

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO DE FILOSOFIA E CIÊNCIAS HUMANAS  
DEPARTAMENTO DE GEOCIÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA**

**MARCOS BACK**

**VULNERABILIDADE DO AQUÍFERO LIVRE EM LEQUES  
ALUVIAIS DO SUL DE SANTA CATARINA SOB ARROZ  
IRRIGADO**

**FLORIANOPOLIS, 2015.**



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO DE FILOSOFIA E CIÊNCIAS HUMANAS  
DEPARTAMENTO DE GEOCIÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA**

**MARCOS BACK**

**VULNERABILIDADE DO AQUÍFERO LIVRE EM LEQUES  
ALUVIAIS DO SUL DE SANTA CATARINA SOB ARROZ  
IRRIGADO**

Tese submetida ao Centro de Filosofia e Ciências Humanas da UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina, Curso de Doutorado em Geografia, área de concentração: Utilização e Conservação de Recursos Naturais, em cumprimento aos requisitos necessários à obtenção do grau de Doutor em Geografia.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dra. Gerusa M. Duarte

**FLORIANOPOLIS, 2015.**

Dados Internacionais de Catalogação na  
Publicação

B126v Back, Marcos.

Vulnerabilidade do aquífero livre em leques aluviais do sul de Santa Catarina sob arroz irrigado / Marcos Back; orientador: Geresa M. Duarte. – Florianópolis, Ed. do Autor, 2015.

458 p : il. ; 21 cm.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Florianópolis, 2015.

1. Leques aluviais. 2. Solos – Percolação. 3. Solos – Absorção. 4. Canais e calhas de irrigação. 5. Arroz irrigado – Cultivo. I. Título.

CDD. 22<sup>a</sup> ed. 551.48

**Marcos Back**


**Vulnerabilidade do aquífero livre em leques aluviais no sul de Santa Catarina sob arroz irrigado**

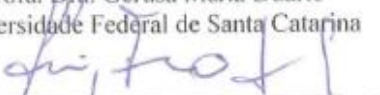
Esta Tese foi julgada adequada para obtenção do Título de “Doutor em Geografia”, e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-graduação em Geografia.

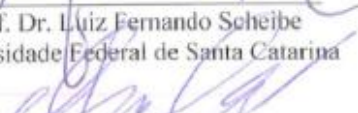
Florianópolis, 25 de março de 2015.

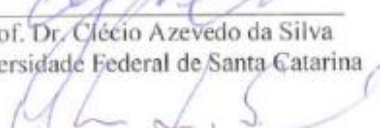
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Márcio Rogério Silveira  
Coordenador do PPGG/UFSC

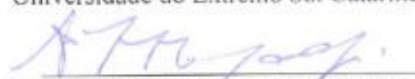
**Banca Examinadora:**

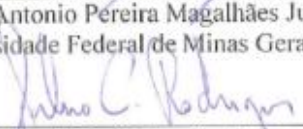
  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dra. Gerusa Maria Duarte  
Universidade Federal de Santa Catarina

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Luiz Fernando Schejbe  
Universidade Federal de Santa Catarina

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Clécio Azevedo da Silva  
Universidade Federal de Santa Catarina

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Álvaro José Back  
Universidade do Extremo Sul Catarinense

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Antonio Pereira Magalhães Junior  
Universidade Federal de Minas Gerais

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Silvio Carlos Rodrigues  
Universidade Federal de Uberlândia



À professora Geresa  
Maria Duarte e à Ilka  
Cristina Back.





## RESUMO

Predominantemente o cultivo de arroz irrigado no extremo sul do estado de Santa Catarina é realizado sobre gleissolos e cambissolos desenvolvidos sobre leques aluviais. Segundo Driessen e Moormann (1985) os solos no ápice dos leques aluviais possuem textura grossa e condutividade hidráulica elevada. Os autores sugerem que estas características gradualmente se modificam para a base dos leques que possuem texturas mais finas e condutividade hidráulica mais baixa. Sendo esta constatação verdadeira e considerando que as características do solo influenciam diretamente na vulnerabilidade do aquífero, deveria ser possível estabelecer relações espaciais para as propriedades do solo e para a vulnerabilidade do aquífero. Com o objetivo de avaliar a variabilidade espacial dos atributos que interferem na infiltração de água no solo e na atenuação de poluentes, foram distribuídos quarenta e cinco pontos amostrais, nas áreas de cultivo de arroz da Bacia do rio São Bento, entre os municípios de Siderópolis, Nova Veneza e Forquilha (SC). Foram efetuadas medidas de resistência do solo à penetração, densidade aparente, porosidade total, granulometria, condutividade hidráulica, conteúdo de matéria orgânica, carbonatos e elementos trocáveis da solução do solo. Com auxílio de tensiômetros foi feito o acompanhamento semanal da tensão no solo durante a safra 2011/2012. De posse dos dados foram efetuadas análises estatísticas buscando a evidência de padrões espaciais e a possibilidade de produção de índices de vulnerabilidade baseados nas características analisadas. Foram encontrados coeficientes de correlação significativos ( $\alpha=5\%$ ), mas de grau moderado, pelo critério de Calegari e Jacques (2003) para a condutividade hidráulica, resistência do solo à penetração, diâmetro médio e mediana dos sedimentos. Não há correlação espacial significativa para a tensão no solo, conteúdo de matéria orgânica e carbonatos. Mapas de interpolação de dados mostram mais a formação de nichos de iguais características do que uma gradação do ápice para a base do leque, provavelmente resultantes do padrão entrelaçado dos canais e de diferentes tipos de depósitos que ocorrem na área de leques aluviais. Embora camadas compactadas reduzam o fluxo de água no perfil, a percolação de água das quadras de cultivo é detectada pelos tensiômetros. O aumento da densidade, relacionada à formação de camadas compactadas, implica em menor infiltração da água das quadras de arroz para o subsolo, o que eleva a tensão. Foram criados índices de potencial de redução da infiltração e potencial de atenuação de poluentes

com base na somatória ponderada das distâncias euclidianas do ponto amostral em relação ao autovetor, em uma análise de principais componentes. O potencial de redução da infiltração assim produzido tem correlação de 51% com as coordenadas UTM Norte. O potencial de atenuação tem correlação de 98% com estas coordenadas. A soma destes potenciais cria um índice numérico de vulnerabilidade do aquífero baseado nas características do solo cujo mapa apresenta muitas semelhanças com o potencial de redução da infiltração, mas com baixa correlação espacial.

**Palavras chave:** Vulnerabilidade do aquífero. Leques aluviais. Arroz irrigado.

## ABSTRACT

Predominantly irrigated rice cultivation in the southern end of Santa Catarina State is carried out on Gleysols and Cambisols developed on alluvial fans. According to Driessen and Moormann (1985) soil on the proximal fan areas have a coarse texture and high hydraulic conductivity. The authors suggest that these characteristics gradually change towards the distal fans that have finer textures and lower hydraulic conductivity. Considering that this finding is true and that soil characteristics contribute directly to the aquifer vulnerability, it should be possible to establish spatial relationships of the soil properties and of aquifer vulnerability. With the aim of evaluating spatial variability of the attributes that interfere with water infiltration into the soil and with mitigation of pollutants, forty-five sample points were distributed in the areas of rice cultivation of the São Bento basin, between the municipalities of Siderópolis, Nova Veneza and Forquilha in Santa Catarina State. Measurements of soil penetration resistance, bulk density, total soil porosity, particle size distribution, hydraulic conductivity, organic matter content, carbonates, and element concentration in soil solution were carried out. With the aid of tensiometers weekly monitoring of tension in the soil was done during the 2011/2012 crop season. With this data we proceeded to statistical analyses seeking evidence of spatial patterns and the possibility of building indices of vulnerability based on the analyzed characteristics. Significant correlation coefficients were found ( $\alpha = 5\%$ ), but at a moderate level by the criterion of Callegari and Jacques (2003) for the hydraulic conductivity, soil penetration resistance, average mean diameter and median size. There is no significant spatial correlation for the tension in the soil, and organic matter content, and carbonates. Maps of data interpolation show more the formation of niches of the same features than a gradation from the proximal fan areas to the distal fan areas probably due to the braided channels and different types of deposits that occur in the alluvial fan area. Even though compacted layers reduce water flow on the profile, the percolation of water in paddy fields was detected by the tensiometers. The increased density, connected to the formation of compacted layers, implies less infiltration of water from rice paddies to the subsoil, which raises the tension. Indexes of potential for reduction of infiltration and for mitigation of pollutants were created based on the weighted sum of Euclidean distances of the sample point in relation to the eigenvector, in a principal component analysis. The potential for reduction of infiltration thus produced has a 51% correlation to the North UTM coordinates. The potential for mitigation has a 98% correlation to

these coordinates. The sum of these potentials creates a numerical index of the aquifer vulnerability based on soil characteristics whose map has many similarities with the potential for reduction of infiltration, but with low spatial correlation.

**Key words:** Aquifer vulnerability. Alluvial fan. Irrigated rice.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Mapa de Localização da Área de estudo.....	47
Figura 2 – Aspecto do alto curso do rio São Bento e do lago formado pela Barragem de mesmo nome. ....	49
Figura 3 – Aspecto da Bacia do rio São Bento no trecho entre o barramento e o distrito de São Bento.....	51
Figura 4 – Aspecto do plano deposicional do rio São Bento onde estão assinalados vestígios da migração lateral do canal sobre os depósitos de leques aluviais e canal atual. ....	52
Figura 5 – Mapa Geológico.....	53
Figura 6 – Vala de drenagem no interflúvio entre as Bacias dos rios Mãe Luzia e São Bento apresentando fragmentos intemperizados de rocha básica. ....	56
Figura 7 – Aspecto avermelhado do solo na margem direita do rio Guarapari na intersecção com a rodovia São Bento Baixo - Nova Veneza. ....	57
Figura 8 – Corte de exploração de cascalho de argilito, provavelmente pertencente à Formação Estrada Nova, em elevação residual localizada na Linha 14 de Julho, município de Nova Veneza. ....	58
Figura 9 – Detalhe de fragmentos de rocha retirados de corte de exploração de cascalho de argilito em elevação residual localizada na Linha 14 de Julho, município de Nova Veneza. ....	59
Figura 10 – Colina localizada entre São Bento Baixo e Nova Veneza, em cuja base aflora a Formação Irati.....	60
Figura 11 – Mapa de uso do solo. ....	67
Figura 12 – Evolução da área plantada e da produção de arroz no Brasil no período de 1977 a 2014. ....	72
Figura 13 – Mapa de pontos amostrais.....	169
Figura 14 – Fotografia do Ponto amostral P01 mostrando a disposição do piezômetro e do tensiômetro na quadra de arroz. ....	177

Figura 15 – Equipamento construído para determinação da condutividade hidráulica, usando cilindros do trado Uhland, conforme prescrições de EMBRAPA (1997). .....	180
Figura 16 – Mesa de tensão segundo modelo de Lima e Silva (2008) e amostras indeformadas acondicionadas para determinação da umidade em função da tensão aplicada. ....	182
Figura 17 – Diferença percentual do teor de argila entre amostras a vinte e oitenta centímetros de profundidade por ponto (eixo horizontal). .....	217
Figura 18 – Resistência Mecânica do solo à penetração nos pontos P42, P08, P19, P15, P34 e P24. ....	218
Figura 19 – Resistência Mecânica do solo à penetração nos pontos P35, P26, P06, P25, P27 e P21. ....	219
Figura 20 – Resistência Mecânica do solo à penetração nos pontos P07, P29, P37, P23, P11 e P17. ....	220
Figura 21 – Resistência Mecânica do solo à penetração nos pontos P28, P30, P31, P39, P45 e P14. ....	221
Figura 22 – Resistência Mecânica do solo à penetração nos pontos P16, P18, P32, P12, P13 e P33. ....	222
Figura 23 – Resistência Mecânica do solo à penetração nos pontos P36, P43, P05, P09, P10 e P20. ....	223
Figura 24 – Resistência Mecânica do solo à penetração nos pontos P01, P41, P38, P22, P02 e P03. ....	224
Figura 25 – Mapa de Interpolação dos dados de resistência do solo à penetração. ....	229
Figura 26 – Distribuição da granulometria das amostras no Triângulo. ....	249
Figura 27 – Mapa de interpolação dos dados da mediana das amostras tomadas a vinte centímetros de profundidade. ....	267
Figura 28 – Mapa de interpolação dos dados da mediana das amostras tomadas a oitenta centímetros de profundidade. ....	269
Figura 29 – Gráfico de dispersão e linha de tendência da assimetria da dispersão granulométrica em função da coordenada UTM Norte. ....	275

Figura 30 – Mapa de interpolação dos dados de assimetria das amostras tomadas a vinte centímetros de profundidade.....	277
Figura 31 – Mapa de interpolação dos dados de assimetria das amostras tomadas a oitenta centímetros de profundidade.....	279
Figura 32 – Mapa de interpolação dos dados de seleção das amostras tomadas a vinte centímetros de profundidade.....	283
Figura 33 – Mapa de interpolação dos dados de seleção das amostras tomadas a oitenta centímetros de profundidade.....	285
Figura 34– Gráfico do intervalo de confiança (0,95) do teor de fósforo segundo material de origem do solo demonstrado diferenças significativas ( $p= 0,0000$ )no teste ANOVA. ....	305
Figura 35 – Distribuição da média da tensão e intervalo de confiança ( $\alpha=5\%$ ) em quarenta e cinco pontos amostrais. ....	308
Figura 36 – Mapa de interpolação dos dados de tensão média no solo. ....	311
Figura 37 - Variação da média de tensão de 45 pontos amostrais em 16 campanhas de monitoramento no período de 8/12/2011 a 6/04/2012. ....	314
Figura 38 – Tensões médias (milibar) dos quarenta e cinco pontos amostrais, compostas de dezesseis campanhas, sendo seis campanhas na fase vegetativa, seis na fase reprodutiva, e quatro no período pós-colheita. ....	317
Figura 39 – Mapa de interpolação dos dados da condutividade hidráulica obtidos no piezômetro. ....	331
Figura 40 – Mapa de interpolação dos dados do teor de cálcio a oitenta centímetros de profundidade.....	333
Figura 41 – Mapa de interpolação dos dados do teor de magnésio a oitenta centímetros de profundidade.....	335
Figura 42– Variação do volume permeado de duas amostras em função do tempo no permeâmetro de laboratório. ....	339
Figura 43 – Representação esquemática das variáveis relativas às condições de redução da infiltração da água de irrigação no solo usando como peso do relacionamento os coeficientes de correlação e a variância explicada pelo primeiro autovetor. ....	347

Figura 44 – Interpolação dos dados da soma da distância euclidiana ponderada para as variáveis relativas às condições de redução da infiltração da água de irrigação no solo.....	357
Figura 45 – Mapa de interpolação dos dados da soma da distância euclidiana ponderada para as variáveis relativas à atenuação da poluição no solo. ....	371
Figura 46 – Mapa de interpolação dos dados do índice de vulnerabilidade. ....	375



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Parâmetros Hidrológicos do Alto Curso do Rio São Bento, entre o divisor de águas na Serra Geral e a barragem.....	50
Tabela 2 – Evolução da área cultivada, produção e produtividade da cultura do arroz no mundo.....	70
Tabela 3 – Média ponderada (MPa), coeficiente de variação (%) e máxima resistência à penetração e classe de resistência segundo Canarache (1990).....	214
Tabela 4 - Coeficiente de correlação de Pearson ( $\alpha=5\%$ ) entre resistência do solo à penetração média, por decímetro de profundidade, e altitude, coordenadas UTM, distância do ponto amostral à barragem e à foz do rio São Bento, teores de cálcio e magnésio e tensão no solo. ....	226
Tabela 5 – Parâmetros estatísticos da porosidade total (%) e densidade aparente ( $\text{g/cm}^3$ ) do conjunto dos dados dos quarenta e cinco pontos amostrais em duas profundidades.....	232
Tabela 6 – Porosidade total (%) e densidade aparente ( $\text{g/cm}^3$ ) do solo nas profundidades de vinte e oitenta centímetros, por ponto amostral. ....	233
Tabela 7 – Percentual de Matéria Orgânica (M.O.) e Carbonatos (Carb.), em duas profundidades e por ponto amostral. ....	239
Tabela 8 – Percentuais de Seixo, Grânulo, Areia Muito Grossa, Areia Grossa, Areia Média, Areia Fina, Areia Muito Fina, Silte Grosso, Silte Médio, Silte Fino, Silte Muito Fino, Argila e Infra Argila, por Ponto Amostral em amostras coletadas a vinte centímetros de profundidade.....	241
Tabela 9 - Percentuais de Seixo, Grânulo, Areia Muito Grossa, Areia Grossa, Areia Média, Areia Fina, Areia Muito Fina, Silte Grosso, Silte Médio, Silte Fino, Silte Muito Fino, Argila e Infra Argila, por Ponto Amostral em amostras coletadas a oitenta centímetros de profundidade.....	244
Tabela 10 – Parâmetros estatísticos do percentual das frações de fragmentos grossos, siltes e argilas do conjunto dos dados dos	

quarenta e cinco pontos amostrais (oitenta e nove amostras colhidas a vinte e a oitenta centímetros de profundidade).....	248
Tabela 11 – Frequência absoluta e relativa da granulometria das amostras por classe textural do Diagrama de Shepard (1954).....	249
Tabela 12 – Classificação Textural segundo Shepard (1954) por ponto e por profundidade de coleta de amostra.....	251
Tabela 13 – Frequência Absoluta e Relativa por Classe Modal (Folk & Ward), com base no diâmetro médio dos sedimentos. ....	253
Tabela 14 – Classe Modal com base na Média do Diâmetro (FOLK e WARD, 1957) por ponto e por profundidade de coleta de amostra. ....	254
Tabela 15 – Diâmetro médio ( $\phi$ ), mediana, seleção, assimetria e curtose por ponto amostral na profundidade de vinte centímetros. ....	256
Tabela 16 – Diâmetro médio ( $\phi$ ), mediana, seleção, assimetria e curtose por ponto amostral na profundidade de oitenta centímetros.....	257
Tabela 17 – Coeficiente de correlação de Pearson ( $\alpha=5\%$ ) entre o diâmetro médio e altitude, coordenadas UTM, distância do ponto amostral à barragem e à foz do rio São Bento, densidade aparente e porosidade, por amostras coletadas a 20 e a 80 centímetros de profundidade.....	259
Tabela 18 – Frequência Absoluta e Relativa por Classe Modal (FOLK e WARD, 1957), com base na mediana do diâmetro. ....	261
Tabela 19 – Classe Modal com base na Mediana do Diâmetro (Folk & Ward) por ponto e por profundidade de coleta de amostra. ....	262
Tabela 20 – Coeficiente de correlação de Pearson ( $\alpha=0,05$ ) entre a mediana do diâmetro e altitude, coordenadas UTM, distância do ponto amostral à barragem e à foz do rio São Bento, densidade aparente e porosidade, por amostras coletadas a 20 e a 80 centímetros de profundidade.....	264
Tabela 21 – Frequência absoluta e relativa das classes de simetria da distribuição dos diâmetros (Folk & Ward) de 89 amostras. ....	271
Tabela 22 – Coeficiente de correlação de Pearson ( $\alpha=0,05$ ) entre o grau de assimetria do diâmetro e altitude, coordenadas UTM, distância do ponto amostral à barragem e à foz do rio São Bento, densidade	

aparente e porosidade, por amostras coletadas a 20 e a 80 centímetros de profundidade. ....	274
Tabela 23 – Coeficiente de correlação de Pearson para o valor numérico na escala <i>phi</i> do diâmetro médio, mediana e assimetria em relação às coordenadas UTM Norte, desconsiderando os pontos amostrais P22, P27, P28, P31, P34 e P38. ....	275
Tabela 24 – Coeficiente de correlação de Pearson para correlação linear significativa ( $\alpha=0,05$ ) entre o grau de seleção e altitude, coordenadas UTM, distância do ponto amostral à barragem e à foz do rio São Bento, por amostras coletadas a 20 e a 80 centímetros de profundidade. ....	282
Tabela 25 – Coeficiente de correlação de Pearson para correlação linear significativa ( $\alpha=0,05$ ) entre o grau de seleção e altitude, coordenadas UTM, distância do ponto amostral à barragem e à foz do rio São Bento, por amostras coletadas a 20 e a 80 centímetros de profundidade, desconsiderando os pontos amostrais P22, P27, P28, P31, P34 e P38. ....	282
Tabela 26 – Frequência absoluta e relativa das classes de curtose da distribuição dos diâmetros (Folk & Ward) de 89 amostras. ....	287
Tabela 27 – Média de pH e dos teores de fósforo, potássio, alumínio, cálcio e magnésio trocáveis, capacidade de troca de cátions, soma de bases, saturação de bases e conteúdo de matéria orgânica das amostras colhidas a vinte e a oitenta centímetros de profundidade. ....	293
Tabela 28 – Parâmetros químicos do solo na profundidade de vinte centímetros dos pontos P01 a P23. ....	295
Tabela 29 – Parâmetros químicos do solo na profundidade de vinte centímetros dos pontos P24 a P45. ....	297
Tabela 30 – Parâmetros químicos do solo na profundidade de oitenta centímetros dos pontos. ....	299
Tabela 31 – Parâmetros químicos do solo na profundidade de oitenta centímetros dos pontos. ....	301
Tabela 32 – Coeficiente de correlação de Pearson para correlação linear entre o logaritmo na base seis do teor de magnésio e demais variáveis espaciais, discriminadas por amostras coletadas a 20 e a 80 centímetros de profundidade. ....	306

Tabela 33 – Valor do coeficiente de correlação de Pearson (r) significativo ( $\alpha=5\%$ ) entre a variável normalizada (1/x), tensão média do solo (mbar) e demais variáveis estudadas.....	309
Tabela 34 – Rol do valor do coeficiente de correlação de Pearson por ponto amostral para as variáveis altura da lâmina de água na irrigação e tensão do solo, discriminando valores significativos e não significativos. ....	315
Tabela 35 – Rol da tensão média (mbar) por ponto amostral. ....	316
Tabela 36 – Condutividade hidráulica média, máxima e mínima, desvio padrão, coeficiente de variação por ponto amostral, determinados a partir de dados de campo.....	321
Tabela 37 – Coeficiente de correlação de Pearson entre frações granulométricas (%) de amostras tomadas a oitenta centímetros de profundidade e a condutividade hidráulica, na Bacia do rio São Bento e na área de Leque Aluvial da mesma bacia.....	327
Tabela 38 – Coeficientes de correlação de Pearson ( $\alpha=5\%$ ), entre a condutividade hidráulica (cm/s) obtida em piezômetros e tensão no solo (mbar), densidade aparente ( $g/cm^3$ ), teor de matéria orgânica (%), teor de cálcio ( $cmol/dm^3$ ), teor de magnésio ( $cmol/dm^3$ ), discriminadas por profundidade de coleta e critério de normalização. ....	328
Tabela 39 – Condutividade hidráulica em amostras indeformadas por ponto amostral e em amostras tomadas a 20 e a 80 centímetros de profundidade.....	338
Tabela 40 – Autovalor, variância e variância acumulada por autovetor na análise das variáveis relativas às condições de redução da infiltração da água de irrigação no solo. ....	346
Tabela 41 – Coeficiente das variáveis: Tensão no solo (mbar), Condutividade Hidráulica (cm/s) e Resistência do solo à penetração (MPa) na profundidade de quarenta e um a cinquenta centímetros em relação aos autovetores.....	346
Tabela 42 – Coordenadas dos casos em relação ao autovetores, baseadas nas correlações. ....	350
Tabela 43 – Distância euclidiana ponderada pelo total da variância explicada pelo autovetor e soma destas distâncias, disposta em ordem crescente.....	353

Tabela 44 – Autovalor, variância e variância acumulada por autovetor na análise das variáveis relativas à atenuação da poluição.....	361
Tabela 45 – Coeficiente das variáveis: potencial hidrogeniônico (pH), capacidade de troca de cátions (CTC), conteúdo percentual de matéria orgânica, carbonatos e argilas e mediana das frações granulométricas em relação aos autovetores. ....	362
Tabela 46 – Distância euclidiana ponderada pelo total da variância explicada pelo autovetor e soma destas distâncias, disposta em ordem crescente para as variáveis relacionadas à atenuação de poluentes no solo. ....	365
Tabela 47 – Potencial de redução da infiltração da água de irrigação (R.I.), Potencial de atenuação da poluição (A.P.) e Índice de vulnerabilidade (I.V) por ponto amostral. ....	374



## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Classificação do Índice Groundwater Ubiquity Score – GUS. .....	113
Quadro 2 - Principais componentes dos modelos de avaliação da vulnerabilidade. ....	151
Quadro 3 – Interligação de sistemas na produção da variável vazão de infiltração. ....	161
Quadro 4 – Coordenadas UTM, altitude (m) e precisão da medida do aparelho GPS no momento da determinação das coordenadas (m). .....	172
Quadro 5 – Distância em quilômetros entre o ponto amostral e a foz do rio São Bento, entre o ponto amostral e a Barragem, menor distância entre o ponto amostral e o rio São Bento e a menor distância entre o ponto amostral e o rio mais próximo. ....	174
Quadro 6 – Probabilidade no teste de normalidade segundo critério de Kolmogorov&Smirnov/Lilliefors (LILLIEFORS, 1967), para variáveis de localização, tensão, condutividade hidráulica no piezômetro e resistência do solo à penetração obtidas em campo e critério de transformação. ....	184
Quadro 7 – Probabilidade no teste de normalidade, segundo critério de Kolmogorov&Smirnov/Lilliefors (LILLIEFORS, 1967), de amostras tomadas a vinte centímetros de profundidade, e critério de transformação. ....	185
Quadro 8 – Probabilidade no teste de normalidade, segundo critério de Kolmogorov&Smirnov/Lilliefors (LILLIEFORS, 1967), de amostras tomadas a oitenta centímetros de profundidade, e critério de transformação. ....	187
Quadro 9 – Comparação entre a classificação da simetria de distribuição do diâmetro entre amostras tomadas a vinte e a oitenta centímetros de profundidade. ....	272
Quadro 10 – Comparação entre a classificação da curtose da distribuição do diâmetro entre amostras tomadas a vinte e a oitenta centímetros de profundidade. ....	289

Quadro 11 – Ocorrência de elevação de água no piezômetro ou no perfil do solo. ....	319
Quadro 12 – Matriz de correlações lineares entre as variáveis: tensão no solo (mbar), condutividade hidráulica (cm/s) e resistência do solo à penetração (MPa) na profundidade de quarenta e um a cinquenta centímetros. ....	345
Quadro 13 – Matriz de correlações lineares entre as variáveis: potencial hidrogeniônico (pH), capacidade de troca de cátions (CTC), conteúdo percentual de matéria orgânica, carbonatos e argilas e mediana das frações granulométricas. ....	360
Quadro 14 – Rol dos escores do primeiro autovetor, Rol do teor de argila, Rol do teor de carbonatos e rol da .....	367
Quadro 15 – Limites do intervalo de confiança dos parâmetros componentes do potencial de atenuação para dois grupos de pontos amostrais: Grupo de pontos com menor escore no potencial de atenuação e grupo de pontos com maior escore no potencial de atenuação ( $\alpha=5\%$ ).....	373



## LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 – Índice Gus, *Groundwater Ubiquity Score*.

Equação 2 – Potencial Total de Água no Solo ( $\Psi$ ).

Equação 3 – Equação de Allen Hazen para condutividade hidráulica para sedimentos homogêneos.

Equação 4 – Equação de Allen Hazen para condutividade hidráulica para sedimentos heterogêneos.

Equação 5 – Equação de Terramoto et al. para condutividade hidráulica de solos derivados da Formação Rio Claro.



## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>29</b>
<b>2 PROBLEMÁTICA E HIPÓTESE .....</b>	<b>35</b>
<b>3 OBJETIVOS .....</b>	<b>43</b>
3.1 OBJETIVO GERAL .....	43
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	43
<b>4 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....</b>	<b>45</b>
<b>5 DISCUSSÃO TEÓRICA .....</b>	<b>70</b>
5.1 CULTURA DO ARROZ.....	70
5.2 CARACTERÍSTICAS DO SOLO E SUAS MODIFICAÇÕES COM O CULTIVO DO ARROZ IRRIGADO.....	82
<b>5.2.1 Aspectos químicos de solos alagados para o cultivo do arroz. 83</b>	
<b>5.2.2 Aspectos físicos de solos alagados para o cultivo do arroz .... 93</b>	
5.3 DISPERSÃO DE POLUENTES .....	100
<b>5.3.1 Dissipação de agrotóxicos .....</b>	<b>108</b>
5.4 VULNERABILIDADE DOS AQUÍFEROS.....	116
<b>5.4.1 Conceito de vulnerabilidade de águas subterrâneas .....</b>	<b>117</b>
<b>5.4.2 Avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas .....</b>	<b>123</b>
<b>5.4.3 Limitações Gerais dos Modelos de Avaliação da Vulnerabilidade .....</b>	<b>127</b>
<b>5.4.4 Modelos de Avaliação da Vulnerabilidade.....</b>	<b>129</b>
<b>5.4.5 Estudos Comparativos .....</b>	<b>145</b>
<b>5.4.6 Parâmetros.....</b>	<b>147</b>
5.5 MÉTODO.....	154
<b>5.1.1 Visão de Mundo e o Caráter Sistêmico.....</b>	<b>155</b>
<b>5.1.2 Caráter Geográfico .....</b>	<b>157</b>
<b>5.1.3 Conceituação de um Sistema Geográfico .....</b>	<b>158</b>
<b>5.1.4 Definição e tipos de Modelos .....</b>	<b>164</b>
<b>5.1.5 Modelos para Análise Morfológica de Sistemas .....</b>	<b>165</b>
<b>6 MÉTODO, TÉCNICAS, MATERIAIS E PROCEDIMENTOS 168</b>	
6.1 PROCEDIMENTOS TÉCNICOS .....	168
<b>6.1.1 Técnicas de Campo.....</b>	<b>176</b>
<b>6.1.2 Técnicas de Laboratório .....</b>	<b>179</b>
<b>6.1.3 Técnicas de Escritório.....</b>	<b>183</b>
<b>7 APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DE RESULTADOS .....</b>	<b>190</b>
7.1 DESCRIÇÃO DOS PONTOS AMOSTRAIS .....	190
<b>7.1.1 Setor 1.....</b>	<b>191</b>

<b>7.1.2 Setor 2</b> .....	<b>205</b>
<b>7.1.3 Setor 3</b> .....	<b>206</b>
<b>7.1.4 Setor 4</b> .....	<b>208</b>
7.2 RESISTÊNCIA DO SOLO À PENETRAÇÃO.....	211
7.3 DENSIDADE APARENTE E POROSIDADE .....	231
7.4 GRANULOMETRIA.....	237
7.5 PARÂMETROS QUÍMICOS .....	292
7.6 TENSÃO NO SOLO.....	307
7.7 CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA.....	318
<b>8 INTEGRAÇÃO DE RESULTADOS.....</b>	<b>342</b>
<b>9 CONCLUSÕES.....</b>	<b>379</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>388</b>

**APÊNDICE A –Tensiômetro**

**APÊNDICE B – Gráficos de tensão**

## 1 INTRODUÇÃO

O baixo nível de água nas represas em São Paulo e o uso do “volume morto” foram notícias recorrentes em cadeia nacional durante o ano de 2014, expondo o que se denominou de crise da água.

Segundo Malu Ribeiro, coordenadora da Rede de Águas da Fundação SOS Mata Atlântica, em entrevista ao Instituto Brasileiro de Defesa do Consumidor (IDEC, 2014), os eventos climáticos apenas potencializaram a crise. Para a entrevistada, o crescimento urbano desordenado e o desmatamento, aliados a uma cultura de abundância de recursos hídricos, tiveram por consequência a concentração do consumo e o aumento da poluição.

Segundo Jacobi, coordenador do grupo de pesquisa sobre governança de recursos naturais da Universidade de São Paulo, em entrevista à Zero Hora (SEIBT, 2014), desde 2004 há indicativos da necessidade de diminuir a dependência do Sistema Cantareira. Para o entrevistado, em 2009 o relatório final do Plano da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê destacou que o sistema Cantareira já tinha um “déficit de grande magnitude”.

Em paralelo à crise de abastecimento de água na cidade de São Paulo, a agência de notícias Deutsche Welle divulgou, em março de 2014, que as termelétricas no Brasil estavam operando com 82% de sua capacidade em consequência da redução do volume de água nos reservatórios das hidrelétricas e do aumento do consumo de energia (NEHER, 2014).

Em setembro de 2014, para o leilão de energia, foram inicialmente inscritos trinta e seis empreendimentos termelétricos, dos quais dez tendo por combustível o carvão (EPE, 2014). No leilão A5, em novembro de 2014, a Tractebel Energia, venceu com três empreendimentos: Usina Pampa do Sul, a ser instalada em Candiota, no Rio Grande do Sul, que deverá gerar trezentos e quarenta megawatts, usando como combustível o carvão; Complexo Eólico Campo Largo, na Bahia, de cento e setenta e oito megawatts e a Termelétrica Ferrari, em Pirassununga, São Paulo, com quinze megawatts usando biomassa (TRACTEBEL, 2014).

Se a matriz energética brasileira, baseada em hidrelétricas, tem se mostrado incapaz de sustentar o aumento do consumo de energia, o uso de termelétricas a carvão, com base no histórico de degradação desta atividade minerária (Portal da Ação Civil Pública do Carvão, 2014), pode aumentar a poluição da água, reduzindo a disponibilidade.

Em um país em que, para a maioria das pessoas, a seca é algo distante, relacionada à “Morte e Vida Severina” e ao Departamento Nacional de Obras Contra a Seca, a crise no abastecimento de água em São Paulo e o aumento das termelétricas pode soar estranho e, talvez, encarado como uma crise temporária. Por exemplo, em programa televisivo do dia 9 de dezembro de 2014, Jornal do Almoço (Rede Globo, 2014), foram mostradas formas criativas adotadas por moradores de São Paulo para reduzir o consumo de água tratada. A reportagem conclui que a crise pode passar, mas não o hábito de economizar.

Não é intenção sugerir que as condições, climáticas ou de gestão de recursos hídricos, existentes hoje em São Paulo, devem perdurar. Entretanto, parece, como sugere a reportagem, ainda que positiva em termos de conscientização da necessidade de melhor gestão dos recursos hídricos, que tal como o retirante aguarda-se o retorno da chuva.

Em Rebouças (2006a), Tundizi (2009), Costa (2010a) constam listas de países com escassez de água. A maioria destes países está na África, Oriente Médio ou são insulares, embora haja na Europa países que dependem de recursos hídricos localizados fora de suas fronteiras. Em termos continentais a América do Sul possui a maior disponibilidade de recursos hídricos por habitante e o maior volume de água doce contido em rios (COSTA, 2010a). Contudo, a distribuição dos recursos hídricos não é homogênea e a distribuição da população é predominantemente concentrada.

O desenvolvimento econômico é acompanhado por aumento do consumo de água *per capita* e por menor disponibilidade de recursos hídricos, em função da poluição e da supressão da vegetação (COSTA, 2010a). Para Tundizi (2009), a poluição da água também altera os ecossistemas que perdem capacidade de autodepuração, reduzindo ainda mais a disponibilidade.

Com o desenvolvimento econômico, também há um aumento do consumo industrial, agrícola e de recreação. Villiers (2002), Barlow e Clarke (2003) mostram que em várias partes do mundo a água é privatizada e as consequências negativas desta apropriação para a população. Assim, a “crise da água” não decorre apenas de modificações nas condições climáticas e de políticas públicas de gestão dos recursos hídricos, mas também da apropriação privada de recursos naturais.

Na medida em que cresce o consumo de água, a busca por novas fontes se intensifica. O uso de recursos hídricos subterrâneos tem-se multiplicado em função da qualidade da água e de sua disponibilidade próxima ao local de uso (TUNDIZI, 2009). Contudo, apesar do exemplo de degradação dos recursos superficiais, a água subterrânea vem sendo

apropriada por setores econômicos dominantes, muitas vezes com poços mal construídos, sem medidas de proteção e super explorados, que propiciam a degradação dos aquíferos (REBOUÇAS, 2006b).

Embora a poluição do aquífero possa ocorrer por injeção direta de poluentes, na maioria dos casos é consequência das atividades humanas na superfície. Tundizi (2009) faz uma listagem de atividades que podem causar a poluição em aquíferos, como depósito de resíduos, esgoto, vazamento de produtos tóxicos e o uso de agrotóxicos e fertilizantes na agricultura.

Segundo Lavorenti (2000), para chegar ao aquífero, um poluente disposto na superfície, deve ser capaz de atravessar diferentes camadas do solo. Esta capacidade depende da velocidade com que o poluente é transportado e de reações de degradação a que está sujeito neste período, atenuando o efeito poluidor. O transporte do poluente depende das características do solo, notadamente da condutividade hidráulica, do grau de saturação do solo e das propriedades do poluente, como a viscosidade. O grau de atenuação da poluição depende da atividade biológica, do conteúdo de matéria orgânica e de características químicas do solo.

Desta forma, dependendo de características locais, o mesmo poluente pode, ou não, chegar ao aquífero em diferentes tempos de residência nas camadas superficiais. Com esta premissa, nos últimos cinquenta anos foram desenvolvidos diferentes sistemas de avaliação da vulnerabilidade dos aquíferos (GOGU; DASSARGUES, 2000; FOSTER et al., 2002; MARGANE; 2003, GOLDSHEIDER, 2003a; VÍAS et al., 2006).

Estes sistemas de avaliação têm por objetivo auxiliar o planejamento ambiental de uso do solo e prevenção à poluição, determinando prioridades de ação e recursos financeiros (MARGANE, 2003), buscando o equilíbrio entre a demanda social e a necessidade de proteção do meio ambiente (GOLDSHEIDER, 2005).

Dada a variabilidade de ecossistemas e de condições locais, os sistemas de avaliação da vulnerabilidade são adaptados ao meio. Na Europa, por exemplo, foram desenvolvidos sistemas que contemplassem as características de ambientes cársticos.

Contudo, os modelos de avaliação mais utilizados consideram um poluente genérico disposto na superfície do solo, que é transportado por advecção para o aquífero. Destes pressupostos surge a questão de como avaliar a vulnerabilidade do aquífero freático frente a uma atividade agrícola, como o cultivo do arroz irrigado, que é conduzida sob constante inundação.

Em termos de segurança alimentar e extensão da área plantada, o arroz é um dos cereais mais importantes cultivados no planeta (AZAMBUJA et al., 2004; FAO, 2014). Avanços tecnológicos, especialmente a partir de 1970, permitiram a evolução da área e da produtividade na América Latina (FELÍCIO FILHO, 1979; SANINT, 1997) onde o Brasil se destaca como maior produtor (AZAMBUJA et al., 2004).

Com o apoio governamental, por meio do Programa Nacional de Aproveitamento Racional de Várzeas – PROVÁRZEAS NACIONAL houve grande incremento na área cultivada de arroz irrigado em Santa Catarina e em particular na região sul deste estado a partir dos anos 80 do século passado. Segundo Vieira (2014), foram cultivados em Santa Catarina 147.992 hectares, na safra 2013/2014. Deste total, 93.561 hectares, representando 63% da área, foram cultivados no sul do estado.

O cultivo do arroz irrigado implica na ocorrência de impactos ambientais no ar, no solo e na água, que tem efeitos sobre a biota e sobre as comunidades humanas circunvizinhas (MATTOS, 2004). Estes impactos estão basicamente relacionados ao preparo do solo, ao uso de agro-químicos e à mudança de condições ambientais impostas pelos sistemas de irrigação por inundação. Na água usada para irrigação os efeitos destas alterações decorrem do contato da água derivada dos rios para as lavouras com o solo, do uso de fertilizantes, corretivos e de agrotóxicos para o combate de plantas daninhas, pragas e doenças.

Considerando diferentes sistemas de cultivo e diferentes maneiras de preparo do solo, em média, o cultivo de arroz irrigado consome entre 0,46 a 1,6 litro de água por segundo por hectare (EPAGRI, 2002; STEINMETZ, 2004; ROSSO, 2007) sendo que a evapotranspiração representa parte significativa da necessidade de água (SACHET, 1977). Parte da água usada é perdida para os sistemas de drenagem do próprio cultivo, podendo poluir corpos de água superficiais e parte é perdida por infiltração, podendo atingir aquíferos.

Estas perdas por infiltração, nas áreas de plantio de arroz irrigado, estão relacionadas à carga hidráulica, ao tipo de solo, especialmente no que se refere a sua textura, à presença de camadas compactadas, ao modo de preparo do solo e à profundidade da camada natural de impedimento (EPAGRI, 2002).

A possibilidade de contaminação do aquífero freático a partir das canchas de arroz é apontada por Alexandre (2000), que verificou o aumento da turbidez, de sólidos totais, e coliformes fecais em água de poço escavado a partir do momento em que se iniciou o preparo do solo. Hadlich (1997) sugere a possibilidade de agrotóxicos, ou seus



subprodutos de degradação, estar também sendo adsorvidos pelas argilas, e que estas poderiam estar contaminando corpos de água superficiais e profundos.

Krebs (2004), trabalhando com recursos hídricos subterrâneos da Bacia do rio Araranguá, produziu mapa de vulnerabilidade dos aquíferos, usando o sistema GOD (FOSTER, 1987). Sobre a área de leques aluviais a vulnerabilidade é preponderantemente classificada como extrema na porção proximal, alta na porção mediana e moderada na porção distal dos leques.

Comparando o Levantamento de Reconhecimento dos Solos de Santa Catarina (EMBRAPA, 2004) com o mapa geológico da Bacia do rio Araranguá, produzido por Krebs (2004), e com o mapa do uso da terra na Bacia do rio Araranguá (PELLERIN, 2010), verifica-se que o cultivo do arroz se concentra sobre gleissolos e cambissolos derivados de depósitos de leques aluviais.

Driessen e Moormann (1985), trabalhando com propriedades físicas do solo sob cultivo do arroz irrigado verificaram que em leques aluviais existe uma tendência de textura mais grossa e condutividade hidráulica mais elevada no ápice do que na base dos leques.

Sendo esta constatação verdadeira, deveria ser possível estabelecer relações entre as propriedades do solo em um determinado ponto na bacia hidrográfica e o posicionamento espacial deste ponto. Do mesmo modo, como a vulnerabilidade do aquífero é, pelo menos em parte, dependente das propriedades do solo, deveria ser possível estabelecer uma relação espacial da vulnerabilidade na área de leques aluviais.

Com o objetivo de avaliar a variabilidade espacial dos atributos que interferem na infiltração de água no solo e na atenuação de poluentes realizou-se, com atividades de campo e laboratório, um levantamento das características dos solos usados no cultivo do arroz irrigado na Bacia do rio São Bento. Esta, situada no sul do estado de Santa Catarina, faz parte da Bacia do rio Araranguá.

Foram distribuídos na área de cultivo de arroz, quarenta e cinco pontos amostrais, sendo a maioria localizada em área de leque aluvial. Foram efetuadas medidas de resistência do solo à penetração, densidade aparente, porosidade total, granulometria, condutividade hidráulica, conteúdo de matéria orgânica, carbonatos e elementos trocáveis da solução do solo. Com auxílio de tensiômetros foi feito o acompanhamento semanal da tensão no solo durante a safra 2011/2012.

De posse dos dados procederam-se análises estatísticas buscando a existência de padrões espaciais e de correlação entre as variáveis. Verificou-se também a possibilidade de produção de índices de

vulnerabilidade baseados nas características analisadas e o comportamento espacial destes índices.

## 2 PROBLEMÁTICA E HIPÓTESE

Egito, Suméria, Harapa mostram que as civilizações se desenvolveram a partir de terras fertilizadas por grandes rios. A dependência da água também pode ser vista nas civilizações americanas - Inca e Asteca, em Punjab - na Índia, também na China (MENDES; SANTOS OLIVEIRA, 2004). Utilizando águas superficiais e subterrâneas, foram produzidas colheitas abundantes que permitiram o desenvolvimento de cidades, o aumento do poder e da riqueza e, também, a degradação e a poluição em larga escala.

Sendo a água indispensável à vida e também um recurso limitado e irregularmente distribuído, ela é origem de tensões e conflitos. Mesmo a Amazônia, conhecida no mundo inteiro pela abundância de recursos hídricos, tem sido notícia das tensões entre pecuaristas, madeireiros, garimpeiros, povos indígenas e comunidades tradicionais pela violência e pela degradação do solo, da água e da biodiversidade. Isso porque, como destaca Leonel (1998), não se podem isolar os fatos ecológicos dos fatos sociais uma vez que “as relações do homem com a natureza são indissociáveis das relações que os homens mantêm entre si”.

No ciclo hidrológico, aproximadamente cento e dezenove mil quilômetros cúbicos de água são transferidos anualmente por precipitação para os continentes (REBOUÇAS, 2006a). O consumo mundial está próximo de três mil quilômetros cúbicos anuais, sendo dois mil usados na agricultura, setecentos na indústria e duzentos e sessenta no uso doméstico (TUNDIZI, 2009). Mesmo considerando a grande imprecisão inerente a esse tipo de dados, isso representa um saldo de cento e dezesseis mil quilômetros cúbicos!

Considerando apenas as atividades humanas, a taxa de renovação de recursos hídricos é, portanto, muito superior à necessária para a população, entretanto a distribuição é desigual (SANTOS; MANCUSO, 2003), e a poluição reduz a disponibilidade efetiva.

A poluição de recursos hídricos é fato amplamente conhecido e vivenciado por praticamente todos. No meio urbano, basta passar por um rio para sentir odores desagradáveis e ver sua coloração alterada. O Tietê é um famoso exemplo nacional. Rios receptores de esgotos domésticos e industriais, também lixo acumulado em galeria pluvial se tornam integrantes da paisagem. Parecem, da mesma forma que o fenômeno da violência urbana, apesar do esforço de ações de recuperação e movimentos de conscientização, realidades tão comumente vivenciadas que acabam negligenciadas.

Essa complacência pode conduzir a exemplos extremos. Na zona de processamento e exportação, na fronteira entre México e Estados Unidos, somente 12% da população têm acesso à água limpa. Lá a ausência de água doce tornou-se símbolo de pobreza para mais de um milhão de pessoas (BARLOW; CLARKE, 2003). Para não ficar só no meio urbano, no Canadá, em 1999, um terço dos poços rurais de Ontário estavam contaminados com *E. coli* e, nos EUA, um levantamento da EPA (*US Environmental Protection Agency*) estima que metade dos poços estão contaminados por pesticidas e nitratos (BARLOW; CLARKE, 2003). A poluição por produtos químicos (TUNDISI, 2009), por produtos farmacêuticos (SANTOS; MANCUSO, 2003), por mercúrio nos garimpos da Amazônia (LEONEL, 1998), por influência da mineração de carvão nos recursos hídricos no sul do estado de Santa Catarina (VEADO, 1989; ALEXANDRE, 1995, 1996, 1999, 2001, 2002; KREBS et al. 1994; KREBS, 1995, 2004; MILIOLI et al., 2009) são outros exemplos graves que proliferam.

A distribuição desigual da água no planeta, o consumo excessivo e a poluição conduzem a um quadro de escassez. Alguns dos maiores rios como Indo, Ganges e Amarelo, em alguns anos, não conseguem manter seu curso, ficando sem água durante longos meses (MENDES; SANTOS OLIVEIRA, 2004).

A redução de disponibilidade de água pode ser apontada tanto em superfície quanto em águas subterrâneas. Para os recursos hídricos superficiais, também podem ser exemplos dessa redução o caso do Mar de Aral e do Rio Colorado (TUNDISI, 2009). Na região metropolitana de São Paulo, problemas de abastecimento ocorridos em 2014, já eram alertados pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) em 2003 (PESSOA DA SILVA et al., 2003). A superexploração de aquíferos tem sido verificada nos Estados Unidos (VILLIERS, 2002). Na cidade do México foi registrado rebaixamento do freático em até oito metros, e em Tamil Nadu, na Índia, este rebaixamento provocou a intrusão da cunha salina (TUNDISI, 2009).

Embora colocados dessa maneira possa parecer que os problemas sejam localizados, especialmente para aqueles que só vêem a água em suas próprias torneiras ou mesmo para populações que vivem sob abundância do recurso, o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA apud MENDES e SANTOS, 2004) identifica oitenta países com sérios problemas para manter a disponibilidade de água. Atualmente vinte e nove países não têm água doce para toda sua população; prevê-se que, em 2050, serão quarenta e oito (PESSOA DA SILVA et al., 2003). Em listagens dos países com maior carência de água,

elaboradas por Costa (2010a), se destacam, como era de se esperar, países norte africanos, do oriente médio e países insulares; contudo, também é mencionada a situação crítica na Bélgica, Hungria, Índia, China, Tailândia e Estados Unidos.

A crise da água causa impacto devastador sobre, pelo menos, um bilhão de pessoas que convivem com a escassez e a poluição (PESSOA DA SILVA et al. ,2003; BARLOW; CLARKE, 2003). Se, por um lado, amplia-se a percepção de que a água é um recurso finito e que os custos de tratamento e recuperação estão cada vez mais elevados, por outro, é mais contundente a percepção de que a posse da água determina riquezas e qualidade de vida. Para a revista *FORTUNE*, edição de maio de 2000, “a água promete ser para o século XXI o que o petróleo foi no século XX”.

Mendes e Santos Oliveira (2004) descrevem como a posse da água esteve na base de disputas entre nações, entre senhores e cidadãos. Nem sempre o petróleo é o detonador de guerras. Marq Villiers (2002) mostra como a água está na base de disputas, por vezes armadas, em vários locais do mundo, como em Israel, Egito, Estados Unidos e Índia.

Disputas entre agricultores e populações nativas, com foco no uso da água, persistem até os dias de hoje, como nas cataratas de Klamath - Oregon, na Califórnia, no Equador (BARLOW; CLARKE, 2003) e no Brasil (LEONEL, 1998).

Para manter os alimentos em custos acessíveis, a tendência mundial da política agrícola tem sido aumentar a produtividade e reduzir a mão de obra. Assim, para Barlow e Clarke (2003), os agricultores se tornaram cada vez mais dependentes de combustíveis fósseis e água e, paradoxalmente para quem vive no campo, acabam na posição de causadores de danos aos ecossistemas.

Quarenta por cento dos alimentos consumidos no mundo são providos pela agricultura irrigada, mas pelo menos dez por cento dessa produção é feita usando aquíferos além da capacidade de reposição (BARLOW e CLARKE, 2003). A agricultura consome 68% da água usada, a indústria 23% e o consumo doméstico 8,6% (TUNDISI ,2009). A tendência é de elevação da demanda com aceleração do consumo industrial, que na América do Norte já é equivalente ao consumo agrícola (BARLOW; CLARKE, 2003).

A região sul do Brasil é a que mais consome água pela irrigação com 8,72 quilômetros cúbicos por ano, sendo o estado do Rio Grande do Sul o maior consumidor com 7,25; Santa Catarina faz uso de 1,01 quilômetro cúbico (TELLES; DOMINGUES, 2006) e este consumo está basicamente relacionado ao cultivo do arroz.

O Extremo Sul Catarinense faz parte da Décima Região Hidrográfica do Estado de Santa Catarina. Essa região hidrográfica é formada pelas bacias dos rios Urussanga, com setecentos e três quilômetros quadrados, Araranguá, com três mil quinhentos e dois quilômetros quadrados e Mampituba, com oitocentos e quarenta e sete quilômetros quadrados (SANTA CATARINA, 2006). É caracterizada por conter municípios de economia pouco produtiva e com condições sociais desfavoráveis à saúde, educação e renda (SANTA CATARINA, 2006).

A Bacia do rio Araranguá é considerada como área crítica em relação à disponibilidade e à qualidade das águas, uma vez que a somatória das demandas é maior que a vazão de estiagem para o período de sete dias de duração e dez anos de recorrência (SANTA CATARINA, 1997, 2006). Nessa bacia são desenvolvidas atividades de mineração de carvão e argila; atividades de processamento industrial, como cerâmica, plástico, química, agroindustrial, metal-mecânica e vestuário; e atividades agrícolas, destacando-se a produção de arroz e fumo.

O crescimento demográfico, a concentração da população em áreas urbanas - especialmente no município de Criciúma onde mais de noventa por cento da população residem no meio urbano, a precariedade dos sistemas de tratamento de esgoto, a drenagem ácida provocada pela mineração de carvão aliada ao desenvolvimento industrial e também a utilização de técnicas de irrigação tiveram por consequência a redução da disponibilidade hídrica e a poluição dos rios.

Cerca de cinquenta e nove mil hectares da área da bacia estão ocupados pelo plantio de arroz irrigado (EPAGRI, 2006). O quantitativo de água necessário para se efetuar a irrigação na cultura do arroz varia de acordo com as características físicas do solo, com a técnica de plantio, com o manejo dado ao longo do cultivo e com as condições climática e fisiológica que afetam a evapotranspiração.

No Rio Grande de Sul o valor adotado para fins de projeto é correspondente a uma vazão de dois litros por hectare por segundo (GOMES et al. 2004b). No cultivo de arroz pré-germinado, adotado em Santa Catarina, os valores de projeto recomendados estão entre dez a quinze mil metros cúbicos por hectare por safra (EPAGRI, 2002). A média da recomendação catarinense, estendida para o período de outubro a abril, corresponde a 0,689 litro por segundo por hectare, muito próximo do valor estimado por Lucietti (1997) de 0,656 litro por segundo por hectare.

Considerando a vazão média da Bacia do rio Araranguá como quarenta metros cúbicos por segundo (SANTA CATARINA, 1997) e a demanda hídrica para o cultivo do arroz irrigado como 0,689 litros por

segundo por hectare, têm-se um consumo, só para a cultura do arroz, de 22,67 m<sup>3</sup>/s, o que representa cinquenta e sete por cento da vazão total dos rios da bacia no período de outubro a abril.

Por certo se podem efetuar emendas neste raciocínio, especialmente no que se refere ao período considerado. Optou-se por calcular a demanda no período de outubro a abril uma vez que os cultivos não são sincronizados, o que reduz a demanda percentual do arroz em relação à vazão do rio. O que importa aqui não é a precisão do dado, mas a significância do consumo.

Em 2005 foi dada a licença de operação da Barragem do Rio São Bento. Além da estabilização da demanda urbana e industrial, que eram extremamente problemáticas no período anterior, a barragem teve outros efeitos benéficos como a redução de picos de cheias e a redução dos conflitos pelo uso da água. Entretanto, provavelmente em função da falta de estudos hidrológicos, nos anos mais secos ainda ocorrem dissensões entre as associações de irrigação e a Companhia Catarinense de Águas e Saneamento, CASAN, gestora da barragem.

Embora nos últimos anos, por pressão de organismos ambientais e do Ministério Público, uma série de projetos de recuperação de áreas degradadas tenha sido implementada, a carência e os conflitos por recursos hídricos ainda são agravados pela poluição provocada pelos processos utilizados na extração e beneficiamento do carvão, bem como na forma de deposição dos rejeitos.

O reconhecimento público do grau de degradação dos rios no sul catarinense acompanhado de maior conscientização da necessidade de preservação ambiental têm resultados concretos, como a recuperação de áreas degradadas e a formação dos comitês de bacia.

Por vezes, entretanto, a pressão por resultados, que têm custos elevados, leva os atores a discutir quem é o maior responsável, talvez em uma tentativa de tirar o foco de si mesmos. Em uma avaliação da qualidade das águas no município de Criciúma, Alexandre et al. (1995) apontam a mineração, a ausência de esgoto sanitário e indústrias químicas e cerâmicas como agentes da poluição dos recursos hídricos superficiais. Alexandre (1996, p. 53) afirmou que a “principal causa da poluição hídrica na região sul de Santa Catarina é proveniente do processo ou extração e beneficiamento de carvão mineral”. Althoff (2000, p. 84) corroborou com esta afirmação (“mineração de carvão é a principal responsável pela poluição das águas”) e concluiu que “a cultura do arroz irrigado, pela expressão econômica que representa para a região e Estado, é a mais prejudicada pela poluição das águas do rio Araranguá”.

De outro lado, para Krebs (2004, p. 70), os “recursos hídricos superficiais têm sido tratados de forma negligente, como, por exemplo, pelo lançamento de esgotos urbanos e efluentes industriais nos cursos d’água e fontes e pela intensa utilização de pesticidas e fertilizantes que, juntamente com as partículas do solo, são carreados pela chuva e levados aos cursos d’água”. O Grupo de Assessoramento Técnico da Ação Civil Pública do Carvão (GTA, 2013) aponta que em “áreas agrícolas, principalmente no domínio de lavouras de arroz irrigado, a química da água pode ter sido influenciada pelos produtos químicos utilizados, como inseticidas, herbicidas, adubos químicos, calcário usado como corretivo e irrigação com águas impróprias, dentre outros”.

Independente do grau de responsabilidade, o cultivo do arroz irrigado é, no mínimo, potencialmente poluidor dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, e são necessários estudos que agreguem conhecimento para que se planejem ações de recuperação e minimização de impactos.

Na Bacia do rio São Bento, e provavelmente em toda a bacia do rio Araranguá, a captação de água para as lavouras de arroz é feita dos rios, diretamente ou por canais de adução das associações. Embora nenhum agricultor que use agrotóxico pretenda liberar a água das quadras para o rio, podem acontecer acidentes. Dado que a água tem um tempo de permanência longo na quadra e que na maior parte do cultivo se mantenha uma lâmina de até trinta centímetros, a maior preocupação é a infiltração da água no solo e a possível contaminação do aquífero freático.

Segundo Foster e Hirata (1993), a vulnerabilidade de um aquífero deve ser entendida como a representação das características intrínsecas que determinam sua susceptibilidade de ser afetado por uma carga poluente, ainda que esta carga não esteja presente no momento de sua determinação. Para esses autores, a vulnerabilidade de um aquífero depende primordialmente da inacessibilidade hidráulica e da capacidade de atenuação dos poluentes na camada sobrejacente ao aquífero.

O cultivo de arroz irrigado sobre áreas de leques aluviais no sul de Santa Catarina cresceu de maneira expressiva. O uso de agrotóxicos e de fertilizantes para este cultivo é, portanto, também crescente. Para Krebs (2004) a vulnerabilidade do aquífero nestas condições varia de moderada a extrema.

A recarga do aquífero depende de condições climáticas e dos fatores que controlam o escoamento superficial e a infiltração da água no solo. As variáveis que controlam esses fatores correlacionam-se de maneira inversamente proporcional, de modo que, o aumento das condições de infiltração implica em redução do escoamento superficial.



A classificação dessas variáveis pode ser feita em relação à amplitude da análise que se pretenda realizar. Algumas variáveis, como a área, a forma e a declividade da bacia hidrográfica são mais apropriadas para determinação da infiltração e deflúvio em áreas mais amplas. Outras variáveis, como a granulometria, condutividade hidráulica, são melhor compreendidas em condições pontuais onde se efetua a análise.

Para as duas abordagens, existem modelos matemáticos para determinar as condições gerais de infiltração de água em uma bacia hidrográfica. Peixoto De Barros et al. (2014) examinaram duas técnicas de determinação de infiltração em escala de bacia comparados a modelos baseados em resultados pontuais e concluíram que os modelos pontuais superestimam os valores de infiltração.

Neste trabalho, estudam-se as variáveis que condicionam a infiltração da água no solo e a atenuação de poluentes, bem como a sua variabilidade espacial em solos cultivados com arroz irrigado, pois estas condições implicam em diferenças na vulnerabilidade do aquífero.

Com certeza, o estudo da infiltração da água no solo não é suficiente para determinar se um aquífero, mesmo o freático, vai ter ou não alteração das características de suas águas por poluentes. Uma série de reações químicas e fenômenos físicos, como adsorção, podem ocorrer no trajeto entre a superfície do solo e o aquífero, impedindo, retardando ou diminuindo o impacto do poluente, contudo parte-se da premissa que um maior volume de infiltração acarreta em maior risco.

Dentre as variáveis de ordem pontual, as condições da superfície, a cobertura vegetal e a presença de estruturas biológicas devem ser bastante similares entre diferentes canchas de arroz. Ou seja, são locais com declividade quase nula e com baixa rugosidade devido ao preparo do solo. Resta averiguar até que ponto as raízes das plantas cultivadas e de plantas infestantes são capazes de formar canais que aumentem a infiltração da água no perfil.

As características dos horizontes, dos sedimentos e da porosidade influenciam diretamente os resultados da condutividade hidráulica. Também o manejo dado ao solo influencia a permeabilidade. Assim, o tipo de equipamento utilizado no preparo do solo, como arados, grades, enxadas rotativas e alisadores, pode resultar em diferentes graus de compactação das camadas subsuperficiais, possibilitando maior ou menor infiltração da água de irrigação.

Pode-se considerar a condutividade hidráulica e a atenuação de poluentes no solo em canchas de arroz, como variáveis complexas, resultante da interação das variáveis de ordem local. Portanto, a maior ou

menor vulnerabilidade do aquífero freático vai depender essencialmente da interação destas variáveis.

Como o cultivo do arroz, no sul do estado de Santa Catarina, se faz em canchas sistematizadas, ou seja, terraplanadas, as variáveis de ordem geral, que afetam diretamente o escoamento superficial, não são objeto do estudo.

## HIPÓTESE

Segundo Driessen e Moormann (1985), a maior parte do arroz cultivado no mundo está em áreas de deposição fluvial, incluindo leques aluviais, planícies de inundação e terraços fluviais. Para estes autores, nas áreas de leques aluviais existe a tendência de uma textura mais grossa próxima ao ápice tornando-se gradualmente mais fina para a base, com a redução das declividades e fluxos de cheia menos irregulares. De maneira similar, a condutividade hidráulica tende a ser mais elevada no ápice e menor nas áreas com menor declividade. Embora os leques se diferenciem fortemente entre si na sedimentologia, mineralogia e idade, existe uma tendência clara na distribuição das características decorrente das diferenças entre os materiais proximais e distais.

Desta forma, o estudo da variabilidade espacial dos fatores que influenciam a infiltração da água no solo e a atenuação de poluentes nas áreas de cultivo de arroz de uma bacia hidrográfica permite estabelecer diferenças no potencial de riscos ambientais associados à percolação da água, contribuindo para definir com maior precisão a vulnerabilidade do aquífero freático a produtos poluentes utilizados no manejo da cultura.

### **3 OBJETIVOS**

#### **3.1 OBJETIVO GERAL**

Este trabalho tem por objetivo principal avaliar a variabilidade espacial dos fatores que condicionam a vulnerabilidade à poluição do aquífero livre em leques aluviais do sul de Santa Catarina.

#### **3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Analisar o comportamento hidráulico dos solos em depósitos de leques aluviais.
- Avaliar as perdas de água por percolação em áreas de cultivo de arroz irrigado.
- Avaliar as correspondências espaciais entre as características do solo e o potencial de poluição do aquífero freático.



## 4 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Este trabalho foi executado nas áreas cultivadas com arroz irrigado na Bacia do rio São Bento, localizada no extremo sul do estado de Santa Catarina.

No sentido político administrativo, a região sul do Estado de Santa Catarina, corresponde a uma faixa do território, com aproximadamente cinquenta quilômetros de largura, limitada pela escarpa da Serra Geral e o oceano Atlântico. Faz divisa, ao sul, com o estado do Rio Grande do Sul, por meio do rio Mampituba, ao norte com os municípios de Garopaba, Paulo Lopes, São Bonifácio e Anitápolis.

A Serra Geral é o divisor de águas, responsável pela orientação da drenagem (SANTA CATARINA, 1997). Embora haja rios com nascentes no planalto, na escarpa da serra estão muitas nascentes dos contribuintes principais dos rios da região, formadores das bacias hidrográficas do Mampituba, Araranguá e Tubarão.

Para entender a morfologia atual da Zona Costeira Sul Catarinense, é necessário recompor uma sequência de cenários anteriores (PAUWELLS, 1941). No Período Permiano, com o mar a oeste do Continente do Gondwana, uma glaciação deu origem a conglomerados, tilitos e folhelhos da Grupo Itararé, formando a base das rochas Permo-triássicas (PAUWELLS, 1941). Segundo Scheibe (2010), o Grupo Itararé é a primeira unidade estratigráfica Gonduânica aflorante em Santa Catarina, composta por espessos corpos de depósitos glaciais e proglaciais (SCHEIBE, 1986).

Sobrepõe-se a Formação Rio Bonito, composta de arenitos imaturos, siltitos e folhelhos, contendo camadas de carvão mineral (SCHEIBE, 2010). Na sequência, ainda no Permiano, foram depositados os sedimentos da Formação Palermo e do Grupo Passa Dois, este integrado pelas Formações Irati, Serra Alta, Teresina e Rio do Rasto. Seguiu-se um ambiente desértico, que propiciou os depósitos da Formação Botucatu (SCHEIBE, 2010), composto por arenitos eólicos de cor avermelhada de idade Juro-Cretácea (SCHEIBE, 1986).

A fragmentação do continente Gondwana iniciou a cerca de cento e cinquenta milhões de anos (SCHEIBE, 2010). Para Pauwells (1941) os esforços de tensão são evidenciados pela ausência de dobramentos nas camadas Permo-Triássicas. A reabertura de antigas fraturas, no continente Americano em formação, propiciou derrames sucessivos de basalto que constituem a Formação Serra Geral.

Pelo raciocínio de Pauwells (1941), a costa catarinense, que inicialmente deveria consistir basicamente pela encosta da escarpa, deveria estar mais a leste do que nos dias de hoje. O que viria a se tornar a zona costeira sul catarinense, em função de grandes falhamentos, ficou abaixo do atual nível do mar (SCHEIBE, 2010). Maack (1947) descreve que próximo ao Rio Grande do Sul, na direção norte-sul, o Planalto Meridional e a escarpa da Serra Geral reduzem rapidamente de altitude acompanhando o mergulho das camadas no sentido sudoeste.

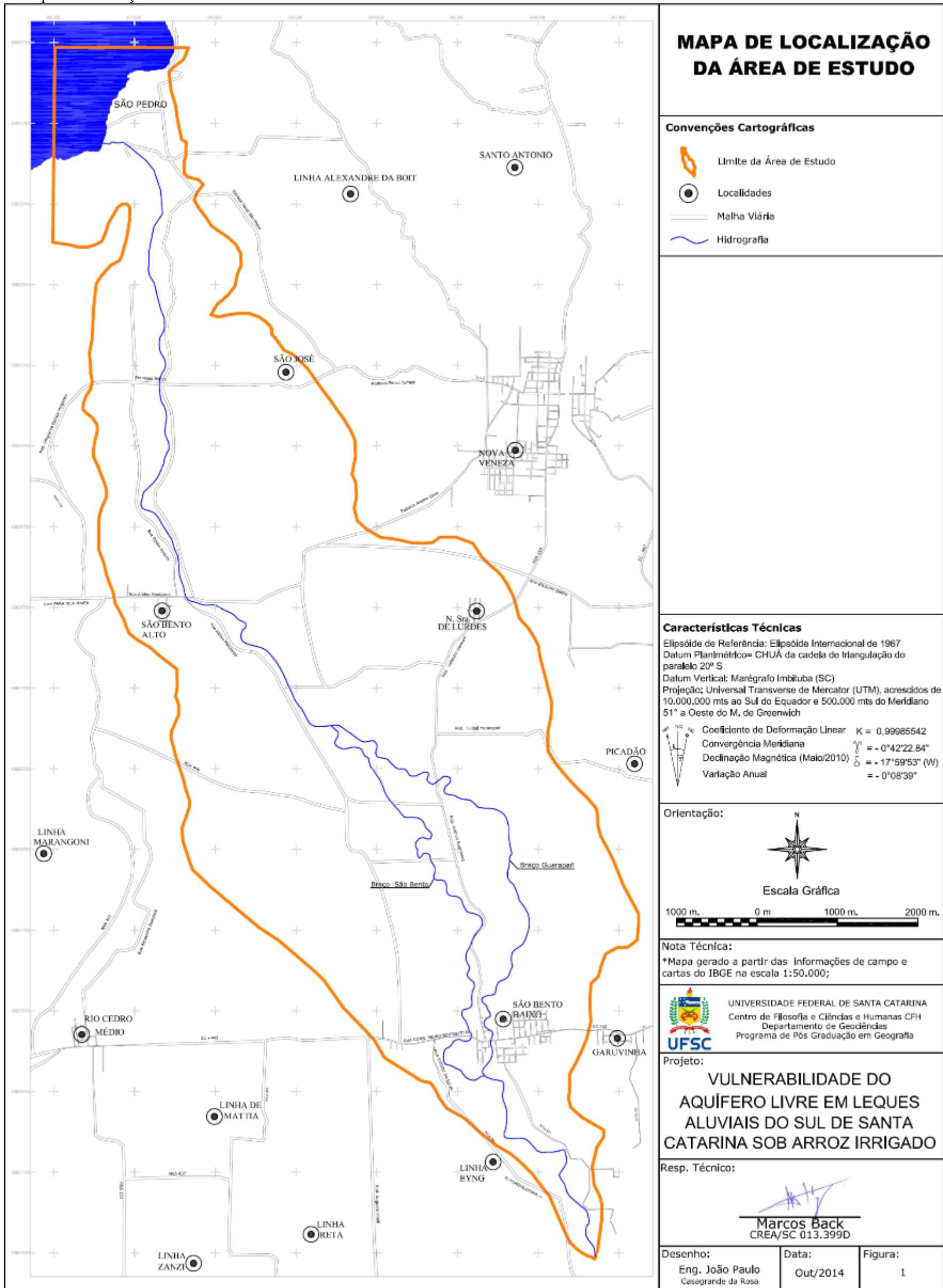
Intensos processos erosivos teriam recuado a borda do planalto (MAACK, 1947). Para Duarte (1995), a presença de elevações isoladas e esporões, além da presença frequente de soleiras de diabásio, que sugerem a anterior presença de espessas camadas de rochas sobre as mesmas, evidenciam este recuo e “induzem a considerações sobre o volume erodido, o local de deposição do material retirado, o tempo para a erosão do mesmo e a época em que a escarpa adquiriu sua posição atual” (DUARTE, 1995, p. 35).

Os processos erosivos geraram sucessivos depósitos, primeiro ao longo dos vales estreitos, abrindo-se depois na forma de leques preenchendo aos poucos toda a planície (SCHEIBE, 2010). Na Era Cenozóica formaram-se os depósitos praias, marinhos e eólicos e fluviolagunares, aluvionares e fluviais que constituem a porção leste da Bacia do rio Araranguá.

Administrativamente, a Bacia do rio Araranguá, integrante da décima região hidrográfica do estado (SANTA CATARINA, 1997; SANTA CATARINA, 2003), ocupa uma área de 3502 km<sup>2</sup> (SANTA CATARINA, 2006) drenando em superfície, total ou parcialmente, o território de dezessete municípios. O rio Araranguá, em termos toponômicos, inicia a partir da junção dos rios Itoupava e Mãe Luzia.

O rio São Bento tem suas nascentes na escarpa da Serra Geral e flui por cerca de quarenta quilômetros até sua confluência com o rio Mãe Luzia, do qual é um dos principais afluentes. Nesse percurso recebe contribuições dos rios Serrinha, Guarapari (Figura 1), de diversas sangas que nascem na planície bem como de pequenos regatos com origem nos contrafortes da serra. Sua bacia, com uma área de drenagem de 160 km<sup>2</sup> (SCHWALM, 2008), abrange frações dos municípios de Treviso, Siderópolis, Nova Veneza e Forquilha.

Figura 1 – Mapa de Localização da Área de estudo.



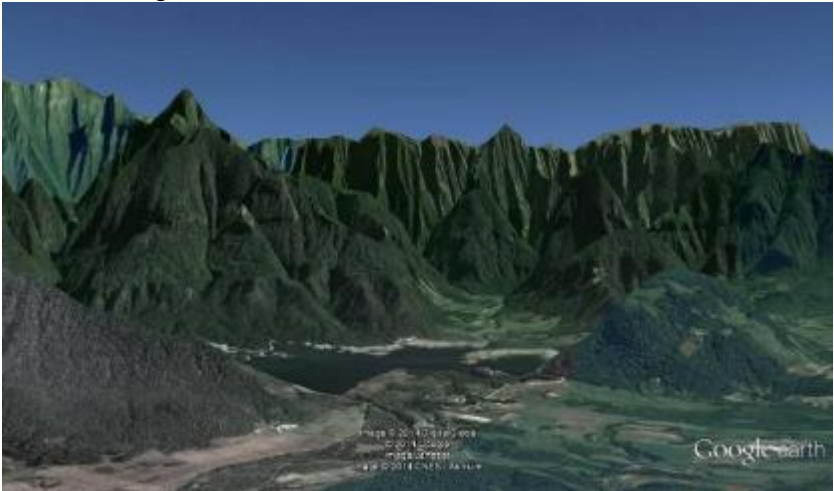




No alto curso, o rio São Bento é formado pela junção do Rio da Mina com o Rio da Serra. Estes rios drenam a escarpa da Serra Geral e pequenas frações do planalto Meridional (SCHWALM, 2008), rasgando esse planalto por processos erosivos. Como resultado, formaram-se vales profundos ladeados por esporões, como contrafortes, que adentram a planície aluvial até o distrito de São Bento Alto, reduzindo progressivamente a altitude de suas cristas.

Na altitude de cem metros, junto à foz do rio Serrinha, o São Bento atravessa uma pequena garganta, onde, aproveitando esta condição geográfica, foi construída a Barragem do Rio São Bento (Figura 2).

Figura 2 – Aspecto do alto curso do rio São Bento e do lago formado pela Barragem de mesmo nome.



Fonte: Google Earth - Imagem Land Sat 2014, Digital Globe, Google Earth, CNES/Astrium. Data da imagem 2/10/2013, altitude da visada: 1005m.

A montante da barragem, a bacia possui os trechos de maior declividade. Krebs (2004) descreve a área, antes do término da construção da barragem, como um vale amplo ladeado por espigões longos dissecados. Para o autor, o fundo do vale é atulhado por rampas de tálus/colúvio nas margens e por leques aluviais retrabalhados na porção central. O padrão de drenagem nesta área é de canais entrelaçados, com alta densidade de drenagem.

Para o estudo de impacto ambiental para implantação da barragem no rio São Bento (MAGNA ENGENHARIA, 1995), foram determinados os parâmetros hidrológicos da área a montante do barramento (Tabela 1).

Considerando a área total da bacia e o comprimento total do rio, conclui-se que setenta por cento da área da mesma e apenas trinta e sete por cento do comprimento do rio, estão contidos entre os contrafortes da Serra Geral.

Tabela 1 – Parâmetros Hidrológicos do Alto Curso do Rio São Bento, entre o divisor de águas na Serra Geral e a barragem.

Parâmetro	Unidade	Valor
Área de drenagem	km <sup>2</sup>	112,12
Comprimento do rio São Bento	km	14,9
Comprimento do rio Serrinha	km	12,2
Desnível desde o divisor de águas da bacia	m	1280
Declividade média do rio São Bento	m/km	36
Declividade média do rio Serrinha	m/km	43
Densidade de drenagem ( D )	km/km <sup>2</sup>	2,86
Tempo de concentração	h	3,25

Fonte: Magna Engenharia, 1995.

Uma ampla área de captação de águas, com declividade acentuada, resulta em um potencial energético, que no caso é estrangulado pelos esporões da Serra Geral. Levando em consideração a elevada densidade de drenagem superficial, que indica uma distribuição significativa de recursos hídricos na sub-bacia, e a potencialidade de produção de picos de cheias elevadas em um tempo relativamente curto, pode-se entender por que os rios neste trecho mudam frequentemente de percurso. Os escoamentos são rápidos, produzindo inundações com alto poder erosivo que têm consequências sobre os depósitos de leques aluviais que ocorrem no médio e baixo curso.

A partir do barramento, o esporão da margem esquerda do rio São Bento é substituído por uma elevação com direcionamento norte-sul (Figura 3), onde é constatada a presença de sill de diabásio. Os solos, em ambas as faces dessa elevação, possuem forte influência dessa rocha matriz, com coloração vermelha típica dos regolitos derivados das rochas básicas.

O esporão da margem direita do rio Serrinha toma um sentido sudoeste e se prolonga até perto da sede do distrito de São Bento Alto. O vale apresenta-se mais aberto, mas ainda confinado por essas elevações, com o rio São Bento no flanco leste da bacia.

Figura 3 – Aspecto da Bacia do rio São Bento no trecho entre o barramento e o o distrito de São Bento Alto.

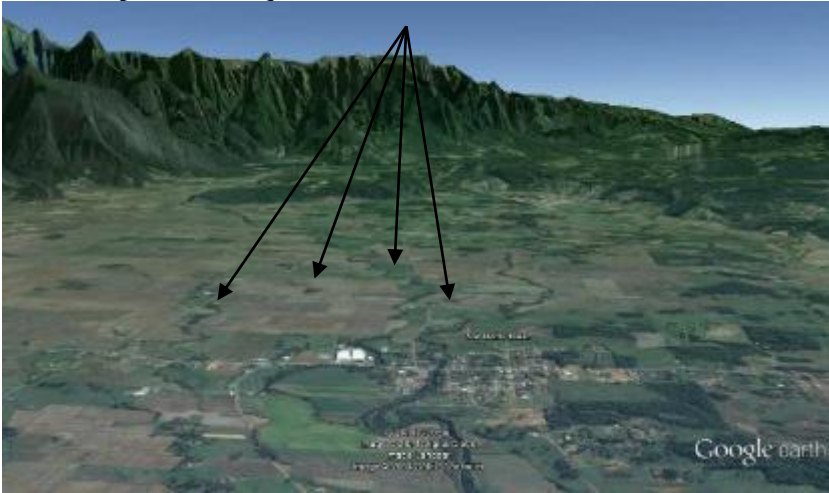


Fonte: Google Earth - Imagem Land Sat 2014, Digital Globe, Google Earth, CNES/Astrium. Data da imagem 2/10/2013, altitude da visada: 548 m.

O rio Sanga, tributário do rio Cedro, que por sua vez é afluente do rio Mãe Luzia, tem sua nascente localizada no mesmo esporão que contém o rio Serrinha, muito próximo da barragem. Aquele rio ladeia o flanco oeste, praticamente no mesmo vale em que está o São Bento (Figura 3). Para Krebs (2004), o padrão entrelaçado do canal atual do rio São Bento e o fato de o rio Sanga ocupar o fundo do vale do rio São Bento indicam uma história pretérita de mútua intervenção.

A partir de São Bento Alto, o rio São Bento recebe contribuição significativa do rio Guarapari, que é um afluente de sua margem esquerda. Com o evento catastrófico de 1995, enxurradas que assolaram os vales de muitos rios (SCHEIBE, 2010; PONTELLI & PAISANI, 2005; MONTEIRO & FURTADO, 2010) o rio São Bento mudou seu curso para dentro da calha do rio Guarapari, criando dois braços de rio que se unem pouco abaixo do distrito de São Bento Baixo (Figura 4). Para Krebs (2004), o padrão entrelaçado do baixo curso do rio São Bento, entre São Bento Alto e a foz no rio Mãe Luzia, é evidenciado pela existência dos dois braços do rio, Guarapari e São Bento.

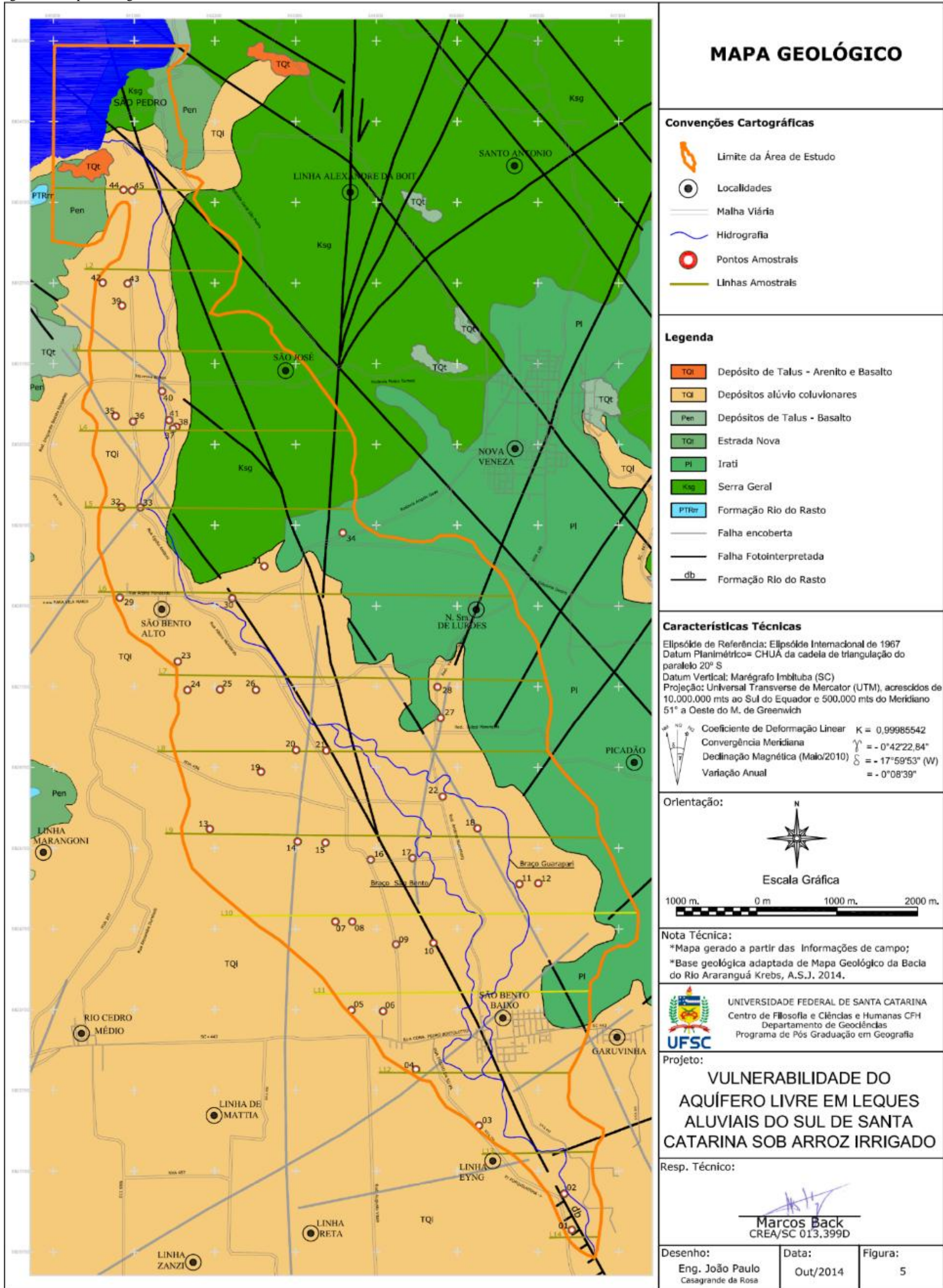
Figura 4 – Aspecto do plano deposicional do rio São Bento onde estão assinalados vestígios da migração lateral do canal sobre os depósitos de leques aluviais e canal atual.



Fonte: Google Earth - Imagem Land Sat 2014, Digital Globe, Google Earth, CNES/Astrium. Data da imagem 2/10/2013, altitude da visada: 1000 m.

Como pode ser observado, o direcionamento geral do rio São Bento neste trecho, braço da esquerda na Figura 4, é noroeste-sudeste e é marcadamente sinuoso. O braço Guarapari inicialmente também toma este direcionamento, contudo é limitado por colinas baixas cuja base possui afloramentos da Formação Irati (Figura 5).

Figura 5 – Mapa Geológico.





O histórico de enchentes e o padrão “inconstante” do fluxo do rio podem ser constatados nos manuscritos de Adolfo Back (BACK, 1995) e são bem conhecidos da população. Interpreta-se que o rio São Bento está sujeito a eventos episódicos de grande fluxo que podem alterar o padrão geral do canal. Bigarella (apud SUGUIO; BIGARELLA, 1979), embora se referindo às condições alteradas por mudanças climáticas, sugere que no Quaternário, em várias regiões do Brasil, as redes fluviais sofreram mudanças cíclicas em seu padrão de drenagem. Assim, o rio São Bento, que hoje possui sinais evidentes de mudanças repentinas em seu curso, deve ter também tido essas mudanças no passado, o que pode se refletir na forma e na disposição de depósitos fluviais.

Em linhas gerais, da barragem à foz, o rio São Bento flui por entre depósitos Cenozóicos de leques aluviais, buscando o flanco leste da bacia que é limitada por elevações de diferentes formações geológicas antigas, do Paleozóico e do Mesozóico. Estas, além de barrarem sua movimentação lateral, facilitaram a instalação do leito entre os depósitos incoerentes e as rochas.

Segundo o Mapa Geológico de Santa Catarina (BRASIL, 1986), escala um para quinhentos mil, que adota a adaptação da Coluna Estratigráfica de White por Mühlmann et al. (1974), na Bacia do rio São Bento a Formação Serra Geral aflora no topo da escarpa da Serra Geral e na fração meridional do esporão da margem esquerda do rio, bem como nas porções mais elevadas do esporão da margem direita, nestes dois últimos casos como corpos de diabásio; antes da construção da barragem, entretanto, era possível observar, na junção dos rios Serrinha e São Bento, uma parede de rocha básica na margem direita do rio São Bento. Na rodovia que liga São Bento Alto a Nova Veneza, especialmente próximo a esta cidade, pode-se verificar em cortes de construção alguns afloramentos que correspondem a sill de diabásio. Nesta mesma estrada, no divisor de águas das bacias do São Bento e Mãe Luzia, no barranco da estrada e em valas de drenagem próximas, é possível observar fragmentos de rochas e resquícios intemperizados de um provável sill de diabásio (Figura 6), intercalando rocha sedimentar de cor cinza, com estratificação plano paralela, ora mais argilosa, ora evidenciando constituição arenosa.

Figura 6 – Vala de drenagem no interflúvio entre as Bacias dos rios Mãe Luzia e São Bento apresentando fragmentos intemperizados de rocha básica.



Fonte: do autor.

De maneira menos evidente, na estrada que liga São Bento Baixo a Nova Veneza, na margem direita do rio Guarapari, os solos apresentam coloração típica dos regolitos derivados de rochas básicas (Figura 7).



Figura 7 – Aspecto avermelhado do solo na margem direita do rio Guarapari na intersecção com a rodovia São Bento Baixo - Nova Veneza.



Fonte: do autor.

Ainda segundo o Mapa Geológico de Santa Catarina (BRASIL, 1986), a Formação Serra Alta aflora no esporão direito do rio Serrinha até próximo a São Bento Alto. Esta Formação pode apresentar argilitos, folhelhos e siltitos cinza escuro com lentes e concreções calcárias (POSSAMAI, 1959; BRASIL, 1986). Em campo é facilmente verificada, a partir da ombreira direita da barragem do rio São Bento e em uma elevação residual na linha 14 de Julho, bem próxima do rio Cedro, um afloramento de argilito cinza escuro (Figura 8) com concreções calcárias intercaladas com arenitos finos de cor vermelha (Figura 9) que se degradam, quando expostas, na totalidade amarelada e vermelho ferruginosa. Esta descrição corresponde bastante bem à descrição da Formação Estrada Nova, do Grupo Passa Dois, feita inicialmente por White em 1904 (BRASIL, 1988b) e mais tarde por Bortoluzzi et al. (1987) e Krebs (2004).

Figura 8 – Corte de exploração de cascalho de argilito, provavelmente pertencente à Formação Estrada Nova, em elevação residual localizada na Linha 14 de Julho, município de Nova Veneza.



Fonte: do autor.

Figura 9 – Detalhe de fragmentos de rocha retirados de corte de exploração de cascalho de argilito em elevação residual localizada na Linha 14 de Julho, município de Nova Veneza.



Fonte: do autor.

Na margem esquerda do rio, segundo o mapa geológico supracitado, em uma pequena elevação, aflora a Formação Irati cujos depósitos são de origem marinha. A porção inferior desta Formação contém siltitos e folhelhos de cor cinza e, na porção superior, folhelhos pretos pirobetuminosos, folhelhos e argilitos cinza escuros, e calcários creme a cinza escuro, por vezes dolomíticos, alternados ritmicamente (POSSAMAI, 1959; BRASIL 1986).

A ocorrência da Formação Irati no estado é contínua em estreita faixa, que se prolonga do norte do estado de Santa Catarina até São Bento Baixo, onde se amplia devido ao efeito da intrusão de diabásio (BORTOLUZZI et al., 1987). Esta Formação pode ser dividida em dois membros, Taquaral e Assistência. O Membro Taquaral consiste de siltitos e folhelhos de cor cinza com desagregação cochooidal, espessura raramente superior a 20 metros. Para Muhlmann et al. (apud BORTOLUZZI et al., 1987) as características litológicas e sedimentares permitem inferir ambiente marinho de águas calmas, abaixo do nível das

ondas, embora Petri e Fúlfaro (apud BORTOLUZZI et al., 1987) argumentem que a presença de fósseis típicos de água doce indiquem sedimentação em ambientes lagunares. O Membro Assistência designa um pacote de folhelhos pretos pirobetuminosos, associados a horizontes de calcário creme e cinza escuro com gênese semelhante ao anterior.

White (BRASIL, 1988b, p.188) descreve a existência de afloramentos em “grandes faixas pretas” a uma altitude de 100 metros, no vale do rio São Bento, “na estrada que sobe a Serra Geral”, que não foram verificados neste trabalho. Entretanto, a estrada que liga São Bento Baixo a Nova Veneza, após a travessia do rio Guarapari, corta uma colina, onde hoje está instalado um restaurante e pesque-pague. Para permitir o cultivo de arroz, na base desta colina foi feito um corte para drenagem de águas (Figura 10). Neste corte afloram folhelhos pretos, parecendo pertencer ao Membro Assistência. A Formação Irati se estende deste ponto para o norte, na estrada que liga São Bento Alto a Nova Veneza e, para o sul, tocando o distrito de São Bento Baixo e chegando quase à foz do rio São Bento.

Figura 10 – Colina localizada entre São Bento Baixo e Nova Veneza, em cuja base aflora a Formação Irati.



Fonte: do autor.

Toda fração baixa da Bacia do rio Araranguá é representada por depósitos de sedimentos continentais. O Mapa Geológico do Quaternário Costeiro do Estado de Santa Catarina (BRASIL, 1988a), na escala de um para duzentos mil, denomina estes de “Sedimentos Continentais Indiferenciados, mal selecionados: coluviões de pé de relevo, aluviões fluviais”.

Duarte (1995), referindo-se à Bacia do rio Araranguá, descreve que as rochas sedimentares e ígneas da Bacia Geológica do Paraná formam esporões e elevações isoladas que refletem o recuo da escarpa. Também Krebs (2004), apoiado em autores como Pauwells (1941), Maack (1947), Justus et al. (1986) e Flores (1993), aponta que, a partir do soerguimento da Serra Geral, a borda do planalto foi progressivamente recuando de maneira a estabelecer uma extensa baixada costeira.

O recuo da borda do Planalto Meridional propiciou a formação dos vales fechados no alto curso dos rios, que possibilitaram a formação de leques aluviais os quais recobrem boa parte da planície costeira.

Leque aluvial é um depósito fluvial que se desenvolve a partir do sopé de uma elevação montanhosa, irradiando-se na forma de um leque a partir de um ponto onde o rio deixa a área montanhosa (BULL, 1964; NILSEN, 1982; SUGUIO; BIGARELLA, 1979). Assim, há uma zona fonte em que predomina a erosão, uma zona onde predomina o transporte e outra ainda onde predomina a deposição de sedimentos (DUARTE, 1995).

Na Bacia do rio Araranguá os leques aluviais ocorrem em todas sub-bacias dos principais rios, como Manoel Alves, Amola Faca, Pinheirinho, da Pedra, Itoupava e Mãe Luzia, irradiando-se desde o sopé da Serra Geral e coalescendo lateralmente (DUARTE, 1995). No leste da bacia estes depósitos estão limitados pelas rochas sedimentares da Formação Palermo no vale do rio Sangão (DUARTE, 1995), o que pode ser visualizado no mapa geológico produzido por Krebs (2004) e em Scheibe (2010).

Duarte (1995), com base na existência de depósitos rudáceos, em cota mais baixa do que o atual nível do mar, cobertos por depósitos marinhos litorâneos, argumenta que os leques aluviais no sul de Santa Catarina são mais antigos que os depósitos praias. Considerando a equidistância entre as cotas inferiores de diferentes leques e oceano, a autora argumenta ainda que os processos desencadeadores, ou seja, os fluxos de águas e sedimentos reunidos na escarpa, e controle de nível base de erosão pelo oceano, são ativos ainda hoje.

Segundo Nilsen (1982) os leques aluviais podem ser divididos em três zonas: proximal, que contém o ápice do leque, mediana e distal. Para

o autor, a zona proximal localiza-se a partir da emergência do fluxo proveniente da área montanhosa, possui normalmente um único canal, mas pode ter dois ou três, que fornece sedimento para todo o leque. Os sedimentos nesta zona são mais grossos do que na zona distal. Para Duarte (1995), no extremo sul de Santa Catarina, especialmente onde o alargamento dos vales é maior, os leques possuem a zona proximal estendida dentro dos vales.

A partir do ápice do leque, um grande número de canais distributários irradia-se para a parte baixa do leque. Não são canais profundos, têm padrão entrelaçado (*braided*), e são sítios de rápida sedimentação. Podem migrar lateralmente, ou ser abruptamente abandonados, permanecendo inativos por longos períodos. Em áreas de coalescência os depósitos podem tomar conformações muito complexas (NILSEN, 1982).

Para Nilsen (1982), um número limitado de processos deposicionais atua gerando pequena variedade de depósitos. Estes depósitos podem ser divididos em dois tipos: decorrentes de fluxo de corrente e os decorrentes de fluxo de detritos e processos relacionados.

Os depósitos de fluxo de corrente geralmente são bem estratificados, contendo estruturas sedimentares indicativas de diferentes regimes de fluxo. Possuem pequenas quantidades de areia na matriz, são clasto suportados e os clastos são imbricados e relativamente orientados na direção do fluxo de água. Depósitos de preenchimento de canal (*channel fills*), de margem de canal (*channel-margin*), lobos de clastos selecionados (*sieve lobes*) ou depósitos de peneiramento e diques marginais (*levee*), são típicos das áreas de depósitos de fluxo de corrente (NILSEN, 1982).

Fluxos de detritos e fluxos de lama são relacionados a sedimentos de fluxos gravitacionais, cuja matriz é lamosa ou argilosa. São pobremente estratificados, com poucas estruturas sedimentares, grande quantidade de areia na matriz, são matriz suportados, e os clastos são pouco imbricados e mal orientados na direção do fluxo de água. São depósitos mais característicos da zona proximal e de climas áridos (NILSEN, 1982).

Para Duarte (1995), no extremo sul de Santa Catarina ocorrem principalmente depósitos de canais, considerando que são depósitos rudáceos predominantemente clastos suportado, e pelo tamanho e forma dos seixos. Para a autora, existem depósitos de detritos (*debris flow*) e depósitos pouco espessos de materiais mais finos lembrando corridas de lama, porém, são os menos frequentes.

Observações em campo permitem constatar que à medida que o rio São Bento se afasta da Serra Geral, já na posição intermediária dos leques, existe uma tendência à redução do tamanho dos clastos. Duarte (1995), em sua área de estudo, evidenciou uma diminuição proporcional do tamanho dos clastos, dentro dos leitos atuais, no sentido da foz dos rios. Uma vez que a autora encontrou tamanhos variados, de grânulo a matacão, na parte proximal e mediana dos leques, em um mesmo sítio, concluiu que a variação no tamanho ao longo dos canais se deve mais ao atrito do que por seleção.

Para Nilsen (1982) os leques aluviais podem apresentar depósitos com diferentes classes granulométricas. Duarte (1995) demonstra que os leques no sul de Santa Catarina são constituídos por três materiais, rudáceos, arenosos e pelíticos, frequentemente apresentando cobertura pedogenizada.

No rio São Bento, por ocasião da construção da barragem, na seção do barramento principal, foram retirados aproximadamente dez metros de material rudáceo. Toda a área a montante desse eixo era constituída por depósitos rudáceos com pouca ou nenhuma cobertura (KREBS, 2004).

Para Duarte (1995), na zona proximal e mediana a cobertura de materiais finos pode ter-se desenvolvido por alteração de rudáceos. A autora encontrou solos com horizontes desenvolvidos, com clastos bastante alterados, por vezes com evidências de migração de argila para camadas subjacentes e muitas vezes acompanhando a forma lobada dos depósitos, o que indica serem solos do Pleistoceno. Também Pontelli (2005), em estudo realizado no vale do rio Amola Faca, e Krebs (2004), em Timbé do Sul e Jacinto Machado, registram depósitos com os clastos bastante alterados.

A camada sobrejacente aos rudáceos é frequentemente pedogenizada, podendo chegar a quatro metros de espessura e podendo conter fragmentos rochosos dispersos (DUARTE, 1995).

Embora neste trabalho não tenham sido feitas medidas da espessura da camada intemperizada, a jusante da barragem, o leque aluvial possui solos com espessura variando de poucos centímetros a vários metros. Segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006) e adaptando-se publicação anterior (EMBRAPA, 1998), na Bacia do rio São Bento é encontrada uma associação de Gleissolos Háplicos distróficos e Cambissolos Háplicos eutróficos.

No curso do rio, especialmente próximo do Distrito de São Bento Alto, afloram, de forma descontínua e na margem do rio, conglomerados compostos principalmente por areias e clastos de no máximo vinte centímetros.

Segundo Villwock et al. (1984, apud Caruso Júnior, 1987) depósitos do Período Terciário do tipo gravitacional de encosta são compostos por conglomerados diamictitos, arenitos conglomeráticos, arenitos e lamitos avermelhados, maciços ou com estrutura acanalada, gradando para leques aluviais, sendo difícil correlacionar a idade destes depósitos em Santa Catarina (Plioceno ou Pleistoceno).

Krebs (2004) constatou que no alto vale dos principais cursos d'água desta bacia ocorrem fácies areno-conglomeráticas, relacionadas a depósitos de barras de canal ou de migração de barras na planície aluvial em um sistema entrelaçado.

A área de estudo deste trabalho compreende as áreas baixas cultivadas com arroz na Bacia do rio São Bento que se estendem desde seiscentos metros a jusante da barragem até quatrocentos e setenta metros a montante da foz. Como o nome indica, um leque aluvial possui uma forma cônica que não corresponde ao formato lanceolado apresentado no mapa de localização da área de estudo. O afunilamento da área de estudo resulta dos limites da bacia hidrográfica e não da desconfiguração do leque aluvial.

O acesso à área pode ser feito por três municípios (Figura 1). A partir de Siderópolis, pela estrada municipal que liga à comunidade Jordão, e desta até a estrada do costão da Serra em direção à barragem do rio São Bento. A partir da cidade de Nova Veneza, dois acessos pavimentados são possíveis: pela rodovia Ângelo Gava, que liga a sede do município ao distrito de São Bento Alto, e pela rodovia Alfredo Pessi, que liga a sede com o distrito de São Bento Baixo. A partir da cidade de Forquilha, dois acessos são também possíveis: o primeiro pela rodovia Irineu Bornhausen, em sentido a Criciúma, e desta pela SC443 que dá acesso ao distrito de São Bento Baixo; e o segundo acesso se dá pela estrada municipal da Linha Eyng, que liga Forquilha ao distrito de São Bento Baixo.

Dentro da área de estudo, como referência, são também importantes a estrada municipal Albino Mondardo, que liga a localidade de São Bento Baixo a São Bento Alto, e a estrada municipal Egídio Amboni, que liga São Bento Alto à barragem do rio São Bento pela margem direita do rio, também conhecida como estrada da Linha Gava. Derivantes destas estão marcadas na Figura 1 a Travessa 1, Travessa 2, Linha 14 de Julho, Rua Anacleto Girardi e a Travessa Borgo.

Além de algumas captações individuais de água para irrigação das áreas de cultivo de arroz, na Bacia do rio São Bento operam três associações de irrigação. A Associação da Linha Gava – ADINGA, a Associação de Drenagem e Irrigação Santo Izidoro – ADISI e a



Associação São Gabriel. Esta última possui sua captação poucos metros ao sul da área estudada, não possuindo sócios que cultivem arroz na bacia.

Poucos metros a jusante da ponte Carlos Vadat, trezentos metros a jusante da barragem, está localizada a captação de água da ADINGA. Trata-se de uma derivação do rio dotada de comporta que conduz a água por meio de um canal, no início tubulado, até São Bento Alto. Das três associações, esta é a mais nova, tendo iniciado suas atividades no início deste século.

Por volta de 1940, em face da necessidade de irrigação da lavoura de arroz, um grupo de agricultores, iniciou a construção de um canal de adução a partir do rio São Bento. A união dos agricultores foi formalizada por meio da criação da Associação de Drenagem e Irrigação Santo Isidoro - ADISI. Sua captação está localizada um pouco acima de São Bento Alto e é composta de uma barragem assentada sobre sill de diabásio, uma derivação dotada de comporta e um canal tubulado de mais de seiscentos metros que deságua em canal aberto paralelo à rua Anacleto Girardi em São Bento Alto. Deste distrito estende-se um canal principal e vários ramais que se irradiam para o Distrito de Rio Cedro Médio, Vila Santa Catarina e para as comunidades Santa Rosa e Sanga do Café, estas duas últimas já no município de Forquilha.

Praticamente todo flanco oeste da bacia, a partir da margem direita do rio São Bento, com poucas e pontuais exceções, é cultivado com arroz. No flanco leste, de cujas elevações o rio sempre se aproxima, o cultivo é mais esparso (Figura 11).

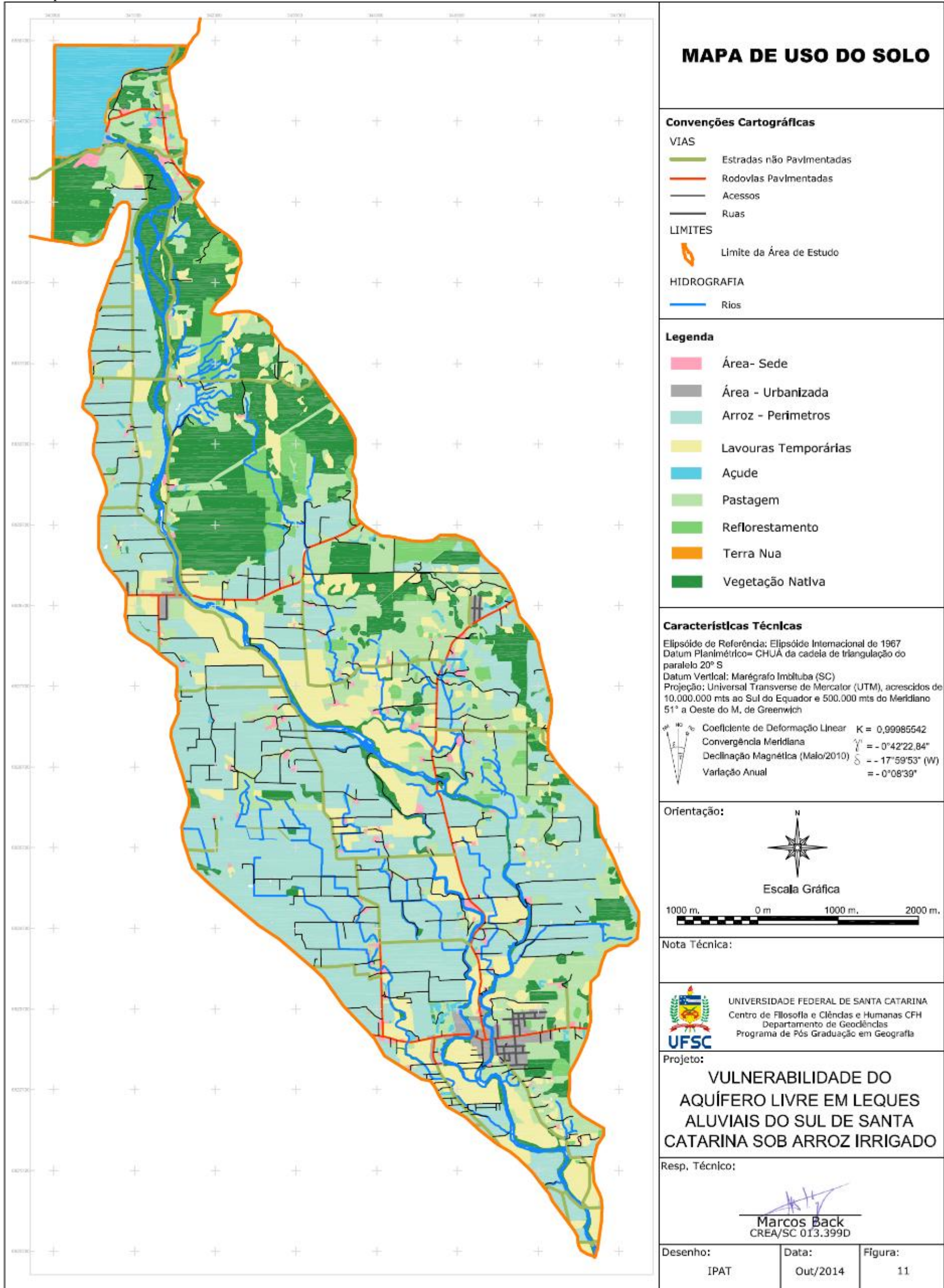
No mapa de uso do solo, Figura 11, foram usadas as categorias mata nativa, reflorestamento, pastagem, lavouras temporárias e arroz irrigado. As áreas de mata nativa ainda são expressivas nesta porção da bacia, nas áreas com maiores declividades próximo a barragem do rio São Bento, onde também estão as mais extensas áreas de reflorestamento. As áreas de pastagem são frequentes nas elevações da Formação Irati, na margem esquerda do rio, em direção a sede do município de Nova Veneza e próximo do Distrito de São Bento Baixo, em direção a Bacia do rio Mãe Luzia. Por lavouras temporárias entende-se aqui o cultivo de plantas anuais de sequeiro, normalmente milho, que são plantadas em áreas drenadas, geralmente um metro e meio mais altas que as áreas de arroz no entorno.

A rigor o cultivo de arroz na bacia também é uma lavoura temporária. Entretanto, em função do preparo do terreno e de seu alagamento contínuo no período de safra, estas áreas não tem outro uso comercial.

A hidrografia e as formações geológicas formam quatro setores distintos das áreas de cultivo de arroz. O primeiro setor, cuja formação dos solos se deu em cima de leque aluvial, abrange toda a margem direita do rio. Pode-se observar no mapa de uso do solo, Figura 11, uma área quase contínua de arroz que se estende da barragem à foz do rio São Bento, entremeada por poucas áreas usadas para lavouras temporárias ou reflorestamentos. Percebe-se também, a partir de São Bento Alto, uma faixa de lavouras temporárias acompanhando o leito principal do rio, limitando este setor a leste.

O segundo setor está localizado na margem esquerda do rio, circundado por colinas altas. Os solos são formados tanto por materiais trazidos pelo rio como por materiais da encosta, onde são observados clastos de diabásio. O terceiro setor de cultivo de arroz está localizado nas margens da rodovia que liga o Distrito de São Bento Alto à sede do município de Nova Veneza. Toda área de cultivo é circundada por elevações da Formação Irati, contendo sill de diabásio. O quarto setor, também na margem esquerda do rio São Bento refere-se à Sub-Bacia do rio Guarapari, que nos trechos iniciais corta a Formação Irati, podendo conter indícios de sill de diabásio, para depois correr sobre área de leque aluvial. Este setor se prolonga até São Bento Baixo onde o Braço Guarapari se une ao Braço São Bento.

Figura 11 – Mapa de uso do solo.





Na margem esquerda do rio São Bento, entre o barramento e o Distrito de São Bento Alto, as residências estão fixadas nas elevações mantidas pela intrusão de diabásio. Na estrada da Linha Gava, margem direita do rio, exceto próximo ao distrito, existem pelo menos dezesseis propriedades, mas apenas duas residências na área da bacia. Todas as demais estão localizadas próximas ao rio Sanga, Bacia do rio Cedro. Da mesma forma, no restante do curso de água, são raríssimas as sedes de propriedades próximas à margem do rio.

A recorrência de enchentes, a intensidade do fluxo e as consequências sobre o solo, antes da construção da barragem, devem ter afastado moradores, isto é, fizeram com que os proprietários construíssem suas residências em áreas mais seguras.

## 5 DISCUSSÃO TEÓRICA

### 5.1 CULTURA DO ARROZ

Em função da extensão de área plantada, do volume produzido e por seu papel estratégico na economia e segurança alimentar, o arroz é um dos principais cereais cultivados (AZAMBUJA et al., 2004), abrangendo a segunda maior área de plantio do planeta (MAGALHÃES JÚNIOR et al., 2004).

Segundo os dados do *Rice Market Monitor* (FAO, 2014), o continente asiático é responsável por noventa e um por cento da produção mundial e também é o maior consumidor. O continente africano está na segunda posição em termos de produção, com cerca de quatro por cento da produção mundial, e a América do Sul está na terceira posição com aproximadamente três por cento.

Como pode ser observado na Tabela 2, tem havido expansão mundial da área plantada, da produção e da produtividade nos últimos dez anos. Considerando os dados de 2014 em relação ao ano de 2005, houve um crescimento de dezessete por cento na produção, com aumento de seis por cento na área plantada, resultando em dez por cento de incremento na produtividade.

Tabela 2 – Evolução da área cultivada, produção e produtividade da cultura do arroz no mundo.

Ano	Área 10 <sup>6</sup> ha	Produção 10 <sup>6</sup> ton	Produtividade ton/ha
2005	155	640	4,13
2006	155	645	4,16
2007	156	655	4,20
2008	160	690	4,31
2009	158	680	4,30
2010	162	705	4,35
2011	163	730	4,48
2012	160	749	4,68
2013	164	745	4,54

Ano	Área 10 <sup>6</sup> ha	Produção 10 <sup>6</sup> ton	Produtividade ton/ha
2014	165	751	4,55

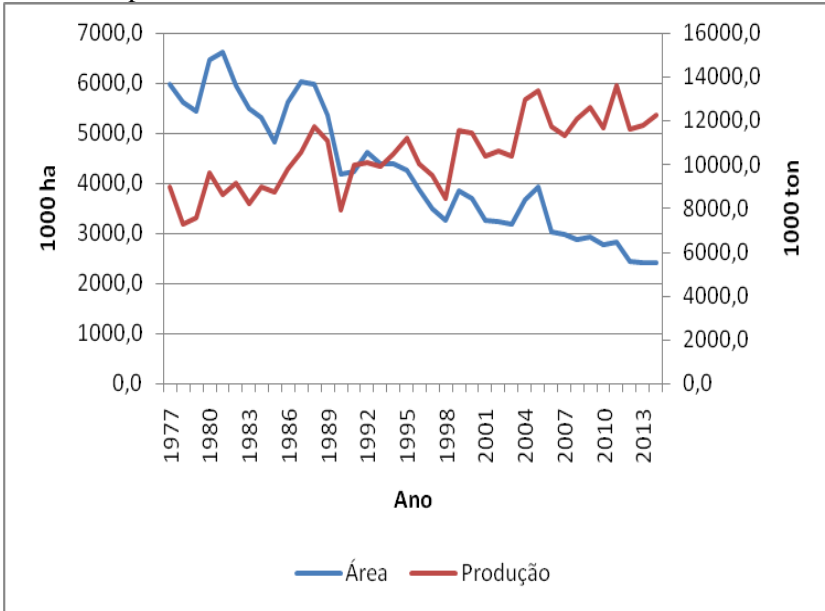
Fonte: FAO, 2014. Adaptado.

Segundo Mandell (1972), no Brasil colonial, o arroz era considerado um gênero alimentício inferior embora cultivado em diversas partes do país. O seu cultivo ganhou importância como produto de exportação em meados do século dezoito, especialmente no Pará, Maranhão, Bahia, Rio de Janeiro e São Paulo.

Essas exportações foram gradualmente perdendo força (MANDELL, 1972). Assim, entre 1896 e 1906, o governo brasileiro efetuou sucessivos aumentos nas taxas de importação. Segundo o autor, a combinação de taxas alfandegárias e escassez provocada pela primeira grande guerra, bem como a crescente demanda, impulsionaram o aumento da área plantada. O Rio Grande do Sul, em função de extensas áreas baixas irrigáveis, passou a ser líder na produção. Mais tarde, a área plantada expandiu-se para Minas Gerais, depois Goiás e Mato Grosso. Ao longo de todo o século vinte, coincidindo com o aumento da população e a formação da economia cafeeira, o país foi gradualmente deixando de ser exportador e passando a ser importador.

No momento, com doze milhões e duzentos e cinquenta mil toneladas produzidas na safra 2013/2014 (CONAB, 2014a; FAO, 2014), o Brasil é o maior produtor da América do Sul, mas representa apenas um e meio por cento da produção mundial (FAO, 2014). Embora haja flutuações significativas (Figura 12), no período de 1977 a 2014 houve declínio da área plantada e aumento do volume produzido.

Figura 12 – Evolução da área plantada e da produção de arroz no Brasil no período de 1977 a 2014.



Fonte: Produzido a partir da série histórica (CONAB, 2014a).

Tradicionalmente o arroz é cultivado no Brasil em duas modalidades básicas: o cultivo de sequeiro e o arroz irrigado. Essas modalidades se distinguem não apenas com relação ao uso de água, mas também em relação aos cultivares, técnicas de plantio e manejo e resultam em produtividade e rentabilidade distintas.

Até 1997 o arroz de sequeiro representava setenta por cento da área cultivada (SANINT, 1997; AZAMBUJA et al., 2004). Esse modo de cultivo teve grande expansão até a década de setenta, especialmente nos cerrados, introduzida como cultura de desbravamento, dada a adaptação da planta a solos ácidos, mas esse modo de cultivo resulta em baixa produtividade. O avanço tecnológico e preços mais competitivos permitiram a expansão da soja e do algodão em detrimento do cultivo de arroz nessas áreas. Na safra de 2012/2013, por exemplo, segundo a CONAB (2013, p. 11):

Com exceção de alguns poucos estados, ocorreu uma redução generalizada no plantio da gramínea, motivada, entre outras razões, pela baixa rentabilidade da cultura, os elevados riscos e a falta



de incentivos que estão desestruturando a cadeia produtiva em vários estados importantes, pelas restrições ambientais ao plantio em áreas sensíveis e pelos baixos preços praticados no mercado.

O recente desenvolvimento de variedades mais adaptadas ao Brasil Central tem elevado a produtividade do cultivo do arroz de sequeiro para quatro toneladas por hectare (AZAMBUJA et al., 2004). Nas últimas safras, como previam Azambuja et al. (2004), tem sido crescente o plantio de arroz na região Centro Oeste (CONAB, 2014b).

Por outro lado, a tendência é de elevação da produção e da produtividade. A pesquisa agropecuária e a geração de novas variedades para o cultivo irrigado, especialmente a partir de 1983, possibilitou a elevação constante da produtividade (SANINT, 1997). A produtividade média brasileira nos últimos dez anos, usando os dados da CONAB (2014), está na faixa de quatro toneladas por hectare, enquanto no Rio Grande de Sul e em Santa Catarina está próxima de sete toneladas por hectare.

O estado do Rio Grande do Sul, na safra 2013/2014, continha quarenta e seis por cento da área plantada no país e respondeu por sessenta e seis por cento da produção. Santa Catarina, com seis por cento da área plantada, respondeu por nove por cento da produção.

Apesar da crescente produção, o país é um dos dez maiores importadores do mundo, chegando a importar dois milhões de toneladas na safra 1997/1998 (AZAMBUJA et al., 2004). A Argentina e o Uruguai fornecem quase a totalidade dessas importações.

O arroz é uma angiosperma, monocotiledônia da família Poacea (ZANINI NETO, 2002), planta anual adaptada ao ambiente aquático. Essa adaptação é possível graças à presença de aerênquima no colmo e nas raízes da planta, que possibilita a passagem do oxigênio do ar para a camada da rizosfera (EMBRAPA, 1999). A estrutura anatômica das raízes é similar às estruturas de plantas aquáticas, diferenciando-se delas por possuir pelos absorventes em abundância (GONZÁLES, 1985).

Taxonomicamente, as tribos Zizaniae e Oryzae têm importância alimentar (MAGALHÃES JÚNIOR et al., 2004). A primeira inclui gêneros do chamado arroz selvagem que começa a ser cultivado no Brasil. A tribo Oryzae contém vinte e cinco espécies (ZANINI NETO, 2002) das quais a *Oryza sativa* Lineu, de origem asiática, e *Oryza glaberrima* Steud, de origem africana, têm maior importância. A expansão do cultivo no mundo se deve ao arroz asiático, uma vez que o arroz africano tem seu

cultivo limitado à sua região de origem (GONZÁLEZ, 1985; MAGALHÃES JÚNIOR et al., 2004).

A espécie *Oryza sativa*, por sua vez, divide-se em várias subespécies, das quais a Índica - de grãos curtos e finos, a Japônica - de grãos curtos e arredondados, e a Javânica - com grãos longos e espessos, se destacam (ZANINI NETO, 2002).

Admite-se que o arroz se propagou da Índia para a China 3.000 anos antes da era Cristã e depois para a Coreia, Japão e Filipinas. Provavelmente, durante o Império Persa, o cultivo se disseminou para a Mesopotâmia e Grécia. Os árabes foram responsáveis pela expansão do cultivo para toda a África, incluindo Madagascar, depois Marrocos, e em toda Península Ibérica. Portugueses, espanhóis e holandeses difundiram o cultivo nos novos continentes (GONZÁLEZ, 1985).

O cultivo do arroz se dá em ampla variedade de ambientes, podendo ser plantado desde os 45 graus de latitude norte até 40 graus ao sul do equador ou, ainda, desde o nível do mar até 2.500 metros de altitude. Dentre os diversos fatores que influenciam o desenvolvimento da planta, os mais importantes são: a disponibilidade de água, a temperatura e a intensidade de radiação solar (VARGAS, 1985).

El punto de vista en el cual coinciden la mayoría de los investigadores, es que una temperatura alta y abundante radiación solar, son necesarias para el arroz, sin embargo, un concepto universal es que una alta disponibilidad de agua, es el requisito más crítico en su producción y que la magnitud del gasto de agua es una función de la evapotranspiración local, combinada con factores de pérdidas por percolación y escorrentía (VARGAS, 1985, p. 19).

O crescimento da planta é processo fisiológico contínuo, abrangendo ciclo completo desde a germinação até a maturação dos grãos. Esse crescimento possui um padrão no tempo, que pode variar ligeiramente dependendo das características genéticas e da influência do meio ambiente (FERNÁNDEZ et al., 1985).

O ciclo de desenvolvimento do arroz varia de cem a duzentos e dez dias, restringindo-se entre cento e cinco a cento e cinquenta dias nos cultivares comerciais (ZANINI NETO, 2002) e pode ser subdividido em três fases: vegetativa, reprodutiva e maturação. A duração de cada fase depende do cultivar, da época de semeadura, da região de cultivo e da fertilidade do solo. A maior parte da variação de ciclo entre as cultivares ocorre na fase vegetativa (EMBRAPA, 1999b).

Uma variedade de ciclo curto, cento e cinco dias, tem sua fase vegetativa completa, da germinação ao perfilhamento e alongamento do colmo, em quarenta e quatro dias. A sua fase reprodutiva, até a floração, ocorre até setenta e cinco dias e a maturação até cento e cinco dias após a germinação. Já uma variedade de ciclo longo, completa sua fase vegetativa em mais de cinquenta e cinco dias, sua fase reprodutiva acontece até cento e vinte dias e a maturação aos cento e cinquenta dias (ZANINI NETO, 2002).

Os solos nos quais o arroz pode se desenvolver são muito variados. A textura pode variar de arenosa a argilosa, com extremos de pH entre 3 a 10. O conteúdo de matéria orgânica pode variar de 1 a 50%, com concentração de sais de até 1%. A planta suporta diferentes disponibilidades de nutrientes (VARGAS, 1985), entretanto são considerados apropriados ao cultivo do arroz irrigado os solos com pH entre 5 e 6,5 (VARGAS, 1985) de topografia plana, geralmente hidromórficos, que permanecem saturados em períodos de maior precipitação (EMBRAPA, 1999 b). A drenagem deficiente do solo está relacionada não só à topografia plana, mas principalmente à existência de camadas ou horizontes subsuperficiais argilosos que, por apresentarem condutividade hidráulica baixa, dificultam a infiltração e a percolação de água no perfil. Essas características, normalmente desfavoráveis para outras culturas, são propícias ao cultivo do arroz, facilitando a manutenção de uma lâmina de água sobre a superfície do solo e dificultando a lixiviação de nutrientes (EMBRAPA, 1999b).

As propriedades químicas e físicas do solo se modificam drasticamente sob condições de inundação. Qualquer que seja o pH original do solo, sob condições de inundação, tende a se estabilizar em valores próximos de 7 (LEÓN; ARREGOCÉS, 1985). Outras modificações químicas importantes se referem às transformações do nitrogênio (ver seção 5.2 - Características do solo e suas modificações com o cultivo do arroz irrigado), reduções de magnésio e de ferro, além de incrementos na disponibilidade de fósforo e silício (LEÓN; ARREGOCÉS, 1985).

Há relação entre as características do solo consideradas importantes para o cultivo e a necessidade de fornecimento de água, por isso a água é considerada o fator mais importante para a produção de arroz (DÍAZ; CARBONELL, 1985).

A temperatura ambiente pode prejudicar o desenvolvimento da cultura, consideram-se temperaturas inferiores a 13°C ou superiores a 43°C como limite ao desenvolvimento (GOMIDE, 1979). Para

EMBRAPA (1999b), temperaturas ao redor de 24 a 30 graus Celsius e radiação solar elevada são requeridas para o melhor desempenho.

Freitas et al. (2010) verificaram que temperaturas acima de trinta e cinco graus, no período de incubação das sementes, são prejudiciais à germinação, podendo mesmo inviabilizá-la completamente, dependendo da cultivar.

Para que não ocorram temperaturas médias mínimas inferiores a 17,6°C no período de pré-floração e floração, a EMBRAPA (1999b) recomenda que a sementeira seja efetuada, na região Sul de Santa Catarina, entre 21 de setembro a 20 de dezembro para cultivares de ciclo precoce; de 11 de setembro a 10 de dezembro para cultivares de ciclo médio e de 1 de setembro a 20 de novembro para cultivares de ciclo tardio. No início do período recomendado para a sementeira, a temperatura média do ar também deve ser superior a 15°C, valor definido a partir de trabalhos que utilizam o sistema de plantio com plântulas. Como regra geral, adota-se o período de 15 de outubro a 15 de novembro como época ideal para a sementeira no sul de Santa Catarina (ISHIY, 2002).

Existem diferentes sistemas de cultivo que se distinguem pelo modo de preparo do solo e pela técnica de sementeira. O sistema convencional de cultivo é amplamente utilizado no Rio Grande do Sul (VERNETTI JÚNIOR; GOMES, 2004a). Em linhas gerais, consiste em preparo do solo primário e secundário, com o solo seco; sementeira a lanço ou em linhas e estabelecimento de lâmina de água de vinte a trinta e cinco dias após a emergência. Nesse sistema, o preparo do solo é feito desmanchando-se as taipas do ano anterior. O preparo primário e o secundário no sistema convencional expõem o solo de maneira prolongada aos agentes climáticos, tendo por consequência aceleração de processos erosivos e maior taxa de decomposição da matéria orgânica.

A base do plantio direto consiste na implantação da cultura sobre uma cobertura dessecada, normalmente pelo uso de herbicidas, ou sobre os restos da cultura anterior (GOMES et al., 2004a). A partir dessa base, incorporam-se outras práticas agrícolas que promovem a melhoria das características físicas, químicas e biológicas do solo, formando um sistema de produção.

Dado que o sistema de plantio direto exige a adoção da prática de rotação de culturas, o que nem sempre é possível em áreas de cultivo de arroz em função da inadaptação da maioria das culturas às características dos solos, desenvolveu-se o chamado Cultivo Mínimo, que difere do plantio direto por efetuar revolvimento do solo, porém de maneira menos intensa que no plantio convencional (GOMES et al., 2004a).

A semeadura, tanto no plantio direto, como no cultivo mínimo, é feita com equipamentos especiais, em linha, sobre a cobertura dessecada. Para início da irrigação, adota-se o mesmo critério do plantio convencional (GOMES et al., 2004a).

Em Santa Catarina, 95% da área é cultivada no sistema pré-germinado (EMBRAPA, 1999b). Esse sistema se caracteriza por forçar a germinação das sementes antes da semeadura no campo. Consiste na hidratação das sementes, acondicionadas em sacos porosos, por imersão em água durante 24 a 36 horas. Retiram-se então as sementes da água deixando-as à sombra durante igual período. Durante esse período ocorre a emissão do coleóptilo da radícula, que caracteriza a pré-germinação. Essas estruturas não devem ultrapassar dois milímetros de comprimento, pois, caso contrário, sofrerão danos durante a semeadura.

A semeadura é efetuada em solo previamente preparado e inundado. As sementes, em uma proporção de trezentas a setecentas e cinquenta sementes aptas por metro quadrado, são distribuídas a lançõ uniformemente pela área. Para as cultivares de ciclo curto o aumento da densidade resulta em aumento dos rendimentos, mas para cultivares de ciclo tardio o efeito é inverso (ISHIY, 2002).

Da mesma forma que o plantio direto no Rio Grande do Sul, o sistema pré-germinado ganhou adeptos por facilitar o controle de ervas daninhas e proporcionar homogeneidade de condições para o desenvolvimento das plantas. As sementes pré-germinadas postas em uma área já alagada desenvolvem-se mais rapidamente, minimizando a emergência de ervas daninhas, especialmente o arroz vermelho, e a competição.

Para que o sistema funcione, é necessário ter área plana, canais de adução e de drenagem de água e acessos viários para os equipamentos. Chama-se de sistematização da área o conjunto de obras necessárias para implantação desses requisitos (PETRINI et al., 2004). O resultado final é a obtenção de quadras planas, com taipas fixas, ou seja, não são destruídas a cada plantio como nos demais sistemas.

O preparo do solo neste sistema é feito em duas etapas. Com o solo seco, no período pós-colheita, é feita a destruição dos restos de cultura e de ervas invasoras, incorporando à matéria orgânica. Em pré-plantio, é realizado o preparo primário e o secundário. O primário é feito com o solo seco para facilitar o manejo da palhada e reduzir infestações de pragas e moléstias no cultivo seguinte. No preparo secundário, usualmente com o solo inundado, usando enxadas rotativas, promove-se o destorroamento completo da camada superficial do solo, nivelando o terreno, com objetivo de formar um berço para as sementes (PETRINI et al., 2004).

Diferente dos planossolos do Rio Grande do Sul, os gleissolos e cambissolos, nos quais é cultivado o arroz no sul de Santa Catarina, não possuem grande acumulação de argila no horizonte subsuperficial. A sistematização do terreno, o preparo do solo e os equipamentos de colheita formam uma camada compactada que reduz a infiltração da água, ajudando a manter a lâmina de água durante o cultivo.

A irrigação da lavoura de arroz está intimamente relacionada ao sistema de cultivo adotado. A adoção de diferentes sistemas, além de diferenças no preparo do solo, implica em diferenças nas épocas de irrigação, manejo e consumo de água. Em Santa Catarina, predomina o cultivo de pequenas áreas com quadras em nível, o que tem implicado manejo mais eficaz da água (EMBRAPA, 1999b).

A necessidade de água para o cultivo do arroz é resultado da somatória de água necessária para saturar o solo, formar e manter uma lâmina, compensando perdas por evapotranspiração, infiltração profunda e lateral, e escoamento superficial (VOLTOLINI et al., 2002). Essa quantidade depende de vários fatores, entre os quais se destacam: condições climáticas antes e durante o cultivo, características do solo, manejo da cultura e profundidade do lençol freático (EMBRAPA, 1999b), período de irrigação e cultivar utilizada (PETRINI et al., 2004). No sistema de plantio com sementes pré-germinadas, além da água necessária à condução da lavoura, deve-se adicionar ao cálculo a quantidade de água necessária ao preparo do solo (EMBRAPA, 1999b).

O manejo da água de irrigação é importante para a obtenção de boa produtividade, pois interfere no desenvolvimento das plantas bem como na disponibilidade de nutrientes, na população e espécies de plantas daninhas e na incidência de algumas pragas e doenças. Embora necessite água durante todo seu ciclo, três fases do desenvolvimento da planta são consideradas críticas quanto ao volume de água requerido: no estabelecimento da população, no perfilhamento e no período entre a diferenciação da panícula e o enchimento dos grãos (EMBRAPA, 1999b).

O suprimento mínimo de água necessário ao desenvolvimento da cultura do arroz poderia ser obtido mantendo-se o solo uniformemente saturado durante todo o ciclo, entretanto, a manutenção da cultura nessas condições seria prejudicada pelo desenvolvimento de outras gramíneas, ciperáceas e algumas plantas de folha larga que teriam a sua germinação facilitada. Em áreas mal drenadas, caso dos solos hidromórficos, a manutenção de lâminas de água elevadas favorece o desenvolvimento de plantas daninhas aquáticas (EMBRAPA, 1999b).

Algumas pragas são favorecidas pela manutenção de lâminas de água muito rasas, como é o caso do *Euethela humilis*, conhecido como

casco preto, *Ropalosiphum rufibdominalis*, ou pulgão da raiz, *Spodoptera frugiperda*, a lagarta da folha, e o *Tibraca limbativentris*, conhecido como percevejo do colmo. Outras pragas são favorecidas pela manutenção de lâminas espessas, como é o caso do *Oryzophagus oryzae*, conhecido como bicheira da raiz (EMBRAPA, 1999b), talvez a praga mais temida no sul do estado de Santa Catarina.

Entre as principais medidas de manejo, recomendadas para minimizar os efeitos de moléstias sobre a cultura do arroz, são citadas a sistematização do solo, ou seja, a terraplanagem necessária para permitir o plantio no sistema pré-germinado, e o adequado dimensionamento dos sistemas de irrigação e drenagem (EMBRAPA, 1999b). Uma vez que o desenvolvimento da planta é afetado primordialmente pela disponibilidade de água, as plantas em situações desfavoráveis tendem a ser afetadas mais rapidamente por moléstias, tornando-se focos de dispersão das mesmas.

No sistema de plantio com sementes pré-germinadas, a semeadura é feita com uma lâmina de 5 a 10 centímetros de água, que assim permanece por no máximo cinco dias, dependendo da temperatura, sendo drenada a seguir, mantendo-se o solo encharcado. À medida que as plantas se desenvolvem, o nível da água nas quadras é elevado gradativamente até 10 centímetros, podendo-se manter assim praticamente até o final do ciclo, após o completo enchimento dos grãos, quando o terreno é drenado para a colheita (EMBRAPA, 1999b; PETRINI et al., 2004). Em locais com temperaturas mais baixas, menores que 16°C, durante as fases de germinação e de diferenciação floral, podem-se manter lâminas mais elevadas por um período maior de tempo para que a água exerça função termorreguladora (EMBRAPA, 1999b).

A qualidade da água empregada na irrigação pode influenciar consideravelmente a produção. A procedência da água, rios, açudes ou poços, muitas vezes define as suas características. Prefere-se normalmente a água dos rios pelo fato de transportarem uma quantidade de nutrientes dissolvidos e partículas em suspensão, o que, algumas vezes, explica por que as plantações próximas à captação são mais produtivas do que as mais distantes (GOMIDE, 1979).

Nas regiões litorâneas do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, dada a influência das marés, existe grande preocupação quanto à salinidade e sodicidade da água de rios usada na irrigação. A tolerância à presença de íons de cloro e sódio depende do cultivar empregado e da fase de crescimento da planta (GOMES et al., 2004b), sendo mais críticos os estágios de plântula e florescimento (VOLTOLINI et al., 2002). Para Voltolini et al. (2002), o arroz é moderadamente tolerante à salinidade,

mas o rendimento da cultura é prejudicado por esterilização das espiguetas e redução de afilhamento. Para Gomide (1979) as concentrações de cloreto de sódio superiores a 500 miligramas por litro são limitantes ao cultivo.

A irrigação é um dos fatores-chave que determinam a eficiência da produção de arroz. Incrementos na demanda de água requerem que toda água seja usada eficientemente. Excessivas perdas por infiltração, percolação e flutuações nas saídas de água dos campos de arroz devem ser prevenidas sempre que possível (MILLER, 1980).

As perdas de água estão ligadas às características do solo e seu manejo, à existência de camadas mais permeáveis e à profundidade do freático. Em solos argilosos, com freático pouco profundo, as perdas por infiltração não ultrapassam um milímetro por dia, enquanto em solos arenosos, com o aquífero a maior profundidade, essas perdas podem ser dez vezes maiores (VOLTOLINI et al., 2002).

As perdas por evapotranspiração, dimensionadas por Rosso (2007) em área próxima à barragem do rio São Bento, representam até setenta e quatro por cento do consumo de 1200 milímetros, em solos com baixas perdas por percolação. A percolação pode chegar a seis milímetros por dia em algumas áreas, elevando o consumo anual para dois mil milímetros (ROSSO, 2007).

A quantidade média de água necessária à irrigação varia de 1,5 a 4,0 litros por segundo por hectare, dependendo das perdas, das práticas culturais adotadas e estágio de desenvolvimento da cultura (GOMIDE, 1979).

No sistema de cultivo com sementes pré-germinadas o período de irrigação é maior do que nos sistemas com semeadura em solo seco, entretanto Erberhardt (1995) verificou que o consumo médio no sistema pré-germinado é de 0,72 litro por segundo por hectare e que na semeadura em solo seco o consumo médio é de 0,94 litro por segundo por hectare. Voltolini et al. (2002) estimam que uma vazão de um litro por segundo por hectare, após a implantação da cultura, é suficiente para a manutenção da lâmina de água.

Amaral et al. (2005), em estudo comparativo do consumo de água em diferentes sistemas, verificaram que a maior demanda de água ocorre no período de enchimento das quadras, com 4,1 litros por segundo por hectare, caindo para um litro por segundo por hectare na manutenção. No sistema convencional, a vazão de enchimento foi de 4,3 litros por segundo por hectare e 1,75 litros por segundo por hectare no período de manutenção. Gomes et al. (1999 apud PETRINI et al., 2004) estimam que



a formação de lama no sistema pré-germinado reduz o consumo total de água em relação a outros sistemas.

Para as condições do município de Nova Veneza, levando em consideração a evapotranspiração, a infiltração e a quantidade de água necessária para a saturação do solo antes da semeadura, é necessária a vazão constante de 1,21 litros por segundo por hectare e o consumo de água para a estabilização da lâmina superficial é de 0,656 litros por segundo por hectare, ou 8.510 metros cúbicos por hectare por safra, para um ciclo de cultivo de 150 dias (LUCIETTI, 1997). Rosso (2007), estudando o consumo de água em área próxima da barragem do rio São Bento, na área deste estudo, determinou que o consumo de água no período de preparo do solo varia de 1,0 a 1,2 litros por segundo por hectare e de 0,44 a 1 litro por segundo por hectare no período de manutenção da lâmina em solos com elevada taxa de percolação. Just (2010), trabalhando em áreas próximas às estudadas por Rosso (2007), encontrou uma vazão média de entrada de 1,7 litro por segundo por hectare com eficiência de 54,9%. Ambos (ROSSO, 2007; JUST, 2010) argumentam que, na área de estudo, o volume de água da chuva é responsável por suprir boa parte da demanda e a necessidade de irrigação é complementar.

São comuns formas comunitárias, formais e informais, de administração da água a partir de canais de adução derivados de rios, como os do distrito de irrigação da Califórnia, nos Estados Unidos da América (MILLER, 1980). Em alguns casos, de maneira formal, a iniciativa de formação de administrações comunitárias parte do poder público, como é o caso da formação de distritos de irrigação, por exemplo, o Distrito de Irrigação do Jaíba, formado a partir de iniciativa da CODEVASF (Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e Parnaíba). Outras vezes, em função de problemas na manutenção de canais de distribuição de água, surge a necessidade de os agricultores se organizarem para atender às próprias demandas mais eficientemente, como é o caso das cooperativas e associações de irrigação no sul de Santa Catarina (BACK, 1998) ou, ainda, formas mistas em que a iniciativa do projeto de irrigação é do poder público, mas a organização dos produtores se dá de forma espontânea e informal.

No sul de Santa Catarina (BACK, 1998), as entidades mais organizadas funcionam com estatuto aprovado em assembleias e diretorias eleitas pelos associados. Anualmente é feito um balanço das contas e aprovado o orçamento dos custos. A arrecadação das associações ou cooperativas é feita com base na contribuição dos sócios, que varia, em valores equivalentes aos preços de mercado, de dois a seis sacos por

hectare cultivado, sendo que os maiores valores correspondem às áreas onde são utilizadas bombas hidráulicas para o recalque das águas, e os menores valores correspondem às áreas onde a captação e a distribuição é feita por gravidade. Cada associação ou cooperativa administra uma área que corresponde àquela abrangida pelos canais cuja manutenção está sob sua responsabilidade.

## 5.2 CARACTERÍSTICAS DO SOLO E SUAS MODIFICAÇÕES COM O CULTIVO DO ARROZ IRRIGADO

A formação do solo é dependente de cinco fatores: material de origem, clima, relevo, atividade biológica e tempo. A variação que cada um destes fatores pode assumir resulta em uma multiplicidade de tipos de solos com características químicas e físicas distintas. Essas características influenciam a sorção e a degradação de moléculas orgânicas e o comportamento da água no solo de modo a alterar a persistência e mobilidade de poluentes.

No cultivo do arroz irrigado por inundação, além da lâmina de água mantida na superfície, todo o espaço poroso do solo é ocupado pela água, alterando a atividade bioquímica (VAHL; SOUZA, 2004). Essas alterações promovem o desaparecimento dos microrganismos aeróbicos, o decréscimo do potencial de oxirredução, o aumento do pH em solos ácidos e influenciam na disponibilidade e perdas de nutrientes (PETRINI et al., 2004).

Os sistemas de cultivo, a sistematização dos terrenos e o preparo do solo promovem ainda modificações nas características físicas do solo, afetando também o comportamento hidráulico, a condutividade elétrica, a distribuição de íons em solução e a distribuição espacial dessas propriedades (PARFITT, 2014).

A contaminação ambiental depende de características climáticas, de solo e de manejo da cultura, podendo ocorrer o escoamento de poluentes para corpos hídricos superficiais ou sua lixiviação para o aquífero bem como a formação de substâncias tóxicas, como metabólitos de agrotóxicos, gás metano e sulfídrico, resultantes da decomposição da matéria orgânica (PETRINI et al., 2004; MORAES; FREIRE, 1974).

## 5.2.1 Aspectos químicos de solos alagados para o cultivo do arroz

No sistema de irrigação por inundação, usado no cultivo do arroz, a manutenção de água sobre a superfície do solo por longos períodos provoca modificações no comportamento dos elementos constituintes da solução do solo e da matéria orgânica.

A matéria orgânica é a fonte de energia para os microrganismos heterotróficos que atuam por respiração anaeróbia e fermentação (VAHL; SOUSA, 2004). Como resultado dessa atividade são produzidos dióxido de carbono, metano, amônia, aminas, mercaptanos, gás sulfídrico e ácidos orgânicos (PONNAMPERUMA, 1972).

Acúmulos de ácidos orgânicos podem ocorrer em solos orgânicos, em solos mal drenados e nas ocasiões em que forem incorporadas ao solo grandes quantidades de materiais orgânicos, como adubos verdes e palhadas (YOSHIDA, 1981).

A fermentação da matéria orgânica é um processo de oxirredução produtor de energia que promove a quebra de compostos orgânicos. Em solos alagados, a fermentação produz ácidos orgânicos que, em altas concentrações, podem ser tóxicos para as plantas e são precursores do metano e do dióxido de carbono (SOUSA et al., 2009). Baixas temperaturas, acidez, e alto conteúdo orgânico estimulam o acúmulo de ácidos orgânicos em solução e aumentam sua fitotoxicidade (YOSHIDA, 1981).

Microrganismos diferentes atuam sobre a matéria orgânica, reduzindo sua cadeia de carbono paulatinamente. Primeiro secretam enzimas que transformam carboidratos em açúcares, lipídios em ácidos orgânicos e proteínas em aminoácidos. Intracelularmente esses compostos são fermentados formando ácidos de cadeia curta. Bactérias metanogênicas podem transformar o ácido acético e fórmico em metano (SOUSA et al., 2009).

Normalmente a quantidade acumulada é máxima com quatro semanas de alagamento, mas, em áreas onde houve incorporação de matéria orgânica, o acúmulo de ácidos orgânicos pode se dar já na primeira semana (SOUSA et al., 2009), caindo em seguida para quase zero (YOSHIDA, 1981). Nessa condição, os ácidos propiônico, butírico e, especialmente, acético são produzidos em maior quantidade. Os dois primeiros são mais tóxicos inibindo o sistema radicular do arroz (SOUSA et al., 2009).

Bohnen et al. (2005) estudaram a produção de ácidos orgânicos em diferentes sistemas de cultivo e em resíduos de azevém. O ácido acético

foi mais produzido que os ácidos propiônicos e butíricos. O pico de produção ocorre no quinto dia após o alagamento e a dois centímetros e meio de profundidade. O sistema de plantio que mais produziu ácidos orgânicos foi a semeadura direta, cujas diferenças para o plantio convencional e pré-germinado foram significativas até o décimo primeiro dia.

A transformação da matéria orgânica tem implicações sobre outros indicadores. Moraes e Freire (1974), estudando as variações que ocorrem em solos irrigados no Rio Grande do Sul, verificaram que o pH do solo cai nas primeiras vinte e quatro horas para depois subir, alcançando valores entre 5,8 e 6,6 dependendo do tipo de solo e da adubação utilizada. Para os autores, o pH se estabiliza geralmente após trinta e cinco dias do início da irrigação.

A redução inicial do pH se deve ao acúmulo de dióxido de carbono (VAHL; SOUSA, 2004). Em um período de três semanas, a concentração de dióxido de carbono diminui em função de reações que formam compostos carbonatados (PONNAMPERUMA, 1972). As reações de redução que ocorrem com o alagamento consomem hidrogênio tendendo a elevar o pH (VAHL; SOUSA, 2004).

A condutividade elétrica também aumenta com o início do alagamento em função do acúmulo de dióxido de carbono, da solubilização do fósforo e do deslocamento do cálcio, magnésio, ferro e manganês para a solução do solo. Em solos adubados com fertilizantes químicos, a condutividade elétrica é muito maior do que em solos não adubados (MORAES; FREIRE, 1974).

Em condições aeróbicas e em consequência da ação dos microrganismos, a matéria orgânica é decomposta formando dióxido de carbono e água. Nessas reações, o oxigênio é reduzido, recebendo elétrons. Na condição de cultivo do arroz irrigado por inundação, a difusão de oxigênio no solo é dez mil vezes menor do que na atmosfera. Assim, o suprimento desse elemento é limitado. Os organismos anaeróbicos e facultativos passam a se multiplicar extraindo energia do carbono orgânico. Nesse caso, porém, os agentes oxidantes são outras substâncias inorgânicas e orgânicas (SOUSA et al., 2009).

Os compostos nitrogenados podem ser agentes oxidantes e são os primeiros a sofrer transformações com a submersão do solo, das quais a acumulação de amônia, a desnitrificação e a fixação do nitrogênio são as mais importantes, pois impactam sobre a nutrição das plantas aquáticas e na poluição de corpos hídricos (PONNAMPERUMA, 1972).

A fotossíntese e a respiração anaeróbica são os principais processos de fixação biológica do nitrogênio atmosférico em condições

de submersão do solo. A fixação por respiração anaeróbica é acelerada em meios alcalinos com boa disponibilidade de fósforo e retardada com adubações nitrogenadas, entretanto, a maior parte do nitrogênio fixado dessa maneira não está disponível para as plantas (PONNAMPERUMA, 1972).

Do mesmo modo que em águas anóxicas e na digestão anaeróbica de esgotos, em função da ausência de oxigênio para a produção de nitratos ( $\text{NO}_3$ ), a decomposição do nitrogênio orgânico em terras submersas cessa no estágio amoniacal ( $\text{NH}_3$ ;  $\text{NH}_4\text{OH}$ ;  $\text{NH}_4$ ), elevando a concentração de amônia (PONNAMPERUMA, 1972). A amônia é a forma de maior frequência e de maior estabilidade em solos submersos (YOSHIDA, 1981).

Dada a multiplicidade de compostos orgânicos nitrogenados, diferentes reações ocorrem no solo, sendo que o produto final destas reações são a amônia, o dióxido de carbono e ácidos graxos que são subsequentemente fermentados produzindo metano. Se a temperatura for favorável, acima de vinte graus, o solo não for muito ácido e não houver pronunciada deficiência de fósforo, todo nitrogênio orgânico decomposto anaerobicamente é transformado em amônia em duas semanas (PONNAMPERUMA, 1972).

Os nitratos presentes no solo alagado ou são assimilados, sendo incorporados às substâncias celulares, ou usados na respiração em alternativa ao oxigênio como acceptor de elétrons. Em função da maior afinidade por elétrons, a desnitrificação, processo de redução do nitrato ( $\text{NO}_3$ ), ocorre com maior frequência (PONNAMPERUMA, 1972). Os nitratos presentes no solo nessas condições podem ser totalmente reduzidos a óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e nitrogênio molecular ( $\text{N}_2$ ), que sendo voláteis, são perdidos para a atmosfera (SOUSA et al., 2009).

A velocidade da reação é muito diferente de solo para solo, pois é dependente do pH, da temperatura, da presença de matéria orgânica de fácil decomposição e dos microrganismos envolvidos, mas, em geral, o nitrato desaparece do solo após três semanas de alagamento (VAHL; SOUSA, 2004; SOUSA et al., 2009). Temperaturas entre dois e vinte e cinco graus Celcius e pH próximo da neutralidade favorecem a atividade biológica e a desnitrificação (SUHOGUSOFF, 2010).

De outro modo, a decomposição da matéria orgânica e a aplicação de fertilizantes produzem íon amônio ( $\text{NH}_4$ ) que é estável em condições redutoras. Porém, a nitrificação do íon amônio ( $\text{NH}_4$ ) pode ocorrer em frações oxidadas do solo alagado e reativar o processo de desnitrificação. Esse processo pode ocorrer na rizosfera da planta de arroz que é oxidada pelo oxigênio presente no arênquima radicular. A perda de nitrogênio por

esse processo de nitrificação e desnitrificação é contínua durante toda fase de alagamento (SOUSA et al., 2009). Para Ponnamperuma (1972), as condições de alagamento intermitente, como no caso do cultivo do arroz, favorecem as perdas de nitrogênio para a atmosfera.

O nitrato é o contaminante de maior frequência em aquíferos em todo o mundo (CESARINO, 2002). Segundo Chapelle (2000), os excrementos de animais, especialmente de grandes confinamentos e os aplicados na agricultura, fertilizantes industriais e efluentes domésticos são as principais fontes de contaminação por nitratos.

No Brasil o limite máximo de nitratos, determinado como nitrogênio, é de dez miligramas por litro na água de consumo (BRASIL, 2011a). A presença de nitritos e nitratos é um problema sanitário por desencadear uma doença denominada metahemoglobinemia infantil (MENDES; SANTOS OLIVEIRA, 2004).

No cultivo do arroz irrigado, a água eleva o pH do solo de maneira que as condições ideais de temperatura e pH, citadas por Suhogusoff (2010), para o processo de desnitrificação são bastante comuns bem como a adição de fertilizantes nitrogenados. Existem consequências econômicas e ambientais. Por um lado, as perdas de nitrogênio são responsáveis pelo baixo aproveitamento dos fertilizantes nitrogenados que são rapidamente perdidos para a atmosfera. De outro lado, com as perdas para a atmosfera, existe pouca probabilidade de contaminação de aquíferos por nitratos no cultivo do arroz.

A planta de arroz tem preferência pela absorção de amônia ao nitrato. Em pH neutro, a absorção de amônia pode reduzir a absorção de manganês (YOSHIDA, 1981).

O manganês é um elemento essencial à vida, necessário em quantidades muito pequenas. Situações de toxicidade são raras, mas concentrações acima de 0,15 miligrama por litro causam inconvenientes como sabor desagradável e corrosão de canalizações (MENDES; SANTOS OLIVEIRA, 2004). A Portaria 2914/2011 (BRASIL, 2011a) estabelece 0,1 miligrama por litro como valor máximo para água de consumo, e a resolução do CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA (2008), que dispõe sobre águas subterrâneas, estabelece 0,2 miligrama por litro como limite na água de irrigação.

Normalmente em baixas concentrações, o manganês ocorre no solo na forma de  $Mn^{2+}$ ,  $Mn^{3+}$ ,  $Mn^{4+}$ . As condições químicas da água e a atividade biológica influenciam no aumento ou na redução da concentração do elemento. Em geral os teores são muito baixos, não ultrapassando 0,05 miligrama por litro. Entretanto, dada a sua ligação com moléculas de água e agentes complexantes, sua concentração total

pode ser muitas vezes superior à concentração solúvel (MENDES; SANTOS OLIVEIRA, 2004).

Em sistemas aquáticos, esta diferença entre conteúdo total e conteúdo solúvel pode ser perigosa, especialmente em áreas onde ocorram transformações de resíduos minerais e em zonas tropicais. O fluxo das espécies metálicas envolve fatores de aceleração de transferência do elemento metálico e de seus efeitos metabólicos. Assim, variações de pH, potencial de oxirredução e da atividade biológica podem funcionar como agentes ativadores da transformação ou liberação de manganês ou compostos iônicos potencialmente tóxicos (MENDES; SANTOS OLIVEIRA, 2004).

Em solos submersos, as principais transformações são a redução do manganês tetravalente para bivalente, com o incremento do manganês solúvel, a precipitação do carbonato de manganês e a reoxidação do  $Mn^{2+}$  que se move por fluxo de massa, ou difusão, para interfaces oxigenadas do solo (PONNAMPERUMA, 1972). Em solos alagados sazonalmente, como no cultivo do arroz, o manganês é móvel e se precipita em concreções ao se oxidar (SOUSA et al., 2009).

A redução do manganês no solo,  $Mn^{4+}$ , menos solúvel, para  $Mn^{2+}$ , ocorre quase que simultaneamente à redução de nitratos (VAHL; SOUSA, 2004). A concentração de  $Mn^{2+}$  aumenta inicialmente para depois cair, por efeito de adsorção e precipitação, estabilizando em valores abaixo de dez miligramas por litro (PONNAMPERUMA, 1972; SOUSA et al., 2009). Assim, a concentração de manganês na água é dependente da concentração inicial, do pH, do conteúdo orgânico e do tempo de alagamento. Solos ácidos com alto conteúdo de manganês e matéria orgânica terão maiores concentrações de manganês solúvel sob condições de redução (PONNAMPERUMA, 1972). Quanto menor o período de alagamento e maior o conteúdo orgânico, maior será a concentração de manganês na água (SOUSA et al., 2009).

O manganês solúvel tende a migrar para zonas de oxidação, inclusive em áreas abaixo da camada compactada pelos equipamentos agrícolas, onde se precipita em concreções (PONNAMPERUMA, 1972).

Sousa et al. (2009) verificaram, em Planossolo, Chernossolo e Plintossolo, no Rio Grande do Sul, cultivados com arroz, concentrações de manganês acima de 0,2 miligrama por litro, chegando a sessenta miligramas por litro em um Plintossolo. Silva et al. (2003), estudando um Planossolo e um Gleissolo do Rio Grande do Sul, obtiveram resultados similares. Até cem dias de alagamento, os teores de manganês chegaram a mais de quarenta miligramas por litro na solução do solo a trinta e um centímetros de profundidade. Verificaram também que, até dez

centímetros de profundidade, a disponibilidade de manganês é menor, provavelmente em função da difusão de oxigênio. Em nenhum desses casos houve decréscimo acentuado mencionado por Ponnampetuma (1972) e Sousa et al. (2009).

Moraes (1973) verificou que os níveis de manganês em folhas de arroz com deficiência nutricional estavam abaixo do normal, mas concluiu que, mesmo em níveis baixos, o manganês não pode ser responsabilizado por baixo desempenho das plantas.

Assim como o manganês, o ferro é um elemento essencial à vida e não foram observados sintomas de intoxicação em adultos, mesmo com doses elevadas (5mg/l). Entretanto, sua presença na água de consumo prejudica a desinfecção, além de poder causar aspecto e sabor desagradável, aparecimento de manchas em roupas e corrosão em canalizações (MENDES; SANTOS OLIVEIRA, 2004).

Na natureza, as águas superficiais contêm normalmente pouco ferro. O pH e o oxigênio dissolvido determinam a forma como o ferro se encontra nas águas. Em pH variando de 4,5 a 9, o ferro se encontra principalmente na forma de íon ferroso. Nos aquíferos, dada à condição redutora, a concentração de ferro é maior do que em águas superficiais, podendo inclusive apresentar estratificações na concentração (PIUCI; FENZEL, 1982). Para Fenzel (1988), além das condições redutoras e do potencial hidrogeniônico, a presença de ferro em aquíferos é condicionada pela concentração de dióxido de carbono e presença de certas espécies de enxofre. Óxidos e sulfetos de ferro e íons de ferro ( $\text{Fe}^{2+}$ ) são as principais formas dissolvidas encontradas em águas subterrâneas (PIUCI; FENZL, 1982).

A variabilidade da concentração do ferro pode ser explicada pelo seu estado de valência e pelo potencial de redução do ambiente. Nas águas doces superficiais, o íon  $\text{Fe}^{+2}$  se encontra associado a oxidrilas e formas carbonatadas, e o íon  $\text{Fe}^{+3}$  está presente em baixas concentrações, complexado em compostos orgânicos e oxidrilas. Na ausência de complexantes, o ferro férrico, em quantidades significativas, só é solúvel em pH inferior a 5. Na presença de oxigênio e com ação do calor, o ferro passa para a forma férrica que pode ser hidrolisada dando origem ao hidróxido de ferro, que também é insolúvel (MENDES; SANTOS OLIVEIRA, 2004).

A atividade biológica pode ser responsável pela elevação da concentração de ferro na água. A elevação do teor de anidrido carbônico, derivado da respiração, pode levar à solubilização de ferro na forma de carbonato. Algumas bactérias alteram o potencial redox do meio reduzindo  $\text{Fe}^{+3}$  em  $\text{Fe}^{+2}$ , e alguns organismos heterotróficos liberam sais



de ferro na forma solúvel. A produção de ácidos a partir de bactérias e fungos podem também solubilizar o ferro. Por outro lado, o grupo de bactérias férricas oxida o íon ferroso, e a segregação de substâncias de vários microrganismos formam complexos estáveis de ferro, podendo induzir diminuição da concentração de ferro na água. Em condições de anaerobiose pode haver a formação de precipitados de FeS (MENDES; SANTOS OLIVEIRA, 2004).

Para água de consumo fixou-se, por razões de caráter organolépticas e de manutenção de redes, o limite de 0,2 (comunidade europeia) a 0,3 mg/l (OMS e Portaria 2914). Para projetos de irrigação tem-se recomendado como limite 5mg/l (MENDES; SANTOS OLIVEIRA, 2004).

Tanto os óxidos de manganês quanto os óxidos de ferro fazem parte da fração sólida do solo. Com sua solubilização, liberam cátions que são reduzidos. As reações são dependentes das características do composto (SOUSA et al., 2009). A redução do ferro aumenta sua solubilidade, aumenta o pH, libera outros cátions ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^{2+}$ ,  $\text{Na}^{2+}$ ,  $\text{NH}_4^{2+}$ ) para a solução, que podem ser posteriormente perdidos por lixiviação. A redução do ferro também aumenta a solubilidade do fósforo e oportuniza a formação de outros compostos (PONNAMPERUMA, 1972).

Em lagos, durante a fase de estratificação termal, a redução do ferro tem como consequência a diminuição da capacidade de adsorção da lama, liberando nutrientes na água. O balanço fotossíntese-respiração é alterado, passando a haver acumulação de matéria orgânica (PONNAMPERUMA, 1972).

No cultivo do arroz, com o alagamento do solo, o  $\text{Fe}^{3+}$  é reduzido para  $\text{Fe}^{2+}$ , aumentando a solubilidade. A tendência geral é de aumento na concentração de ferro ( $\text{Fe}^{2+}$ ) no início do período de alagamento diminuindo em seguida, entretanto, esse comportamento varia com os valores de concentração de ferro, pH e teor de matéria orgânica, sendo que solos ácidos com maior conteúdo orgânico atingem maiores concentrações do que solos alcalinos ou com menor conteúdo de matéria orgânica (YOSHIDA, 1981; SOUSA et al., 2009).

Com a alternância de períodos de alagamento e períodos de drenagem, o ferro solubilizado volta a se oxidar, precipitando-se como óxido de ferro mal cristalizado que é mais rapidamente reduzido em alagamentos posteriores (SOUSA et al., 2004).

O aumento do conteúdo de ferro em solução é benéfico para o arroz, mas sob certas condições, como solos ácidos, pode causar toxidez (PONNAMPERUMA, 1972; SOUSA et al., 2009). Para Ponnampuruma

(1972), o ferro reduzido pode migrar por difusão ou fluxo de massa para áreas oxidadas do solo na rizosfera e abaixo das camadas compactadas, precipitando-se, formando concreções. Até oitenta e sete por cento do ferro que chega à rizosfera é precipitado e, portanto, não absorvido pela planta (SOUSA et al., 2004).

A toxidez por ferro e a deficiência de zinco são as desordens nutricionais de maior frequência no cultivo do arroz (BECKER; ASCH, 2005) e são influenciadas pelo manejo da água (KIRK, 2004). A entrada da água muito precoce na lavoura antecipa os picos de liberação do Fe, fazendo com que, em muitos casos, esses coincidam com o final do perfilhamento e início da floração, que são fases de desenvolvimento da cultura do arroz mais sensíveis à toxidez por Fe (SOUSA et al., 2004).

A toxidez por excesso de ferro na cultura do arroz irrigado é favorecida em solos ácidos e mal drenados, de baixa CTC e está relacionada à deficiência nutricional de fósforo, cálcio, magnésio, potássio e zinco bem como toxicidade por ácido sulfídrico (KIRK, 2004; SOUSA et al., 2004; BECKER; ASCH, 2005).

Para o controle da toxidez de ferro, são recomendados o uso de variedades menos suscetíveis, calagem, aumento dos teores de potássio no solo, uso de compostos com elevado potencial de oxirredução, como nitratos, e manejo da água nas quadras (SOUSA et al., 2004; SAHRAWAT, 2009). Existem cultivares mais resistentes e mais sensíveis. A partir da década de oitenta, com a seleção de cultivares com maior produtividade, sintomas de toxidez tornam-se mais frequentes (SOUSA et al., 2004; SAHRAWAT, 2009).

Schmidt et al. (2013), estudando a influência do início da irrigação por inundação da cultura de arroz em um Planossolo do Rio Grande do Sul, verificaram que o alagamento contínuo provoca diminuição do potencial de oxirredução para valores próximos de 150 mV a partir da terceira semana, com consequente elevação de  $\text{Fe}^{2+}$  na solução do solo. Este valor de Eh, requerido para a redução do ferro, coincidiu com o período de diferenciação do primórdio floral no qual a planta de arroz é sensível à toxidez por ferro. O atraso de vinte dias na irrigação mostrou-se eficiente na manutenção do potencial de oxirredução por período mais longo e retardando a solubilização de ferro de 31 dias após a emergência das plantas para 63 dias. Nos estágios finais do período vegetativo, o teor de ferro, retardando a irrigação, foi 20% menor, quando comparado ao alagamento contínuo. Tanto o potencial de oxirredução quanto a concentração de ferro nos dois tratamentos estabilizaram-se em níveis semelhantes e o manejo da água não foi capaz de minimizar efeitos da toxidez em estágios mais avançados e também teve efeito sobre a

produção de massa seca. Drenagens ao longo do período vegetativo ajudaram a diminuir o efeito da toxidez.

Na natureza os sulfatos são abundantes e essenciais à vida embora possa haver deficiência de enxofre em plantas. Sua concentração em corpos hídricos é bastante variável, normalmente associada ao cálcio, magnésio e sódio (MENDES; SANTOS OLIVEIRA, 2004).

A deficiência de enxofre em cultivos irrigados de arroz sob inundação é rara, mas já foi diagnosticada na Malásia, Myanmar, Indonésia e no baixo curso do rio Amazonas (YOSHIDA, 1981).

Os sulfatos são usados por bactérias do gênero *Desulfovibrio* como aceptores de elétrons. Essas bactérias são mais eficientes em pH entre cinco e meio a nove, toleram altas concentrações de sais e sulfetos, porém são inibidas por baixas temperaturas e presença de nitratos (PONNAMPERUMA, 1972).

A quebra de aminoácidos por microrganismos anaeróbios produz sulfetos, amônia e ácidos graxos. O principal produto das transformações do enxofre, em ambientes reduzidos, é o sulfeto de hidrogênio ( $H_2S$ ). O sulfeto pode reagir com metais, gerando produtos insolúveis e pode atuar como doador de hidrogênio na fotossíntese de bactérias (PONNAMPERUMA, 1972).

Para SOUSA et al. (2004) a redução do sulfato,  $SO_4^{2-}$  para  $S^{2-}$ , ocorre após a redução do ferro, levando o enxofre ao seu menor estado de oxidação, podendo formar sulfeto de hidrogênio, que é tóxico para as plantas e animais. A ligação do sulfeto com o ferro gera um precipitado cinza escuro (MENDES; SANTOS OLIVEIRA, 2004) e das reações com zinco e cobre podem decorrer deficiências nutricionais (PONNAMPERUMA, 1972; SOUSA et al., 2009).

Em solos alcalinos, a total redução dos sulfatos pode ocorrer em seis semanas após o início da submersão, mas, em solos ácidos, primeiro há uma elevação das concentrações de sulfato, conforme se eleva o pH devido à adição de água, para depois ocorrer um lento declínio por sorção de argilas e hidróxidos de alumínio e ferro. As reações de sorção fazem com que as concentrações de sulfetos raramente ultrapassem 0,1 miligrama por litro (PONNAMPERUMA, 1972). Para consumo humano, o valor máximo permitido é de 0,3 miligrama por litro (BRASIL, 2011a).

O fósforo presente no solo e nas águas está sob a forma de fosfatos orgânicos e inorgânicos, solúveis e em formas sólidas levemente solúveis. As formas sólidas incluem os fosfatos de ferro e alumínio, os fosfatos coprecipitados ou adsorvidos com óxidos e hidróxidos de ferro e manganês, os fosfatos trocáveis e os fosfatos orgânicos (PONNAMPERUMA, 1972).

Em solos ácidos, predominam os fosfatos de ferro e alumínio que são liberados para a solução com o aumento do pH, enquanto, em solos alcalinos, os fosfatos são liberados com o decréscimo do pH (PONNAMPERUMA, 1972). Para Yoshida (1981), o incremento na concentração de fósforo, que varia de 0,05 a 0,6 partes por milhão, dependendo do tipo de solo, volta a cair depois de algum tempo de alagamento por efeito de ressorção.

Em consequência do corte no suprimento de oxigênio, por ocasião do alagamento das quadras de arroz, há um incremento dos fosfatos solubilizados. A solubilização é alta em solo arenoso alcalino, moderada em solo arenoso ácido, e baixa em solo argiloso ácido porque este tipo adsorve mais fortemente do que aqueles (PONNAMPERUMA, 1972).

Em solos ácidos submersos, a liberação do fosfato para a solução se deve à hidrólise dos fosfatos de ferro e alumínio, à liberação do fósforo trocável adsorvido nas argilas e hidróxidos de ferro e alumínio, e à redução do ferro com liberação do fósforo adsorvido (PONNAMPERUMA, 1972) e deslocamento de fosfato férrico e fosfato de alumínio através de ânions orgânicos (YOSHIDA, 1981).

Ranno et al. (2007) estudaram dezesseis solos de cultivo de arroz irrigado no Rio Grande do Sul. Verificaram que a adsorção de fósforo é bastante variável, com uma amplitude de 862 miligramas por quilo, com um máximo de 933 miligramas por quilo. A capacidade máxima de adsorção evidenciou correlação positiva com o teor de argila, ferro e matéria orgânica, demonstrando a importância desses componentes na imobilização do fósforo.

Para Yoshida (1981), na Coréia e no Japão, a deficiência de potássio é normalmente associada à toxidez de ferro, também acompanhada de toxicidade por sulfetos de hidrogênio e suscetibilidade ao gênero *Helminthosporium*, especialmente em solos arenosos. A submersão aumenta a concentração de potássio, especialmente em solos arenosos e ricos em matéria orgânica. Por outro lado, isto pode significar perdas por escoamento e drenagem superficial.

A submersão do solo aumenta a disponibilidade de cobalto, cobre, molibdênio e reduz a disponibilidade de zinco (PONNAMPERUMA, 1972), podendo causar deficiência nutricional deste elemento em arroz (YOSHIDA, 1981).

A deficiência de zinco em solos submersos está relacionada ao seu conteúdo inicial no solo, às variações no pH, às concentrações de ácido carbônico e ácido acético. O aumento do pH é geralmente acompanhado por decréscimo na disponibilidade de zinco, mas, de maneira isolada o pH não explica o comportamento do nutriente. As transformações da

matéria orgânica por microrganismos, em solos inundados, podem proporcionar o aumento de ácido carbônico e bicarbonatos em solos alcalinos e o aumento de ácido acético em solos ácidos. A concentração desses ácidos interfere na absorção de zinco pela raiz e no transporte interno para os brotos (YOSHIDA, 1981).

Para Barbosa Filho et al. (1994), a substituição de cálcio e de magnésio dos carbonatos por zinco e o antagonismo com ferro e manganês solubilizados podem explicar a menor disponibilidade de zinco com a elevação do pH. Para os autores, adubações com zinco podem dar resultados econômicos no arroz de sequeiro.

Embora haja vários fertilizantes comerciais, Vahl e Sousa (2004) indicam que não há comprovações de resultados em arroz irrigado com adubações de micronutrientes, inclusive zinco.

O iodo ( $I_2$ ) é insolúvel em água, mas na ausência de oxigênio é reduzido a iodeto ( $2I^-$ ) solúvel, aumentando sua concentração. A toxicidade do iodeto ao arroz tem sido relatada no Japão em concentrações entre 0,7 a 3 partes por milhão (YOSHIDA, 1981).

## 5.2.2 Aspectos físicos de solos alagados para o cultivo do arroz

A condutividade hidráulica (K) é a propriedade que descreve a capacidade do solo em transmitir a água. Esta propriedade depende das características do solo, das características da água - como viscosidade cinemática e densidade, da umidade do solo no momento da determinação (PREVEDELLO, 1996) e da intensidade do campo gravitacional (HEATH, 1982). O solo em estado saturado tem a máxima capacidade de transmissão de água (CAUDURO; DORFMAN, 1986). À medida que decresce a umidade também se reduz a condutividade hidráulica, uma vez que uma fração dos poros existentes tende a reter água por fenômenos de capilaridade e adsorção (LIBARDI, 2005).

Assim, a infiltração é diretamente proporcional à condutividade hidráulica do solo saturado - que depende de fatores a ele relacionados, à sua superfície e ao seu manejo (BRANDÃO et al., 2006). Entre os principais fatores ligados ao solo figuram: a textura, a estrutura, a porosidade do solo e a aspectos ligados à mineralogia.

O solo é composto por frações sólidas, líquidas e gasosas. A textura do solo refere-se à granulometria das partículas individuais que o compõem (LEPSCH, 2002). Para estudar adequadamente a distribuição granulométrica das partículas, foram criados grupos de tamanhos

denominados frações granulométricas (BRADY, 1989). Diferentes escalas, como Wentworth, Atterberg, Bogomolov, baseadas no diâmetro das partículas, têm entre suas finalidades caracterizar e classificar sedimentos, auxiliar em estudos de permeabilidade, correlacionar tipos de solos e fornecer indicações sobre a gênese do material (SUGUIO, 1973).

Com a diminuição do tamanho da partícula tende a aumentar o número e diminuir o tamanho dos poros (KÄMPF et al., 1985). Assim, à primeira vista, um solo composto de partículas grossas, como areia, deve possuir espaços vazios maiores do que um solo composto por partículas finas, como argilas. Entretanto, dependendo da forma dos grãos, da sua disposição (*packing*) e das estruturas (agregados) existentes, o volume de espaços vazios, denominado porosidade, é maior em solos de textura fina.

As partículas sólidas do solo, em função de sua atividade elétrica e de “cimentação” por produtos orgânicos, por exemplo, se aglutinam em agregados. A estabilidade desses agregados é devida à ação temporária de aglutinação mecânica de micro-organismos - como fungos “*mycelia*”, à “cimentação” por produtos resultantes da decomposição de produtos orgânicos e à atuação de cátions polivalentes, notadamente cálcio, magnésio, ferro e alumínio que atuam com agentes floculantes e como pontes entre as substâncias orgânicas e as argilas (BRADY, 1989).

O fenômeno de floculação é dependente do potencial hidrogeniônico, dos cátions presentes e da mineralogia. O ponto de carga zero (PCZ), definido como pH em que o balanço de cargas é neutro, depende da argila e dos óxido de ferro e alumínio presentes. Quanto mais baixo for o pH do meio em relação ao PCZ maior o número de cargas positivas, e quanto maior for o pH em relação ao PCZ, maior concentração de cargas negativas. O aumento de cargas, positivas ou negativas propicia a dispersão. Portanto, a maior floculação ocorre quando o pH do meio está próximo do PCZ (KÄMPF, et al. 1985; BRADY, 1989; ALMEIDA NETO, 2007).

Considerando os valores de ponto de carga zero obtidos por Rodrigues Neto (1996) e Gjorup (1992) para solos brasileiros, e considerando as condições de alagamento no cultivo do arroz irrigado, os óxidos de ferro e alumínio tendem a maior floculação e a caulinita tende a maior dispersão. A adição de calcário em áreas de cultivo de arroz é efetuada com objetivo de fornecer cálcio e magnésio para as plantas e a elevação do pH é decorrente tanto da adição de carbonatos como da inundação das quadras. Assim, dependendo da mineralogia, a elevação do pH pode acarretar em floculação ou dispersão de argilas. A obstrução de poros por argilas dispersas é a principal causa de redução da

condutividade hidráulica (FRENKEL et al., 1978; CURTIN et al., 1994, CHIANG et al., 1987).

A estrutura do solo refere-se ao agrupamento das partículas em agregados que se classificam quanto a sua forma, tamanho e grau de resistência. A forma dominante dos agregados em um determinado horizonte pedológico determina seu tipo estrutural (BRADY, 1989). Estas formas são denominadas “Tipos de Estrutura” e podem ser classificadas como: granular, blocos, prismática ou laminar. Dependendo do tipo de estrutura e de seu tamanho, um solo derivado de sedimentos pelíticos, pode possuir poros de tamanho grande, suficiente para proporcionar boa drenagem. Isto ocorre porque os agregados se comportam como grandes partículas. Assim, entre os agregados podem se formar poros maiores do que entre os constituintes unitários, fazendo com que alguns solos argilosos, como latossolos derivados de rochas básicas, possuam maior porosidade que alguns solos arenosos.

Os macroporos são importantes do ponto de vista de drenagem do excesso de água no solo, uma vez que não a retêm, permitindo sua infiltração. Ao contrário, os microporos, devido a fenômenos de capilaridade, retêm a água no perfil, sendo importantes no suprimento para as plantas no período pós-precipitação.

A macro e microporosidade são normalmente determinadas em mesa de tensão ou técnicas que usam coluna de areia, em amostras mantidas sob uma tensão de 6 KPa durante 48 horas. Em solos compactados, esse tempo pode não ser suficiente para atingir o equilíbrio hidrostático e a porosidade livre seria determinada aquém da real (GUBIANI et al. 2008). Em um estudo de avaliação da variação do tempo para atingir o equilíbrio hidrostático em dois solos compactados, Gubiani et al. (2008) observaram que o equilíbrio hidrostático em latossolo não foi atingido no período de 196 horas; em argissolo foi atingido para a maioria das amostras em um período de tempo entre 72 e 96 horas. Entretanto, para esses autores, 97% da porosidade livre foram obtidos após 48 horas, não havendo relação significativa entre tensão e densidade do solo. Assim, nas camadas compactadas encontradas em cultivos de arroz irrigado, é possível que o tempo de equilíbrio hidrostático na determinação da Curva de Retenção seja superior a 48 horas.

A densidade aliada à porosidade pode ser um indicador da estrutura geral do solo com vistas à infiltração de água (POTT, 2001). Como o solo é composto por frações sólidas, líquidas e gasosas, estando estas duas últimas ocupando os poros, a diminuição dos espaços vazios implica em aumento da densidade. A diminuição da porosidade pode se dar por desestruturação do solo, por meio do preparo do solo, por exemplo,

seguida de compactação. Assim, quanto mais denso o solo, menores serão as taxas de infiltração.

Dentre as características do solo relevantes para infiltração da água também importam alguns aspectos ligados à mineralogia. Argilas do tipo 2:1 são caracterizadas por possuírem uma lâmina octaédrica intercalada entre duas lâminas tetraédricas. Essas argilas podem ser agrupadas em Vermiculitas, Esmeclitas e Ilitas, sendo que as duas primeiras são expansíveis (BRADY, 1989). O efeito da expansão e contração, resultado de umedecimento e secamento do solo, é a produção de fendas que se tornam caminhos preferenciais para a infiltração da água. Por outro lado, a presença de argilas expansíveis tende a reduzir o tamanho médio dos poros, reduzindo a condutividade hidráulica (BRANDÃO et al., 2006).

O volume de cargas negativas das argilas é capaz de atrair e reter na solução trocável do solo os cátions presentes. A soma das cargas negativas das argilas representa a capacidade de troca de cátions (CTC) que, por fins de conveniência metodológica, é determinada pela soma de cátions presentes na solução do solo.

A origem das cargas negativas das argilas está associada à presença de oxigênio ou hidroxilas nas arestas e superfícies planas dos minerais, ou a substituições isomórficas no interior do retículo cristalográfico (BRADY, 1989). O oxigênio e as hidroxilas, nas arestas expostas do cristal, em pH alcalinos, se dissociam ligeiramente criando cargas dependentes de pH. A capacidade de adsorção de cátions por argilas do tipo 1:1 e de materiais orgânicos está intimamente ligada a cargas dependentes de pH. Por outro lado, em argilas do tipo 2:1, especialmente no grupo das argilas expansíveis, o volume de cargas negativas está associado a substituições isomórficas de alumínio por magnésio nas camadas octaédricas ou de silício por alumínio nas camadas tetraédricas. A substituição de elementos de maior valência por elementos de menor valência cria cargas não dependentes de pH (BRADY, 1989).

A diferença estrutural das argilas tem reflexos não apenas em características químicas, como a CTC, mas também em características físicas como a plasticidade (BRADY, 1989), a qual poderia ser usada como indicadora da presença de argilas expansíveis no solo (BRANDÃO et al., 2006).

O uso da irrigação por inundação faz com que a infiltração da água no solo se dê sob condições de saturação, não havendo variação de um local de cultivo para o outro neste quesito. Considerando ainda que a condutividade seja máxima sob condições de saturação, parece adequado avaliar desta forma a condutividade sob o ponto de vista de risco ambiental, entretanto, em função do manejo dado à cultura do arroz,



formam-se camadas compactadas aproximadamente a 40 centímetros de profundidade, que reduzem a condutividade hidráulica, diminuindo as perdas de água por infiltração. Abaixo dessa camada compactada, portanto, o solo não deve estar saturado, a menos que já esteja sob influência do freático. Assim o teor de umidade, abaixo da camada compactada deve ser menor que o das camadas saturadas pela irrigação.

É possível a determinação da umidade em subsuperfície por meio da denominada Curva Característica de Tensão e Umidade do Solo. Uma vez determinada a curva característica em laboratório e conhecendo-se a tensão em campo, por meio de tensiômetros, pode-se estimar o teor de umidade em camadas profundas.

Estando a umidade, nesta camada, próxima da saturação, é indício de influência do aquífero freático ou de ineficiência de retenção de água na superfície e mais provavelmente de ambos, apontando para maior vulnerabilidade do aquífero.

Dentre as propriedades relevantes da água que interferem na infiltração, figuram a densidade e a viscosidade. A densidade é dependente da massa, do volume e da temperatura. A viscosidade - que se refere à proporcionalidade entre a tensão de cisalhamento e o gradiente de velocidade, ou seja ao atrito interno entre as partículas do fluido em movimentação - é dependente do fluido e da temperatura. Para a água, a viscosidade pode ser determinada pela equação de Poiseville e Reynolds (BACK, 2006). O coeficiente de viscosidade cinemática é dado pela relação entre a viscosidade e a massa específica. Embora a água usada na irrigação do cultivo de arroz não seja pura, a determinação de sua massa específica é relativamente simples e não se espera encontrar diferenças significativas em diferentes pontos de uma mesma bacia hidrográfica.

Para facilitar práticas agrícolas e melhorar o sistema de irrigação para o cultivo de arroz é necessário adequar o terreno, nivelando-o ou deixando leve declividade, dependendo do sistema de cultivo. Essa adequação do terreno é chamada de sistematização.

Embora haja diferenças significativas de manejo do solo nos diferentes sistemas de produção do arroz, a sistematização do terreno e o preparo do solo são práticas comuns. Como vimos, essas técnicas de cultivo afetam as características físicas do solo de tal modo a dificultar o uso do solo para outras culturas. Em alguns casos, como no arroz pré-germinado no sul de Santa Catarina, poucas são as alternativas de cultivo que se adaptam à condição do solo.

Parfitt et al. (2004) mencionam que entre as vantagens da sistematização estão: o controle mais eficiente da irrigação, a facilidade de mecanização do cultivo, o controle mais eficiente de pragas, moléstias

e plantas daninhas, a diminuição dos custos de produção e o aumento da produtividade do arroz e das culturas em rotação. Em contrapartida, o nivelamento do terreno ocasiona distúrbios ao solo, tendo por consequência a diminuição da espessura do horizonte superficial em partes do terreno ou mesmo a exposição do horizonte subsuperficial.

Analisando mudanças físicas antes e depois do nivelamento do terreno, Parfitt et al. (2014) verificaram que a densidade média na camada superficial aumentou devido ao trânsito de máquinas.

A mecanização também tem sido apontada como promotora do aumento da densidade no solo durante o preparo do solo. Beutler et al. (2012), comparando sistemas de plantio direto e convencional, verificaram que a densidade é maior no plantio convencional somente nos primeiros centímetros devido ao maior revolvimento do solo e intensidade do trânsito de máquinas. Pedrotti et al. (2001a) avaliaram a compactação em um Planossolo sob diferentes sistemas de cultivo até a profundidade de trinta centímetros. Verificaram que a densidade é alta em qualquer sistema de cultivo, sendo maior na camada de dez a vinte centímetros e nos sistemas que envolvem maior revolvimento do solo. Sharma e De Datta (1985) também descrevem aumento da densidade pelo menos até trinta centímetros de profundidade.

A densidade é muitas vezes usada como indicador da compactação. Os relatórios anuais do *International Rice Research Institute* - IRRI - de 1986 apontam a existência de camadas compactadas a partir de quinze centímetros de profundidade. Bamberg et al. (2009), estudando a formação de camadas compactadas, por meio de tomografia computadorizada, em um Planossolo sob diferentes formas de cultivo, no período de 1985 a 2004, verificaram duas camadas compactadas, uma muito fina a um centímetro e meio de profundidade e outra a catorze centímetros de profundidade no tratamento rotacional arroz – soja – milho com preparo do solo convencional. O plantio direto de arroz seguido de azevém não propiciou a formação de camadas compactadas até 20 centímetros de profundidade, evidenciando novamente a interferência do revolvimento e da intensidade do tráfego. Lanzasova et al. (2007), trabalhando com rotações de milho e soja seguidas de pastagens de inverno, identificaram que o pastoreio animal durante o inverno pode criar camadas compactadas, sobretudo em excesso de umidade e alta lotação. Nesse caso, a camada compactada se estabelece nos primeiros vinte centímetros do solo, com resistência do solo à penetração na ordem de 2,5 a 2,6 mega Pascal.

De fato, a compactação do solo está relacionada à destruição dos agregados, resultando em aumento da densidade. A pressão exercida

pelos equipamentos agrícolas, especialmente com os solos úmidos, quando as forças de coesão são menos intensas, intensifica a desagregação. Em casos extremos, o processo resulta em “amassamento” do solo, que fica praticamente impermeável ao ar e à água (BRADY, 1989).

Para a maioria das culturas, a destruição das estruturas tem por efeito reduzir o suprimento de ar e água bem como dificultar o pleno desenvolvimento de raízes, contudo o efeito do amassamento traz benefício ao cultivo de arroz irrigado, além de propiciar menores perdas de água. O efeito da compactação nas camadas iniciais do solo é menor porque o alagamento diminui a resistência do solo à penetração das raízes (BRADY, 1989). Este fato é confirmado por Assis et al. (2009) que mediram a resistência à penetração de raízes com o solo em diferentes graus de saturação e concluíram que com solo mais úmido a resistência à penetração é menor, porque é menor a força de coesão.

Para Beutler et al. (2012) porém, as mudanças de densidade não alteram a produtividade porque em solo úmido, além de ser facilitada a penetração de raízes, o parênquima provê as raízes de oxigênio.

Mentges et al. (2012) verificaram que a estrutura do solo tem preponderância sobre a mineralogia no que se refere à compressão. Para esses autores, a compressão tem relação direta com a macroporosidade e relação indireta com a densidade, ou seja, quanto maior for o volume de macroporos maior a possibilidade de compressão do solo. Estes autores estudaram as alterações estruturais e mecânicas em um Gleissolo cultivado oito anos com arroz irrigado comparado a uma área testemunha com ausência de cultivo por duas décadas. Foi constatado que a microporosidade original do solo é grande em detrimento da macroporosidade. Com o cultivo houve aumento da densidade e redução do índice de vazios, porosidade e macroporosidade.

Na estrutura maciça, bem comum nos gleissolos, há menor quantidade de macroporos e contato mais íntimo entre as partículas. Esse solo tem alto grau de saturação, com conteúdo de água acima do limite de liquidez porque a microporosidade original é grande. Concluem aqueles autores que, nessa condição, o solo se comporta como um fluido e a compactação é menos intensa quando o preparo do solo é feito sob inundação (MENTGES et al., 2012).

Parfitt et al. (2014), estudando os efeitos da sistematização do terreno em um planossolo verificaram que a porosidade total, a macroporosidade e a microporosidade diminuem com os trabalhos de terraplanagem. A diminuição da porosidade está relacionada à quebra dos agregados tem por consequência a menor capacidade de retenção de água.

Comparando diferentes sistemas de produção, Beutler et al. (2012) constataram que o cultivo do arroz irrigado provoca alterações na razão entre o volume de macro e microporos, e concluem que a diminuição do tamanho dos agregados se reflete em camadas compactadas.

Pode-se afirmar, na comparação entre os autores mencionados, que existe uma tendência ao aumento de macroporos na camada superficial em função da desagregação das estruturas, mas a intensidade da desagregação depende do tipo de estrutura e do sistema de cultivo.

Parfitt et al. (2014) afirmam ainda que o nivelamento muda significativamente quase todas as propriedades físicas do solo, e essas modificações se refletem na diminuição da condutividade elétrica e mudanças na distribuição de íons em solução. O estudo mostra que não só a média das propriedades físicas mas também a distribuição espacial dessas propriedades, inclusive das frações granulométricas, são alteradas.

Existem perto de cinquenta milhões de hectares na Ásia e cem milhões de hectares na África que poderiam ser usados para o cultivo em sucessão ao arroz irrigado. Entretanto, So e Ringrose-Voase (2000), com base em observações na Indonésia, Java e Filipinas, afirmam que o rendimento de culturas em rotação ao arroz têm baixa produtividade porque as estruturas do solo são quebradas no cultivo irrigado do arroz. As camadas compactadas formadas ficam ainda mais resistentes após a drenagem da área (SO; RINGROSE-VOASE, 2000). No Rio Grande do Sul, esta compactação também limita a produtividade de culturas de sequeiro em sucessão ou em rotação (BAMBERG et al., 2009).

### 5.3 DISPERSÃO DE POLUENTES

A definição de água poluída tem dependido do ponto de vista a partir do qual se encara o problema. Em rios e lagos a temperatura elevada da água, em função de atividades humanas, pode comprometer o equilíbrio de espécies de tal forma que se pode considerar água poluída. Da mesma forma, o excesso de sódio em água de irrigação pode inviabilizar o plantio em áreas agrícolas, o acúmulo de substâncias ácidas pode alterar cadeias tróficas, podendo poluir o solo ou a água subterrânea.

Para a engenharia sanitária, a água é considerada poluída se compromete a saúde pública (FEITOSA; MANOEL FILHO, 1997). A lei 6938 de 1981 (BRASIL, 1981), que instituiu a Política Nacional do Meio Ambiente, é mais abrangente. Define poluição como a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que prejudiquem a saúde, a

segurança e o bem estar da população, prejudiquem as atividades sociais e econômicas, afetem desfavoravelmente a biota, as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente ou lancem matéria ou energia em desacordo com padrões estabelecidos.

Em relação ao lançamento de despejos de água residuais, segundo Branco (1965), devemos considerar aspectos relacionados à proteção do manancial e aspectos relacionados à potabilidade da água. Ou seja, de um lado devem ser considerados que efeitos estes despejos causam no manancial e, de outro, que prejuízos podem causar à saúde da população humana abastecida por aquele manancial.

Nessa ótica, argumenta o mesmo autor, o maior prejuízo ao manancial reside em alterações das características químicas e físicas da água por poluentes que podem afetar de maneira significativa a flora e a fauna aquática natural. Uma vez que não afeta diretamente o habitat humano, a poluição hídrica afeta o homem de maneira indireta, como veículo de organismos patogênicos e elementos ou substâncias tóxicas ou radioativas. Aspectos bacteriológicos que pouco significado podem ter sobre a fauna e a flora aquática são, no entanto, relevantes para a saúde pública.

Dessa forma, conclui Branco (1965), seguindo exemplo da legislação de 1950 do estado da Califórnia - EUA, devemos fazer uma distinção entre poluição, relacionada a alterações das características da água que afetam o manancial, e contaminação, relacionada a prejuízos à saúde pública.

Para Feitosa e Manoel Filho (1997), a poluição é uma alteração artificial da qualidade físico-química da água, suficiente para alterar padrões estabelecidos para um determinado fim. Assim, a água é considerada poluída quando, por modificação de seu padrão, compromete uma determinada finalidade, porém não outras; os autores distinguem o conceito de água contaminada como aquela que possui organismos patogênicos e substâncias tóxicas ou radioativas prejudiciais à saúde humana. Assim, a água contaminada também é considerada poluída, mas nem toda água poluída seria considerada contaminada.

Um aspecto negativo do conceito de poluição apresentado por Feitosa e Manoel Filho (1997) é a sua dependência da existência de padrões estabelecidos para uso da população humana. Primeiro, porque embora possa haver padrões em profusão, é impensável a existência de padrões para todas as finalidades. Segundo, o estabelecimento de padrões teria que levar em conta realidades regionais com interações de diferentes substâncias e concentrações.

Tendo em vista que a água subterrânea pode ser utilizada para diversos fins, inclusive preservação do próprio aquífero e da vida a ele associada, neste trabalho, é mais adequado optarmos pela diferenciação entre contaminação e poluição tal como definida por Branco (1965).

A poluição de um aquífero, dependendo de seu uso, pode levar muito tempo para ser detectada em função da lenta circulação das águas subterrâneas, da capacidade de adsorção das partículas, do poder de autodepuração e do volume de água que armazena (FEITOSA; MANOEL FILHO, 1997).

As perdas da água de irrigação por infiltração, potencialmente transportando pesticidas e fertilizantes, são consideradas como fonte de poluição difusa da água subterrânea de acordo com a classificação de Fetter (2008), que se baseou no *Office of Technology Assessment* (OTA) do Congresso dos Estados Unidos.

Nos países industrializados são usados fertilizantes inorgânicos nas principais áreas agrícolas todos os anos. Dentre os macronutrientes, o nitrogênio, o fósforo e o potássio são os mais demandados pelas culturas (MALAVOLTA et al., 2002). O cálcio e o magnésio ou estão disponíveis no solo, ou são ofertados com o uso de calcários magnesianos. Embora normalmente não haja carência de enxofre nos solos brasileiros, o nutriente vem sendo fornecido de maneira indireta. Muitos fertilizantes fosfatados e nitrogenados contêm enxofre, assim como alguns agrotóxicos (MALAVOLTA, 1981). A quantidade de fertilizantes químicos aplicados varia com a região, com a cultura plantada e com aspectos econômicos.

Dentre os fertilizantes, o principal poluente é o nitrogênio (FEITOSA; MANOEL FILHO, 1997). Dada a sua alta solubilidade e por estar no máximo estado oxidativo, nas águas subterrâneas os nitratos constituem a principal forma de acumulação das formas azotadas (MENDES; SANTOS OLIVEIRA, 2004). Níveis elevados de nitratos são frequentemente encontrados no aquífero freático em regiões de agricultura intensiva (MENDES; SANTOS OLIVEIRA, 2004) e mesmo em aquíferos profundos (FEITOSA; MANOEL FILHO, 1997).

O excesso de nitratos pode resultar em doenças como metahemoglobinemia infantil, inflamações de mucosas intestinais ou apresentar efeitos cancerígenos e teratogênicos após reações no estômago, com aminas e amidas, formando nitrosamidas e nitrosaminas (MENDES; SANTOS OLIVEIRA, 2004).

A concentração de fósforo em solução tende a ser bastante reduzida, dado que este elemento químico geralmente está retido na biomassa ou complexado em sais insolúveis de íons metálicos, como

ferro, alumínio, cálcio e magnésio. A solubilidade desses sais é dependente do potencial hidrogeniônico. Fosfatos de alumínio e fosfatos férricos tendem a ter maior solubilidade com a elevação do pH, e fosfatos de cálcio têm comportamento contrário. Assim, a poluição por fosfatos de origem agrícola, em geral, é pequena, dada a fixação do fósforo no solo (MENDES; SANTOS OLIVEIRA, 2004).

Em condições de baixa circulação, é possível a formação de sulfeto de hidrogênio, ou ácido sulfídrico, a partir de sulfatos. Essa substância é considerada indesejável na água de consumo por conferir gosto e odor desagradáveis (MENDES; SANTOS OLIVEIRA, 2004).

O boro e o zinco estão entre os principais micronutrientes utilizados na agricultura (MALAVOLTA et al., 2002) e figuram como substâncias indesejáveis na água de consumo (MENDES e SANTOS OLIVEIRA, 2004). O zinco, que também está presente em alguns agrotóxicos (MALAVOLTA, 1981), confere sabor desagradável à água. A poluição com boro em água só é possível se houver uma contribuição industrial importante, mas não é considerada perigosa à saúde pela Organização Mundial da Saúde - OMS (MENDES; SANTOS OLIVEIRA, 2004).

A evolução tecnológica possibilitou a síntese de centenas de produtos químicos para inúmeras aplicações. Até 2010 estavam registrados, na Agência Nacional de Vigilância Sanitária - ANVISA, oitocentos e oitenta produtos formulados a partir de quinhentos e oito ingredientes ativos, pertencentes a cento e quarenta grupos químicos diferentes (SILVEIRA; ANTONIOSI FILHO, 2013). Na agricultura e na literatura especializada, esses produtos são conhecidos como pesticidas, agrotóxicos, agroquímicos, produtos fitossanitários ou defensivos agrícolas, muitas vezes dependendo da formação científica e mesmo de conotações ideológicas assumidas pelo autor.

O termo pesticida tem origem nos primeiros produtos usados como praguicidas domésticos e agrícolas. Embora a intenção nem sempre seja combater pestes, na literatura mundial, como em Cohen et al. (1995), Grébil et al. (2001) Oliveira Júnior e Regitano (2009), tem sido usado de maneira genérica, tanto para designar herbicidas na agricultura como raticidas e cupincidas usados no meio urbano.

Na década de sessenta foi amplamente comentado o livro *Silent Spring* (CARSON, 1962) que chamava a atenção para os riscos de uso de produtos químicos no meio ambiente. Como uma reação das empresas químicas contrapondo a autora, a indústria tentou demonstrar que o risco da fome no mundo é um problema biológico e não químico. Nesse

contexto, surge o termo defensivo agrícola para designar os produtos que protegem as lavouras de outras interferências ambientais.

Os termos agrotóxicos e agroquímicos surgiram no final da década de setenta, tentando designar os produtos usados na agricultura, enfatizando seu caráter tóxico e químico, entretanto a evolução de pesquisas para o controle biológico de pragas teve por consequência o desenvolvimento de produtos que não são tóxicos ao homem e que também não são químicos. Assim, alguns preferem chamar de produtos fitossanitários, abrangendo todos os produtos usados para plantas, independentemente do objetivo da aplicação ser agrícola, sanitária ou ecológica, e separando definitivamente os produtos de uso veterinário e de uso doméstico.

Muitas vezes todos esses termos são usados como sinônimos, o que dificulta para o leitor a percepção da intenção do autor. Como os produtos químicos ainda são a maioria dos produtos empregados e parecem representar maior risco ambiental, opta-se, neste trabalho, pelo termo agrotóxico, mas, quando houver citações, serão preservados os termos usados no texto original, podendo denotar uma variação maior de produtos, não necessariamente agrícolas.

Esses produtos, uma vez no ambiente, se tornam poluentes ou contaminantes. A presença de agrotóxicos em alimentos já foi constatada em várias partes do mundo. Os fungicidas do grupo ditiocarbamatos figuram entre os mais detectados nos países da Europa (PASSOS; REIS, 2013). Inseticidas foram encontrados em alimentos na China, Índia, Gana e Estados Unidos, inclusive nos processos de produção ditos orgânicos (PASSOS; REIS, 2013).

No Brasil, a ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária - mantém o Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos - PARA. Por esse programa são coletadas, anualmente, amostras de alimentos em diferentes mercados do país. Entre os anos de 2002 a 2012, o programa analisou dezenove mil quatrocentos e sete amostras de diferentes alimentos e procedências, em todos estados da Federação (BRASIL, 2013). No ano de 2012, foram coletadas mil seiscentos e sessenta e cinco amostras. Setenta e um por cento foram consideradas satisfatórias, porém trinta e seis por cento delas continham resíduos de agrotóxicos. Vinte e nove por cento foram consideradas insatisfatórias, pois continham resíduos de agrotóxico acima do permitido ou continham resíduos de agrotóxicos não autorizados para o cultivo do alimento analisado (BRASIL, 2013). Em 2011, trinta e seis por cento das amostras foram consideradas insatisfatórias; em 2010, vinte e oito por cento e, em 2009, vinte e nove por cento (BRASIL, 2013; BRASIL, 2011b; BRASIL, 2010).



Especificamente na cultura do arroz, os relatórios do programa PARA apontam quatro por cento das amostras insatisfatórias em 2008; vinte e sete por cento em 2009; sete por cento em 2010; dezesseis por cento em 2011 e apenas um por cento em 2012. A maioria das não conformidades em arroz decorre do uso não autorizado de produtos, especialmente inseticidas (BRASIL, 2013; BRASIL, 2011b; BRASIL, 2010; BRASIL, 2009).

Os agrotóxicos usados na cultura do arroz podem ser danosos ao meio ambiente e causar problemas à saúde humana (EPAGRI, 2002). Padovani et al. (2006) afirmam que o uso desses produtos pode afetar a qualidade das águas superficiais e subterrâneas, produzindo intoxicação em peixes e outros animais silvestres que se alimentam nessas áreas (BARRIGOSI; FERREIRA, 2004). Nakagome et al. (2007) testaram a toxicidade de herbicidas e inseticidas em peixes da espécie *Danio rerio*, *Hamilton e Buchanan, 1822* e concluíram que herbicidas oxifluorfem, oxadiazona e clomazona e os inseticidas lambdacialotrina, betaciflutrina, carbofurano e fipronil são agroquímicos que apresentam maior potencial de riscos de impacto ecológico sobre o bioindicador *D. rerio*. Os herbicidas metsulfurom-metílico, pirazossulfurom, bispiribaque, bentazona e quincloraque apresentam risco entre mínimo e leve de impacto sobre peixes da espécie *D. rerio*.

De outro modo, Golombieski et al. (2007) verificaram que o uso de carbofurano, azinsulfurom e metsulfurom-metílico em lavouras de arroz não afetou a sobrevivência de peixes da espécie *Cyprinus carpio*, *Lineu, 1758*. Isso não indica a ausência de agrotóxicos no peixe, mas indica diferenças de comportamento dos produtos e dos organismos frente aos poluentes.

A preocupação com a poluição de aquíferos por agrotóxicos é demonstrada em vários trabalhos. Pessoa et al. (2009) mostraram o risco potencial de herbicidas alcançarem o aquífero. Gomes et al. (2006) detectaram a presença de tebutiuron em poços tubulares de 55 metros de profundidade, em solos arenosos sobre o Aquífero Guarani. Os autores destacam as implicações do uso agrícola em áreas de recarga deste aquífero e propõem a classificação das áreas de recarga em domínios pedomorfoagroclicmáticos.

A legislação não acompanha, pelo menos com a mesma rapidez, a evolução dos produtos lançados. Como exemplo, verifica-se que na relação dos principais herbicidas usados na cultura do arroz figuram: clefoxydim, fenoxaprop-p-ethyl, metsulfuron, ethoxysulfuron, glyphosate, molinate, pyrazosulfuron, propanil, thiobencarb, quinclorac, 2-4-D (EPAGRI, 2002). Dentre esses, apenas o glifosato, molinate,

propanil e o 2-4-D são relacionados na Portaria 518 de 25 de março de 2004, do Ministério da Saúde, que estabelece procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água. Na Portaria 2914 (BRASIL, 2011a), que substitui a mencionada Portaria 518, tal situação não se modifica, a não ser pelo propanil que não é mais citado especificamente na lista de agrotóxicos que representam risco a saúde. No que se refere à qualidade do solo, a Resolução 420 de 2009, do CONAMA, prevê a possibilidade de estabelecimento de valores de referência. Nos anexos da resolução, são apontados valores de referência para algumas substâncias, especialmente inorgânicas, mas nenhum dos ingredientes ativos recomendados para a cultura do arroz irrigado.

Segundo seu alvo principal, os agrotóxicos são genericamente classificados em herbicidas, fungicidas, inseticidas e nematicidas. Esses produtos podem ser aplicados diretamente no solo, como no caso de herbicidas usados em pré-plantio e alguns nematicidas, ou em pós-emergência da cultura plantada ou das ervas infestantes. Outros agrotóxicos, como os inseticidas e fungicidas usados no tratamento de sementes, vão ao solo por ocasião do plantio; mesmo os inseticidas sistêmicos aplicados em plantas adultas, com área foliar totalmente desenvolvida, podem chegar ao solo (LAVORENTI et al., 2000).

O potencial de contaminação de um produto químico depende de suas características físico-químicas, especialmente no que se refere a sua solubilidade, coeficiente de partição n-octanol-água, pressão de vapor e constante de ionização (LAVORENTI et al., 2000).

A solubilidade de um produto é definida pela quantidade máxima de produto dissolvido em água em uma determinada temperatura, normalmente definida em vinte e cinco graus Celcius. A solubilidade aumenta com a temperatura para produtos sólidos, mas diminui para produtos gasosos. De maneira geral, produtos altamente solúveis têm baixos coeficientes de sorção e por isso têm maior tendência a se mover verticalmente no solo. O glifosato, um herbicida dessecante não seletivo usado em pós-emergência, é uma exceção, pois, apesar de apresentar alta solubilidade, é rapidamente adsorvido no solo (LAVORENTI et al., 2000), mas seu metabólito, ácido aminometilfosfônico (AMPA) passou a constar na lista de produtos que representam risco para a saúde na portaria 2914 (BRASIL, 2011a) e sua presença já foi detectada na água de canais de irrigação de arroz (MATTOS, 2002).

O coeficiente de partição n-octanol-água ( $K_{ow}$ ) é a razão entre a concentração de um produto em n-octanol por sua concentração em água. Em outras palavras, a forma como produto se distribui em uma solução com duas fases, n-octanol e água. Este coeficiente indica se uma molécula

é hidrofílica ou lipofílica. Os produtos lipofílicos são mais facilmente sorvidos pela matéria orgânica e podem ser bioacumulados na massa microbiana. Os produtos hidrofílicos têm maior mobilidade, mas menor bioacumulação (LAVORENTI et al., 2000). A maior parte dos agrotóxicos são hidrofóbicos (OLIVEIRA JÚNIOR; REGITANO, 2009).

A pressão de vapor indica a tendência à volatilização de um produto. Os produtos voláteis necessitam de incorporação ao solo imediatamente após a aplicação.

As moléculas de agrotóxico podem se ionizar no solo e os produtos ionizados se comportam de maneira distinta da molécula neutra. Alguns produtos se ionizam na forma de ácidos fracos, outros na forma básica. A constante de ionização indica em que pH uma molécula irá se ionizar e se na forma de ácido ou base. Para produtos que se ionizam na forma de ácido, a elevação do pH por adição de calcário propicia maior lixiviação. Para os agrotóxicos que formam íons de carga positiva, a elevação do pH, tende a aumentar sua sorção pelos colóides do solo (LAVORENTI et al., 2000; OLIVEIRA JÚNIOR; REGITANO, 2009).

A maioria dos agrotóxicos não é ionizável e não reage com a água, como o propanil, herbicida usado no cultivo do arroz irrigado, entretanto outros produtos, como os derivados de ureia e as triazinas se ionizam dependendo do pH (OLIVEIRA JÚNIOR; REGITANO, 2009). Comparando a relação de produtos indicados para o cultivo do arroz (EPAGRI, 2002) com a tabela de produtos ionizáveis (OLIVEIRA JÚNIOR; REGITANO, 2009) resulta:

- Produtos não iônicos: amidas (Propanil); clomazone (Gamit); azimsulfuron (Gulliver); molinate (Ordran), thiobencarb (Saturn).

- Produtos ionizáveis em ácido fraco: bentazon (Basagram); 2,4-D (várias marcas); quiclorac (Facet); cyclosulfuron (Invest); ethoxysulfuron (Gladium); metsulfuron (Ally); pyrazonssulfuron (Sirius); bispyribac-sodium (Nominee).

- Produtos ionizáveis em ácido forte: fenoxaprop-ethyl (Starice).

A maioria dos solos brasileiros tem balanço de cargas negativo (BRADY, 1989). Nessas condições, os produtos com caráter ácido são mais facilmente lixiviados (SCORZA JÚNIOR; SILVA, 2007).

Pelos critérios da Environmental Protection Agency – EPA (COHEN et al., 1995), o potencial de contaminação envolve a solubilidade em água maior que 30 miligramas por litro, coeficiente de adsorção à matéria orgânica  $K_{oc}$  menor que 300 mililitros por grama, constante de Henry KH menor que 0,01 Pa. m<sup>3</sup> por mol, meia vida no solo DT<sub>50</sub> maior que 21 dias, e, meia vida na água, DT<sub>50</sub> maior que 175 dias.

### 5.3.1 Dissipação de agrotóxicos

A dissipação de um agrotóxico no meio ambiente envolve dois processos: a dispersão e a degradação. A dispersão envolve diferentes formas de transporte, como a volatilização, lixiviação, lessivagem, absorção pelas plantas, escurimento superficial e eventuais derivas no momento da aplicação. A degradação é a transformação da molécula original, envolvendo reações químicas e bioquímicas, como a hidrólise e a fotólise, com ou sem a intervenção de microrganismos, podendo formar metabólitos da molécula original ou sua completa decomposição (GRÉBIL et al., 2001).

Lavorenti et al. (2000) chamam atenção para o processo de retenção dos agrotóxicos no solo. As moléculas contaminantes podem ser adsorvidas por partículas minerais ou orgânicas tornando-se momentaneamente indisponíveis. Eventualmente essas moléculas podem voltar à solução do solo, processo conhecido como dessorção. O termo sorção é usado para descrever o processo de retenção das moléculas dos agrotóxicos englobando fenômenos de adsorção, absorção, precipitação e partição hidrofóbica.

Para Oliveira Júnior e Regitano (2009) a sorção controla os processos de transformação e transporte, tendo a matéria orgânica como fator preponderante. Para os autores, quanto menor a solubilidade maior a afinidade do agrotóxico à fração orgânica, especialmente em condições de maior disponibilidade de água, o que é evidenciado por seis constatações:

- Quanto maior o teor de matéria orgânica maior é a sorção.
- Em solos hidratados as relações de sorção são lineares.
- Existe uma relação linear e inversa entre sorção e solubilidade.
- As reações de sorção exigem pouca energia.
- Há ausência de competição pelos sítios de troca entre as moléculas orgânicas de agrotóxicos e íons inorgânicos.
- Inabilidade da fração inorgânica interagir com compostos orgânicos não ionizáveis, como a maioria dos agrotóxicos.

A sorção pode ocorrer por diferentes tipos de ligações, como ligações covalentes, transferência de carga, pontes de hidrogênio e forças de Van der Waals. As moléculas ou metabólitos assim ligados tornam-se indisponíveis aos microorganismos. Uma porção significativa do agrotóxico fica, desta forma, retida podendo criar um processo de

acumulação no solo potencialmente contaminante caso dessorvida (LAVORENTI et al., 2000).

Com relação à adsorção de agrotóxicos pela matéria orgânica, Correia et al. (2007), estudando o comportamento da adsorção da atrazina sob diferentes modos de cultivo e sistema natural, verificaram que a maior adsorção ocorre sob plantio direto e não no sistema natural de mata nativa. Para os autores, os resultados indicam que não apenas a quantidade, mas a qualidade e o grau de humificação devem ser considerados.

A adsorção de poluentes pelos grãos da massa sólida e reações químicas que possam ocorrer entre o poluente e os constituintes do meio podem alterar a distribuição da concentração do poluente. Qualquer variação na concentração implica em mudança nas características do fluido, como densidade e viscosidade, alterando por consequência o seu fluxo (FEITOSA; MANOEL FILHO, 1997). Para Correia et al. (2007), a adsorção representa também a disponibilidade dos produtos químicos definindo seus efeitos ecotoxicológicos e capacidade de biodegradação.

Por ação dos ventos no momento da aplicação, associada à difusão natural do produto, os agrotóxicos podem ser transportados para outras áreas e atingir vegetações, água ou solo de forma não intencional. Da mesma forma, as chuvas, especialmente quando ocorrem logo após a aplicação, podem transportar, no fluxo do escoamento superficial, parte do agrotóxico aplicado.

A volatilização depende de condições climáticas e das características do agrotóxico. A trifluralina, por exemplo, é um ingrediente ativo de ação herbicida usado no cultivo de soja e feijão que é bastante volátil. É aplicado diretamente ao solo em pré-plantio, contudo há necessidade de efetuar sua incorporação ao solo por meio de gradagem para que não seja volatilizada.

No solo, especialmente na zona não saturada, a água é o principal agente de transporte, responsável pelo movimento vertical dos agrotóxicos (GRÉBIL et al., 2001; PINHEIRO et al., 2009). Os mecanismos que atuam no transporte de um poluente em um meio poroso são: os fluxos advectivos, dispersivos e difusivos, as interações sólido e soluto, reações químicas no trajeto e fenômenos de decaimento (FEITOSA; MANOEL FILHO, 1997).

O transporte de massa em um fluido é denominado advecção. O fluxo advectivo, ou convectivo, é o fluxo de uma determinada concentração de um soluto à velocidade média estabelecida pela lei de Darcy. Fluxo dispersivo se refere às variações de velocidade ao redor de um determinado ponto considerado no material poroso que produz o espalhamento da substância. A difusão é o processo em que os

constituintes iônicos e moleculares do soluto se movem na direção de suas menores concentrações (FEITOSA; MANOEL FILHO, 1997).

A estrutura do solo influencia diretamente a porosidade, uma vez que no contato entre agregados tendem a surgir espaços vazios maiores do que os grãos deixam entre si. De maneira geral, o maior percentual de microporos está localizado dentro dos agregados e o maior percentual de macroporos está entre os agregados.

Para Grébil et al. (2001), o fluxo preferencial da água no solo ocorre nos macroporos, entre agregados. Esse fluxo preferencial induz o transporte rápido de solutos, no qual os fenômenos de adsorção, difusão e degradação não são muito ativos e os riscos de contaminação são mais elevados. Para esses autores, a difusão ocorre como uma interação entre os espaços intra-agregados e entre agregados. Para Scorza Júnior e Silva (2007), o fluxo preferencial é potencialmente perigoso para o aquífero não só pela menor retenção, mas também pela menor degradação.

O elevado grau de arredondamento dos grãos de quartzo somado ao baixo teor de argilas e de matéria orgânica em NEOSSOLO QUARTZARÊNICO Órtico típico, estudado por Gomes et al. (2008), tem por consequência uma alta relação entre macroporos e microporos e uma alta condutividade hidráulica. Nessa situação, concluem os autores, o potencial de lixiviação é elevado. Esses autores também verificaram uma relação inversa entre a densidade e a condutividade hidráulica nos solos estudados.

As variações de velocidade que ocorrem no espaço poroso são atribuídas à dispersão mecânica e à dispersão transversal que ocorrem mesmo na ausência de movimento da água, por processo de difusão molecular, que resulta em movimento aleatório das moléculas no fluido. A resultante da dispersão mecânica e da difusão é denominada dispersão hidrodinâmica (VILLAR, 1994; FEITOSA; MANOEL FILHO, 1997).

A dispersão e a difusão ocorrem simultaneamente durante a migração de um soluto no solo. A dispersão das moléculas, influenciada diretamente pela velocidade do fluxo, é duas vezes mais elevada que a difusão mesmo em baixas velocidades (FEITOSA; MANOEL FILHO, 1997).

Para Lavorenti et al. (2000), a lixiviação é a principal forma de transporte de moléculas não voláteis e solúveis no solo. Esse transporte é influenciado pelos fenômenos de adsorção, degradação e absorção por condições ambientais, como pluviosidade e temperatura, pelas características da molécula do agrotóxico e por características do solo. Dentre os atributos do solo, os autores destacam: a estrutura,

granulometria, mineralogia, capacidade de troca de cátions, pH e o teor de matéria orgânica.

Segundo Oliveita Júnior et al. (2009), a capacidade de troca de cátions é influenciada pela mineralogia, pelo teor de matéria orgânica e pela qualidade da matéria orgânica. Argilas expansivas têm maior capacidade de troca. Por outro lado, as caulinitas, que predominam nos solos brasileiros, têm balanço negativo em pH maior do que quatro, atraindo moléculas. Também os óxidos de alumínio, e especialmente de ferro, são sítios primários para formas aniônicas de herbicidas ácidos.

Scorza Júnior e Silva (2007), simulando a lixiviação de moléculas de agrotóxicos, afirmam que a condutividade hidráulica, a macroporosidade e o teor de matéria orgânica influenciam diretamente o fluxo de água e a retenção dos produtos na matriz do solo.

Em uma investigação sobre a distribuição de agrotóxicos no perfil do solo sob diferentes culturas, Pinheiro et al. (2009) avaliaram a frequência e concentração de nove agrotóxicos em onze campanhas de monitoramento ao longo de dois anos de duração. Esses autores verificaram a presença de todos agrotóxicos estudados a oitenta centímetros de profundidade, em concentrações variáveis de 7,7 a 190 nanogramas por grama de solo. Os autores concluem que as moléculas dos pesticidas são mais adsorvidas com o aumento da capacidade de troca de cátions e do conteúdo de argila nas camadas inferiores do solo. Além disso, nas camadas profundas a temperatura é menor e há menor degradação das moléculas.

Pessoa et al. (1999), trabalhando com atrazina, tebutiuron e diuron, demonstram diferenças na distribuição e concentração dos agrotóxicos em função do solo estudado. O tebutiuron, por exemplo, foi detectado a 9,43 metros de profundidade em areias quartzosas em concentrações de 0,1 Kg por hectare. A mesma concentração foi detectada a 1,96 metros de profundidade em Latossolo Roxo.

Moléculas sorvidas aos colóides e rapidamente mineralizadas são pouco suscetíveis à lixiviação, ao contrário de moléculas solúveis em solos arenosos e com alta pluviosidade (LAVORENTI et al., 2000). Por outro lado, a adsorção prejudica a transformação por microrganismos, de modo que os produtos mais móveis são mais sujeitos à degradação (CORREIA et al., 2007; PINHEIRO et al., 2009).

Para Oliveira Júnior e Regitano (2009), o processo de sorção é mais importante do que a solubilidade de um produto. A maior parte dos agrotóxicos é constituída por moléculas hidrofóbicas com massa molar maior do que os íons inorgânicos e por isso ocupam sítios de troca distintos (OLIVEIRA JÚNIOR; REGITANO, 2009). Contudo, moléculas

hidrofóbicas ligadas às moléculas orgânicas solúveis, criam macromoléculas que ficam excluídas dos microporos. Assim, embora a maior parte das moléculas ligadas seja pouco solúvel, mesmo agrotóxicos hidrofóbicos podem ser lixiviados (LAVORENTI et al., 2000).

As práticas de adubação e calagem efetuadas com a intenção de melhorar a fertilidade química do solo podem interferir no comportamento dos agrotóxicos no solo. A alteração do balanço de cargas afeta os fenômenos de adsorção e consequentemente a degradação e transporte (VASCONCELOS et al., 2008). Em estudo sobre a mobilidade da atrazina sob condições de calagem e adubação fosfatada, Vasconcelos et al. (2008) concluem que a redução da mobilidade do agrotóxico, mediante estas práticas, se deve a maior sorção do produto pelos colóides do solo. A menor concentração do produto detectada pode se dever à formação de um meio menos restritivo à biota microbiana capaz de transformar a molécula do produto.

Amostras indeformadas de maior dimensão têm sido usadas para estudar o transporte de poluentes e as interferências dos componentes do solo. Gomes et al. (2006) estudaram o potencial de lixiviação de herbicidas em Neossolo Quartzarênico e em Latossolo Vermelho Distrófico psamítico, típicos das áreas de recarga do Aquífero Guarani, usando como fatores intervenientes o teor de argila, teor de carbono orgânico e a condutividade hidráulica. O estudo foi conduzido em colunas de solos indeformadas. Seus resultados mostraram que o teor de carbono orgânico e de argila são inversamente proporcionais à condutividade hidráulica nesses solos e agiram como inibidores do deslocamento de Tebutiuron no perfil.

O Tebutiuron apresenta alto potencial de lixiviação pelo índice Gus (vide Quadro 1). É um produto neutro e, portanto, não possui interação iônica com o solo. A mobilidade do herbicida é influenciada pelo teor de argila, presença de argilas 2:1, matéria orgânica e CTC. Quanto maior a CTC e o teor de matéria orgânica, menor a mobilidade (GOMES et al., 2006). A matéria orgânica e a superfície específica dos grãos agem significativamente na adsorção do herbicida (GOMES et al., 2006). Dessa forma, essas variáveis: teor de argila, presença de argilas do tipo 2:1, superfície específica das partículas, percentual de matéria orgânica e CTC devem ser utilizadas no estudo dos impactos ambientais da infiltração da água no solo cultivado com arroz irrigado.

O Índice Gus, *Groundwater Ubiquity Score*, estabelecido por Gustafson em 1989, avalia a lixiviação e a possibilidade de serem encontradas moléculas do produto por meio da equação 1 (LAVORENTI et al., 2000):



$$\text{GUS} = \text{Log } 10 (t_{1/2}) \times [4 - \text{log}10 (K_{oc})] \quad (1)$$

onde:

$t_{1/2}$  refere-se à meia vida no solo em dias.

$K_{oc}$  é o coeficiente de adsorção à matéria.

Segundo Oliveira Júnior e Regitano (2009), o índice Gus é o mais usado e dá uma ideia geral do comportamento do agrotóxico em relação a sua lixiviação. Entre os herbicidas usados no cultivo do arroz, o 2,4-D e o clomazone estão na faixa de transição (Quadro 1); bentazon e metsulfuron-methyl são de provável lixiviação, enquanto o Fenoxaprop-ethyl, propanil e thiobencarb não sofrem lixiviação.

Quadro 1 – Classificação do Índice Groundwater Ubiquity Score – GUS.

Valor de GUS	Interpretação
$\leq 1,8$	Não sofre lixiviação
$> 1,8$ e $< 2,8$	Faixa de transição
$\geq 2,8$	Provável lixiviação

Fonte: FERRACINI et al., 2005 (apud MARQUES et al., 2009).

Silva et al. (2007) estudaram a distribuição dos agrotóxicos usados na cultura do arroz em relação a sua preferência pelos compartimentos ambientais: solo, sedimento, água e planta. Os produtos estudados foram:

- Fungicidas: carboxina, tiram e tebuconazol;
- Herbicidas: 2,4-D, dicloreto de paraquate, clomazona, propanil, quincloraque, bispiribaque-sódico e metsulfuron-metílico;
- Inseticidas: carbofurano, permetrina, fipronil e paration-metílico.

Com relação aos fungicidas, o tebuconazol apresentou afinidade com os compartimentos água e planta. Tiram e carboxina apresentaram maior afinidade pela água, o que representa um risco de contaminação do freático (SILVA et al., 2007).

Entre os herbicidas o dicloreto de paraquate mostrou preferência pelos compartimentos solo e sedimento, enquanto propanil pelos compartimentos água, solo, sedimento, caule e raiz. Os demais herbicidas (2,4-D, bispiribaque-sódico, clomazona, metsulfuron-metílico e quincloraque) evidenciaram preferência pelo compartimento água (SILVA et al., 2007).

O inseticida permetrina mostrou tendência pelos compartimentos caule e raiz, enquanto o carbofurano somente pelo compartimento água. Os demais inseticidas (fipronil e paration- metílico) apresentaram preferência de distribuição pelos compartimentos água, solo, sedimento, caule e raiz (SILVA et al., 2007).

Utilizando simuladores, Scorza Júnior e Silva (2007) buscaram determinar os agrotóxicos com maior potencial de contaminação de aquíferos subterrâneos na bacia do rio Dourados no Mato Grosso do Sul. Dentre os agrotóxico simulados consta o bentazon, não avaliado por Silva et al. (2007), com grande potencial de contaminação. Para estes autores o paration metílico apresenta baixo potencial de lixiviação, uma vez que é fortemente adsorvido, podendo, entretanto, ser carregado por escoamento superficial.

Para Silva et al. (2007), a água foi o compartimento ambiental que apresentou maior vulnerabilidade na preferência da distribuição dos pesticidas de forma geral. Esta preferência indica possibilidades de contaminação, que pode, contudo, ser temporária uma vez que vários desses produtos se degradam rapidamente na água. De outro modo, os metabólitos dos produtos nem sempre é conhecido e estudado.

No processo de degradação, a transformação das moléculas dos agrotóxicos pode se dar por meios bióticos ou abióticos. Quando a alteração da molécula é total, gerando dióxido de carbono e água, denomina-se o processo de “mineralização”, e quando é parcial, gerando diferentes moléculas orgânicas, é chamada de metabolização (LAVORENTI et al., 2000).

A degradação abiótica ocorre normalmente na superfície dos constituintes do solo, como argilas, substâncias orgânicas e óxidos metálicos. Nas argilas, a degradação é dependente da mineralogia e do cátion ou metal de transição implicado na adsorção (GRÉBIL et al., 2001).

Segundo Lavorenti et al. (2000), o processo abiótico se deve à fotodegradação e a reações químicas de hidrólise e oxirredução. A hidrólise, provavelmente a maior responsável pela quebra das moléculas dos pesticidas, é influenciada pelo pH, pela temperatura, pela presença de  $Fe^{+2}$ ,  $Zn^{+2}$ ,  $Mn^{+2}$ ,  $Cu^{+2}$  e  $Al^{+3}$  e pela solubilidade do produto. Os herbicidas à base de 2,4-D, também utilizados na cultura do arroz irrigado, bem como inseticidas piretroides, ésteres de organofosforado, amidas, anilinas, carbamatos e azinas são suscetíveis à hidrólise.

A oxirredução é responsável pela degradação de muitos agrotóxicos, como o parathion metílico e o aldicarb. O potencial de

oxirredução no solo não costuma variar nos primeiros seis centímetros do solo, onde estão concentrados os agrotóxicos (LAVORENTI et al., 2000).

A luz é ativadora dos processos de fotodegradação. Entretanto, dependendo do pH, não há necessidade de incidência direta uma vez que substâncias húmicas, argilo-minerais e metais de transição são capazes de transmitir a energia (LAVORENTI et al., 2000).

Na degradação biológica, a matéria orgânica é importante por acelerar o aporte de micro-organismos. A ação desses organismos pode se dar de maneira direta, com catabolismo, cometabolismo, polimerização e acúmulo, ou de maneira indireta. No catabolismo, os micro-organismos utilizam o agrotóxico como fonte de nutrientes, como no caso do glifosato que pode ser usado como fonte de fósforo. No cometabolismo, caso do diuron e da ametrina, o agrotóxico é transformado, mas não é usado como fonte de nutrientes. A junção da molécula de agrotóxico com constituintes orgânicos do solo em consequência da ação de microrganismos, como o caso dos produtos à base de ureia, também usados no cultivo do arroz, é conhecida como polimerização (LAVORENTI et al., 2000).

A degradação abiótica é dependente de muitos fatores do meio; a ação dos microrganismos, porém, altera estas condições, podendo levar à degradação dos agrotóxicos, numa ação indireta da biota. Por outro lado, a presença constante de agrotóxicos também altera a composição de microrganismos presentes, podendo ter efeitos na persistência ou na eficiência dos produtos (LAVORENTI et al., 2000).

Levando em consideração os autores mencionados, a poluição de aquíferos por agrotóxicos é dependente das características do produto, das características do solo e de condições ambientais. Entre as condições ambientais, ainda é importante mencionar o relevo. A estimativa da lixiviação é mais importante em áreas planas e bem drenadas, pois a possibilidade de contaminação é maior (ANDRADE et al., 2011). O cultivo do arroz no sul de Santa Catarina é efetuado essencialmente em áreas planas e mal drenadas. Como os agrotóxicos ficam retidos nas quadras de plantio, eles podem se volatilizar, degradar, ser adsorvidos ou lixiviados, ainda que lentamente.

Neste trabalho, procurou-se destacar as características do solo e sua distribuição na Bacia do rio São Bento, relevantes no estudo de contaminação do aquífero freático. Em termos de características químicas, os autores realçam a importância do pH, dos teores de cálcio, magnésio, alumínio, ferro, manganês, capacidade de troca de cátions e conteúdo de matéria orgânica. Em termos físicos, são destacadas a condutividade hidráulica, granulometria e densidade. O aspecto estrutural

do solo é influenciado pelas características edáficas e mais ainda pelo manejo empregado (GRÉBIL et al., 2001).

## 5.4 VULNERABILIDADE DOS AQUÍFEROS

O uso de água subterrânea para o consumo humano é importante em várias partes do mundo e sua contaminação não é somente um problema ambiental, mas um problema para a saúde humana e um problema econômico para os países (YANG; WANG, 2010).

Para prevenção dos efeitos da poluição das águas subterrâneas, tem sido preconizado o mapeamento da vulnerabilidade dos aquíferos em geral e de fontes de abastecimento específicas. Para Margane (2003), mapas de vulnerabilidade das águas subterrâneas se tornaram importantes ferramentas de tomada de decisão no planejamento de uso do solo e prevenção à poluição nos últimos trinta anos.

Trata-se, para Goldscheider (2005), de buscar o equilíbrio entre a demanda social e a necessidade de proteção do meio ambiente. Como não é possível despendar esforços em todos os aquíferos, há modelos de avaliação que têm por mérito reduzir o número de áreas que necessitam estudos locais e ajudam na de tomada de decisão da gestão de recursos hídricos (GOGU; DASSARGUES, 2000).

A discriminação de áreas com maior vulnerabilidade ajuda a estabelecer prioridades em termos de pesquisa, ações de prevenção, recuperação e monitoramento ambiental, alocando equipamentos e análises nos pontos críticos, otimizando recursos e esforços (ALLER et al., 1987; DUCCI, 2010).

O mapeamento de vulnerabilidade de águas subterrâneas também possibilita um melhor ordenamento do território, com a delimitação de áreas de preservação (MOTA PAIS et al., 2012) e o delineamento de áreas de proteção (PANAGOPOULOS et al., 2006), discriminando o uso adequado do solo (ALLER et al., 1987).

Mapas que mostram a efetiva proteção das coberturas do aquífero são ferramentas poderosas para programas de remediação de áreas contaminadas, podendo indicar usos do solo mais adequados e a necessidade de remoção de fontes de contaminação (HÖLTING et al., 1995).

Segundo a Agência Americana de Proteção Ambiental (EPA, 1994), o mapa de vulnerabilidade envolve a suscetibilidade da água subterrânea a contaminantes, baseada na interação entre os parâmetros

que inibem ou promovem a movimentação dos contaminantes em subsuperfície.

Muitos modelos de dimensionamento da vulnerabilidade têm sido propostos. O objetivo deste capítulo é efetuar uma revisão dos conceitos e das variáveis utilizadas por estes modelos, especialmente no que se refere às características do solo que interferem na vulnerabilidade das águas subterrâneas.

### **5.4.1 Conceito de vulnerabilidade de águas subterrâneas**

Com o crescimento urbano e industrial, várias técnicas para determinação de melhor localização para disposição de resíduos sólidos, tanto industriais como domésticos, que também foram aplicadas a cemitérios, foram desenvolvidas com base no conceito de que determinados solos oferecem maior capacidade de proteção à poluição.

Segundo Aller et al. (1987), nos Estados Unidos, esses sistemas de predição do potencial de poluição, geralmente enfocando a disposição de lixo e aplicáveis a situações e lugares específicos, iniciaram a partir de 1983, no entanto, a expressão “vulnerabilidade das águas subterrâneas à contaminação” foi inicialmente usado por Margat em 1968, em oposição ao senso de proteção natural do solo contra a poluição (GOGU; DASSARGUES, 2000; FOSTER et al., 2002; MARGANE, 2003; GOLDSCHIEDER, 2003a; VÍAS et al., 2006).

Margat definiu que a vulnerabilidade é a possibilidade de percolação e difusão de contaminantes da superfície para o aquífero sob condições naturais (STIGTER et al., 2006; PANAGOPOULOS, ANTONAKOS; LAMBRAKIS, 2006). Esse conceito foi aplicado pela primeira vez por Albinet e Margat em 1970, em estudo cartográfico da vulnerabilidade da água subterrânea em Orleans, na França (GOGU; DASSARGUES, 2000).

Para Aller et al. (1987), idealizadores do modelo DRASTIC de avaliação da poluição potencial das águas subterrâneas, a contaminação de aquíferos pode se dar por aplicação de produtos líquidos na superfície, pelo enterro de substâncias tóxicas e por injeção de poluentes, e não apenas por contaminantes colocados na superfície como proposto por Margat. O potencial de poluição estaria então relacionado a parâmetros hidrogeológicos, à influência antropogênica e a fontes de poluição em uma determinada área (ALLER et al., 1987). Nesta perspectiva, o uso

dados ao solo, desde atividades agrícolas a descarte de resíduos, deve ser considerado na avaliação da vulnerabilidade.

Trabalhando os conceitos fundamentais e estratégias de ação para proteção de águas subterrâneas, Foster (1987), idealizador do modelo GOD, definiu a vulnerabilidade como uma característica intrínseca do sistema que determina a sensibilidade do aquífero ser adversamente afetado por uma carga contaminante imposta, colocada sobre a superfície, e entendida em função da acessibilidade do aquífero e da capacidade de atenuação das camadas subjacentes (FOSTER, 1987; FOSTER; HIRATA, 1993; FOSTER et al., 2002; MARGANE, 2003; CUNHA, 2009). Por este conceito, a atividade humana realizada sobre o solo não é levada em consideração, pois a vulnerabilidade é vista sob o prisma das características inerentes do sistema e não pelas características do poluente. Os parâmetros hidrogeológicos determinam a maior ou menor facilidade com que um poluente atinge o aquífero e é ressaltada a capacidade de atenuação dos solos.

Buscando uma melhor distinção, a Agência Americana de Proteção Ambiental, US EPA, distinguiu a “sensibilidade do aquífero” da “vulnerabilidade do aquífero”. A “sensibilidade do aquífero” se refere à facilidade com que o aquífero é contaminado por uma carga poluente colocada próxima a superfície, sendo função de características intrínsecas do material nas zonas saturadas e insaturadas e não de práticas adotadas. A “vulnerabilidade do aquífero” é a facilidade com que um poluente aplicado próximo à superfície pode migrar para o aquífero considerando as práticas adotadas, agrícolas ou outras, as características do poluente e sensibilidade das condições hidrogeológicas (EPA, 1994; MARGANE, 2003).

Dado que, de maneira geral, não se tem todos os dados que interferem na vulnerabilidade das águas subterrâneas e que mesmo que os houvesse seria difícil comprovar os resultados de sua determinação, o conselho de pesquisas Norte Americano estabeleceu três premissas básicas do conceito de vulnerabilidade: toda água subterrânea é vulnerável, em maior ou menor grau, à contaminação; a incerteza é admitida em qualquer avaliação de vulnerabilidade; os sistemas de indexação podem esconder algumas características e sutilezas (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1993; FOSTER et al., 2002 apud SOUSA et al., 2011).

Vbra e Zaporozec (1994, XVI) propuseram que a vulnerabilidade dos aquíferos deveria ser encarada como “uma propriedade intrínseca do sistema de águas subterrâneas que depende da sensibilidade do sistema a impactos naturais ou antropogênicos”. Essa propriedade seria, no entanto,

relativa, uma vez que só pode ser determinada na comparação de diferentes aquíferos; não é mensurável diretamente, dada a infinidade de parâmetros que interagem e da dificuldade de comprovação de um determinado índice obtido. Assim, ao contrário do proposto pela EPA (1994), a sensibilidade definida por meio de características intrínsecas do material compõe o conceito de vulnerabilidade para estes autores. Por outro lado, a incerteza das medidas é admitida, tal como para o National Research Council (1993).

A partir desse contexto, a vulnerabilidade da água subterrânea foi caracterizada, tanto por Vbra e Zaporozec (1994) como pelo National Research Council (1993), como a tendência e probabilidade de contaminantes gerais alcançarem a superfície do aquífero depois de sua introdução em uma posição acima da superfície do aquífero. Esse conceito foi acompanhado por Ball et al., (2005) na Irlanda e de maneira similar por Doerfliger e Zwahlem (1998), criadores do modelo EPIK na Suíça, que definiram vulnerabilidade como uma propriedade intrínseca do aquífero, que não pode ser medida diretamente, mas determinada usando-se dados hidrogeológicos e geológicos e pela sensibilidade do aquífero a uma contaminação pontual ou difusa.

De maneira análoga, a vulnerabilidade de um sistema também pode ser entendida como a maior ou menor capacidade de atenuação das camadas superficiais do aquífero face à passagem de poluentes, sendo uma propriedade intrínseca do sistema hidrogeológico (PARALTA et al., 2005).

Vowinkel et al. (1996), trabalhando com a vulnerabilidade de fontes de abastecimento de água potável nos Estados Unidos, definiram vulnerabilidade como a somatória da sensibilidade do aquífero, que depende do teor de matéria orgânica e da espessura da cobertura, mais intensidade da fonte poluidora, que seria medida pela proximidade da fonte de poluentes, percentual de uso agrícola do solo e taxa de aplicação de produtos. Para os autores, e considerando a linha de pesquisa, a vulnerabilidade não seria apenas função de características intrínsecas, mas também da proximidade da fonte poluente, das características do poluente e de qualquer outro fator que pudesse incrementar o volume do poluente no aquífero. Desse trabalho se depreende que é necessário distinguir a vulnerabilidade do aquífero da vulnerabilidade de fontes, nascentes, poços e cacimbas, que por uma questão de conveniência, nomeadas daqui por diante de fontes de abastecimento.

Na Europa, trinta e cinco por cento do continente é representado por rochas carbonatadas. Os ambientes cársticos são sensíveis à poluição por ação antropogênica, devido à possibilidade de rápido contato entre o

poluente e os aquíferos. Esses aquíferos são muitas vezes a principal fonte de água potável, por isso a administração desses recursos é prioritária na Europa (DALY et al. 2002; GOLDSCHIEDER, 2003a).

Como os modelos de avaliação da vulnerabilidade até então usados não levavam em conta as características europeias, foi criada uma comissão de cooperação (COST 620 – *Cooperation in Science and Technology, European Commission*) para estabelecer as bases conceituais que possibilitem o desenvolvimento de modelos de avaliação da vulnerabilidade. Para a comissão europeia, um sistema de avaliação da vulnerabilidade deve ser prático, aplicável a aquíferos cársticos em vários ambientes climáticos e vários ambientes morfológicos (COST 620, 2003a).

Além das dificuldades de avaliação da vulnerabilidade em ambiente cárstico, também havia a necessidade de que o modelo distinguisse entre avaliação e proteção de fontes de abastecimento, tal como em Vowinkel et al. (1996), das avaliações de aquíferos.

No âmbito europeu, a proteção de águas subterrâneas está baseada em dois pontos principais: a proteção de fontes de abastecimento de água subterrânea e a proteção de recursos hídricos subterrâneos, que resultam em zonas de proteção dos mananciais e mapas de vulnerabilidade dos aquíferos (GOGU; DASSARGUES, 2000; GOLDSCHIEDER, 2005).

Como a vulnerabilidade não é considerada uma propriedade quantitativa, mas uma propriedade não mensurável, pode-se ter alguma flexibilidade na aplicação de modelos, mas isso frequentemente resulta em variações muito grandes nos resultados obtidos com distintos sistemas de avaliação (GOLDSCHIEDER, 2003a). Por não ser um sistema prescritivo, muitos modelos foram derivados desses conceitos, enfatizando notadamente: tempo de deslocamento do poluente, concentração do poluente e tempo de contaminação (GOLDSCHIEDER; POPESCU, 2003).

O modelo europeu proposto é projetado para ser mais claramente fundado na física do processo do que nas técnicas de mapeamento existentes. Leva a especificidade do ambiente cárstico em conta sem necessariamente excluir a aplicabilidade para outras condições geológicas (DALY et al., 2002).

O conceito de “avaliação da vulnerabilidade de águas subterrâneas”, baseado em critérios físicos, deve refletir os mecanismos que fazem com que os aquíferos sejam mais ou menos sensíveis a qualquer tipo de contaminação. Inclui-se nesse contexto a capacidade de reduzir a poluição por meio da diminuição da concentração, que pode ocorrer por sorção ou diluição, ou pela redução do tempo de persistência



do poluente no meio. (BROUYÈRE, 2003; GOLDSCHIEDER; POPESCU, 2003).

O conceito de vulnerabilidade envolve a fonte da poluição, os caminhos percorridos e o alvo, aquífero ou fonte de abastecimento. Três aspectos são importantes: o trânsito entre a fonte de contaminação e o aquífero, os processos de atenuação e a quantidade de poluente em relação à quantidade de água. Este último aspecto deve considerar o modo como esta água flui, ou seja, o tipo de transporte subterrâneo (COST 620, 2003b; GOLDSCHIEDER, 2003a).

Para diferenciar os estudos de avaliação da vulnerabilidade que levam em consideração as características do poluente, é necessário distinguir os conceitos de vulnerabilidade intrínseca e vulnerabilidade específica.

A vulnerabilidade intrínseca é definida como a vulnerabilidade da água subterrânea a poluentes gerados pela ação humana, considerando características geológicas e hidrogeológicas, mas sem considerar o comportamento do poluente. A vulnerabilidade específica é a fragilidade a um poluente ou grupo específico de poluentes, considerando as características deste produto e sua interação com o meio (VBRA e ZAPOROZEC, 1994; GOGU; DASSARGUES, 2000; DALY et al., 2002; COST 620, 2003b; GOLDSCHIEDER, 2003a; VÍAS et al., 2006).

Para Civita e De Maio (2004), idealizadores do modelo SINTACS, a vulnerabilidade intrínseca do aquífero representa a sua capacidade para receber e difundir líquidos ou poluentes que possam ser transportados pela água, em função do espaço e tempo. Essa capacidade, representada pela capacidade de atenuação do aquífero, dependerá do processo de infiltração, do tempo de deslocamento da água entre a zona não saturada até a zona saturada, da dinâmica do fluxo da água subterrânea, da concentração contaminante do poluente. Esses fatores podem interagir sinergicamente pela interação de muitos parâmetros naturais e antropogênicos que são específicos de cada área estudada (CIVITA; DE MAIO, 2004). Para esses autores, portanto, o fluxo de água subterrâneo do aquífero deve ser levado em consideração.

Em COST 620, a vulnerabilidade intrínseca é definida como uma fragilidade do aquífero a poluentes gerados pela atividade humana, levando em consideração as características hidrogeológicas, a localização da fonte contaminante, mas não a natureza da atividade humana. Nessa concepção, são destacados dois alvos preferenciais de proteção, o aquífero e os poços ou fontes onde é extraída a água. Para esse grupo de pesquisa, a vulnerabilidade intrínseca é uma propriedade relativa, não mensurável, que não é verificável, pois é dependente da capacidade de

atenuação e retardo promovidos pelos sedimentos e rochas subjacentes bem como das características do poluente. Ainda assim, esforços devem ser despendidos para estabelecer critérios menos arbitrários e mais efetivos em termos de proteção, para delineamento de classes de vulnerabilidade (COST 620, 2003a; MARGANE, 2003).

Ainda que não possa ser determinada rigorosamente, o objetivo é diferenciar zonas ou graus de vulnerabilidade, o que implica na quantificação do conceito, mesmo que não possa ser verificado em campo. Três aspectos devem ser levados em consideração: transporte advectivo, quantidade relativa de contaminantes que pode chegar ao alvo e grau de atenuação (DALY et al., 2002).

As águas subterrâneas estão expostas ao impacto de muitos poluentes, como pesticidas e elementos metálicos pesados, da agricultura bem como de acidentes com hidrocarbonetos e outras substâncias tóxicas. Para definir locais de proteção e estabelecer usos, é necessário ter mapas de vulnerabilidade específica para determinar com maior acurácia o comportamento, transporte e atenuação do poluente ou grupo de poluentes. Assim, em geral, a vulnerabilidade intrínseca considera o pior cenário, não levando em conta possíveis atenuações (SINREICH et al., 2003).

Vulnerabilidade específica designa a facilidade com que a água subterrânea é afetada por um produto específico ou grupo de contaminantes, tendo em conta as características do poluente e suas interações com componentes da vulnerabilidade intrínseca, mais frequentemente avaliada em termos de perigo para água subterrânea. Os principais fatores são: tempo de transporte na zona não saturada, tempo de permanência, atenuação (GOGU; DASSARGUES, 2000; DALY et al., 2002).

Embora haja muitos processos de atenuação, eles podem ser agrupados em processos de retardamento e de degradação. O retardo não diminui a degradação, mas fornece maior tempo para a degradação por diminuição da velocidade de transporte e por dispersão do poluente. A degradação implica na “perda” do poluente por transformação e fixação por exemplo. São processos relevantes: a adsorção, troca catiônica, filtração, sedimentação, biodegradação, oxirredução, precipitação, volatilização e decaimento (desintegração espontânea por radiação) (SINREICH et al., 2003).

Muitos constituintes do solo interferem no comportamento de poluentes e são usados na avaliação da vulnerabilidade específica, dentre os quais se destacam: matéria orgânica, conteúdo e composição das argilas, CTC, conteúdo de óxidos e hidróxidos de Fe, Mn e Al, conteúdo

de carbonatos, porosidade, pH, potencial redox e temperatura e devem ser determinados em cada camada sobrejacente ao aquífero (KAPELJ et al., 2003).

Frequentemente os graus de vulnerabilidade são avaliados por meio dos processos de atenuação. Processos físicos e químicos atuam mudando o estado e a forma química do poluente. Na zona não saturada esses processos são mais ativos que na zona saturada, mas dependem do solo, do aquífero e das propriedades do poluente (GOGU; DASSARGUES, 2000). Embora as reações de atenuação sejam reconhecidas e às vezes modeladas, elas podem não ocorrer em determinadas condições geoquímicas (GOGU; DASSARGUES, 2000).

Para Stigter et al. (2006), a vulnerabilidade específica depende do uso do solo enquanto a vulnerabilidade intrínseca depende apenas das características hidrogeológicas (CUNHA, 2009).

Mapas de vulnerabilidade intrínseca geralmente estão voltados ao manejo e monitoramento de recursos hídricos, e mapas de vulnerabilidade específica são voltados à pesquisa e à tomada de decisão do que deve ser feito em termos de remediação (MARGANE, 2003).

#### **5.4.2 Avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas**

O estudo da vulnerabilidade está baseado no fato de que algumas áreas são mais sujeitas à contaminação da água subterrânea que outras (VRBA; ZAPOROZEC, 1994), e isso ocorre porque as condições hidrogeológicas podem ser muito diferentes (GOGU; DASSARGUES, 2000) bem como porque as reações físicas e químicas de atenuação que ocorrem na camada insaturada são dependentes de muitos fatores.

Assim, o estudo da vulnerabilidade de um sistema aquífero é importante, porém complexo em função da variabilidade espacial e temporal dos parâmetros que a determinam e também em função de fenômenos que ocorrem dentro do sistema. No mapeamento da vulnerabilidade, outras dificuldades surgem na extensão das características de um ponto para toda uma área, às vezes com um número limitado de informações (CIVITA et al., 2007); existem, portanto, dois tipos de problemas a serem considerados: os problemas relativos à determinação da vulnerabilidade da água subterrânea e os problemas relativos ao mapeamento desta vulnerabilidade. Em qualquer caso, primeiro é necessário ter estabelecido o conceito de vulnerabilidade o

qual possibilita a identificação de variáveis e modelos matemáticos a serem usados na sua determinação.

Para Civita (2008), estudando a depleção de aquíferos nos Apeninos, verificou que cada aquífero cárstico possui comportamento diferente e há necessidade de estudar primeiro esse comportamento para se poder avaliar o grau de vulnerabilidade e fazer uso racional do solo, estabelecendo zonas de proteção de mananciais. Os aquíferos podem ser menos vulneráveis e mais constantes em fluxo quando alimentados por estruturas hidrogeológicas de fraturas do que quando de ambientes cársticos. Para o autor, estudos da carga e recarga de aquíferos cársticos baseados em elementos discretos iniciaram em 1980; estudos posteriores da dinâmica do processo usaram modelagens matemáticas de entradas e saídas para entender o comportamento hidroquímico e termal de fontes; na moderna hidrogeologia, estudos da função de recessão das fontes de água, que são funções dependentes do tempo, são necessários.

Goldscheider (2005) agrupou os modelos de avaliação da vulnerabilidade em cinco tipos principais com base no sistema de determinação da vulnerabilidade: modelos hierárquicos de dados do complexo hidrogeológico; modelos de índices e relações analógicas; modelos de sistemas paramétricos; modelos numéricos e modelos estatísticos. Panagopoulos et al. (2006) acrescentaram um sexto tipo, que denominaram de modelos de taxas.

**Modelos de taxas** são sistemas simples que estabelecem valores de contribuição, as taxas, para cada parâmetro que tem potencial de influenciar na contaminação. Ou seja, para cada variável é estabelecido um escore, e esses escores integrados produzem um valor comparativo de vulnerabilidade (PANAGOPOULOS et al., 2006). Esses modelos foram utilizados nas primeiras tentativas de modelagem da vulnerabilidade, como o estabelecido por Harry LeGrand em 1983, citado por Aller et al. (1987) como protótipo precursor do modelo DRASTIC.

Os **modelos hierárquicos** de dados do complexo hidrogeológico implicam em uma avaliação qualitativa de dados de diferentes parâmetros. Esses parâmetros são avaliados em termos de uma escala de vulnerabilidade dentro de um intervalo discreto e hierarquizado que refletem o grau de sensibilidade à poluição. A partir dessas escalas e por meio de sobreposição de mapas, a área é subdividida em frações de diferentes graus de vulnerabilidades (GOGU; DASSARGUES, 2000).

Uma vez que as informações básicas são obtidas de dados secundários, como mapas topográficos, geológicos e hidrogeológicos, esses modelos são mais bem aplicados em extensas áreas (GOGU; DASSARGUES, 2000; MARGANE, 2003). São exemplos de primeira

aplicação os mapas de vulnerabilidade produzidos na França, em 1970, por Albinet e Margat e por Vierhuff et al. em 1981, na Alemanha, citados por Margane (2003).

**Modelos indexadores e de relações analógicas** são sistemas baseados em padrões matemáticos de descrições de processos hidrogeológicos. Magiera (2000 apud MARGANE, 2003) descreve treze métodos desse tipo, a maioria usada para vulnerabilidade específica em grandes e médias escalas.

Os **modelos paramétricos** podem ser executados por meio de: matriz, taxas (*rating*) ou contagem de pontos (*point count*), criando três sub tipos. A definição do sistema depende dos parâmetros selecionados para validação da vulnerabilidade. Os parâmetros são divididos em escalas discretas e hierárquicas que refletem o grau de sensibilidade à contaminação (GOGU; DASSARGUES, 2000).

O sistema de matrizes usa um número limitado de parâmetros combinados a números estratégicos desenvolvidos por pesquisadores. Esse sistema é mais bem aplicado a áreas restritas (GOGU; DASSARGUES, 2000).

O sistema de taxas usa vários parâmetros e atributos distribuídos em intervalos de valores fixos para cada parâmetro analisado. Esses intervalos são criados subjetivamente conforme a variação do parâmetro. O valor final de vulnerabilidade é criado pela sobreposição de valores, somatórios ou produtórios, que é então distribuído em classes de vulnerabilidade (MARGANE, 2003; GOGU; DASSARGUES, 2000). Exige que vários pontos do terreno sejam avaliados e pontuados para obter os graus de vulnerabilidade. São exemplos, alguns dos quais descreveremos abaixo, os modelos GOD, AVI e ISIS (CIVITA; DE REGIBUS, 1995; GOGU; DASSARGUES, 2000), PRZM (Pesticide Root Zone Model) usado pela Environmental Protection Agency (EPA) no Havai e o GLA (HÖLTING et al., 1995), usado na Alemanha.

O sistema de contagem de pontos, igualmente chamado de pesos e taxas, é também um sistema paramétrico de taxas ao qual são adicionados pesos para refletir corretamente a interação entre parâmetros. Isso também proporciona dificuldade para estabelecer corretamente pesos e taxas, criando diferentes métodos como o DRASTIC, SINTACS e EPIK (MARGANE, 2003; GOGU; DASSARGUES, 2000). Panagopoulos et al., 2006 consideram esses modelos como evolução dos primeiros Modelos de Taxas, não paramétricos.

**Modelos numéricos** se valem de modelagens de fluxo e de transporte de poluentes para produzir mapas de vulnerabilidade em grandes e médias escalas. Margane (2003) acredita que esses modelos

terão maior representatividade no futuro em função da grande quantidade de dados necessários nessas modelagens.

Os processos físicos que controlam a vulnerabilidade do aquífero a um poluente são complexos para serem descritos com poucos parâmetros. Aproximações estatísticas têm sido usadas com sucesso em pequenas e médias escalas (MARGANE, 2003).

O primeiro passo nos **modelos estatísticos** é escolher os fatores que influenciam o processo. O segundo passo é mapear a distribuição e concentração de poluente. O terceiro é estabelecer correlações entre a concentração e os fatores; um grande número de fatores, contudo, torna a abordagem de difícil correlação (MARGANE, 2003).

Segundo Civita et al. (2007), é necessário usar tratamentos estatísticos de modo que cada ponto estudado leve para sua vizinhança informações relativas dentro de uma amplitude pré-determinada. Para os autores, dos diferentes sistemas de interpolação, os melhores são os que usam geoestatística com aproximações probabilísticas, refletindo as incertezas das características dos fenômenos envolvidos e como estes fenômenos evoluem.

Yang e Wang (2010) usam outro sistema de classificação dos modelos baseados na forma como os dados são obtidos. Para os autores, existem quatro principais tipos de avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas:

- Modelos que estimam o transporte de poluentes baseados em modelagens de processos físicos.
- Modelos que geram mapas de vulnerabilidade com base em observação dos poluentes.
- Modelos estatísticos que correlacionam variáveis espaciais com a ocorrência de poluição.
- Modelos que usam índices e pesos para fatores que controlam o transporte de poluentes.

As modelagens dos processos físicos são normalmente modelagens matemáticas e os modelos estatísticos são similares aos já descritos por Goldscheider (2005). Os modelos que usam pesos e fatores, na verdade, agrupam os modelos paramétricos e indexadores de Goldscheider e os modelos de taxas de Panagopoulos et al. (2006). Modelos com base na observação de poluentes são apropriados à avaliação da vulnerabilidade específica a qual não foi contemplada nas classificações anteriores.

Cunha (2009) propôs uma classificação com base nos modelos que acrescentam ou retiram parâmetros de um modelo padrão, no caso o DRASTIC. Com certeza o desenvolvimento de um modelo de avaliação

da vulnerabilidade leva em consideração seus precursores e acrescenta ou retira parâmetros a serem analisados. Os modelos, entretanto, são desenvolvidos para buscar uma melhor interpretação da realidade e para tanto usam novas técnicas, conceitos e pressuposições adaptadas aos objetivos e situações que se propõe a entender. Assim, uma classificação com base nos parâmetros avaliados, não contribui para o avanço da técnica e da compreensão da realidade.

### **5.4.3 Limitações Gerais dos Modelos de Avaliação da Vulnerabilidade**

Mesmo utilizando as técnicas de maior precisão na determinação das variáveis, associadas a técnicas de mapeamento suportadas por sistemas de informação geográfica, existem muitas críticas e limitações de uso dos atuais modelos de avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas. Estas limitações serão discutidas a seguir.

A avaliação da vulnerabilidade é relativa e não absoluta. Em muitos casos há necessidade de avaliações mais rápidas, e essas avaliações podem ser usadas como ferramentas na tomada de decisões, contudo devem retratar uma perspectiva correta da vulnerabilidade, necessitando avaliações pontuais posteriores (GOGU; DASSARGUES, 2000). Aller et al. (1987) explicaram que o sistema de avaliação da vulnerabilidade tem por objetivo uma comparação do potencial de poluição das águas subterrâneas, mas os mapas de vulnerabilidade não substituem inspeções e pesquisas de campo.

A autoridade inglesa de administração de rios (UK National River Authority), segundo Gogu e Dassargues (2000), acredita que a plena avaliação da vulnerabilidade só pode ser feita em estudos locais. Para isso, conforme Yang e Wang (2010), o sistema de avaliação do potencial de poluição de águas subterrâneas usado no Reino Unido usa poucos parâmetros da cobertura do solo, facilmente verificáveis, como densidade das camadas.

Nas áreas agrícolas a poluição é difusa, o que dificulta determinar pontos de amostragem e locais onde a proteção deveria ser maior (YANG; WANG, 2010). Esses autores, em estudo na Irlanda do Norte, em áreas agrícolas com poluição difusa, especialmente de nitratos, verificaram que o DRASTIC identifica bem a vulnerabilidade, mas é necessário cruzar os

dados de vulnerabilidade com o uso do solo para identificar áreas onde o monitoramento e ações de prevenção devem ser implantadas.

Como vantagem do modelo DRASTIC, Yang e Wang (2010) apontam a possibilidade de integração com sistemas geográficos de informação (GIS), porém o sistema deveria ter entradas para o movimento de poluentes por *runoff*. Segundo o *National Research Council* (1993) e Margane (2003), o sistema DRASTIC é o mais conhecido, contudo em algumas áreas sua aproximação não é adequada e apresenta falhas de caráter geral.

Civita et al. (2007), em estudo sobre a distribuição de nitratos na planície de Cuneo, no noroeste da Itália, mostram como é quase impossível determinar a qualidade das águas subterrâneas devido à enorme variabilidade espacial dos fatores intervenientes. Consequentemente há necessidade de estabelecer um número adequado de pontos de monitoramento. A respeito disso, como em muitos casos não há dados disponíveis suficientes, a entrada de dados imprecisos pode alterar significativamente os resultados (ALLER et al., 1987).

Para Napolitano e Fabri (1996), estudando a sensibilidade de parâmetros usados na determinação da vulnerabilidade, especialmente nos modelos DRASTIC e SINTACS, concluíram que a subjetividade de taxas e parâmetros é inevitável e influencia fortemente os resultados dos mapas de vulnerabilidade.

Cada modelo de avaliação da vulnerabilidade leva em conta alguns pressupostos. Os pressupostos mais comuns são o movimento vertical do poluente da superfície ao aquífero e a ideia de que o poluente possui comportamento semelhante ao da água. Para Aller et al. (1987) ferir qualquer pressuposto, como por exemplo para avaliar o efeito da injeção de poluentes em aquíferos, ou para avaliar apenas um ponto de extração, conduz necessariamente a erros de interpretação

Segundo Ducci (2010), sistemas paramétricos desenvolvidos a partir de sistemas GIS, exigem que as variáveis sob análise sejam independentes, porém existem dúvidas se os parâmetros usados em diferentes modelos são realmente independentes.

A não independência das variáveis pode ser vista de duas maneiras. Se uma variável como a condutividade hidráulica é influenciada pela distribuição granulométrica e as duas variáveis fazem parte do modelo de avaliação da vulnerabilidade, é possível que o peso da condutividade hidráulica super estime o índice de vulnerabilidade. De outro modo, é possível que duas variáveis medidas individualmente não traduzam o efeito de ambas sobre a atenuação de poluentes por um efeito sinérgico.



Face à dificuldade em integrar todos os parâmetros que influenciam o comportamento dos contaminantes, nenhum dos modelos existentes é capaz de representar de forma satisfatória a vulnerabilidade dos aquíferos em todas as situações (PARALTA et al., 2005).

Os modelos são dependentes da escala de trabalho, do número de pontos amostrais e não são adaptados a todas as situações hidrogeológicas e morfológicas. A aplicação dos modelos depende de seus pressupostos originais e muitas vezes de certo grau de subjetividade.

Parte dessas limitações é dada pela dificuldade de verificação dos resultados em campo. Napolitano e Fabri (1996) propõem uso de análise de sensibilidade na validação dos mapas de vulnerabilidade. A análise de sensibilidade estuda a contribuição das variáveis individuais nos resultados finais obtidos usando sistemas computacionais GIS.

Embora essa proposição possa mitigar problemas de interdependência de variáveis, aproximando o resultado de mapeamento com prováveis resultados de campo, a vulnerabilidade continua sendo uma propriedade não mensurável diretamente.

Alguns modelos foram validados em campo usando traçadores, como nos estudos de Vías et al. (2003) na Espanha e Ravbar e Goldscheider (2009) na Eslovênia. O uso de traçadores tem sido mais comum na avaliação da vulnerabilidade de mananciais, especialmente naqueles em que o tempo de deslocamento do “poluente” da superfície ao manancial é curto, geralmente devido a fluxos horizontais rápidos, como em ambientes cársticos.

#### **5.4.4 Modelos de Avaliação da Vulnerabilidade**

Como frisou-se, existem muitas técnicas de avaliação da vulnerabilidade e não há um modelo padrão porque as condições hidrogeológicas são muito diferentes umas das outras (GOGU; DASSARGUES, 2000; MARGANE, 2003).

Nguyet e Goldscheider (2006), por exemplo, buscaram um modelo simplificado para determinação da vulnerabilidade em ambiente cárstico e montanhoso de regiões remotas no norte do Vietnã, usando apenas o fator de cobertura do solo e o fator de concentração de fluxo. Cunha (2009) desenvolveu um modelo denominado SORETO, que aplicou na área do Porto de Pecém no Ceará, acrescentando no fator de cobertura do solo a ordem hierárquica preconizada no sistema brasileiro de classificação de solo.

Ross et al. (2004a; 2004b) propuseram um modelo de avaliação da vulnerabilidade baseado em modelagens geológicas em três dimensões associadas à noção de tempo de advecção do poluente da superfície ao aquífero. Testaram esse modelo em uma área de mil e quatrocentos quilômetros quadrados no sudoeste de Quebec. Para tal, cruzaram os dados hidrogeológicos, como porosidade e taxas de infiltração em modelos estratigráficos 3D, com o tempo de advecção. Para os autores, a obtenção de informações consistentes da estratigrafia é crucial na determinação da vulnerabilidade devido à existência de descontinuidades. Os modelos 3D têm potencial de prover dados mais consistentes que os modelos baseados em GIS normalmente usados, comportando detalhes da espessura da cobertura, propriedades dos solos e parâmetros hidrogeológicos em diversas escalas.

Existem modelos que exigem entrada de dez parâmetros ou mais e outros que só exigem dois. Os modelos mais simplificados estão voltados a locais com baixa disponibilidade de dados. Esses modelos são simples, mas também são falhos na apropriação dos resultados (MARGANE, 2003). A aparente facilidade de aplicação gerou usos indiscriminados e por vezes baseados em dados inconsistentes ou insuficientes (CUNHA, 2009).

Todos os modelos estão baseados na velocidade do percurso de uma gota de água da superfície do terreno até o aquífero, contudo essa velocidade é muito diferente, tanto na camada de solo quanto no aquífero, em diferentes situações. Em ambientes cársticos, por exemplo, o fluxo subsuperficial é mais concentrado e o tempo de percurso pode ser muito curto (MARGANE, 2003).

Para conhecer os principais fatores e parâmetros, serão descritos, de maneira sumária, os principais modelos de avaliação da vulnerabilidade. De maneira geral, os modelos são compostos de fatores que interferem na determinação da vulnerabilidade, e cada fator pode ser composto por muitos parâmetros de medição. Os resultados dos parâmetros medidos compõem um índice do fator, e a conjugação de diferentes fatores compõe a vulnerabilidade. Em alguns modelos mais simples a vulnerabilidade é resultado direto da soma ou do produto dos parâmetros.

#### Standardized System for Evaluating Waste-disposal Sites

É um modelo desenvolvido por Harry LeGrand em 1983 que serviu de base para o desenvolvimento do DRASTIC (ALLER *et al.*, 1987). Usa um sistema numérico de pesos para avaliar a contaminação por disposição de resíduos. A descrição hidrogeológica do local de

estudo, a sensibilidade relativa combinada com a severidade da contaminação, possíveis contaminações naturais e obras de engenharia que podem modificar o potencial de contaminação são avaliadas (ALLER et al., 1987). São considerados: a distância entre a fonte de contaminação e o recurso hídrico examinado, a profundidade do aquífero, direção e gradiente hidráulico existente entre a fonte de poluição e o aquífero, tipo e espessura dos sedimentos e de rochas existentes. Esse modelo foi aplicado em 260 lugares nos Estados Unidos, no período de 1986 e 1987, por Wathen et al. (1987), comparando com métodos da U.S. EPA, e concluíram que existia pouca repetibilidade em qualquer tipo de sistema de água subterrânea.

### DRASTIC

O modelo DRASTIC foi desenvolvido para a U.S. EPA (ALLER et al., 1987). O modelo pressupõe que o poluente é disposto na superfície do solo, flui em direção à água subterrânea levada pela precipitação na mesma velocidade da água. A área analisada deve ser no mínimo de 100 acres (ALLER et al., 1987), pouco mais de 40 hectares.

Para Aller et al. (1987), embora o potencial de poluição esteja também relacionado a influências antropogênicas e a fontes de poluição, a vulnerabilidade pode ser medida por meio das características hidrogeológicas. Elas formam a base do sistema DRASTIC, pois controlam o movimento da água no solo, e são considerados sete parâmetros “na avaliação do potencial poluidor”: nível estático (D), recarga efetiva (R), tipo de aquífero (A), tipo de solo (S), topografia/declividade (T), impacto da zona vadosa (I) e condutividade hidráulica (C).

Esses fatores são colocados em um sistema que usa taxas e pesos para produzir os índices que combinados formam unidades mapeáveis. O sistema otimiza os dados existentes para ranquear áreas com maiores problemas de contaminação (ALLER et al., 1987). São produzidos mapas de isovalores que são reclassificados em intervalos de classes para variáveis contínuas e valores típicos para variáveis discretas, em um intervalo total de um a dez. São usados pesos, de um a cinco, para realçar determinados parâmetros. O índice de vulnerabilidade (Di) é a somatória dos sete fatores com seus pesos.

A interpretação do índice DRASTIC ( $I_C$ ) é relativa, baseada na subjetividade da escolha de parâmetros - que podem ser alterados pelo usuário, e nos pesos - que são fixos. O método prevê dois sistemas de peso considerando maior ou menor intensidade agrícola (PESTICIDE DRASTIC e DRASTIC INDEX), cujas respostas são significativamente

diferentes. O sistema é referencial e não provê respostas absolutas (GOGU; DASSARGUES, 2000). Para facilitar a interpretação, é possível transformar os valores obtidos em classes discretas de vulnerabilidade.

Segundo Margane (2003), o uso do sistema DRASTIC tem baixo custo, pois é de uso direto, aplicando parâmetros facilmente obtidos ou estimados, e seu resultado tem fácil interpretação, entretanto subestima a vulnerabilidade em aquíferos fraturados e os pesos não são cientificamente comprovados (MARGANE, 2003).

Pela facilidade de aplicação, o modelo tem sido usado em várias partes do mundo, inclusive em zonas semiáridas e áridas, por vezes retirando parâmetros e por vezes acrescentando parâmetros (AL-ADAMAT et al., 2003).

Panagopoulos et al. (2006), estudando a contaminação por nitratos na província de Trifilia, na Grécia, verificaram que era possível melhorar o desempenho do sistema DRASTIC incorporando técnicas geoestatísticas simples para avaliação de pesos e intervalos dos fatores em um ambiente SIG. O critério de modificação foi a correlação dos parâmetros com a contaminação por nitratos; alguns parâmetros originais do DRASTIC foram suprimidos e foi acrescentado o uso da terra como parâmetro adicional. Para esses autores, a maior dificuldade do modelo é a subjetividade de pesos e escalas. Também são registrados problemas na seleção de parâmetros com ausência de variáveis importantes como sorção. Outra crítica é a dificuldade de fazer um teste de acurácia, uma vez que o sistema preconiza um poluente com as mesmas características da água.

Mota Pais et al. (2012) usaram o DRASTIC com apoio de sistemas SIG na avaliação da vulnerabilidade no aquífero termal de Fadagosa de Nisa, Alentejo. Consideraram 198 poços cadastrados e monitorados numa área de granitos fissurados preenchidos por argilas com o freático até 65 metros de profundidade. A profundidade do aquífero foi responsável quase que isoladamente pela classificação da vulnerabilidade como baixa, com pouca contribuição dos demais atributos.

Napolitano e Fabri (1996), efetuando análise de sensibilidade dos parâmetros do DRASTIC em Piana Campana - Itália, verificaram a importância dos sete fatores indicados no sistema, ao contrário de outros autores que retiram fatores.

Na Europa, entretanto, o modelo produz resultados inconsistentes em áreas cársticas, o que pode ter sido o desencadeador de um modelo europeu de avaliação da vulnerabilidade. Mesmo trabalhos analisados pela EPA (1993) diagnosticaram que em algumas situações a análise do

resultado do DRASTIC deveria levar em consideração o tempo de residência, diluições e sorções.

### GOD

As bases conceituais do modelo foram lançadas por Foster (1987) na Holanda e influenciaram a concepção de vários outros sistemas de determinação da vulnerabilidade, como poderemos perceber nas descrições abaixo. O modelo GOD é um sistema empírico, simples e pragmático, voltado para avaliações rápidas, que define a vulnerabilidade por meio da capacidade de impedimento da zona vadosa (FOSTER; HIRATA, 1988; 1993).

GOD é o acrônimo de aquífero (*groundwater* – G) que se refere à existência de confinamento, material ou litologia da zona vadosa (*overall* – O) e profundidade do nível estático (*depth* – D). O índice de vulnerabilidade expressa o potencial do aquífero contra a poluição (DRAUI et al., 2008), calculado pela multiplicação dos índices  $I_{\text{gog}} = I_G \times I_O \times I_D$  (GOGU; DASSARGUES, 2000; CUNHA, 2009).

Foi usado por Sena et al. (2009) na determinação da vulnerabilidade do sistema Barreiras em Curuçá, no Pará, chegando à conclusão de que a vulnerabilidade é alta nos aquíferos livres, que variam de 1,6 a 22 metros de profundidade, e moderada quando confinados. O modelo GOD também foi usado por Souza e Alamy Filho (2009), avaliando a vulnerabilidade intrínseca do aquífero Bauru em Araguari - Minas Gerais, que acrescentaram o parâmetro declividade, seguindo o modelo DRASTIC, e o parâmetro condutividade hidráulica da camada superficial, seguindo o modelo EKv, concluindo que a inserção desses parâmetros torna a classificação mais severa, porém sem alterar o contorno do mapa.

No sul do estado de Santa Catarina, o modelo foi aplicado à Bacia do rio Araranguá por Krebs (2004). No que se refere aos depósitos de leques aluviais, o trabalho conclui que de maneira geral a porção proximal desses leques possui vulnerabilidade extrema, na porção média a vulnerabilidade é alta e na porção distal é moderada. O autor verificou que a variação da vulnerabilidade se deve especialmente à variação na espessura das camadas de cobertura, ou seja, na profundidade do freático.

### SINTACS

SINTACS é o acrônimo de *Soggiacenza* (profundidade), *Infiltrazione* (infiltração efetiva), *Non saturo* (atenuação nas camadas não saturadas), *Tipologia della copertura* (atenuação da cobertura), *Acquifero*, *Conducibilità*, e *Superficie topografica*.

É um modelo desenvolvido por Civita em 1997 (MARGANE 2003; CIVITA; DE MAIO, 2004) para sistemas hidrológicos da Itália, em média e grandes escalas. Trata-se de um derivativo do DRASTIC, pois substitui a recarga por infiltração efetiva, que é calculada como a precipitação vezes taxa de infiltração (CIVITA, 1995; CIVITA; DE MAIO, 2004). Nesse modelo, entretanto, precipitações acima de 300 mm diminuem a vulnerabilidade por efeito da diluição dos contaminantes (VÍAS et al., 2006).

Além dos sete fatores citados que dão o nome ao modelo, o uso da terra em três categorias (uso agrícola normal, fortemente contaminado e fortemente drenado) também pode ser usado no modelo (GOGU; DASSARGUES, 2000).

É um sistema baseado na soma de pontos (point count system), de estrutura complexa, porém apresentando maior flexibilidade de escolha de pesos para os mesmos parâmetros do DRASTIC (GOGU; DASSARGUES, 2000). Existem quatro diferentes categorias de pesos e o sistema permite ainda a criação de novas categorias (GOGU; DASSARGUES, 2000). Segundo Dunne (2003b), a paisagem foi projetada para ilustrar a importância relativa dos parâmetros dentro de posições hidrogeológicas diferentes que são conhecidas como Normal, Severa, Localizada, Cárstica e Fraturada. As posições Normal e Severa refletem a densidade da influência humana e a intensidade de uso do solo. As condições Localizada, Cárstica e Fraturada referem-se a fluxos preferenciais.

Para Polemio et al. (2009), o modelo mantém os mesmos problemas do DRASTIC, por ser genérico, com alto grau de subjetividade e, apesar de considerar sistemas cársticos, seus resultados têm pouca aderência nestas condições hidrogeológicas.

## AVI

Modelo criado por Van Stempvoort et al.(1993), fundamentado na resistência da camada à penetração de água para determinar o índice de vulnerabilidade do aquífero (*Aquifer Vulnerability Index – AVI*). Usa como parâmetros apenas a condutividade hidráulica de cada camada e a espessura da camada. Van Stempvoort et al. (1993) criou o termo resistência hidráulica à contaminação que é calculada pela razão entre condutividade hidráulica e espessura da camada sedimentar sobreposta ao aquífero. A resistência hidráulica final é dada pela somatória das resistências de cada camada existente (DUNNE, 2003b) e comparada a uma tabela que confere o grau de vulnerabilidade.

A ideia é representar, por meio da resistência hidráulica, o tempo de deslocamento de um poluente em um fluxo vertical (VAN STEMPVOORT et al., 1993; GOGU; DASSARGUES, 2000). O sistema não leva em consideração condições de clima ou qualquer outra característica de solo, ou ainda comportamento de poluentes, como difusão (DUNNE, 2003b).

#### SAI

*Soil Attenuation Index* é um modelo criado por Heredia e Cirelli (2008) cuja maior preocupação é a capacidade de atenuação do solo.

O modelo usa como parâmetros a profundidade do nível estático, espessura da zona vadosa, teor de carbono orgânico, CTC, pH e conteúdo de argila. Ao contrário dos modelos descritos, ao invés de aplicar índices subjetivos para cada parâmetro, usa fatores de normalização (0 a 100%) e pesos aplicados diretamente às variáveis de atenuação (HEREDIA; CIRELLI, 2008; CUNHA, 2009).

#### DAT

Modelo numérico desenvolvido por Ross et al. (2004a; 2004b), baseia-se no conceito de tempo de advecção descendente que é obtido com os parâmetros de conteúdo volumétrico ou porosidade, espessura das camadas acima do aquífero e recarga. Esse modelo foi desenvolvido para avaliar a vulnerabilidade de aquíferos sob camadas descontínuas e inconsolidadas usando modelagens em três dimensões.

#### SEEPAGE

*System for Early Evaluation of Pollution Potential of the Agricultural Groundwater Environment* - SEEPAGE é um modelo desenvolvido para análise prévia do impacto da agricultura sobre o aquífero (NAVULUR e ENGEL, não publicado, apud GOGU; DASSARGUES, 2000), que usa parâmetros hidrológicos e de solo. É também um modelo numérico do potencial de contaminação.

O modelo considera declividade do terreno, nível estático, material da zona vadosa, profundidade do solo e potencial de atenuação. O potencial de atenuação leva em conta a granulometria do solo e subsolo, variação do pH, teor de carbono orgânico, classe de drenagem e permeabilidade (NAVULUR; ENGEL, não publicado, apud GOGU e DASSARGUES, 2000).

Do mesmo modo que o DRASTIC, cada parâmetro é hierarquizado em classes e pesos, mas os fatores e pesos variam em intervalos de zero a cinquenta. Os valores relativos à média do aquífero e do solo são

subjetivos. Um escore para cada um dos seis parâmetros é obtido e somado para produzir o SEEPAGE INDEX NUMBER - SIN - que é classificado em quatro categorias de baixa até muito alta vulnerabilidade (NAVULUR; ENGEL, não publicado, apud GOGU; DASSARGUES, 2000).

### ISIS

Este modelo é uma síntese de vários outros (CIVITA; DE REGIBUS, 1995 apud GOGU e DASSARGUES, 2000; DUNNE, 2003 b). De maneira similar ao DRASTIC e SINTACS, usa o sistema de taxas e pesos, mas com a estrutura do GOD.

Os fatores principais a serem considerados são a recarga, solo, zona vadosa e aquífero. O fator recarga é definido pelo produto do volume infiltrado, coeficiente de uso do solo e topografia. O fator solo é dado pelo produto do coeficiente da tipologia do solo, espessura da camada e coeficiente de uso. O fator zona vadosa é dado pelo produto do coeficiente da tipologia da zona, espessura da camada e coeficiente de uso do solo (GOGU; DASSARGUES, 2000; DUNNE, 2003b).

### EPIK

O modelo EPIK (*Epikarst, Protection, Infiltration, Karstic*) foi desenvolvido para ambientes cársticos da Suíça (DOERFLIGER; ZWAHLEN, 1998) na universidade de Neuchâtel e mais tarde modificado pela agência ambiental suíça para se tornar sistema padrão naquele país (MARGANE, 2003).

São considerados quatro fatores: expressões e feições da camada epicárstica, efetividade da cobertura de proteção, condições de infiltração e desenvolvimento do sistema cárstico (DOERFLIGER; ZWAHLEN, 1998).

Epicarste é a zona entre a camada superficial de solo e o freático, caracterizada por grande fissuramento, correspondente à zona descomprimida e sujeita às variações do clima. Pode ter de centímetros a metros de espessura, pode conter aquíferos suspensos, e possibilita a existência de grandes concentrações de água infiltrada (DOERFLIGER; ZWAHLEN, 1998).

Dentro do fator epicárstico considera-se a morfologia do sistema cárstico, em tipologias que consideram, por exemplo, a existência de dolina e orifícios (DOERFLIGER; ZWAHLEN, 1998; MARGANE, 2003).

No fator efetividade da cobertura são considerados: espessura e condutividade hidráulica do solo, jazimento do solo. No parâmetro



jazimento, importa sobre o que ele é desenvolvido, como detritos, por exemplo, ou camadas de baixa condutividade (DOERFLIGER; ZWAHLEN, 1998; MARGANE, 2003).

No fator infiltração, são consideradas: a existência de drenagens artificiais, a perenidade dos fluxos, a declividade e a vegetação de cobertura (DOERFLIGER; ZWAHLEN, 1998; MARGANE, 2003).

No fator sistema cárstico, são consideradas a tipologia e a conectividade do sistema cárstico (DOERFLIGER; ZWAHLEN, 1998; MARGANE, 2003).

O índice de vulnerabilidade é calculado pela somatória do produto entre parâmetros e pesos em cada fator. Os maiores pesos são atribuídos ao fator epicárstico e às condições de infiltração. O índice final varia de 9 a 34 e é dividido em 4 categorias: muito baixa, baixa, média e alta vulnerabilidade (DOERFLIGER; ZWAHLEN, 1998; MARGANE, 2003; GOGU; DASSARGUES, 2000).

O modelo depende de estudos de campo envolvendo geofísica, estudo de isótopos, hidráulica, hidrogeologia, fotografia aérea e imagens de satélite de alta resolução para determinar as feições do ambiente, o que demanda tempo e recursos financeiros (MARGANE, 2003).

Para Gogu e Dassargues (2000), a espessura da camada não saturada, como um todo, e a recarga não são levadas em consideração embora sejam importantes em outros sistemas. Os autores consideram ainda que o epicarste não é avaliado adequadamente, pois somente a observação das feições em superfície não é suficiente para a determinação da vulnerabilidade. Assim como no DRASTIC, os pesos também não são cientificamente comprovados, bem como podem ser contraditórios em determinadas situações (GOGU; DASSARGUES, 2000).

Para Goldscheider (2005), esse sistema é só aplicável em sistemas cársticos, o que dificulta seu uso em zonas de transição e de infiltração difusa, podendo, além disso, apresentar resultados contraditórios.

## REKS

REKS (RAVBAR; GOLDSCHIEDER, 2009) é um sistema de avaliação que usa quatro parâmetros: litologia (R), epicarste (E), carstificação (K), cobertura de solo (S) (DUNNE, 2003 b).

É um modelo desenvolvido na Eslovênia e representa uma derivação do EPIK. A direta aplicação do EPIK falhou na Eslovênia devido à necessidade de levar em consideração extensas áreas de rochas não cársticas (RAVBAR; GOLDSCHIEDER, 2009).

O fatores K (cárstico) e I (infiltração) do EPIK foram unidos em um único fator K que é específico a este método. O fator de R distingue entre ambientes *karstic* e *nonkarstic*.

### GLA

Modelo proposto por Hölting et al. (1995), com base no sistema de contagem de pontos (*point count system*), foi largamente aplicado na Alemanha (MARGANE, 2003). Também foi usado pelo Instituto Federal de Geociências e Recursos Naturais da Alemanha, em projetos de cooperação em áreas ao sul de Amã - na Jordânia, no Vale do Bekaa - no Líbano, e na Península Arábica, onde passou por adaptações, especialmente no que se refere à avaliação da recarga (MARGANE, 2003).

O grau de vulnerabilidade está baseado na efetividade da proteção da cobertura do solo na zona não saturada. Assim, possíveis atenuações na zona saturada não são levadas em consideração (MARGANE, 2003).

São usados como parâmetros: a capacidade de campo efetiva do solo, em milímetros, até um metro de profundidade; taxa de percolação; tipo de rocha, espessura da camada de cobertura (rocha e solo); existência de aquífero suspenso; existência de artesianismo (MARGANE, 2003).

Embora seja complexa a determinação, a infiltração ou recarga é dada pelo produto da capacidade de campo pela taxa de percolação. A efetividade da zona não saturada é dada pela somatória do produto da espessura pelo tipo de rocha em cada camada (MARGANE, 2003).

Embora possa ser aplicado em muitas situações, o GLA assume que o fluxo é difuso e que toda água percolada possui somente fluxo vertical, contudo essas premissas não são aplicáveis em ambientes calcáreos e em paisagens montanhosas onde fluxos laterais podem ocorrer muito próximos da superfície (MARGANE, 2003; DUNNE, 2003b).

Para Goldscheider (2005), o sistema alemão presume uma infiltração difusa e posterior percolação vertical, e esta condição é geralmente cumprida em sistemas porosos granulares, mas não em ambientes cársticos. Além disso, é frequente a existência de fluxos laterais e deflúvios vindos de áreas não cársticas que são capturados em saídas de águas da base de depressões como dolinas, uvalas e lagos.

### PI METHOD (Protective cover; Infiltration conditions)

Desenvolvido no Departamento de Geologia Aplicada da Universidade de Karlsruhe - Alemanha, é uma adaptação do GLA feita por Goldscheider et al. no ano de 2000 (GOLDSCHIEDER, 2003b; 2005), no programa *European Cost 620* para poder considerar infiltrações

preferenciais, como em ambientes cársticos. Nesse modelo foi considerado o fator de efetividade de proteção (P) e o fator infiltração (I) que foi influenciado pelo sistema EPIK, mas bastante modificado (GOLDSCHIEDER, 2005; MARGANE, 2003).

É um sistema de avaliação da vulnerabilidade intrínseca voltado para aquíferos cársticos, apoiado em sistemas de informação geográfica (GOLDSCHIEDER, 2005). Considera a origem como uma fonte de poluição colocada sobre a superfície do solo, que percorre todas as camadas entre a superfície e o topo do aquífero. Como considera a existência de canais de condução rápida de água, ele pode ser usado tanto para avaliação da vulnerabilidade de aquíferos quanto de fontes de abastecimento específicas (GOLDSCHIEDER, 2003b).

Embora desenvolvido dentro do conceito europeu, a designação dos termos é diferente. O fator P (cobertura protetora) é usado para designar a proteção das camadas subjacentes ao aquífero e é calculado de maneira similar ao modelo GLA. O fator I (condições de infiltração) é aproximado ao conceito de concentração de fluxo (C) e dá preferência às condições de passagem rápida (*by pass*) da água pela proteção de cobertura (GOLDSCHIEDER; DREW, 2003).

A função de proteção dada pelo solo, fator P, considera as camadas de solo, subsolo, rochas não cársticas e rochas cársticas não saturadas (GOLDSCHIEDER, 2003b). No solo, são considerados os horizontes A e B, com forte atividade biológica, levando em conta os parâmetros: capacidade de campo, recarga, distribuição granulométrica, litologia, fraturamento, espessura de cada camada, pressão de artesianismo (GOLDSCHIEDER, 2005). O fator P possui um fator suplementar F para áreas de ambiente cárstico que descreve o grau de fraturamento (GOLDSCHIEDER, 2003b). Este fator considera não só a existência das fraturas, mas sua conectividade entre várias fraturas e entre essas fraturas e o aquífero, de modo que a efetividade da proteção da cobertura pode ser levada a próximo de zero em áreas de alta conectividade (GOLDSCHIEDER, 2005; MARGANE, 2003).

O fator I, similar ao fator C no modelo europeu (GOLDSCHIEDER, 2003b), é uma ferramenta semiquantitativa que representa o grau com que a efetividade de proteção da cobertura é perdida (*by pass*) pela concentração de fluxos laterais, superficiais e subsuperficiais, especialmente pela captura destes fluxos para fluxos preferenciais subterrâneos. A determinação de I depende da permeabilidade e espessura de cada camada, declividade e tipo de cobertura vegetal, densidade dos fraturamentos ou sumidouros cársticos

(*swallow hole*) e presença de descargas na área estudada ou fora dela. (GOLDSCHIEDER, 2005; MARGANE, 2003).

É produzido um mapa que considera os componentes de fluxos laterais de água e um mapa da superfície de captura de água para fluxos preferenciais. Esses dois mapas são combinados formando um mapa do fator de infiltração (I) que unido ao mapa de efetividade da proteção da cobertura produz o mapa de vulnerabilidade (MARGANE, 2003).

Os modelos PI e COP são bastante adaptados ao cárstico e têm procedimentos mais seguros que o EPIK, mas todos os sistemas precisam ser revistos em termos de análise espacial (POLÊMIO et al., 2009).

### COP METHOD

Este método foi desenvolvido pela universidade de Málaga, na Espanha, por VÍAS et al. (2003) para avaliação da vulnerabilidade em ambientes cársticos. Preconizado pelo COST 620, usa três fatores: O (camadas sobrejacentes); C (fluxo cárstico concentrado) e P (precipitação) (VÍAS et al., 2003; VÍAS et al., 2006; MARGANE, 2003). Quando a vulnerabilidade tem por alvo fontes e nascentes, um quarto fator - K (carstico) é incorporado (VÍAS et al., 2006). Esse sistema integra os preceitos da aproximação alemã e dos sistemas desenvolvidos para ambientes cársticos (MARGANE, 2003). Foi testado inicialmente em dois aquíferos na Espanha e validado por meio de traçadores (VÍAS et al., 2003).

Os fatores O e C são similares ao modelo PI, mas levemente modificados (GOLDSCHIEDER; DREW, 2003). O uso do modelo pressupõe que o poluente se move da superfície em direção à água subterrânea com o movimento da água no perfil e que o poluente infiltra no solo em taxas semelhantes à média das chuvas.

O fator O, camadas sobrejacentes ao aquífero, está relacionado ao tempo de advecção e aos processos físicos de atenuação, como diluição e transformação (DALY et al., 2002). Considera a proteção fornecida pelas propriedades físicas e a espessura das camadas (VÍAS et al., 2006). Divide a cobertura em dois níveis denominadas solo e litologia (VÍAS et al., 2006). Mede as características de granulometria e espessura do solo. A litologia da zona não saturada é medida em termos de porosidade, condutividade hidráulica, fraturamento, tipologia e condições hidráulicas (VÍAS et al., 2006), como confinamento (GOLDSCHIEDER; DREW, 2003).

Esse formato do fator foi fortemente influenciado pelo modelo AVI e pelo modelo PI (VÍAS et al., 2006; 2003) e é calculado de modo similar ao GLA (MARGANE, 2003).

No modelo europeu, Daly et al. (2002) propuseram quatro camadas de cobertura, mas o modelo original do COP *method* usa só duas das quatro camadas (VIAS et al., 2003).

As camadas subjacentes propostas por Daly et al. são: solo, considerando propriedades como atividade biológica, matéria orgânica, e corresponde aos horizontes A e B em termos pedológicos; subsolo corresponde a material inconsolidado; substrato de rochas não cársticas; rochas cársticas não saturadas equivalentes ao epicarste (DALY et al., 2002).

O subfator solo (Os), parte biologicamente ativa onde ocorre a maioria dos processos de atenuação, é avaliado pela granulometria e espessura. O subfator litologia (Ol) é avaliado por três parâmetros: fraturamento da litologia, espessura e grau de confinamento. O grau de confinamento é igual ao do GOD de Foster (1987) e do PI *Method* de Goldscheider (2003b) (VÍAS et al., 2003).

A água e o poluente podem percolar até o aquífero, mas também podem ser capturados por estruturas, como fraturas, cavidades, que levam diretamente ao aquífero, ou ainda sofrer deflúvio superficial e posteriormente serem capturados ou infiltrados (DALY et al., 2002). O fator C (concentração de fluxo) representa o grau de concentração de fluxos de água que são conectados diretamente ao aquífero, reduzindo a proteção das coberturas (DALY et al., 2002; VÍAS et al., 2006; MARGANE, 2003). Considera dois cenários, a captura de água por estruturas, como sumidouros, ou áreas de jazimento onde a infiltração depende só das características da superfície. No primeiro cenário a distância entre sumidouros, a distância dos canais condutores, a vegetação e a declividade são levadas em conta. No segundo cenário, considera as feições de superfície, vegetação e declividade (VÍAS et al., 2006; MARGANE, 2003). O fator é semelhante ao usado no modelo PI de Goldscheider, 2002, e no EPIK de Doerflieger, 1996 (VÍAS et al., 2003).

A precipitação, enquanto agente de transporte da contaminação, é avaliada em sua variação espacial e temporal (VÍAS et al., 2006) quanto à frequência, intensidade, volume, duração média dos anos molhados. Os anos molhados são aqueles com pelo menos quinze por cento a mais de precipitação do que a média geral (VÍAS et al., 2003).

Assume-se que maior precipitação aumenta a recarga e reduz a proteção (MARGANE, 2003). Mesmo que o aumento da precipitação promova a diluição dos contaminantes, esse sistema considera que o tempo de residência de contaminantes nas camadas acima do aquífero é mais importante que a diluição para chuvas anuais até 1200 mm. Acima desse valor, a diluição se torna mais importante, diminuindo a

vulnerabilidade (VÍAS et al., 2006). A precipitação não tem uma influência tão grande na vulnerabilidade quanto à atenuação e concentração e por isso seu peso é menor no cômputo geral (VÍAS et al., 2003).

Para precipitações abaixo de 400 mm por ano, o fator O é afetado de maneira insignificante; até 1200 mm decresce a proteção por redução do tempo de deslocamento do poluente e, acima de 1200 mm, aumenta a proteção por diluição (VÍAS et al., 2003).

O fator K (carste) é usado para avaliação de fontes de abastecimento água subterrânea, como nascentes e poços; busca a conectividade do sistema cárstico e considera a existência de condutos lentos e condutos rápidos dentro do sistema (DALY et al., 2002).

De maneira geral, é semelhante ao modelo PI, só que incorpora o fator precipitação. Tem a vantagem de ser muito direto, com dados fáceis de serem obtidos, contudo o volume de cálculos necessários exige sistemas de informação geográfica (MARGANE, 2003). O sistema também pode ser usado com sucesso em áreas de infiltração difusa ou em sistemas de condutos cársticos sob diferentes condições climáticas, notadamente nas áreas mediterrâneas (VÍAS et al., 2006).

#### LEA – Abordagem Europeia Localizada

Sistema de mapeamento de vulnerabilidade intrínseca testado na Inglaterra e em Gales, desenvolvido por Dunne entre 1998 e 2002 (DUNNE, 2003a; GOLDSCHIEDER; DREW, 2003), baseado nos conceitos europeus de mapeamento de vulnerabilidade, como alternativa ao modelo PI (DUNNE, 2003a).

É um modelo de avaliação direta que não usa o sistema de índices numéricos (DUNNE, 2003a). Usa os fatores O (camadas sobrejacentes) e C (fluxo concentrado) seguindo os conceitos do PI *Method*, embora de maneira mais simples, destinando-se a áreas com um conjunto de dados disponíveis menos apurados (GOLDSCHIEDER; DREW, 2003).

Para o fator O, como no modelo PI, considera que quanto maior o tempo de permanência nas camadas sobrejacentes, maior a capacidade de atenuação (GOLDSCHIEDER, 2003b; DUNNE, 2003a). O tempo de deslocamento do poluente em cada camada é calculado pela Lei de Darcy, para várias texturas e espessuras. Esses cálculos resultam em tempos longos para finas camadas de baixa permeabilidade e tempos muito curtos para camadas grossas de matérias como areias e cascalhos (DUNNE, 2003a), contudo sumidouros produzidos por animais como anelídeos, ou restos de raízes e macroporos naturais podem conduzir efetivamente a água no sistema de recarga. Assim, considerou-se que somente espessuras

de mais de um metro poderiam ser efetivas na atenuação de contaminantes. Uma vez que os poros não são necessariamente conectados, também se optou, ao invés da porosidade, usar taxas específicas, por tipo de rocha e espessura de sedimento, para estimar o tempo de viagem (DUNNE, 2003a).

O fator C leva em consideração o escoamento superficial por meio das formas de relevo e as formas de ambientes cársticos, como dolinas e sumidouros. Os parâmetros que influenciam no escoamento superficial neste modelo são: a topografia, a vegetação, o tipo de solo, a recarga, bem como a relação espacial entre estes parâmetros (DUNNE, 2003a).

Para a autora, a precipitação não é um fator em si. Cada chuva tem suas características e afeta a vulnerabilidade de maneira diferente. A área de contribuição ao escoamento superficial é afetada, mas é inútil ter um mapa de vulnerabilidade para cada tipo de evento (DUNNE, 2003a).

A validação do sistema foi feita por meio da condutividade de mananciais, entendendo-se que a condutividade de um manancial reflete a condutividade de toda área de contribuição. Pode-se buscar a relação entre os eventos de chuvas e a condutividade para conhecer a reação do sistema às precipitações (DUNNE, 2003a).

#### O Modelo de Tempo de Contribuição - (KRALIK; KEIMEL, 2003)

Foi desenvolvido especialmente para a aplicação dentro áreas montanhosas. Avalia a vulnerabilidade com base em dois fatores: tempo de deslocamento e entradas (*input*), que pode ser considerado com recarga do aquífero. A vulnerabilidade é expressa em tempo real, o que permite validação rápida do sistema (GOLDSCHIEDER; DREW, 2003; DALY et al., 2002).

O principal fator, com 60% de contribuição, é o tempo de deslocamento da superfície até a água subterrânea acrescido da precipitação, enquanto a recarga contribui com 40%. Embora haja certo grau de empirismo nesta distribuição, ao contrário de outros sistemas, os valores reais de tempo e recarga são usados, facilitando a interpretação e dando maior transparência nos resultados (KRALIK; KEIMEL, 2003).

Nesse modelo não são considerados os eventos climáticos extremos, pois, segundo Kralik e Keimel (2003), dificilmente têm seus efeitos comprovados no campo, sendo preferível usar dados de anos hidrologicamente ruins, com altas velocidades de infiltração e altas recargas.

O fator tempo de deslocamento é influenciado pela espessura e condutividade hidráulica de cada extrato, solo e rocha, bem como por um índice de falhamento. A recarga é influenciada pelo tipo de solo e sedimento e suas espessuras, pela evapotranspiração e escoamento superficial (KRALIK; KEIMEL, 2003).

O fator entrada é classificado de maneira semelhante ao fator infiltração do sistema alemão (HÖLTING et al., 1995). Altas recargas reduzem o tempo e baixas recargas aumentam o tempo, influenciando diretamente a vulnerabilidade. Ou seja, o fator tempo deve ser corrigido pela recarga (KRALIK; KEIMEL, 2003).

O sistema foi testado em áreas de montanhas dolomíticas em ambientes cársticos bem complicados, mas pode ser usado com modificações para aquíferos granulares. Depende fundamentalmente de dados precisos, que nem sempre estão disponíveis, e de sistemas computacionais (KRALIK; KEIMEL, 2003).

Modelo de Peneiramento para a Irlanda do Norte (BALL, MC CONVEY e CAMPBELL, 2005)

Modelo desenvolvido a partir do modelo escocês SNIFFER (*Scotland and Northern Ireland Forum for Environmental Research – projeto WFD28 Water Framework Directive 28*), que usa permeabilidade, espessura e teor de argila das camadas superficiais, fluxo nos leitos rochosos subsuperficiais (fraturado ou intergranular), permeabilidade e teor de argila do leito rochoso e profundidade do topo do aquífero (BALL, MC CONVEY; CAMPBELL, 2005).

Em relação ao poluente, o sistema considera o tempo de residência do poluente no meio poroso, a frequência da atividade que o produz e o tipo de poluente. Como se trata de avaliação da vulnerabilidade intrínseca, o tipo de poluente é categorizado em: não adsorvido ou transformado, significativamente atenuado, constantemente despejado, persistente e amplamente descartado e lixiviado (BALL, MC CONVEY; CAMPBELL, 2005).

Para poder usar esse conceito, há necessidade de conhecer previamente o comportamento dos principais poluentes usados em determinada área, aproximando o conceito de vulnerabilidade intrínseca e específica, contudo as categorias utilizadas para o tipo de poluente podem exigir mais de uma resposta. Por exemplo, um poluente pode ser ao mesmo tempo atenuado e constantemente despejado.



### 5.4.5 Estudos Comparativos

Um modelo de avaliação da vulnerabilidade da água subterrânea deve ser capaz de identificar a fragilidade de sistemas aquíferos à poluição em diferentes condições hidrogeológicas, climáticas e de proteção conferida pelas camadas de cobertura. Como a vulnerabilidade não é diretamente mensurável e sua determinação é eivada de incerteza, estudos comparativos, entre modelos em uma mesma área geográfica, foram conduzidos em diferentes partes do mundo.

Existem muitos exemplos de bons usos de mapas de vulnerabilidade, mas também existem muitas discrepâncias entre diferentes modelos. A dificuldade de obter dados confiáveis continua sendo o maior problema (STIGTER et al., 2006).

Civita e De Regibus (1995), estudando variações nos modelos em três diferentes situações de relevo no norte da Itália, concluíram que aplicando os mesmos dados nas mesmas áreas, os métodos mais simples têm resultados similares aos mais complexos. Os modelos DRASTIC e SINTACS mostraram-se mais efetivos em estudos detalhados.

Os dados de Margane (2003) estão de acordo com os de Civita e De Regibus (1995). Para o autor, em áreas com poucos dados conhecidos, mas em que as condições hidrogeológicas estão bem estudadas, o DRASTIC pode ser um modelo a ser aproveitado. Se mesmo os estudos hidrogeológicos forem de baixa intensidade talvez o GOD possa ser considerado. O GLA e o modelo PI têm menos considerações subjetivas e tendem a produzir melhores resultados.

Para Sousa et al. (2011), estudando a vulnerabilidade do aquífero Barreiras na Paraíba, o GLA respondeu bem para esse tipo de aquífero uma vez que esse modelo inclui a litologia da camada não saturada e não apenas a sua espessura como em outros modelos. Esses autores avaliam que o modelo é de fácil aplicação, com dados de fácil obtenção em campo e com resultados coerentes.

Parralta et al. (2005) avaliaram resultados de vulnerabilidade no aquífero de Gabros - Alentejo, sabidamente poluídos por nitratos e compostos, basicamente de rochas cristalinas fraturadas. Embora a área esteja contaminada, o modelo DRASTIC e o modelo qualitativo EPPNA apontaram baixa vulnerabilidade. O GOD mostrou a área com vulnerabilidade baixa a moderada e o sistema AVI apontou vulnerabilidade moderada a extremamente alta.

Stigter et al. (2006), avaliando o impacto de atividades agrícolas no sul de Portugal, especialmente no que se refere a nitratos oriundos da

fertilização de hortaliças e da citricultura, concluíram que o DRASTIC não mostrou correspondência entre as áreas consideradas vulneráveis pelo programa e as áreas, de fato, mais contaminadas. Na aplicação do índice de vulnerabilidade (SI), derivado do DRASTIC por Frances et al. (2001, apud SOUSA et al., 2011), os resultados foram mais confiáveis embora a vulnerabilidade tenha sido superestimada. Esse resultado com o índice derivado foi similar nos estudos de Parralta et al. (2005).

Para Gogu e Dassargues (2000), o SINTACS, pela forma de identificação de aquíferos e pelo peso dado às áreas de drenagem, gera áreas de alta vulnerabilidade nos corpos hídricos superficiais e nas interações dos aquíferos. Ao mesmo tempo, esse sistema parece dar mais importância ao uso do solo que os demais. O DRASTIC apresenta maior frequência de áreas com baixa vulnerabilidade que o SINTACS. O GOD mostrou-se menos sensível a pequenas variações nos parâmetros. O AVI, mesmo com poucos parâmetros, obteve resultados similares ao DRASTIC e SINTACS.

Draoui et al. (2008), estudando o aquífero Martil Alila no noroeste do Marrocos com quatro modelos, DRASTIC, SINTACS, AVI e GOD, concluíram que o efeito das variações climáticas nos graus de vulnerabilidade é bem representado no DRASTIC. Este modelo mostrou variações significativas entre anos secos e úmidos. No SINTACS e no GOD o efeito climático criou apenas duas classes de vulnerabilidade e no AVI a vulnerabilidade foi nula.

Uma crítica sempre presente ao modelo DRASTIC é o fato de ele não estar adaptado a ambientes cársticos. Gogu et al. (2003), em estudo comparativo na Bacia do Néblon, trinta quilômetros ao sul de Liège, em ambiente cárstico, concluíram que as feições desse ambiente são melhor entendidas no EPIK. Os modelos GOD e ISIS não interpretam adequadamente estas feições.

Para Polêmio et al. (2009), em teste comparativo de sistemas em aquífero cárstico, na Apúlia - Itália, o GOD não produziu resultados e classificou toda área de forma homogênea, pois tem baixa sensibilidade à variabilidade espacial das condições hidrogeológicas. O DRASTIC teve alguma sensibilidade à morfologia cárstica, mas com pouca variabilidade espacial. O SINTACS mostrou pouca variabilidade produzindo classes mais severas que o DRASTIC. Por outro lado, o SINTACS mostrou alguma sensibilidade a drenagens laterais ausentes no DRASTIC. O EPIK apresentou grande variabilidade de resultados, mas com classes subestimadas de vulnerabilidade. O PI mostrou a mesma variabilidade do EPIK, mas com maior sensibilidade às estruturas cársticas. O COP apresentou a maior variabilidade, mostrando o efeito das estruturas

cársticas de captura de água nos resultados. Em termos de correlação, o SINTACS e o DRASTIC se relacionam em termos de resultado, bem como o EPIK e o PI. O COP é o único modelo que se relaciona com todos os demais. Assim, os menores resultados de vulnerabilidade são produzidos pelo SINTACS e PI, e os maiores pelo COP. O SINTACS parece mais preciso que o DRASTIC especialmente por detectar influências humanas e drenagens. Dentre os sistemas destinados a avaliar ambientes cársticos o PI e COP são melhores, com este último capturando melhor as interferências climáticas.

Ravbar e Goldscheider (2009), estudando nascentes a partir de aquíferos cársticos em Podstenjšek - Eslovênia, compararam três sistemas de avaliação de vulnerabilidade: EPIK, Sistema Esloveno e PI-METHOD, que foram posteriormente validados com teste de traçadores. Como complicador, o aquífero flutua grandemente, por vezes originando lagos temporários, e geralmente os sistemas não são providos de parâmetros para avaliação temporal. O sistema esloveno leva em conta essa variação temporal, considerando a captura e concentração de água como eventuais. O resultado do EPIK, em função de avaliação da espessura de cobertura, teve inconsistência com os traçadores que mostraram possibilidades de poluição onde o sistema julgou menos provável. De maneira geral, o EPIK superestima a vulnerabilidade. O PI deu resultados satisfatórios e o modelo Esloveno respondeu melhor às condições locais. Os autores argumentaram ainda que, dada a subjetividade de algumas avaliações e a exigência legal com restrições ao uso baseadas na vulnerabilidade, como na Suíça e Irlanda, a validação dos mapas deveria se tornar recorrente.

Cada modelo possui uma série de pressupostos e normalmente foram concebidos para uma determinada região ou determinada situação hidrogeológica. Os estudos comparativos demonstram que os atuais modelos, quiçá todos, não podem ser aplicados diretamente, precisando sempre de adaptações ao ambiente de estudo. O trabalho de Ravbar e Goldscheider (2009) deixa claro que as condições locais e, conseqüentemente, o estudo de campo podem sobrepujar os sistemas computacionais mais sofisticados.

#### **5.4.6 Parâmetros**

Foster e Hirata (1988), Vbra e Zaporozec (1994) e Margane (2003) Hölting et al. (1995) apresentam em seus trabalhos uma lista de

parâmetros e mecanismos que interferem na avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas. Segundo Cunha (2009), comparando diferentes modelos, existem mais de trinta parâmetros diferentes utilizados.

A contagem dos parâmetros não tem importância por si mesma, mas ajuda a identificar todos os processos intervenientes e a maneira como são medidos, contudo a linguagem e os conceitos existentes em cada modelo dificultam a contagem dos parâmetros usados.

Para Aller et al. (1987), uma vez disposto na superfície, o poluente pode infiltrar no solo através da zona vadosa. Nessa zona pode ser retido e atenuado ou transferido para o aquífero. Uma vez dentro do aquífero, ele pode ser transportado na direção do fluxo da água subterrânea; pode ser transportado com velocidade menor que o fluxo; pode ficar na superfície do aquífero, deslocar para as partes mais profundas ou, ainda, ir contra o fluxo. Para os autores, os três principais componentes da vulnerabilidade são: atenuação no solo, resistência ao fluxo vertical e transporte de poluentes que são influenciados pelas características do aquífero e do solo.

No âmbito europeu (COST 620b; GOLDSCHIEDER, 2003a), o conceito de vulnerabilidade envolve a fonte da poluição, denominada origem, os caminhos percorridos e o alvo. Três aspectos são importantes: o trânsito entre a origem e o alvo, o processo de atenuação e o poluente. Como a maioria dos modelos avalia a vulnerabilidade intrínseca, o poluente genérico hidrotransportado é avaliado em termos da quantidade de poluente em relação à quantidade de água, denominada concentração limiar, e o modo como esta água flui, ou seja, o tipo de transporte subterrâneo.

Como atenuação promovida pelo solo, resistência ao fluxo vertical e transporte de poluentes são processos, neste trabalho, ver Quadro 2, optou-se pelos componentes do modelo europeu, ou seja: origem, caminho e alvo.

Especialmente nos modelos europeus (DREW, 2003), como EPIK, LEA, COP e *Time Imput*, dados climáticos, notadamente a precipitação, são preconizados. Na maioria desses modelos, a precipitação está relacionada à recarga do aquífero. Para Margane (2003), a localização das áreas de recarga e a intensidade de recarga são importantes controladoras da qualidade da água do aquífero. Esses fenômenos são bastante estudados pelos modelos PI, EPIK e COP.

Para esta tese, Quadro 2, foi criado então um quarto componente denominado “Pré-origem” para incluir parâmetros climáticos e de recarga à montante da área estudada.

A atenuação pode ocorrer tanto no solo como no subsolo e mesmo no aquífero. Para Margane (2003), o solo é mais efetivo, pois a atividade biológica, o teor de oxigênio e a capacidade de troca de cátions são maiores. Ainda assim, modelos como SEEPAGE e o PI avaliam alguns parâmetros de atenuação das camadas mais profundas.

Modelos europeus, em virtude de estruturas concentradoras, consideram fluxos horizontais, e modelos, como o Tempo de Contribuição, consideram também o escoamento superficial. Portanto, não se trata apenas dos fluxos verticais, mas dos deslocamentos possíveis do poluente na área estudada, antes e depois de atingir o aquífero.



Quadro 2 - Principais componentes dos modelos de avaliação da vulnerabilidade.

Componente	Aspecto	Fator		Parâmetro	Componente	Aspecto	Fator	Parâmetro		
Pré Origem	Entradas	Clima	Precipitação	Frequência	Pré Origem	Entradas	Recarga Prévia	Volume infiltrado		
				Intensidade				Declividade do terreno		
				Duração				Coefficiente de uso		
				Volume						
Origem		Poluente		Concentração						
				Dispersão						
				Classe de Comportamento						
Caminho	Deslocamento	Runoff		Morfologia do terreno	Caminho	Atenuação	Geral	Cobertura	Profundidade do Aquífero	
				Drenagem				Água	Gradiente Hidráulico	
				Vegetação				Poluente	Sentido Geral do Fluxo	
				Compactação			Solo	Comportamento		
				Declividade				Tipo de solo		
				Perenidade dos fluxos				Coefficiente de uso		
				Evapotranspiração				Espessura		
								Granulometria		
								Matéria Orgânica		
								Argila		
								Óxidos Metálicos		
								pH		
								Potencial Redox		
			Carbonatos							
			CTC							
			Atividade biológica							
			Subsolo	Oxigênio						
				Espessura						
				Granulometria						
				Argila						
				Óxidos Metálicos						
				pH						
			Jazimento	Potencial Redox						
				CTC						
				Atividade biológica						
				Oxigênio						
				Mineralogia						
	Condições Hidráulicas	Compacidade								
		Fratramento								
		Junções litológicas								
Alvo	Fluxos	Recarga local		Falhamentos	Alvo	Poluição	Concentração	Concentração limiar		
				Volume infiltrado				Sorção		
				Declividade do aquífero				Dispersão		
								Diluição		
								Reações		
		Aquífero					Coefficiente de uso			
	Espessura do aquífero									
	Descargas									
Variações do Nível										

Fonte: do autor.





O transporte de poluentes no aquífero depende do fluxo da água subterrânea. Esse fluxo, por sua vez, depende: do tipo de aquífero, da sua estrutura e geometria; porosidade efetiva, tamanho médio de poros e sua distribuição; condutividade hidráulica, transmissividade, coeficiente de armazenamento, velocidade de fluxo, gradiente hidráulico, dispersão e difusão molecular; matriz da água subterrânea, temperatura; densidade, viscosidade e solubilidade dos contaminantes (CIVITA; DE MAIO, 2004).

Muitos modelos de avaliação da vulnerabilidade, como DRASTIC, SINTACS, DAT, buscam parâmetros de recarga, mas com a intenção de prever a velocidade com que o poluente atinge o aquífero ou prever a diluição do poluente nos fluxos subterrâneos.

Para Ball et al. (2005), que trabalharam a vulnerabilidade de aquíferos na Irlanda, o conceito de recarga como parâmetro da vulnerabilidade não é adequado. Argumentam que, em rochas cristalinas, a permeabilidade é baixa e a capacidade de armazenamento é baixa, estando a maior parte da água em zonas fraturadas. Assim, uma pequena fração de contaminante terá efeito sobre a qualidade da água. A mesma relação, volume de água subterrânea e volume do poluente, pode ser estabelecida para aquíferos mais porosos, onde o volume pode ser maior, mas a recarga também pode ser maior. Nessa ótica, a concentração do poluente em sua chegada ao aquífero é mais importante do que os volumes de recarga.

O tempo de chegada do contaminante e a duração do contaminante na água subterrânea são quase impossíveis de se determinar experimentalmente e dependem ainda do *background* da área (GOLDSCHIEDER, 2003a). Na vulnerabilidade intrínseca, o tempo de chegada ao alvo é associado a uma concentração limiar (GOLDSCHIEDER, 2003a), definida como a razão entre a concentração máxima esperada no alvo sobre a concentração inicial do poluente (BROUYÈRE, 2003).

Desconsiderando momentaneamente a possibilidade de concentração de fluxos, uma recarga alta depende de condutividade hidráulica alta. Estudos sobre a concentração de poluentes não encontraram correlação entre a condutividade hidráulica e a concentração final de compostos nitrogenados (PANAGOPOULOS et al., 2006) ou orgânicos (WANG et al., 2007) e compostos salinos (STIGTER et al., 2006), indicando a atuação de outros mecanismos interferindo na concentração final.

Como existem muitos poluentes diferentes, pode-se admitir a existência de situações com baixa condutividade hidráulica e alta

concentração do poluente, por mecanismos de difusão, ou alta condutividade hidráulica e baixa concentração de poluente em função de mecanismos de atenuação.

Vías et al. (2003) fazem considerações a respeito da relação entre precipitação e concentração ou diluição de poluentes. Para os autores, o tempo de permanência do poluente nas camadas superficiais é mais importante do que a sua diluição. Assim, aumentos da precipitação afetam a recarga do aquífero e, ainda que diluída, uma maior carga de contaminantes chegará ao aquífero.

Margane (2003), Brouyère (2003), Goldscheider e Popescu (2003) e Civita e De Maio (2004) também ressaltam a importância da concentração do poluente, incluindo nesse contexto a capacidade de atenuação das camadas de cobertura.

Dessa forma, o Quadro 2 apresenta cinco aspectos a serem considerados: entradas no sistema, deslocamentos dos poluentes, processos de atenuação, fluxos no aquífero e o poluente em consideração.

A exemplo do DRASTIC, muitos modelos trabalham com a formação de índices secundários, que compõem o índice final de vulnerabilidade. Estes índices secundários são agrupados em fatores. Cada fator pode ser composto por muitos parâmetros diferentes. A quantidade de parâmetros em cada fator é bastante variável entre os modelos de avaliação da vulnerabilidade. No quadro 02 estão elencados os parâmetros, agrupados por fatores, usados nos modelos descritos anteriormente.

Considerando os modelos descritos nesta seção, foram contabilizados setenta e seis parâmetros. Nesta Tese interessam particularmente os parâmetros relacionados ao tempo de deslocamento e à atenuação de poluentes no solo.

## 5.5 MÉTODO

O estudo de componentes hidrogeológicos em Geografia impõe um desafio: o estabelecimento do caráter geográfico e sistêmico deste estudo.

Neste trabalho, o objeto de estudo são os solos e depósitos aluviais cultivados com arroz irrigado, sobre os quais se busca verificar a variabilidade espacial dos fatores que influenciam na infiltração da água, tendo em vista que a água infiltrada pode transportar poluentes para o aquífero.

O grande aumento da área cultivada de arroz, especialmente no sul do estado de Santa Catarina, e indicações de contaminação da água em razão dos procedimentos adotados neste cultivo (HADLICH, 1997, ALEXANDRE, 2000; FURTADO et al., 2000), com implicações tanto para a fauna e flora, quanto para o futuro abastecimento de água potável das populações rurais, são justificativas para realização deste estudo.

O estudo da porosidade do solo, com vistas à infiltração da água, pode ser feito por um geólogo, ou por um pedólogo, analisando volumes, tamanhos e formas, não tendo necessariamente um caráter sistêmico. Da mesma forma, estes profissionais podem determinar a velocidade de infiltração de água no solo, utilizando um ou mais modelos de infiltrômetros. Nos dois exemplos, porosidade e velocidade de infiltração, a relevância está colocada sobre aspectos mensuráveis diretamente conferindo ao estudo uma característica mecânica, que depende de técnicas de análise, normalmente atribuída às engenharias. Neste exemplo, não necessariamente são enfocados os aspectos relacionados à interação entre variáveis e o comportamento do conjunto, resultantes das características do solo e da água, que além de uma somatória, poderiam conferir um caráter sistêmico ao estudo. Também não está sendo focada a espacialização do comportamento da infiltração, nem as influências e consequências para as comunidades que vivem na área de estudo.

O caráter sistêmico não é uma exclusividade da Geografia, mas tem sido utilizado tanto na Geografia Física quanto na Geografia Humana, na compreensão do comportamento do objeto de estudo e da espacialização deste comportamento (CHRISTOFOLETTI, 1999). Porém, cabe distinguir na delimitação do objeto de estudo e na construção da metodologia, o caráter geográfico e sistêmico da investigação.

Faz-se aqui uma reflexão sobre o caráter geográfico e sistêmico em um estudo sobre a infiltração da água no solo nas áreas rurais cultivadas com arroz no sul do Estado de Santa Catarina, buscando, por meio da definição de tipologias e características de sistemas, a construção de uma metodologia analítica.

### **5.1.1 Visão de Mundo e o Caráter Sistêmico**

Segundo Christofolletti (1999) a relação entre o homem e a natureza varia espacialmente e com o momento histórico vivido, uma vez que diferentes sociedades dão valores distintos ao meio ambiente. A visão

de mundo de uma sociedade teológica, mecanicista, organicista, por exemplo, é capaz de explicar as formas de apropriação e utilização da natureza e a maneira como percebe os eventos ambientais.

A relação dos agricultores com a natureza tem a ver com o estilo de vida, com as suas percepções e valores sobre o meio e a sociedade em que vivem (MOREIRA, 1984). Em uma pesquisa sobre a percepção dos rizicultores nos municípios de Forquilha e Nova Veneza (BACK, 2001) verificou-se que percebem a água como dádiva divina e que, portanto não pertence a ninguém. Embora entendam a necessidade e a responsabilidade comum de preservação dos recursos hídricos, não compreendem como possam vir a ser taxados pelo uso da água. De outro ponto de vista, percebem também, apesar de aprisionados entre forças de mercado que regem de um lado os insumos necessários na produção e de outro as cotações do produto colhido, são detentores da posse da terra, que lhes dá a sensação de liberdade de fazer o que quiserem e quando quiserem.

A visão dos agricultores, tal como é percebida por Back (2001), embora possa ser importante na análise do projeto, não é definidora do projeto de pesquisa. Porém a natureza do objeto de estudo e a visão de mundo do cientista estão vinculadas aos procedimentos metodológicos adotados na análise dos fenômenos (CHRISTOFOLETTI, 1999). Assim, considerando o estudo sobre a vulnerabilidade da água subterrânea a partir da distribuição espacial dos componentes de solo, a visão de mundo dos agricultores pode ser um componente da análise, mas a visão do pesquisador, a maneira como percebe e integra os diferentes componentes da análise define seus procedimentos metodológicos e, possivelmente, o alcance de suas conclusões.

No mundo ocidental predominam dois tipos de procedimentos metodológicos para a compreensão dos fenômenos, denominados de abordagem analítica e abordagem holística (CHRISTOFOLETTI, 1999). A abordagem analítica é caracterizada pela fragmentação do sistema em seus constituintes, buscando entender o fenômeno estudado a partir da compreensão de seus componentes. Na abordagem holística se busca a compreensão das características e do funcionamento do conjunto, expressos em organizações espaciais que possuem propriedades que não podem ser explicadas em termos de seus componentes.

O conceito de vulnerabilidade está intimamente ligado à infiltração de água no solo. A capacidade de infiltração da água no solo depende da textura, da estrutura do solo, da cobertura vegetal, das estruturas biológicas, da umidade prévia do solo, e das condições da superfície do terreno (PREVEDELO, 1996, REICHARDT; TIMM, 2004; PRUSKI,

2004). Estes parâmetros são componentes da infiltração e os quatro primeiros citados estão diretamente ligados à porosidade. As condições do terreno referidas estão ligadas à relação entre deflúvio e infiltração.

Em uma abordagem analítica pode-se estudar o efeito da forma das estruturas de um solo na capacidade de infiltração. Ainda que se decomposesse em variáveis cada um dos parâmetros que afetam a infiltração o enfoque analítico se detém na contribuição de cada uma das variáveis. Já na abordagem holística buscam-se as relações entre textura e estrutura, e as relações destes fatores com os demais, de maneira a compreender como interagem na produção do fenômeno. Em outras palavras, a textura afeta a infiltração da água no solo, mas afeta também a forma, o tamanho e a resistência das estruturas formadas; pode afetar o tipo de vegetação que se adapta à condição daquele solo; pode afetar o grau de umidade do solo. Portanto, o estudo individual da estrutura ou da textura ou de qualquer outro fator não é capaz de explicar os efeitos combinados dos mesmos fatores.

Entretanto sabe-se que é necessário e importante conhecer os componentes individuais, determinar suas variáveis para entender como elas interagem entre si. Assim, uma abordagem analítica também compõe o estudo de sistemas ambientais (CHRISTOFOLETTI, 1999).

### **5.1.2 Caráter Geográfico**

Para Cholley (1964a) a Geografia se distingue dos demais campos da Ciência por tomar como objeto de seu estudo a combinação de elementos, determinando as características desta combinação, a razão de convergência dos elementos que compõem esta combinação, sua frequência e espacialização na superfície. Para o autor o caráter geográfico de uma combinação de elementos se dá pela sua espacialização na superfície que serve de “quadro às manifestações da vida, particularmente àquelas que exprimem as atividades dos grupos humanos” (CHOLLEY, 1964a, p. 140).

O estudo da infiltração da água no solo em um determinado ponto do terreno, apesar de poder combinar diferentes elementos não tem expressão geográfica devido à ausência de espacialização. Entretanto, considerando os modos de vida e os meios de produção para o cultivo de arroz em uma bacia hidrográfica, ao estudar a interação dos elementos que resultam na infiltração, compreendendo os motivos das distinções que

possam ocorrer na bacia e espacializar este comportamento, cumprem-se os requisitos do caráter geográfico.

As combinações podem ter domínios de elementos físicos, de elementos físicos e biológicos e de elementos físicos, biológicos e humanos. Estas combinações se realizam sempre no “exercício de uma das atividades necessárias à vida dos grupos humanos” (CHOLLEY, 1964a, p. 141), como obter as colheitas necessárias à sua sobrevivência, que criam uma estrutura social e uma forma de organização da terra.

Por certo, os agricultores do sul do estado de Santa Catarina estão inseridos em uma estrutura social, tanto no que diz respeito ao sistema de produção capitalista como no que se refere à organização das comunidades do interior em torno de um modo de vida cuja sustentabilidade econômica está baseada na produção do cereal. As ameaças a esta estrutura social, à sobrevivência destas comunidades, que possam advir da própria organização da terra e dos modos de produção são objetos de interesse. Assim, a infiltração da água no solo, a partir das canchas de arroz, além de causar impactos na gestão dos recursos hídricos da bacia, podendo eventualmente ser responsável pela escassez para outros usos, pode potencialmente transportar materiais nocivos para o aquífero do qual se abastecem as comunidades rurais para usos domésticos. Portanto, o caráter geográfico não se obtém necessariamente por meio de estudo sociológico ou econômico, mas com a preocupação em verificar as relações no espaço que o objeto de estudo tem com o meio ambiente e com as pessoas e organizações que nele vivem.

Tal como se compreende o caráter sistêmico, Cholley (1964b), já em 1948, afirmava que o objeto da Geografia é sintético, porém os primeiros passos para o conhecimento deste objeto são analíticos. A análise dos elementos tem sentido na medida das suas relações entre si e encadeamentos com os demais componentes de uma combinação em duas dimensões, no tempo e no espaço. “Tudo aquilo que for possível observar e medir no comportamento da combinação, no tempo e no espaço, deve ser retido” (CHOLLEY, 1964b, p. 268), e retratado. Disto deriva o caráter sintético da Geografia.

### **5.1.3 Conceituação de um Sistema Geográfico**

Como conceito e método analítico, a análise de sistemas surgiu na década de 1930 na Biologia. Chorlley introduziu na Geomorfologia o conceito de sistemas (CHRISTOFOLLETTI, 1999).

A Geografia é a disciplina que estuda as organizações espaciais, como sistemas funcionais estruturados espacialmente. Berry (1964) assinalou que os conceitos e processos integrantes do trabalho do geógrafo relacionam-se à disposição e distribuição espacial, à integração espacial e à interação de organizações e processos espaciais. A característica espacial indica que o objeto da Geografia deve ter expressão em área, materializar-se na superfície terrestre.

Sotchava (1977, apud CHRISTOFOLETTI, 1999) cunhou o termo geossistemas para estabelecer uma tipologia que enfocasse os elementos naturais numa entidade espacial. Embora trate de elementos naturais, o geossistema devem incluir a interferência social. Assim, para o autor, geossistemas são sistemas organizados, flexíveis, abertos, com estágios de evolução temporal sob a influência do homem.

Os componentes dos geossistemas devem ser observáveis e ocupar um espaço característico próprio, no qual se distingue fontes de energia e matéria responsáveis pela dinâmica de circulação e processos de interação envolvidos no sistema (CHRISTOFOLETTI, 1999).

A interferência de sistemas socioeconômicos deve ser encarada como entradas (*inputs*) no geossistema que tem consequências na sua estruturação espacial, mas que não deve ser confundida com propostas metodológicas como Formação Sócio Espacial. A interferência humana altera o fluxo de energia e matéria e implica em um rearranjo do sistema até um novo estado de equilíbrio (CHRISTOFOLETTI, 1999).

Na conceituação de um sistema é necessário identificar os elementos componentes, os atributos destes componentes e as relações entre estes componentes. Na análise ambiental os sistemas fazem parte de um conjunto maior, um sistema maior, em outro nível hierárquico, denominado “universo”, que compreende o conjunto de fenômenos que influenciam e são influenciados pelo sistema em foco. Os conjuntos que, propriamente, não fazem parte do sistema estudado, mas que o influenciam, são chamados de sistemas antecedentes ou controladores.

Os conjuntos que são influenciados pelo sistema em estudo são chamados de sistemas subsequentes ou controlados, que, eventualmente, podem retroalimentar os mecanismos controladores (CHRISTOFOLETTI, 1999).

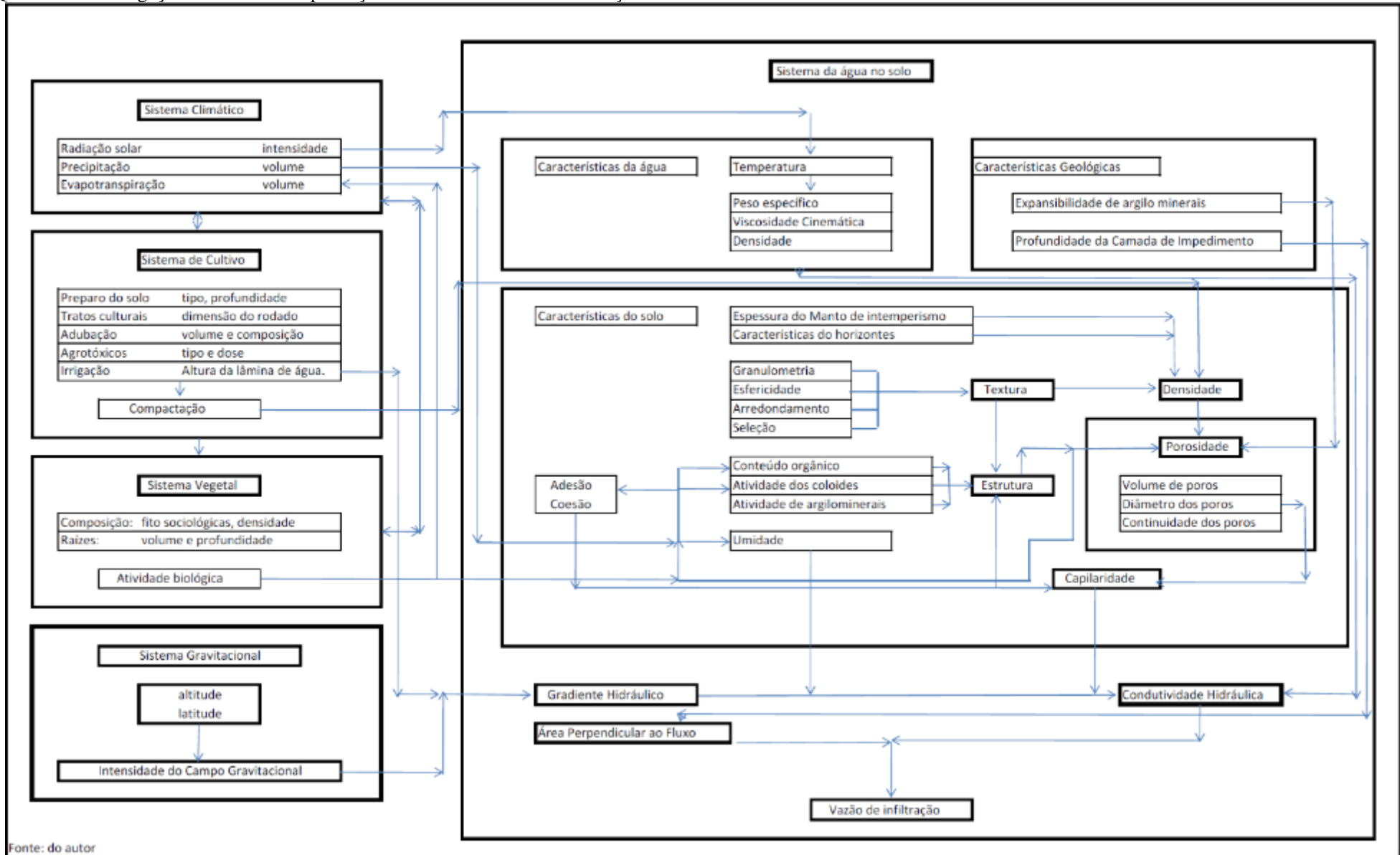
De outra forma, distinguem-se dois tipos de sistemas, a saber: o sistema isolado e o sistema não isolado. No sistema isolado, a partir de uma determinada condição, não há entrada de energia e matéria o que permite uma análise da condição evolutiva. Os sistemas não isolados podem interagir com outros sistemas do universo trocando energia, matéria ou ambos. Quando há somente troca de energia, como no ciclo

hidrológico, o sistema é denominado fechado. Por outro lado quando há troca de energia e matéria os sistemas são chamados de abertos (CHRISTOFOLETTI, 1999).

No Quadro 3 estão reunidos os componentes que influenciam a infiltração da água no solo em um determinado ponto. Para identificar os elementos componentes e seus atributos, envolvidos no estudo da infiltração da água no solo, buscou-se na literatura especializada as relações de dependência entre os diferentes fenômenos envolvidos. Consultaram-se autores que tratam das propriedades hidráulicas da água (HEATH, 1982; PREVEDELLO, 1996, REICHARDT; TIMM, 2004; BACK, 2006), das características da infiltração da água no solo, em sedimentos e em bacias hidrográfica (BRADY, 1989; SUGUIO; BIGARELA, 1979; FEITOSA et al., 1997; REICHARDT; TIMM, 2004; BRANDÃO et al., 2006; DAS, 2007), das características dos solos e dos sedimentos (SUGUIO, 1973; PREVEDELO, 1996; EMBRAPA, 1999a; LEPSCH, 2002) e aspectos relacionados ao cultivo do arroz (EMBRAPA, 1999b; EPAGRI, 2002; GOMES; MAGALHÃES JÚNIOR, 2004c). Nestas bibliografias, é mais comum encontrar as relações de dependência a partir de um determinado fenômeno em estudo. Exemplificando, tratando da condutividade hidráulica pode-se encontrar na literatura que esta propriedade depende das características de solo, das características da água, como, viscosidade cinemática e densidade, e da umidade do solo no momento da determinação (PREVEDELLO, 1996) e da intensidade do campo gravitacional (HEATH, 1982). Portanto, as características da água antecedem no sistema a condutividade hidráulica.



Quadro 3 – Interligação de sistemas na produção da variável vazão de infiltração.





No quadro 03 podem-se observar diferentes sistemas que interagem. Resumidamente, o sistema climático atua sobre as características da água, aumentando ou reduzindo a sua densidade, viscosidade e peso específico, que facilitam ou reduzem a capacidade da água transitar no solo, alterando a condutividade hidráulica do mesmo. O sistema de cultivo que atua especialmente sobre a compactação do solo, alterando a sua porosidade. O sistema vegetal, que pode alterar o conteúdo orgânico do solo, com consequência na estrutura e na porosidade. O sistema gravitacional que atua sobre o gradiente hidráulico, ou em outras palavras, na intensidade com que a água percola. O sistema da água no solo, que inclui características da água e do solo, e que sofre influência dos demais sistemas, atua tanto sobre o gradiente quanto sobre a condutividade hidráulica. O conjunto de sistemas atua sobre estas duas variáveis e resulta na quantidade de água infiltrada em um determinado tempo.

Os sistemas Climático, Gravitacional, de Cultivo e Vegetal são antecedentes ou controladores, sendo que os dois primeiros transferem energia ao sistema controlado de água no solo e os dois últimos transferem energia e matéria.

Christofolletti (1999), com base em Chorley e Kennedy (1971), destaca quatro tipos sistemas significativos para a Geografia Física: os Sistemas Morfológicos, os Sistemas Encadeantes, os Sistemas de Processo-resposta e os Sistemas Controlados.

Os Sistemas Controlados são caracterizados pela interferência humana nos processos e formas, alterando a distribuição de matéria e energia e elevando a complexidade de um sistema.

Os Sistemas Morfológicos associam propriedades físicas como granulometria e estrutura, cujas propriedades podem ser consideradas como ajustamentos aos fluxos de energia ou matéria, e podem ser correlacionados na análise.

Em um nível mais complexo, os Sistemas Encadeantes, ou também denominados sistemas em sequência, comportam subsistemas. Cada subsistema transfere sequencialmente, energia e matéria, ao próximo, em uma cadeia de eventos, de tal forma que a saída em um subsistema corresponde à entrada em outro. Christofolletti (1999) exemplifica usando o Sistema de Água no Solo subdividindo-o nos subsistemas Atmosférico, Sedimentos, Vegetação e Freático. Cada subsistema recebe, armazena e transfere matéria. As relações entre entradas, armazenamentos e saídas é o foco analítico do trabalho. No estudo da infiltração da água a partir das canchas de arroz, com vistas à vulnerabilidade do aquífero, a atenção está voltada para a saída de água para outro sistema: o freático.

A combinação do Sistema Morfológico com o Sistema Encadeante forma o Sistema de Processo-resposta. As relações entre processos e formas estão em evidência neste enfoque de modo que alterações em processos implicam em alterações nas formas e vice-versa. Por exemplo, a redução da declividade (forma) favorece o aumento da capacidade de infiltração (processo) e implica em alteração na densidade de canais superficiais (forma). Em nosso exemplo, isto está mais evidente no sistema de cultivo, que é precedente ao sistema de água no solo. A sistematização dos terrenos para a confecção das canchas de arroz produz declividade quase nula no interior da cancha e tem por objetivo facilitar o controle da lâmina de água a ser aplicada.

### **5.1.4 Definição e tipos de Modelos**

Fundamentando-se em Haggett e Chorley (1970), Christofolletti (1999) afirma que um modelo é uma estruturação simplificada da realidade, uma aproximação apresentada de maneira simbólica, que apresenta as relações e características importantes desta realidade, podendo-se distinguir três tipos básicos aplicáveis à Geomorfologia: os Modelos Análogos Naturais, Os Modelos Análogos Abstratos e os Modelos Sintéticos (CHRISTOFOLETTI, 1999).

Os Modelos Análogos Naturais traduzem aspectos importantes da realidade por meio de representações analógicas simples e se subdividem em Análogos Históricos, quando o fenômeno estudado é considerado como pertencente a uma cadeia de eventos inter-relacionados em uma sequência temporal e Análogos Espaciais, quando o fenômeno estudado é relacionado à sua distribuição espacial (CHRISTOFOLETTI, 1999).

Os Modelos Análogos Abstratos pressupõem que determinados fenômenos podem ser mais bem compreendidos por meio da análise das estruturas que compõem o sistema. São denominados abstratos, pois a representação da ordem dos fenômenos na natureza é derivada da atividade mental. São consideradas três categorias em Modelos Análogos Abstratos: os Modelos Experimentais, que simulam características do sistema ambiental estudado, usando modelos em escala ou modelos análogos, como os de computação gráfica, os Modelos Matemáticos, que buscam, por meio de equações, reproduzir o efeito de forças reais, e os Modelos de Desenho Experimental que expressam os fenômenos estudados por meio de desenhos, ou protótipos, onde predominam formulações estatísticas (CHRISTOFOLETTI, 1999).

Os Modelos Sintéticos procuram expressar a totalidade do sistema, evidenciando o grau de conhecimento dos componentes, suas interações e valores de entradas e saídas de matéria e energia (CHRISTOFOLETTI, 1999).

De maneira similar Singh (1995 apud Christofolletti, 1999) classificou os modelos utilizados em hidrologia com base nos critérios de descrição de processos, de grandezas escalares como tempo e espaço e técnicas de resolução.

Os modelos de descrição de processos devem conter cinco componentes: a geometria do sistema, que contém as características e os processos da bacia hidrográfica, as entradas (*inputs*), as leis governantes, as condições iniciais e limitantes e as saídas (*outputs*). Estes modelos podem ser genéricos, apresentando valores médios como representativos do sistema, ou distribuídos, que consideram a variação espacial dos componentes (CHRISTOFOLETTI, 1999).

Modelos com base em grandezas escalares podem ser descritos em função do tipo de grandeza. Assim, em escalas baseada no tempo pode-se ter modelos baseados em períodos diários ou anuais, e em escalas baseadas no espaço pode-se ter modelos distintos para pequenas ou grandes áreas.

Em ambas as abordagens, geomorfológica e hidrológica, os aspectos da caracterização dos modelos se referem à técnica empregada na representação da relação entre as formas e processos existentes na natureza. Assim pode-se representar qualitativamente por meio de uma técnica descritiva, como no Modelo Análogo Natural da Geomorfologia ou no Modelo de Descrição de Processo da Hidrologia, ou quantitativamente, por meio de relações matemáticas e estatísticas como em alguns Modelos Análogos Abstratos e Modelos de Grandezas Escalares. Pode-se efetuar uma aproximação qualitativa e quantitativa como no Modelo de Técnicas de Resolução, usando computação gráfica ou Modelos Experimentais em escala.

No Quadro 3 apresenta-se um esqueleto de sistema, no qual pode ser observado onde cada subsistema interfere na composição, mas ainda não se tem um modelo. Não há uma descrição, e menos ainda uma quantificação, das relações entre formas e processos. Ressalve-se ainda, que este esqueleto, embora possa ser válido para um determinado ponto no terreno, não abrange características espaciais.

### **5.1.5 Modelos para Análise Morfológica de Sistemas**

Segundo Chirstofoletti (1999, p. 51) “a análise morfológica constitui um conjunto de procedimentos para caracterizar aspectos geométricos e de composição dos sistemas procurando estabelecer indicadores relacionados à forma, arranjo estrutural e composição integrativa dos elementos”. Para tanto é necessário identificar o sistema, delimitá-lo, definir e caracterizar os seus componentes e estabelecer os procedimentos de análise.

A identificação do sistema consiste em defini-lo de maneira a permitir operacionalidade e determinação de critérios que distingam o que é pertencente ao mesmo. No estudo do potencial de vulnerabilidade do aquífero freático a partir da infiltração de água no solo em canchas de arroz irrigado pode-se nominar o Sistema Vulnerabilidade, composto por subsistemas nominados como Climático, Gravitacional, Humano ou de Cultivo, Vegetal, Água no Solo e Freático.

Para efetuar mensurações é necessário delimitar o sistema no espaço em uma unidade discreta. De maneira genérica, como existe a tendência de drenagem do freático para corpos hídricos superficiais toma-se aqui a delimitação da bacia hidrográfica como limite do sistema. Como se trata de água subterrânea admite-se aqui, além dos limites da bacia, um limite vertical dado pela camada de base do aquífero.

Uma vez estabelecido o sistema deve-se elencar os seus elementos constitutivos. Para tanto é necessário haver uma definição e uma conceituação dos elementos e com base nestes conceitos estabelecer as delimitações dos mesmos em sua distribuição espacial dentro dos sistemas.

A maior parte dos elementos constitutivos do sistema já está relacionada e interligada no quadro apresentado. É importante conceituar claramente cada um dos componentes de maneira a delimitar a sua atuação no sistema. Exemplificando, a porosidade é definida como a resultante da subtração entre o volume total e o volume de sólidos (HEATH, 1982) e depende não só das estruturas do solo e de espaços deixados por raízes e animais, mas também do tipo de sedimento quanto à seleção, forma e tamanho dos grãos (SUGUIO, 1973, HEATH, 1982). Com isto, tem-se não apenas uma definição do que se considera porosidade do solo, mas também suas relações de dependência e a indicação das variáveis medidas na pesquisa de campo. Pode-se ainda buscar informações sobre a classificação da porosidade e das variáveis antecedentes que auxiliem a interpretação dos dados obtidos.

Os sistemas ambientais possuem uma estrutura e expressividade espacial, uma territorialidade, que deve ser caracterizada com base nos critérios conceituais, que são as definições, e de operacionalização, que

são os procedimentos técnicos (CHRISTOFOLETTI, 1999). A análise morfológica se refere tanto aos indicadores dos elementos componentes, como volume de poros, como a conjunto de indicadores referentes ao conjunto integrativo do sistema.

Finalizando, a coleta de dados tem sentido na medida em que estes são correlacionados, verificando causalidades, dependências e comportamentos, muitas vezes com apoio de técnicas estatística, demonstrando intensidades, causalidades e correlações.

## 6 MÉTODO, TÉCNICAS, MATERIAIS E PROCEDIMENTOS

### 6.1 PROCEDIMENTOS TÉCNICOS

A área de estudo, melhor descrita no capítulo três, está situada na Bacia do Rio São Bento entre a barragem da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento – CASAN, e a foz deste rio.

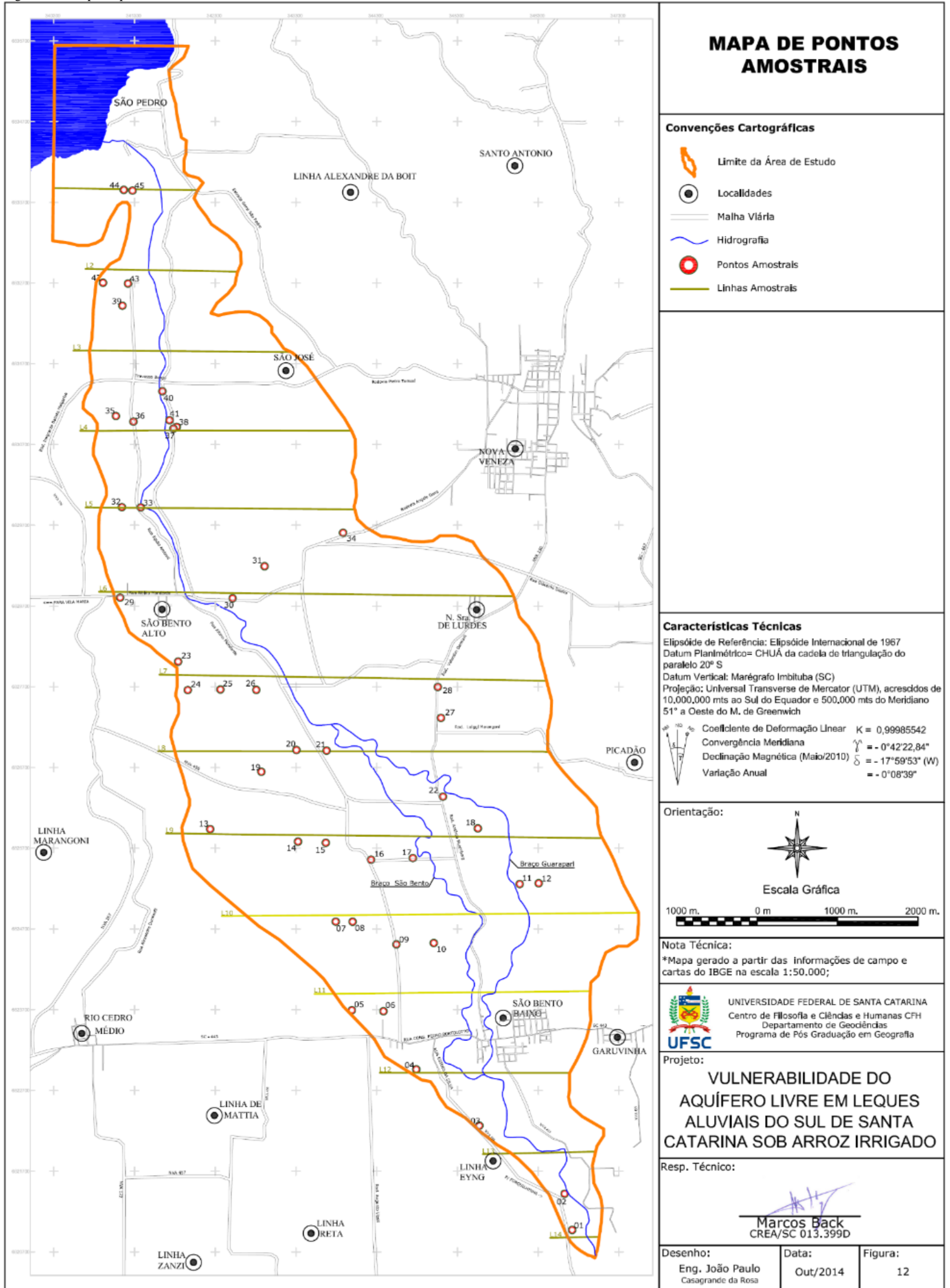
Esta área foi escolhida por estar, em grande parte, sobre depósitos de leques aluviais, e por ter expressivo uso do solo voltado à rizicultura. Na Figura 11 (capítulo 4), Mapa de uso do solo, pode-se verificar que o cultivo de arroz é predominante nas áreas baixas da margem direita do rio. Na margem esquerda o cultivo se dá de forma mais isolada, acompanhando rios tributários, não necessariamente sobre depósitos de leques aluviais.

A fração da bacia hidrográfica a jusante da barragem possui uma forma lanceolada com o vértice apontando para sul-sudeste. A distância aproximada entre a foz do rio São Bento e a barragem da CASAN é de quinze mil e duzentos metros e a largura máxima da bacia neste trecho é de cinco mil e duzentos metros.

Para buscar a variabilidade espacial das características dos solos cultivados com arroz, durante o planejamento da pesquisa, dividiu-se a área em 14 segmentos, por meio de transectos, denominados de Linhas Amostrais, dispostas na direção leste oeste e aproximadamente equidistantes. Estas linhas podem ser observadas na Figura 13, Mapa de pontos amostrais.



Figura 13 – Mapa de pontos amostrais.





Com auxílio de ortofotocartas elaboradas pelo Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas - IPAT/UNESC, escala 1:10.000 de 2007, produzidas com base em fotografias coloridas de novembro de 2006, escala 1:30.000 da Fotogrametria S/A, em cada transecto, ou próximo deles, foram selecionados pontos amostrais. Estes pontos foram checados em campo buscando variações em função de distanciamento lateral do rio São Bento, tipo de solo, facilidade de acesso e disponibilidade do proprietário do terreno e de seu arrendatário, o que resultou em pontos que não se encontram sobre as linhas amostrais.

Previam-se originalmente quarenta e dois pontos amostrais, dispostos sobre as linhas amostrais, contudo, quatro pontos não puderam ser usados por dificuldade de acesso às áreas que em dias de chuva só se faz com trator. De outro modo, alguns pontos não previstos foram locados uma vez que, no diagnóstico preliminar, possuem características distintas do entorno. São eles, os pontos P10, P33 e P40, que se situam próximo a cursos de água e com textura arenosa; P19, P42 e P44 de área alagadiça, e P38 que possui cultivo de arroz em talude com afloramentos de blocos diabásio. Ao todo foram dispostos na área de estudo quarenta e cinco pontos amostrais.

Com o desenvolvimento posterior dos trabalhos se verificou que sete pontos, P18, P22, P27, P28, P30, P31 e P34, não estavam sobre a área do leque aluvial. Ainda assim foi mantido o monitoramento e determinações de parâmetros do solo nestes pontos com objetivo de entender as variações da vulnerabilidade na bacia hidrográfica.

No Quadro 4 são apresentadas as coordenadas UTM, altitude e precisão do aparelho GPS Garmin 72, no momento em que foram tomadas as medidas. As coordenadas e a altitude dos pontos amostrais além de serem referências de localização podem ser uteis como variáveis independentes em estatísticas de correlação. Neste sentido, também a distância entre o ponto amostral e a barragem do rio São Bento, a distância a foz deste rio, a menor distância entre o ponto amostral e o rio São Bento, ou ainda ao corpo hídrico superficial mais próximo também podem ser usados como variáveis independentes. Estas medidas de distância foram tomadas a partir das ortofotos de 2006, já mencionadas, e estão contidas no Quadro 5.

Quadro 4 – Coordenadas UTM, altitude (m) e precisão da medida do aparelho GPS no momento da determinação das coordenadas (m).

Ponto	UTM L.	UTM N.	Precisão	Altitude	Ponto	UTM L.	UTM N.	Precisão	Altitude
1	646720	6820972	6,3	31	24	641960	6827659	10	72,9
2	646626	6821420	8,3	28,5	25	642364	6827666	9,1	68,5
3	645570	6822264	9,2	38,2	26	642808	6827661	7,8	63,6
4	644790	6822961	7	45,6	27	645095	6827314	11,2	54,6
5	643992	6823694	8,2	43,1	28	645056	6827697	8	46,4
6	644383	6823681	8,5	43,6	29	641122	6828804	9	69,8
7	643792	6824791	7,7	48,7	30	642515	6828796	8,2	76,9
8	644001	6824790	7,2	52,5	31	642909	6828161	8,3	69,5
9	644543	6824509	6,8	48,6	32	641144	6829924	6,4	88
10	645006	6824526	8,6	49,6	33	641377	6829921	6,3	81,9
11	646070	6825257	7,3	42,7	34	643883	6829607	9,4	68,8
12	646305	6825266	7,4	44,8	35	641070	6831053	6,7	80,8
13	642237	6825937	9,8	56,4	36	641286	6830984	8,3	88,8
14	643325	6825782	8	57,2	37	641782	6830897	9,4	81,6
15	643669	6825768	8,9	51,7	38	641823	6830919	7,1	95,6
16	644229	6825558	6,7	59,1	39	641150	6832420	8,9	102,2
17	644747	6825578	9,6	46,6	40	641645	6831360	8	95,3

Ponto	UTM L.	UTM N.	Precisão	Altitude	Ponto	UTM L.	UTM N.	Precisão	Altitude
18	645552	6825946	7,5	44,3	41	641734	6831001	11,6	95,9
19	642871	6826647	8,5	62,7	42	640910	6832704	7,4	102,2
20	643305	6826916	9,7	60,9	43	641219	6832694	7,1	106,6
21	643678	6826909	7,5	52,3	44	641167	6833854	9,3	119,2
22	645120	6826339	13,6	42,7	45	641275	6833846	7,2	115,8
23	641840	6828012	7,9	84,2					

Fonte: do autor.

Quadro 5 – Distância em quilômetros entre o ponto amostral e a foz do rio São Bento, entre o ponto amostral e a Barragem, menor distância entre o ponto amostral e o rio São Bento e a menor distância entre o ponto amostral e o rio mais próximo.

Ponto	Distância (km)				Ponto	Distância (km)			
	Foz*	Bar. *	RSB *	RP *		Foz	Bar. *	RSB *	RP *
1	0,47	14,73	0,12	0,12	24	8,72	6,86	0,85	0,85
2	0,96	14,22	0,03	0,03	25	8,51	6,93	0,62	0,62
3	2,28	13,03	0,38	0,10	26	8,28	7,03	0,34	0,34
4	3,31	12,11	0,74	0,09	27	7,05	8,24	0,74	0,12
5	4,39	11,18	1,34	0,49	28	7,41	7,90	1,10	0,06
6	4,10	11,31	0,92	0,09	29	10,16	5,64	0,73	0,24
7	5,36	10,06	1,31	0,02	30	9,39	5,88	0,21	0,21
8	5,22	10,12	1,12	0,02	31	9,55	5,64	0,68	0,03
9	4,68	10,57	0,84	0,22	32	9,61	5,65	1,68	0,38
10	4,46	10,73	0,40	0,09	33	10,97	4,53	0,40	0,40
11	4,78	10,57	0,72	0,15	34	9,61	5,65	0,18	0,18
12	4,72	10,75	1,00	0,45	35	12,08	3,40	0,48	0,48
13	7,24	8,59	1,78	0,84	36	11,91	3,48	0,31	0,31
14	6,41	9,00	1,45	1,45	37	11,61	3,64	0,10	0,02
15	6,21	9,10	1,10	1,10	38	11,60	3,64	0,15	0,03
16	5,79	9,46	0,69	0,69	39	13,26	2,03	0,04	0,04

Ponto	Distância (km)				Ponto	Distância (km)			
	Foz*	Bar. *	RSB *	RP *		Foz	Bar. *	RSB *	RP *
17	5,69	9,53	0,46	0,46	40	12,08	3,17	0,16	0,16
18	5,59	9,67	0,56	0,28	41	11,98	3,25	0,35	0,35
19	7,37	8,06	0,84	0,02	42	13,62	1,73	0,54	0,14
20	7,37	7,91	0,35	0,00	43	13,47	1,77	0,22	0,22
21	7,18	8,03	0,27	0,19	44	14,58	0,60	0,51	0,02
22	6,10	9,12	0,34	0,02	45	14,48	0,70	0,41	0,20
23	9,11	6,49	0,73	0,73					

\* Menor distância entre o ponto amostral e a Foz do Rio São Bento (Foz); a Barragem da CASAN no Rio São Bento (Bar.); o rio São Bento (RSB); o rio mais próximo (RP). Fonte: do autor.

### 6.1.1 Técnicas de Campo

Como discutiu-se, o cultivo do arroz irrigado propicia a formação de camadas compactadas que se localizam mais frequentemente entre quinze e quarenta centímetros de profundidade (GREENLAND, 1985; IRRI, 1986; PAULETO et al., 2004; PEDROTI et al., 2001b), mas cujos efeitos podem se estender além destas profundidades (BRADY, 1989). Para entender o comportamento de um poluente que atravessasse a camada compactada é necessário entender o comportamento hidráulico em maiores profundidades do solo. Adotou-se como padrão a profundidade de oitenta centímetros como estando abaixo da camada compactada.

Com o objetivo de ter uma avaliação prévia do comportamento do freático e também para medir a condutividade hidráulica a oitenta centímetros de profundidade (PREVEDELO, 1996 HEATH 1982; FERREIRA, 1989) no período de dezessete de novembro a três de dezembro de 2011 foram instalados em cada ponto amostral um piezômetro e um tensiômetro (Figura 14).

O piezômetro foi confeccionado com tubos de PVC de um metro e dez centímetros de comprimento, setenta e cinco milímetros de diâmetro interno e três milímetros de espessura de parede para evitar fissuras em sua introdução no solo. Os tubos foram cravados no solo por percussão a oitenta centímetros de profundidade, retirando-se posteriormente o conteúdo interno de solo com auxílio de um trado de rosca com o mesmo diâmetro do tubo. Trinta centímetros do tubo de PVC foram deixados acima do nível do solo para impedir que a água de irrigação pudesse entrar no piezômetro. Uma vez executado este trabalho, o solo ao redor do piezômetro foi recompactado para impedir a percolação de água por fendas por acaso ocasionadas. O topo do piezômetro foi tampado com plástico para impedir a entrada de água da chuva. Este procedimento de instalação seguiu as recomendações de Cauduro (1986).

Em alguns pontos não foi possível cravar o tubo até a profundidade desejada. No ponto P03, o tubo foi cravado a cinquenta e nove centímetros de profundidade. No ponto P09 foi cravado a setenta centímetros de profundidade e no ponto P40 a apenas quarenta e três centímetros de profundidade. Nestes casos, fragmentos rochosos variando de seixos a blocos impedem a introdução do tubo. O piezômetro do ponto P22 foi perdido ao longo do monitoramento em um acidente automobilístico.



Figura 14 – Fotografia do Ponto amostral P01 mostrando a disposição do piezômetro e do tensiômetro na quadra de arroz.



Fonte: do autor.

Efetuuou-se, no período entre oito de dezembro de 2011 e doze de janeiro de 2012, o monitoramento da variação do nível do lençol freático no interior destes piezômetros. Neste período foram feitas cinco campanhas de monitoramento, sendo uma por semana.

Para avaliação da altura de água acumulada no interior do piezômetro durante a semana utilizou-se uma fita metálica retirada de uma trena. A esta fita metálica foi acoplada uma boia de isopor de modo que o nível “zero centímetros” ficasse sempre no nível superior da água. A altura de água acumulada no piezômetro foi determinada pela subtração entre a altura do tubo de PVC, um metro e dez centímetros, e a leitura na fita metálica.

Uma vez feita a leitura do nível de água, retirava-se a água do interior do piezômetro com auxílio de uma bomba manual confeccionada com tubo de PVC de vinte milímetros de diâmetro interno, dotada de uma válvula de pé sem crivo. Este equipamento não consegue retirar toda água do fundo piezômetro, restando sempre uma lâmina de aproximadamente um centímetro.

No período de onze de janeiro a seis de abril de 2012 foram executados os testes de condutividade hidráulica em quarenta e quatro pontos amostrais, pela técnica do poço descrita por Heath (1982), Ferreira (1989) e Prevedelo (1996). Como mencionado o piezômetro do ponto P22 foi perdido.

O procedimento consiste em adicionar água no piezômetro e anotar a variação do tempo e da altura de água. Inicialmente se imaginava haver necessidade de acompanhamento do rebaixamento do nível de água a cada doze horas. Na grande maioria dos pontos amostrais, dada a baixa permeabilidade, a diferença de altura de água no piezômetro em doze horas é milimétrica. Como a leitura da altura de água foi feita em fita metálica, mesmo tomando cuidado, poderia ocasionar imprecisão na medida. Optou-se por um acompanhamento semanal que durou de onze de janeiro a seis de abril de 2012.

A condutividade hidráulica varia com a carga hidráulica e com o estado de umidade do solo (PREVEDELO, 1996). No período de tempo monitorado a carga hidráulica foi variável, uma vez que havia rebaixamento do nível de água no piezômetro, assim como a umidade do solo, a oitenta centímetros de profundidade, deve ter variado com a flutuação do lençol freático. Assim, optou-se por determinar a condutividade hidráulica média do período de monitoramento de cada ponto amostral, para representar as condições médias durante o cultivo do arroz.

Tensiômetros de punção, marca Sondaterra, dotados de cápsulas de cerâmica de meia polegada, foram introduzidos no solo na profundidade de oitenta centímetros com auxílio de um trado de rosca com diâmetro levemente menor do que o tubo do tensiômetro para permitir à máxima aderência do solo à cápsula cerâmica e impedir o escorrimento da água superficial pelas paredes externas do aparelho. A tensão foi medida com tensímetro digital, marca Sondaterra, que faz a leitura em milibares com uma casa decimal de precisão.

No período de oito de dezembro de 2011 a seis de abril de 2012 os pontos amostrais foram monitorados semanalmente quanto à altura da lâmina de água na quadra, a altura média das plantas de arroz, a fase de desenvolvimento da cultura, e a tensão no solo.

Ao final do período de monitoramento, com o arroz colhido, utilizou-se um penetrômetro de impacto modelo IAA/Planalsucar-Stolf para medir a resistência do solo à penetração até sessenta e cinco centímetros de profundidade. Tavares Filho e Ribon (2008), em trabalho sobre a frequência de repetições, concluíram que há necessidade de dez repetições por área para melhor precisão dos resultados. Como as áreas

de cultivo de arroz passam por processos de sistematização, que envolve a terraplanagem da quadra de plantio, um maior número de repetições pode ser necessário para determinar as condições médias de uma quadra. Nesta Tese, contudo, a variação da quadra de cultivo não é importante, mas as condições do ponto amostral. Assim, para não agregar variações referentes à sistematização do terreno, três repetições foram efetuadas da medida de resistência do solo à penetração, ao redor do ponto amostral, evitando os locais compactados manualmente na instalação do piezômetro. Os procedimentos de campo e cálculos necessários seguiram as recomendações de Stolf et al. (1983) e Stolf (1991).

Na retirada dos equipamentos de campo, foram colhidas amostras a vinte e a oitenta centímetros de profundidade em cada ponto amostral. Duas amostras indeformadas foram colhidas para cada profundidade com auxílio de um trado Uhland. Uma destinada à determinação da condutividade hidráulica em laboratório e outra destinada à determinação da curva de umidade e tensão. Estas amostras foram acondicionadas em caixas plásticas e transportadas com cuidado para evitar ao máximo dano a estrutura do solo. Em laboratório estas amostras foram mantidas saturadas para evitar seu desprendimento do anel por contração do solo. Foram também colhidas duas amostras deformadas para cada profundidade, destinadas à determinação granulométrica e à determinação de elementos trocáveis na solução do solo.

### **6.1.2 Técnicas de Laboratório**

A determinação da condutividade hidráulica em campo, embora seja considerada mais precisa, limita a atividade do pesquisador em um número menor de pontos amostrais por unidade de tempo. Ao contrário, em laboratório pode-se determinar muitas amostras simultaneamente, dependendo do equipamento utilizado. Para estudos que envolvem áreas maiores, como bacias hidrográficas, a existência de correlações entre a condutividade determinada em campo e laboratório permite a adoção de um maior número de pontos amostrais. Neste estudo, foram determinadas a condutividade hidráulica em campo e em laboratório para verificar a existência de correlações para a área estudada e técnicas empregada.

A condutividade hidráulica em laboratório, com amostras indeformadas tomadas a vinte e a oitenta centímetros de profundidade, foi medida nas dependências do Instituto de Pesquisas Ambientais – IPAT, da Universidade do Extremo Sul Catarinense – UNESC, segundo os

procedimentos descritos pela EMBRAPA (1997). Para este procedimento foi construído um suporte em madeira (Figura 15) para seis amostras simultâneas. No topo do cilindro metálico que contém as amostras colhidas com auxílio do trado Uhland foi fixado um anel metálico de dois centímetros e meio com auxílio de fita adesiva plástica impermeável. Na base do cilindro, com auxílio de borrachas, foi fixado um tecido sintético permeável, para impedir o deslocamento da amostra e perdas de solo. O cilindro contendo a amostra foi conectado a um funil de silicone com encaixe perfeito para impedir vazamentos. Todo este conjunto (funil, cilindro e anel) foi disposto abaixo de uma tubulação dotada de torneira, que está ligada a um frasco de Mariotte. O frasco de Mariotte tem a propriedade de manter uma vazão constante de água, independente da diminuição do volume total contido no frasco. Se o topo do anel conectado ao cilindro que contém a amostra estiver no mesmo nível que a entrada de ar no frasco de Mariotte, as vazões se manterão constantes, enquanto este nível não for atingido. Caso o anel esteja cheio de água, não haverá vazão.

Figura 15 – Equipamento construído para determinação da condutividade hidráulica, usando cilindros do trado Uhland, conforme prescrições de EMBRAPA (1997).



Fonte: do autor.

Em um primeiro momento, com auxílio de um pisseta, enche-se de água o anel superior, com cuidado para evitar a deformação da amostra.

Com o anel cheio de água, abre-se a torneira e verifica-se possíveis vazamentos. Se tudo estiver funcionando a contento a água atravessará a amostra, será coletada pelo funil e encaminhada a um becker.

A medida do volume de água que percola a amostra foi feita de hora em hora até a estabilização do volume. O tempo de estabilização varia conforme a amostra. De maneira geral os testes foram conduzidos por vinte e quatro horas. No período noturno, foi efetuada a média do volume percolado.

A condutividade varia com a temperatura, uma vez que altera a viscosidade da água (PREVEDELO, 1996). Para minimizar este efeito o laboratório foi mantido a vinte e dois graus Celsius, com auxílio de equipamentos de ar condicionado. O uso de equipamentos mais sofisticados para ambientes controlados seria o ideal.

As análises, densidade e porosidade total, foram efetuadas com as mesmas amostras indeformadas usadas para a condutividade hidráulica com base nos procedimentos previstos no Manual de Métodos de Análise do Solo (EMBRAPA, 1997). A porosidade foi determinada por diferença de peso entre a amostra saturada e amostra seca considerando um grama de água como equivalente a um centímetro cúbico (SAKAR; HALDAR, 2005).

Lima e Silva (2008) propuseram uma mesa de tensão capaz de determinar a curva característica de umidade e tensão para amostras em batelada. Seguindo a descrição destes autores, uma mesa de tensão foi construída no IPAT (Figura 16).

Figura 16 – Mesa de tensão segundo modelo de Lima e Silva (2008) e amostras indeformadas acondicionadas para determinação da umidade em função da tensão aplicada.



Fonte: do autor.

O processo de determinação é lento. A aplicação de uma determinada tensão, que pode ir de cinco a oitenta centímetros de coluna de água, pode levar mais de trinta dias. Em vários momentos a coluna de água foi quebrada por bolhas de ar. Também houve entupimentos na mangueira que liga as amostras com o vidro que regula a tensão. Os dados de umidade devem ser calculados por diferença de peso, inicial e final, em cada tensão aplicada. Os resultados obtidos com este equipamento foram inconstantes de modo que não são usados nesta Tese.

Amostras indeformadas foram encaminhadas a CIDASC, Companhia Integrada de Desenvolvimento Agrícola de Santa Catarina, para determinação de elementos trocáveis na solução do solo. As determinações foram efetuadas seguindo os procedimentos preconizados pela Rede Oficial de Laboratórios de Análise de Solos e de Tecido Vegetal – ROLAS, dos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina.

A análise granulométrica foi realizada no Instituto de Pesquisas Ambientais – IPAT, em amostras tomadas a vinte e a oitenta centímetros, seguindo os procedimentos descritos por Toldo Júnior (1993), e Mantilla (1983) para a escala granulométrica de Wentworth (1922). As amostras foram secas em estufa a quarenta e dois graus Celsius. A matéria orgânica foi determinada por diferença de peso da amostra original e amostra oxidada com peróxido de hidrogênio a trinta e dois por cento. O teor de carbonatos foi determinado após reação com ácido clorídrico a trinta e sete por cento.

As estruturas do solo foram determinadas quanto a sua forma, tamanho e resistência, em amostras secas em estufa, conforme descrito por Santos et al. (2013).

A cor das amostras foi determinada primeiramente em campo e depois em laboratório com a amostra seca em estufa. Nas amostras secas a cor foi determinada de duas maneiras: primeiro com as estruturas íntegras, anotando cor principal e secundária, e depois com a amostra pulverizada e homogeneizada. Utilizou-se a tabela de cores de Munsell (MUNSELL SOIL COLOR CHARTS, 2000).

### **6.1.3 Técnicas de Escritório**

O tratamento estatístico das análises granulométricas foi processado no programa SysGran (CAMARGO, 2005) que manipula parâmetros seguindo os métodos de Folk e Ward (1957) possibilitando o cálculo da média aritmética, mediana, grau de selecionamento, assimetria e curtose.

Os demais dados de campo e laboratório foram tratados estatisticamente com o programa Statistic 7 (STATSOFT Inc. 2004). Neste programa foram efetuadas análises de correlação, análise multivariada de principais componentes e análise de variância.

A normalidade das variáveis foi testada segundo critério de Kolmogorov&Smirnov/Lilliefors (LILLIEFORS, 1967). Os dados de campo que não possuem distribuição normal foram transformados. Em alguns casos não se obteve normalidade, ver quadros 6, 7 e 8, mas, considerando o número de amostras, foram conduzidos testes paramétricos.

Quadro 6 – Probabilidade no teste de normalidade segundo critério de Kolmogorov&Smirnov/Lilliefors (LILLIEFORS, 1967), para variáveis de localização, tensão, condutividade hidráulica no piezômetro e resistência do solo à penetração obtidas em campo e critério de transformação.

Tipo	Variável	Normalidade	Transformação	p
Localização	Coordenada UTM Leste	Sem Normalidade		< 0,01
Localização	Coordenada UTM Norte	Normal		> 0,20
Localização	Altitude	Normalizada	log base 4	< 0,20
Localização	Distância do rio mais perto	Sem Normalidade		< 0,01
Localização	Distância da barragem	Normal		> 0,20
Localização	Distância da Foz	Normal		> 0,20
Tensiômetro	Tensão Média	Normal		> 0,20
Piezômetro	Condutividade H. Campo	Sem Normalidade		< 0,01
Penetrômetro	MPa 0 a 10cm	Sem Normalidade		< 1,01
Penetrômetro	MPa 11 a 20 cm	Normalizada	1/x	> 20
Penetrômetro	MPa 21 a 30 cm	Normalizada	log10 (1+Mpa)	> 20
Penetrômetro	MPa 31 a 40 cm	Normalizada	log10 (1+Mpa)	> 20
Penetrômetro	MPa 41 a 50 cm	Normalizada	log10 (1+Mpa)	> 20
Penetrômetro	MPa 51 a 60 cm	Sem Normalidade		< 1,01

Fonte: do autor.



Quadro 7 – Probabilidade no teste de normalidade, segundo critério de Kolmogorov&Smirnov/Lilliefors (LILLIEFORS, 1967), de amostras tomadas a vinte centímetros de profundidade, e critério de transformação.

Tipo	Variável	Normalidade	Transformação	p
Permeâmetro	Condutividade Hidráulica	Normalizada	1/x	> 0,20
Densidade	Densidade aparente	Normal		> 0,20
Porosidade	Porosidade	Normal		> 0,20
Fertilidade	Textura	Normalizada	log base 3	< 0,15
Fertilidade	pH	Sem Normalidade		< 0,01
Fertilidade	SMP	Normal		> 0,20
Fertilidade	Fósforo	Normalizada	1/x	> 0,20
Fertilidade	Potássio	Normalizada	1/x	< 0,10
Fertilidade	Matéria orgânica	Normal		> 0,20
Fertilidade	Alumínio	Sem Normalidade		< 0,05
Fertilidade	Cálcio	Normalizada	log base 7	> 0,20
Fertilidade	Magnésio	Normalizada	log base 6	> 0,20
Fertilidade	Sódio	Normalizada	log base 6	> 0,20
Fertilidade	H+Al	Normal		> 0,20
Fertilidade	S	Normalizada	log base 4	> 0,20
Fertilidade	CTC	Normal		> 0,20
Fertilidade	V%	Normalizada	Raiz 7	> 0,20

Tipo	Variável	Normalidade	Transformação	p
Fertilidade	m%	Normal		> 0,20
Granumétrica	Matéria Orgânica	Sem Normalidade		< 0,15
Granumétrica	Carbonatos	Normal		> 0,20
Granumétrica	Seixo	Sem Normalidade		< 0,05
Granumétrica	Grânulo	Sem Normalidade		< 0,05
Granumétrica	Areia Muito Grossa	Sem Normalidade		< 0,05
Granumétrica	Areia Grossa	Normalizada	raiz 6	> 0,20
Granumétrica	Areia Média	Normalizada	raiz 2	> 0,20
Granumétrica	Areia Fina	Normal		> 0,20
Granumétrica	Areia Muito Fina	Normal		> 0,20
Granumétrica	Grossos	Normal		> 0,20
Granumétrica	Silte Grosso	Normalizada	log base 2	> 0,20
Granumétrica	Silte Médio	Normalizada	raiz 10	> 0,20
Granumétrica	Silte Fino	Normalizada	log base 5	> 0,20
Granumétrica	Silte Muito Fino	Normalizada	log5	> 0,20
Granumétrica	Argila	Normalizada	raiz 2	< 0,20
Granumétrica	Infra-argila	Normalizada	log base 3	< 0,15
Granumétrica	Finos	Normal		> 0,20
Granumétrica	Siltes	Normalizada	raiz 6	> 0,20
Granumétrica	Argilas	Normalizada	log base 6	> 0,20

Quadro 8 – Probabilidade no teste de normalidade, segundo critério de Kolmogorov&Smirnov/Lilliefors (LILLIEFORS, 1967), de amostras tomadas a oitenta centímetros de profundidade, e critério de transformação.

Tipo	Variável	Normalidade	Transformação	p
Permeâmetro	Condutividade Hidráulica	Sem Normalidade		< 0,05
Densidade	Densidade aparente	Normal		> 0,20
Porosidade	Porosidade	Normal		> 0,20
Fertilidade	Textura	Sem Normalidade		< 0,01
Fertilidade	pH	Normal		> 0,20
Fertilidade	SMP	Sem Normalidade		< 0,01
Fertilidade	Fósforo	Sem Normalidade		< 0,01
Fertilidade	Potássio	Normalizada	log base 7	> 0,20
Fertilidade	Matéria orgânica	Normalizada	log base 7	> 0,20
Fertilidade	Alumínio	Sem Normalidade		< 0,01
Fertilidade	Cálcio	Normalizada	raiz 2	> 0,20
Fertilidade	Magnésio	Normalizada	raiz 2	> 0,20
Fertilidade	Sódio	Normalizada	log base 5	> 0,20
Fertilidade	H+Al	Sem Normalidade		< 0,01
Fertilidade	S	Normal		> 0,2
Fertilidade	CTC	Normalizada	log base 8	> 0,2
Fertilidade	V%	Sem Normalidade		< 0,01

Tipo	Variável	Normalidade	Transformação	p
Fertilidade	m%	Sem Normalidade		< 0,01
Granumétrica	Matéria Orgânica	Sem Normalidade		< 0,01
Granumétrica	Carbonatos	Normal		> 0,20
Granumétrica	Seixo	Sem Normalidade		< 0,05
Granumétrica	Grânulo	Sem Normalidade		< 0,05
Granumétrica	Areia Muito Grossa	Sem Normalidade		< 0,05
Granumétrica	Areia Grossa	Normalizada	log base 9	> 0,20
Granumétrica	Areia Média	Normalizada	log base 2	> 0,20
Granumétrica	Areia Fina	Normal		> 0,20
Granumétrica	Areia Muito Fina	Normal		> 0,20
Granumétrica	Grossos	Normal		> 0,20
Granumétrica	Silte Grosso	Normal		> 0,20
Granumétrica	Silte Médio	Normal		> 0,20
Granumétrica	Silte Fino	Sem Normalidade		< 0,01
Granumétrica	Silte Muito Fino	Sem Normalidade		< 0,01
Granumétrica	Argila	Normal		> 0,20
Granumétrica	Infra-argila	Sem Normalidade		< 0,01
Granumétrica	Finos	Normal		> 0,20
Granumétrica	Siltes	Normal		> 0,20
Granumétrica	Argilas	Sem Normalidade		

Para variáveis relevantes, do ponto de vista da vulnerabilidade dos aquíferos foram produzidos mapas de sua distribuição na área de estudo, usando o programa ArcGIS 10.0. Os dados das variáveis foram distribuídos em dez classes. Com os dados das variáveis e coordenadas dos pontos, os resultados foram interpolados por triangulação. Com toda a classificação concluída, foram gerados mapas em uma base cartografia da previamente preparada da área de estudo.

A base cartográfica dos mapas de variabilidade dos fatores intervenientes na infiltração do solo, tem por base ortofotocartas IPAT/UNESC, escala 1:10.000 de 2007, produzidas com base em fotografias coloridas de novembro de 2006, escala 1:30.000 da Fotogrametria S/A.

A integração dos dados para verificar a influência das variáveis sobre a vulnerabilidade do aquífero foi feita por meio da análise multivariada de principais componentes, usando-se o modo de casos.

## 7 APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DE RESULTADOS

Neste capítulo serão apresentados e discutidos os resultados dos testes de campo e laboratório. Para melhor compreensão, inicialmente descreve-se cada ponto amostral quanto a sua localização, horizontes pedológicos, estrutura e cor.

### 7.1 DESCRIÇÃO DOS PONTOS AMOSTRAIS

Usando como critério de segmentação a hidrografia e a formação geológica, a área de cultivo de arroz na Bacia do rio São Bento foi dividida em quatro setores distintos (Capítulo 4 – Descrição da área de estudo). O primeiro setor abrange toda a margem direita do rio, onde está locada a maioria dos pontos amostrais e que de fato estão sobre leque aluvial. No segundo setor, localizado na margem esquerda do rio, estão locados os pontos P37, P38, P40 e P41, ver Figura 13 (mapa de pontos amostrais) no capítulo Métodos, Técnicas e Procedimentos. O terceiro setor, onde estão locados os pontos P30, P31 e P34, se refere a um pequeno afluente, sem nome, da margem esquerda do rio São Bento. O quarto setor, também na margem esquerda do rio São Bento, se refere à Sub-Bacia do rio Guarapari, onde estão locados os pontos P27, P28, P18, P22, P11 e P12.

A descrição dos pontos a seguir se refere às caracterizações e observações feitas em campo, desde a instalação dos equipamentos até a sua retirada, usando por base as recomendações de Santos et al. (2013). Como se trata de solos alagados, alguns naturalmente, mas a maioria por irrigação, as determinações em campo foram feitas com o solo úmido, exceto quando explicitado no texto.

O topo do aquífero freático não foi identificado na maioria dos pontos amostrais, exceto quando explicitado no texto, devendo, portanto, ficar abaixo de oitenta centímetros de profundidade, contudo a safra de 2011/2012 foi conduzida em um ano de baixas precipitações na área estudada.

### 7.1.1 Setor 1

#### Ponto Amostral P45

Situado nas coordenadas UTM (SAD 69) 641275; 6833846 com altitude de cento e dezenove metros. Junto com o ponto P44, ocupa as primeiras áreas de cultivo de arroz a jusante da barragem. Está a cento e noventa e oito metros de distância do rio São Bento em uma área originalmente cultivada com milho, segundo informações do proprietário. Tratava-se, portanto, de uma área mais elevada que seu entorno imediato e sem problemas de excesso de água no perfil.

Um horizonte superficial revolvido por equipamentos agrícolas, de modo que parte do horizonte subjacente se encontra misturado, é designado pela letra minúscula p.

O solo apresenta um horizonte Ap moderado de quinze centímetros de espessura. Sua cor, seca em estufa, neste horizonte, é 10YR 5/1, contendo veios de cor 10 YR 6/8. Ao destorroar a amostra, a cor resultante é 10 YR 5/4.

No horizonte B, com mais de oitenta centímetros de profundidade, a cor é 10YR 6/4, tanto seca quanto seca e pulverizada e homogeneizada.

A estrutura nos dois horizontes é em blocos muito finos de grau moderado, e a consistência é friável a firme. A presença de pequenos fragmentos de rocha basáltica é observada a partir de 80 centímetros de profundidade.

#### Ponto Amostral P44

Está situado nas coordenadas UTM (SAD 69 – *South American Datum*) 641167; 6833854 a quinhentos e dez metros do rio São Bento, mas a apenas dezenove metros do rio Sanga. É uma área alagadiça, com altitude de cento e dezesseis metros, ou seja, cerca de três metros mais baixo que o ponto P45.

A cor do solo, no horizonte A, em campo é GLEY 1 7/N com veios verdes GLEY 1 8/5G. Esta mesma amostra, porém, seca em estufa é 2Y 7/4. Ao destorroá-la, a cor resultante é 2,5 Y 6/6.

No horizonte B, a cor seca em estufa é 10YR 6/8, com veios 2,5Y 8/1. Uma vez pulverizada e homogeneizada a cor resultante é 10YR 5/8. O matiz no horizonte B é, portanto mais avermelhado, o que pode indicar a influência de rochas basálticas.

A estrutura nos dois horizontes é maciça e a consistência é muito friável. As amostras levadas ao laboratório e secas em estufa apresentaram estruturas em blocos muito finos.

Clastos do tamanho de seixos a blocos são encontrados no perfil desde a profundidade de vinte aos oitenta centímetros. O freático foi detectado a vinte e três centímetros de profundidade em 27 de dezembro de 2011, parecendo indicar uma relação entre o nível superior do aquífero freático e a presença de rudáceos.

#### Ponto Amostral P43

Localizado na Linha Gava a duzentos e vinte metros do rio São Bento, em uma área relativamente alta em relação às quadras de arroz ao redor, nas coordenadas UTM (SAD 69) 641219; 6832694. Este ponto está na altitude aproximada de cento e seis metros, quatro metros acima do ponto P42 que está no mesmo alinhamento leste oeste.

O solo tem horizonte Ap com dez centímetros de espessura, que apresenta cor, úmida em campo, 2,5 Y 6/2. Apresenta estrutura em blocos muito finos de grau moderado e consistência friável. Em campo, a vinte centímetros de profundidade, a cor GLEY 1 6/N, estrutura maciça e consistência muito friável. As amostras levadas ao laboratório e secas em estufa, apresentaram estruturas em blocos muito finos. A amostra, nesta profundidade, seca em estufa, tem cor 10YR 7/1. Pulverizada e homogeneizada assume a cor 10 YR 5/4.

No horizonte B a cor seca em estufa é 10YR 7/1, com veios 10 YR 6/8. Uma vez pulverizada e homogeneizada, a cor resultante é 2,5Y 6/4. A presença de grânulos e seixos é observada a partir de vinte centímetros.

#### Ponto Amostral P42

Este ponto está localizado na Linha Gava, nas coordenadas UTM (SAD 69) 640910; 6832704 a quinhentos e quarenta e dois metros de distância do rio São Bento e a cento e quarenta e um metros do rio Sanga.

O horizonte Ap com oito centímetros de espessura possui cor 10 YR 7/8, estrutura em blocos muito finos de grau moderado e de consistência friável. A vinte centímetros de profundidade, a amostra seca em estufa tem cor 2,5 Y 7/1, com veios da cor 10 YR 6/8. A amostra pulverizada e homogeneizada assume a cor 10 YR 5/4.

No horizonte B, que possui mais de oitenta centímetros de espessura, a cor em campo é GLEY 1 7/N, a estrutura é maciça e a consistência é muito friável. A amostra seca em estufa mostra estrutura em blocos muito finos de cor 5 Y 7/1, que pulverizada e homogeneizada resulta na cor 2,5 Y 7/8, ou seja, bem mais amarela. A presença de rudáceos, grânulos e seixos ocorre a partir de oitenta centímetros.

Como mencionamos, este ponto está no mesmo alinhamento - leste oeste – que P43, tem altitude aproximada de cento e dois metros. A



altitude mais baixa no ponto P42 se deve à drenagem do rio Sanga. Apesar da diferença de altitude, ambos apresentam cores neutras típicas de horizontes glei, o que indica que a altitude é um parâmetro insuficiente para indicar a formação deste tipo de horizonte.

#### Ponto Amostral P39

O ponto está localizado na linha Gava, pouco depois da travessa Borgo, a trezentos e quarenta metros do rio São Bento, nas coordenadas UTM (SAD 69) 641150; 6832420, com altitude aproximada de cento e dois metros. Considerando as imprecisões das medidas tomadas com o GPS de mão, este ponto tem altitude semelhante ao ponto P42, porém está muito mais próximo do rio São Bento.

No horizonte Ap, que possui oito centímetros de espessura, apresenta estruturas em blocos muito finos e consistência friável. A cor, úmida em campo, é 7,5 YR 5/2. A vinte centímetros de profundidade, a amostra seca em estufa, tem cor 10YR 6/4, cor que se repete com a amostra pulverizada e homogeneizada.

A cor do horizonte B, que vai além de oitenta centímetros, em campo, é GLEY 1 5/N. Tanto a amostra seca em estufa quanto pulverizada e homogeneizada assumem a cor 2,5 Y 7/1. A estrutura neste horizonte é maciça e a consistência é muito friável. As amostras levadas ao laboratório e secas em estufa, apresentaram estruturas em blocos muito finos. Neste horizonte, foi observado apenas um clasto, bastante intemperizado.

#### Ponto Amostral P36

O ponto está localizado na linha Gava, entre as travessas Três e a travessa Borgo, nas coordenadas UTM (SAD 69) 641286; 6830984, a uma altitude de oitenta e nove metros e se distancia trezentos e cinco metros do rio São Bento.

A amostra seca em estufa, no horizonte Ap, que possui catorze centímetros de espessura, tem cor 10YR 5/4, com manchas de cor 10 YR 6/1. A estrutura é em blocos muito finos de grau moderado.

No horizonte B, em campo, a estrutura é maciça e a cor GLEY 1 7/N nos primeiros vinte centímetros gradando para GLEY 1 5/N até sessenta centímetros de profundidade onde inicia horizonte C. A amostra seca do horizonte B apresenta cor 5 YR 8/1, manchas de cor 7,5 YR 6/8 e estrutura em blocos muito finos. Esta amostra pulverizada e homogeneizada assume a cor 10 YR 6/4. O perfil não apresenta fragmentos rochosos.

### Ponto Amostral P35

Está localizado na linha Gava, entre as travessas Três e a travessa Borgo, nas coordenadas UTM (SAD 69) 641070; 6831053, a uma altitude de oitenta e um metros e se distancia quatrocentos e setenta e seis metros do rio São Bento.

No horizonte A, com vinte centímetros de espessura, o solo apresenta, estrutura em blocos muito finos de grau moderado, cor, úmida em campo, 7,5 YR 6/2 com manchas 7,5YR 6/6. A amostra, tomada a vinte centímetros de profundidade, seca em estufa, tem cor 10YR 5/4, cor que se repete com a amostra pulverizada e homogeneizada.

No horizonte B, com mais de oitenta centímetros de espessura, estrutura maciça, a cor é variegada em vários tons GLEY, sendo mais frequente 1 4/N, GLEY 1 5/N e GLEY 1 8/N. A amostra seca do horizonte B, íntegra e pulverizada e homogeneizada, apresenta cor 10YR 5/4.

No processo de abertura de tricheira sente-se a vibração dos instrumentos de escavação, tal qual em uma turfeira, e a sensação ao tato é de um solo com maior porosidade. O perfil não apresenta fragmentos rochosos.

### Ponto Amostral P33

Está localizado no alinhamento da travessa Três, nas coordenadas UTM (SAD 69) 641377; 6829921, na altitude de oitenta e dois metros e se distancia quatrocentos metros do atual leito rio São Bento. É visível em campo, evidenciado por fragmentos de antigo braço e uma pequena lagoa, que o curso do rio passava por este ponto amostral. Depósitos de seixos e areias entulharam a maior parte deste canal formando um banco de areia em forma de meia lua.

O horizonte Ap tem vinte e três centímetros de profundidade, estrutura em blocos muito finos e fracos, consistência solta a muito friável, cor, tanto em campo quanto em amostra seca em estufa e pulverizada e homogeneizada, 10 YR 5/4.

O horizonte B, com mais de oitenta centímetros de espessura, apresenta estrutura e consistência idêntica ao horizonte sobrejacente, cor 10 YR 4/4, tanto na amostra seca quanto pulverizada e homogeneizada. A textura em campo é francamente arenosa nos dois horizontes, sendo comum a presença de seixos e grânulos a partir de oitenta centímetros de profundidade.

### Ponto Amostral P32

Este ponto foi locado nas coordenadas UTM (SAD 69) 641144; 6829924, em uma altitude de oitenta e oito metros e a quinhentos metros

do rio São Bento, em quadra de arroz paralela à travessa Três. Segundo moradores, em outros tempos havia uma sanga que passava próxima ou mesmo no ponto amostral.

O solo apresenta horizonte Ap com doze centímetros de espessura, estrutura em blocos muito finos e consistência friável. A cor deste horizonte bem como de amostra tomada a vinte centímetros, seca em estufa, é 10 YR 5/4 que pulverizada e homogeneizada assume a cor 10 YR 6/4.

O horizonte B possui estrutura em blocos muito finos de grau moderado e consistência muito friável, com mais de um metro e vinte centímetros de espessura. Inicia com a mesma cor do horizonte A e a partir de quarenta e três centímetros grada para cores, seca em estufa, 10 YR 7/1 e 10 YR 5/4. A amostra pulverizada e homogeneizada assume este último valor. A partir de um metro e vinte as cores neutras, mais típicas de horizontes glei e estrutura maciça, começam a predominar. A partir de um metro de profundidade aparecem pequenos seixos e grânulos na matriz do solo.

#### Ponto Amostral P29

Está localizado junto à estrada que liga o distrito de São Bento Alto à Vila Maria, próximo à sede do distrito, nas coordenadas UTM (SAD 69) 641122; 6828804, altitude de setenta metros e a setecentos e trinta e três metros do rio São Bento.

O horizonte Ap, com cinco a oito centímetros de espessura, apresenta estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência friável a firme, cor, seca em estufa, 10 YR 5/8. Amostra tirada a vinte centímetros de profundidade apresenta duas cores 10YR 7/1 e 10 YR 5/8. Esta amostra pulverizada e homogeneizada assume a cor 10 YR 6/4.

A partir de quarenta centímetros de profundidade a cor predominante é 2,5 Y 8/1, mas a amostra pulverizada e homogeneizada assume cor 10 YR 6/4 devido a manchas e veios amarelados.

Quanto maior a profundidade maior o predomínio das cores neutras, indicando redução de ferro. Em todo perfil, até noventa e cinco centímetros de profundidade, não ocorrem fragmentos rochosos.

#### Ponto Amostral P26

Situado próximo à rua Anacleto Girardi, nas coordenadas UTM (SAD 69) 642808; 6827661, altitude de sessenta e quatro metros e a trezentos e quarenta metros do rio São Bento.

O horizonte Ap, com quinze centímetros de profundidade, apresenta estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência

friável a firme, cor, seca em estufa, tem cor 7,5YR5/6 com manchas 7,5YR8/1. Uma vez destorroado, a cor neste horizonte é 10YR5/6.

O horizonte B inicia com uma camada gleizada de três a cinco centímetros de espessura, provavelmente decorrente do alagamento contínuo para o cultivo do arroz. A existência desta camada pode indicar também uma menor condutividade hidráulica fazendo com que a água permaneça mais tempo em contato com a camada. O horizonte possui mais de oitenta centímetros de espessura, estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência friável a firme, e cores 10YR7/1 e 10YR5/8, com predomínio desta. A amostra pulverizada e homogeneizada apresenta cor 10YR5/6. Não foram observados fragmentos rochosos no perfil.

Depósitos de rudáceos aparecem a noventa centímetros de profundidade. O topo do aquífero freático foi identificado a noventa e seis centímetros de profundidade, em 30 de novembro de 2011.

#### Ponto Amostral P25

Situado próximo à rua Anacleto Girardi, nas coordenadas UTM (SAD 69) 642364; 6827666, altitude de sessenta e nove metros e a seiscentos e vinte e dois metros do rio São Bento.

O horizonte Ap possui quinze centímetros de espessura, estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência friável a firme, cor, seca em estufa, 10YR5/4, que pulverizada e homogeneizada toma cor 10YR5/6.

O horizonte B, com mais de oitenta centímetros de espessura, toma inicialmente uma cor gleizada, de cor GLEY 1 6/N. Esta camada possui uma espessura variável de três a quinze centímetros, provavelmente formada pela água usada na cultura do arroz, denotando uma camada de menor permeabilidade. Após esta camada o solo toma cor 10YR5/4, tanto na amostra seca íntegra quanto pulverizada e homogeneizada, estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência friável a firme.

Em campo foi observada a presença de pequenos seixos e grânulos no horizonte A, não verificados na amostra enviada ao laboratório. É possível que estes materiais sejam resultado da sistematização do terreno, uma vez que não foram constatados no horizonte B. Neste horizonte o solo é muito pegajoso, conforme classificação de Santos et al. (2013). Depósitos de rudáceos aparecem a noventa centímetros de profundidade. O topo do aquífero freático foi identificado a oitenta e três centímetros de profundidade, em 30 de novembro de 2011.

#### Ponto Amostral P24

Situado junto à Rua Anacleto Girardi, nas coordenadas UTM (SAD 69) 641960; 6827659, altitude de setenta e três metros e a oitocentos e cinquenta e dois metros do rio São Bento. Segundo moradores, a quadra está situada sobre antigo leito de uma sanga. É um local alagadiço e mais baixo que as quadras adjacentes.

O horizonte Ap possui dez centímetros de espessura, estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência friável a firme, cor 10YR7/6 em amostra seca em estufa, que se mantém com a amostra pulverizada e homogeneizada.

O horizonte B apresenta oitenta centímetros de espessura, estrutura maciça, consistência muito friável e pegajosa e cor GLEY 1 7/N. A amostra seca em laboratório apresentou estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência friável, cor 10YR5/8 com manchas 10YR6/3. Uma vez pulverizada e homogeneizada, a amostra assumiu cor 10YR5/8.

Depósitos de rudáceos aparecem a noventa centímetros de profundidade. O topo do aquífero freático foi identificado a noventa centímetros de profundidade, em 2 de junho de 2012.

#### Ponto Amostral P23

Situado junto à rua Anacleto Girardi, nas coordenadas UTM (SAD 69) 641840; 6828012, altitude de oitenta e quatro metros e a oitocentos e cinquenta metros do rio São Bento.

Apresenta horizonte Ap de cinco centímetros de espessura, estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência friável a firme. Sua cor, seca em estufa, é 10YR7/3, que permanece com a amostra pulverizada e homogeneizada.

O horizonte B, com mais de oitenta centímetros de espessura, apresenta estrutura maciça e consistência friável e cores GLEY1 6/N e GLEY1 7/N em campo. A amostra seca em laboratório apresenta estrutura em blocos muito finos de grau moderado e cor 10YR7/4 na amostra íntegra, e 10YR8/4 na amostra pulverizada e homogeneizada. No perfil não foram encontrados fragmentos rochosos.

#### Ponto Amostral P21

Situado na estrada municipal Egídio Amboni, nas coordenadas UTM (SAD 69) 643678; 6826909, a duzentos e setenta e cinco metros do rio São Bento e a uma altitude de cinquenta e dois metros. Por estar mais próxima do rio, a quadra é cerca de oitenta centímetros mais baixa do que as quadras oeste a oeste.

O horizonte Ap possui vinte e dois centímetros de espessura, estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência friável a firme, cor 10YR 5/3 quando seca.

Amostras tomadas a oitenta centímetros revelam as mesmas estruturas apresentadas no horizonte superficial, alterando apenas a cor para 10YR6/4 em amostra seca e íntegra e que se mantém quando pulverizada. Não ocorrem fragmentos rochosos no perfil.

#### Ponto Amostral P20

Situado junto à estrada municipal Egídio Amboni, nas coordenadas UTM (SAD 69) 643305; 6826916, a trezentos e cinquenta e quatro metros do rio São Bento e a uma altitude de sessenta e um metros.

Apresenta horizonte Ap com doze centímetros de espessura, estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência friável a firme, cor 10YR 4/4.

Amostras tomadas a vinte e a oitenta centímetros revelam a mesma estrutura e consistência, variando a cor para 10YR6/4 em amostra seca e íntegra, que se mantém quando pulverizada. Clastos do tamanho de seixos e grânulos são encontrados a partir de vinte centímetros de profundidade. A amostra a oitenta centímetros de profundidade contém muitos fragmentos contendo minerais de quartzo e mica.

#### Ponto Amostral P19

Situado próximo à estrada municipal Egídio Amboni, em uma área alagadiça e mais baixa que as quadras adjacentes, nas coordenadas UTM (SAD 69) 642871; 6826647, a oitocentos e quarenta e três metros do rio São Bento e a uma altitude de sessenta e três metros.

O horizonte superficial Ap possui oito centímetros de espessura, estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência friável a firme e cor, seca em estufa, 10YR7/4, tanto na amostra íntegra quanto na pulverizada e homogeneizada.

Subsuperficialmente, o horizonte B possui mais de oitenta centímetros de espessura com estrutura maciça, consistência friável e cor GLEY1 7/N. A amostra seca em estufa assume a cor 10YR8/4 tanto na amostra íntegra quanto na pulverizada e homogeneizada. Em todo o perfil não foram observados fragmentos rochosos.

#### Ponto Amostral P17

Situado junto à travessa Dois, que liga a estrada municipal Egídio Amboni com a rodovia Alfredo Pessi, nas coordenadas UTM (SAD 69)

644747; 6825578, a cento e sessenta metros do rio São Bento, Braço São Bento, e a uma altitude de quarenta e sete metros.

É uma área baixa, alagadiça, com altitude pelo menos dez metros inferior a outros pontos, P13, P14, P15 e P16, que estão no mesmo alinhamento leste oeste

O horizonte Ap, com vinte centímetros de espessura, apresenta estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência friável a firme e cor 10YR6/6 em amostra íntegra e seca, e 10YR6/4 na amostra pulverizada e homogeneizada.

No horizonte B, com mais de oitenta centímetros de espessura, mantêm-se as características do horizonte superficial com exceção da cor que em amostra seca é 7,5YR5/3 com veios 7,5YR5/6. Na amostra pulverizada e homogeneizada assume a cor 7,5YR5/4.

Em todo perfil são encontrados fragmentos rochosos, que em Ap têm tamanho de grânulos e em B2 de grânulos e seixos.

#### Ponto Amostral P16

Situado junto à travessa Dois, que liga a estrada municipal Egídio Amboni com a rodovia Alfredo Pessi, nas coordenadas UTM (SAD 69) 644229; 6825558, a seiscentos e oitenta e sete metros do rio São Bento, Braço São Bento, e a uma altitude de cinquenta e nove metros.

Moradores relatam haver problemas de abastecimento de água em poços escavados próximos deste ponto, especialmente durante as fases de preparo de solo desta quadra. A água fica turva, provavelmente em função de argilas em suspensão que percolam o depósito com a água.

O horizonte superficial Ap tem quinze centímetros de espessura, estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência friável a firme e cor 10YR6/4 tanto na amostra íntegra e seca quanto na amostra pulverizada e homogeneizada.

O horizonte B apresenta duas camadas B1 e B2. Na camada B1, de quarenta centímetros de espessura, as características são semelhantes ao horizonte superficial, porém com cores mais claras (10YR6/6). A partir de cinquenta e cinco centímetros de profundidade, o solo apresenta mosqueado com predominância de cor GLEY1 7/N. Foram observados grânulos apenas no horizonte superficial.

O topo do freático foi detectado em 1º de junho 2012 a oitenta e três centímetros de profundidade.

#### Ponto Amostral P15

Situado próximo à estrada municipal da linha 14 de Julho, nas coordenadas UTM (SAD 69) 643669; 6825768, a mil e cem metros do rio São Bento, Braço São Bento, e a uma altitude de cinquenta e dois metros.

Os proprietários relatam ter problemas em relação ao excesso de infiltração de água no solo nesta quadra e na quadra onde está locado o ponto P14, por isso eles procuram manter as quadras permanentemente molhadas.

O horizonte Ap tem vinte centímetros de espessura, estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência friável a firme e cor 10YR5/4 tanto na amostra íntegra e seca quanto na amostra pulverizada e homogeneizada.

O horizonte B tem mais de oitenta centímetros de espessura, estrutura maciça friável a firme, cor GLEY1 7/N. A amostra, seca em estufa, tem cor 7,5YR6/2 com manchas 10YR5/6 e estrutura em blocos muito finos. A amostra pulverizada e homogeneizada tem cor 10YR5/4.

São observados clastos do tamanho de grânulos no horizonte superficial e grânulos e seixos no horizonte subsuperficial.

#### Ponto Amostral P14

Situado junto à estrada municipal da linha 14 de Julho, nas coordenadas UTM (SAD 69) 643325; 6825782, a mil e quatrocentos e cinquenta metros do rio São Bento, Braço São Bento, e a uma altitude de cinquenta e sete metros.

O perfil do solo é semelhante ao do ponto P15. No horizonte superficial, com vinte centímetros de espessura, estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência friável a firme. A cor deste horizonte também é 10YR5/4, porém com manchas 10YR5/8.

O horizonte B tem mais de oitenta centímetros de espessura, estrutura maciça friável a firme, cor GLEY1 7/N. A amostra, seca em estufa, tem cor 7,5YR5/6 que assume cor 10YR5/4 na amostra pulverizada e homogeneizada. Diferentemente do ponto P15, não são observados fragmentos rochosos no perfil.

#### Ponto Amostral P13

Situado junto à estrada municipal da linha 14 de Julho, nas coordenadas UTM (SAD 69) 642237; 642237, a mil e setecentos e oitenta metros do rio São Bento, Braço São Bento, e a uma altitude de cinquenta e seis metros.

O horizonte Ap possui dezoito centímetros de espessura, estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência friável a firme. Sua



cor é 10YR5/4 tanto em amostra seca quanto em amostra pulverizada e homogeneizada.

O horizonte subsuperficial B, com mais de um metro de espessura, estrutura maciça friável a firme, tem cor GLEY1 5/N. A amostra seca tem cor 10YR6/3 e a amostra pulverizada e homogeneizada assume cor 10YR6/4. O perfil contém clastos de tamanhos variando de blocos a grânulos nos dois horizontes.

#### Ponto Amostral P10

Situado junto à travessa Um, que liga a estrada municipal Egídio Amboni com a rodovia Alfredo Pessi, nas coordenadas UTM (SAD 69) 645006; 6824526, a trezentos e noventa e seis metros do rio São Bento e a uma altitude de quarenta e nove metros.

A quadra em que está o ponto é sessenta centímetros mais baixa que as quadras adjacentes, por estar próxima a uma sanga sem nome. Pelo posicionamento desta sanga paralela ao Braço São Bento, é possível que no passado fizesse parte do leito principal do rio.

Apresenta horizonte Ap de quinze centímetros de espessura, com estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência friável a firme, cor 10YR6/6 tanto em amostra seca quanto em amostra pulverizada e homogeneizada.

O horizonte B mantém as características do horizonte superficial, mas com cor 7,5YR4/6 em amostra seca em estufa que assume a cor 10YR4/6 em amostra pulverizada e homogeneizada. A partir de quarenta e cinco centímetros de profundidade aparecem seixos entremeados na matriz do solo.

#### Ponto Amostral P09

Situado junto à travessa Um, que liga a estrada municipal Egídio Amboni com a rodovia Alfredo Pessi, nas coordenadas UTM (SAD 69) 644543; 6824509, a oitocentos e quarenta metros do rio São Bento e a uma altitude de cinquenta e dois metros.

A quadra foi construída junto a uma pequena elevação do terreno de modo que o ponto se situou em uma área de corte do processo de terraplanagem. Ainda assim, provavelmente trazida pela movimentação de máquinas no preparo do solo há uma pequena camada, dois centímetros de espessura de horizonte Ap. Esta camada não foi amostrada por não ser representativa do ponto.

O horizonte B possui cerca de oitenta centímetros de espessura gradando de forma difusa para horizonte C, que parece se constituir de fragmentos consolidados do Grupo Passa Dois. Amostras foram tomadas a vinte e oitenta centímetros de profundidade. A amostra mais superficial

mostra cor 10YR7/1 com veios de cor 10YR5/8 na amostra seca. Com a amostra pulverizada e homogeneizada, assume a cor 10YR5/4. A estrutura, tal como nos outros solos observados, é em blocos, mas a consistência é firme a muito firme. Clastos no tamanho de grânulos são observados nesta profundidade.

A amostra tomada a oitenta centímetros de profundidade apresenta cor 5YR6/2 na amostra seca e cor 10YR5/4 na amostra pulverizada e homogeneizada. Clastos variando de seixos a grânulos são observados no perfil.

#### Ponto Amostral P08

Situado próximo à estrada municipal Egídio Amboni, nas coordenadas UTM (SAD 69) 644001; 6824790, distanciado mil cento e vinte metros do rio São Bento e a uma altitude de cinquenta e dois metros. O ponto foi locado em uma área alagadiça que, segundo moradores, está sobre uma antiga sanga.

O horizonte Ap possui oito centímetros de espessura, estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência friável a firme, cor 10YR6/3 na amostra seca e 10YR7/4 na amostra pulverizada e homogeneizada.

O horizonte B, com mais de oitenta centímetros de espessura, tem estrutura maciça, consistência friável, cor GLEY1 7/N. A amostra seca apresenta cor 2,5YR6/6 que se mantém com a amostra pulverizada e homogeneizada. Não foram observados fragmentos rochosos no perfil.

#### Ponto Amostral P07

Situado próximo à estrada municipal Egídio Amboni, nas coordenadas UTM (SAD 69) 643792; 6824791, distanciado mil e trezentos metros do rio São Bento e a uma altitude de quarenta e nove metros. A vinte e três metros do ponto, flui uma pequena sanga sem nome.

O horizonte superficial Ap possui dez centímetros de espessura, estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência friável a firme, cor, seca em estufa, 10YR6/3 com veios 7,5YR6/8. A amostra pulverizada e homogeneizada assume cor 10YR5/4.

O horizonte B possui mais de oitenta centímetros de espessura e divide-se em dois sub horizontes. Em B1, com vinte e cinco centímetros de espessura, o solo tem cor GLEY1 6/N. Em B2 o solo mantém as estruturas do horizonte Ap, porém com cor 10YR7/1, com manchas 10YR5/4 em amostra seca. Na amostra homogeneizada, assume cor 10YR5/4. O aspecto gleizado do primeiro sub horizonte foi atribuído ao

sistema de irrigação e provável diminuição da condutividade hidráulica. Não foram observados fragmentos rochosos no perfil.

#### Ponto Amostral P06

Situado junto estrada municipal Egídio Amboni, próximo ao distrito de São Bento Baixo, nas coordenadas UTM (SAD 69) 644383; 6823681, distanciado novecentos e vinte e dois metros do rio São Bento e a uma altitude de quarenta e quatro metros. O ponto foi locado em uma área alagadiça e mais baixa que as quadras adjacentes.

O horizonte Ap possui vinte centímetros de espessura, estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência friável a firme, cor, seca em estufa, 10YR5/4 com veios 7,5YR5/8. A amostra pulverizada e homogeneizada assume cor 10YR6/6. São encontrados seixos e grânulos de rochas eruptivas básicas neste horizonte.

O horizonte B inicia com aspecto gleizado em consequência do método de irrigação, de quinze centímetros de espessura. Em seguida o solo se torna mais avermelhado, indicando algum grau de oxidação, apresentando cor, seca em estufa, 2,5YR6/1 com manchas 5YR6/8. A amostra pulverizada e homogeneizada tem cor 10YR5/6. A estrutura e consistência são semelhantes ao horizonte A. Há uma camada de seixos a cinquenta e oito centímetros de profundidade. Entre estes seixos havia também um único bloco.

#### Ponto Amostral P05

Situado próximo à estrada municipal Egídio Amboni, próximo ao distrito de São Bento Baixo, nas coordenadas UTM (SAD 69) 643992; 6823694, distanciado mil trezentos e trinta e cinco metros do rio São Bento e a uma altitude de quarenta e quatro metros. O ponto foi locado em uma área mais alta, pelo menos um metro, em relação às quadras adjacentes.

O horizonte Ap possui dez centímetros de espessura, estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência friável a firme, cor, seca em estufa, 7,5YR2, 5/2 com veios 10YR7/8 e 2,5Y6/1. A amostra pulverizada e homogeneizada assume cor 10YR5/4. Seixos e grânulos estão presentes, mas em pequena quantidade.

O horizonte subsuperficial B, com cinquenta e cinco centímetros de espessura, apresenta estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência friável a firme. A cor, seca em estufa, é 7,5YR5/6 com veios 7,5YR5/6, que na amostra homogeneizada resulta em

10YR5/6. A partir de sessenta e cinco centímetros de profundidade ocorre uma camada de seixos.

#### Ponto Amostral P04

Situado próximo à estrada municipal da linha Eyng, próximo ao distrito de São Bento Baixo, nas coordenadas UTM (SAD 69) 644790; 6822961, distanciado setecentos e trinta e cinco metros do rio São Bento e a uma altitude de quarenta e seis metros. O ponto foi locado em uma área alta em relação às quadras adjacentes.

O horizonte Ap possui dez centímetros de espessura, estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência firme, cor, seca em estufa, 10YR5/4 que se mantém na amostra pulverizada e homogeneizada.

O horizonte B apresenta as mesmas características do horizonte Ap, mas com cor 7,5YR5/4, tanto na amostra seca e íntegra quanto na pulverizada e homogeneizada. Alguns fragmentos rochosos do tamanho de grânulos são observados neste horizonte.

#### Ponto Amostral P03

Situado junto à estrada municipal da linha Eyng, nas coordenadas UTM (SAD 69) 645570; 6822264, distanciado trezentos e oitenta e cinco metros do rio São Bento e a uma altitude de trinta e oito metros.

O horizonte Ap possui quinze centímetros de espessura, estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência firme, cor, seca em estufa, 5YR5/3 que se mantém na amostra pulverizada e homogeneizada.

O horizonte B possui mais de oitenta centímetros de espessura, com muitos clastos de rochas básicas. Suas características são semelhantes às do horizonte superficial, com cor 10YR6/6, tanto na amostra seca e íntegra quanto na pulverizada e homogeneizada.

#### Ponto Amostral P02

Situado junto à estrada municipal da Linha Eyng, nas coordenadas UTM (SAD 69) 646626; 6821420, distanciado trinta e três metros do rio São Bento e a uma altitude de vinte e nove metros.

O horizonte Ap possui vinte centímetros de espessura, estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência firme, cor, seca em estufa, 10YR5/4 que se mantém na amostra pulverizada e homogeneizada.

O horizonte B possui mais de oitenta centímetros de espessura, com características semelhantes às do horizonte superficial, mas com cor 7,5YR3/4, na amostra seca e 10YR4/4 na amostra pulverizada e homogeneizada.

#### Ponto Amostral P01

Situado junto à estrada municipal da linha Eyng, nas coordenadas UTM (SAD 69) 646720; 6820972, distanciado cento e vinte e dois metros do rio São Bento e a uma altitude de trinta e um metros.

O horizonte Ap possui vinte centímetros de espessura, estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência firme, cor, seca em estufa, 7,5YR4/3 e 10YR5/4 na amostra pulverizada e homogeneizada.

O horizonte B possui mais de oitenta centímetros de espessura, com características semelhantes às do horizonte superficial, mas com cor 10YR6/4, tanto na amostra seca e íntegra quanto na amostra pulverizada e homogeneizada.

### 7.1.2 Setor 2

#### Ponto Amostral P41

Situado junto à travessa Borgo, na margem esquerda do rio São Bento, nas coordenadas UTM (SAD 69) 641734; 6831001, distanciado trezentos e cinquenta metros do rio São Bento e a uma altitude de noventa e seis metros.

Apresenta horizonte Ap de dezoito centímetros de espessura, estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência friável a firme, cor 7,5YR4/4.

O horizonte B possui mais de oitenta centímetros de profundidade, e divide-se em duas camadas. Em B1, com quarenta e seis centímetros de espessura, a cor, seca em estufa, é 10YR6/1 e 10YR5/4 na amostra pulverizada e homogeneizada, denotando influência da água de irrigação na produção de cores neutras. Em B2, com mais de vinte centímetros de espessura a cor é GLEY1 7/N. A amostra seca possui cor 10YR7/1 com manchas 10YR6/6. Na amostra pulverizada e homogeneizada a cor é 10YR6/6.

#### Ponto Amostral P40

Situado junto à Travessa Borgo, na margem esquerda do Rio São Bento, nas coordenadas UTM (SAD 69) 641645; 6831360, distanciado cento e cinquenta e seis metros do rio São Bento e a uma altitude de noventa e cinco metros.

Esta quadra é formada por depósitos rudáceos recobertos por uma camada de doze centímetros de solo. A cor do horizonte superficial é

10YR4/4, tanto na amostra seca e íntegra quanto na pulverizada e homogeneizada. A estrutura é em blocos muito finos de grau moderado. Muitos clastos, de tamanho entre seixos e grânulos, podem ser encontrados na superfície. Abaixo desta camada de solo são encontrados blocos e seixos em grande profundidade.

#### Ponto Amostral P38

Situado próximo à travessa Borgo, na margem esquerda do rio São Bento, em uma quadra construída em talude de encosta, nas coordenadas UTM (SAD 69) 641823; 6830919, distanciado cento e quarenta e sete metros do rio São Bento, e a uma altitude de noventa e oito metros.

Apresenta horizonte Ap de dez centímetros de espessura, estrutura em blocos muito finos de grau moderado a forte, consistência firme, cor, seca em estufa, 7,5YR4/4 e 10YR5/4 na amostra pulverizada e homogeneizada.

O horizonte B possui mais de oitenta centímetros de profundidade. Em seus primeiros trinta centímetros, possui cor e característica semelhantes ao horizonte superficial, gradando em seguida para GLEY1 7/N com mancha 10YR5/8. A amostra seca, íntegra e pulverizada apresenta, contudo, a cor 10YR4/4. Muitos fragmentos rochosos de diabásio em franco processo de intemperização são observados no perfil.

#### Ponto Amostral P37

Situado próximo à travessa Borgo, na margem esquerda do rio São Bento, em uma quadra construída em talude de encosta, nas coordenadas UTM (SAD 69) 641782; 6830897, distanciado noventa e nove metros do rio São Bento e a uma altitude de oitenta e dois metros.

Apresenta horizonte Ap de doze centímetros de espessura, estrutura em blocos muito finos de grau moderado a forte, consistência friável, cor, seca em estufa, 10YR5/6 que se mantém na amostra pulverizada e homogeneizada.

O horizonte B possui sessenta centímetros de profundidade, com características semelhantes ao horizonte superficial, mas cor 10YR5/3.

Uma camada de seixos ocorre a setenta e um centímetros de profundidade, na qual foi detectado o lençol freático em 14 de junho de 2012.

### 7.1.3 Setor 3

#### Ponto Amostral P34

Situado junto à rodovia Ângelo Gava, em uma quadra construída em talude de encosta, onde há evidência de intrusão de um sill de diabásio, nas coordenadas UTM (SAD 69) 643883; 6829607, distanciado dois mil duzentos e cinquenta metros do rio São Bento e a uma altitude de setenta metros.

Apresenta horizonte Ap de doze centímetros de espessura, com estrutura em blocos muito finos de grau moderado a forte, consistência firme e cor, em campo, 5Y5/2.

O horizonte B possui mais de oitenta centímetros de profundidade, consistência friável a firme e a mesma estrutura do horizonte superficial. A cor, em amostra tomada a vinte centímetros de profundidade, seca em estufa, é 5Y7/1 que se mantém na amostra pulverizada e homogeneizada. Esta cor é relativamente constante até oitenta centímetros de profundidade. No perfil, contudo, são observados fragmentos de diabásio em processo de intemperização, conferindo manchas de tons avermelhados e amarelados.

#### Ponto Amostral P31

Situado próximo à rodovia Ângelo Gava, em uma quadra baixa, nas coordenadas UTM (SAD 69) 642909; 6828161, distanciado seiscentos e oitenta metros do rio São Bento, a uma altitude de setenta metros e vizinho de elevações do terreno em cuja base aflora o diabásio.

Não se pode falar propriamente em horizontes pedológicos, uma vez que a mistura de materiais na sistematização do terreno foi tão intensa que o horizonte superficial não pode ser diagnosticado. Foram coletadas duas amostras, a vinte e a oitenta centímetros de profundidade. Na amostra mais superficial, a cor, seca em estufa, é 2,5Y6/1 com manchas avermelhadas e amareladas que resultam na amostra pulverizada e homogeneizada cor 2,5Y6/3. A amostra em profundidade tem cor 2,5Y6/1 tanto na amostra seca e íntegra quanto na amostra pulverizada e homogeneizada, mostrando um ambiente mais redutor. De fato, o topo do freático foi detectado a quarenta centímetros de profundidade no dia 6 de junho de 2012.

#### Ponto Amostral P30

Situado junto à rodovia Ângelo Gava, em uma quadra alta, cujo solo se desenvolveu sobre depósitos fluviais, nas coordenadas UTM (SAD 69) 642515; 6828796, distanciado duzentos metros do rio São Bento e a uma altitude de setenta e sete metros.

O horizonte Ap, com quinze centímetros de espessura, apresenta estrutura em blocos muito finos de grau moderado a forte, consistência firme, cor 10YR7/1 seca em estufa, com veios 10YR5/8. A amostra pulverizada e homogeneizada tem cor 10YR5/4.

O horizonte B, com mais de oitenta centímetros de espessura apresenta as mesmas características do horizonte superficial, com cor 10YR6/2 em amostra seca e íntegra, e 10YR6/3 na amostra pulverizada e homogeneizada.

#### **7.1.4 Setor 4**

##### **Ponto Amostral P28**

Situado junto à rodovia Alfredo Pessi, em uma quadra baixa no sopé de encosta em cuja base podem ser observados folhelhos da Formação Irati. As coordenadas UTM (SAD 69) do ponto são 645056; 6827697, que se distancia mil e cem metros do rio Guarapari e está a uma altitude de quarenta e seis metros.

O horizonte Ap possui vinte centímetros de espessura, estrutura em blocos muito finos de grau moderado a forte, consistência firme, cor 2,5YR6/2 tanto na amostra seca e íntegra quanto na amostra pulverizada.

O horizonte B possui mais de oitenta centímetros de profundidade. Até cinquenta centímetros de profundidade, mantém cores semelhantes ao horizonte superficial, onde grada para GLEY1 7/N. A amostra seca em estufa, contudo, mostra cor 10YR6/3 tanto na amostra íntegra quanto na amostra pulverizada e homogeneizada. Seixos e grânulos de folhelhos são encontrados em todo o perfil.

O topo do freático foi detectado a um metro de profundidade no dia 25 de junho de 2012.

##### **Ponto Amostral P27**

Situado próximo à rodovia Alfredo Pessi, as coordenadas UTM (SAD 69) do ponto são 645095; 6827314, que se distancia setecentos e cinquenta metros do rio Guarapari e a duzentos metros da elevação onde foram observados os folhelhos da Formação Irati, a uma altitude de cinquenta e quatro metros.

Não foi possível identificar no perfil a presença de horizontes diagnósticos dada à mistura de materiais, provavelmente ocorrida durante a sistematização do terreno para o cultivo de arroz. Foram coletadas duas amostras a vinte e a quarenta centímetros de profundidade. Não foi



possível retirar amostras em profundidades maiores, dada a presença de muita água a partir desta profundidade.

Em ambas as amostras, a cor, tanto em amostra seca e íntegra quanto em amostra pulverizada é 10YR5/4. A estrutura, também para as duas amostras, é em blocos muito finos e a consistência é firme.

#### Ponto Amostral P22

Situado junto à rodovia Alfredo Pessi, na margem direita do rio Guarapari, nas coordenadas UTM (SAD 69) do ponto são 645120; 6826339, que se distancia vinte e um metros do rio Guarapari e a trezentos e trinta e cinco metros do Braço São Bento, a uma altitude de quarenta e três metros.

Além de estar muito próximo do rio, este ponto também se caracteriza por estar próximo de pequenas elevações cuja cor do material se aproxima muito de solos derivados de rochas básicas. Embora não se tenha investigado com mais ênfase a presença de sill de diabásio, acredita-se nesta possibilidade.

Apresenta horizonte Ap de quinze centímetros de espessura, com estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência muito firme e plástica e cor 10YR4/4 em todas as amostras.

No horizonte B, com espessura maior que oitenta centímetros, a estrutura e consistência são similares, mas a cor é 10YR4/6, tanto íntegra e seca quanto pulverizada, em função da ausência da matéria orgânica.

#### Ponto Amostral P18

Situado próximo à rodovia Alfredo Pessi, na margem direita do rio Guarapari, as coordenadas UTM (SAD 69) do ponto são 645552; 6825946, que se distancia duzentos e oitenta metros do rio Guarapari; está a quinhentos e sessenta metros do Braço São Bento, a uma altitude de quarenta e quatro metros.

Apresenta horizonte Ap de vinte e dois centímetros de espessura, com estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência muito firme e plástica e cor 10YR5/4, bastante semelhante ao ponto P22.

No horizonte B, com espessura maior que oitenta centímetros, a estrutura e consistência são similares, mas a cor em campo é GLEY1 6/N. A amostra seca em estufa, tanto íntegra quanto pulverizada, resulta na cor 10YR5/4, mostrando a influência da água na alteração da cor.

#### Ponto Amostral P12

Situado próximo à rodovia Alfredo Pessi, na margem esquerda do rio Guarapari, nas coordenadas UTM (SAD 69) 646305; 6825266, que se distancia quatrocentos e quarenta e sete metros do rio Guarapari e a mil metros do Braço São Bento, a uma altitude de quarenta e cinco metros.

O horizonte Ap, com dezoito centímetros de espessura, apresenta estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência friável a firme, cor 10YR5/4 tanto na amostra seca e íntegra quanto na amostra pulverizada e homogeneizada.

O horizonte B mantém as características do horizonte superficial gradando para estrutura maciça e cor GLEY1 7/N aos quarenta e dois centímetros de profundidade. A amostra seca em estufa apresenta cor 10YR6/2 tanto na amostra seca e íntegra quanto na amostra pulverizada e homogeneizada. Fragmentos rochosos do tamanho de grânulos estão entremeados na matriz do solo em todo o perfil.

#### Ponto Amostral P11

Situado próximo à rodovia Alfredo Pessi, na margem esquerda do rio Guarapari, as coordenadas UTM (SAD 69) do ponto são 646070; 6825257, que se distancia cento e cinquenta e quatro metros do rio Guarapari e a setecentos e dezoito metros do Braço São Bento, a uma altitude de quarenta e dois metros.

O horizonte Ap, com vinte centímetros de espessura, apresenta estrutura em blocos muito finos de grau moderado, consistência friável a firme, cor 10YR6/6 tanto na amostra seca e íntegra quanto na amostra pulverizada e homogeneizada.

O horizonte B mantém as características do horizonte superficial gradando para estrutura maciça e cor GLEY1 7/N aos vinte e sete centímetros de profundidade. A amostra seca em estufa apresenta cor 10YR6/3 tanto na amostra seca e íntegra quanto na amostra pulverizada e homogeneizada.

Resumindo as informações obtidas em campo, a estrutura do solo apresentou-se com blocos ou maciça nos casos de solos mais encharcados, entretanto as amostras secas sempre resultaram em estruturas em blocos muito finos de grau moderado.

Quanto à cor, a presença de cores neutras, especialmente no horizonte B, não se sustenta em amostras secas em estufa de circulação forçada de ar a quarenta e dois graus Celsius. Os solos cujo material de origem são rochas básicas, em condições de baixa drenagem apresentaram cores neutras, mais próximas de Gley, quando úmidas, e de

matiz 2,5 a 5Y. Os solos desenvolvidos sobre leques aluviais tendem ao matiz 10YR e secundariamente 7,5YR.

As cores neutras indicam maior redução de ferro, como consequência de acúmulo de água no perfil. Em alguns casos, uma fina camada reduzida, em torno de quarenta centímetros de profundidade, foi descrita, indicando diminuição da permeabilidade e maior tempo de exposição à água de irrigação.

## 7.2 RESISTÊNCIA DO SOLO À PENETRAÇÃO

A sistematização do terreno, o preparo do solo, os tratos culturais e fitossanitários e a colheita são operações usuais do cultivo do arroz irrigado em sistema pré-germinado. O uso intensivo de equipamentos agrícolas contribui para a formação de camadas compactadas de solo em subsuperfície, que são usuais no cultivo do arroz (PAULETTO et al., 2004).

Para a engenharia geotécnica a compactação do solo é o resultado do processo de rearranjo de partículas com a eliminação dos espaços vazios, por meio da aplicação de uma força mecânica, tendo por consequência um aumento da densidade (DAS, 2007).

O grau de compactação depende da força aplicada, do solo (PAULETTO et al., 2004), da distribuição granulométrica, da forma dos grãos, do peso específico dos grãos e do teor de água no solo (DAS, 2007).

A água atua como redutor de atrito entre as partículas, propiciando um ordenamento de alta densidade, mas ocupa um espaço no meio poroso. Dessa forma, para a promoção da compactação, existe um teor de umidade ótimo capaz de promover o máximo rearranjo das partículas, ocupando o menor espaço, resultando em maior peso específico.

A força física que um meio oferece a um objeto que tenta se mover através dele é denominada resistência mecânica à penetração (PEDROTTI et al., 2001b). Na pedologia esta força tem sido estudada para entender o crescimento de raízes (CANARACHE, 1990; TAVARES et al., 2001) e determinar práticas de preparo de solo (STOLF et al., 1983; STOLF, 1991), com auxílio de equipamentos denominados penetrômetros. A reação do solo à pressão exercida por uma haste metálica dotada de uma ponta cônica do penetrômetro é avaliada como a resistência mecânica à penetração.

De modo geral, a resistência à penetração aumenta com a diminuição da umidade do solo e com maior compactação (PEDROTTI

et al., 2001b), estando, portanto, associada à densidade, porosidade (PAULETTO et al., 2004), à granulometria (DAS, 2007), ao teor de argila e matéria orgânica (TAVARES FILHO et al., 2005), à mineralogia das argilas presentes (SILVA et al., 2006) e ao manejo do solo adotado (TAVARES et al., 2001).

Para Stolf et al. (1983), a dependência da umidade na determinação da resistência à penetração indica que os dados obtidos com o penetrômetro não determinam a existência de camadas compactadas em termos absolutos, mas a identificação das maiores resistências, que, muitas vezes, estão associadas à presença de camadas compactadas.

Trabalhando com dois Latossolos em Minas Gerais, Silva et al. (2006) verificaram que solos caulíníticos são mais sensíveis à compactação que solos oxídico-gibbsíticos. O efeito desta compactação se traduziu em aumento da microporosidade, contudo sem expressar maior volume de água disponível para as plantas, ou em maior resistência à penetração e menor condutividade hidráulica.

O aumento da resistência à penetração tem por consequência a redução do desenvolvimento radicular, pela paralisação da divisão celular no meristema e espessamento da raiz (BENGOUGH; MULLINS, 1990), mas, por outro lado, pode ser benéfica no cultivo do arroz por induzir menor perda de água por infiltração e, ainda benéfica pelo menor risco de contaminação de aquíferos por nutrientes e agrotóxicos (PAULETTO et al., 2004; BRADY, 1989).

Bengough e Mullins (1990) acreditam que os dados do penetrômetro subestimam a capacidade das plantas em superar camadas compactadas, entretanto Tavares et al. (2001), trabalhando com diferentes sistemas produtivos de milho em um Latossolo Roxo, verificaram que resistência à penetração até três e meio mega Pascal não restringiu o desenvolvimento radicular, mas afetou a morfologia geral da planta.

Em arroz irrigado, foram encontradas camadas compactadas em Planossolos entre dez e trinta centímetros de profundidade (PEÑA, 1993; PEDROTTI, 1996; PEDROTTI et al., 2001b) com valores de resistência à penetração de até quatro e meio mega Pascal. Por esses estudos verificou-se que a identificação da camada compactada é facilitada quando as medidas são tomadas antes do plantio (PEÑA, 1993) em relação às medidas tomadas após a colheita e, quanto mais intenso for o uso do solo, com cultivos sucessivos de arroz maiores serão as resistências à penetração (PEDROTTI et al., 2001b).

Embora os procedimentos recomendados para a determinação da resistência do solo à penetração sejam de fácil aplicação, encontraram-se algumas dificuldades em campo. A primeira se refere à umidade do solo.

Mesmo sendo possível realizar todas as medições em um mesmo dia, em vários pontos amostrais, a umidade é muito frequentemente próxima do estado de saturação, ou por condições naturais (P06, P08, P19, P24, P27, P28, P31, P36, P37, P42) ou porque os agricultores mantêm as quadras nesse estado (P14, P15, P34 e P35). Em alguns pontos o aquífero está mais próximo da superfície, podendo haver alterações de umidade no perfil (P16, P25, P26 e P32). Nessas condições, os valores obtidos em cada ponto amostral não são comparáveis entre si, mas é possível comparar as tendências por meio dos gráficos de variação da resistência de cada ponto. Em dois pontos não foi possível realizar o teste (P40 e P44) pela grande quantidade de seixos e blocos a partir de vinte centímetros de profundidade.

Na Tabela 3, é apresentado o resultado da resistência média ponderada, do coeficiente de variação e do valor da máxima resistência à penetração obtida em cada ponto amostral, dispostos em um rol baseado na classe resistência pelo critério de Canarache (1990).

Ainda que os resultados não sejam comparáveis entre si, chama a atenção que nos pontos mais úmidos, que são também os pontos com menor resistência, o solo tem resistência à penetração classificada como média. Em outras palavras, a resistência máxima do solo à penetração é normalmente maior do que a encontrada por outros autores mencionados. Os pontos P01, P02, P03, P04, P22, P38 e P41, ensaio efetuado com as quadras drenadas, possuem camadas classificadas como resistência muito alta e extremamente alta.

Todos os pontos amostrais estão locados em quadras de uso contínuo com arroz irrigado. Assim, os valores altos obtidos estão de acordo com as conclusões de Pedrotti et al. (2001b) de que quanto mais intensivo for o uso com arroz irrigado, maiores serão as resistências à penetração.

A compactação efetuada em solo saturado tende a não ser tão efetiva quanto efetuada em um nível ótimo de umidade (DAS, 2007). Em termos de vulnerabilidade do aquífero, a manutenção de uma lâmina de água sobre o solo propicia um risco maior de contaminação do aquífero do que outras áreas drenadas com camadas compactadas mais definidas.

Tabela 3 – Média ponderada (MPa), coeficiente de variação (%) e máxima resistência à penetração e classe de resistência segundo Canarache (1990).

Ponto	Média	CV	Máxima	Classe*	Ponto	Média	CV	Máxima	Classe*
6	1,9	61,1	4,5	M	20	4,8	49,4	9,5	A
8	1,6	52,5	3,5	M	21	2,3	48,4	5	A
15	1,3	77,2	3,8	M	23	2,7	44,8	5,8	A
19	1,5	73,6	3,5	M	28	2	63,2	6	A
24	1,8	45,3	4	M	29	2,1	48,1	5,3	A
25	2,5	40,1	4,5	M	30	2,6	55,6	6	A
26	2,3	54,2	4	M	31	1,9	75,3	6	A
27	1,9	72,7	4,5	M	32	3,1	54	7,5	A
34	1,8	49,7	3,8	M	33	4,6	43	8	A
35	1,4	75	4	M	36	2,9	80	8	A
42	1,5	53,5	2,8	M	37	2,4	45,7	5,3	A
5	4	54,1	9,5	A	39	2,3	59,2	6	A
7	2,7	51,3	5,3	A	43	3,1	58,7	8	A
9	4,7	53,1	9,5	A	45	2,6	49,2	6	A
10	4,2	53,3	9,5	A	1	6,2	33,8	10,3	MA
11	2,9	61,7	6	A	2	10,8	43,5	21,5	EA
12	3	59,3	8	A	3	6,2	63,3	23	EA
13	3,3	65,8	8	A	4	5,8	71,9	35,4	EA

Ponto	Média	CV	Máxima	Classe*	Ponto	Média	CV	Máxima	Classe*
14	1,7	90,1	6,5	A	22	6	70,6	18,5	EA
16	2,5	49,7	6,5	A	38	3	73,1	16,1	EA
17	3,3	51,1	6	A	41	2,8	76,2	12,5	EA
18	2,5	61	7,5	A					

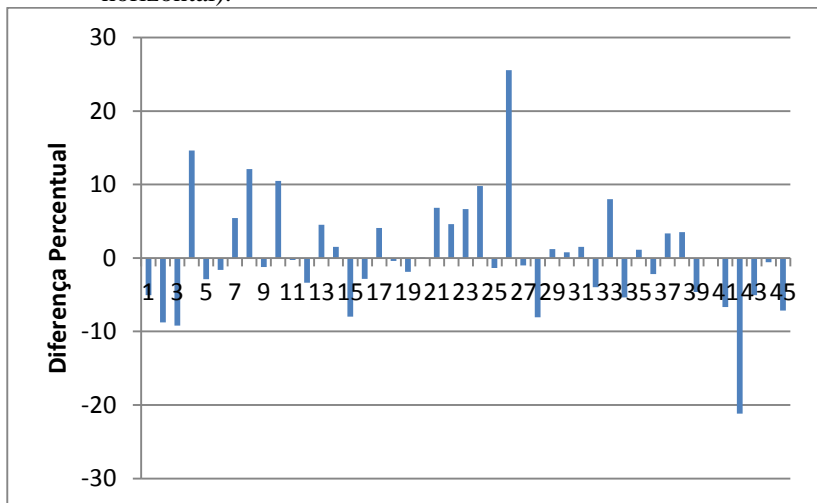
\* Classe: MB, muito baixa; B, baixa; M, média; A, alta; MA, muito alta; EA, extremamente alta. Fonte: do autor.

As figuras 18 a 24 apresentam os gráficos de resistência do solo à penetração em função da profundidade. De imediato é possível identificar a formação de camadas compactadas entre dez e trinta centímetros de profundidade, o que é coerente com os resultados de Pauletto et al. (2004) e Pedrotti et al. (2001b), porém, ao contrário desses autores, a resistência à penetração tende a aumentar em profundidade até o limite estudado, de sessenta e cinco centímetros.

Para Brady (1989), o efeito da mecanização sobre as propriedades dos solos em cultivos de arroz pode se estender além de um metro de profundidade. Greenland (1985) relata que o cultivo do arroz sempre forma camadas adensadas, em geral por volta de 20 cm, podendo se estender a mais de 40 cm, dependendo do sistema de cultivo. A camada adensada não é necessariamente compactada, podendo decorrer da acumulação de argilas em função das pressões exercidas na superfície (GREENLAND, 1985), entretanto este não parece ser o caso na área de estudo, uma vez que a acumulação de argila em profundidade não é uma regra em todos os pontos amostrais (Figura 17).



Figura 17 – Diferença percentual do teor de argila entre amostras a vinte e oitenta centímetros de profundidade por ponto (eixo horizontal).



Fonte: do autor.

Também é possível verificar a existência de vários picos de resistência, indicando diferenciações no processo de adensamento, ou compactação, em profundidade, não relatado em outros estudos. Atribuiu-se a diferenciação da forma das curvas de resistência aos demais fatores intervenientes, como manejo do solo, granulometria e mineralogia.

Com estes dados é possível afirmar que o trânsito de máquinas pesadas no cultivo continuado de arroz irrigado ajuda a criar, se não de fato cria, camadas com maior resistência à penetração que se estendem de vinte a, pelo menos, sessenta centímetros de profundidade.

Figura 18 – Resistência Mecânica do solo à penetração nos pontos P42, P08, P19, P15, P34 e P24.

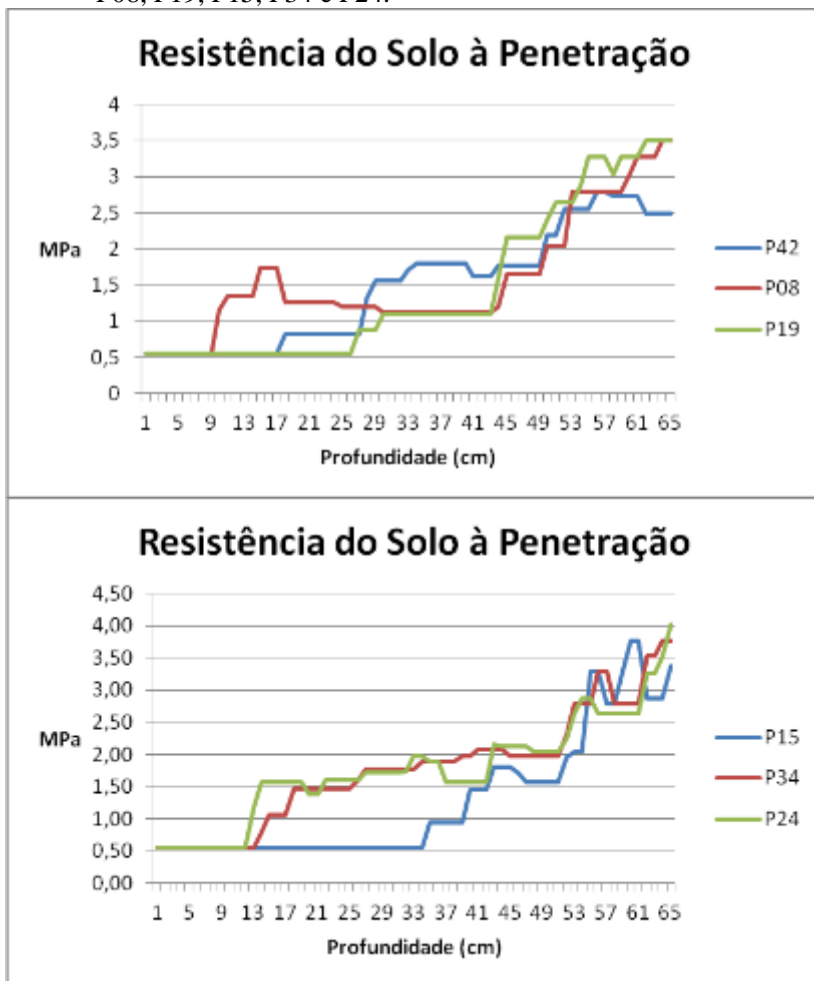


Figura 19 – Resistência Mecânica do solo à penetração nos pontos P35, P26, P06, P25, P27 e P21.

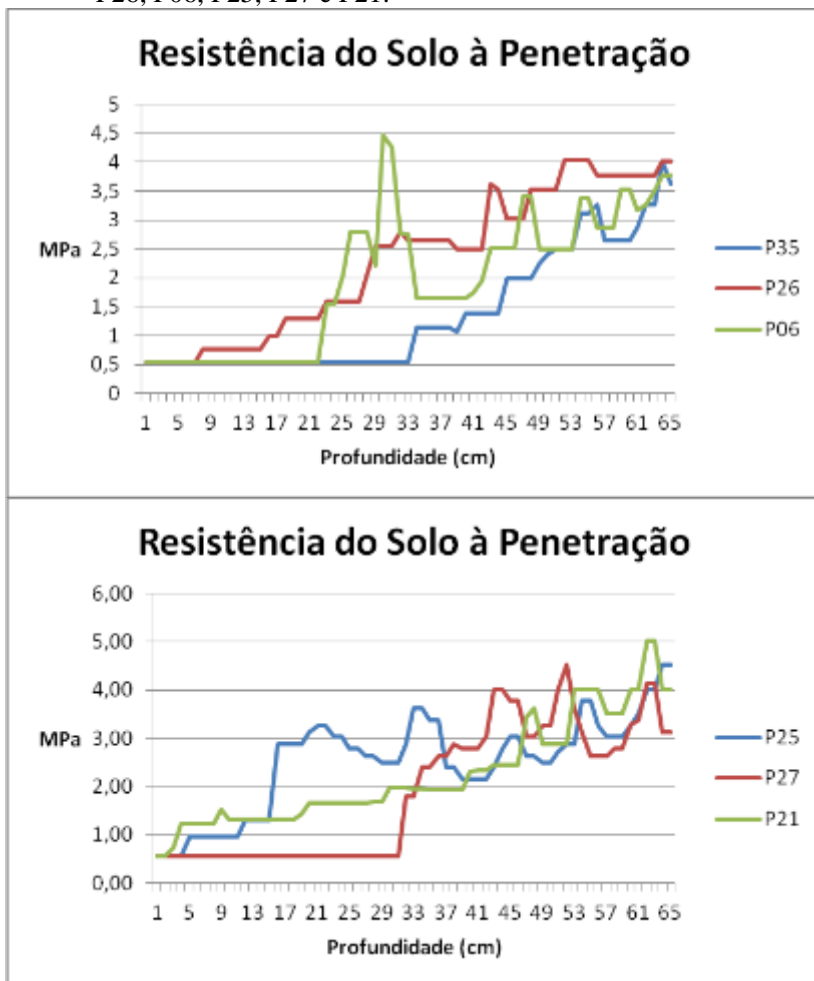


Figura 20 – Resistência Mecânica do solo à penetração nos pontos P07, P29, P37, P23, P11 e P17.

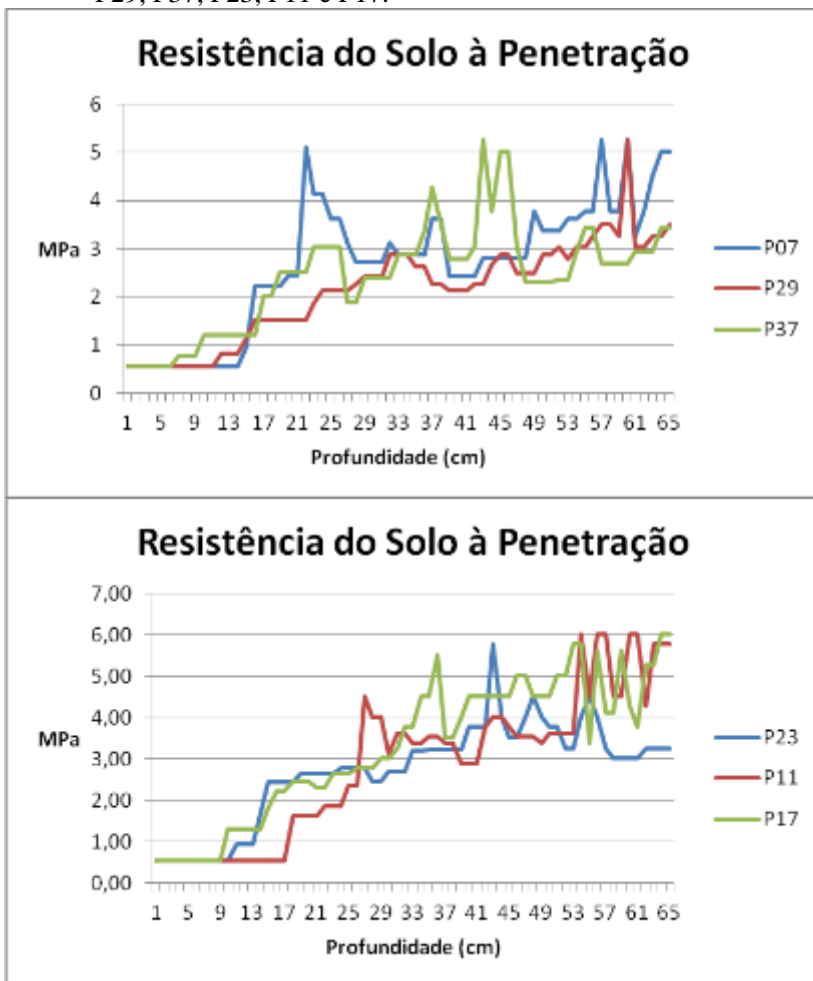


Figura 21 – Resistência Mecânica do solo à penetração nos pontos P28, P30, P31, P39, P45 e P14.

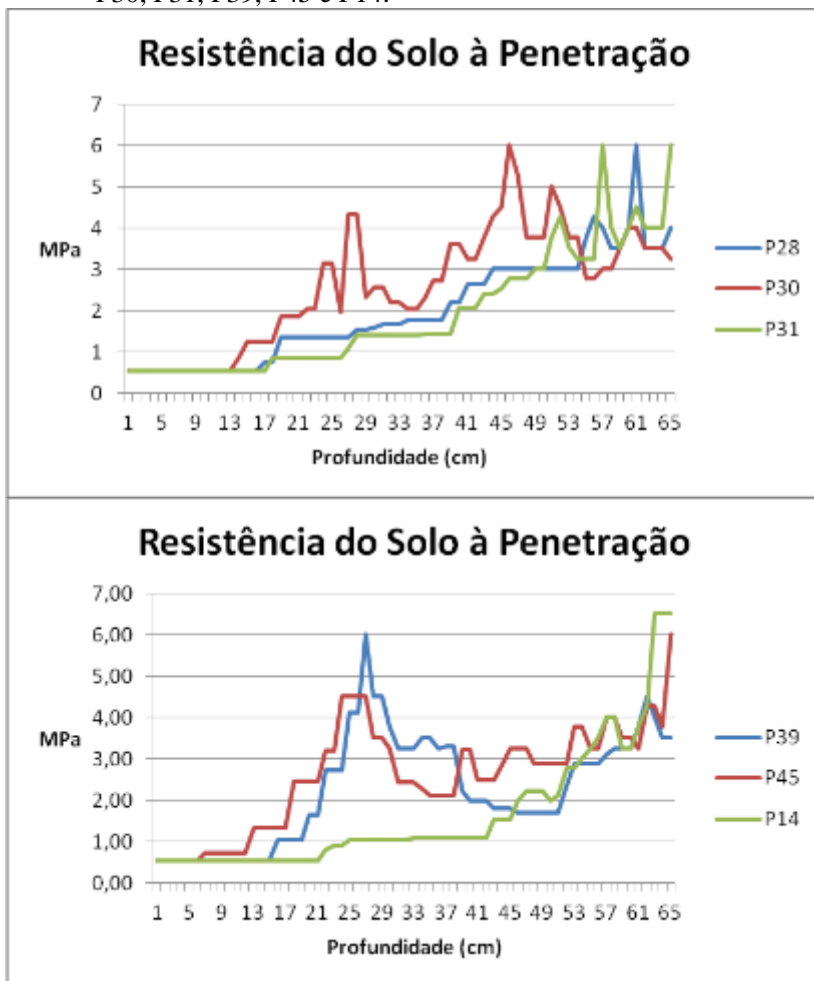


Figura 22 – Resistência Mecânica do solo à penetração nos pontos P16, P18, P32, P12, P13 e P33.

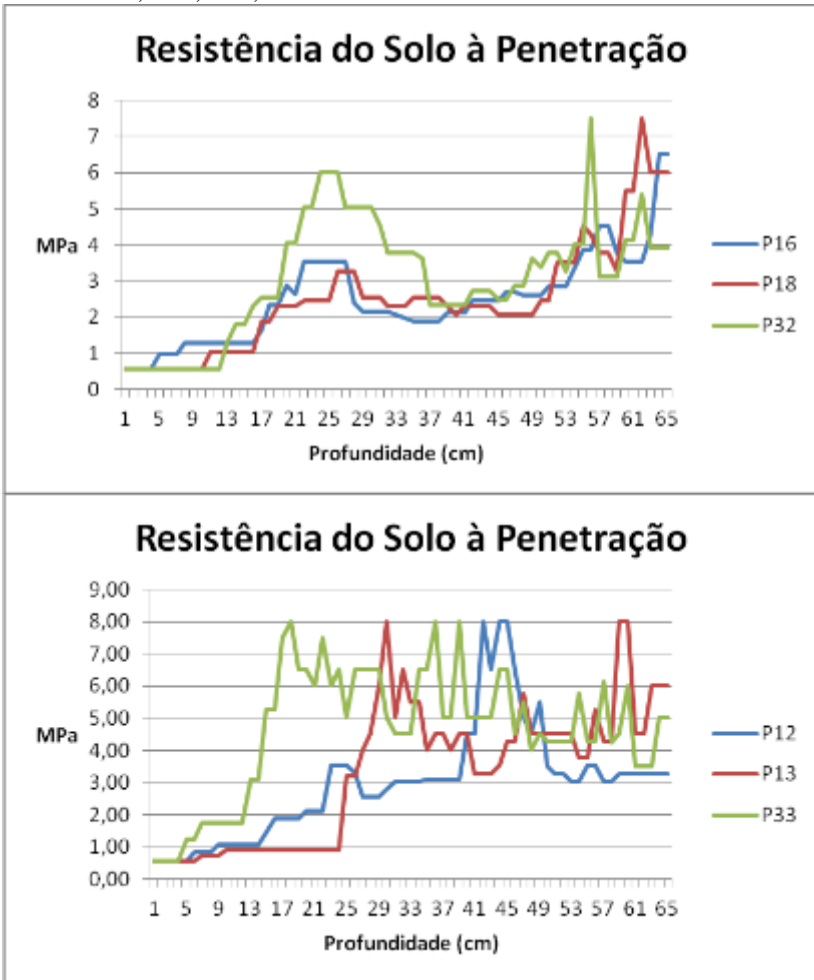


Figura 23 – Resistência Mecânica do solo à penetração nos pontos P36, P43, P05, P09, P10 e P20.

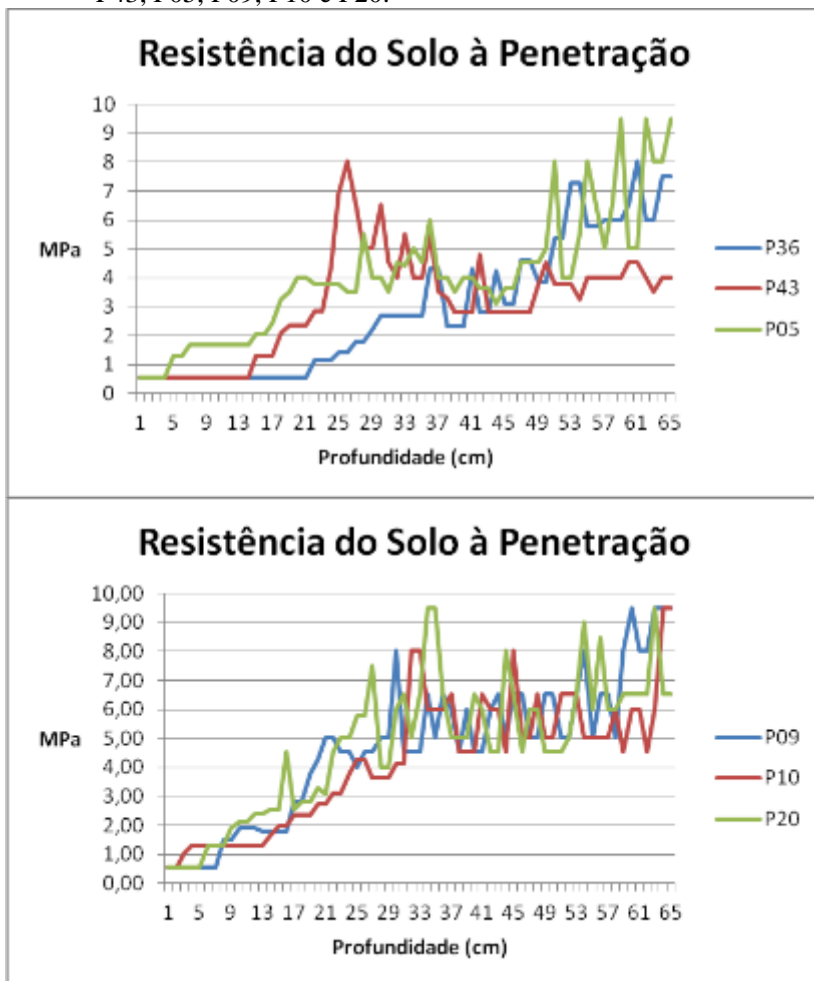
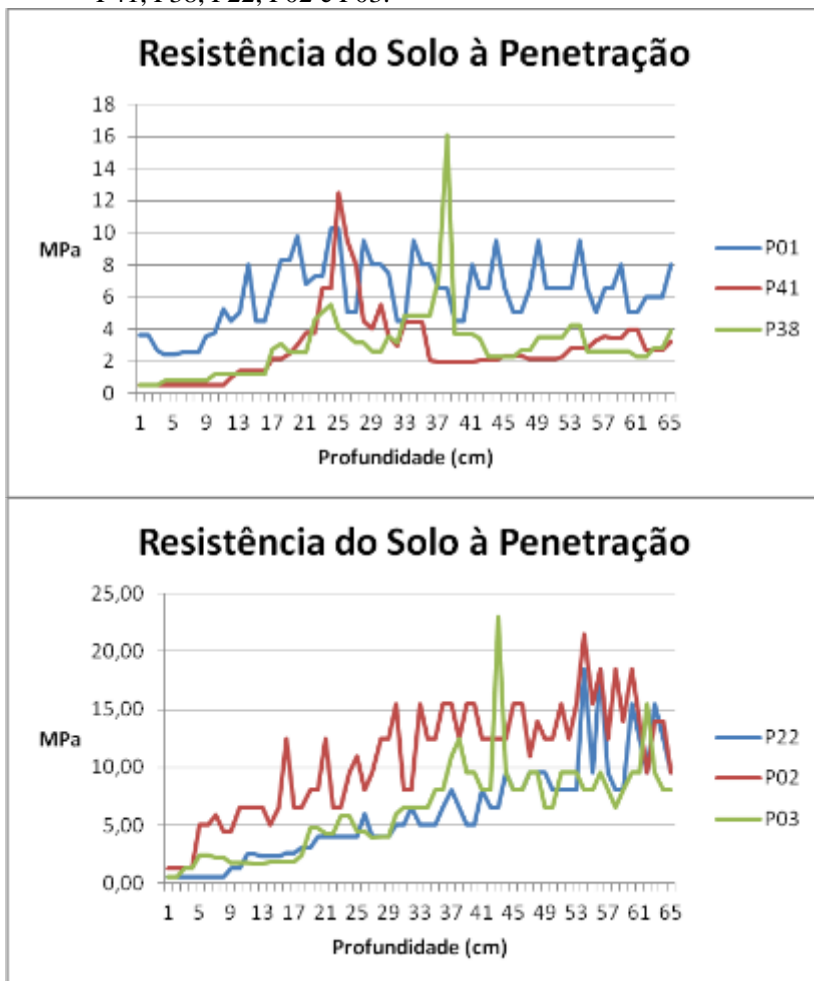


Figura 24 – Resistência Mecânica do solo à penetração nos pontos P01, P41, P38, P22, P02 e P03.





Procurou-se estabelecer o grau de correlação entre a resistência do solo à penetração e demais variáveis estudadas, por meio do coeficiente de correlação de Pearson ( $r$ ). Para tanto, foram calculadas as médias de resistência à penetração por decímetro de profundidade para cada ponto amostral. A Tabela 4 mostra o valor do coeficiente de correlação significativo, em um teste de análise de variância ( $\alpha= 5\%$ ).

Foram encontradas correlações significativas para as variáveis espaciais de altitude, coordenadas UTM, distância do ponto amostral à barragem ou à foz do rio São Bento, em aproximadamente quarenta por cento dos casos. Nas camadas de onze a vinte centímetros, vinte e um a trinta centímetros e quarenta e um a cinquenta centímetros de profundidade, a compactação é maior em menor altitude e coordenada UTM Norte, ou seja, a compactação é maior próximo da foz do rio São Bento. A compactação nestas camadas também é maior para pontos mais próximos do rio, ou seja, aumentando a coordenada UTM Leste. Inexplicavelmente estas correlações não existem na camada entre 31 a 40 centímetros de profundidade.

Pedrotti et al. (2001b), Pauletto et al. (2004), Das (2007) e Tavares Filho et al. (2005) relacionam a resistência à penetração à granulometria e à presença de matéria orgânica. Não houve correlações significativas com qualquer das frações granulométricas estudadas ou com o teor de matéria orgânica, entretanto as amostras, de todas as variáveis, foram coletadas a vinte e a oitenta centímetros de profundidade. Talvez sejam necessárias amostras mais estratificadas para compreender as correlações ou a falta delas.

Tabela 4 - Coeficiente de correlação de Pearson ( $\alpha=5\%$ ) entre resistência do solo à penetração média, por decímetro de profundidade, e altitude, coordenadas UTM, distância do ponto amostral à barragem e à foz do rio São Bento, teores de cálcio e magnésio e tensão no solo.

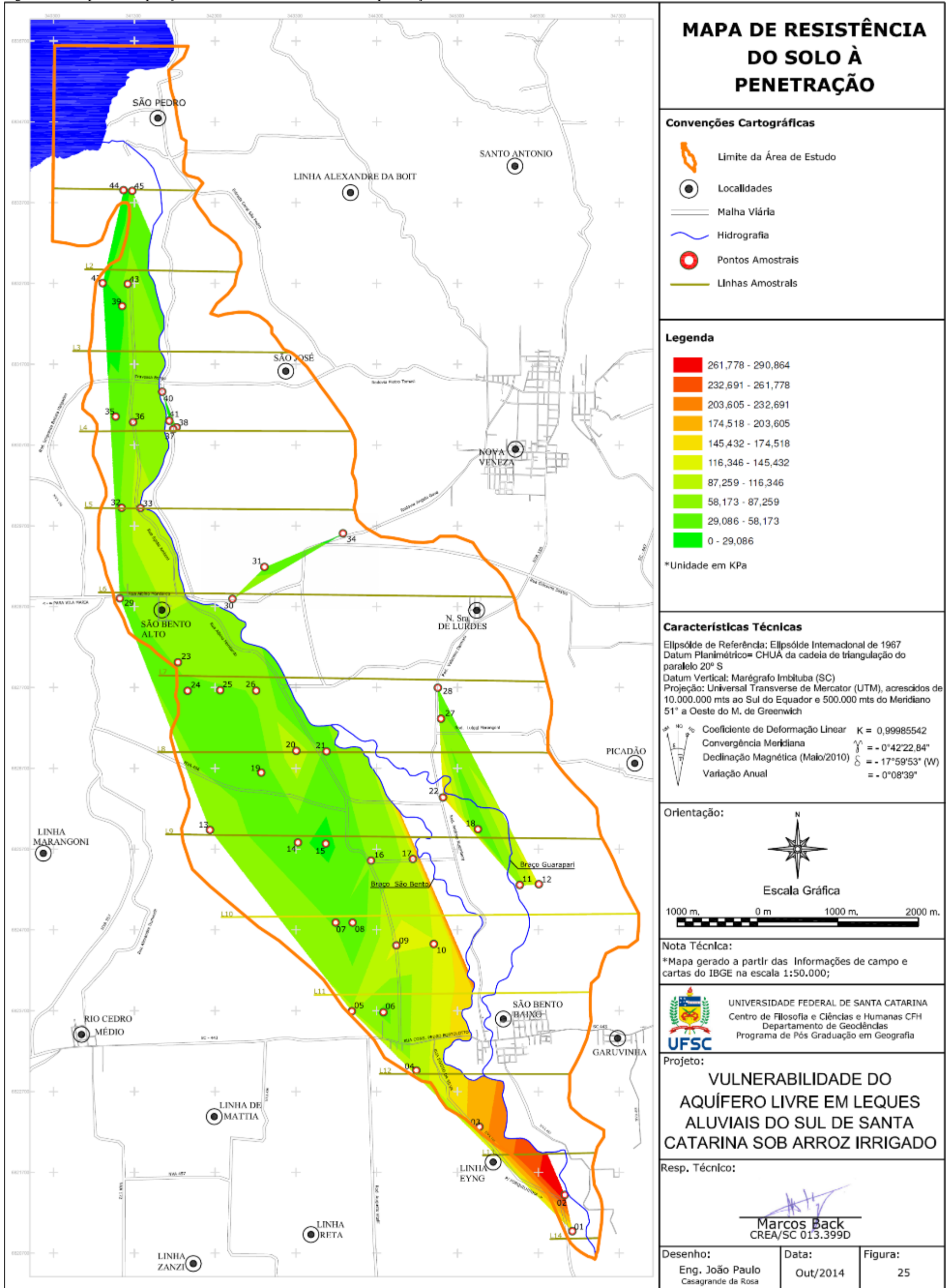
Profundidade	11 a 20 cm	21 a 30 cm	31 a 40 cm	41 a 50 cm
Critério de normalização	$1/(1+MPa)$	$\log_{10}(1+MPa)$	$\log_{10}(1+MPa)$	$\log_{10}(1+MPa)$
Variável	Coeficiente de Correlação			
Altitude*	0,40	-0,41	-0,22	-0,37
Coordenada UTM Leste	-0,38	0,37	0,22	0,36
Coordenada UTM Norte	0,44	-0,45	-0,26	-0,39
Distância da barragem	-0,37	0,45	0,27	0,40
Distância da Foz	0,46	-0,47	-0,28	-0,42
Cálcio **	-0,64	0,55	0,30	0,47
Magnésio ***	-0,53	0,43	0,15	0,33
Tensão****	0,42	-0,56	-0,63	-0,65

\* variável normalizada  $\log_4$  da altitude; \*\* variável normalizada  $\log_7$  Cálcio; \*\*\*variável normalizada  $\log_6$  Magnésio; \*\*\*\* variável normalizada  $1/(Tensão+1)$ ; Em destaque correlações significativas para  $\alpha = 0,05$ . Fonte: do autor.

A Figura 25 apresenta a distribuição espacial da resistência do solo à penetração na camada de 41 a 50 centímetros, onde se observa que as maiores resistências estão junto à foz do rio São Bento, porém existe um nicho de resistências medianas ao redor do ponto 33, que faz com que as correlações espaciais sejam apenas moderadas no critério de Calegari-Jacques (2003). Também se pode observar um nicho de menor resistência formado pelos pontos P29, P24, P25, P26, P19, P14, P15, P16, P8 E P7.



Figura 25 – Mapa de Interpolação dos dados de resistência do solo à penetração.





Brady (1989) afirma que os cátions presentes no solo, especialmente o cálcio, magnésio, ferro e alumínio podem funcionar como elos entre argilas e matéria orgânica e que este é um dos mecanismos de estruturação do solo. Nas áreas de cultivo de arroz irrigado as estruturas são destruídas e o peso dos equipamentos agrícolas ajuda a formar camadas compactadas.

O teor de cálcio no solo (ver seção 7.5 - Parâmetros Químicos) possui correlação positiva com a resistência do solo à penetração em todas as camadas analisadas. O teor de magnésio também possui esta correlação, com exceção da camada de trinta e um a quarenta centímetros de profundidade. Na camada entre 21 a 30 centímetros de profundidade, onde normalmente são relatadas camadas compactadas na cultura do arroz irrigado (PAULETTO et al., 2004), a correlação é positiva entre os teores de cálcio e magnésio em até cinquenta e cinco por cento dos casos. É possível que a ação cimentante desses cátions seja responsável por esta relação.

A resistência do solo à penetração também possui correlação com a média de tensão dos pontos amostrais. A tensão foi medida a oitenta centímetros de profundidade. Em outras palavras, à medida que aumenta a resistência à penetração nas camadas superficiais aumenta a tensão a oitenta centímetros de profundidade. Esta correlação será discutida na seção 7.6 - Tensão no Solo.

### 7.3 DENSIDADE APARENTE E POROSIDADE

A densidade aparente quantifica a relação entre peso da fração sólida e volume do solo em condições naturais e reflete indiretamente o comportamento do solo quanto a sua porosidade, permeabilidade, compactação, desenvolvimento de raízes e grau de intemperização dos materiais constituintes (IBGE, 2007).

Segundo Sarkar e Haldar (2005), na maioria dos solos a densidade aparente está contida no intervalo entre 1 e 1,8 g/cm<sup>3</sup>. Solos de textura mais fina tendem a ter menor densidade e maior porosidade em função da maior possibilidade de estruturação do solo (BRADY, 1989; SARKAR; HALDAR, 2005). A porosidade, assim, é governada pelo arranjo e orientação das partículas e dá uma ideia da capacidade de armazenamento e transmissão de fluidos (IBGE, 2007; SARKAR; HALDAR, 2005).

Na área de estudo, com amostras tomadas a vinte e a oitenta centímetros de profundidade, tanto a porosidade quanto a densidade têm

distribuição normal tanto pelo critério de Shapiro –Wilk (1968) quanto Kolmogorov, Smirnov & Lilliefors (LILLIEFORS, 1967). Considerando o conjunto das amostras (Tabela 5) a densidade está dentro do intervalo especificado por Sakar e Haldar (2005). Pode-se verificar (Tabela 5) que a média e a mediana são bastante próximas em qualquer das profundidades, e o coeficiente de variação é baixo (WILDING; DREES, 1983). Pelo critério de Warrick e Nielsen (1980), com nível de significância de 5% e variação ao redor da média de 10%, o tamanho da amostra foi suficiente para compreender a dispersão espacial dos dados.

Tabela 5 – Parâmetros estatísticos da porosidade total (%) e densidade aparente ( $\text{g/cm}^3$ ) do conjunto dos dados dos quarenta e cinco pontos amostrais em duas profundidades.

Parâmetro	Profundidade			
	20 cm		80cm	
	%	$\text{g/cm}^3$	%	$\text{g/cm}^3$
Média	32,1	1,42	36,1	1,34
Mediana	31,3	1,42	35,5	1,35
Desvio Padrão	5,1	0,14	5,2	0,13
CV	15,8	9,78	14,5	9,43
Máximo	45,9	1,69	49,0	1,61
Mínimo	22,3	1,13	27,6	1,07
p (normalidade)*	0,19	0,43	0,27	0,77

\* Shapiro-Wilk (1968). Fonte: do autor.

O preparo do solo para o cultivo de arroz irrigado, no sistema pré-germinado e no sistema de transplante de mudas, é efetuado com equipamentos que formam uma camada lodosa apta a receber as sementes. Este preparo tende a aumentar a densidade aparente e reduzir a porosidade total (SHARMA; DE DATTA, 1985; MENTGES et al., 2013). Louzada et al. (2008) registrou que a colheita, normalmente efetuada com solo úmido, contribui neste processo. A média dos dados obtidos na Bacia do rio São Bento confirmam esta tendência, não apenas superficialmente, mas até em oitenta centímetros de profundidade.

A Tabela 6 contém os resultados de densidade aparente e porosidade total dos quarenta e cinco pontos amostrais, em duas profundidades. A densidade ficou dentro do intervalo especificado por Sarkar e Haldar (2005), sendo que em cinquenta e três por cento das



amostras a densidade aparente se situou entre 1,30 a 1,49 g/cm<sup>3</sup>. Nunes et al. (2002), trabalhando com planossolos cultivados com arroz em São João do Polêsine, no Rio Grande do Sul, identificaram densidade aparente média de 1,61 g/cm<sup>3</sup>.

Bamberg et al. (2009) encontraram densidade aparente de 1,71 g/cm<sup>3</sup> em planossolos de Capão do Leão; a densidade dos solos naqueles municípios é, portanto, superior à encontrada na Bacia do rio São Bento, indicando que a infiltração de água naqueles solos é provavelmente menor. De fato, Louzada et al. (2008) consideraram o horizonte B de um planossolo como impermeável.

Tabela 6 – Porosidade total (%) e densidade aparente (g/cm<sup>3</sup>) do solo nas profundidades de vinte e oitenta centímetros, por ponto amostral.

Ponto	Profundidade				Ponto	Profundidade			
	20 cm		80 cm			20 cm		80 cm	
	%	g/cm <sup>3</sup>	%	g/cm <sup>3</sup>		%	g/cm <sup>3</sup>	%	g/cm <sup>3</sup>
1	29,8	1,41	30,6	1,3	24	31,5	1,36	38	1,27
2	34,5	1,35	37,2	1,24	25	35,9	1,35	38,2	1,14
3	38,2	1,13	40,4	1,07	26	33	1,33	33,6	1,43
4	36,5	1,29	36,3	1,23	27	45,9	1,24	49	1,15
5	35,6	1,16	46	1,14	28	40,6	1,15	37,2	1,49
6	28,2	1,55	30,6	1,48	29	26	1,45	38,7	1,41
7	31,7	1,52	32,6	1,35	30	29,6	1,65	32,6	1,61
8	43,8	1,15	31,7	1,38	31	31	1,4	39,8	1,42
9	30,9	1,38	44,2	1,41	32	35,9	1,38	29,5	1,22
11	29,3	1,48	33,7	1,45	33	35,9	1,54	33,9	1,32
12	31,9	1,29	27,6	1,45	34	32,7	1,49	41,2	1,29
13	22,3	1,65	33,6	1,14	35	26,7	1,49	29,1	1,42
14	29	1,56	37,1	1,39	36	33,9	1,47	35,3	1,3
15	33,6	1,44	42,4	1,3	37	30,6	1,51	35,7	1,36
16	27,8	1,46	35,5	1,44	38	31,2	1,32	34,7	1,25
17	35,2	1,58	32,4	1,37	39	28,2	1,57	38,3	1,38
18	27,9	1,56	28	1,5	40	42,2	1,4		
19	38,2	1,28	48,3	1,17	41	32,7	1,48	40,9	1,28

Ponto	Profundidade				Ponto	Profundidade			
	20 cm		80 cm			20 cm		80 cm	
	%	g/cm <sup>3</sup>	%	g/cm <sup>3</sup>		%	g/cm <sup>3</sup>	%	g/cm <sup>3</sup>
20	29	1,33	35,2	1,3	42	29,4	1,49	32,9	1,47
21	31,2	1,36	41,2	1,34	43	23,1	1,69	35	1,44
22	25,3	1,4	28,1	1,52	44	29,5	1,59	37,7	1,16
23	27,3	1,58	38	1,33	45	31,5	1,39	29,9	1,57

Fonte: do autor.

Segundo Brady (1989), o solo, de maneira geral, é constituído cinquenta por cento pela fração sólida e cinquenta por cento por poros. Para os solos cultivados com arroz irrigado no Rio Grande do Sul, Louzada et al. (2008) consideram trinta e nove por cento de porosidade total como um valor típico enquanto Nunes et al. (2002) encontraram valores entre vinte e oito a quarenta e sete por cento. Na maioria das amostras da Bacia do rio São Bento, a porosidade total situou-se entre trinta e quarenta por cento. Em apenas treze amostras a porosidade total foi maior que quarenta por cento, sendo a máxima obtida no ponto P27, na profundidade de oitenta centímetros. Vinte e seis por cento das amostras tiveram a porosidade total abaixo de trinta por cento.

Nunes et al. (2002) atribuíram a maior densidade e menor porosidade aos efeitos da sistematização do terreno, pois detectaram que as condições extremas ocorrem nas áreas de corte mais profundo. Como nos planossolos ocorre uma mudança textural abrupta, a exposição de horizontes subsuperficiais, com maior conteúdo de argila, propicia o aumento da densidade, entretanto os autores destacam que essas propriedades podem ser rapidamente reconstituídas pela incorporação de resíduos da cultura e pelo preparo do solo.

Palmeira et al. (1999), estudando as condições de cultivo de arroz no Rio Grande do Sul, afirmam que a estrutura do solo é uma das mais importantes propriedades do mesmo, pois está relacionada com o suprimento de ar, água e nutrientes, com a resistência à penetração. Eswaran (1985) identifica que com cultivo de arroz o solo tem suas características físicas drasticamente modificadas pelo manejo na profundidade entre 25 e 50 cm. Para Prihar et al. (1985), o arroz exige baixa permeabilidade do solo para o seu pleno desenvolvimento, para reduzir as demandas de água. O manejo do solo, neste cultivo, destrói a estrutura do solo, reduzindo o tamanho dos poros, diminuindo a

permeabilidade e aumentando a retenção de água e ainda baixando as tensões. Sharma e De Datta (1985) relatam casos nas Filipinas de redução de cem por cento da macroporosidade.

Em um Planossolo Eutrófico, Palmeira et al. (1999) determinaram que, em solos cultivados continuamente com arroz irrigado no sistema tradicional, os agregados estáveis em água são predominantemente menores do que um milímetro e que o diâmetro médio ponderado é 1,8 vezes menor do que em solos sob plantio direto ou pousio. Resultados similares foram obtidos por Lima et al. (2003) comparando diferentes sistemas de manejo. Esses autores relatam que até vinte centímetros de profundidade, limite estudado por eles, o sistema pré-germinado produziu comparativamente as menores quantidades de agregados estáveis em água, em menores tamanhos. Também foi constatada a redução do número de agregados com a profundidade em todos os sistemas de cultivo, fato atribuído ao menor conteúdo de matéria orgânica.

Na área de estudo (ver 7.1 - descrição dos pontos amostrais), os agregados encontrados em todas as amostras foram também muito pequenos. Embora a matéria orgânica tenha efeito positivo na formação de agregados, o alagamento da área inibe a estruturação (PALMEIRA et al., 1999).

Em função de um menor conteúdo de matéria orgânica, de um menor volume de raízes e pela ação do peso das camadas sobrejacentes, normalmente existe um aumento da densidade aparente em profundidade (BRADY, 1989). No arroz irrigado, o efeito da mecanização sobre as propriedades do solo pode se estender além de um metro de profundidade (BRADY, 1989), aumentando ainda mais a densidade e diminuindo a porosidade total.

Na comparação entre as amostras obtidas a vinte e a oitenta centímetros de profundidade, somente em oito pontos amostrais (P08, P09, P12, P22, P26, P28, P31 e P45) houve aumento da densidade em profundidade. Nos demais pontos houve diminuição da densidade. A maioria dos autores indica a existência de camadas compactadas em arroz irrigado entre vinte e trinta centímetros de profundidade (GREENLAND, 1985; PRIHAR et al., 1985; SHARMA; DE DATTA 1985; PAULETTO et al., 2004; PEÑA, 1993; PEDROTTI, 1996; PEDROTTI et al., 2001b), o que resultaria em uma maior densidade a vinte centímetros do que a oitenta centímetros de profundidade.

Contudo, os dados de campo obtidos com o penetrômetro indicam que a resistência à penetração é relativamente crescente com a profundidade até sessenta e cinco centímetros de profundidade, que é o limite do aparelho utilizado. A Figura 24 (Seção 7.2 - Resistência à

penetração) demonstra que o aumento da resistência não pode ser sempre atribuído a uma maior concentração de argila em subsuperfície. Como não há dados da resistência à penetração a oitenta centímetros de profundidade, não há como provar que ela decresce com a densidade aparente, ficando o questionamento: como explicar a redução da densidade e o aumento da resistência à penetração? A resposta mais plausível parece ser a existência de um diferencial de umidade entre as camadas amostradas. A menor umidade, abaixo da camada compacta aos vinte centímetros de profundidade, propicia maior resistência à penetração, apesar de possuir menor densidade.

Segundo Greenland (1985), a maior parte do arroz cultivado no mundo está em áreas onde o aquífero freático está próximo da superfície, pelo menos durante o período de cultivo. Dessa maneira, a existência de camadas de menor porosidade se torna relevante por contribuir para menor vulnerabilidade do aquífero. Para Prihar et al. (1985), nas condições asiáticas, a permeabilidade na camada compactada é reduzida, estabilizando entre 7 e 12 mm/dia, o que corresponde à faixa entre 0,57 e 1,4 litros por segundo por hectare cultivado. Sharma e De Data (1985), também para as condições asiáticas, determinaram a condutividade hidráulica em  $2 \times 10^{-5}$  cm/s. Parfitt et al. (2009), estudando as variações espaciais, afirmam que a densidade elevada e baixa macroporosidade em solos cultivados com arroz no Rio Grande do Sul diminuem o movimento de água no solo. Isto significa que abaixo da camada compactada o fluxo é geralmente não saturado, o que aumenta o tempo de retenção de água no perfil.

Para Bewen e Germann (1982), está claro que a percolação de água e solutos no perfil ocorre por vias preferenciais denominadas de macroporos. Para esses autores, embora a morfologia mencione poros formados por raízes e animais, a maior parte dos macroporos é formada entre os agregados do solo. Afirmam ainda que a classificação da porosidade em função do diâmetro dos poros é arbitrária, pois o fluxo de água no solo é dependente da pressão de capilaridade e do gradiente hidráulico. Assim, os microporos retêm a água no solo e os macroporos permitem que uma fração da água, pelo menos, flua para o subsolo, levando consigo seus solutos.

Como no cultivo do arroz irrigado no sistema pré-germinado os agregados são destruídos, reduzindo o volume de macroporos, há uma correspondente diminuição do volume de água e solutos percolados. Bewen e German (1982), considerando solos de culturas de sequeiro, relatam que o tempo de residência da água nos microporos pode ser de seis meses.

O manejo da água na cultura pode interferir diretamente na vulnerabilidade do aquífero. Prihar et al. (1985) comentam que a retirada de água das lavouras, por ocasião da colheita e a manutenção das quadras secas durante a entressafra, produz rachaduras no solo devido à contração das argilas. Por ocasião do novo plantio, essas rachaduras podem conduzir a água, nutrientes e poluentes para o subsolo, o que aumenta a demanda de água e diminui a eficiência dos fertilizantes.

Este fenômeno é observado nas áreas de cultivo do sul de Santa Catarina, porém é restrito aos anos mais secos, pois as precipitações têm sido suficientes para manter as quadras com uma umidade suficiente. Em algumas áreas como nos pontos P14 e P15, os agricultores preferem manter uma lâmina quase que constante durante o ano todo para impedir a formação de rachaduras. Esse procedimento também tem por vantagem diminuir a demanda de água no plantio, que é o período de maior demanda do canal de adução comunitário.

Miller et al. (1965), trabalhando com a movimentação de produtos clorados, verificaram que volumes intermitentes de água são mais eficientes na remoção de poluentes do que o mesmo volume aplicado continuamente. Palmeira et al. (1999) verificaram que ciclos de secagem e umedecimento podem proporcionar reestruturação parcial do solo nas condições dos planossolos do Rio Grande do Sul, porém Sharma e De Data (1985) e Prihar et al. (1985) afirmam que isso nem sempre ocorre. Em outras palavras, a retirada de água nas quadras de arroz por períodos prolongados é prejudicial à qualidade do aquífero.

Nos últimos anos, especialmente a partir do ano de 2012, na Bacia do rio São Bento, a agroindústria de equipamentos vem incentivando o sistema de plantio de arroz em linha. Nesse sistema, o preparo do solo e o plantio são feitos em quadras secas e a irrigação é iniciada após a plena emergência das plântulas. Existe preocupação dos administradores das associações de irrigação quanto ao impacto desse sistema na demanda de água caso seja adotado pela maioria dos produtores. É possível que esse sistema ocasione rachaduras no solo com maior frequência, o que além de aumentar a demanda também aumentaria a vulnerabilidade do aquífero.

#### 7.4 GRANULOMETRIA

A distribuição granulométrica influencia as características físicas do solo como o grau de compactação (PAULETTO et al., 2004), a densidade aparente, a porosidade (BRADY, 1989; SARKAR; HALDAR, 2005) e a condutividade hidráulica (PREVEDELLO, 1996). Por essa

razão, ela é usada em muitos sistemas de avaliação da vulnerabilidade de aquíferos, por vezes diretamente, como no modelo COP (VÍAS et al., 2006).

Em alguns sistemas, a granulometria dos solos é usada para estimar o potencial de atenuação de poluentes pelo solo, como no SEEPAGE (GOGU; DASSARGUES, 2000), na avaliação do tempo de deslocamento do poluente, e no LEA – Localised European Approach (2003a). No DRASTIC, as classes granulométricas são usadas pra estimar valores dos fatores S (*soil media*) e I (*impact vadose zone*).

Em cada ponto amostral da área deste estudo, foram coletadas duas amostras de sedimentos, uma a vinte centímetros de profundidade e outra a oitenta centímetros. Nestas amostras foram determinados os percentuais de matéria orgânica e carbonatos, bem como os percentuais das classes granulométricas: Seixo, Grânulo; Areia Muito Grossa; Areia Grossa; Areia Média; Areia Fina; Areia Muito Fina; Silte Grosso; Silte Médio; Silte Fino; Silte Muito Fino; Argila e Infra-Argila, conforme escala de Wentworth (1922). Os resultados destas determinações encontram-se nas tabelas 7 a 9, nas quais se percebe que os sedimentos são predominantemente polimodais.

Os resultados obtidos na seção 7.5 - Parâmetros químicos, quanto a matéria orgânica, diferem numericamente desses, pois empregam metodologias diferentes, mas não diferem quanto a sua interpretação. Nas análises oficiais de fertilidade, a matéria orgânica é determinada pela oxidação com dicromato de potássio em meio sulfuroso enquanto os resultados apresentados nesta seção foram obtidos pela técnica do peróxido de hidrogênio.

Metodologicamente precede a determinação das frações granulométrica a retirada da matéria orgânica e de carbonatos. Tanto o teor de matéria orgânica como o de carbonatos de forma gravimétrica. Serão apresentados nesta seção estes resultados para não haver confusão com a determinações de fertilidade realizadas na CIDASC.

A média do teor de matéria orgânica nas amostras obtidas a vinte centímetros de profundidade é de 4,56%, caindo para 3,24% nas amostras obtidas a oitenta centímetros de profundidade. Embora esta redução percentual seja significativa em um teste de análise de variância ( $p < 0,05$ ), o teor de matéria orgânica encontrado em profundidade é surpreendentemente alto, especialmente quando comparado com análises de solo da região.

Devem-se considerar dois fatores relacionados à interferência humana: primeiro, a sistematização das quadras de arroz e, segundo, a condição de alagamento. O arroz em Santa Catarina é cultivado com

maior frequência no sistema de plantio pré-germinado (GOMES; MAGALHAES JÚNIOR, 2004b). Nesse sistema é indispensável que as quadras estejam niveladas de maneira a permitir que as sementes fiquem com uma lâmina adequada de água. Para tanto, é necessário efetuar a terraplanagem das quadras, o que pode ocasionar a inversão de camadas de solo.

O soterramento do horizonte superficial pode ser uma das causas do aumento da matéria orgânica em profundidade, contudo, não deve ser a causa principal uma vez que a maioria das quadras é cultivada há mais de dez anos. O cultivo do arroz, em toda a área de estudo, é conduzido com irrigação por inundação. Assim, as quadras ficam submersas pelo menos quatro meses por ano. Considerando ainda a baixa drenagem interna dos solos utilizados, capazes de manter água da chuva retida na quadra por dias, cria-se um ambiente de constante encharcamento. Nestas condições, a matéria orgânica tende a se decompor mais lentamente que em solos mais oxidados, resultando em acúmulo de matéria orgânica, porém, para explicar os teores obtidos a oitenta centímetros de profundidade, este conteúdo orgânico acumulado em superfície deveria ser capaz de migrar no perfil.

A migração da matéria orgânica no solo é fato conhecido, tendo sido usado inclusive como critério taxonômico por pedólogos, como no caso de espodosolos. Por se tratar de partículas muito finas, com um fluxo contínuo de água em um perfil, é possível que o conteúdo orgânico detectado em profundidade se deva a essa migração.

Tabela 7 – Percentual de Matéria Orgânica (M.O.) e Carbonatos (Carb.), em duas profundidades e por ponto amostral.

Ponto	20 cm		80 cm		Ponto	20 cm		80 cm	
	M.O.	Carb.	M.O.	Carb.		M.O.	Carb.	M.O.	Carb.
1	2,91	4,5	3,51	5,27	24	3,71	4,93	2,63	8,81
2	0,81	6,5	2,94	8,3	25	4,94	7,73	4,54	12,13
3	3,47	6,33	4,41	9,13	26	4,41	7,63	3,04	7,23
4	3,14	8,2	2,6	7	27	7,27	6,57	6,54	9,1
5	12,37	11,8	2,47	8,37	28	5,37	2,63	2,94	2,87
6	4,51	2,57	3,44	7,87	29	4,94	5,63	1,78	5,17
7	6,14	8,43	4,37	7,63	30	3,91	7,8	2,08	5,4
8	5,44	7,73	3,94	4,5	31	5	3,67	2,31	2,07
9	3,63	6,9	4,78	5,67	32	8,18	7,63	3,3	7,2

Ponto	20 cm		80 cm		Ponto	20 cm		80 cm	
	M.O.	Carb.	M.O.	Carb.		M.O.	Carb.	M.O.	Carb.
10	4,54	7,77	2,67	7,27	33	3,47	9,23	2,29	9,1
11	6,08	4,7	2,84	4,63	34	3,97	1,5	2,04	1,3
12	4,58	4,4	1,8	4,9	35	5,8	8,67	2,63	10,37
13	4,27	4,4	4,04	4,27	36	2,77	10,37	1,9	4,17
14	3,47	2,63	0,54	8,97	37	5,27	9,33	3,64	10,9
15	5,31	4,93	4,08	5,9	38	4,48	6,8	3,74	6,33
16	4,27	4,5	3,37	1,43	39	3,34	6,1	2,17	7,53
17	3,84	7,67	2,7	3,97	40	4,82	9,63		
18	4,91	5,47	3,04	9,7	41	3,31	4,47	1,64	3,83
19	5,44	4,23	3,41	2,6	42	4,31	4,2	4,17	0,63
20	4,88	7,23	4,21	8,2	43	4,11	4,27	2,28	5,7
21	4,44	0,47	4,48	1,47	44	4,28	2,47	11,44	6,83
22	0,08	3,3	0,01	0,1	45	4,21	6,77	3,1	8,03
23	4,81	2,8	2,64	5,67					

Fonte: do autor.



Tabela 8 – Percentuais de Seixo, Grânulo, Areia Muito Grossa, Areia Grossa, Areia Média, Areia Fina, Areia Muito Fina, Silte Grosso, Silte Médio, Silte Fino, Silte Muito Fino, Argila e Infra Argila, por Ponto Amostral em amostras coletadas a vinte centímetros de profundidade.

Ponto	Seixo	Grânulo	Areia MG	Areia G	Areia M	Areia F	Areia MF	Silte G	Silte M	Silte F	Silte MF	Argila	I. Argila
1	0	0	0	0,07	0,91	7,67	10,83	17,2	17,75	10,94	16,38	8,42	9,83
2	0	0	0	0,07	0,46	1,67	3,36	8,39	23,52	15,39	38,53	4,64	3,97
3	0	0	0,02	0,15	0,83	7,16	10,65	15,91	17,11	13,3	15,8	9,35	9,72
4	0	0,04	0	0,13	3,15	14,42	17,16	7,93	15,73	8,95	12,76	8,67	11,05
5	0	0	0,03	2,48	12,62	11,9	6,03	12,18	18,02	7,12	9,52	6,9	13,21
6	1,16	0,07	0,05	2,65	15,35	17,56	11,7	5,94	11,03	6,42	9,92	5,9	12,27
7	0	0	0	0,25	4,21	12,69	14,69	9,16	12,99	12,78	12,84	8,93	11,45
8	0	0	0	0,16	4,67	10,95	9,22	12,67	12,09	10,5	15,78	10,73	13,24
9	0	0,42	0,09	0,58	3,98	8,16	10,3	11,04	12,15	27,48	19,71	1,47	4,62
10	0	0,39	0	0,27	5,41	15,23	13,85	5,78	14,08	9,94	14,04	9,37	11,65
11	0,88	1,17	0,61	3,12	12,05	12,98	8,78	6,47	15	8,74	13,13	7,73	9,34
12	0	0,52	0,16	3,42	11,3	10,18	11,98	10,44	19,39	9,67	11,35	6,21	5,38
13	1,55	0,37	0,22	2,41	12,63	16,06	9,76	7,21	10,64	5,93	10,29	9,25	13,67
14	0	0	0	0,13	5,11	19,29	15,3	14,94	9,99	6,99	11,41	7,45	9,37
15	0	0,98	0	0,35	2,03	6,84	8,52	16,28	14,22	13,55	25,25	7,5	4,47
16	0	0,41	0,03	1,09	10,43	18,47	13,29	5,38	12,31	7,34	11,89	8,24	11,11
17	0	0,12	0,02	1,06	9,35	12,44	11,17	7,16	20,09	9,55	13,28	7,38	8,36

Ponto	Seixo	Grânulo	Areia MG	Areia G	Areia M	Areia F	Areia MF	Silte G	Silte M	Silte F	Silte MF	Argila	I. Argila
18	0	0,55	0	0,91	5,63	7,59	6,11	10,64	27,41	10,77	9,74	8,29	12,37
19	0	0	0,04	0,47	5,5	13,45	14,72	9,25	14	7,71	14,17	9,89	10,79
20	0,38	0,18	0,16	0,98	7,62	13,8	10,51	5,9	17,1	9,52	15,32	8,72	9,8
21	0	0	0	0,1	1,52	7,52	13,38	7,24	24,06	13,32	16	8,73	8,13
22	0	0,11	0,03	1,12	6,38	8,5	6,32	3,08	5,98	4,24	10,12	8,76	45,34
23	0	0	0	0,19	1,95	7,63	15,13	8,64	16,23	11,98	15,87	10,61	11,76
24	0,26	0,35	0,02	1,02	5,52	7,77	11,8	6,02	14,79	9,94	17,73	10,42	14,36
25	0	0,71	0,14	1,24	13,77	20,29	12,79	8,67	13,09	8,49	8,23	4,75	7,82
26	0	0,07	0,16	2,02	9,84	12,1	9,71	5,22	10,42	8,26	12,98	9,59	19,63
27	0	0,1	0,13	0,43	2,07	2,16	2,28	6,84	23,46	15,84	40,46	1,86	4,37
28	1,59	1,13	0,07	1,16	4,69	5,96	3,2	6,15	11,27	9,09	17,52	14,87	23,3
29	0	0	0,12	1,36	10,75	13,98	12,71	9,12	12	10,72	13,01	7,4	8,83
30	3,27	2,11	0,44	3,22	9,67	16,21	13,71	9,1	11,27	8,66	9,61	5,95	6,78
31	0	0	0	0,55	4,31	6,62	5,41	10,7	13,54	12,79	20,46	12,88	12,74
32	0	0	0,04	0,33	5,75	13,56	12,98	14,83	16,51	10,19	11,46	7,07	7,28
33	0,61	0,2	0,27	7,82	20,43	18,23	12,21	7,18	8,06	7,04	6,4	4,66	6,91
34	0	0,1	0,19	1,24	5,68	7,3	6,1	7,05	5,8	9,33	17,77	16,27	23,17
35	0	0	0	0,73	10,22	17,89	14,9	9,83	10,58	7,93	10,8	7,05	10,07
36	0	0,31	0,06	0,85	8,31	15,96	17,54	9,97	12,45	8,71	10,36	6,58	8,9
37	0	0,1	0,04	0,58	5,22	9,46	14,12	8,98	17,49	14,64	10,44	8,1	10,83

Ponto	Seixo	Grânulo	Areia MG	Areia G	Areia M	Areia F	Areia MF	Silte G	Silte M	Silte F	Silte MF	Argila	I. Argila
38	0	0,61	0,14	0,91	6,47	12,35	10,69	9,06	14,67	26,39	11,91	0,94	5,88
39	0	0,21	0	0,82	17,27	25,47	17,89	4,31	7,55	6,79	7,25	4,71	7,73
40	0,74	4,16	0,81	7,02	16,42	20,57	16,67	5,08	9,1	5,26	6,66	3,37	4,15
41	0	0,39	0,02	0,65	7,8	18,19	21,62	9,67	9,6	11,04	6,74	6,02	8,26
42	0	0,06	0	0,51	6,21	14,8	16,09	15,21	11,4	6,65	11,07	7,54	10,46
43	1,45	1,22	0,33	1,72	11,3	23,79	18,01	7,37	7,55	7,24	7,28	5,17	7,58
44	1,18	0,18	0,03	1,19	10,19	17,75	15,72	8,61	7,76	4,95	9,2	8,29	14,96
45	0	0	0,03	1,02	10,11	20,82	19,43	6,62	11,29	7,39	9,02	5,35	8,93

Fonte: do autor.

Tabela 9 - Percentuais de Seixo, Grânulo, Areia Muito Grossa, Areia Grossa, Areia Média, Areia Fina, Areia Muito Fina, Silte Grosso, Silte Médio, Silte Fino, Silte Muito Fino, Argila e Infra Argila, por Ponto Amostral em amostras coletadas a oitenta centímetros de profundidade.

Ponto	Seixo	Grânulo	Areia MG	Areia G	Areia M	Areia F	Areia MF	Silte G	Silte M	Silte F	Silte MF	Argila	I. Argila
1	0	0	0	0,12	1,31	4,05	5,66	14,08	17,92	14,72	18,8	10,96	12,37
2	0	0	0	0,04	0,44	1,58	4,78	19,96	24	13,76	18,08	8,47	8,9
3	0	0,28	0,14	0,66	3,93	4,42	2,96	13,13	16,67	9,7	19,83	19,91	8,37
4	0	0,29	0,2	1,54	5,04	6,29	7,4	8,51	10,75	18,82	36,06	0,57	4,52
5	0	0,25	0,08	4,67	17,06	10,19	4,8	4,13	15,05	9,91	10,86	7,21	15,79
6	0	0,18	0,14	1,78	15,64	18,75	12,73	3,32	11,12	7,97	8,59	6,82	12,97
7	0	0	0	0,5	3,94	11,24	18,53	10,43	17,1	9,85	13,47	6,67	8,28
8	0	0	0	1,04	16	18,67	12,08	7,32	11,5	10,21	11,29	5,86	6,02
9	0	0,47	0	0,69	3,89	7,25	6,06	20,66	20,13	10,09	23,43	4,17	3,16
10	0	0	0,02	0,35	7,08	21,92	13,18	15,5	14,56	8,03	8,83	4,44	6,09
11	0,45	0,19	0	1,76	10,81	12,02	6,31	14,92	13,44	10,57	12,18	7,26	10,09
12	0	0,5	0,15	1,94	8,85	12,66	10,83	11,1	14,36	11,41	13,25	7,43	7,5
13	0,3	0,33	0,1	1,32	7,9	12,63	9,76	8,03	19,59	7,51	14,14	5,05	13,34
14	0	0	0	0,05	2,9	12,56	12,92	14,43	20,07	9,5	12,25	6,87	8,45
15	1,09	0,11	0,06	0,32	1,9	7,07	9,17	16,32	15,22	11,92	16,88	9,27	10,66
16	0	0	0	0,16	2,4	8,37	8,92	19,2	14,15	9,79	14,81	9,4	12,8
17	7,32	0	0,03	1,69	21,05	13,32	4,86	4,98	17,86	11,95	5,27	4,98	6,7

Ponto	Seixo	Grânulo	Areia MG	Areia G	Areia M	Areia F	Areia MF	Silte G	Silte M	Silte F	Silte MF	Argila	I. Argila
18	0	0,19	0,04	0,26	2,2	11,02	8,02	5,3	21,29	12,74	17,9	10,52	10,52
19	0	0	0	0,17	3,08	8,87	9,87	13,3	15,27	11,29	15,6	9,95	12,61
20	0	0	0	0,65	4,97	9,91	9,27	5,39	19,35	16,84	15,16	10,24	8,22
21	0	0	0	0,05	1,53	15,6	13,81	17,74	23,76	8,1	9,41	4,98	5,03
22	0	0,3	0	1,17	7,04	9,09	6,17	3,05	5,47	6,94	11,28	10,21	39,27
23	0	0	0	0,15	2,08	11,25	19,08	10,92	17,98	9,87	12,96	7,74	7,96
24	42,16	0,81	0,23	0,7	1,69	3,15	4,59	2	11,8	9,24	8,64	5,39	9,6
25	0	0	0,04	0,49	21,96	13,91	3,03	13,78	12,36	10,72	9,78	6,32	7,62
26	0	0	0	0,49	8,25	14,21	11,89	5,84	33,43	15,68	6,56	0,98	2,67
27	0	0,65	0,03	0,58	3,33	3,83	3,6	5,52	19,36	21,57	34,27	1,13	6,12
28	0	0,33	0	0,61	5,7	10,6	4,94	5,05	7,68	4,67	14,21	12,74	33,47
29	0	0	0	0,57	9,84	16,38	15,05	9,75	11,07	8,81	13,5	7,54	7,49
30	0	0	0	1,22	8,44	15,25	15,67	11,56	15,4	10,09	10,43	5,8	6,14
31	0	0	0	0,56	4,48	6,93	7,86	9,46	11,54	13,52	21,52	13,77	10,35
32	0	0,11	0,04	0,39	7,8	13,83	9,8	13,51	12,55	10,67	13	7,43	10,88
33	14,28	6,11	1,83	13,21	21,96	19,68	8,93	3,86	3,72	1,35	1,5	1,49	2,09
34	0	0,1	0	1,29	7,42	8,33	5,33	4,87	5,64	10,69	11,53	14,71	30,09
35	0	0	0	0,28	5,04	11,25	19,76	7,68	17,15	11,03	11,8	6,09	9,9
36	0	0	0,03	0,71	8,63	13,74	14,91	10,22	12,22	8,94	12,92	7,06	10,61
37	0,35	0,05	0,13	1	5,92	9,01	15,05	11,71	20,22	8,5	12,48	6,71	8,87

Ponto	Seixo	Grânulo	Areia MG	Areia G	Areia M	Areia F	Areia MF	Silte G	Silte M	Silte F	Silte MF	Argila	I. Argila
38	0	0,62	0,4	1,73	5,09	9,28	9,55	9,23	19,14	32,04	9,64	1	2,28
39	0	0	0	0,3	7,02	18,05	16,74	11,29	12,72	7,31	9,52	6,37	10,69
41	0	0	0	0,29	5,33	15,26	19,7	7,58	9,86	8,74	12,31	9,59	11,34
42	0	0	0	0,78	7,47	12,04	12,94	7,2	5,86	4,88	9,63	8,81	30,37
43	0	0	0	0,3	8,77	15,18	9,6	22,53	10,21	6,14	9,45	6,56	11,26
44	2,84	1,48	0,36	3,46	5,46	5,37	3,76	20,5	10,66	9,3	12,97	9,62	14,21
45	0	0,1	0,01	0,32	4,31	14,74	16,08	7,6	11,93	10,33	13,15	8,46	12,96

Fonte: do autor.

Um ponto amostral, P44, se destaca em relação ao conteúdo orgânico em profundidade. Este ponto está locado em uma quadra construída na base de um contraforte da Serra Geral, próxima da barragem do rio São Bento, onde afloram rochas do Grupo Passa Dois. Relatam moradores dos arredores se tratar de antiga área alagadiça que sofria a influência dos córregos que descem do contraforte.

O ponto P27, que contém o segundo mais alto teor de matéria orgânica a oitenta centímetros de profundidade, está locado também na base de uma colina onde afloram folhelhos, igualmente sob a influência de um curso natural de água. Outros pontos, como P06, P07, P19, P32, P37, estão locados em áreas baixas ou lindeiros a antigas sangas, hoje soterradas, e também possuem teor de matéria orgânica acima da média, contudo nos pontos como P24, P28 e P31, que são semelhantes aos pontos supramencionados em relação a estas características, os teores são menores do que a média.

De outro modo, os pontos P01, P03, P15, P21, P38 não possuem cursos de água próximos e não estão em áreas sujeitas a alagamento, apresentam teores significativos de matéria orgânica em profundidade que só podem ser explicados ou por migração, ou por soterramento.

Assim, é possível que, em algumas áreas, a acumulação de matéria orgânica em profundidade seja resultante de processos naturais e tenha ocorrido antes do início do cultivo do arroz e, em outros pontos, seja decorrente do cultivo continuado de arroz irrigado.

Foster e Hirata (1993) avaliam que, em longo prazo, todos os aquíferos são vulneráveis a contaminantes persistentes. Caso se comprove que matéria orgânica detectada em profundidade se deva à migração de camadas superficiais, a vulnerabilidade do aquífero freático frente ao cultivo de arroz começa a delinear-se. A presença de matéria orgânica a oitenta centímetros de profundidade não é, necessariamente, um contaminante do aquífero (MENDES; SANTOS OLIVEIRA, 2004), mas pode ser um indicador de contaminação.

A média de carbonatos na profundidade de vinte centímetros é de 5,9%, enquanto, a oitenta centímetros, esta média é de 6,1%, não havendo diferenças significativas pelo teste de análise de variância ( $\alpha=5\%$ ). Na seção Parâmetros Químicos, verificou-se que existem diferenças significativas no teor de magnésio. Os teores de cálcio, em 66% das amostras, são maiores em profundidade, e os teores de magnésio, em 80% dos casos, são maiores a oitenta centímetros do que a vinte centímetros de profundidade.

Os carbonatos são solúveis em água, especialmente em meio ácido, como na presença de ácidos húmicos e, por isso, poder-se-ia esperar que

houvesse maiores conteúdos para amostras coletadas em maior profundidade, especialmente se são buscadas relações com a migração de matéria orgânica. Isto é, se a matéria orgânica migra no perfil do solo, muito mais facilmente os carbonatos farão este trajeto. Segundo Bacha (2002), em solos cultivados com arroz irrigado, após algumas semanas de inundação, ocorre a elevação do pH do solo, tornando mais solúveis os compostos de cálcio, magnésio, potássio e fósforo.

Os solos brasileiros, e os da Bacia do rio São Bento não são exceção (tabelas 29 a 33 na seção 7.5 - Parâmetros Químicos), são ácidos. Como a maior parte dos nutrientes para as plantas está mais disponível com pH próximo a 6,5, a prática da calagem tornou-se bastante comum na agricultura de hoje. No cultivo do arroz irrigado, a água cumpre a função de elevação do pH, de maneira que o calcário moído é usado apenas como fonte de cálcio e magnésio. As quantidades empregadas são, portanto, muito inferiores às utilizadas no cultivo de sequeiro. Embora a dosagem correta deva ser calculada em função dos teores presentes no solo, é bastante comum os agricultores usarem quinhentos quilos por hectare de calcário moído como fonte de nutrientes. Assim, é possível que parte dos carbonatos detectados em superfície (20 cm) seja devida à prática da calagem. De outro modo, pode-se especular, em função da solubilidade dos produtos, que estes produtos estejam migrando no perfil ou foram transferidos para ainda mais longe pelos corpos hídricos.

Se a maior concentração de magnésio indica migração, também indica que outros compostos, inclusive poluentes, podem migrar através das camadas compactadas para o aquífero. Desta maneira, é possível que o teor de magnésio ou de carbonatos seja um indicador de vulnerabilidade em solos cultivados com arroz irrigado.

Na maioria dos casos, os resultados apresentados, tabelas 8 e 9, não são normais embora possam ser normalizados, entretanto o percentual de frações grossas e a somatória dos percentuais de silte possuem distribuição normal pelo critério de Shapiro e Wilks (1968) (Tabela 10) e pelo critério de Kolmogorov e Smirnov & Lilliefors (LILLIEFORS, 1967)

Pelo critério de Warrick e Nielsen (1980), com nível de significância de 5% e variação ao redor da média de 10%, o tamanho da amostra foi suficiente para compreender a dispersão espacial dos dados, com exceção do percentual de seixos, grânulos, areia muito grossa, areia grossa e areia média em função da grande variabilidade dos dados.

Tabela 10 – Parâmetros estatísticos do percentual das frações de fragmentos grossos, siltes e argilas do conjunto dos dados dos



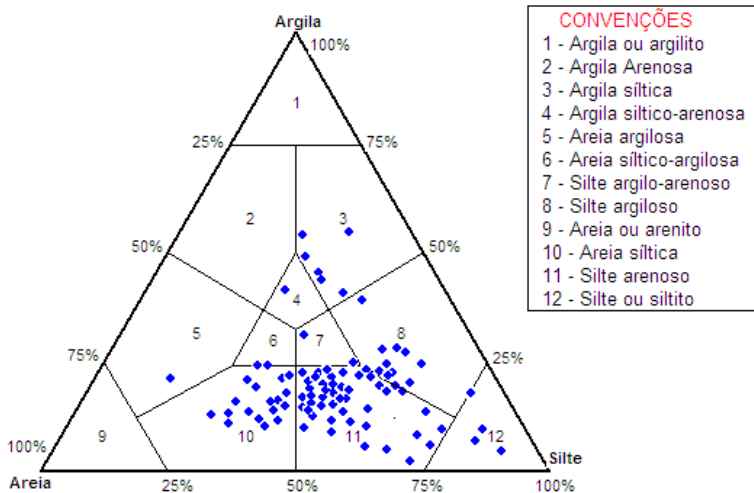
quarenta e cinco pontos amostrais (oitenta e nove amostras colhidas a vinte e a oitenta centímetros de profundidade).

Parâmetro	Grossos	Siltes	Argilas
Média	29,9	43,4	16,9
Desvio Padrão	12,3	12,7	9,2
Coefficiente de Variação	41,2	29,2	54,7
$p^*$	0,466	0,4127	0

\* Shapiro Wilk (1968). Fonte: do autor.

Os resultados médios das oitenta e nove amostras apontam para uma predominância de siltes. A Figura 26 apresenta a distribuição de todas as amostras no diagrama de Shepard (1954), executado com auxílio do programa SYSGRAN 3 (CAMARGO, 2005). Com apoio da Tabela 11, pode-se perceber que oitenta e três por cento das amostras estão concentradas nas classes de Areia Siltica, Silte Arenoso e Silte argiloso.

Figura 26 – Distribuição da granulometria das amostras no Triângulo.



Fonte: Shepard (1954).

Tabela 11 – Frequência absoluta e relativa da granulometria das amostras por classe textural do Diagrama de Shepard (1954).

Classe	Frequência
--------	------------

		Absoluta	Relativa
3	Argila siltica	6	6,7
4	Argila siltico arenosa	1	1,1
6	Areia siltico argilosa	2	2,2
7	Silte argilo arenoso	3	3,4
8	Silte argiloso	12	13,5
10	Areia siltica	19	21,3
11	Silte arenoso	43	48,3
12	Silte	3	3,4

Fonte: do autor.

A velocidade de infiltração de água no solo depende de muitos fatores, entre eles a porosidade e a granulometria (BRANDÃO et al., 2006). De maneira geral, sedimentos grossos permitem maior velocidade de infiltração de água no solo do que sedimentos finos, porém outros fatores, como a sua estrutura, podem modificar esta tendência. A classificação textural com base no diagrama de Shepard não foi suficiente para identificar diferenças significativas na condutividade hidráulica determinada em campo, em um teste de análise de variância com nível de significância de cinco por cento.

Na Tabela 12 estão contidas as classificações texturais para cada ponto amostral, discriminando amostras colhidas a vinte ou oitenta centímetros de profundidade. O ponto P40 não consta na lista, pois só foi possível coletar amostra superficial, classificada como Areia Siltica. Em 54,5% dos casos, a classificação textural é idêntica nas duas profundidades. Em 38,6% dos casos a textura a oitenta centímetros tende a ficar mais fina (P01, P02, P03, P13, P15, P16, P19, P24 P25, P28, P30, P35, P36, P42, P43, P44 e P45) e em 6,8% dos casos tende a ficar mais grossa (P08, P17 e P26).

Nos pontos onde a textura em profundidade (80cm) tende a ficar mais fina, pelo menos em termos de classificação, poderia haver correspondente redução na velocidade de infiltração de água, contudo isto não é sempre verdadeiro (ver tabela 39 na seção 7.7 Condutividade Hidráulica).

Tabela 12 – Classificação Textural segundo Shepard (1954) por ponto e por profundidade de coleta de amostra.

Ponto	Classificação		Ponto	Classificação	
	20 cm	80 cm		20 cm	80 cm
1	Silte arenoso	Silte argiloso	23	Silte arenoso	Silte arenoso
2	Silte	Silte argiloso	24	Silte argilo arenoso	Argila síltica
3	Silte argilo arenoso	Silte argiloso	25	Areia síltica	Silte arenoso
4	Silte arenoso	Silte arenoso	26	Silte argilo arenoso	Silte arenoso
5	Silte arenoso	Silte arenoso	27	Silte	Silte
6	Areia síltica	Areia síltica	28	Silte argiloso	Argila síltica
7	Silte arenoso	Silte arenoso	29	Silte arenoso	Silte arenoso
8	Silte arenoso	Areia síltica	30	Areia síltica	Silte arenoso
9	Silte arenoso	Silte arenoso	31	Silte argiloso	Silte argiloso
10	Silte arenoso	Silte arenoso	32	Silte arenoso	Silte arenoso
11	Silte arenoso	Silte arenoso	33	Areia síltica	Areia síltica
12	Silte arenoso	Silte arenoso	34	Argila síltica	Argila síltica
13	Areia síltico argilosa	Silte arenoso	35	Areia síltica	Silte arenoso
14	Silte arenoso	Silte arenoso	36	Areia síltica	Silte arenoso
15	Silte arenoso	Silte argiloso	37	Silte arenoso	Silte arenoso
16	Areia síltica	Silte argiloso	38	Silte arenoso	Silte arenoso
17	Silte arenoso	Areia síltica	39	Areia síltica	Areia síltica

Ponto	Classificação		Ponto	Classificação	
	20 cm	80 cm		20 cm	80 cm
18	Silte argiloso	Silte argiloso	41	Areia siltica	Areia siltica
19	Silte arenoso	Silte argiloso	42	Silte arenoso	Argila siltico arenosa
20	Silte arenoso	Silte arenoso	43	Areia siltica	Silte arenoso
21	Silte arenoso	Silte arenoso	44	Areia siltico argilosa	Silte argiloso
22	Argila siltica	Argila siltica	45	Areia siltica	Silte arenoso

Fonte: Shepard (1954).

A média aritmética do tamanho com maior concentração, em peso, de partículas fornece a classe granulométrica de maior frequência, também chamada de classe modal. Como a maioria dos sedimentos não tem distribuição normal, utilizou-se neste trabalho a equação proposta por Folk e Ward (1957).

A Tabela 13 apresenta a frequência absoluta e a frequência relativa das classes modais das amostras, sem discriminar a profundidade de coleta. A classe modal foi produzida a partir do diâmetro médio (FOLK; WARD, 1957) com auxílio do programa Sysgran.

Chama a atenção nesta tabela que em 92% das amostras a classe modal é referente ao silte e menos de 8% remetem à areia, das quais a maior parte é muito fina.

Tabela 13 – Frequência Absoluta e Relativa por Classe Modal (Folk & Ward), com base no diâmetro médio dos sedimentos.

Classe Modal	Frequência	
	Absoluta	Relativa
Areia grossa	1	1,12
Areia fina	1	1,12
Areia muito fina	5	5,62
Silte grosso	43	48,31
Silte médio	30	33,71
Silte fino	9	10,11

Fonte: FOLK; WARD, 1957.

De maneira semelhante ao efetuado com a classificação de Shepard, a Tabela 14 apresenta a classe modal, discriminando pontos e profundidade de coleta da amostra. Quase 55% dos pontos amostrais possuem a mesma classe modal, a vinte e a oitenta centímetros de profundidade; 18% dos pontos tendem a uma classe modal de diâmetro mais fino (P03, P16, P20, P39 P42, P43, P44 e P45) em profundidade e 27% tendem a uma classe modal de diâmetro mais grosso (P02, P07, P08, P10, P17, P21, P23, P24, P26, P27, P33 e P37).

Tabela 14 – Classe Modal com base na Média do Diâmetro (FOLK e WARD, 1957) por ponto e por profundidade de coleta de amostra.

Ponto	Classificação		Ponto	Classificação	
	20cm	80cm		20cm	80cm
1	Silte médio	Silte médio	23	Silte médio	Silte grosso
2	Silte fino	Silte médio	24	Silte médio	Areia fina
3	Silte médio	Silte fino	25	Silte grosso	Silte grosso
4	Silte médio	Silte médio	26	Silte médio	Silte grosso
5	Silte grosso	Silte grosso	27	Silte fino	Silte médio
6	Silte grosso	Silte grosso	28	Silte fino	Silte fino
7	Silte médio	Silte grosso	29	Silte grosso	Silte grosso
8	Silte médio	Silte grosso	30	Silte grosso	Silte grosso
9	Silte médio	Silte médio	31	Silte médio	Silte médio
10	Silte médio	Silte grosso	32	Silte grosso	Silte grosso
11	Silte grosso	Silte grosso	33	Areia muito fina	Areia grossa
12	Silte grosso	Silte grosso	34	Silte fino	Silte fino
13	Silte grosso	Silte grosso	35	Silte grosso	Silte grosso
14	Silte grosso	Silte grosso	36	Silte grosso	Silte grosso
15	Silte médio	Silte médio	37	Silte médio	Silte grosso
16	Silte grosso	Silte médio	38	Silte grosso	Silte grosso
17	Silte grosso	Areia muito fina	39	Areia muito fina	Silte grosso
18	Silte médio	Silte médio	41	Silte grosso	Silte grosso
19	Silte médio	Silte médio	42	Silte grosso	Silte médio
20	Silte grosso	Silte médio	43	Areia muito fina	Silte grosso
21	Silte médio	Silte grosso	44	Silte grosso	Silte médio
22	Silte fino	Silte fino	45	Silte grosso	Silte médio

Fonte: do autor.

Comparando-se os resultados obtidos pela classificação de Shepard (1954) com as classes modais produzidas pela técnica de Folk e Ward (1957), no tocante a existir ou não diferenças de categorias entre as profundidades de coleta, pode-se afirmar que não existe correspondência significativa entre os pontos. Por exemplo, no ponto P01, Tabela 12 (Shepard), a classe textural grada de silte arenoso para silte argiloso, a

oitenta centímetros de profundidade, portanto uma classe textural com diâmetro de partícula mais fino. Na Tabela 14 (Folk & Ward) a classe modal permanece inalterada, silte médio. Apenas em 50% dos pontos amostrais existe uma correspondência entre os resultados das duas classificações. A diferença de critérios entre as técnicas de classificação ou problemas no programa utilizado podem ser a causa da pouca correspondência mencionada.

Como comentado anteriormente, uma redução do diâmetro médio da partícula pode implicar em redução da velocidade de infiltração de água no solo, porém uma comparação qualitativa entre condutividade hidráulica e a alteração da média aritmética do diâmetro não traz nenhum resultado. Por exemplo, para o ponto P03 a classe modal passa de silte médio para silte fino a oitenta centímetros de profundidade, mas a condutividade hidráulica aumenta em relação às amostras superficiais. A análise de variância ( $\alpha=5\%$ ) apresenta diferença significativa na condutividade hidráulica para areia grossa, mas, como somente o ponto P33 possui esta classificação e a condutividade no ponto é visualmente maior (vide Tabela 38 no capítulo 7.7 - Condutividade hidráulica), o resultado tem pouca utilidade.

As tabelas 15 e 16 apresentam os resultados estatísticos das frações granulométricas, diâmetro médio, mediana, seleção, assimetria e curtose por ponto amostral, nas profundidades de vinte e oitenta centímetros. Estes resultados são apresentados em escala phi ( $\Phi$ ), que é calculada pelo logaritmo na base dois do diâmetro em milímetros. Nesta escala os sedimentos mais finos, de menor diâmetro em milímetros, possuem maior valor phi. Assim, quando se descreve maiores valores numéricos na escala phi, está-se referindo a menores diâmetros em milímetros.

Tabela 15 – Diâmetro médio ( $\phi$ ), mediana, seleção, assimetria e curtose por ponto amostral na profundidade de vinte centímetros.

Ponto	D.Médio	Mediana	Seleção	Assimetria	Curtose	Ponto	D.Médio	Mediana	Seleção	Assimetria	Curtose
1	5,399	5,251	2,203	0,085	0,874	24	5,559	5,746	2,657	-0,125	0,797
2	6,070	6,314	1,430	-0,238	0,963	25	4,071	3,622	2,629	0,264	0,824
3	5,486	5,393	2,197	0,049	0,878	26	5,354	5,555	2,998	-0,108	0,648
4	5,088	4,955	2,514	0,086	0,732	27	6,045	6,291	1,519	-0,305	1,113
5	4,811	4,765	2,907	0,028	0,742	28	6,192	6,825	2,766	-0,374	0,925
6	4,301	3,748	2,936	0,253	0,701	29	4,655	4,663	2,669	0,025	0,753
7	5,197	5,192	2,535	0,016	0,751	30	4,009	3,650	3,108	0,068	1,020
8	5,430	5,524	2,582	-0,051	0,792	31	5,925	6,193	2,377	-0,198	0,945
9	5,128	5,619	2,081	-0,286	0,953	32	4,746	4,652	2,420	0,082	0,841
10	5,111	5,145	2,647	-0,003	0,716	33	3,452	2,701	2,819	0,381	0,854
11	4,583	4,763	2,893	-0,061	0,737	34	6,153	6,906	2,755	-0,395	0,785
12	4,424	4,603	2,599	-0,052	0,852	35	4,526	4,137	2,695	0,201	0,739
13	4,708	4,470	3,013	0,095	0,664	36	4,519	4,200	2,595	0,180	0,796
14	4,616	4,180	2,527	0,255	0,724	37	5,187	5,157	2,500	0,011	0,846
15	5,360	5,558	2,054	-0,142	0,885	38	4,678	5,167	2,304	-0,204	0,937
16	4,733	4,573	2,792	0,084	0,699	39	3,741	2,848	2,641	0,477	0,842
17	4,783	4,931	2,597	-0,043	0,795	40	3,123	2,517	2,823	0,262	1,084
18	5,319	5,178	2,543	0,031	1,034	41	4,258	3,637	2,533	0,340	0,862



Ponto	D.Médio	Mediana	Seleção	Assimetria	Curtose	Ponto	D.Médio	Mediana	Seleção	Assimetria	Curtose
19	5,062	4,969	2,603	0,051	0,733	42	4,733	4,311	2,593	0,216	0,770
20	4,962	5,112	2,672	-0,057	0,751	43	3,873	3,066	2,649	0,412	0,866
21	5,317	5,341	2,197	0,003	0,903	44	4,665	3,937	2,950	0,283	0,675
22	6,533	7,969	2,924	-0,652	0,736	45	4,157	3,428	2,614	0,381	0,804
23	5,510	5,518	2,388	-0,008	0,772						

Fonte: do autor.

Tabela 16 – Diâmetro médio ( $\phi$ ), mediana, seleção, assimetria e curtose por ponto amostral na profundidade de oitenta centímetros.

Ponto	D.Médio	Mediana	Seleção	Assimetria	Curtose	Ponto	D.Médio	Mediana	Seleção	Assimetria	Curtose
1	5,993	5,965	2,099	-0,024	0,940	24	2,880	2,775	3,658	0,174	0,444
2	5,696	5,467	1,807	0,189	0,894	25	4,254	4,268	2,755	0,059	0,710
3	6,066	6,305	2,207	-0,232	0,947	26	4,307	4,779	1,977	-0,269	0,888
4	5,361	6,030	2,080	-0,484	0,912	27	5,857	6,107	1,829	-0,260	1,384
5	4,901	5,086	3,147	-0,066	0,644	28	6,213	7,233	2,893	-0,471	0,711
6	4,394	3,737	2,944	0,286	0,690	29	4,535	4,337	2,591	0,124	0,739
7	4,917	4,813	2,339	0,088	0,803	30	4,447	4,315	2,471	0,103	0,849
8	4,124	3,801	2,626	0,199	0,739	31	5,760	6,178	2,410	-0,246	0,904
9	5,095	5,045	2,001	-0,023	0,921	32	4,908	4,861	2,646	0,037	0,778
10	4,250	3,981	2,388	0,206	0,882	33	0,382	1,164	2,848	-0,001	1,214

Ponto	D.Médio	Mediana	Seleção	Assimetria	Curtose	Ponto	D.Médio	Mediana	Seleção	Assimetria	Curtose
11	4,727	4,763	2,741	0,004	0,771	34	6,127	7,049	2,916	-0,436	0,736
12	4,685	4,776	2,611	-0,021	0,795	35	4,932	4,849	2,408	0,073	0,813
13	4,981	4,992	2,749	-0,002	0,789	36	4,788	4,644	2,656	0,083	0,765
14	4,946	4,856	2,324	0,087	0,855	37	4,917	4,836	2,443	0,047	0,875
15	5,479	5,417	2,316	0,013	0,888	38	4,673	5,237	1,973	-0,383	0,935
16	5,500	5,274	2,382	0,091	0,847	39	4,615	4,199	2,612	0,225	0,770
17	3,786	3,847	3,202	-0,088	1,030	40					
18	5,466	5,632	2,407	-0,084	0,948	41	4,960	4,686	2,621	0,140	0,705
19	5,506	5,464	2,438	0,003	0,839	42	5,791	6,256	2,961	-0,230	0,583
20	5,272	5,527	2,436	-0,126	0,872	43	4,650	4,217	2,671	0,215	0,790
21	4,614	4,554	2,138	0,103	1,014	44	5,132	5,135	3,040	-0,081	1,031
22	6,290	7,454	2,961	-0,529	0,692	45	5,159	5,072	2,621	0,054	0,710
23	4,990	4,862	2,291	0,102	0,794						

Fonte: do autor.

Em termos estatísticos, não existem diferenças significativas entre o diâmetro médio das amostras coletadas a vinte centímetros e oitenta centímetros de profundidade (Tabelas 15 e 16), para um nível de significância de 5% no teste de análise de variância. Foi também determinado o coeficiente de correlação de Pearson ( $r$ ) para correlações lineares, entre o diâmetro médio e as demais variáveis estudadas, como tensão do solo e condutividade hidráulica. O melhor desempenho se deu com correlações lineares, cujos resultados significativos, no teste de análise de variância ( $\alpha=5\%$ ), destas relações são apresentados na Tabela 17. Deve-se considerar que o tamanho da partícula é analisado na escala  $\Phi$  ( $\phi$ ) em que os maiores valores correspondem a partículas mais finas.

Tabela 17 – Coeficiente de correlação de Pearson ( $\alpha=5\%$ ) entre o diâmetro médio e altitude, coordenadas UTM, distância do ponto amostral à barragem e à foz do rio São Bento, densidade aparente e porosidade, por amostras coletadas a 20 e a 80 centímetros de profundidade.

Variável	Coeficiente de Correlação	
	20 cm	80 cm
Altitude*	-0,52	-0,26
Coordenada UTM Leste	0,52	0,34
Coordenada UTM Norte	-0,44	-0,16
Distância da barragem	0,47	0,18
Distância da foz	-0,45	-0,19
Densidade aparente	-0,45	0,02
Porosidade	0,15	0,18

\* variável normalizada  $\text{Log}_4$  da altitude. Em destaque correlações significativas para  $\alpha = 0,05$ . Fonte: do autor.

As quatro primeiras variáveis apresentadas na tabela 19 se referem ao posicionamento do ponto amostral quanto à altitude do ponto, coordenadas UTM, distância do ponto à barragem do rio São Bento e distância à foz do mesmo rio. Os dados da variável altitude precisaram ser normalizados usando o logaritmo na base quatro da altitude do ponto amostral.

Existem correlações significativas entre diâmetro médio e as variáveis espaciais para amostras colhidas a 20 centímetros de

profundidade, porém não a oitenta, a exceção da coordenada UTM Leste. De maneira geral, essas correlações indicam que, quanto mais ao sul da Bacia do rio São Bento, o valor numérico da escala  $\Phi$  (*phi*) aumenta, ou seja, diâmetro médio das partículas diminui, para estas amostras, sendo a altitude a variável que melhor respondeu, com cinquenta e dois por cento dos casos. Da mesma forma, a coordenada UTM Leste correlaciona-se em cinquenta e dois por cento dos casos com o valor da escala  $\Phi$  (*phi*), indicando um aumento deste, nos pontos mais ao leste da bacia.

No início deste trabalho, seguindo o raciocínio de que quanto mais distante se estivesse da Serra Geral, mais fragmentadas e intemperizadas estariam as partículas, esperava-se o aumento dos valores na escala *phi*. Driessen e Moormann (1985) indicaram que em leques aluviais, embora com muitas exceções, a granulometria é mais grossa próxima do ápice do leque e mais fina na base. As correlações espaciais obtidas na área de estudo indicam esta tendência, pelo menos na camada a vinte centímetros de profundidade.

Esperava-se também que não houvesse correlação com a coordenada UTM Leste, uma vez que os sedimentos mais grossos deveriam estar mais próximos do rio e os sedimentos mais finos afastados dele. Na verdade, a correlação com a coordenada UTM Leste é altamente influenciada pelos pontos da margem esquerda do rio São Bento, P18, P22, P31, P34, P37, P38, P27 e P28 cujo material de origem tem influência de diabásio e da Formação Irati.

Não foi detectada correlação linear significativa com a porosidade total. Por outro lado, existe uma correlação negativa entre o diâmetro médio e a densidade aparente na profundidade de 20 centímetros. À medida que aumenta o valor em *phi*, diminui a densidade aparente em quarenta e cinco por cento dos casos. Ou seja, à medida que diminui o diâmetro médio, diminui a densidade.

Brady (1989), Sarkar e Haldar (2005), trabalhando com solos, e Suguio (1973), trabalhando com rochas e sedimentos, afirmam que partículas finas tendem a produzir menor densidade aparente em função do arranjo estrutural dessas partículas, entretanto, com os solos desestruturados em função do cultivo, predominam microporos (BRADY, 1989; SARKAR; HALDAR, 2005) e a densidade aparente tende a aumentar. Assim, poder-se-ia esperar a ausência de correlação entre densidade aparente e diâmetro médio, mas em quarenta e cinco por centos dos casos ela é verdadeira. Palmeira et al. (1999) e Lima et al. (2003) destacam que, mesmo no cultivo de arroz no sistema pré-germinado, os solos mantêm uma pequena quantidade de agregados estáveis em água que podem ser responsáveis pela correlação encontrada.

Além do tamanho, o peso específico, o arredondamento, o arranjo, a compactação e a cimentação das partículas influenciam na densidade aparente (SUGUIO, 1973; BRADY, 1989). Como a correlação entre densidade aparente e diâmetro médio não ocorre a oitenta centímetros de profundidade, e ocorre somente em quarenta e cinco por cento dos casos a vinte centímetros de profundidade, deve-se supor que outros fatores, como a mineralogia, atuam.

A Tabela 18 apresenta a frequência das classes granulométricas (FOLK; WARD, 1957) com base na mediana do diâmetro, para todas as amostras coletadas. A maior parte das amostras, oitenta e dois por cento, é classificada como Silte. Comparando com os dados do diâmetro médio (Tabela 13), percebe-se a ausência da classe Areia Grossa, a inclusão da classe Silte Muito Fino com a redução de dez pontos percentuais na soma das classes com Silte. Isto ocorre porque metade das amostras (52%) não pode ser considerada simétrica e, nesta situação, a mediana não é tão fortemente influenciada por valores extremos como acontece com a média.

Tabela 18 – Frequência Absoluta e Relativa por Classe Modal (FOLK e WARD, 1957), com base na mediana do diâmetro.

Classe Modal	Frequência	
	Absoluta	Relativa
Areia Média	1	1,12
Areia Fina	4	4,49
Areia Muito Fina	11	12,36
Silte Grosso	32	35,96
Silte Médio	27	30,34
Silte Fino	10	11,24
Silte Muito Fino	4	4,49

Fonte: do autor.

A comparação de classes modais produzidas com base na mediana dos diâmetros, por profundidade, é apresentada na Tabela 19. Em relação ao diâmetro médio (Tabela 14), verifica-se que mais pontos amostrais tendem a ter a classe modal mais fina em profundidade (P03, P04, P05, P16, P19, P25, P28, P30, P34, P39, P41, P42, P43, P44 e P45), porém, da mesma forma que para a média, esta análise não resulta em relações com a infiltração de água no solo.

Tabela 19 – Classe Modal com base na Mediana do Diâmetro (Folk &amp; Ward) por ponto e por profundidade de coleta de amostra.

Ponto	Classificação		Ponto	Classificação	
	20cm	80cm		20cm	80cm
1	Silte Médio	Silte Médio	23	Silte Médio	Silte Grosso
2	Silte Fino	Silte Médio	24	Silte Médio	Areia Fina
3	Silte Médio	Silte Fino	25	Areia Muito Fina	Silte Grosso
4	Silte Grosso	Silte Fino	26	Silte Médio	Silte Grosso
5	Silte Grosso	Silte Médio	27	Silte Fino	Silte Fino
6	Areia Muito Fina	Areia Muito Fina	28	Silte Fino	Silte Muito Fino
7	Silte Médio	Silte Grosso	29	Silte Grosso	Silte Grosso
8	Silte Médio	Areia Muito Fina	30	Areia Muito Fina	Silte Grosso
9	Silte Médio	Silte Médio	31	Silte Fino	Silte Fino
10	Silte Médio	Areia Muito Fina	32	Silte Grosso	Silte Grosso
11	Silte Grosso	Silte Grosso	33	Areia Fina	Areia Média
12	Silte Grosso	Silte Grosso	34	Silte Fino	Silte Muito Fino
13	Silte Grosso	Silte Grosso	35	Silte Grosso	Silte Grosso
14	Silte Grosso	Silte Grosso	36	Silte Grosso	Silte Grosso
15	Silte Médio	Silte Médio	37	Silte Médio	Silte Grosso
16	Silte Grosso	Silte Médio	38	Silte Médio	Silte Médio

Ponto	Classificação		Ponto	Classificação	
	20cm	80cm		20cm	80cm
17	Silte Grosso	Areia Muito Fina	39	Areia Fina	Silte Grosso
18	Silte Médio	Silte Médio	41	Areia Muito Fina	Silte Grosso
19	Silte Grosso	Silte Médio	42	Silte Grosso	Silte Fino
20	Silte Médio	Silte Médio	43	Areia Muito Fina	Silte Grosso
21	Silte Médio	Silte Grosso	44	Areia Muito Fina	Silte Médio
22	Silte Muito Fino	Silte Muito Fino	45	Areia Muito Fina	Silte Médio

Fonte: do autor.

Qualitativamente, a análise das correlações com a mediana não mudam o panorama descrito para a média embora quantitativamente o resultado seja levemente melhorado (Tabela 20).

Tabela 20 – Coeficiente de correlação de Pearson ( $\alpha=0,05$ ) entre a mediana do diâmetro e altitude, coordenadas UTM, distância do ponto amostral à barragem e à foz do rio São Bento, densidade aparente e porosidade, por amostras coletadas a 20 e a 80 centímetros de profundidade.

Variável	Coeficiente de Correlação	
	20 cm	80 cm
Altitude*	<b>-0,54</b>	-0,26
Coordenada UTM Leste	<b>0,55</b>	<b>0,36</b>
Coordenada UTM Norte	<b>-0,45</b>	-0,13
Distância da barragem	<b>0,48</b>	0,15
Distância da Foz	<b>-0,46</b>	-0,16
Densidade Aparente	<b>-0,48</b>	0,01
Porosidade	0,17	0,2

\* variável normalizada Log4 da altitude; Em destaque correlações significativas para alfa = 0,05.

As figuras 27 e 28 apresentam a interpolação dos dados da mediana das amostras tomadas a vinte e a oitenta centímetros de profundidade. Na profundidade de vinte centímetros se observam dois polos distintos. Próximo da barragem, do ponto P45 até P29, a mediana, em  $\Phi$  ( $\phi$ ), é menor, portanto com granulometria maior, e próximo à foz do rio São Bento o valor em  $\phi$  é maior, portanto a granulometria é relativamente mais fina. O centro da área de leques aluviais (setor 1, na seção 7.1 - Descrição dos Pontos Amostrais) tem predominantemente classes interpoladas intermediárias. Uma linha, composta pelos pontos P23, P24, P26, P21, P15, P7, P8 e P9, com mediana mais alta percorre o centro do setor e há nichos isolados com mediana mais baixa, pontos P6, P13 e P25.

Tal configuração não se mantém a oitenta centímetros de profundidade, pois os sedimentos são em geral mais finos nas amostras. Nesta profundidade, chama a atenção o ponto P24, que passa a ter uma textura mais grossa em função de uma camada de grânulos e seixos existente, e o ponto P33 que se mantém mais arenoso que os demais.



Nos pontos da margem esquerda do rio São Bento, os solos derivados de diabásio e da Formação Irati se destacam com texturas mais finas em ambas as profundidades.



Figura 27 – Mapa de interpolação dos dados da mediana das amostras tomadas a vinte centímetros de profundidade.

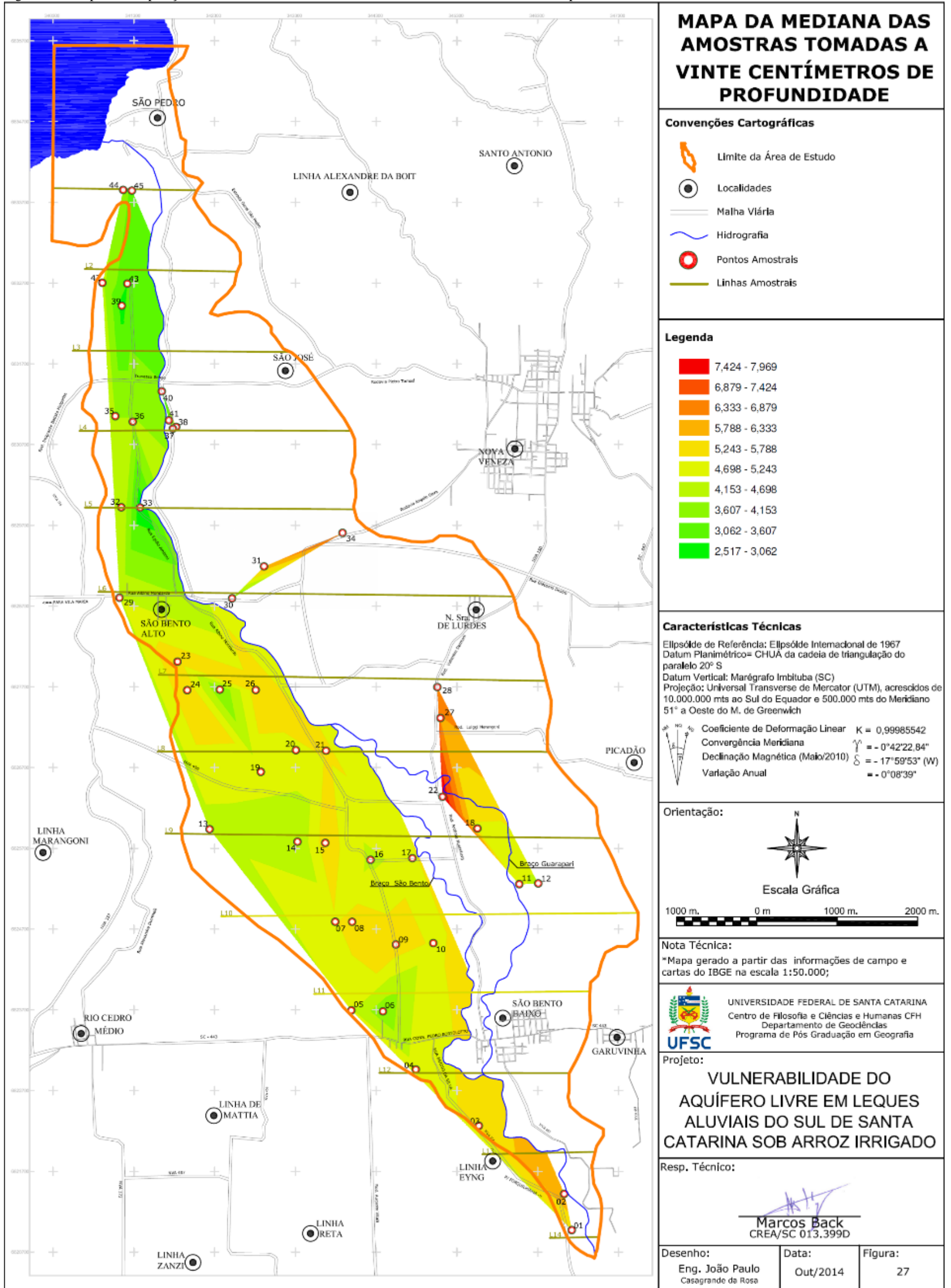
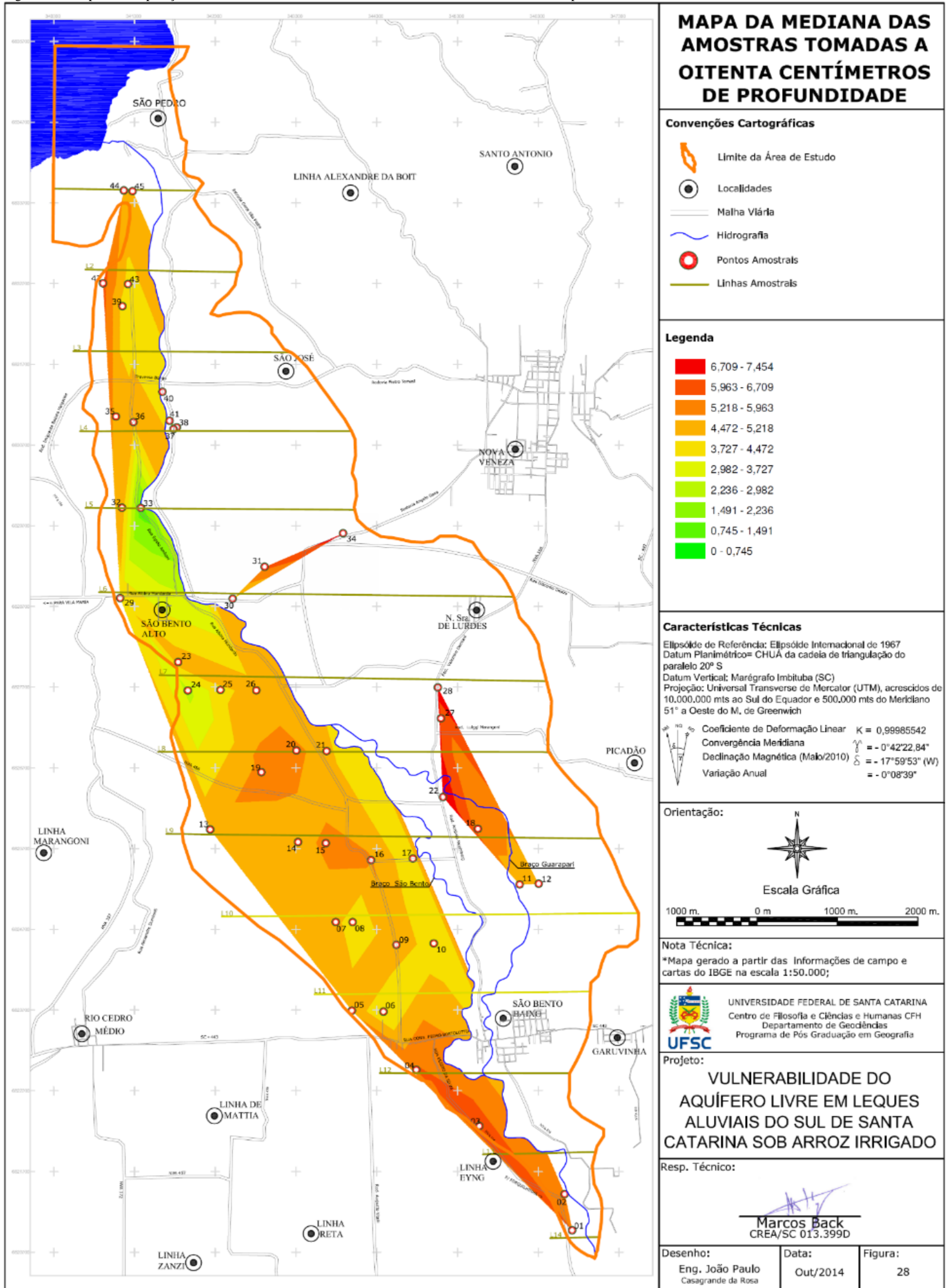




Figura 28 – Mapa de interpolação dos dados da mediana das amostras tomadas a oitenta centímetros de profundidade.





Uma avaliação das classes de assimetria da distribuição granulométrica (Tabela 21) revela que quarenta e sete por cento das amostras são aproximadamente simétricas, vinte e oito por cento tem simetria positiva a muito positiva e vinte e cinco por cento possui simetria negativa a muito negativa. Isto ocorre, de maneira muito aproximada, quer se avalie todas as oitenta e nove amostras em conjunto, quer se avalie na profundidade de vinte centímetros ou na de oitenta centímetros (Quadro 9).

Tabela 21 – Frequência absoluta e relativa das classes de simetria da distribuição dos diâmetros (Folk & Ward) de 89 amostras.

Classe de Assimetria	Frequência	
	Absoluta	Relativa
Muito Positiva	5	5,62
Positiva	20	22,47
Aproximadamente simétrica	42	47,19
Negativa	13	14,61
Muito negativa	9	10,11

Entretanto, isto não significa que não haja diferenças na simetria das amostras tomadas mais próximas da superfície daquelas tomadas a oitenta centímetros de profundidade (Quadro 9). De fato, em cinquenta e nove por cento dos pontos amostrais, a simetria não é igual em superfície e em profundidade, podendo variar de negativa a positiva (P02, P24) e vice-versa (P42).

Quadro 9 – Comparação entre a classificação da simetria de distribuição do diâmetro entre amostras tomadas a vinte e a oitenta centímetros de profundidade.

Ponto	Classificação 20cm	80cm	Ponto	Classificação 20cm	80cm
1	Ap. Simétrica	Ap. Simétrica	23	Ap. Simétrica	Positiva
2	Negativa	Positiva	24	Negativa	Positiva
3	Ap. Simétrica	Negativa	25	Positiva	Ap. Simétrica
4	Ap. Simétrica	Muito negativa	26	Negativa	Negativa
5	Ap. Simétrica	Ap. Simétrica	27	Muito negativa	Negativa
6	Positiva	Positiva	28	Muito negativa	Muito negativa
7	Ap. Simétrica	Ap. Simétrica	29	Ap. Simétrica	Positiva
8	Ap. Simétrica	Positiva	30	Ap. Simétrica	Positiva
9	Negativa	Ap. Simétrica	31	Negativa	Negativa
10	Ap. Simétrica	Positiva	32	Ap. Simétrica	Ap. Simétrica
11	Ap. Simétrica	Ap. Simétrica	33	Muito positiva	Ap. Simétrica
12	Ap. Simétrica	Ap. Simétrica	34	Muito negativa	Muito negativa
13	Ap. Simétrica	Ap. Simétrica	35	Positiva	Ap. Simétrica
14	Positiva	Ap. Simétrica	36	Positiva	Ap. Simétrica
15	Negativa	Ap. Simétrica	37	Ap. Simétrica	Ap. Simétrica
16	Ap. Simétrica	Ap. Simétrica	38	Negativa	Muito negativa



Ponto	Classificação 20cm	80cm	Ponto	Classificação 20cm	80cm
17	Ap. Simétrica	Ap. Simétrica	39	Muito positiva	Positiva
18	Ap. Simétrica	Ap. Simétrica	41	Muito positiva	Positiva
19	Ap. Simétrica	Ap. Simétrica	42	Positiva	Negativa
20	Ap. Simétrica	Negativa	43	Muito positiva	Positiva
21	Ap. Simétrica	Positiva	44	Positiva	Ap. Simétrica
22	Muito negativa	Muito negativa	45	Muito positiva	Ap. Simétrica

Fonte: do autor.

Da mesma forma que a média e a mediana, o grau de simetria das partículas possui correlação com as variáveis espaciais de altitude, coordenadas, distância da barragem e da foz do rio São Bento, porém em grau mais fraco e sinal invertido (Tabela 22). Ou seja, quanto mais afastado da barragem, maior é o valor numérico de *phi* da média e da mediana, menor é o grau de assimetria, que tende a uma assimetria negativa (Figura 29), revelando sedimentos mais finos. O mesmo vale em relação ao sentido oeste, como se pode observar pela correlação com a coordenada UTM Leste.

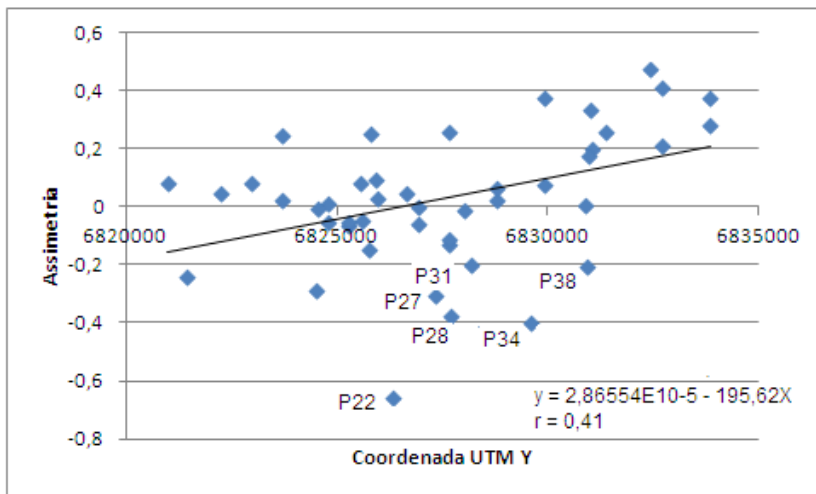
Tabela 22 – Coeficiente de correlação de Pearson ( $\alpha=0,05$ ) entre o grau de assimetria do diâmetro e altitude, coordenadas UTM, distância do ponto amostral à barragem e à foz do rio São Bento, densidade aparente e porosidade, por amostras coletadas a 20 e a 80 centímetros de profundidade.

Variável	Coeficiente de Correlação	
	20 cm	80 cm
Altitude*	<b>0,51</b>	0,13
Coordenada UTM Leste	<b>-0,54</b>	-0,24
Coordenada UTM Norte	<b>0,41</b>	0,03
Distância da barragem	<b>-0,42</b>	-0,04
Distância da foz	<b>0,44</b>	0,06
Densidade aparente	<b>0,47</b>	0,08
Porosidade	-0,23	-0,15

\* variável normalizada  $\text{Log}_4$  da altitude; Em destaque correlações significativas para  $\alpha = 0,05$ . Fonte: do autor.

Na Figura 29, gráfico de dispersão da assimetria da dispersão granulométrica, estão assinalados os pontos P22, P27, P28, P31, P34 e P38. Estes pontos possuem maior quantidade de resíduos negativos na equação de regressão. São pontos fora da linha direta do fluxo do rio São Bento e associados a outras formações geológicas. Os pontos P27 e P28 estão associados à Formação Irati e estão inseridos no trecho inicial do Rio Guarapari. Os pontos P22, P31, P34 e P38, estão associados a sill de diabásio ea Formação Irati. Se retirarmos estes pontos da análise, o coeficiente de correlação de Pearson melhora significativamente conforme Tabela 23.

Figura 29 – Gráfico de dispersão e linha de tendência da assimetria da dispersão granulométrica em função da coordenada UTM Norte.



Fonte: do autor.

Com maior segurança, pode-se afirmar que na área de leque aluvial da Bacia do rio São Bento os sedimentos são mais finos, no sul da bacia do que no norte da bacia. De outra maneira, em aproximadamente quarenta por cento dos casos tal afirmação não se verifica, havendo outros fatores intervenientes.

Tabela 23 – Coeficiente de correlação de Pearson para o valor numérico na escala *phi* do diâmetro médio, mediana e assimetria em relação às coordenadas UTM Norte, desconsiderando os pontos amostrais P22, P27, P28, P31, P34 e P38.

Parâmetro	r
Diâmetro Médio	-0,58727
Mediana	-0,64441
Assimetria	0,63296

Fonte: do autor.

As figuras 29 e 30 mostram a espacialização dos dados interpolados em classes de assimetria nas profundidades de vinte e oitenta centímetros. Na profundidade de vinte centímetros, a distribuição é similar à obtida com a mediana. Os sedimentos mais finos, próximos à

foz do rio e no centro do setor um (área de leque aluvial na margem direita do rio São Bento), possuem assimetria negativa a aproximadamente simétrica na escala *phi* e os sedimentos mais grossos, próximos à barragem, possuem assimetria positiva nesta escala. Estes resultados são coerentes com as classes de assimetria (FOLK; WARD, 1957) constantes no Quadro 09 e na Tabela 21.

Na profundidade de oitenta centímetros, estas relações não são visíveis, mas chamam a atenção os pontos P04 e P26. O primeiro ponto (P04) passa de uma classificação aproximadamente simétrica, para muito negativa (Quadro 09) com aumento, na escala *phi*, do valor numérico da média, mediana e curtose e diminuição do desvio padrão (Tabelas 17 e 18). O ponto P26 não tem alterada sua classificação de assimetria (Quadro 9), mas diminui, na escala *phi*, o valor da média, mediana e diminui a curtose e a seleção.

Figura 30 – Mapa de interpolação dos dados de assimetria das amostras tomadas a vinte centímetros de profundidade.

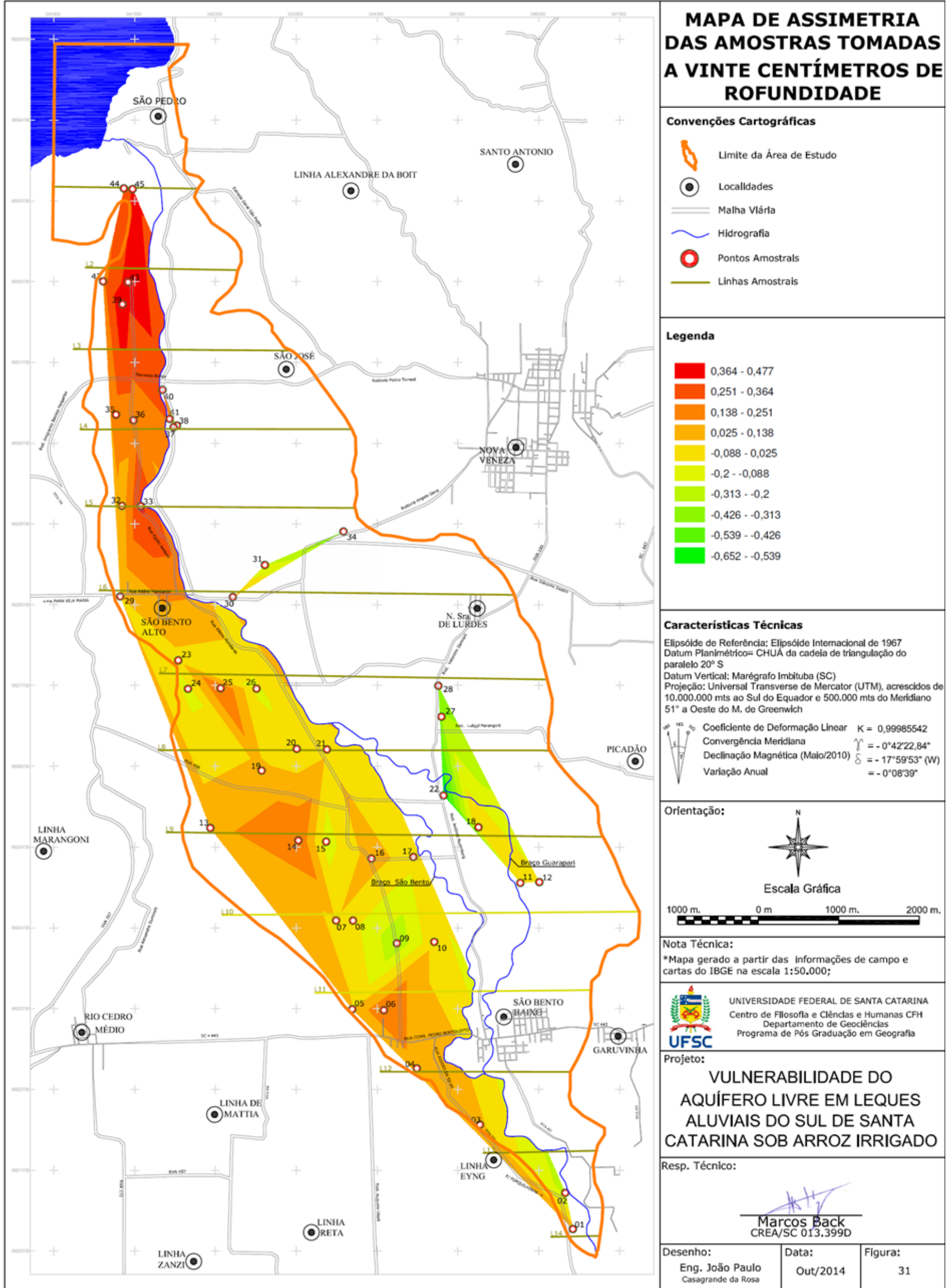
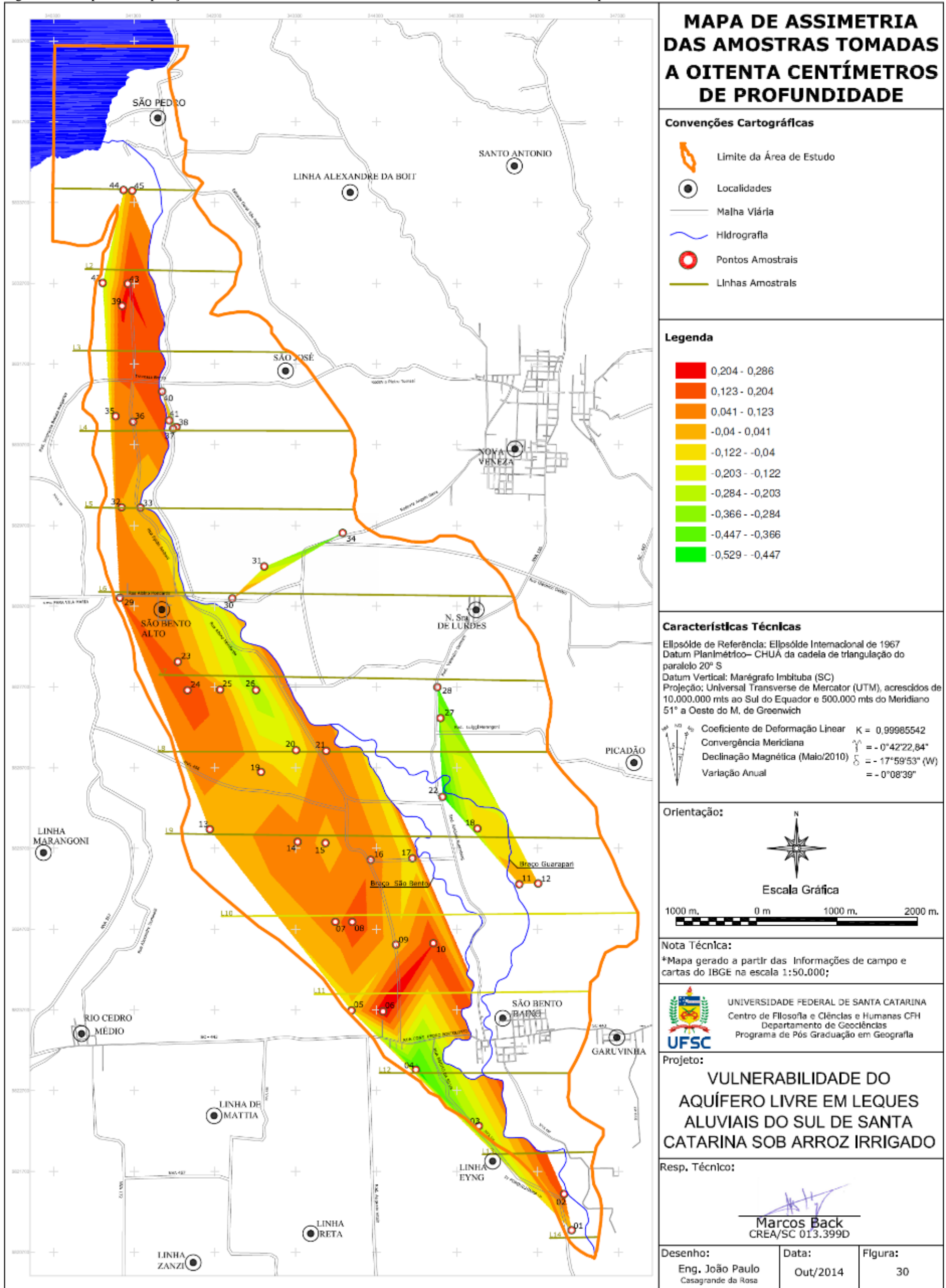




Figura 31 – Mapa de interpolação dos dados de assimetria das amostras tomadas a oitenta centímetros de profundidade.







Folk e Ward (1957) preconizaram o uso do “desvio padrão gráfico inclusivo” que fornece uma medida do desvio padrão bastante aproximada ao cálculo matemático desta medida de dispersão (SUGUIO, 1973). Por esse critério, noventa e três por cento das amostras analisadas são muito pobremente selecionadas e sete por cento são pobremente selecionadas, não existindo grandes variações no desvio padrão entre os pontos amostrais. Este resultado é coerente com a alta frequência de polimodalidade das amostras.

Assim, as correlações entre o desvio padrão gráfico inclusivo e demais variáveis estudadas são mais fracas que as encontradas para o grau de assimetria, média e mediana. Ainda assim, é interessante observar (Tabela 24) que à medida que os pontos estão mais distantes da barragem do rio São Bento, o desvio padrão diminui em trinta e um por cento dos casos, valor que aumenta para trinta e oito por cento dos casos retirando os pontos com maior resíduo (Tabela 25). O desvio padrão também tem correlação negativa com a coordenada UTM Leste, ou, em outras palavras, no sentido leste desvio padrão é menor.

Como as amostras são muito pobremente selecionadas, estas correlações se referem a variações muito pequenas no desvio padrão, o que resulta em pouco significado prático. Nas figuras 31 e 32, é apresentada a espacialização dos dados interpolados de seleção que retratam as correlações mencionadas.

Como foi apresentado, o valor de  $\phi$  das partículas tende a aumentar, de oeste para leste e de norte para sul, correspondendo a tamanhos menores. De maneira inversa, o desvio padrão diminui nestas direções aumentando a seleção. A correlação entre o diâmetro médio ( $\phi$ ) e o grau de seleção é de oitenta e quatro por cento ( $r = -0,84$ ), para amostras tomadas a vinte centímetros de profundidade. Assim, o material mais fino é levemente mais selecionado, tende a se localizar na borda leste da bacia, fora da área de leque aluvial e próximo a foz.

Até a construção da barragem, a Bacia do rio São Bento estava sujeita a inundações periódicas. Pode-se supor que os materiais mais finos, que ficam em suspensão por mais tempo e que demandam menor energia de transporte, foram depositados mais longe, contribuíram neste selecionamento.

Tabela 24 – Coeficiente de correlação de Pearson para correlação linear significativa ( $\alpha=0,05$ ) entre o grau de seleção e altitude, coordenadas UTM, distância do ponto amostral à barragem e à foz do rio São Bento, por amostras coletadas a 20 e a 80 centímetros de profundidade.

Variável	Coeficiente de Correlação	
	20 cm	80 cm
Altitude*	0,29	0,25
Coordenada UTM Leste	<b>-0,33</b>	-0,27
Coordenada UTM Norte	0,29	0,28
Distância da barragem	<b>-0,31</b>	-0,29
Distância da foz	<b>0,33</b>	<b>0,31</b>

\* variável normalizada Log4 da altitude; Em destaque correlações significativas para alfa = 0,05. Fonte: do autor.

Tabela 25 – Coeficiente de correlação de Pearson para correlação linear significativa ( $\alpha=0,05$ ) entre o grau de seleção e altitude, coordenadas UTM, distância do ponto amostral à barragem e à foz do rio São Bento, por amostras coletadas a 20 e a 80 centímetros de profundidade, desconsiderando os pontos amostrais P22, P27, P28, P31, P34 e P38.

Variável	Coeficiente de Correlação	
	20 cm	80 cm
Coordenada UTM Leste	<b>-0,39</b>	<b>-0,37</b>
Coordenada UTM Norte	<b>0,37</b>	<b>0,36</b>
Distância da barragem	<b>-0,38</b>	<b>-0,36</b>
Distância da foz	<b>0,41</b>	<b>0,38</b>

Em destaque correlações significativas para alfa = 0,05. Fonte: do autor.

Figura 32 – Mapa de interpolação dos dados de seleção das amostras tomadas a vinte centímetros de profundidade.

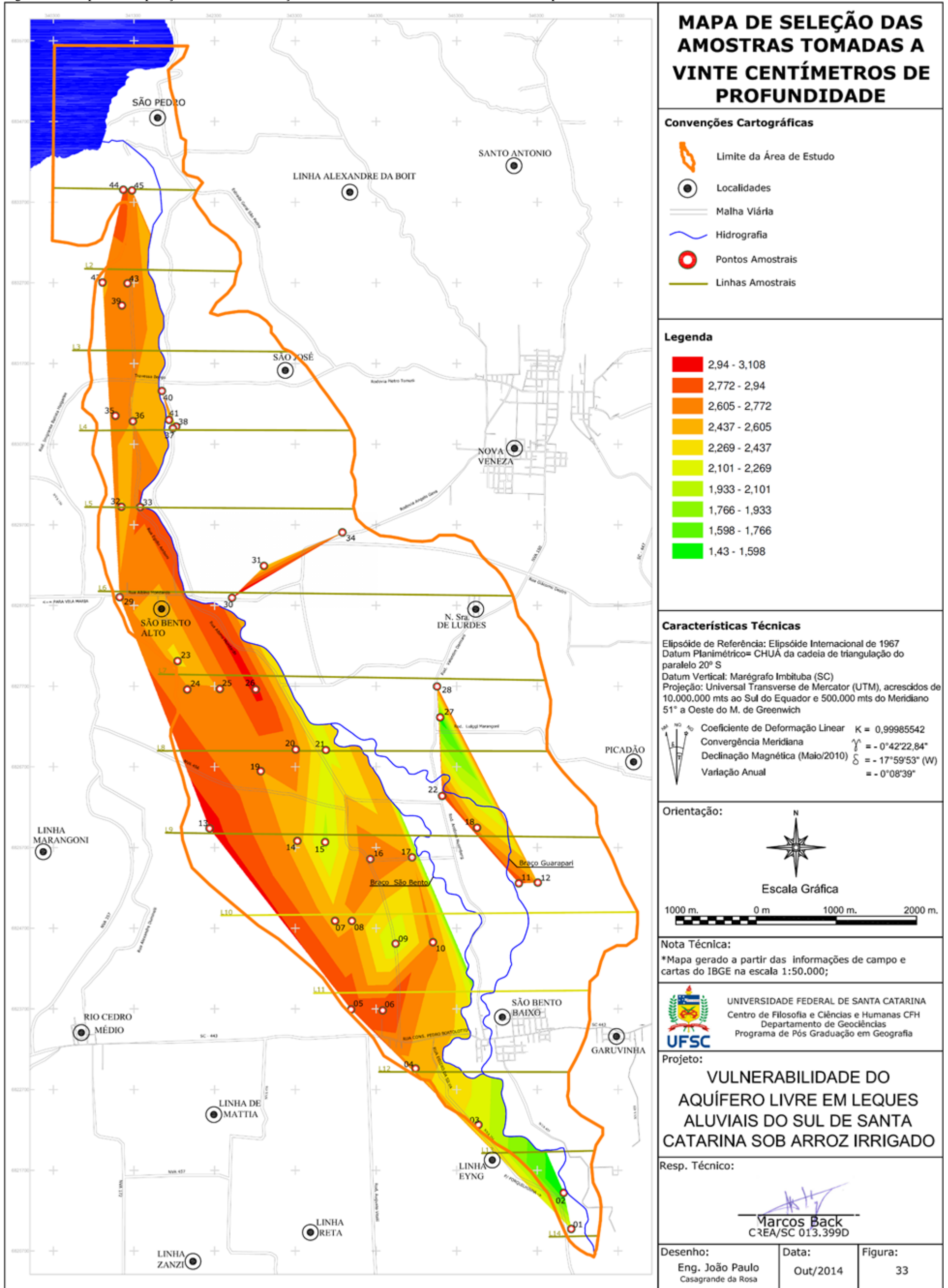
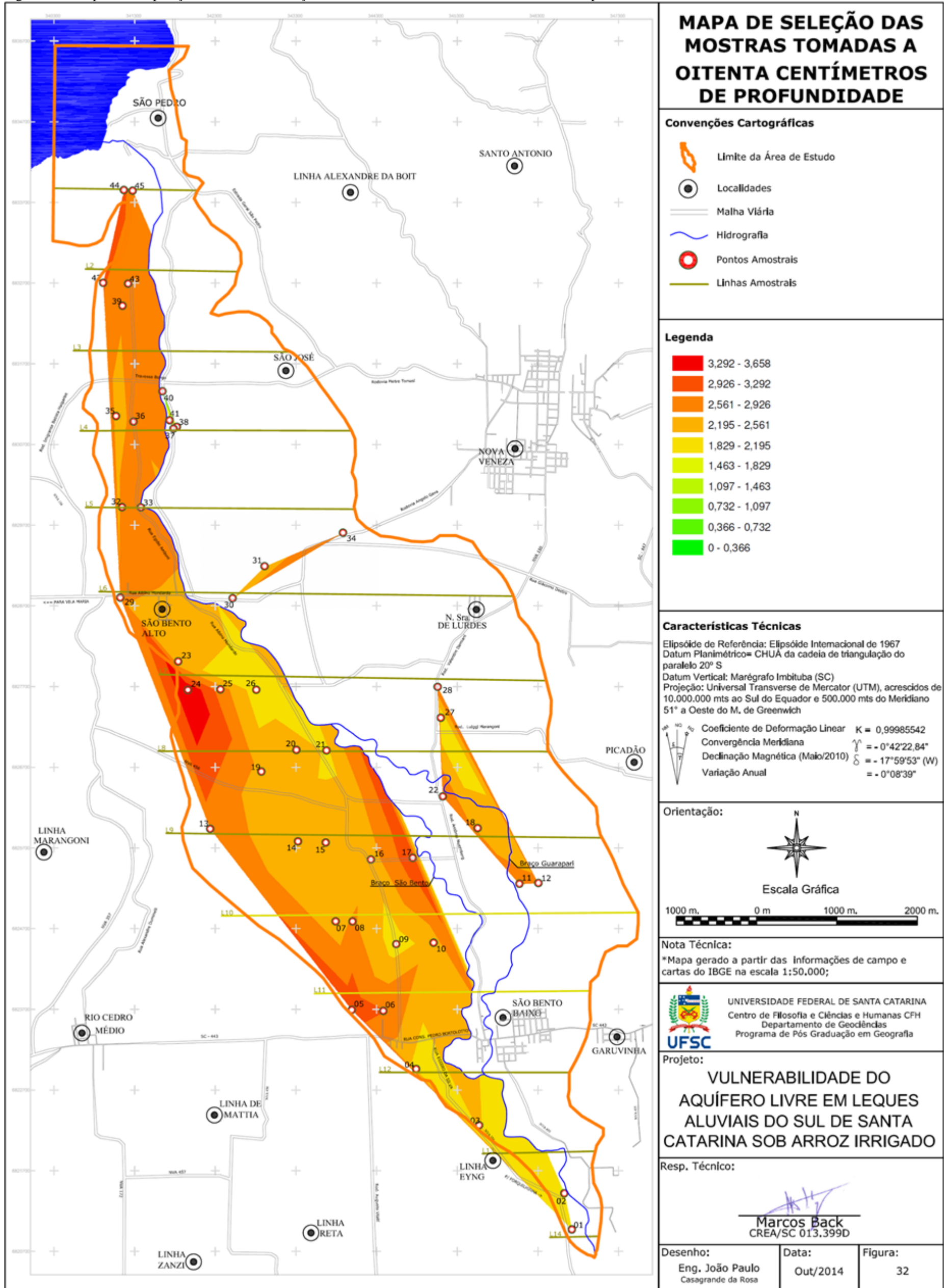




Figura 33 – Mapa de interpolação dos dados de seleção das amostras tomadas a oitenta centímetros de profundidade.





A curtose avalia o grau de achatamento de uma distribuição (SPIEGEL, 1993). A razão de espalhamento médio das caudas da distribuição granulométrica em relação ao espalhamento na parte central define a medida de curtose, geralmente usada como medida de avaliação da normalidade (FOLK; WARD, 1957). Na adaptação para escala phi, proposta por Folk e Ward, a distribuição normal tem valores iguais a um. A Tabela 26 mostra que setenta e cinco por cento das amostras são platicúrticas ou muito platicúrticas; são, portanto, amostras com um grau de espalhamento que confere achatamento da curva de distribuição, que esta relacionado ao mau selecionamento.

Segundo Suguio (1973), valores extremos de curtose podem indicar o selecionamento de materiais em uma região de alta energia que são transportados para outro ambiente, de baixa energia, misturando-se a sedimentos aí existentes. Segundo o autor, esse processo produziria distribuições granulométricas bimodais.

Nesta Tese, na área de leque aluvial, que se orienta com direção noroeste sudeste, com trecho semi paralelo à escarpa da Serra Geral, em área com exposição de rochas vulcânicas e sedimentares arenosas e mais finas, ao lado daquelas intrusivas básicas, as amostras são predominantemente polimodais. São depósitos aluviais que chegam à planície com elevada energia do agente, uma vez que nas escarpas ganham força hidráulica pelo grande desnível (DUARTE, comunicação pessoal).

Tabela 26 – Frequência absoluta e relativa das classes de curtose da distribuição dos diâmetros (Folk & Ward) de 89 amostras.

Classe de Curtose	Frequência	
	Absoluta	Relativa
Muito platicúrtica	5	5,62
Platicúrtica	62	69,66
Mesocúrtica	19	21,35
Leptocúrtica	3	3,37

Fonte: do autor.

Avaliando separadamente as amostras colhidas a vinte centímetros das amostras colhidas a oitenta centímetros de profundidade, não se revelam alterações na proporção das classes de curtose. Cerca de setenta

por cento dos pontos amostrais possui a mesma classificação de curtose nas duas profundidades (Quadro 10).



Quadro 10 – Comparação entre a classificação da curtose da distribuição do diâmetro entre amostras tomadas a vinte e a oitenta centímetros de profundidade.

Ponto	Classificação 20cm	80cm	Ponto	Classificação 20cm	80cm
1	Platicúrtica	Mesocúrtica	23	Platicúrtica	Platicúrtica
2	Mesocúrtica	Platicúrtica	24	Platicúrtica	Muito platicúrtica
3	Platicúrtica	Mesocúrtica	25	Platicúrtica	Platicúrtica
4	Platicúrtica	Mesocúrtica	26	Muito platicúrtica	Platicúrtica
5	Platicúrtica	Muito platicúrtica	27	Leptocúrtica	Leptocúrtica
6	Platicúrtica	Platicúrtica	28	Mesocúrtica	Platicúrtica
7	Platicúrtica	Platicúrtica	29	Platicúrtica	Platicúrtica
8	Platicúrtica	Platicúrtica	30	Mesocúrtica	Platicúrtica
9	Mesocúrtica	Mesocúrtica	31	Mesocúrtica	Mesocúrtica
10	Platicúrtica	Platicúrtica	32	Platicúrtica	Platicúrtica
11	Platicúrtica	Platicúrtica	33	Platicúrtica	Leptocúrtica
12	Platicúrtica	Platicúrtica	34	Platicúrtica	Platicúrtica
13	Muito platicúrtica	Platicúrtica	35	Platicúrtica	Platicúrtica
14	Platicúrtica	Platicúrtica	36	Platicúrtica	Platicúrtica
15	Platicúrtica	Platicúrtica	37	Platicúrtica	Platicúrtica
16	Platicúrtica	Platicúrtica	38	Mesocúrtica	Mesocúrtica

Ponto	Classificação 20cm	80cm	Ponto	Classificação 20cm	80cm
17	Platicúrtica	Mesocúrtica	39	Platicúrtica	Platicúrtica
18	Mesocúrtica	Mesocúrtica	41	Platicúrtica	Platicúrtica
19	Platicúrtica	Platicúrtica	42	Platicúrtica	Muito platicúrtica
20	Platicúrtica	Platicúrtica	43	Platicúrtica	Platicúrtica
21	Mesocúrtica	Mesocúrtica	44	Platicúrtica	Mesocúrtica
22	Platicúrtica	Platicúrtica	45	Platicúrtica	Platicúrtica

Fonte: do autor.

Os sedimentos da Bacia do rio São Bento são predominantemente muito pobremente selecionados, com distribuição platicúrtica, com diâmetro médio e mediana nas classes de silte. A grosso modo, não há diferenças entre a média, mediana, desvio padrão, assimetria e curtose obtidas a vinte centímetros de profundidade e a oitenta centímetros de profundidade ( $p < 0,05$ ). Existe uma correlação apenas moderada ( $r = 64\%$ ), pelos critérios de Cologari-Jacques (2003), de aumento do tamanho mediano ( $\phi$ ) dos grãos à medida que nos afastamos da barragem no sentido ao sul, bem como um aumento do tamanho mediano ( $r = 55\%$ ) no leste da bacia, onde ocorre a Formação Irati e a Formação Serra Geral, representada por sill de diabásio.

Para Lira (2004), a intensidade do coeficiente de correlação de Pearson é afetada pelo tamanho da amostra, a incidência de valores extremos, erros de medida e a restrição da amplitude que ocorre quando as amostras são relativamente homogêneas.

Na área deste estudo, a variabilidade dos dados dentro de cada amostra é grande, demonstrada pelo desvio padrão e curtose das amostras, contudo a variabilidade da média e da mediana entre amostras é pequena, afetando a intensidade das correlações. O coeficiente de variação da mediana, por exemplo, é de vinte e três por cento. Em relação à correlação com variáveis espaciais, a existência de pontos intermediários, entre a Barragem a foz do rio São Bento (ver Figura 29), com valores de resíduos de correlação altos indica a existência de outros fatores afetando a distribuição.

A granulometria é usada direta ou indiretamente na avaliação da vulnerabilidade de aquíferos como pode ser observado em vários sistemas (GOGU; DASSARGUES, 2000; GOLDSCHIEDER, 2005; GODSHEIDER; DREW, 2003; ALLER et al., 1987; FOSTER; HIRATA, 1993). Segundo Ducci (2010), a granulometria influencia a vulnerabilidade por atuar possivelmente sobre a condutividade hidráulica e sobre a atenuação da contaminação. Esses sistemas consideram que sedimentos mais grossos sujeitam o aquífero à maior vulnerabilidade, pois aumentam a infiltração de água e não têm tanta capacidade de atenuação.

Driessen e Moormann (1985), embora indiquem muitas exceções, argumentam existir uma tendência de sedimentos mais grossos e condutividade hidráulica maior no ápice dos leques aluviais. Sendo essas afirmações verdadeiras, deve-se esperar maior vulnerabilidade nas áreas com sedimentos mais grossos, contudo, na Bacia do rio São Bento, o trecho entre a barragem e a foz, não contém o ápice dos leques, mas, com a cautela necessária há uma correlação apenas moderada, verifica-se que

o diâmetro médio é menor distanciando-se do ápice. Ver-se-á que a condutividade hidráulica não possui relação direta com a distribuição granulométrica das amostras.

Dessa forma, considerando apenas os parâmetros estatísticos das distribuições granulométricas, não deve haver grandes variações na vulnerabilidade do aquífero freático de norte para o sul da bacia. Maiores variações são pontuais, como no ponto P33, que tem seu sedimento, a oitenta centímetros de profundidade, classificado como areia grossa.

Mahiques e Furtado (1989), estudando sedimentos na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro, sugerem o uso de análise multivariada de principais componentes para espacialização dos dados de frequência da distribuição granulométrica. Segundo os autores, tal técnica permite melhor compreensão da distribuição espacial dos sedimentos em relação aos parâmetros tradicionais propostos por Folk e Ward (1957) e Shepard (1954). Para análise multivariada o número de amostras deve ser vinte vezes maior do que o número de variáveis (LANDIM, 2011). Neste critério e considerando treze classes granulométricas utilizadas para a área de estudo no rio São Bento, seriam necessárias pelo menos duzentas e sessenta amostras para se tornarem estatisticamente válidos os resultados.

## 7.5 PARÂMETROS QUÍMICOS

Os resultados de análises químicas do solo são úteis na avaliação da vulnerabilidade do solo em razão da efetividade do meio na atenuação de poluentes (MARGANE, 2003). Lavorenti et al. (2000) e Gomes et al. (2006) destacam o papel da estrutura, granulometria, mineralogia, capacidade de troca de cátions, pH e o teor de matéria orgânica na lixiviação de contaminantes e ressaltam a importância da matéria orgânica na aceleração de processos biológicos de degradação de agrotóxicos.

Em muitas ocasiões, diferentes aspectos e componentes do solo interagem entre si. A capacidade de troca de cátions, por exemplo, é influenciada pela mineralogia, pelo teor de matéria orgânica e pela qualidade da matéria orgânica (OLIVEIRA JÚNIOR et al., 2009). O aspecto estrutural do solo influencia a mobilidade do poluente e é influenciado pelas características edáficas e mais ainda pelo manejo empregado (Grébil et al., 2001). Para Mendes e Santos Oliveira (2004), a solubilidade de fosfatos é dependente do potencial hidrogeniônico.

Fosfatos de alumínio e fosfatos férricos tendem a ter maior solubilidade com a elevação do pH e fosfatos de cálcio têm comportamento contrário.

Em função dessas relações, o teor de matéria orgânica, de carbonatos a CTC e o pH devem ser determinados em cada camada sobrejacente ao aquífero para avaliação da vulnerabilidade (KAPELJ et al., 2003). Sistemas como o SAI (HEREDIA; CIRELLI, 2008), SEEPAGE (GOGU; DASSARGUES, 2000), PI-METHOD (GOLDSCHIEDER, 2003b) e COP-METHOD (VÍAS et al., 2003) usam algumas dessas características.

Os resultados das análises químicas do solo, nas profundidades de vinte e oitenta centímetros, são apresentados nas tabelas 30 a 33. Pelo critério da Comissão de Química e Fertilidade do Solo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS, 2004), a média dos quarenta e cinco pontos amostrais, na camada de vinte centímetros (Tabela 27), é interpretada como tendo pH muito baixo, conteúdo de fósforo e matéria orgânica baixos, teor de potássio médio, e o conteúdo de cálcio e magnésio altos. A CTC é considerada baixa, a saturação por bases é muito baixa e a saturação por alumínio é muito alta. Para as amostras colhidas a oitenta centímetros de profundidade, poucas alterações são observadas nesta classificação. O teor de fósforo passa a ser muito baixo e, em função de elevação do conteúdo médio de cálcio e magnésio, o pH e a saturação por bases passam a ter valores considerados baixos.

Tabela 27 – Média de pH e dos teores de fósforo, potássio, alumínio, cálcio e magnésio trocáveis, capacidade de troca de cátions, soma de bases, saturação de bases e conteúdo de matéria orgânica das amostras colhidas a vinte e a oitenta centímetros de profundidade.

Parâmetro	Unidade	Resultado	
		20 cm	80 cm
pH		4,86	5,25
Fósforo	ppm	4,62	3,62
Potássio	ppm	79,33	66,16
Alumínio	cmolc/dm <sup>3</sup>	1,62	1,29
Cálcio	cmolc/dm <sup>3</sup>	4,12	5,61
Magnésio	cmolc/dm <sup>3</sup>	1,96	4,12
CTC	cmolc/dm <sup>3</sup>	20,14	21,56
Soma de bases (S)	cmolc/dm <sup>3</sup>	6,52	10,11

Parâmetro	Unidade	Resultado	
		20 cm	80 cm
Saturação de bases (V%)	%	33,43	48,57
Matéria orgânica	%	2,43	0,61

Fonte: do autor.

Efetuada análise de variância, para nível de significância de cinco por cento, ainda na comparação das médias das amostras em diferentes profundidades, resulta, como era de se esperar, que o conteúdo de matéria orgânica é menor em profundidade, entretanto, em função de teores significativamente mais altos de magnésio, a soma de bases e a saturação por bases são de fato mais altas a oitenta centímetros de profundidade. Em sessenta e seis por cento dos casos o teor de cálcio é mais alto a oitenta centímetros de profundidade, percentual que se eleva a oitenta por cento no caso do magnésio.

Tabela 28 – Parâmetros químicos do solo na profundidade de vinte centímetros dos pontos P01 a P23.

Ponto	pH (H <sub>2</sub> O)	ppm		cmol/dm <sup>3</sup>							%			
		P	K	Al	Ca	Mg	Na	H+Al	S*	CTC	Text.*	M.O.*	V*	m*
1	5,4	10	88	0,6	9	4,4	56	5,49	13,88	19,37	24	1,5	71,66	4,14
2	4,9	2,4	61	1,1	9,3	4,2	46	7,74	13,86	21,6	26	2,4	64,17	7,35
3	5,6	10,5	89	0,3	10,7	5,4	58	4,89	16,59	21,48	26	1,3	77,23	1,78
4	4,8	3	51	1,9	5,5	2,7	38	7,74	8,5	16,24	22	1,9	52,34	18,27
5	5,3	3,3	160	0,3	5,9	4,6	87	6,9	11,3	18,2	33	3,5	62,09	2,59
6	4,8	2,3	91	1,3	2,6	1,2	55	12,26	4,28	16,54	26	1,7	25,88	23,3
7	4,9	4,3	60	2,3	4,2	2,1	44	13,75	6,65	20,4	27	2,7	32,6	25,7
8	4,9	5	185	1,1	4,1	3,5	107	7,74	8,55	16,29	25	2,1	52,49	11,4
9	4,9	3,8	56	2,1	5,9	5,3	51	12,26	11,57	23,83	28	1,9	48,55	15,36
10	4,6	2,4	51	2,4	3,7	1,9	40	7,74	5,91	13,65	25	2,1	43,3	28,88
11	4,6	9,6	96	2,7	2,6	0,8	62	15,42	3,92	19,34	16	3,3	20,27	40,79
12	4,8	5,4	139	1,5	5,3	2,1	79	10,93	8,11	19,04	23	3,9	42,59	15,61
13	4,9	5,4	106	0,7	2,1	0,9	63	12,26	3,55	15,81	23	3,1	22,45	16,47
14	4,8	2,7	21	1,6	2,8	1,1	20	17,3	4,04	21,34	22	2,4	18,93	28,37
15	5,1	2,1	40	1,9	3,6	2,7	34	15,42	6,56	21,98	26	2	29,85	22,46
16	4,4	3,4	118	1,9	2,4	1,6	75	17,3	4,64	21,94	23	2,7	21,15	29,05
17	4,8	6,8	104	1,3	5,6	2,3	67	13,75	8,47	22,22	21	2,2	38,12	13,31

Ponto	pH (H <sub>2</sub> O)	ppm		cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>							%			
		P	K	Al	Ca	Mg	Na	H+Al	S*	CTC	Text.*	M.O.*	V*	m*
18	5,1	3,3	40	0,8	7,5	3,6	32	7,74	11,35	19,09	31	2,4	59,46	6,58
19	4,8	3,7	40	0,8	3	1,7	32	7,74	4,95	12,69	23	2,3	39,01	13,91
20	4,6	4	33	1	5,4	2,7	28	6,9	8,31	15,21	23	1,8	54,64	10,74
21	5,5	3,5	49	0,3	12,3	4,6	37	4,89	17,19	22,08	20	1,2	77,85	1,72
22	5,1	2,1	46	1,8	4,1	1,6	31	9,74	5,96	15,7	43	1,1	37,96	23,2
23	4,4	5,1	49	2,6	2,4	1	35	12,26	3,68	15,94	23	3,4	23,09	41,4

\*S = Soma de bases; Text = percentual de argila; M.O.= Matéria orgânica; V = Saturação de bases; m = Saturação de Alumínio.  
Fonte: do autor.



Tabela 29 – Parâmetros químicos do solo na profundidade de vinte centímetros dos pontos P24 a P45.

Ponto	pH (H <sub>2</sub> O)	ppm		cmolc/dm <sup>3</sup>							%			
		P	K	Al	Ca	Mg	Na	H+Al	S*	CTC	Text.*	M.O.*	V*	m*
24	5,4	2,2	57	1	2,3	1,2	42	9,74	3,83	13,57	28	1,1	28,22	20,7
25	4,9	3,4	46	2,1	4,1	1,3	34	13,75	5,67	19,42	21	1,9	29,2	27,03
26	5,1	2,6	94	0,6	4,3	2	56	10,93	6,79	17,72	33	2,2	38,32	8,12
27	5,4	4,3	47	0,8	9	4,3	42	6,9	13,61	20,51	23	2,6	66,36	5,55
28	4,9	7,7	74	2,6	3	1,6	53	21,76	5,03	26,79	26	3,5	18,78	34,08
29	4,9	3,1	57	2,5	1,7	0,9	37	19,4	2,91	22,31	22	2,8	13,04	46,21
30	4,7	5,9	89	2,1	2,8	1,1	57	19,4	4,38	23,78	23	1,9	18,42	32,41
31	4,5	5,6	193	3	1,4	0,6	102	21,76	2,95	24,71	32	3,2	11,94	50,42
32	4,5	3,9	97	2,6	1,4	0,5	60	27,38	2,42	29,8	22	3,3	8,12	51,79
33	4,6	7,8	183	1,8	5,8	1,3	103	15,42	8,03	23,45	15	2,6	34,24	18,31
34	4,4	5,2	92	1,4	1,4	0,7	53	12,26	2,57	14,83	21	3,1	17,33	35,26
35	4,7	3,2	48	2,3	1,9	1	33	17,3	3,17	20,47	22	2,5	15,49	42,05
36	5,1	2,7	64	0,7	2,8	1,5	41	9,74	4,65	14,39	26	1,5	32,31	13,08
37	4,7	3,3	55	2	4	1,9	38	19,4	6,21	25,61	19	3,3	24,25	24,36
38	4,6	1,6	131	2	2	0,8	75	19,4	3,47	22,87	27	3,2	15,17	36,56
39	4,8	3,6	134	2,2	1,2	0,4	74	21,76	2,28	24,04	19	2,6	9,48	49,11
40	5	12,9	74	1,3	7,2	1,8	49	12,26	9,41	21,67	13	3,1	43,42	12,14

Ponto	pH (H <sub>2</sub> O)	ppm		cmolc/dm <sup>3</sup>							%			
		P	K	Al	Ca	Mg	Na	H+Al	S*	CTC	Text.*	M.O.*	V*	m*
41	4,6	4,3	51	2,1	2,1	0,6	33	21,76	2,98	24,74	19	2,4	12,05	41,34
42	4,9	2,6	70	1,5	1,5	0,6	40	15,42	2,46	17,88	21	2,7	13,76	37,88
43	4,6	11,5	48	1,9	2,2	0,8	31	24,41	3,26	27,67	18	2,9	11,78	36,82
44	4,8	2,8	40	2,1	1,1	0,7	26	17,3	2,02	19,32	22	2	10,46	50,97
45	4,6	3,8	53	2,2	2,3	0,8	45	17,3	3,44	20,74	18	2	16,59	39,01

\*S = Soma de bases; Text = percentual de argila; M.O.= Matéria orgânica; V = Saturação de bases; m = Saturação de Alumínio.

Fonte: do autor.

Tabela 30 – Parâmetros químicos do solo na profundidade de oitenta centímetros dos pontos.

Ponto	pH (H <sub>2</sub> O)	ppm		cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>							%			
		P	K	Al	Ca	Mg	Na	H+Al	S*	CTC	Text.*	M.O.*	V*	m*
1	5,4	10	88	0,6	9	4,4	56	5,49	13,88	19,37	24	1,5	71,66	4,14
2	4,9	2,4	61	1,1	9,3	4,2	46	7,74	13,86	21,6	26	2,4	64,17	7,35
3	5,6	10,5	89	0,3	10,7	5,4	58	4,89	16,59	21,48	26	1,3	77,23	1,78
4	4,8	3	51	1,9	5,5	2,7	38	7,74	8,5	16,24	22	1,9	52,34	18,27
5	5,3	3,3	160	0,3	5,9	4,6	87	6,9	11,3	18,2	33	3,5	62,09	2,59
6	4,8	2,3	91	1,3	2,6	1,2	55	12,26	4,28	16,54	26	1,7	25,88	23,3
7	4,9	4,3	60	2,3	4,2	2,1	44	13,75	6,65	20,4	27	2,7	32,6	25,7
8	4,9	5	185	1,1	4,1	3,5	107	7,74	8,55	16,29	25	2,1	52,49	11,4
9	4,9	3,8	56	2,1	5,9	5,3	51	12,26	11,57	23,83	28	1,9	48,55	15,36
10	4,6	2,4	51	2,4	3,7	1,9	40	7,74	5,91	13,65	25	2,1	43,3	28,88
11	4,6	9,6	96	2,7	2,6	0,8	62	15,42	3,92	19,34	16	3,3	20,27	40,79
12	4,8	5,4	139	1,5	5,3	2,1	79	10,93	8,11	19,04	23	3,9	42,59	15,61
13	4,9	5,4	106	0,7	2,1	0,9	63	12,26	3,55	15,81	23	3,1	22,45	16,47
14	4,8	2,7	21	1,6	2,8	1,1	20	17,3	4,04	21,34	22	2,4	18,93	28,37
15	5,1	2,1	40	1,9	3,6	2,7	34	15,42	6,56	21,98	26	2	29,85	22,46
16	4,4	3,4	118	1,9	2,4	1,6	75	17,3	4,64	21,94	23	2,7	21,15	29,05
17	4,8	6,8	104	1,3	5,6	2,3	67	13,75	8,47	22,22	21	2,2	38,12	13,31
18	5,1	3,3	40	0,8	7,5	3,6	32	7,74	11,35	19,09	31	2,4	59,46	6,58

Ponto	pH (H <sub>2</sub> O)	ppm		cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>							%			
		P	K	Al	Ca	Mg	Na	H+Al	S*	CTC	Text.*	M.O.*	V*	m*
19	4,8	3,7	40	0,8	3	1,7	32	7,74	4,95	12,69	23	2,3	39,01	13,91
20	4,6	4	33	1	5,4	2,7	28	6,9	8,31	15,21	23	1,8	54,64	10,74
21	5,5	3,5	49	0,3	12,3	4,6	37	4,89	17,19	22,08	20	1,2	77,85	1,72
22	5,1	2,1	46	1,8	4,1	1,6	31	9,74	5,96	15,7	43	1,1	37,96	23,2
23	4,4	5,1	49	2,6	2,4	1	35	12,26	3,68	15,94	23	3,4	23,09	41,4
24	5,4	2,2	57	1	2,3	1,2	42	9,74	3,83	13,57	28	1,1	28,22	20,7
25	4,9	3,4	46	2,1	4,1	1,3	34	13,75	5,67	19,42	21	1,9	29,2	27,03
26	5,1	2,6	94	0,6	4,3	2	56	10,93	6,79	17,72	33	2,2	38,32	8,12
27	5,4	4,3	47	0,8	9	4,3	42	6,9	13,61	20,51	23	2,6	66,36	5,55
28	4,9	7,7	74	2,6	3	1,6	53	21,76	5,03	26,79	26	3,5	18,78	34,08
29	4,9	3,1	57	2,5	1,7	0,9	37	19,4	2,91	22,31	22	2,8	13,04	46,21
30	4,7	5,9	89	2,1	2,8	1,1	57	19,4	4,38	23,78	23	1,9	18,42	32,41
31	4,5	5,6	193	3	1,4	0,6	102	21,76	2,95	24,71	32	3,2	11,94	50,42
32	4,5	3,9	97	2,6	1,4	0,5	60	27,38	2,42	29,8	22	3,3	8,12	51,79
33	4,6	7,8	183	1,8	5,8	1,3	103	15,42	8,03	23,45	15	2,6	34,24	18,31
34	4,4	5,2	92	1,4	1,4	0,7	53	12,26	2,57	14,83	21	3,1	17,33	35,26
35	4,7	3,2	48	2,3	1,9	1	33	17,3	3,17	20,47	22	2,5	15,49	42,05
36	5,1	2,7	64	0,7	2,8	1,5	41	9,74	4,65	14,39	26	1,5	32,31	13,08
37	4,7	3,3	55	2	4	1,9	38	19,4	6,21	25,61	19	3,3	24,25	24,36

Ponto	pH (H <sub>2</sub> O)	ppm		cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>							%			
		P	K	Al	Ca	Mg	Na	H+Al	S*	CTC	Text.*	M.O.*	V*	m*
38	4,6	1,6	131	2	2	0,8	75	19,4	3,47	22,87	27	3,2	15,17	36,56
39	4,8	3,6	134	2,2	1,2	0,4	74	21,76	2,28	24,04	19	2,6	9,48	49,11
40	5	12,9	74	1,3	7,2	1,8	49	12,26	9,41	21,67	13	3,1	43,42	12,14
41	4,6	4,3	51	2,1	2,1	0,6	33	21,76	2,98	24,74	19	2,4	12,05	41,34
42	4,9	2,6	70	1,5	1,5	0,6	40	15,42	2,46	17,88	21	2,7	13,76	37,88
43	4,6	11,5	48	1,9	2,2	0,8	31	24,41	3,26	27,67	18	2,9	11,78	36,82
44	4,8	2,8	40	2,1	1,1	0,7	26	17,3	2,02	19,32	22	2	10,46	50,97
45	4,6	3,8	53	2,2	2,3	0,8	45	17,3	3,44	20,74	18	2	16,59	39,01

\*S = Soma de bases; Text = percentual de argila; M.O.= Matéria orgânica; V = Saturação de bases; m = Saturação de Alumínio.  
Fonte: do autor.

Tabela 31 – Parâmetros químicos do solo na profundidade de oitenta centímetros dos pontos.

Ponto	pH (H <sub>2</sub> O)	ppm		cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>							%			
		P	K	Al	Ca	Mg	Na	H+Al	S*	CTC	Text.*	M.O.*	V*	m*
1	25	5,6	3,3	72	0,1	0,3	12,6	8,7	57	3,89	21,74	25,63	84,82	1,36
2	20	5,6	15,4	93	2,2	0,3	15,1	6,7	66	5,49	22,33	27,82	80,27	1,33
3	23	5,1	2,8	56	0,1	2,7	0,8	2,2	37	12,26	3,31	15,57	21,26	44,93
4	37	5,4	2,4	77	0,3	0,3	6,4	7,3	77	4,89	14,24	19,13	74,44	2,06
5	31	5	3,1	66	0,4	5,2	0,6	0,5	37	30,72	1,44	32,16	4,48	78,31
6	32	5,4	2,4	52	0,5	0,3	4,1	3,1	33	5,49	7,48	12,97	57,67	3,86
7	25	5,3	3,3	92	0,5	0,8	9,6	6,6	60	7,74	16,7	24,44	68,33	4,57
8	25	4,6	4,1	31	0,5	4	2,3	2,1	34	19,4	4,63	24,03	19,27	46,35
9	35	5,3	4,7	72	0,1	0,3	13,8	13	95	5,49	27,41	32,9	83,31	1,08
10	20	5,3	2,3	71	0,2	0,6	8,2	6,8	49	6,15	15,4	21,55	71,46	3,75
11	30	5,2	1,9	42	0,6	0,5	6,8	4,1	30	6,9	11,14	18,04	61,75	4,3
12	24	5,2	3,2	43	0,4	0,3	3,9	4,2	38	6,15	8,38	14,53	57,67	3,46
13	33	5	3,3	87	1,8	0,9	2,2	1,5	51	9,74	4,15	13,89	29,88	17,82
14	17	5,6	2	49	0,4	0,3	5,2	6,5	36	6,15	11,99	18,14	66,1	2,44
15	27	5,1	3	96	1,9	1,2	3,4	4,4	70	15,42	8,36	23,78	35,16	12,55
16	31	5	3,3	146	0,4	0,8	3,3	3,8	86	10,93	7,86	18,79	41,83	9,24
17	20	5,5	5,8	73	0,5	0,3	8	5,3	47	5,49	13,7	19,19	71,39	2,14
18	20	5,6	4,4	40	0,9	0,3	15,7	9,6	50	4,89	25,63	30,52	83,98	1,16

Ponto	pH (H <sub>2</sub> O)	ppm		cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>							%			
		P	K	Al	Ca	Mg	Na	H+Al	S*	CTC	Text.*	M.O.*	V*	m*
19	30	4,8	5,7	88	0,6	2	4,9	4	52	8,69	9,36	18,05	51,86	17,61
20	26	5,3	4,2	54	1,5	0,3	7,9	5,5	39	6,15	13,71	19,86	69,03	2,14
21	12	5,7	2,8	45	0,3	0,3	11,1	7,4	38	3,89	18,79	22,68	82,85	1,57
22	61	4,8	2,1	35	0,3	5,4	0,4	0,8	18	34,45	1,37	35,82	3,82	79,76
23	26	6,4	3,4	72	0,3	0,3	2,8	2,4	48	3,89	5,6	9,49	59,01	5,08
24	30	5,4	3,9	68	0,5	0,5	5,9	5,2	51	8,69	11,5	20,19	56,96	4,17
25	22	5,6	4,1	56	0,7	0,3	11,5	5,2	41	6,15	17,03	23,18	73,47	1,73
26	23	5,5	3,1	69	0,3	0,3	7,1	4,4	60	6,15	11,95	18,1	66,02	2,45
27	25	5,8	2,7	55	0,7	0,3	11,9	8,3	41	6,15	20,52	26,67	76,94	1,44
28	39	4,9	2	75	0,5	3,6	1,3	1	44	30,72	2,69	33,41	8,05	57,23
29	23	5,2	2,1	46	0,8	1	1,4	0,8	31	8,69	2,46	11,15	22,06	28,9
30	23	5,5	2,3	48	0,4	0,3	5	2,6	33	3,47	7,87	11,34	69,4	3,67
31	34	4,7	2,8	37	0,6	3,4	0,7	0,5	24	27,38	1,4	28,78	4,86	70,83
32	22	5,6	1,9	103	0,1	0,3	4,4	5,8	61	7,74	10,74	18,48	58,12	2,72
33	6	5,6	16,3	49	0,8	0,3	11,6	2,9	45	6,15	14,83	20,98	70,69	1,98
34	37	4,4	1,4	43	0,2	3,3	0,9	0,8	28	24,41	1,94	26,35	7,36	62,98
35	26	5	2,7	42	1,1	3,2	1,3	0,9	28	17,3	2,43	19,73	12,32	56,84
36	27	5,5	4,4	90	0,2	0,3	5,6	5,6	64	5,49	11,72	17,21	68,1	2,5
37	22	5	2	73	1,1	1,1	3,6	2,4	43	10,93	6,38	17,31	36,86	14,71

Ponto	pH (H <sub>2</sub> O)	ppm		cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>							%			
		P	K	Al	Ca	Mg	Na	H+Al	S*	CTC	Text.*	M.O.*	V*	m*
38	33	4,9	1,2	122	2,3	1,6	1,7	0,7	68	15,42	3,02	18,44	16,38	34,63
39	26	5,5	1,3	55	0,3	0,3	2,6	2,4	33	6,9	5,29	12,19	43,4	5,37
41	23	4,9	3,1	67	0,5	1,9	3	1,2	41	13,75	4,56	18,31	24,9	29,41
42	26	4,6	1,8	62	0,2	2,5	2,9	2,6	38	24,41	5,83	30,24	19,28	30,01
43	24	5,1	3,2	67	0,3	0,5	1,9	1,5	39	8,69	3,75	12,44	30,14	11,76
44	21	4,7	4,8	55	0,4	3,6	7,1	6,1	74	34,45	13,67	48,12	28,41	20,85
45	25	5,8	3,2	77	0,2	0,3	6,4	3,9	45	6,15	10,7	16,85	63,5	2,73

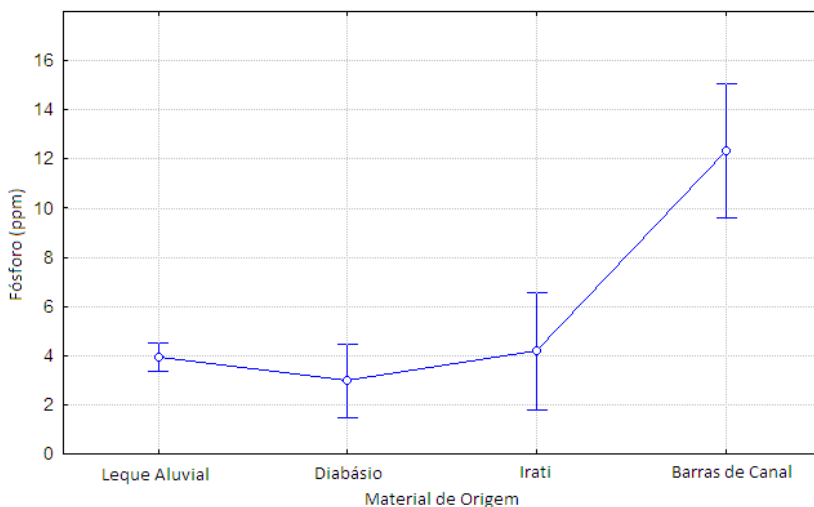
\*S = Soma de bases; Text = percentual de argila; M.O.= Matéria orgânica; V = Saturação de bases; m = Saturação de Alumínio.  
Fonte: do autor.



O material de origem, o clima, o relevo, a atividade biológica e o tempo são considerados fatores básicos da formação dos solos. Na área deste estudo, os solos se desenvolveram sobre os depósitos de um leque aluvial, folhelhos da Formação Irati (P27 e P28), diabásio e rochas sedimentares (P18, P22, P31, P34 e P38). No leque aluvial, dois pontos, P33 e P40, se distinguem dos demais por estarem muito próximos do rio São Bento, provavelmente em antigas barras de canal, e serem compostos por materiais mais grossos (ver seção 7.4 - Granulometria).

Procedeu-se um teste de análise de variância ( $\alpha=5\%$ ), considerando quatro materiais de origem aqui denominados: Formação Irati (P27 e P28), diabásio (P18, P22, P31, P34 e P38), barra de canal (P33 e P40) e leque aluvial (demais pontos). Não houve diferenças para os parâmetros químicos entre os materiais, com exceção do fósforo que foi significativamente maior para as barras de canal (Figura 34). Fernandes et al. (2010) mostram que os basaltos são ricos em pentóxido de fósforo. Dessa forma, seixos de basalto transportados do topo da Serra Geral podem estar contribuindo para o nível mais elevado de fósforo nos pontos P33 e P40.

Figura 34– Gráfico do intervalo de confiança (0,95) do teor de fósforo segundo material de origem do solo demonstrado diferenças significativas ( $p= 0,0000$ )no teste ANOVA.



Fonte: do autor.

O percentual de argila, denominado equivocadamente como textura nos laudos de órgãos oficiais, é significativamente maior, no teste de análise de variância, para o material de origem diabásio e Formação Irati e significativamente menor para o material barra de canal. Estes resultados são iguais aos obtidos na seção 7.4 - Granulometria.

Para verificar a existência de padrões espaciais na distribuição dos parâmetros químicos, foi verificada a correlação entre a altitude, coordenadas UTM, distância da barragem e da foz do rio São Bento ao ponto amostral, por meio do coeficiente de correlação de Pearson ( $r$ ) para correlações lineares. Para tanto, as variáveis foram normalizadas por diferentes expedientes, entretanto a única variável que possui correlação significativa em um teste de variância ( $\alpha=5\%$ ) com os parâmetros espaciais é o logaritmo na base seis do teor de magnésio, cujos resultados estão dispostos na Tabela 32.

Para amostras tomadas a vinte centímetros de profundidade, em aproximadamente setenta por cento dos casos, o teor de magnésio normalizado aumenta à medida que diminui o valor da coordenada UTM Norte, ou seja, distanciando-se da barragem. O teor normalizado de magnésio também aumenta na fração leste da bacia, evidenciado pela coordenada UTM Leste. Se esta correlação está ligada a concreções calcárias da Formação Serra Alta (POSSAMAI et al., 1989), a horizontes calcários da Formação Irati (BORTOLUZZI et al., 1987) e à Formação Serra Geral ou se esta correlação está ligada ao uso de calcário dolomítico pelos agricultores, não se pode afirmar.

Tabela 32 – Coeficiente de correlação de Pearson para correlação linear entre o logaritmo na base seis do teor de magnésio e demais variáveis espaciais, discriminadas por amostras coletadas a 20 e a 80 centímetros de profundidade.

Variável	Coeficiente de Correlação	
	20 cm	80 cm
Altitude*	<b>-0,72</b>	-0,3
Coordenada UTM Leste	<b>0,67</b>	<b>0,35</b>
Coordenada UTM Norte	<b>-0,71</b>	<b>-0,34</b>
Distância da barragem	<b>0,69</b>	<b>0,38</b>
Distância da foz	<b>-0,72</b>	<b>0,4</b>

\* variável normalizada Log4 da altitude; Em destaque correlações significativas para alfa = 0,05. Fonte: do autor.

Outra correlação interessante, mas igualmente carecendo de melhor explicação, se dá com o potássio e o sódio. O teor de sódio foi normalizado com logaritmo na base cinco, o teor de potássio a vinte centímetros foi normalizado com o seu inverso ( $1/x$ ) e o teor de potássio a oitenta centímetros foi normalizado com logaritmo na base sete. Em amostras colhidas a vinte centímetros de profundidade, os dados normalizados resultam em um coeficiente de correlação positivo em noventa e um por cento dos casos. Na profundidade de oitenta centímetros, o coeficiente de correlação é de setenta e oito por cento. Ou seja, o aumento dos teores de sódio é acompanhado pela elevação dos teores de potássio. A análise de resíduos indica que a correlação não está ligada ao material de origem ou às condições de alagamento.

## 7.6 TENSÃO NO SOLO

A água no solo pode ser caracterizada por seu estado de energia. Da equação de Bernoulli, no sistema solo-planta-atmosfera, a energia cinética, que é proporcional ao quadrado da velocidade, é em geral desprezível em função da lentidão dos movimentos. De outro modo, a energia potencial, que está em função da posição e condição interna da água e da intensidade do campo gravitacional, é fundamental na caracterização do estado de energia. Forças matriciais, que incluem forças capilares, de adsorção, elétricas e todas as formas de interação entre a água e a matriz do solo, são também relevantes e conduzem a um movimento da água no solo denominado, pela Física, de trabalho matricial. Da mesma forma, a presença de solutos na água implica em um trabalho químico. Assim, o conjunto das relações sistema-meio, conduz a um estado de energia que no solo é denominado Potencial Total da Água no Solo (REICHARDT e TIMM, 2004).

O Potencial Total de Água no Solo ( $\Psi$ ) é igual à energia livre ( $G$ ) de modo que o potencial total ( $\Psi$ ) é função da temperatura ( $T$ ), pressão ( $P$ ), altura ( $z$ ), número de moles ( $n$ ) e umidade ( $\theta$ ):

$$G = \Psi = \Psi(T, P, z, n, \theta) \quad (2)$$

O nível absoluto de energia não é tão crítico quanto à diferença de níveis de energia entre dois ou mais pontos (BRADY, 1989). Assim, o movimento da água no solo é visto como resultante de diferenças no Potencial Total da Água no Solo. O decréscimo do potencial total, no

sentido do movimento da água, é uma medida da força resultante responsável pelo movimento.

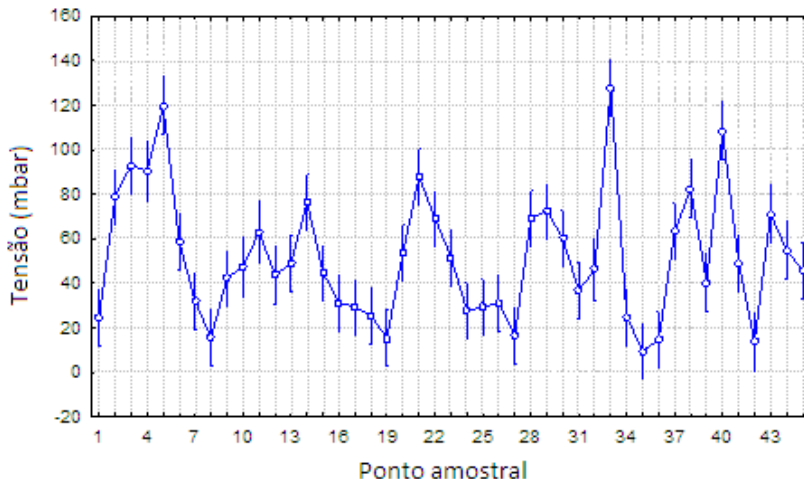
Na maioria dos problemas de física do solo o potencial total é considerado apenas como a soma do potencial gravitacional e matricial (REICHARDT; TIMM, 2004). Para os autores, ainda não foi possível estabelecer uma equação teórica para a componente matricial, uma vez que incluiria todas as relações entre a água e a matriz sólida do solo.

O potencial matricial depende da umidade. Em um solo não saturado, as forças atuantes atraem e fixam a água diminuindo seu potencial em relação à água livre, que resulta em um potencial matricial negativo, designado de tensão de água no solo. Na medida em que o solo é saturado o potencial matricial tende a zero.

A determinação do potencial matricial pode ser feita por meio de tensiômetros (REICHARDT; TIMM, 2004; PREVEDELLO, 1996). A leitura direta do tensiômetro na verdade fornece a soma do potencial matricial com a altura da coluna de água interna ao aparelho. Como o potencial matricial depende da umidade, o tensiômetro funciona como um indicador do estado de saturação do solo. Assim, solos saturados tendem a tensão próxima de zero.

No gráfico apresentado na Figura 35, no qual se pode observar a distribuição das médias de tensão e seus respectivos intervalos de confiança, alguns pontos se destacam, com médias e intervalos superiores aos demais pontos ou com médias inferiores à maioria. O teste de análise de variância ( $\alpha=0,05$ ;  $F_{(44,662)}= 19,427$ ;  $p=0,0000$ ), confirma existirem diferenças significativas na média de tensão entre pontos amostrais.

Figura 35 – Distribuição da média da tensão e intervalo de confiança ( $\alpha=5\%$ ) em quarenta e cinco pontos amostrais.



Fonte: do autor.

As menores médias de tensão podem ser resultado da presença do freático mais próximo da superfície ou de constante infiltração de água no perfil fornecida pela irrigação. A análise de correlação entre a resistência à penetração e a tensão média, Tabela 33, indica que em sessenta e cinco por cento dos casos, a tensão média do solo está relacionada a uma maior resistência à penetração na camada entre quarenta e um a cinquenta centímetros de profundidade.

Interpretando uma maior resistência à penetração como a existência de uma camada compactada (PEDROTTI et al., 2001b), a infiltração da água de irrigação para camadas mais profundas seria dificultada. Assim, as camadas mais profundas, no caso oitenta centímetros, se mantêm menos saturadas do que as camadas superficiais. Quando isto não ocorre, em trinta e cinco por cento dos casos, há uma provável indicação da presença do freático próximo à superfície.

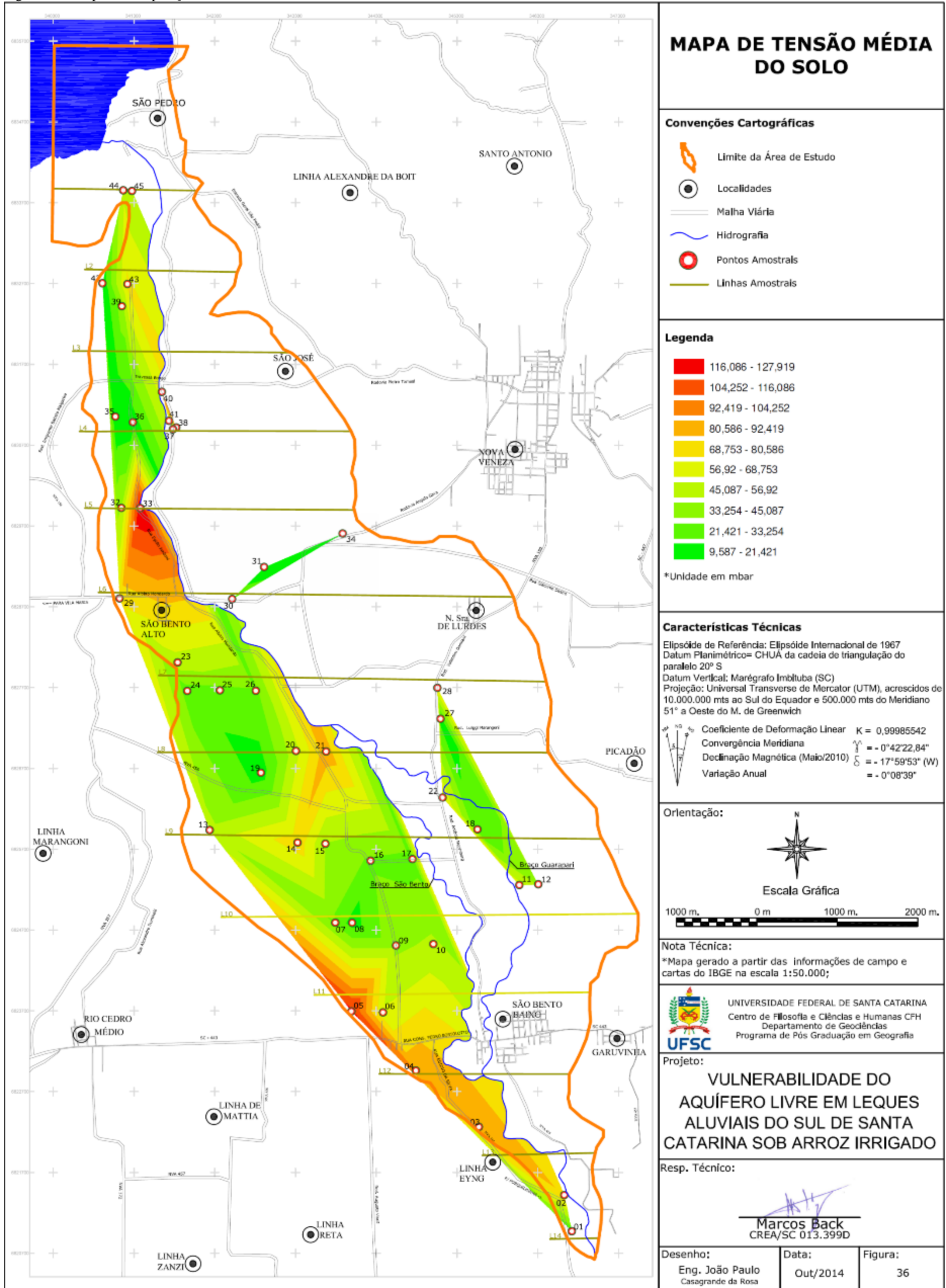
Tabela 33 – Valor do coeficiente de correlação de Pearson ( $r$ ) significativo ( $\alpha=5\%$ ) entre a variável normalizada ( $1/x$ ), tensão média do solo (mbar) e demais variáveis estudadas.

Variável	Coefficiente de Correlação 1/Tensão (mbar)
Altitude*	0,31
Coordenada UTM Leste	-0,27
Coordenada UTM Norte	0,38
Distância da barragem	-0,37
Distância da foz	0,38
Resistência do solo à penetração (Mpa)**	-0,65

\* variável normalizada  $\text{Log}_4$  da altitude; \*\* Variável normalizada  $\text{log}_{10}(1+\text{MPa})$  entre 41 e 50 cm de profundidade. Em destaque correlações significativas para  $\alpha = 0,05$ . Fonte: do autor.

O estudo de correlações, Tabela 33, mostra também que existem relações significativas, porém em grau apenas moderado, pelo critério de Callegari-Jacques (2003), entre a tensão média no ponto amostral e as variáveis espaciais. Em aproximadamente trinta e oito por cento dos casos, a tensão é maior mais próximo da foz do rio São Bento e menor próximo da barragem. O valor da correlação não dá segurança para afirmações consistentes, mas pode indicar menor infiltração de água nos solos próximos da foz. A Figura 36 representa a distribuição espacial da tensão média na área de estudo. Nela, não é tão evidente a correlação espacial da tensão e coordenadas UTM Norte. O que se observa são pontos onde as tensões são mais altas, como nos pontos P05, P33 e P40, e nichos onde as tensões são mais baixas. Os pontos P07, P08, P16 e P17 formam um grupamento de tensões mais baixas. Os pontos P19, P24, P25 e P26 bem como os pontos P35, P36 e P42 formam outras localizações de baixas tensões.

Figura 36 – Mapa de interpolação dos dados de tensão média no solo.







Dada a relação da tensão no solo com a resistência à penetração, as baixas tensões estão ligadas à maior facilidade de infiltração de água no solo, sendo, portanto, pontos de maior vulnerabilidade do aquífero; esta afirmação, contudo, não é absoluta, uma vez que não foram encontradas relações significativas entre a tensão média nos pontos amostrais com a condutividade hidráulica, com frações granulométricas ou com densidade aparente.

De outro modo, os pontos com maior tensão média (P05, P33 e P40) são também os pontos com maior condutividade hidráulica e, em todos os sistemas de avaliação da vulnerabilidade do aquífero a poluentes, condutividade hidráulica mais alta implica em maior vulnerabilidade, porém a tensão do solo foi medida a oitenta centímetros de profundidade. Se a tensão é alta, significa que há pouca umidade no solo, portanto, nos pontos de maior tensão, as camadas compactadas são eficientes do ponto de vista da contenção da água em superfície, e o freático deve estar à maior profundidade do que nos pontos de menor tensão.

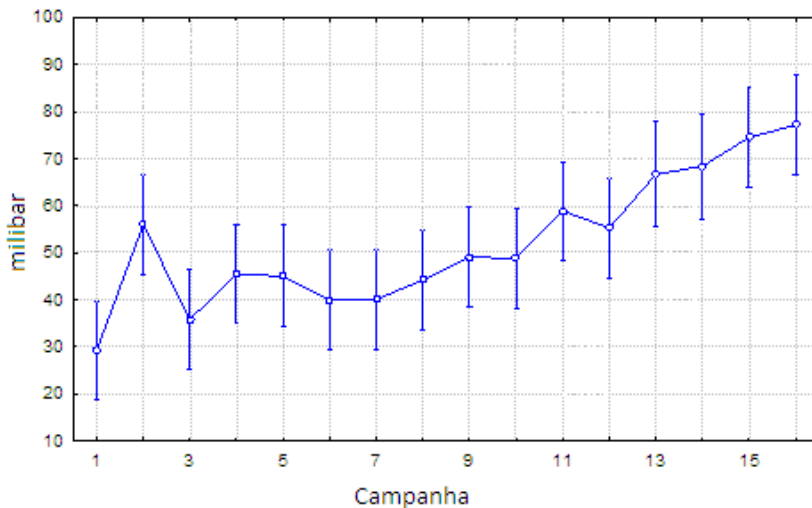
O ponto amostral P40 está situado quase às margens do rio São Bento, com um perfil composto de rudáceos recobertos por uma fina camada de solo, e o ponto P33 está localizado em uma antiga barra do rio e é essencialmente arenoso. Em ambos, o cultivo do arroz é realizado com sucesso em condições que naturalmente implicam em maior vulnerabilidade do aquífero. Não se está advogando o cultivo nestas áreas, pelo contrário, mas demonstrando que a vulnerabilidade do aquífero em áreas cultivadas com arroz irrigado deve considerar tanto as condições naturais do terreno como o manejo do solo efetuado. Este viés não é levado em consideração nos sistemas de avaliação mais empregados, e medidas de resistência à penetração e tensão do solo poderiam vir a ser bons indicadores.

Como o monitoramento dos tensiômetros se estendeu durante quatro meses, foram efetuados testes estatísticos para verificar a variação da média de tensão dos quarenta e cinco pontos amostrais no período. A Figura 37 mostra a evolução da tensão média dos solos durante diferentes campanhas de monitoramento, comprovada pela análise de variância ( $\alpha=0,05$ ;  $F_{(15,691)}= 6,6771$ ;  $p=0,0000$ ) que mostrou existir significativas diferenças entre as tensões médias.

De maneira geral, percebe-se o aumento da tensão média no decorrer do tempo. Em dezembro, nas primeiras campanhas de monitoramento, com a maioria das quadras de arroz implantadas e irrigadas, a tensão geral é menor que ao período final de monitoramento, quando os agricultores retiram a água para facilitar a colheita e permitir a secagem dos grãos.

Ocorrendo a elevação da tensão no final do período de cultivo, denota que existem influências da água de irrigação no resultado do tensiômetro. De modo inverso, acrescentando água nas quadras deve haver um rebaixamento da tensão a oitenta centímetros de profundidade. Isto sendo verdadeiro, o manejo dado para a lavoura, com a criação de uma camada compactada, é insuficiente para impedir a percolação da água.

Figura 37 - Variação da média de tensão de 45 pontos amostrais em 16 campanhas de monitoramento no período de 8/12/2011 a 6/04/2012.



Fonte: do autor.

Alguns agricultores mantêm a irrigação, mesmo após a colheita, para impedir a formação de rachaduras no solo de maneira que a elevação da tensão no final do período de cultivo não é válida em todos os pontos amostrais em função do manejo diferenciado da água de irrigação.

Durante o período monitorado foi também medida a altura da lâmina de água de irrigação. A correlação entre a tensão e altura da lâmina, para todos os pontos simultaneamente, não é significativa ( $r = -0,19$ ), mas, efetuando-se esta correlação para cada ponto amostral (Tabela 34), verifica-se que a correlação é significativa ( $\alpha=5\%$ ) em quarenta e nove por cento dos casos (22 pontos amostrais).

Tabela 34 – Rol do valor do coeficiente de correlação de Pearson por ponto amostral para as variáveis altura da lâmina de água na irrigação e tensão do solo, discriminando valores significativos e não significativos.

Correlações Significativas		Correlações Não Significativas	
Ponto	r	Ponto	r
17	-0,836	9	-0,475
10	-0,813	31	-0,450
39	-0,767	20	-0,429
3	-0,733	12	-0,420
7	-0,718	24	-0,386
42	-0,665	34	-0,307
26	-0,661	25	-0,287
43	-0,659	18	-0,267
33	-0,651	44	-0,253
6	-0,633	29	-0,243
37	-0,627	1	-0,219
16	-0,622	40	-0,212
21	-0,613	32	-0,140
38	-0,604	13	-0,017
4	-0,592	27	0,043
30	-0,585	28	0,147
15	-0,565	8	0,173
2	-0,563	11	0,232
5	-0,555	19	0,239
36	-0,554	14	0,247
23	-0,547	35	0,265
41	-0,516	22	0,384
		45	0,415

Fonte: do autor.

Nos pontos que possuem correlações significativas, deve-se concluir que existe influência marcante da infiltração da água de irrigação para camadas inferiores do solo, reduzindo a tensão no solo. O inverso não é necessariamente verdadeiro, ou seja, nos pontos onde a correlação

não é significativa, pode haver influência da água de irrigação, mas a tensão pode ser mais influenciada pelo freático.

Observando o rol das tensões médias no solo, na Tabela 35, vê-se que os pontos com menores tensões, exceto os pontos P42 E P36, estão predominantemente conectados à relação dos pontos com correlação não significativa. Menor tensão indica maior umidade, e como esta umidade não tem relação significativa com a água de irrigação, deve-se atribuí-la ao freático.

Tabela 35 – Rol da tensão média (mbar) por ponto amostral.

Ponto	Tensão Média	Ponto	Tensão Média	Ponto	Tensão Média
35	9,6	31	36,7	11	63,1
42	13,8	39	40,3	37	63,2
36	14,6	9	42,6	28	69
19	15,3	12	43,7	22	69,2
8	15,6	15	44,7	43	71,1
27	16,4	45	45,6	29	72,5
1	24,5	32	46,2	14	76,5
34	24,9	10	47,3	2	79
18	25,4	13	48,8	38	82,5
24	27,6	41	49,3	21	87,8
25	29,2	23	51,8	4	90,4
17	29,2	20	53,5	3	93,1
26	31,2	44	54,9	40	108,5
16	31,4	6	58,8	5	119,9
7	31,9	30	60	33	127,9

Fonte: do autor.

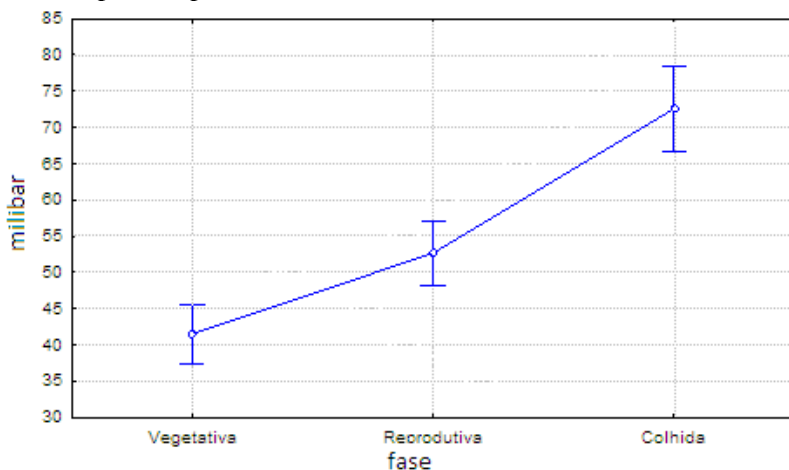
Tensões mais altas indicam pouca umidade no solo. Se a tensão é alta e há correlação significativa com a altura da lâmina da água de irrigação, como nos pontos P03, P04, P05 e P33, pode-se inferir que existe influência da infiltração de água no perfil, porém o freático está situado em uma posição inferior à extremidade do tensiômetro. Dessa maneira, a água continua percolando e mantendo a tensão alta. Nos pontos citados, a tensão é relativamente alta durante o período vegetativo do arroz, com

água na quadra, e aumenta entre 10 a 30 milibares no período de maturação, sem água na quadra (Figura 38).

O ponto P40 possui alta tensão e não tem correlação significativa com a água de irrigação. Esta quadra está localizada na margem esquerda do rio São Bento e foi construída sobre seixos e blocos. Existe uma camada de aproximadamente dez a quinze centímetros de solo sobre os fragmentos rochosos onde é feito o cultivo. Assim, mesmo havendo grandes perdas de água por percolação, a tensão é resultado do volume de vazios existentes.

De maneira análoga, os pontos P11, P28, P22, P29 e P14 possuem tensões médias sem relação significativa com a água de irrigação. Nesses casos, ou o freático está abaixo do tensiômetro, ou a impermeabilização da camada compactada na quadra impede a infiltração em taxas significativas.

Figura 38 – Tensões médias (milibar) dos quarenta e cinco pontos amostrais, compostas de dezesseis campanhas, sendo seis campanhas na fase vegetativa, seis na fase reprodutiva, e quatro no período pós-colheita.



Fonte: do autor.

A Figura 36 apresenta a distribuição espacial da média de tensão interpolada dos pontos amostrais na área de estudo. Do mesmo modo que a resistência do solo à penetração (figura 24 na seção 7.2 - Resistência do Solo à Penetração), pode-se observar maiores tensões nos pontos

próximos à foz do rio São Bento e ao redor do ponto P33. Dois nichos de menor tensão são observados. Um formado pelos pontos P24, P25, P26 e P19 e outro formado pelos pontos P7, P8, P16 e P17.

O ponto P14 divide estes nichos de menor tensão. Possui uma classe de resistência à penetração baixa, mas classe de tensão alta. Como é uma quadra mantida alagada na maior parte do tempo, a resistência tende a ser menor. Como a tensão é maior e o ponto se localiza distante do rio, supõe-se que não haja impedimento à percolação da água.

Também os pontos P35 e P36 se diferenciam, pois apresentam classe de resistências à penetração intermediárias, mas baixas tensões. Também são quadras mantidas alagadas, mas, neste caso, supõe-se que o freático esteja mais próximo da superfície.

## 7.7 CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA

Descrita por Henry Darcy, em 1856, condutividade hidráulica ( $k$ ) é um coeficiente de proporcionalidade do fluxo de água em um meio poroso sob determinado gradiente hidráulico (PREVEDELLO, 1996). Esse coeficiente expressa a capacidade do meio em transmitir o líquido e, por isso, é considerada uma das propriedades mais importantes do solo relacionadas à drenagem e irrigação (FEREIRA, 1989).

Existem muitas variações nos sistemas de avaliação da vulnerabilidade de aquíferos, mas a condutividade hidráulica é usada em muitos deles, embora de maneiras distintas. No sistema *Aquifer Vulnerability Index* – AVI (VAN STEMPVOORT et al., 1993), por exemplo, é criado um índice composto apenas pela condutividade hidráulica e espessura de cada camada. Já no DRASTIC (ALLER et al., 1987), a condutividade hidráulica é um dos sete parâmetros utilizados na composição do índice de vulnerabilidade.

Nos sistemas EPIK (DOERFLIGER; ZWAHLEN, 1998), COP METHOD (VÍAS et al., 2003), GLA (HÖLTING et al., 1995), a condutividade hidráulica é um parâmetro, dentre vários, como litologia, fraturamento, porosidade, capacidade de campo, usado para determinar a efetividade de proteção da camada de cobertura, pelo dimensionamento do transporte de poluentes e o seu tempo de residência em cada camada.

A condutividade hidráulica também é usada nos sistemas Abordagem Europeia Localizada –LEA (DUNNE, 2003a), Tempo de Contribuição (Kralik 2003) e mesmo em adaptações do GOD (FOSTER, 1987) como em Souza e Alamy Filho (2009).

Na Bacia do rio São Bento, foram feitas avaliações da condutividade hidráulica de duas maneiras distintas. Em campo, por meio de piezômetros, foi feita avaliação da condutividade hidráulica a oitenta centímetros de profundidade. Em laboratório, com amostras tomadas a vinte e a oitenta centímetros de profundidade, foram feitas avaliações da condutividade em permeâmetro de carga constante, conforme modelo da EMBRAPA (1997).

No período entre dezessete de novembro de 2011 e doze de janeiro de 2012, foi efetuada a instalação dos equipamentos e feitas cinco campanhas de monitoramento dos piezômetros com objetivo de avaliar a elevação do aquífero freático. Durante esse período, apenas os pontos P25, P26 e P44 apresentaram elevação de água no piezômetro. Na fase final do trabalho de campo, na retirada de equipamentos, em junho de 2012, após um período de chuvas, foi também observada a presença de água nos pontos P16 e P31 (Quadro 11).

As quadras em que estes pontos foram locados, com exceção dos pontos P25 e P26 que estavam com dois centímetros de lâmina de água de irrigação, estavam drenadas. As maiores elevações de água ocorreram nos pontos P44 e P31 que são áreas baixas e alagadiças; outros pontos, entretanto, que também estão em áreas mais baixas, P36, P28, P27, P24, P19 e P8, não apresentaram elevação de água no piezômetro no período monitorado. É possível que o sistema de drenagem construído pelos agricultores, que muitas vezes é também o sistema de adução, seja responsável por rebaixar o aquífero freático.

Quadro 11 – Ocorrência de elevação de água no piezômetro ou no perfil do solo.

Ponto	Espessura do solo (cm)	Presença de Água no Perfil	
		Profundidade (cm)	Data
44	80	23	27/12/2011

26	95+	96	30/11/2011
25	95+	83	30/11/2011
16	85+	83	1/6/2012
31	80+	40	6/6/2012

Fonte: do autor.

De outro modo, os pontos P44, P31, P28 e P27 têm sua drenagem condicionada aos rios e sangas vizinhas. No caso dos dois últimos, localizados na margem esquerda do rio Guarapari, a sanga foi dragada recentemente, provavelmente rebaixando o aquífero.

Contudo, se o sistema de drenagem superficial é responsável pelo rebaixamento do aquífero, por que durante o período irrigado, quando estes sistemas devem estar fechados, não houve elevação de água nos piezômetros? O ideal seria ter um levantamento planialtimétrico detalhado da bacia e efetuar o acompanhamento da flutuação do aquífero durante toda uma safra, pelo menos, com piezômetros instalados a maiores profundidades. Por enquanto, pode-se apenas conjecturar que, mesmo durante o período de irrigação, o nível de água nos canais ainda está abaixo dos oitenta centímetros correspondentes de profundidade do solo. Em outra perspectiva, a condutividade hidráulica é muito baixa, limitando o deslocamento da água no solo, de modo a não se perceber elevação de água no piezômetro.

Com poucos pontos apresentando água no perfil do solo, não foi possível estabelecer relações entre estas observações e a presença de rudáceos, ou em relação à cor do solo. Por exemplo, os pontos P44 e P31 apresentam em campo cor GLEY1 7/N próximo da superfície, mas outros pontos de igual característica não apresentaram água no piezômetro. De outro modo, nos pontos citados as rochas sedimentares do entorno podem estar influenciando na cor obtida.

A condutividade hidráulica é uma das propriedades físicas mais importantes na determinação da potencialidade de contaminação do aquífero freático (COSTA; LIBARDI, 1999). No período de onze de janeiro a seis de abril de 2012, foram executados os testes de condutividade hidráulica em quarenta e quatro pontos amostrais, pela técnica do poço (HEATH, 1982; FERREIRA, 1989; PREVEDELLO, 1996). Este teste realizado no piezômetro tem por objetivo determinar a condutividade hidráulica em uma profundidade determinada, no caso a oitenta centímetros (FERREIRA, 1989; PREVEDELLO, 1996).

O solo em estado saturado tem a máxima capacidade de transmissão de água (CAUDURO; DORFMAN, 1986). À medida que



decrece a umidade também se reduz a condutividade hidráulica uma vez que uma fração dos poros existentes tende a reter água por fenômenos de capilaridade e adsorção (LIBARDI, 2000 apud HURTADO, 2004).

Sabe-se que a condutividade hidráulica decrece rapidamente com o decréscimo da umidade (REICHARDT; TIMM, 2004). Embora os testes tenham sido efetuados com as quadras de arroz inundadas, os dados iniciais de avaliação de elevação do lençol freático não permitem afirmar que o solo se encontrava saturado durante os ensaios. Diversos autores (GREENLAND, 1985; PRIHAR et al., 1985; SHARMA; DE DATA, 1985; PARFFITT et al., 2009) indicam a existência de camadas compactadas próximas à superfície, indicando que o fluxo de água abaixo dessas camadas é insaturado. De fato, os resultados obtidos com o tensiômetro (ver seção 7.6 - Tensão no solo) mostram que o fluxo não é saturado a oitenta centímetros de profundidade. Como a condutividade hidráulica foi determinada durante um período relativamente longo, optou-se por determinar a condutividade hidráulica média dos pontos amostrais, para representar as condições médias durante o cultivo do arroz.

Ressalta-se, contudo, que os resultados dos testes são considerados normais em apenas trinta e cinco por cento dos pontos (LILLIEFORS, 1967; SHAPIRO et al., 1968). As variações dos resultados nestas condições podem ser muito altas. Em sessenta por cento dos casos, o coeficiente de variação da condutividade hidráulica (Tabela 36) está entre cinquenta e cinco e oitenta e oito por cento. Dois pontos, P06 e P09, tiveram o coeficiente de variação acima de duzentos por cento. Apenas o ponto P26 obteve coeficiente de variação da condutividade hidráulica de vinte e dois por cento.

Tabela 36 – Condutividade hidráulica média, máxima e mínima, desvio padrão, coeficiente de variação por ponto amostral, determinados a partir de dados de campo.

Ponto	K campo (cm/s)	Máxima	Mínima	S	CV
40	2,38E+00	2,382588 8	2,382588 8		
33	5,89E-02	0,128205 1	0,016181 2	0,036222 7	61,47602 5

Punto	K campo (cm/s)	Máxima	Mínima	S	CV
5	1,33E-04	0,000259 7	3,95E-05	0,000102 4	76,92521 1
3	1,25E-04	0,000188 6	2,59E-05	7,06E-05	56,63512 3
37	1,01E-04	0,000305 9	6,52E-06	0,000140 8	139,5135 1
16	9,68E-05	0,000219 3	3,01E-05	8,51E-05	87,82380 6
31	3,93E-05	8,84E-05	9,48E-06	3,46E-05	88,04933 9
44	2,97E-05	5,74E-05	7,77E-06	2,25E-05	75,72657 8
24	2,95E-05	5,03E-05	1,74E-05	1,34E-05	45,34309 1
41	2,70E-05	0,00012	3,47E-06	3,92E-05	145,5815 2
15	2,63E-05	0,000107 3	1,17E-06	3,38E-05	128,5194
30	2,03E-05	4,91E-05	8,74E-06	1,18E-05	58,27907 3
14	1,52E-05	5,13E-05	4,76E-06	1,23E-05	80,58628 5
38	1,45E-05	5,78E-05	4,17E-06	1,92E-05	132,5000 2
26	1,36E-05	1,86E-05	9,75E-06	3,04E-06	22,41006 2
39	1,26E-05	2,92E-05	5,51E-06	7,34E-06	58,23946 9
29	1,16E-05	3,84E-05	3,81E-06	1,26E-05	107,9344 2
10	1,06E-05	2,54E-05	2,39E-06	7,05E-06	66,21695 2
17	1,03E-05	2,22E-05	4,79E-06	4,43E-06	43,14395 4
12	9,60E-06	3,34E-05	3,28E-06	9,64E-06	100,4309 3
8	8,47E-06	4,68E-05	2,29E-06	1,18E-05	139,6391 6
35	8,21E-06	1,44E-05	4,45E-06	3,29E-06	40,05300

Punto	K campo (cm/s)	Máxima	Mínima	S	CV
					6
23	8,14E-06	2,14E-05	3,48E-06	5,48E-06	67,354615
11	7,98E-06	1,78E-05	2,13E-06	5,89E-06	73,790553
43	7,95E-06	2,39E-05	3,94E-06	5,40E-06	67,921179
34	7,82E-06	2,05E-05	2,50E-06	5,32E-06	68,021556
21	6,57E-06	1,90E-05	3,53E-06	4,27E-06	64,985733
13	6,17E-06	1,44E-05	3,00E-06	3,43E-06	55,586352
19	5,99E-06	1,63E-05	2,32E-06	3,84E-06	64,14863
7	5,91E-06	1,76E-05	1,82E-06	4,92E-06	83,364534
27	5,39E-06	1,88E-05	1,50E-06	5,20E-06	96,505578
32	5,38E-06	2,60E-05	8,66E-07	7,66E-06	142,43759
2	5,34E-06	1,34E-05	1,46E-06	3,78E-06	70,823595
45	5,06E-06	9,61E-06	2,96E-06	2,10E-06	41,434174
9	4,56E-06	3,62E-05	3,31E-07	1,00E-05	219,58623
25	4,55E-06	1,27E-05	2,88E-06	2,70E-06	59,257099
1	4,05E-06	1,46E-05	8,38E-07	4,70E-06	116,12479
28	3,92E-06	1,48E-05	5,80E-07	4,26E-06	108,89362
4	3,75E-06	2,08E-05	4,99E-07	5,49E-06	146,47175
36	3,73E-06	9,13E-06	1,62E-06	1,97E-06	52,902923
18	3,56E-06	1,60E-05	1,11E-06	4,02E-06	112,9051
6	2,56E-06	1,96E-05	9,87E-08	5,20E-06	202,99305

Ponto	K campo (cm/s)	Máxima	Mínima	S	CV
20	2,38E-06	8,81E-06	1,66E-07	2,21E-06	92,975416
42	2,18E-06	5,68E-06	4,63E-07	1,50E-06	68,696098

Fonte: do autor.

A condutividade hidráulica depende das características do solo, das características do fluido, da umidade do solo no momento da determinação (PREVEDELLO, 1996) e da intensidade do campo gravitacional (HEATH, 1982). Em relação às propriedades do fluido, influem na condutividade a massa específica e a viscosidade, que por sua vez dependem da temperatura, da pressão e da concentração de sais solúveis (REICHARDT; TIMM, 2004). Segundo Prevedello (1996), no intervalo entre 10 e 30 graus Celsius a variação do peso específico, produto da massa específica vezes a gravidade, está na ordem de 0,03 por cento da variação da temperatura, pouco influenciando na condutividade hidráulica. Por outro lado, uma variação de apenas cinco graus na temperatura pode implicar em uma variação de vinte por cento na condutividade por alteração na viscosidade. Como as determinações foram efetuadas em campo, em um largo período de tempo para todos os pontos amostrais, a média das condutividades inclui a variação de temperatura.

Pauletto et al. (2004) estimaram a condutividade hidráulica em solos cultivados com arroz irrigado no Rio Grande do Sul. A maior condutividade hidráulica em solo saturado, no horizonte B, foi de  $2,31 \times 10^{-4}$  cm/s, obtida em um PLANOSSOLO HIDROMÓRFICO, e o menor resultado foi igual a zero; os autores apresentam apenas uma casa decimal, em um CHERNOSSOLO ARGILÚVICO. Comparando a amplitude dos resultados desses autores com os resultados médios obtidos na Bacia do rio São Bento, Tabela 36, pode-se afirmar que os pontos amostrais possuem condutividade hidráulica dentro daquele intervalo, com exceção dos pontos P40 e P33.

Cinco pontos amostrais se destacam por seus resultados, em ordem decrescente do resultado de condutividade hidráulica média: P40, P33, P05, P03 e P37. Como visto na descrição, o ponto P40 possui uma fina camada de cobertura sobre blocos e seixos depositados pelo rio. Como se sabe, os espaços entre fragmentos rochosos possibilitam vazões muito maiores do que no espaço poroso de um solo. Em campo, grande foi a

difficuldade de se estabelecer a velocidade de infiltração para este ponto, tanto pelo volume de água necessário quanto pela rapidez do teste. A rigor, o dado não é comparável aos demais porque seguramente a camada de seixos, na qual foi determinada a condutividade, não estava saturada. Ainda assim, em termos de vulnerabilidade de aquífero, o dado é suficiente para demonstrar o risco associado ao cultivo de arroz irrigado nas áreas marginais ao rio.

O ponto P33, cujo resultado de condutividade hidráulica determinada em campo está na ordem de grandeza de  $10^{-2}$  cm/s, está localizado sobre depósitos que provavelmente constituem barra lateral de um antigo canal. Neste caso, a composição granulométrica, ver Tabela 8 e Tabela 9 na seção 7.4 - Granulometria, é responsável pela maior condutividade hidráulica. Oitenta e seis por cento do material da amostra se classificam como grossos, contendo de seixos a areia muito fina na profundidade de realização do teste.

Com condutividade hidráulica na faixa de  $10^{-4}$  cm/s, os pontos P03, P05 e P37 têm em comum a presença de uma camada de seixos amalgamada à matriz do solo na profundidade de realização do teste. O ponto P03, embora possua um horizonte B mais espesso, possui muitos fragmentos rochosos no perfil. Comparativamente com outros solos, estes valores são muito expressivos. Costa e Libardi (1999), trabalhando na caracterização físico-hídrica de um perfil de TERRA ROXA estruturada latossólica, mediram a condutividade hidráulica entre  $1,2 \times 10^{-4}$  cm/s a  $3,14 \times 10^{-3}$  cm/s, sendo maior em profundidade nos horizontes Bw. Campos (2009) determinou a condutividade de um Latossolo Vermelho do Distrito Federal, contendo horizonte Bw, em  $8,3 \times 10^{-3}$  cm/s. Assim, pode-se entender que nos pontos amostrais P03, P05 e P37, o potencial de contaminação do freático é mais levado que nos demais.

Trinta e dois por cento dos pontos amostrais possuem condutividade hidráulica na ordem de  $10^{-5}$  cm/s. Dos pontos em que foi constatada a elevação do aquífero freático, Quadro 11, apenas o ponto P25 possui condutividade menor do que  $10^{-5}$  cm/s. Além da presença de água, os pontos P44 e P26 apresentam rudáceos no perfil do solo. No ponto P16, com a maior condutividade hidráulica deste grupo de pontos e que não possui fragmentos rochosos no perfil, há relatos de moradores de que o preparo de solo interfere na qualidade da água dos poços escavados adjacentes.

Para Shouse e Mohanty (1998), a variabilidade espacial da condutividade hidráulica precisa ser estudada para diferentes situações em campo, como diferentes solos, manejo agrícola e tráfego de veículos. Marques et al. (2002), estudando a correlação entre propriedades

hidráulicas de latossolos e as características dos horizontes pedológicos, ainda não se tem claro a relação entre os atributos morfológicos do solo e o movimento da água. Esses autores sustentam que um solo pode ter vários horizontes pedológicos distintos, mas comportamento hidráulico homogêneo, e o contrário disto também pode ser verdadeiro.

A presença de seixos parece estar bastante relacionada à maior condutividade hidráulica, embora não possa ser considerada como única causa. Por exemplo, o ponto P42, com a menor condutividade hidráulica, possui seixos no perfil a partir de quarenta e dois centímetros.

De outro modo, não encontraram-se relações constantes entre as características dos pontos amostrais, descritas na seção 7.1 - Descrição de Pontos Amostrais, com a condutividade hidráulica. Marques et al. (2002) concluíram que as características morfológicas como cor e consistência não permitem caracterizar hidraulicamente um solo e que existem “horizontes hidráulicos” em posições distintas dos horizontes pedológicos.

Entre as principais características do solo que influenciam na condutividade hidráulica estão: a distribuição granulométrica, a forma das partículas, a composição mineralógica, o índice de vazios e o grau de saturação (REICHARDT; TIMM, 2004). Assim, a variabilidade das características do solo confere grande variabilidade espacial à condutividade hidráulica (HURTADO, 2004), entretanto, mantidas as condições, do fluido, da gravidade e de saturação, a condutividade é constante para cada meio, à exceção dos solos com expressiva quantidade de argilas expansivas (REICHARDT; TIMM, 2004). Autores, como Hazen, Rumer, Slichter, Bakhmeteff, Terzaghi (PREVEDELLO, 1996), Kozeny e Carman, Shepherd, Vukovic e Soro, Alyamani e Sen (TERRAMOTO et al., 2010) propuseram diferentes técnicas para relacionar as características do meio poroso à condutividade hidráulica.

Recentemente, Terramoto et al. (2010) descreveram um modelo empírico para determinação da condutividade hidráulica em sedimentos cenozóicos correlacionados à Formação Rio Claro, usando técnicas de regressão múltipla.

Tal como outras técnicas, seus resultados são válidos para as condições presentes em sua área de estudo. Demonstram a forte relação entre a condutividade e a granulometria dos sedimentos e denotam a necessidade ainda presente de buscar técnicas alternativas confiáveis.

Na área de estudo na Bacia do rio São Bento, contudo, não foram observadas correlações significativas entre a condutividade hidráulica e qualquer critério de diâmetro efetivo, densidade aparente ou porosidade.

A análise granulométrica nos pontos amostrais foi efetuada em duas profundidades (ver seção 7.4 - Granulometria). Para cada classe granulométrica da escala de Wentworth bem como para a somatória de sedimentos grossos e somatória de sedimentos finos, conteúdo de matéria orgânica e carbonatos foram feitas tentativas de estabelecer correlações com a condutividade hidráulica média obtida em campo.

Este estudo de correlações foi executado de duas maneiras distintas. A primeira sem levar em consideração os pontos P33 e P40, que distorcem os dados por terem condutividade hidráulica muito alta, e a segunda, além dos pontos mencionados, não considerou os pontos P27 e P28, cujo material de origem deriva da Formação Irati, e os pontos P18, P22, P31, P34, P37, P38, P40 e P41, ligadas a sill de diabásio. Em outras palavras, a primeira tentativa de correlação desconsiderou *outliers* e a segunda considerou apenas os pontos cujo solo é derivado de sedimento do leque aluvial.

Os resultados significativos ( $\alpha=5\%$ ) estão apresentados na Tabela 37 e se referem exclusivamente a amostras tomadas a oitenta centímetros de profundidade. Tanto para fração areia grossa quanto para fração argila, os coeficientes são melhores quando aplicados à área de leque aluvial do que aplicados para toda a bacia.

Parece um tanto contraditório que aumentos no conteúdo de areia grossa e argila aumentem a condutividade hidráulica em até quarenta e oito por cento dos casos, contudo o grau de estruturação proporcionado por argilas pode incrementar a macroporosidade (BRADY, 1989). Assim, como a correlação não se refere necessariamente aos mesmos pontos, é possível que nos pontos de granulometria mais grossa o espaço poroso entre grãos proporcionem uma correlação positiva, da mesma forma que o espaço poroso entre estruturas, que tendem a ser pequenas no cultivo de arroz irrigado (PALMEIRA et al., 1999), o façam em solos de textura mais fina.

Tabela 37 – Coeficiente de correlação de Pearson entre frações granulométricas (%) de amostras tomadas a oitenta centímetros de profundidade e a condutividade hidráulica, na Bacia do rio São Bento e na área de Leque Aluvial da mesma bacia.

Variável	Bacia	Leque Aluvial
	Coeficiente de Correlação	
Areia Grossa	<b>0,36</b>	<b>0,40</b>

Argila

**0,31****0,48**


---

 Em destaque correlações significativas para alfa = 0,05. Fonte: do autor.

A noção de que a infiltração de água no solo depende essencialmente da macroporosidade vem dos trabalhos de Schumacher (1864). Hursh (1944) firmou que o fluxo subsuperficial não é dado pelo tamanho das partículas, mas pelos agregados que formam a sua estrutura, que por sua vez propiciam a formação de macroporos, mesmo em solos de textura mais fina. Para Beven e Germann (1982) não há dúvidas que a água se move melhor pelos maiores espaços vazios, e que estes espaços influenciam fortemente a condutividade hidráulica, ainda que sejam em menor proporção em relação aos microporos no solo.

Os dados de condutividade hidráulica obtidos neste trabalho não permitem estabelecer relações significativas ( $\alpha=5\%$ ) entre a porosidade total e a condutividade hidráulica. É possível que o manejo do solo, a formação de camadas compactadas, como propôs Brady (1989), estejam agindo além de um metro de profundidade.

Também não foram obtidas correlações significativas com a altitude, coordenadas UTM e distância do ponto amostral à barragem do rio São Bento. Embora Driessen e Moormann (1985) afirmem que a condutividade hidráulica diminui gradualmente do ápice para a base do leque aluvial, tal fato não se verifica na área de estudo da Bacia do rio São Bento.

Por outro lado, foram obtidas correlações significativas da condutividade hidráulica com densidade aparente e matéria orgânica em amostras tomadas a vinte centímetros de profundidade, com a tensão no solo, teor de cálcio e magnésio obtidos a oitenta centímetros de profundidade (Tabela 38).

Uma maior densidade aparente na camada de vinte centímetros de profundidade indica redução da permeabilidade, o que aumenta a tensão. Um aumento da tensão a oitenta centímetros de profundidade define um maior potencial matricial. Aumentos dos teores de cálcio e magnésio aumentam a resistência do solo à penetração (seção 7.2 - Resistência do Solo à Penetração), sendo coerente sua relação com a redução da condutividade hidráulica. De outro modo, um aumento no conteúdo de matéria orgânica provê maior estruturação do solo, diminui a densidade aparente, possibilitando o aumento da condutividade.

Tabela 38 – Coeficientes de correlação de Pearson ( $\alpha=5\%$ ), entre a condutividade hidráulica (cm/s) obtida em piezômetros e tensão



no solo (mbar), densidade aparente ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ), teor de matéria orgânica (%), teor de cálcio ( $\text{cmol}/\text{dm}^3$ ), teor de magnésio ( $\text{cmol}/\text{dm}^3$ ), discriminadas por profundidade de coleta e critério de normalização.

Variável	Normalidade*	r
Tensão	Não Normal	0,45
Densidade aparente (20 cm)	Normal	-0,39
Matéria orgânica (20 cm)	Não Normal	0,40
Cálcio (80 cm)	Normalizada (raiz (1+cálcio))	-0,47
Magnésio (80 cm)	Normalizada (raiz (1+magnésio))	-0,35

\* Kolmogorov, Smirnov & Lilliefors (1967).

Embora a distribuição espacial dos valores interpolados da condutividade hidráulica (Figura 39) apresente uma representação relativamente homogênea, as representações espaciais dos teores de cálcio e magnésio, a oitenta centímetros de profundidade (Figura 40 e Figura 41), indicam um aumento destes teores na fração leste do setor 1 (ver descrição do setor na seção 7.1 – Descrição dos Pontos Amostrais).

As distribuições espaciais dos teores de cálcio e magnésio são muito parecidas em sua configuração. Os pontos P03, P05, P08, P15, P16, P13, P23, P29, P39, P42 e P43 possuem os menores teores nos dois mapas. Os pontos P01, P02, P04, P07, P09, P10, P20, P21, P24, P25, P26 e P44, os maiores teores. Destoam os pontos P14, P33 e P45.



Figura 39 – Mapa de interpolação dos dados da condutividade hidráulica obtidos no piezômetro.

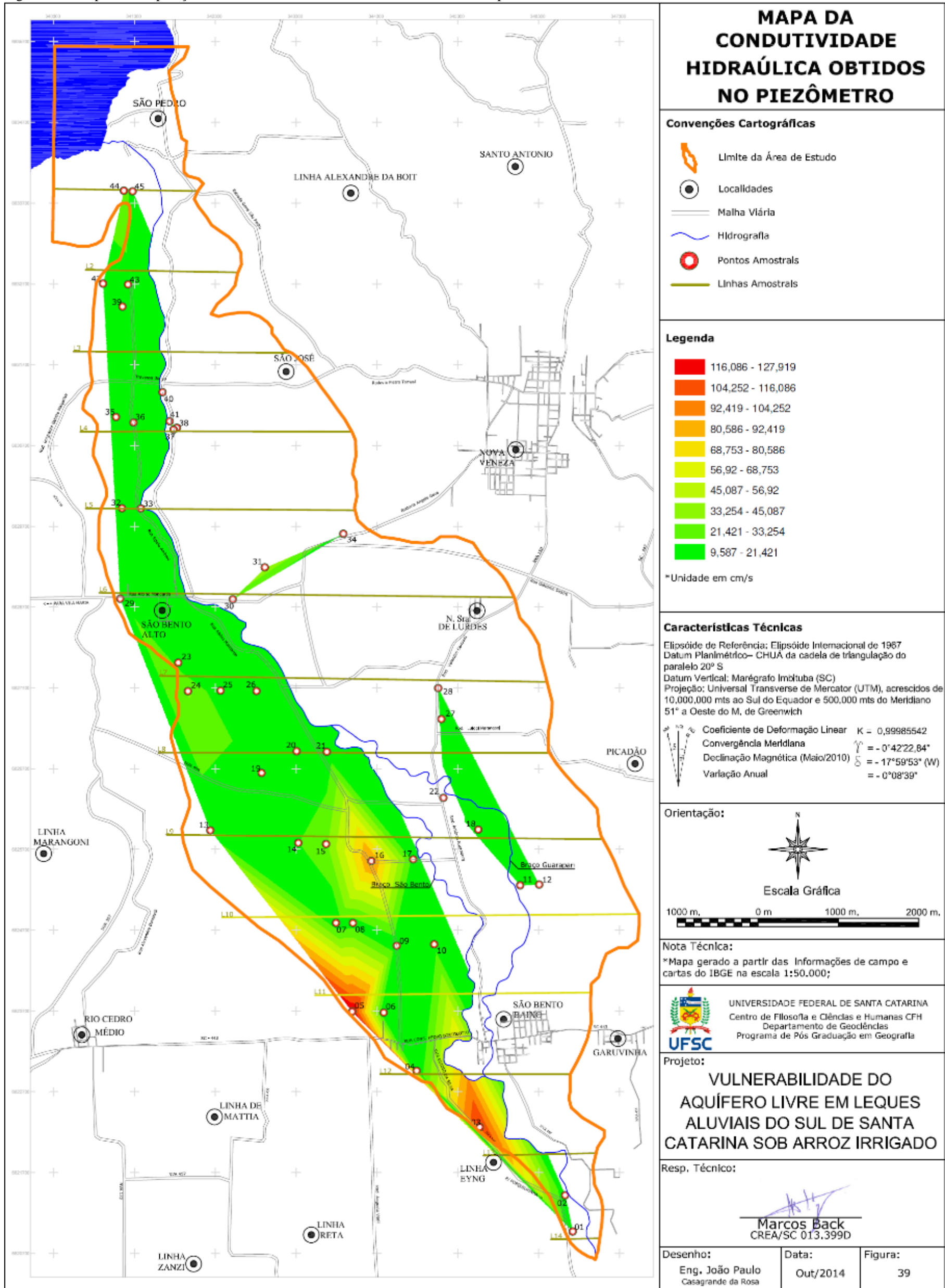




Figura 40 – Mapa de interpolação dos dados do teor de cálcio a oitenta centímetros de profundidade.

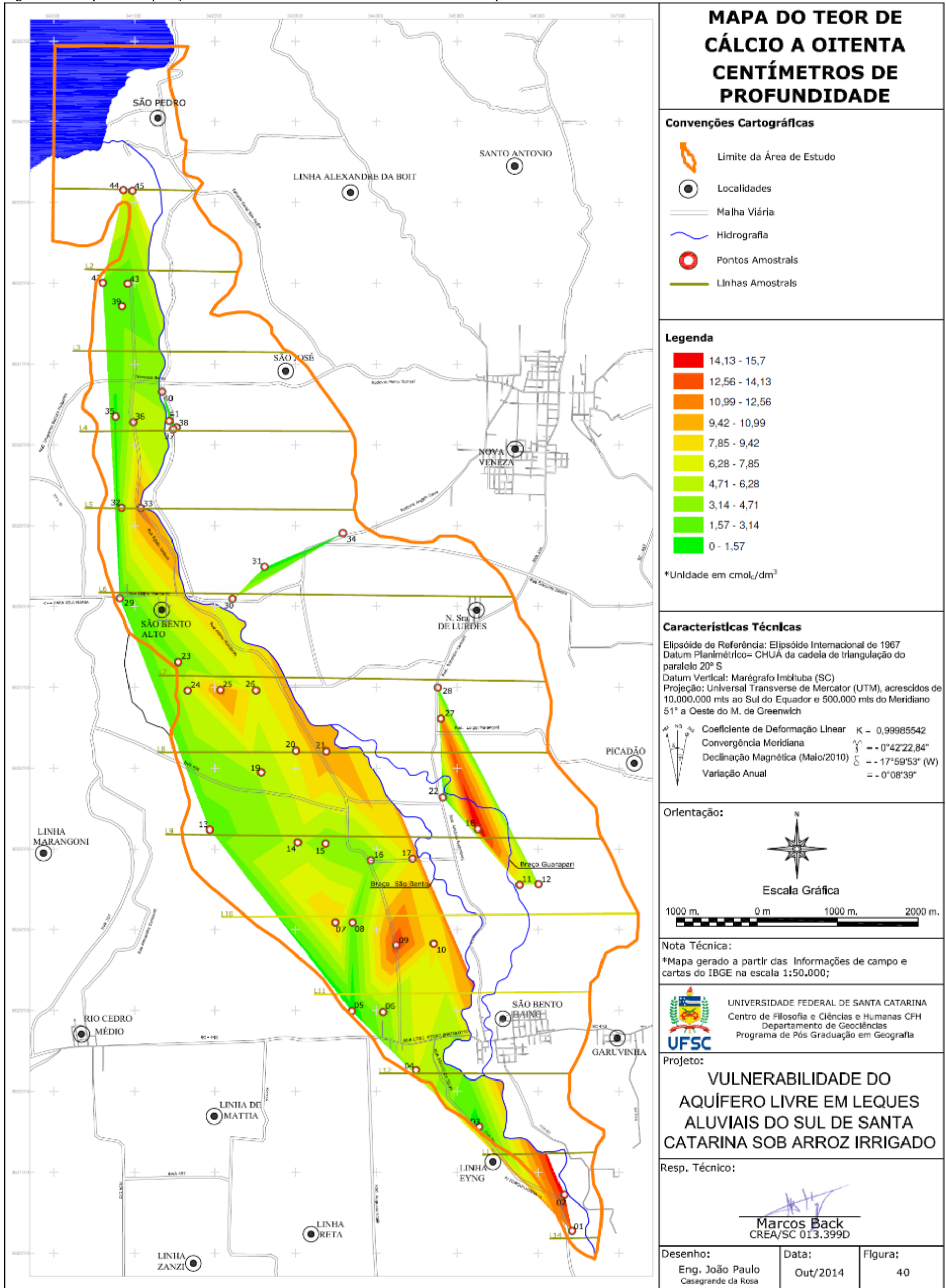
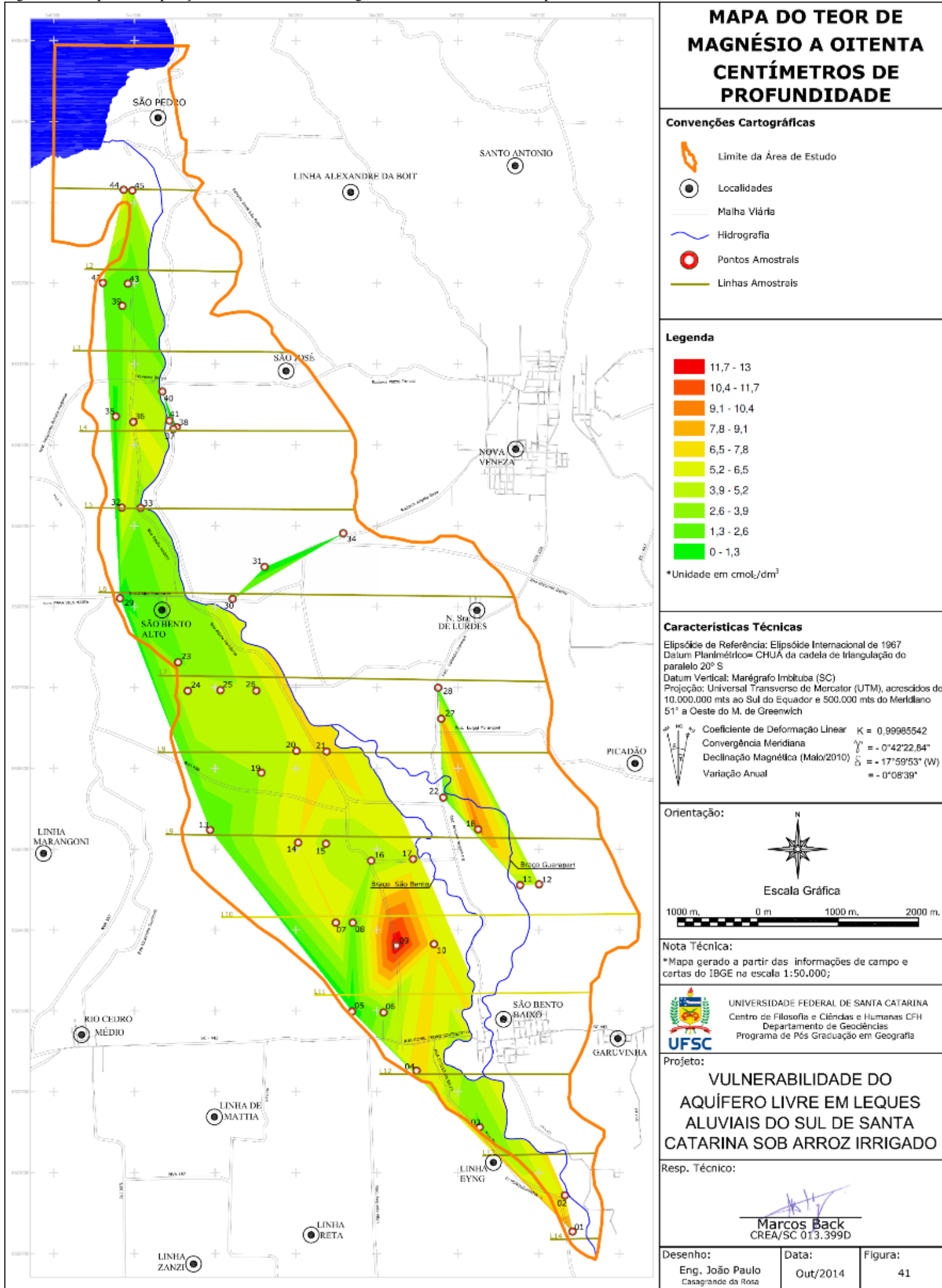




Figura 41 – Mapa de interpolação dos dados do teor de magnésio a oitenta centímetros de profundidade.







O material de origem dos solos é predominantemente proveniente dos processos erosivos da escarpa Serra Geral e a deposição desse material se deu por ação fluvial. No pressuposto de que o cálcio e magnésio das amostras tem origem na lixiviação destes elementos a partir da rochas, o conteúdo mais alto próximo ao rio pode indicar duas situações: os fragmento de rochas que contém estes elementos foram depositados mais próximos do rio, ou, nas áreas mais distantes do mesmo o cálcio e o magnésio foram lixiviados para maiores profundidades.

O pressuposto de que os sedimentos mais finos estão depositados mais próximos da foz do rio São Bento e que os sedimentos mais grossos estão predominantemente próximos à barragem, ainda que de maneira relativa, se confirmaram (seção 7.4 - Granulometria), contudo isto não ocorreu com a condutividade hidráulica.

Segundo Foster e Hirata (1993), a vulnerabilidade à contaminação do aquífero, que representa as características intrínsecas que determinam a suscetibilidade de um aquífero, depende da inacessibilidade hidráulica da penetração do contaminante e da capacidade de atenuação dos estratos acima da zona saturada.

Embora poluentes líquidos possam percolar diretamente a maioria dos sistemas de avaliação da vulnerabilidade considera a chegada de poluentes ao aquífero por meio do transporte pela água. Assim, se a condutividade hidráulica na área dos leques aluviais tivesse uma distribuição espacial marcada, a vulnerabilidade do aquífero também poderia ser espacializada por esta tendência. Como isto não ocorre, a espacialização da vulnerabilidade, no que se refere à infiltração da água no solo, é dependente de outros fatores.

A condutividade hidráulica foi também determinada em laboratório, conforme prescrições da EMBRAPA (1997). Para tanto, usaram-se amostras indeformadas colhidas a vinte e a oitenta centímetros de profundidade. A Tabela 39 contém os resultados de condutividade hidráulica obtidos em laboratório. De maneira geral, os testes efetuados em campo têm maior credibilidade do que os testes efetuados em laboratório, pois usam superfícies maiores e não dependem de amostras que, de maneira absoluta, não se pode garantir sejam indeformadas (CAUDURO; DORFMAN, 1986; OLIVEIRA; CORREA FILHO, 1981; PREVEDELLO, 1996).

Na área de cultivo do arroz irrigado, não é possível afirmar que o solo esteja saturado abaixo da camada compactada, como demonstrado na seção 7.6 - Tensão no solo. Se, de um lado, os testes em laboratório têm menor credibilidade, de outro, é possível afirmar que foram conduzidos em condições de saturação.

Tabela 39 – Condutividade hidráulica em amostras indeformadas por ponto amostral e em amostras tomadas a 20 e a 80 centímetros de profundidade.

Ponto	Condutividade (cm/h)		Ponto	Condutividade (cm/h)	
	20 cm	80 cm		20 cm	80 cm
1	1,08336	0,34393	24	7,39439	22,35513
2	2,54505	0,61907	25	0,56748	0,00172
3	0,22355	0,42991	26	2,40748	1,16935
4	0,70505	5,93271	27	0	0,12037
5	15,47663	3,2329	28	0,77383	0,04299
6	0,05159	0,0172	29	0,49869	1,13495
7	2,7514	5,33084	30	0,65346	0,0172
8	26,72298	0,06879	31	0,15477	0,15477
9	26,82615	0,22355	32	1,51327	0,61907
10	11,52149	9,28598	33	1,18654	1,32411
11	0	26,1383	34	0,30953	0,00688
12	1,58206	0,55028	35	0,08942	0,29234
13	0,4471	4,98691	36	0,01204	0
14	0,20636	0,20636	37	14,92635	0,09458
15	0,70505	4,64299	38	0,37832	0,20636
16	1,28972	0,15477	39	0,96299	0,02236
17	7,22243	0,12037	40	9,52672	
18	1,70243	0,00516	41	0,4643	1,77121
19	0,27514	0,02064	42	0,01548	0,18916
20	0,68785	2,57944	43	0	0
21	0,12037	0	44	0,00069	0,01376
22	0	0,12037	45	5,24486	0,00344
23	0,68785	25,62242			

Fonte: do autor.

Comparando os resultados de campo e laboratório, observou-se que não existe correlação significativa ( $\alpha=5\%$ ) dos resultados, indicando haver excessivas variações nas técnicas empregadas. O resultado de

laboratório foi maior que o resultado em campo em sessenta e seis por cento dos casos, e ocorreu o inverso em trinta e quatro por cento dos casos.

Nos resultados obtidos em laboratório, nove amostras tiveram condutividade abaixo de 0,003 cm/h ( $10^{-7}$ cm/s), que é o padrão de permeabilidade aceito na cobertura de células de rejeito ácido de carvão, usado em projetos de recuperação de áreas degradadas.

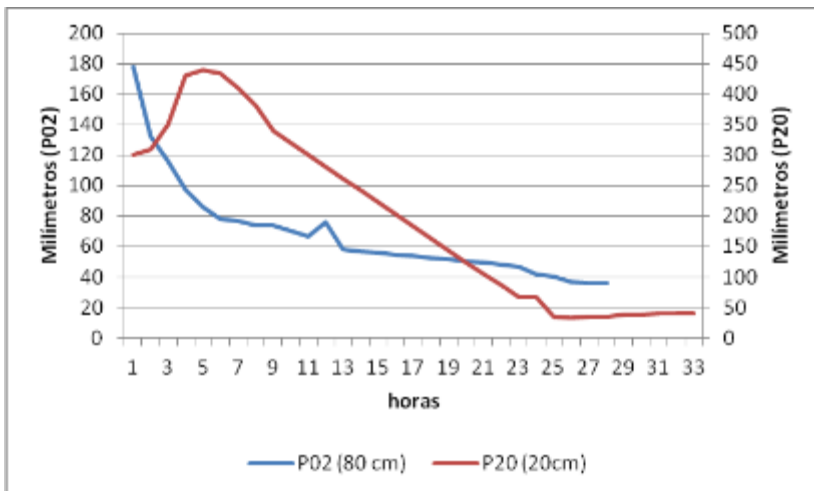
Em apenas três pontos, P14, P31 e P43, não existem diferenças na condutividade hidráulica entre as amostras coletadas a vinte centímetros de profundidade daquelas coletadas a oitenta centímetros de profundidade. Destes pontos, no P43 o volume estabilizado, tanto na amostra superficial quanto na amostra em profundidade, foi igual a zero em teste de vinte e cinco e trinta e uma horas de duração respectivamente.

Ainda na comparação entre profundidades da amostra, a condutividade hidráulica pode aumentar ou diminuir em proporções similares. Se existe redução na condutividade hidráulica, também haverá maior dificuldade de contaminação do aquífero, contudo, se a transmissão da água em profundidade é limitada pelas camadas com menor condutividade, o aumento da condutividade em camadas mais profundas não aumenta o fluxo de água transmitida, pois a velocidade de transmissão está limitada pelas camadas superiores.

Entretanto, modificações que possam ser introduzidas na superfície do terreno, como mudanças no sistema de preparo do solo ou modificações no plantio, podem alterar a condutividade das camadas superficiais. Como a vulnerabilidade é definida como suscetibilidade de um aquífero ser adversamente afetado por uma carga contaminante (FOSTER; HIRATA, 1993), devemos considerar que, para a cultura do arroz irrigado, maior condutividade hidráulica em profundidade conduz a um aumento do risco potencial de contaminação.

No permeâmetro, o comportamento geral das amostras foi reduzir o volume de água percolada, do início para o final do ensaio. A Figura 42 mostra um gráfico com a variação do volume permeado das amostra do ponto P02 colhida a oitenta centímetros e da amostra do ponto P20 colhida a vinte centímetros de profundidade, representando os comportamentos obtidos.

Figura 42– Variação do volume permeado de duas amostras em função do tempo no permeâmetro de laboratório.



Fonte: do autor.

Como mencionado, a maior capacidade de transmissão de água no solo ocorre quando ele está saturado (CAUDURO; DORFMAN, 1986; REICHARDT; TIMM, 2004). Mesmo tendo-se feito a saturação prévia das amostras, o volume permeado reduziu-se com o tempo, o que indica redução da condutividade hidráulica com o tempo, em condições contínuas de saturação, até a sua estabilização. Nestas condições, pode-se inferir, de maneira não mutuamente exclusiva, que durante a realização dos ensaios houve obstrução de poros condutores por deslocamento de sedimentos finos no interior da amostra, ou pela presença de argilas expansivas. Caso tenha ocorrido a obstrução por deslocamento de sedimentos, este fenômeno estaria relacionado à forma de obtenção e manuseio da amostra.

Reichardt e Timm (2004) afirmam que a condutividade hidráulica é constante para cada amostra a uma determinada umidade, com exceção dos solos expansivos, contudo, neste estudo, não se dispõe de caracterização das argilas para confirmar a hipótese levantada. Caso venha a ser confirmada, indicaria também uma redução da vulnerabilidade do aquífero.

Também para os valores da condutividade obtidos em laboratório, foram conduzidos testes de correlação. Não foram verificadas correlações significativas ( $\alpha=5\%$ ) com as variáveis espaciais de altitude, coordenadas UTM e distância do ponto amostral à barragem do rio São Bento e não há

melhores coeficientes nas correlações com as demais variáveis dos que já foram apresentados.

## 8 INTEGRAÇÃO DE RESULTADOS

Os solos são resultado da ação combinada de cinco fatores: material de origem, relevo, clima, atividade biológica e tempo (LEPSCH, 2002). Qualquer variação em um desses fatores pode resultar em características distintas, ainda que os demais se mantenham constantes. Dessa forma os solos possuem grande variabilidade, modificando-se continuamente no tempo e no espaço (RESENDE et al., 2012).

O uso de classes taxonômicas não é critério suficiente para distinguir adequadamente mudanças importantes no comportamento das propriedades do solo, pois, segundo Resende et al. (2014), mesmo em solos pertencentes à mesma classe, existem variações em seus atributos, tanto ao longo da paisagem quanto em profundidade.

A evolução de técnicas estatísticas tem permitido identificar a variação das propriedades do solo no espaço e as relações entre diferentes características, usando a premissa de que as variações se dão com a distância entre pontos amostrais (VIEIRA, 2000).

A distribuição espacial das propriedades do solo em uma bacia hidrográfica podem afetar respostas hidrológicas e o transporte de poluentes, como herbicidas e nitratos, aos aquíferos (CAMBARDELLA et al., 1994). Assim, a caracterização das variações de comportamento do solo, possibilita identificar usos apropriados, empreender diferentes manejos ao solo agrícola, aumentando rendimentos e diminuindo riscos ambientais (CAMBARDELLA, 1994; SANCHEZ, 2012). Carvalho et al. (2003) em áreas de cultivo de videira em São Paulo, Gomes *et al.* (2003) em áreas de cultivo de coco em Sergipe, por exemplo, verificaram a distribuição espacial de parâmetros químicos de maneira a permitir melhor manejo de fertilizantes.

O comportamento dos atributos físicos e químicos do solo é fortemente influenciado pelos minerais da fração argila presentes (CAMARGO et al. 2008). Para esses autores, o estudo das propriedades desses minerais e sua ocorrência no espaço é um dos principais critérios no estudo de variabilidade do solo.

Barbieri et al. (2009), trabalhando em Catanduva, São Paulo, em área de cultivo de cana de açúcar, verificaram que nas formas convexas do relevo o conteúdo de gibbsita é maior do que nas formas côncavas. Para os autores, a gibbsita é responsável por maior adsorção de fósforo. Dessa maneira, concluem, as formas de relevo condicionam atributos

mineralógicos que por sua vez interferem na variabilidade dos parâmetros químicos.

Sanchez et al. (2012), estudando a variabilidade dos atributos do solo, também em Catanduva, verificaram que os maiores valores médios de parâmetros químicos ocorrem em formas côncavas em função da drenagem e da convergência dos declives. Concluíram que a identificação das formas de relevo é eficiente na compreensão da variabilidade do solo porque os processos que a controlam estão ligados ao fluxo de água, que por sua vez é condicionado pelo relevo.

Resende et al. (2014) estudaram a variabilidade espacial de parâmetros granulométricos, químicos e de coloração em solos no leste do Maranhão, usando como critérios de espacialização a geomorfologia, padrões de produção e de vegetação. Esse estudo demonstra haver forte dependência espacial dos parâmetros granulométricos e químicos. Para os autores, uma forte dependência indica que fatores de formação do solo interferem com mais intensidade, e uma dependência moderada ou fraca indica que fatores externos, como o manejo, estão interferindo, sendo a água e o relevo os principais condicionadores da dependência espacial.

Souza et al. (2001), Campos et al. (2007), Schaffrath et al. (2008), De Souza et al. (2008), em diferentes situações e manejo, constataram a dependência espacial de propriedades físicas do solo, como porosidade, densidade e condutividade hidráulica. Hu et al. (2008) investigaram a dependência espacial de propriedades hidráulicas do solo em encostas íngremes do noroeste da China, usando como critérios a direção do declive, a exposição ao sol.

A maioria dos estudos citados relaciona a dependência espacial a superfícies geomórficas, destacando a importância da vertente no entendimento dos processos de movimentação e armazenamento de água no solo, agindo sobre o transporte, seleção e deposição de sedimentos.

Nas áreas de cultivo de arroz irrigado no sistema pré-germinado na Bacia do rio São Bento, talvez fosse possível estabelecer relações espaciais com base na morfologia apesar das baixas declividades. Esta tarefa seria bastante dificultada pelas alterações produzidas pela sistematização do terreno e pela supressão ou retificação de sangas, mas poderia aprimorar a compreensão da variabilidade das propriedades hidráulicas do solo e suas consequências sobre a vulnerabilidade do aquífero. Neste caso contudo, o estudo deveria enfatizar os tipo de depósitos.

No presente estudo supõe-se que a variabilidade das propriedades do solo auxilia a determinar com maior precisão a vulnerabilidade do aquífero, com base na premissa proposta por Driessen e Moormann

(1985) de que existem variações significativas na granulometria e condutividade hidráulica do ápice para a base dos leques aluviais, ainda que a área de estudo não contenha o ápice do leque.

Os parâmetros físicos e químicos que influenciam na dispersão de poluentes foram comentados na seção 5.3. O quadro 2, na seção 5.4, que apresenta os principais parâmetros utilizados em diferentes sistemas de avaliação da vulnerabilidade de aquíferos, é dividido segundo os conceitos europeus em origem, deslocamento e alvo. Das variáveis relacionadas com a infiltração difusa, foram medidas na área de estudo, a densidade aparente, a porosidade e a condutividade hidráulica. Também relacionadas à infiltração, mas não relacionadas nos sistemas de avaliação da vulnerabilidade, foram tomadas medidas da tensão no solo e da resistência do solo à penetração. De fato, estas variáveis medem condições que indicam diminuição da infiltração da água de irrigação usadas nas quadras de cultivo do arroz, uma vez que o aumento da resistência do solo à penetração dificulta a infiltração aumentando a tensão no solo.

Das variáveis relacionadas no quadro 2 que atuam sobre a atenuação dos poluentes, foram medidas na área de estudo: granulometria, capacidade de troca de cátions, potencial hidrogeniônico, conteúdo de argila, de matéria orgânica e carbonatos.

Foi executada uma análise estatística multivariada de principais componentes para as variáveis relativas às condições de redução da infiltração da água de irrigação no solo e outra para as variáveis relativas à atenuação de poluentes com o objetivo de avaliar as variáveis que mais contribuem nestes processos. Um segundo objetivo foi verificar quais os pontos amostrais em que as condições de infiltração de água no solo e de atenuação de poluentes são mais relevantes.

Segundo Landim (2011), na Análise de Principais Componentes as relações devem ser lineares, o número de casos deve ser de dez a vinte vezes maiores que o número de variáveis, e devem-se evitar variáveis redundantes que tenham alto valor de correlação entre si. Para este autor, no caso de existirem valores muito discrepantes em relação aos demais, como a condutividade nos pontos P33 e P40, estes devem ser eliminados.

Na análise das condições de redução da infiltração, não foram consideradas as variáveis de densidade aparente e a porosidade, por não apresentarem boas correlações espaciais e não possuem correlação com as demais variáveis relacionadas à infiltração, provavelmente devido à compactação e desestruturação dos solos. Outro motivo para a eliminação destas variáveis foi não ultrapassar o limite mínimo de dez casos por variável.



Foram usadas na análise: a condutividade hidráulica média, a tensão média do período monitorado e a resistência média do solo à penetração na profundidade de quarenta e um a cinquenta centímetros, que resultam em quarenta e dois casos analisados. Não foram considerados o ponto P22, cujo piezômetro foi perdido, e os pontos P33 e P40, que possuem condutividade hidráulica muito mais alta que os demais.

No Quadro 12 está apresentada a matriz de correlações entre as variáveis utilizadas na Análise de Principais Componentes das condições de redução da infiltração da água de irrigação. As correlações são moderadas a fracas (CALLEGARI-JACQUES, 2003), mas indicam que o aumento da resistência do solo à penetração eleva a tensão no solo, e os solos com maior tensão tendem a ser também os solos com maior condutividade hidráulica, conforme discutido na seção 7.7. É importante salientar que esta condutividade hidráulica é potencial, ou seja, caso haja infiltração de água no solo, estes solos podem transmiti-la mais rapidamente para camadas mais profundas.

Quadro 12 – Matriz de correlações lineares entre as variáveis: tensão no solo (mbar), condutividade hidráulica (cm/s) e resistência do solo à penetração (MPa) na profundidade de quarenta e um a cinquenta centímetros.

	milibar	K (cm/s)	MPa
milibar	1,00	0,42	0,34
K (cm/s)	0,42	1,00	0,15
MPa	0,34	0,15	1,00

Fonte: do autor.

Na Análise de Principais Componentes os dados de diferentes variáveis são analisados simultaneamente. Para que isto seja possível, todos os dados são padronizadas para uma unidade de medida comum, no caso a distância da média medida pela quantidade de desvios padrões, ou seja, o valor Z da curva normal de distribuição de probabilidade.

O conjunto de dados forma uma nuvem de pontos em um espaço considerado multidimensional. Cada eixo da nuvem de dados representa a variância naquela dimensão. Assim, o maior eixo desta nuvem representa também a maior variância dos dados. Cada eixo é denominado de autovetor. Cada autovetor explica numericamente uma variância. Este

valor da variância explicada pelo autovetor é denominada de autovalor (LANDIM, 2011).

A Tabela 40 discrimina a variância acumulada nos três eixos da nuvem de dados. Os dois primeiros eixos acumulam oitenta e dois por cento da variância dos dados. Pelo critério de Jolliffe (1972) pode-se descartar o terceiro eixo.

Tabela 40 – Autovalor, variância e variância acumulada por autovetor na análise das variáveis relativas às condições de redução da infiltração da água de irrigação no solo.

Autovetor	Autovalor	Variância (%)	Variância Acumulada (%)
1	1,616195	53,87	53,87
2	0,858398	28,61	82,49
3	0,525407	17,51	100,00

Fonte: do autor.

O coeficiente das variáveis, apresentado na Tabela 41, representa o peso da medida, ou a sua importância, na composição do eixo. Assim, no primeiro eixo, a maior representatividade é da variável tensão no solo, mas a condutividade hidráulica e a resistência do solo à penetração também possuem boas correlações. No segundo eixo, a correlação é negativa com a condutividade hidráulica e positiva com a resistência do solo à penetração.

Tabela 41 – Coeficiente das variáveis: Tensão no solo (mbar), Condutividade Hidráulica (cm/s) e Resistência do solo à penetração (MPa) na profundidade de quarenta e um a cinquenta centímetros em relação aos autovetores.

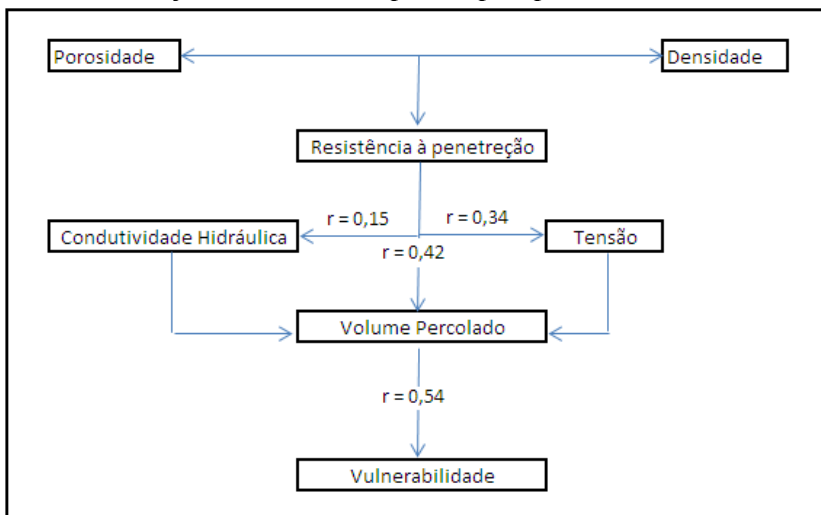
Variável	Autovetor 1	Autovetor 2	Autovetor 3
Tensão	0,84	-0,06	0,54
Condutividade Hidráulica	0,72	-0,57	-0,40
Resistência à penetração	0,63	0,73	-0,27

Fonte: do autor.

Todas as três variáveis medidas atuam na infiltração de água no solo e, portanto, influenciam o volume de água percolado. Como os

sistemas de avaliação da vulnerabilidade estão apoiados na premissa de que o transporte pela água é o principal vetor da poluição, sugere-se usar o percentual da variância explicada pelo primeiro eixo ( $53,87\% \approx 0,54$ ) como um indicador da vulnerabilidade. A Figura 43 representa a interação entre as variáveis, usando o coeficiente de correlação entre variáveis, retirado do quadro 12, e tendo como resultante a variância acumulada do principal autovalor, no caso 0,54.

Figura 43 – Representação esquemática das variáveis relativas às condições de redução da infiltração da água de irrigação no solo usando como peso do relacionamento os coeficientes de correlação e a variância explicada pelo primeiro autovetor.



Fonte: do autor.

Não há dúvida de que esta figura tão esquemática não representa adequadamente todas as relações envolvidas, uma vez que outros autovetores não foram computados, entretanto reflete qualitativamente as condições observadas em campo. A densidade aparente e a porosidade estão relacionadas à resistência do solo à penetração. A condutividade hidráulica tem pouca relação com a resistência à penetração porque foi medida em uma profundidade maior, mas tem uma relação com a tensão no solo.

Também se pode criticar o uso do autovetor como indicador de volumes percolados. A nuvem de pontos do primeiro autovetor explica a

maior parte da variância, mas não necessariamente está ligada ao real volume de água percolada, contudo o aumento da compactação do solo eleva a tensão em camadas subjacentes. A tensão elevada indica que há pouca umidade no solo, portanto pouca percolação. O fato de os pontos amostrais com maiores médias de tensão terem a tendência de ter maior condutividade hidráulica, indica apenas que as camadas compactadas mais próximas da superfície são eficientes no sentido de reter a água de irrigação.

Raciocinando de modo inverso, se as camadas compactadas não são eficientes e a condutividade hidráulica é alta, a tensão no solo poderia ser alta em função de imediato envio da água para camadas mais profundas. Isto implicaria, contudo, em baixa retenção de água nas quadras, o que não foi constatado em campo, de maneira qualitativa.

Os dados de correlação entre a tensão no solo e altura da lâmina de irrigação (Tabela 34 na seção 7.6 – Tensão no solo), bem como a tendência de aumento da tensão no período de colheita (Figura 38 na seção 7.6 – Tensão no solo), indicam que existe infiltração, mas ela tem o fluxo diminuído pelas camadas compactadas.

Como demonstrado no capítulo 7 – Apresentação e Discussão de Resultados, maior resistência do solo à penetração ocasiona maior tensão no solo na profundidade de oitenta centímetros. Os pontos com maior tensão também possuem maior condutividade hidráulica nesta profundidade. Assim, o primeiro autovetor, Tabela 41, que se relaciona positivamente com as três variáveis (resistência à penetração, tensão e condutividade hidráulica), cresce no mesmo sentido de crescimento destas variáveis. Em outras palavras, o eixo cresce com a diminuição das condições de infiltração de água no solo.

Na Análise de Principais Componentes os pontos amostrais são denominados de “casos”. Cada ponto amostral contém dados de tensão, condutividade hidráulica e resistência do solo à penetração. Estes dados fazem parte da nuvem de pontos e estão a uma determinada distância dos eixos principais da nuvem. A distância euclidiana dos casos, pontos amostrais, em relação aos autovetores representa o peso dos casos nesta técnica. Para as variáveis relacionadas às condições de redução da infiltração da água de irrigação no solo, os pesos dos casos estão discriminados na Tabela 42. Como se pode observar, cada ponto amostral se relaciona positivamente ou negativamente com os autovetores.

Usando como pressuposto de que os autovetores estão apontando no sentido de um menor volume percolado, dado o sentido das correlações obtidas pelos coeficientes das variáveis, Tabela 41, coordenadas negativas nos pontos amostrais, casos (Tabela 42), indicam maior volume

percolado e conseqüentemente maior vulnerabilidade. Ao contrário, valores positivos nas coordenadas indicam menor volume percolado e menor vulnerabilidade.

Entretanto, em um mesmo ponto amostral existem coordenadas positivas e negativas para os autovetores, como, por exemplo, no ponto P01. Segundo Landim (2011), as distâncias euclidianas são consideradas como unidades métricas, ou seja, podem ser usadas em operações matemáticas. A soma destas distâncias, tal como em resíduos de correlações, poderia indicar maior, ou menor, vulnerabilidade.

Tabela 42 – Coordenadas dos casos em relação ao autovetores, baseadas nas correlações.

Ponto	Autovetor 1	Autovetor 2	Autovetor 3	Ponto	Autovetor 1	Autovetor 2	Autovetor 3
1	-0,16326	1,54175	-0,97909	23	-0,02285	0,39138	0,22834
2	2,61267	3,49952	-0,39531	24	-0,72594	-0,67503	-0,50638
3	4,31564	-0,00872	-1,45103	25	-0,99514	0,00271	-0,13277
4	1,07248	0,65324	1,3106	26	-0,65293	0,03269	-0,32452
5	3,91942	-2,18579	0,11463	27	-1,1307	0,30029	-0,6549
6	-0,2688	-0,04116	0,77739	28	0,09667	0,02937	0,9977
7	-0,83325	0,07743	-0,12697	29	0,24279	-0,25321	1,02907
8	-1,51654	-0,41802	-0,4188	30	0,42734	0,17371	0,24711
9	0,06163	1,09019	-0,26862	31	-0,18877	-0,67829	-0,50336
10	0,28082	0,94433	-0,22291	32	-0,48747	0,02931	0,3133
11	0,16796	0,20689	0,64108	34	-1,17239	-0,24458	-0,22245
12	0,2222	1,05807	-0,35219	35	-1,60629	-0,28526	-0,64556
13	-0,12132	0,456	0,1655	36	-1,13353	0,45456	-0,73724
14	0,23058	-0,61035	1,21615	37	1,77403	-1,61304	-0,91869
15	-0,42183	-0,78336	0,10948	38	0,61887	-0,22392	1,22251
16	0,66746	-1,79164	-1,62651	39	-0,74005	-0,45171	0,18568
17	-0,44572	0,5987	-0,5612	41	-0,1767	-0,62395	0,14683
18	-1,19312	-0,09908	-0,1661	42	-1,61109	-0,19489	-0,41087

Ponto	Autovetor 1	Autovetor 2	Autovetor 3	Ponto	Autovetor 1	Autovetor 2	Autovetor 3
19	-1,49891	-0,25906	-0,43887	43	0,2981	0,06786	0,93363
20	0,24077	0,99937	0,14202	44	-0,23716	-1,09154	0,45469
21	0,58986	-0,12898	1,53388	45	-0,49555	0,0542	0,29474

Fonte: do autor.

Os autovetores possuem pesos diferentes no tocante à explicação das variâncias. Desta forma, optou-se por ponderar a distância euclidiana dos casos (Tabela 42) com o peso de cada autovetor, expresso pelo percentual da variância contido na Tabela 40. Este procedimento foi executado para os dois primeiros vetores (Tabela 42), pois em conjunto expressam oitenta e dois por cento da variância da nuvem de dados, seguindo o critério de Jolliffe (1972), Tabela 40.

A Tabela 43 apresenta os resultados desta operação, em ordem crescente da soma das distâncias euclidianas ponderadas. Nesta interpretação, o ponto P35 apresenta a maior vulnerabilidade considerando apenas as condições de redução da infiltração de água no solo e o ponto P02 a menor vulnerabilidade.

É importante observar que os pontos alagadiços, ver seção 7.1 - Descrição dos Pontos Amostrais, P06, P08, P19, P24, e os pontos que apresentaram elevação de água no piezômetro, seção 7.7 - Condutividade Hidráulica, P16, P25, P26, P31, P44, estão apontados com maior condição de vulnerabilidade. De outro modo, os pontos próximos da foz do rio São Bento, com granulometria mais fina, P01, P02, P03, P04 e P05, estão colocados como pontos de menor vulnerabilidade.



Tabela 43 – Distância euclidiana ponderada pelo total da variância explicada pelo autovetor e soma destas distâncias, disposta em ordem crescente.

Ponto	Autovetor 1	Autovetor 2	Soma	Ponto	Autovetor 1	Autovetor 2	Soma
35	-0,8654	-0,0816	-0,947	17	-0,2401	0,1713	-0,0688
8	-0,817	-0,1196	-0,9366	14	0,1242	-0,1746	-0,0504
42	-0,8679	-0,0558	-0,9237	29	0,1308	-0,0725	0,0583
19	-0,8075	-0,0741	-0,8816	28	0,0521	0,0084	0,0605
34	-0,6316	-0,07	-0,7016	13	-0,0654	0,1305	0,0651
18	-0,6428	-0,0283	-0,6711	23	-0,0123	0,112	0,0997
24	-0,3911	-0,1931	-0,5842	11	0,0905	0,0592	0,1497
25	-0,5361	0,0008	-0,5353	43	0,1606	0,0194	0,18
39	-0,3987	-0,1292	-0,5279	38	0,3334	-0,0641	0,2693
27	-0,6091	0,0859	-0,5232	30	0,2302	0,0497	0,2799
36	-0,6107	0,1301	-0,4806	21	0,3178	-0,0369	0,2809
15	-0,2273	-0,2241	-0,4514	9	0,0332	0,3119	0,3451
44	-0,1278	-0,3123	-0,4401	1	-0,088	0,4411	0,3532
7	-0,4489	0,0222	-0,4267	20	0,1297	0,286	0,4157
26	-0,3518	0,0094	-0,3424	10	0,1513	0,2702	0,4215
31	-0,1017	-0,1941	-0,2958	12	0,1197	0,3027	0,4225
41	-0,0952	-0,1785	-0,2737	37	0,9557	-0,4615	0,4942

Ponto	Autovetor 1	Autovetor 2	Soma	Ponto	Autovetor 1	Autovetor 2	Soma
32	-0,2626	0,0084	-0,2542	4	0,5778	0,1869	0,7647
45	-0,267	0,0155	-0,2515	5	2,1115	-0,6254	1,4861
6	-0,1448	-0,0118	-0,1566	3	2,325	-0,0025	2,3225
16	0,3596	-0,5126	-0,1531	2	1,4075	1,0013	2,4089

Fonte: do autor.

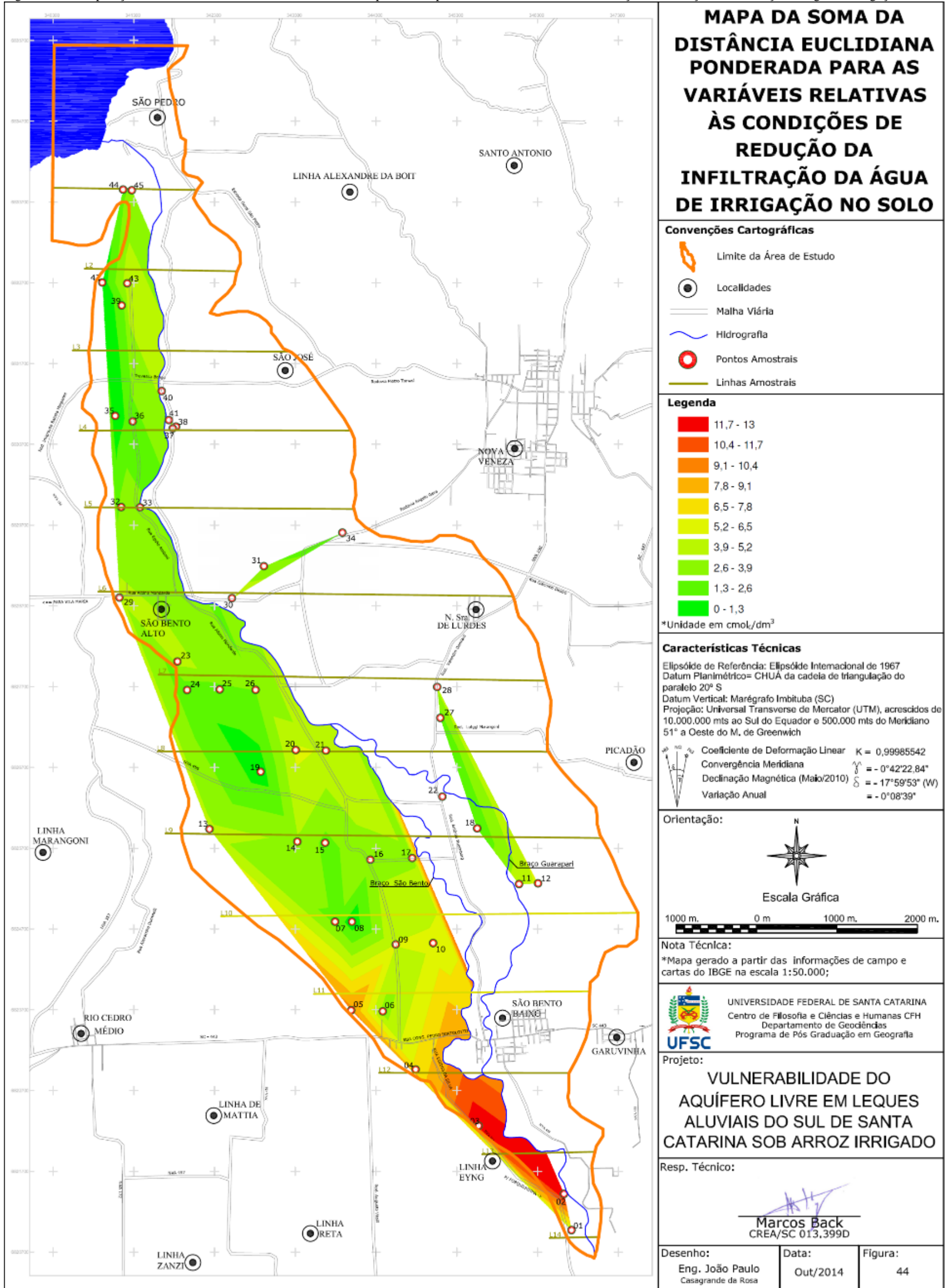
A Figura 44 apresenta o mapa de interpolação dos dados da soma da distância euclidiana ponderada para as variáveis relativas às condições de redução da infiltração da água de irrigação no solo sobre o mapa da área de estudo. Os pontos próximos da foz do rio São Bento estão nas classes de maior redução de infiltração da água de irrigação, mas não se pode afirmar que existe uma gradação de norte para o sul na bacia. Os pontos com menores índices, P08, P19, P35 e P42, no setor um, parecem concentrar as classes de maior infiltração.

Esta configuração apresenta semelhanças com a distribuição espacial da mediana (Figura 27 na seção 7.4 - Granulometria) das amostras tomadas a vinte centímetros. Como a mediana não foi computada, é possível que as semelhanças se devam à relação entre a granulometria e a resistência do solo à penetração.

Sabe-se que existe uma correlação de aumento do valor numérico de *phi*, ou seja diminuição do tamanho do grão, com a diminuição da coordenada UTM Norte ( $r=-0,45$ ). Também o índice obtido com as distâncias euclidianas para as condições de redução da infiltração da água de irrigação possui correlação com as coordenadas UTM Norte ( $r= -0,51$ ). Ou seja, em cinquenta e um por cento dos casos, quanto mais afastado é o ponto da barragem do rio São Bento maior é a condição de diminuição da infiltração. Por outro lado, não existe uma relação significativa ( $\alpha=5\%$ ) e direta entre a mediana e as condições de redução da infiltração.



Figura 44 – Interpolação dos dados da soma da distância euclidiana ponderada para as variáveis relativas às condições de redução da infiltração da água de irrigação no solo.





De outro modo, a Figura 44 apresenta mais claramente nichos de maior ou menor condição de redução da infiltração do que uma graduação de norte para o sul. Nesta interpretação, além do distanciamento da fonte de sedimentos, outros fatores, ligados à formação dos leques aluviais, como o conjunto do sistema de canais, estariam interferindo. Para verificar esta possibilidade, seria necessário estabelecer um número maior de pontos, com uma descrição mais detalhada dos depósitos.

Nos demais setores, o reduzido número de pontos impede uma interpretação mais clara. Não é possível efetuar uma generalização para pontos sob influência da Formação Irati e de sill de diabásio uma vez que há pontos com maior infiltração (P27, P34, P18, P31 e P41) e pontos com menor infiltração (P28, P37 e P38).

Procedimento similar foi adotado para as variáveis relativas à atenuação de poluentes no solo: granulometria, representada pela mediana, capacidade de troca de cátions, o potencial hidrogeniônico, o conteúdo de argila, matéria orgânica e carbonatos.

Como foram coletadas amostras a vinte e a oitenta centímetros de profundidade, para estas seis variáveis houve oitenta e quatro casos disponíveis, mantendo o critério recomendado por Landim (2011).

A matriz de correlação entre as variáveis está apresentada no Quadro 13. Embora indicadas pelos principais sistemas de avaliação da vulnerabilidade de aquíferos, e citadas como componentes importantes da atenuação da poluição no cultivo do arroz irrigado (ver seção 5.3 - Dispersão de Poluentes), estas variáveis não apresentam boas correlações entre si, especialmente o potencial hidrogeniônico, que não possui correlações significativas em um teste de análise de variância ( $\alpha=5\%$ ).

Quadro 13 – Matriz de correlações lineares entre as variáveis: potencial hidrogeniônico (pH), capacidade de troca de cátions (CTC), conteúdo percentual de matéria orgânica, carbonatos e argilas e mediana das frações granulométricas.

	pH	CTC	Matéria Orgânica	Carbonatos	Argilas	Mediana
pH	1,00	-0,20	-0,22	0,28	-0,29	-0,01
CTC	-0,20	1,00	0,33	-0,04	0,13	0,21
Matéria Orgânica	-0,22	0,33	1,00	0,17	-0,03	0,06
Carbonatos	0,28	-0,04	0,17	1,00	-0,42	-0,20
Argilas	-0,29	0,13	-0,03	-0,42	1,00	0,51
Mediana	-0,01	0,21	0,06	-0,20	0,51	1,00

Fonte: do autor.



O transporte de poluentes pela água é um dos pressupostos dos sistemas de avaliação da vulnerabilidade dos aquíferos. A lixiviação de produtos na cultura de arroz irrigado é considerada por Lavorenti et al. (2000) como meio de poluição dos aquíferos.

A maioria dos agrotóxicos usados na cultura não é ionizável, mas daqueles que o são, a maior parte se ioniza como ácido fraco (OLIVEIRA JÚNIOR; REGITANO, 2009). Assim, a elevação do pH propicia maior lixiviação desses produtos (LAVORENTI et al., 2000; OLIVEIRA JÚNIOR; REGITANO, 2009), contribuindo para maior vulnerabilidade do aquífero.

Para Oliveira Júnior e Regitano (2009), a sorção controla os processos de transformação e transporte de poluentes. Para Gomes (2006), a superfície específica das partículas do solo age significativamente na adsorção de agrotóxicos. Como a maior parte dos agrotóxicos são hidrofóbicos (OLIVEIRA JÚNIOR; REGITANO, 2009), são mais facilmente sorvidos (LAVORENTI et al., 2000), de maneira que aumentos no conteúdo de argila, matéria orgânica e na capacidade de troca de cátions contribuem para menor vulnerabilidade do aquífero.

Na análise de principais componentes, optou-se por usar a mediana como parâmetro granulométrico, pois em curvas assimétricas ela costuma representar melhor o conjunto de dados do que a média.

Aumento de pH e do teor de carbonatos atuam no sentido de diminuir a atenuação no solo, por propiciarem maior lixiviação de compostos orgânicos sintéticos ionizáveis em ácido fraco. De outro modo, incremento no valor da mediana na escala *phi*, ou seja diminuição do tamanho do grão, aumento na CTC e no conteúdo de matéria orgânica promovem a atenuação de poluentes no solo.

Na Tabela 44 estão apresentados os valores de variância para cada um dos autovetores, bem como a variância acumulada. Os quatro primeiros autovetores explicam oitenta e cinco por cento da variância da nuvem de dados.

Tabela 44 – Autovalor, variância e variância acumulada por autovetor na análise das variáveis relativas à atenuação da poluição.

Autovetor	Autovalor r	Total Variância (%)	Variância Acumulada (%)
1	1,987	33,12	33,12
2	1,409	23,49	56,61
3	1,028	17,14	73,75
4	0,669	11,15	84,90

Autovetor	Autovalor r	Total Variância (%)	Variância Acumulada (%)
5	0,523	8,71	93,61
6	0,383	6,39	100,00

Fonte: do autor.

No primeiro autovetor, o conteúdo de argilas responde com maior intensidade, Tabela 45, seguido pela mediana e conteúdo de carbonatos. A relação do conteúdo de argila e da mediana com este vetor é negativa, indicando um decréscimo destas variáveis em relação ao sentido do vetor. Ao contrário, o conteúdo de carbonatos tende a aumentar, acompanhado pelo pH. Aumento do pH e de carbonatos indica maior lixiviação e menor atenuação. Assim o sentido de crescimento do eixo indica menor atenuação.

Tabela 45 – Coeficiente das variáveis: potencial hidrogeniônico (pH), capacidade de troca de cátions (CTC), conteúdo percentual de matéria orgânica, carbonatos e argilas e mediana das frações granulométricas em relação aos autovetores.

Variável	Autovetor					
	1	2	3	4	5	6
pH	0,553	-0,248	0,675	-0,182	0,306	-0,224
CTC	-0,443	0,616	0,164	-0,614	-0,133	-0,060
Matéria Orgânica	-0,181	0,827	0,009	0,345	0,395	-0,091
Carbonatos	0,613	0,448	0,349	0,267	-0,477	-0,055
Argilas	-0,809	-0,272	0,119	0,207	-0,165	-0,432
Mediana	-0,650	-0,100	0,640	0,161	-0,003	0,363

Fonte: do autor.

No segundo vetor, o maior peso é da matéria orgânica, seguido pela CTC, indicando aumento da atenuação aos poluentes com o crescimento do vetor. No terceiro vetor, a interpretação é duvidosa, pois a maior representatividade é do pH, seguido pela mediana, ambas com relações positivas com o vetor. Seguindo o critério do maior peso, no caso pH, um aumento do vetor indica menor atenuação e maior lixiviação. No quarto vetor, o maior peso é da CTC, porém em uma relação negativa, o que indica menor atenuação com o crescimento do vetor.

A Tabela 46 apresenta o valor da distância euclidiana já ponderada com o peso de cada autovetor, em ordem crescente no sentido de maior atenuação dos poluentes, representada pela soma total das distâncias euclidianas ponderadas. Como os processos de atenuação são mais efetivos nas camadas superficiais, em função de maior presença de matéria orgânica e maior atividade biológica (GOGU; DASSARGUES, 2000; MARGANE, 2003), optou-se por usar apenas as coordenadas das amostras colhidas a vinte centímetros de profundidade.

Embora algumas reações de atenuação possam ser modeladas para certos produtos (GOGU; DASSARGUES, 2000), na definição da vulnerabilidade específica, isto não é possível na determinação da vulnerabilidade intrínseca (DALY et al., 2002). Para contornar este problema, o sistema SAI - *Soil attenuation index* (HEREDIA; CIRELLI, 2008) usa pesos aplicados diretamente às variáveis estatisticamente padronizadas.

A Análise de Principais Componentes, empregada nesta tese, exige que os dados sejam padronizados em virtude de suas diferentes unidades de medida. No estudo dos casos na área de estudo, pontos amostrais, sugere-se o uso dos escores obtidos, ponderados pelo total da variância explicada pelo eixo. A soma destes escores ponderados representa o grau de atenuação esperado para o ponto. É necessário considerar a interação do autovetor com as variáveis, o que significa levar em consideração se a atenuação aumenta ou diminui com o crescimento de eixo, que é observado pelo coeficiente das variáveis (Tabela 45).

A rigor, não se pode afirmar que o crescimento dos eixos indique maior ou menor atenuação de poluentes no solo, pois eles na realidade indicam as multidimensões da nuvem de pontos e explicam certa quantidade da variância dos dados.

O comportamento das variáveis em relação à atenuação de poluentes foi discutido na seção 5.3 – Dispersão de poluentes. O aumento do conteúdo de argila, principal componente do primeiro autovetor, em uma relação negativa, sugere que o vetor cresce no sentido da menor atenuação.

Considerando estas observações e considerando que a Análise de Principais Componentes é uma técnica exploratória, há que se manter reserva quanto à interpretação destes dados.

A atenuação de poluentes não é uma variável que pode ser observada em campo, entretanto chamaram a atenção os pontos próximos da foz, P01, P02, P03 e P04, que nas condições de redução da infiltração, Tabela 43, figuram entre os pontos com menores somas das distâncias euclidianas ponderadas, indicando menor vulnerabilidade, e constem na

Tabela 46, como pontos com menor atenuação, indicando maior vulnerabilidade.

A comparação dos escores obtidos para os pontos amostrais (casos), para o primeiro autovetor, com o conteúdo de argila, mediana e teor de carbonatos, ver Quadro 14, demonstra que os pontos mencionados, apesar de terem conteúdos intermediários de argila, o seu conteúdo de carbonatos é alto. Neste quadro também é possível observar que os pontos com maior escore para o primeiro autovalor, ou seja, com maior vulnerabilidade, como o ponto P36, possuem a mediana baixa, baixo conteúdo de argila e alto teor de carbonatos. Ao contrário, pontos com maior escore, como P34, têm mediana alta, alto conteúdo de argila e baixo teor de carbonatos. Estas observações confirmam que o vetor cresce em sentido contrário a atenuação de poluentes.

Tabela 46 – Distância euclidiana ponderada pelo total da variância explicada pelo autovetor e soma destas distâncias, disposta em ordem crescente para as variáveis relacionadas à atenuação de poluentes no solo.

Ponto	1	Autovetor 3	4	Soma 1*	Autovetor 2	Total	Ponto	1	Autovetor 3	4	Soma 1*	Autovetor 2	Total
36	0,596	-0,015	0,085	-0,665	-0,057	-0,723	7	-0,023	0,043	0,112	-0,132	0,276	0,144
24	-0,104	0,152	0,097	-0,145	-0,309	-0,454	12	0,051	-0,172	0,001	0,120	0,044	0,165
3	0,102	0,220	-0,040	-0,282	-0,102	-0,384	39	0,364	-0,318	-0,116	0,070	0,125	0,195
1	0,017	0,094	-0,043	-0,068	-0,228	-0,295	30	0,283	-0,214	-0,049	-0,021	0,224	0,203
2	0,021	0,108	-0,077	-0,052	-0,202	-0,255	35	0,177	-0,141	0,083	-0,119	0,322	0,203
4	0,111	-0,040	0,090	-0,161	-0,069	-0,229	6	-0,021	-0,310	0,011	0,320	-0,101	0,219
26	-0,184	0,133	0,121	-0,070	-0,052	-0,121	45	0,239	-0,302	-0,007	0,069	0,161	0,230
27	0,123	0,242	0,065	-0,430	0,316	-0,114	29	-0,022	-0,083	-0,008	0,113	0,144	0,257
10	-0,021	-0,093	0,176	-0,063	0,004	-0,059	38	0,073	-0,102	-0,012	0,041	0,239	0,280
25	0,406	-0,182	0,023	-0,248	0,204	-0,044	14	-0,121	-0,239	-0,075	0,435	-0,097	0,338
8	-0,115	0,056	0,162	-0,102	0,075	-0,027	37	-0,071	0,022	0,037	0,011	0,368	0,379
18	-0,097	0,027	0,048	0,021	0,006	0,027	44	-0,220	-0,265	-0,013	0,497	-0,107	0,390
9	0,118	0,041	-0,056	-0,104	0,143	0,040	41	0,018	-0,310	-0,111	0,403	0,075	0,478
13	-0,091	-0,147	0,067	0,171	-0,131	0,040	11	-0,181	-0,188	0,073	0,296	0,183	0,479
19	-0,133	-0,140	0,148	0,125	-0,077	0,048	23	-0,524	-0,201	0,112	0,614	-0,094	0,519
20	-0,026	-0,107	0,147	-0,014	0,063	0,049	16	-0,288	-0,255	0,005	0,539	0,078	0,617

Ponto	1	Autovetor 3	4	Soma 1*	Autovetor 2	Total	Ponto	1	Autovetor 3	4	Soma 1*	Autovetor 2	Total
5	0,310	0,171	0,308	-0,789	0,882	0,093	34	-1,204	-0,027	0,182	1,050	-0,384	0,666
42	0,000	-0,173	0,016	0,157	-0,058	0,100	43	0,070	-0,372	-0,153	0,455	0,222	0,677
17	0,055	-0,037	0,004	-0,022	0,123	0,101	31	-0,781	-0,025	0,027	0,779	0,083	0,862
21	-0,250	0,053	-0,105	0,302	-0,181	0,121	28	-1,151	0,181	0,028	0,943	-0,022	0,921
15	-0,055	0,053	-0,008	0,011	0,129	0,139	32	-0,183	-0,122	0,015	0,290	0,720	1,010

\* Soma 1 = -1 vezes a soma das distâncias euclidianas ponderadas. Fonte: do autor.

Quadro 14 – Rol dos escores do primeiro autovetor, Rol do teor de argila, Rol do teor de carbonatos e rol da Mediana.

Rol do Autovetor 1		Rol do teor de argila (%)		Rol do teor de carbonatos (%)		Rol da Mediana		Rol do Autovetor 1		Rol do teor de argila (%)		Rol do teor de carbonatos (%)		Rol da Mediana	
P	V	P	V	P	V	P	V	P	V	P	V	P	V	P	V
36	1,80	34	37,28	5	11,80	34	6,9	29	-0,07	21	16,03	29	5,63	4	5,0
25	1,23	28	35,11	36	10,37	28	6,8	7	-0,07	14	15,80	18	5,47	17	4,9
39	1,10	26	25,70	37	9,33	2	6,3	20	-0,08	5	15,25	15	4,93	5	4,8
5	0,94	31	23,40	35	8,67	27	6,3	15	-0,17	11	15,23	24	4,93	11	4,8
30	0,86	24	22,63	7	8,43	31	6,2	37	-0,21	35	14,65	11	4,70	29	4,7
45	0,72	44	21,68	4	8,20	24	5,7	13	-0,27	29	14,51	16	4,50	32	4,7
35	0,53	13	20,93	30	7,80	9	5,6	18	-0,29	17	13,93	1	4,50	12	4,6
27	0,37	8	20,82	10	7,77	15	5,6	24	-0,31	36	13,45	41	4,47	16	4,6
9	0,36	23	20,66	25	7,73	26	5,6	8	-0,35	41	13,16	13	4,40	13	4,5
4	0,34	19	18,68	8	7,73	8	5,5	14	-0,36	45	12,72	12	4,40	42	4,3
3	0,31	18	18,52	17	7,67	23	5,5	19	-0,40	32	12,08	43	4,27	36	4,2
38	0,22	10	18,43	26	7,63	3	5,4	11	-0,55	43	11,68	19	4,23	14	4,2
43	0,21	16	17,65	32	7,63	21	5,3	32	-0,55	39	11,27	42	4,20	35	4,1
17	0,17	4	17,48	20	7,23	1	5,3	26	-0,55	30	11,23	31	3,67	44	3,9
12	0,15	7	17,42	9	6,90	7	5,2	44	-0,66	25	10,98	23	2,80	6	3,7
2	0,06	3	17,20	38	6,80	18	5,2	21	-0,75	15	10,75	14	2,63	30	3,7
41	0,05	1	16,90	45	6,77	38	5,2	16	-0,87	12	10,55	28	2,63	41	3,6

Rol do Autovetor 1	Rol do teor de argila (%)	Rol do teor de carbonatos (%)	Rol da Mediana	Rol do Autovetor 1	Rol do teor de argila (%)	Rol do teor de carbonatos (%)	Rol da Mediana
1 0,05	6 16,88	27 6,57	37 5,2	23 -1,58	2 7,98	6 2,57	25 3,6
42 0,00	42 16,46	2 6,50	10 5,1	31 -2,36	38 6,05	44 2,47	45 3,4
6 -0,06	20 16,28	3 6,33	20 5,1	28 -3,48	9 5,45	34 1,50	43 3,1
10 -0,06	37 16,17	39 6,10	19 5,0	34 -3,64	27 5,37	21 0,47	39 2,8

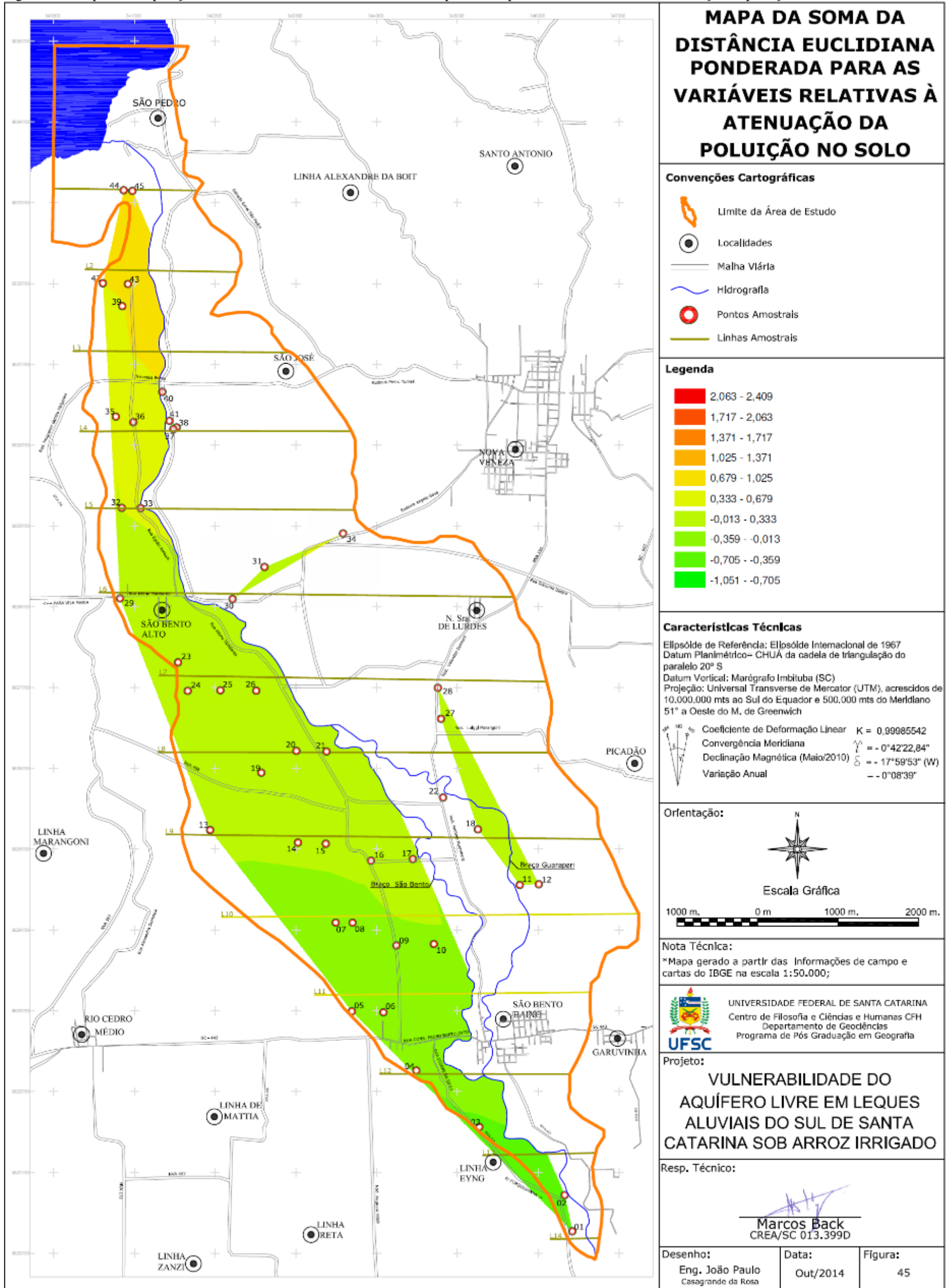
P = ponto; V = Valor. Fonte: do autor.



A Figura 45 foi confeccionada com base na soma total dos escores ponderados, Tabela 46. Embora nenhum dos componentes originais, pH, CTC, mediana, conteúdo de matéria orgânica, carbonatos e argila possua correlação espacial com a coordenada UTM Norte, é surpreendentemente clara a diminuição do potencial de atenuação de poluentes do norte para o sul da bacia. O coeficiente de correlação ( $r= 0,977$ ), entre o potencial de atenuação e as coordenadas UTM Norte, é considerado muito alto (CALEGARI-JACQUES, 2003).



Figura 45 – Mapa de interpolação dos dados da soma da distância euclidiana ponderada para as variáveis relativas à atenuação da poluição no solo.





A Tabela 46 divide praticamente o conjunto de pontos amostrais em dois grupos, com menores escores, à esquerda da tabela, dos pontos P36 a P15, e com maiores escores, ponto P07 a P32. O intervalo de confiança para a média destes dois grupos, em relação a cada parâmetro foi executada para identificar as variáveis que distinguem estes dois grupos. O resultado deste teste está contido no Quadro 15. Deste quadro pode-se concluir, com noventa e cinco por cento de confiança, que somente as médias do potencial hidrogeniônico e da capacidade de troca de cátions se diferenciam nos dois grupos. Em outras palavras, o grupo com menores escores no potencial de atenuação, que incluem, portanto, os pontos amostrais próximos da foz do rio São Bento, possuem um pH mais elevado e uma CTC mais baixa do que os pontos com maior escore.

Quadro 15 – Limites do intervalo de confiança dos parâmetros componentes do potencial de atenuação para dois grupos de pontos amostrais: Grupo de pontos com menor escore no potencial de atenuação e grupo de pontos com maior escore no potencial de atenuação ( $\alpha=5\%$ ).

Parâmetro	Grupo de pontos			
	com menor escore		com maior escore	
	Limites do intervalo de confiança			
	Superior	Inferior	Superior	Inferior
pH	5,18	4,92	4,74	4,59
CTC	19,75	16,75	23,77	20,25
Matéria Orgânica (%)	5,61	3,61	5,28	4,25
Carbonatos (%)	7,55	5,36	6,20	4,06
Argilas (%)	18,09	13,27	20,36	13,47
Mediana	5,45	4,86	5,12	4,10

Fonte: do autor.

Denomina-se aqui a soma dos escores ponderados das variáveis que influenciam as condições de redução da infiltração da água das quadras de irrigação como potencial de redução da infiltração, e a soma dos escores ponderados das variáveis que influenciam na atenuação da poluição como potencial de atenuação.

Se considerarmos o potencial de redução da infiltração com a mesma intensidade do potencial de atenuação da poluição na composição da vulnerabilidade, um índice de vulnerabilidade baseado nas

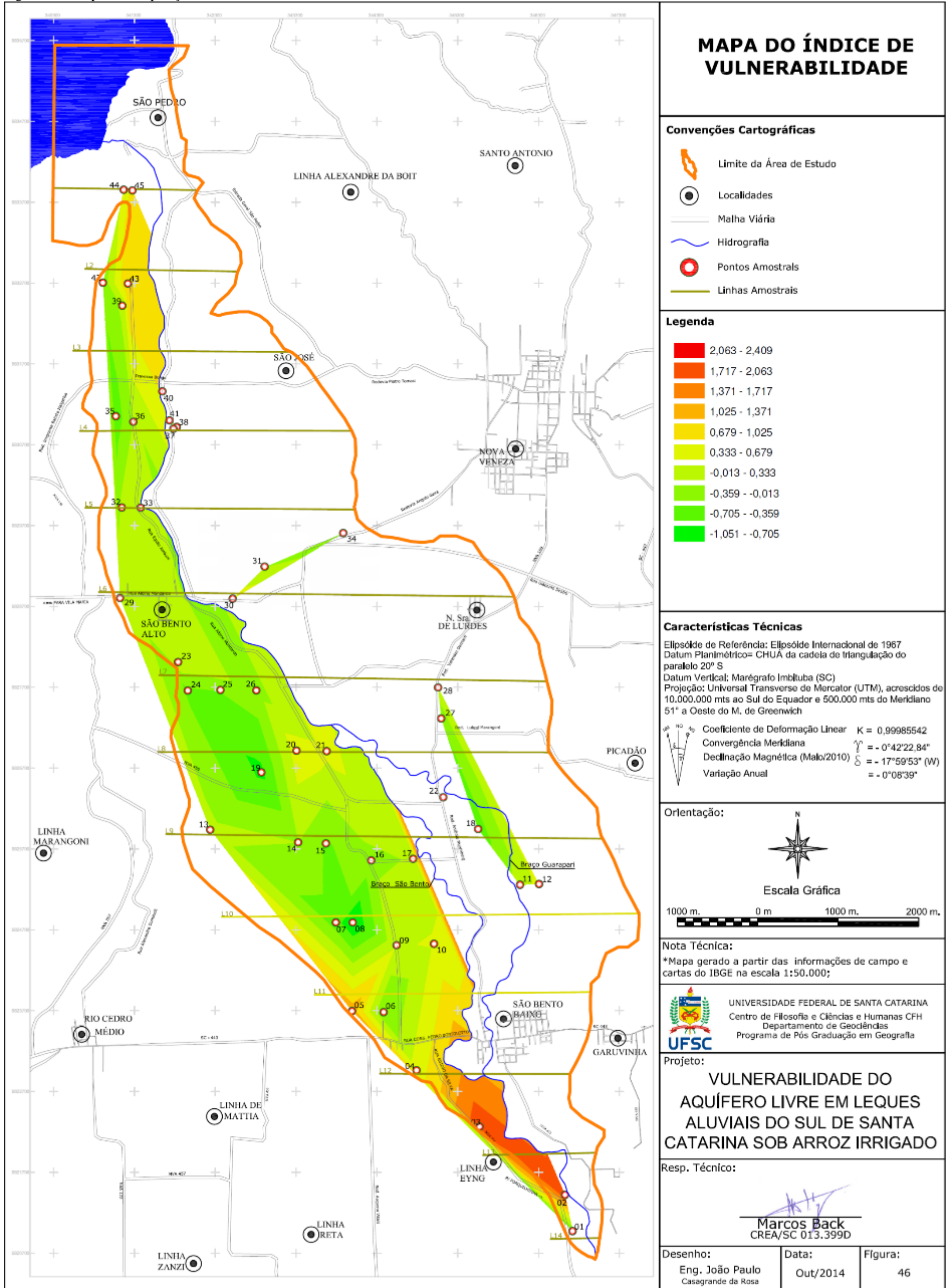
características do solo pode ser obtido pela soma destes escores. Este procedimento está apresentado na Tabela 47. A espacialização deste índice pela interpolação dos dados é apresentada na Figura 46.

Tabela 47 – Potencial de redução da infiltração da água de irrigação (R.I.), Potencial de atenuação da poluição (A.P.) e Índice de vulnerabilidade (I.V) por ponto amostral.

Ponto	R. I.	A.P.	I.V	Ponto	R. I.	A.P.	I.V
1	0,353	-0,723	-0,369	23	0,100	0,144	0,244
2	2,409	-0,454	1,954	24	-0,584	0,165	-0,420
3	2,322	-0,384	1,939	25	-0,535	0,195	-0,340
4	0,765	-0,295	0,469	26	-0,342	0,203	-0,139
5	1,486	-0,255	1,231	27	-0,523	0,203	-0,320
6	-0,157	-0,229	-0,386	28	0,060	0,219	0,279
7	-0,427	-0,121	-0,548	29	0,058	0,230	0,288
8	-0,937	-0,114	-1,051	30	0,280	0,257	0,537
9	0,345	-0,059	0,286	31	-0,296	0,280	-0,016
10	0,421	-0,044	0,377	32	-0,254	0,338	0,084
11	0,150	-0,027	0,122	34	-0,702	0,379	-0,323
12	0,422	0,027	0,450	35	-0,947	0,390	-0,557
13	0,065	0,040	0,105	36	-0,481	0,478	-0,002
14	-0,050	0,040	-0,010	37	0,494	0,479	0,974
15	-0,451	0,048	-0,404	38	0,269	0,519	0,789
16	-0,153	0,049	-0,104	39	-0,528	0,617	0,089
17	-0,069	0,093	0,024	41	-0,274	0,666	0,392
18	-0,671	0,100	-0,571	42	-0,924	0,677	-0,247
19	-0,882	0,101	-0,781	43	0,180	0,862	1,042
20	0,416	0,121	0,537	44	-0,440	0,921	0,481
21	0,281	0,139	0,420	45	-0,251	1,010	0,759

Fonte: do autor.

Figura 46 – Mapa de interpolação dos dados do índice de vulnerabilidade.







A configuração geral do índice de vulnerabilidade, com base nos parâmetros de solo aqui utilizados, é bastante similar à, que representa o potencial de redução da infiltração da água de irrigação, demonstrando a preponderância deste potencial sobre o potencial de atenuação da poluição. Ao redor dos pontos de maior vulnerabilidade P08, P19 e P35, existem nichos de vulnerabilidade menor. A principal diferença está em uma área de menor vulnerabilidade próxima à barragem do rio São Bento e que se estende no sentido do ponto P21.

A semelhança entre o índice de vulnerabilidade e o potencial de redução da infiltração é quantificada pela correlação entre estes dados, que é de 87%. Individualmente, das variáveis que foram computadas para o potencial de redução da infiltração, a tensão no solo se relaciona em 77% dos casos, a resistência do solo à compactação em 77% dos casos e a condutividade hidráulica em 45% dos casos. Das variáveis que compõem o potencial de atenuação da poluição, apenas a CTC tem relação significativa com o índice de vulnerabilidade ( $r=0,33$ ). Estas relações mostram que a variância é maior nos eixos que compõem a redução da infiltração do que no potencial de atenuação. Assim, mesmo considerando os potenciais equivalentes na composição da vulnerabilidade, a infiltração predomina sobre a atenuação.

Além dos cuidados já mencionados em relação aos autovetores, também se deve frisar que o índice de vulnerabilidade aqui obtido pressupõe equivalência entre os parâmetros de infiltração e atenuação que pode não ser verdadeira.

Para Vbra Zaporozec (1994) a vulnerabilidade é “uma propriedade intrínseca do sistema de águas subterrâneas que depende da sensibilidade do sistema a impactos naturais ou antropogênicos”. Este autor afirma que vulnerabilidade do aquífero não é mensurável diretamente, em função das inúmeras características que interferem no processo e da dificuldade de comprovação dos resultados. Nas premissas do conceito de vulnerabilidade do National Research Council (1993), a incerteza é admitida na avaliação da vulnerabilidade e pode haver variações locais não mapeadas. Alguns modelos (VÍAS et al. 2003; RAVBAR; GOLDSCHNEIDER 2009) usaram traçadores para comprovar a eficácia de seus sistemas de avaliação.

A busca por comprovação do índice de vulnerabilidade obtido nesta Tese não foi empreendida. Tem como vantagem, entretanto, caso venha a ser comprovada sua eficácia, apresentar um índice numérico, ao contrário da maioria dos sistemas que usa uma escala ordinal. Este índice numérico está em uma escala padronizada (Z) que pode permitir melhor comparação entre estudos de diferentes aquíferos.

A escala padronizada ( $Z$ ) depende essencialmente da média e do desvio padrão. Portanto, na comparação de diferentes estudos seria necessário que a média e o desvio padrão fossem idênticos, o que é impossível. Para contornar esta situação, um estudo comparativo dependeria de padrões médios para cada uma das variáveis.

## 9 CONCLUSÕES

Para Driessen e Moorman (1985) nas áreas de leques aluviais, embora com muitas exceções, existe uma gradação clara, do ápice para a base do leque, nas características dos solos. Os solos na porção proximal do leque tendem a ter textura grossa e condutividade hidráulica alta ao contrário dos solos da porção distal.

A vulnerabilidade dos aquíferos está intimamente ligada às características do solo que influenciam na infiltração e na atenuação de poluentes. Assim, existindo uma relação espacial das características do solo em área de leques aluviais seria também possível verificar uma relação espacial da vulnerabilidade do aquífero.

Comparando diferentes sistemas de avaliação da vulnerabilidade do aquífero e de mananciais foram contabilizados setenta e seis parâmetros diferentes usados direta ou indiretamente na determinação da vulnerabilidade. Estes parâmetros, no conceito europeu, são classificados em cinco aspectos: entradas no sistema, deslocamentos dos poluentes, processos de atenuação, fluxos no aquífero e o poluente em consideração.

Nas áreas de cultivo de arroz irrigado, na Bacia do rio São Bento, representando o deslocamento de poluentes, foram efetuadas medidas de condutividade hidráulica, densidade aparente, porosidade total, resistência do solo à penetração e tensão no solo. Para o critério de atenuação de poluentes foram feitas medidas de granulometria, conteúdo de matéria orgânica, teor de carbonatos, potencial hidrogeniônico e capacidade de troca de cátions.

Para cada uma das variáveis medidas foi executada análise de correlação com variáveis espaciais, como coordenadas UTM, altitude, distância do ponto amostral a barragem do rio São Bento. O resultado destas correlações indicam coeficientes de correlação significativos ( $\alpha=5\%$ ), mas de grau moderado, pelo critério de Calegari e Jacques (2003) para a condutividade hidráulica, resistência do solo à penetração, diâmetro médio, mediana. Não há correlação espacial significativa para a tensão no solo, conteúdo de matéria orgânica e carbonatos.

Figuras de interpolação dos dados sobrepostas ao mapa da área indicam mais a presença de nichos com características similares do que uma distribuição espacial como a sugerida por Driessen e Moorman (1985). O grau de correlação apenas moderado, entre as características estudadas e as variáveis espaciais, bem como a presença mais marcante de nichos de características similares, nos mapas de interpolação de dados, pode ser resultante das características de formação de leques

aluviais. Nilsen (1982) afirma que os leques aluviais possuem caracteristicamente sedimentos imaturos cujo tamanho dos grãos tem um decréscimo com o distanciamento da área fonte. Contudo, para o autor, a partir de canais radiais secundários a sequência do depósito pode ser constituída por uma mistura de depósitos de canais, depósitos de margem, lobos conglomeráticos bem selecionados. Como estes canais possuem padrão entrelaçado, o decréscimo do tamanho do grão ocorre de forma apenas genérica.

Assim, a reconstituição das fácies dos diferentes depósitos, embora dificultada pela sistematização dos terrenos empregada no cultivo do arroz no sistema pré-germinado, pode tornar mais clara a distribuição das características do solo e da vulnerabilidade do aquífero e talvez expliquem melhor os nichos de características similares observadas.

A densidade aparente dos solos na Bacia do rio São Bento é menor do que a encontrada por Nunes et al. (2002) e Bamberg et al. (2009), em Planossolos do Rio Grande do Sul. Em setenta e quatro por cento das amostras a densidade é maior do que  $1,30 \text{ g/cm}^3$ , e conseqüentemente a porosidade total é baixa, situando-se geralmente entre trinta e quarenta por cento.

Em consonância com os dados de Palmeira et al. (1999) e Lima et al. (2003), observou-se que as amostras secas em laboratório continham apenas estruturas muito finas, pelo critério de Munsell (2000). Como a compactação também é influenciada pelo teor de umidade do solo (DAS, 2007) conclui-se que a formação de camadas compactadas, com o aumento da densidade e diminuição da porosidade total, é devido ao manejo do solo e ao manejo da água empregado.

A resistência do solo à penetração no cultivo do arroz pré-germinado na Bacia do rio São Bento é maior do que encontrado por outros autores. Peña (1993), Pedrotti (1996 e 2001) encontraram valores de resistência à penetração de até quatro e meio mega Pascal em solos do Rio Grande do Sul, cultivados com arroz. Na Bacia do rio São Bento, em oitenta e oito por cento dos pontos amostrados a resistência máxima à penetração é maior que quatro mega Pascal. Os pontos em que a resistência é mais baixa a umidade do solo é alta, como áreas alagadiças ou quadras mantidas com água de irrigação a maior parte do ano.

Do mesmo modo que Pauletto (2004) e Pedrotti (2001) foram identificadas camadas compactadas de dez a trinta centímetros de profundidade, porém a presença várias camadas compactadas, identificadas por aumento repentino da resistência, é a leitura mais comum, e se estendem com intensidade maior em camadas mais profundas, como o relatado por Brady (1989).

Embora Pedrotti (2001), Pauletto et al. (2004), Das (2007) e Tavares Filho et al. (2005), relacionem a resistência do solo à penetração com a granulometria e conteúdo de matéria orgânica, não foram identificadas correlações significativas ( $\alpha=5\%$ ) entre estas variáveis, fato atribuído ao manejo do solo no cultivo pré-germinado. Contudo, a resistência à penetração tem correlações significativas com teores de cálcio e magnésio, especialmente nas camadas superficiais ( $r=0,64$ ), sendo possível que a ação cimentante destes cátions seja responsável pelo coeficiente de correlação.

Segundo Das (2007), a compactação efetuada em solos saturados não é tão efetiva quanto aquela efetuada com níveis ótimos de umidade. Assim a manutenção de uma lâmina de água permanente sobre a quadra de cultivo tende a formar solos menos compactados, o que implica em maior infiltração e maior vulnerabilidade do aquífero. Os dados de campo mostram que os solos com menor resistência à penetração tem também menor tensão, medida a oitenta centímetros de profundidade, indicando maior infiltração de água de irrigação para camadas mais profundas.

Existem diferenças significativas ( $\alpha=5\%$ ) entre as médias de tensão no solo para diferentes pontos amostrais. A maior tensão no solo, a oitenta centímetros de profundidade, está provavelmente relacionada à existência de camadas compactadas que reduzem a infiltração de água das quadras de arroz e a maior distanciamento do freático. A menor tensão deve estar ligada à presença do freático próximo da superfície ou constante infiltração de água.

A tensão no solo é característica de cada ponto amostral, resultado do conjunto de fatores que interferem na umidade do solo, como efeitos de capilaridade, conteúdo de argila, matéria orgânica e infiltração de água de irrigação. Assim não há correlação entre a tensão média dos pontos amostrais com variáveis espaciais. As semelhanças na tensão entre pontos amostrais, contudo, permite verificar em mapa a distribuição de nichos com maior, ou com menor, tensão no solo.

Próximo da colheita do arroz a irrigação é interrompida para permitir a secagem dos grãos e facilitar o movimento de equipamentos. A tensão no solo se eleva na medida em que a irrigação é reduzida ( $\alpha=0,05$ ;  $F_{(15,691)}= 6,6771$ ;  $p=0,0000$ ). Com isto admite-se que existe infiltração de água das quadras de arroz para o subsolo e esta água pode transportar poluentes.

A ausência de correlação forte entre a condutividade hidráulica e outras variáveis medidas já era esperada. A condutividade hidráulica é dependente de muitos fatores, como propriedades do fluido e de diversas

características do solo (PREVEDELO, 1996; REICHARDT; TIMM, 2004).

A atuação conjunta destas variáveis resulta na maior ou menor facilidade de condução de água que é característica de cada solo. Alguns pontos amostrais se destacaram com resultados superiores aos demais, ainda que suas características individuais sejam distintas. Ou seja, não foram encontradas similaridades entre as características medidas em campo e laboratório com resultados maiores de condutividade hidráulica.

Existem correlações moderadas entre a condutividade hidráulica e a tensão no solo ( $r=0,45$ ), densidade aparente ( $r=-0,39$ ), teores de cálcio ( $r=-0,47$ ) e conteúdo de matéria orgânica ( $r=0,40$ ). Estas correlações indicam que o aumento da densidade, relacionada à formação de camadas compactada, implica em menor infiltração da água das quadras de arroz para o subsolo, o que eleva a tensão. Um maior conteúdo de cálcio colabora para a formação de camada compactada e a matéria orgânica age de forma inversa. Os solos com maior compactação superficial e maior tensão a oitenta centímetros de profundidade são também os solos com maior condutividade hidráulica a oitenta centímetros. Em outras palavras, os solos que possibilitam maior impermeabilização das quadras de cultivo, são também capazes de maior transmissão de água, caso haja infiltração através da camada compactada.

Em termos de vulnerabilidade, a condutividade hidráulica medida a oitenta centímetros de profundidade distingue os pontos amostrais em termos de potencial envio de poluentes para o aquífero. Não há uma distribuição espacial da condutividade hidráulica, como sugerido por Driessem e Moormam (1985), mas pontos que se distinguem com maior potencial de transmissão de água.

O conteúdo de matéria orgânica em amostras tomadas a vinte centímetros de profundidade é maior do que o conteúdo em amostras tomadas a oitenta centímetros de profundidade na técnica da queima por peróxido de hidrogênio. Entretanto, presença de matéria orgânica em profundidade, com média de  $3,24\% \pm 0,087$ , na técnica do peróxido de hidrogênio e  $0,61\% \pm 0,021$  na técnica com dicromato de potássio ( $\alpha=5\%$ ), pode ser devida a migração ou soterramento de compostos orgânicos.

Admitindo a migração de compostos orgânicos, também se admite infiltração de água de irrigação. Para o agricultor isto tem por significado maior consumo de água, e perda de nutrientes por lixiviação. Para o aquífero, isto tem por consequência a possibilidade de advecção de produtos tóxicos.

Por outro lado, a matéria orgânica atua na atenuação de poluentes por diversos mecanismos: adsorve com facilidade a produtos lipofílicos,

que são a maioria dos agrotóxicos, especialmente em condições de maior disponibilidade de água (OLIVEIRA JÚNIOR et al., 2009); diminui o fluxo vertical de água, aumentando o tempo de permanência do produto (SCORZA JÚNIOR et al., 2007; GOMES et al. 2006); aceleram o aporte de micro-organismos (LAVORENTI et al., 2000).

Assim, o conteúdo de matéria orgânica em profundidade pode indicar infiltração de água de irrigação, com conseqüente advecção de produtos tóxicos, mas aumenta a espessura da camada que atua sobre a atenuação de poluentes.

Não há diferença significativa ( $\alpha=5\%$ ) entre os teores de carbonatos em amostras tomadas a vinte e a oitenta centímetros de profundidade, embora existam diferenças nos teores de magnésio trocável para estas profundidades. Tanto os teores de cálcio quanto os de magnésio trocável em profundidade são considerados altos pelo critério da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS, 2004).

A origem dos carbonatos é desconhecida, podendo ser atribuída a rochas sedimentares ou ao uso de calcário moído pelos agricultores. Caso se admita que o calcário agrícola seja o principal responsável pelo alto conteúdo de cálcio e magnésio trocável, admite-se também o deslocamento destes cátions da superfície para camadas mais profundas.

Com a inundação o pH do solo é elevado e a solubilidade dos compostos de cálcio e magnésio é aumentada (BACHA, 2002). Portanto a presença de carbonatos pode indicar infiltração de água no solo. De outro modo, o cálcio e o magnésio podem atuar como agentes cimentantes (BRADY, 1989) e existe uma correlação moderada entre os teores destes cátions e a resistência do solo à penetração.

A presença de carbonatos também eleva o pH, o que facilita a lixiviação de agrotóxicos ionizáveis na forma de ácidos (LAVORENTI et al., 2000; OLIVEIRA JÚNIOR et al., 2009). Assim, solos com maior pH e maior conteúdo de carbonatos, contribuem para diminuição da atenuação de poluentes.

Desta forma, os carbonatos podem ter atuação em dois sentidos: redução da infiltração, por auxiliar a formação de camadas compactadas, e redução da atenuação de poluentes por facilitar a lixiviação de produtos ionizáveis na forma de ácidos.

O silte é a principal fração granulométrica dos solos na Bacia do rio São Bento, tanto em amostras tomadas a vinte quanto a oitenta centímetros de profundidade, não havendo diferenças estatísticas significativas ( $\alpha=5\%$ ) no diâmetro médio e na mediana em profundidade. As amostras mostraram que os sedimentos são pobremente selecionados, cuja distribuição é platicúrticas ou muito platicúrticas, com assimetria

variando de positiva a negativa, sendo aproximadamente simétricas em quarenta e sete por cento das amostras.

Considerando apenas os pontos amostrais localizados na área de leque aluvial, denominado setor um, a melhor correlação espacial se deu entre a mediana das frações granulométricas e as coordenadas UTM Norte ( $r=-0,64$ ). O grau da correlação é forte pelo critério de Calegari e Jacques (2003), contudo a interpolação de dados da mediana sobreposta ao mapa da área mostra que além da tendência geral existem nichos localizados de textura mais fina e outros de textura mais grossa. Estes nichos indicam que a distância da área fonte de sedimentos não é o único fator interveniente, e por isso a correlação não é maior.

Driessem e Moormam (1985) registram que existe a tendência de a granulometria ser mais fina na base e a condutividade hidráulica ser mais alta no ápice do leque aluvial. Embora a granulometria tenda a ser mais fina na base do leque aluvial, esta tendência somente foi observada nas amostras tomadas a vinte centímetros de profundidade. Com relação à condutividade hidráulica, nenhuma relação foi observada entre esta variável e as variáveis com o diâmetro médio e, mediana, frações granulométricas. Existem, contudo, correlações positivas entre a condutividade hidráulica e as frações granulométricas de areia grossa e argila, mas em grau moderado pelo critério de Calegari e Jacques (2003).

O propósito principal deste trabalho foi verificar a espacialização das características do solo que interferem no deslocamento e atenuação dos poluentes, com vistas à vulnerabilidade do aquífero. Embora não seja objetivo deste trabalho estabelecer uma metodologia de avaliação da vulnerabilidade, índices do potencial de redução da infiltração da água de irrigação e potencial de atenuação de poluentes foram criados para verificar a sua distribuição na área de cultivo de arroz irrigado da Bacia do rio São Bento. A soma destes índices produziu um índice de vulnerabilidade baseado nas características do solo cultivado.

Para produção do potencial de redução de infiltração foi conduzida análise multivariada de principais componentes usando as variáveis de tensão no solo, condutividade hidráulica e resistência do solo à penetração. Verificaram-se os autovetores significativos pelo critério de Joliffe (1972) e o peso das variáveis em cada autovetor significativo. O peso das variáveis dão indicações do sentido do autovetor em relação a maior ou menor infiltração de água no solo. Usando como pressuposto de que os autovetores apontam no sentido de um menor volume percolado sugere-se usar como potencial de redução da infiltração a somatória das distâncias euclidianas do caso em relação ao autovetor, ponderada com o peso dos autovetor. O índice do potencial de redução de infiltração de



cada ponto amostral foi interpolado gerando um mapa de distribuição deste potencial.

Qualitativamente, o potencial de redução de infiltração tem coerência com as observações efetuadas em campo. Ou seja, os pontos amostrais com granulometria mais fina e presença evidente de camadas compactadas tem maior potencial de redução de infiltração e conseqüentemente menor vulnerabilidade por este aspecto. Pontos amostrais que apresentam o freático mais próximo da superfície apresentaram maior vulnerabilidade por este critério.

A correlação ( $r=-0,51$ ) entre o potencial de redução da infiltração e coordenada UTM Norte, é apenas moderado, mas indica menores infiltrações de água das quadras de arroz na fração sul da bacia. O coeficiente de correlação do potencial de redução de infiltração é melhor do que os índices das variáveis individuais com a coordenada UTM Norte.

O mapa com os dados interpolados apresenta semelhanças com distribuição espacial da mediana das frações granulométricas, mesmo esta não sendo usada na análise. Assim, a distribuição espacial do potencial de redução da infiltração da água de irrigação, tal como a mediana, apresenta mais claramente nichos onde a infiltração é maior ou menor, do que uma distribuição norte-sul. Isto indica que além do distanciamento da fonte de sedimentos, outros fatores ligados à formação dos depósitos de leques aluviais e de seus sistemas de canais estão interferindo no resultado.

Procedimento idêntico foi adotado para a produção do índice do potencial de atenuação de poluentes usando as variáveis de potencial hidrogeniônico, capacidade de troca de cátions, conteúdo de matéria orgânica e de argilas, teor de carbonatos e mediana das frações granulométricas.

Os resultados dos índices do potencial de atenuação interpolados e o coeficiente de correlação com as coordenadas UTM Norte dos pontos amostrais ( $r=0,977$ ) mostram claramente uma redução da atenuação de poluentes de norte para o sul da Bacia do rio São Bento.

Tomando como pressuposto que o potencial de redução da infiltração tem peso equivalente ao potencial de atenuação, a soma dos índices em cada ponto amostral produz um índice de vulnerabilidade dos solos cultivados com arroz irrigado. A interpolação do índice de vulnerabilidade produz um mapa de vulnerabilidade.

O mapa de vulnerabilidade do aquífero assim produzido apresenta muitas semelhanças com o mapa de potencial de redução da infiltração, demonstrando a preponderância da infiltração sobre a atenuação, apesar do pressuposto de equivalência entre os potenciais. Como na análise de principais componentes a variância dos dados é explicada pelos

autovalores, conclui-se que as variáveis intervenientes na redução da infiltração possuem uma variância maior do que as variáveis que atuam na atenuação de poluentes, na área estudada.

A maioria dos sistemas de avaliação de vulnerabilidade resulta em uma classificação ordinal da vulnerabilidade. O índice de vulnerabilidade produzido neste trabalho está em uma escala estatisticamente padronizada (Z), permitindo comparação quantitativa com outros pontos amostrais e com outros trabalhos produzidos da mesma maneira. Entretanto, não há comprovação efetiva de sua acurácia em campo, nem seus pressupostos foram, a rigor, testados.

Apesar da existência de nichos de menor vulnerabilidade, não significa que não haja infiltração de água no solo e, portanto, possível advecção de agrotóxicos e lixiviação de fertilizantes. Pelo contrário, o significativo aumento da tensão no solo, a oitenta centímetros de profundidade, no período pós-colheita indica que há infiltração, ainda que minimizada pelas camadas compactadas. A correlação existente, em muitos pontos amostrais, entre a altura da lâmina de água empregada na irrigação e a tensão no solo é também um fato a ser considerado. Assim, a menor vulnerabilidade, de um ponto amostral dentro da Bacia do rio São Bento, é relativa aos demais pontos considerados. Considerando ainda que muitas vezes o freático está próximo da superfície do terreno, o cuidado com agroquímicos deve ser dobrado no cultivo do arroz irrigado.

Levando em consideração as indicações de Driessen e Moorman (1985), o objetivo principal deste trabalho foi a avaliação da variabilidade espacial dos fatores que condicionam a infiltração e a atenuação de poluentes nas áreas de cultivo de arroz irrigado na Bacia do rio São Bento. Entretanto, a distinção de diferentes tipos de depósitos nas áreas de leques aluviais parece influir mais sobre a espacialização das características do solo do que o distanciamento da área fonte de sedimentos. Para continuidade deste trabalho sugere-se, portanto, a identificação e mapeamento dos depósitos do leque aluvial na bacia.

Além do mapeamento dos limites dos depósitos, o acompanhamento da flutuação do freático, a determinação de curvas características de tensão e umidade e o uso de tensiômetros em diferentes profundidades podem ajudar a definir com mais clareza a velocidade e o volume percolados da água de irrigação.



## REFERÊNCIAS

AL-ADAMAT, R.A.N.; FOSTER, I.D.L.; BABAN, S.N.J. Groundwater vulnerability and riskmapping for the Basaltic aquifer of the Azraq basin of Jordan using GIS, Remote sensing and DRASTIC. **Applied Geography**, n. 23, 2003, p. 303-324.

ALEXANDRE, Nadja Zim. **Análise Integrada da Qualidade das Águas da Bacia do Rio Araranguá**. 2001. 297 f. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis.

ALEXANDRE, Nadja Zim. Diagnóstico ambiental da região carbonífera de Santa Catarina: degradação dos recursos naturais. **Revista de Tecnologia e Ambiente (Criciúma)**, Criciúma, SC, v. 5, n. 2, jul./dez. 1999.

ALEXANDRE, Nadja Zim. **Fontes de poluição no município de Criciúma, SC**. Porto Alegre: CPRM, 1995. 55 p.

ALEXANDRE, Nadja Zim. Influência da mineração do carvão na qualidade das águas superficiais - revisão bibliográfica. **Revista de Tecnologia e Ambiente (Criciúma)**, Criciúma, SC, v. 2, n. 1, p. 53-61, jan./jun. 1996.

ALEXANDRE, Nadja Zim. Proposta de metodologia simplificada para investigar a contaminação dos recursos hídricos pela mineração de carvão: estudo de caso, sub-bacia do Rio Mãe Luzia. **Revista de Tecnologia e Ambiente**, Criciúma, v. 8, n. 1, p. 49-61, jan./jun./2002.

ALEXANDRE, Nadja Zim; KREBS, Antônio Jornada; VIERO, Ana Cláudia. Qualidade das águas Superficiais do Município de Criciúma – SC. UNESC. **Revista de Tecnologia e Meio Ambiente**, n. 1, p. 29-54, 1995.

ALLER, Linda; BENNETT, Truman; LEHR, Jay H.; PETTY, Rebecca J.; HACKETT Glen. **DRASTIC – A standardized system for evaluation ground water pollution potential using hydrogeologic settings**. Ada, Oklahoma: U.S. Environmental Protection Agency, 600/2

- 87/035, 1987. 455p. Disponível em: <<http://nepis.epa.gov/Exe>>. Acesso em: 13 mar. 2013.

ALMEIDA NETO, Onofre Barroca. **Dispersão de argila e condutividade hidráulica em solos com diferentes mineralogias, lixiviados com soluções salino-sódicas**. Universidade Federal de Viçosa, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Tese de Doutorado, 2007. 83 p.

ALTHOFF, Darci Antônio. Salinidade do rio Araranguá versus arroz irrigado: problemas e alternativas. UNESCO. **Revista de Tecnologia e Meio Ambiente**, v. 8, n. 2, p. 83-92, Jul-Dez 2000.

AMARAL, Luís Gustavo Henriques do; RODRIGUEZ, Renata Del Giudice; PRUSKI, Fernando Falco; RAMOS, Márcio Mota. Vazão retirada e consumo efetivo de água em diferentes sistemas de irrigação do arroz. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v. 13, n. 3, p. 178-192, jul. a set. 2005.

ANDRADE, André Santana; REIS, Marcelo Rodrigues dos; DRUMOND, Luis César Dias; CAIXETA, Samuel Petraccone; RONCHI, Cláudio Paggoto. Potencial de lixiviação de herbicidas em solos agrícolas na região do alto Paranaíba (MG). **Pesticidas: Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 21, p. 95-102, jan./dez. 2011.

ASSIS, Renato L.; LAZARINI, Gilmar D; LANÇAS, Kléber P; CARGNELUTTI FILHO Alberto. Avaliação da resistência do solo à penetração em diferentes solos com a variação do teor de água. Jaboticabal: **Engenharia Agrícola**, v. 29, n. 4, p. 558-568, 2009.

AZAMBUJA, Isabel Helena Vernetti; VERNETTI JÚNIOR, Francisco de Jesus; MAGALHÃES JÚNIOR, Ariano Martins de. Aspectos socioeconômicos da produção de arroz. In: GOMES, Algenor da Silva; MAGALHÃES JÚNIOR, Ariano Martins de. **Arroz irrigado no sul do Brasil**. Brasília: EMBRAPA, 2004. 899 p.

BACHA, Richard Elias. Princípios básicos para adubação do arroz irrigado. In: EPAGRI, **A cultura do arroz irrigado sistema pré-germinado**. Florianópolis: EPAGRI, 2002. 273 p.

BACK, Adolfo. História de Forquilha até 1968. In: **Adolfo Back 100 anos, História de Forquilha**. Criciúma: UNESC, 1995.

BACK, Álvaro José. **Hidráulica e Hidrometria Aplicada**. Florianópolis, EPAGRI, 2006. 299 p.

BACK, Álvaro. Viabilidade da cobrança pela utilização de águas para a Irrigação na Bacia do rio Araranguá. **Revista de Tecnologia e Ambiente**, Criciúma, FUCRI/UNESC, v. 4, n. 2, p. 69 -76, 1998.

BACK, Marcos. **Agricultor e Agricultura; percepções e valores**. 2001. 260 f. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, Florianópolis.

BALL, Derek; MC CONVEY, Peter; CAMPBELL, Evelyn. **A groundwater vulnerability screening methodology for Northern Ireland**. Keyworth, Nottingham: British Geological Survey, Commissioned Report CR/05/103N, 2005. 32 p.

BAMBERG, Adilson Luís; PAULETTO, Eloy Antonio; GOMES, Algenor da Silva; TIMM, Luís Carlos; PINTO, Luiz Fernando Spinelli; LIMA, Ana Cláudia Rodrigues de; SILVA, Thiago Rech da. Densidade de um planossolo sob sistemas de cultivo avaliada por meio da tomografia computadorizada de raios gama. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1079-1086, 2009.

BARBIERI, Diogo Mazza; MARQUES JÚNIOR. José; ALLEONI, Luis Reynaldo Ferracciú; GARBUIO, Fernando, José; CAMARGO, Livia Arantes. Hillslope curvature, clay mineralogy, and phosphorus adsorption in an alfisol cultivated with sugarcane. **Scientia Agricola**, v. 66, n. 6, p. 819-826, 2009.

BARBOSA FILHO, Morel Pereira; DYNIA, José Flávio; FAGERIA, Nand Kumar. **Zinco e ferro na cultura do arroz**. Brasília: EMBRAPA, 1994. 71 p.

BARLOW, Maude; CLARKE, Tony. **Ouro Azul**. São Paulo: M. Books do Brasil, 2003. 368 p.

BARRIGOSI, José Alexandre Freitas; FERREIRA, Evane. **Cultivo do arroz irrigado no estado do Tocantins: uso de agrotóxicos**. Embrapa

**Arroz e Feijão**, n. 3, nov. 2004. Disponível em:

<[http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Arroz/ArrozZlrigadoTocantins/uso\\_agrotoxicos.htm](http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Arroz/ArrozZlrigadoTocantins/uso_agrotoxicos.htm)>. Acesso em: 01 mar. 2008.

BECKER, Mathias; ASCH, Folkard. Iron toxicity in rice - conditions and management concepts. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, 168, 558–573, 2005.

BENGOUGH, A. G.; MULLINS, C. E. Mechanical impedance to root growth: a review of experimental techniques and root growth responses. **Journal of Soil Science**, v. 41, n. 3, p. 341-358, 1990.

BERRY, Brian j. l. Approaches to regional analysis: a synthesis. **Annals of the Association of American Geographers - AAG**, v. 54, Issue 1, p. 2-11, 1964.

BEUTLER, Amauri Nelson; MUNARETO, Janete Denardi; RAMÃO, Cleiton José; GALON, Leandro; DIAS, Naimã Pinto; POZZEBON, Bruna Canabarro; RODRIGUES, Lucas Antônio Telles; MUNARETO, Gerisson Souza; GIACOMELI, Robson; RAMOS, Priscila Vogelei. Propriedades físicas do solo e produtividade de arroz irrigado em diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1601-1607, 2012.

BEVEN, Keith; GERMANN, Peter. Macropores and water flow in soils. **Water Resources Research**, v. 18, n. 5, p. 1311-1325, 1982.

BOHNEN, Humberto; SILVA, Leandro Souza da; MACEDO, Vera Regina Mussoi; MARCOLIN, Elio. Ácidos orgânicos na solução de um gleissolo sob diferentes sistemas de cultivo com arroz irrigado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 3, p. 475-480, 2005.

BORTOLUZZI, Carlos Alfredo; AWDZIEJ, João; ZARDO, Soraia Narinon. Geologia da Bacia do Paraná em Santa Catarina. In: SILVA, Luiz Carlos da; BORTOLUZZI, Carlos Alfredo (editores). **Textos Básicos de Geologia e Recursos Minerais de Santa Catarina**. Número 1. Série Mapas e Cartas de Síntese N°3, Seção Geológica N°3. Florianópolis: DNPM, 1987. 216 p.

BRADY, Nyle C. **Natureza e propriedade dos solos**. Tradução de FIGUEIREDO, Antônio B. Neiva, 7. ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989. 878 p.

BRANCO, Samuel Murgel. Poluição e contaminação. **Revista DAE**, 26 (57), p. 41-45. 1965.

BRANDÃO, Viviane dos Santos; CECÍLIO, Roberto Avelino; PRUSKI, Fernando Falco; DA SILVA, Demetrius David. **Infiltração da Água no Solo**. 3. ed. Viçosa: Editora UFV, 2006. 120 p.

BRASIL, Ministério da Saúde. **Portaria Nº 2914 de 12 de dezembro de 2011**. Brasília: 2011a Disponível em: <[http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914\\_12\\_12\\_2011.html](http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html)>. Acesso em: 30 dez. 2014.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). **Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos (PARA)**. Relatório de atividades de 2011 - 2012. Brasília, 2013. 44 p. Disponível em: <[http://portal.anvisa.gov.br/wps/wcm/connect/d480f50041ebb7a09db8bd3e2b7e7e4d/Relat%C3%B3rio%2BPARA%2B2011-12%2B-%2B30\\_10\\_13\\_1.pdf?MOD=AJPERES](http://portal.anvisa.gov.br/wps/wcm/connect/d480f50041ebb7a09db8bd3e2b7e7e4d/Relat%C3%B3rio%2BPARA%2B2011-12%2B-%2B30_10_13_1.pdf?MOD=AJPERES)>. Acesso em: 28 jun. 2014.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). **Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos (PARA)**. Relatório de atividades de 2010. Brasília, 2011b. 26 p. Disponível em: <<http://portal.anvisa.gov.br/wps/wcm/connect/b380fe004965d38ab6abf74ed75891ae/Relat%C3%B3rio+PARA+2010+-+Vers%C3%A3o+Final.pdf?MOD=AJPERES>>. Acesso em: 28 jun. 2014.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). **Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos (PARA)**. Relatório de atividades de 2009. Brasília, 2010. 22 p. Disponível em: <[http://portal.anvisa.gov.br/wps/wcm/connect/1424b98041ebbf79e11be3e2b7e7e4d/RELATORIO\\_PARA\\_2009.pdf?MOD=AJPERES](http://portal.anvisa.gov.br/wps/wcm/connect/1424b98041ebbf79e11be3e2b7e7e4d/RELATORIO_PARA_2009.pdf?MOD=AJPERES)>. Acesso em: 28 jun. 2014.



BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). **Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos (PARA)**. Relatório de atividades de 2008. Brasília, 2009. 12 p.

Disponível em:

<<http://portal.anvisa.gov.br/wps/wcm/connect/3989428047457d5189a7dd3fbc4c6735/nota+tecnica+-+resultados+para+2008.pdf?MOD=AJPERES>>. Acesso em: 28 jun. 2014.

BRASIL. Edição Fac-Similar do Relatório Final da Comissão de Estudos das Minas de Carvão do Brazil, 1 de julho de 1904 a 31 de maio de 1906 por I. C. White. VII Simpósio Internacional do Gondwana. Brasília, 1988b. 617 p.

BRASIL. Lei 6.938 de 31 de agosto de 1981, **Política Nacional do Meio Ambiente**. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br/>>. Acesso em: 30 ago. 2013.

BRASIL. **Mapa Geológico do Estado de Santa Catarina**. Ministério de Minas e Energia, DNPM, em convênio com Secretaria da Indústria de Santa Catarina, 1986.

BRASIL. **Mapa Geológico do Quaternário Costeiro do Estado de Santa Catarina**. Ministério de Minas e Energia, DNPM, 1988a.

BROUYÈRE, Serge. A quantitative point of view of the concept of vulnerability. COST 620 – Cooperation in Science and Technology, European Commission. **Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers**. Final Report. European Commission COST Action 620, Francois Zwahlen editor, 2003. 297 p.

BULL, Willian B. Geomorphology of segmented alluvial fans in Western Fresno County, California. In: U.S. Geological Survey Professional Paper 352-E, Erosion and sedimentation in semiarid environment, pp 89-128. Washington: United States Government Printing Office, 1964. Disponível em: <<http://books.google.com.br/>>. Acesso em: 15 jul. 2013.

CALLEGARI-JACQUES, Sidia M. **Bioestatística: princípios e aplicações**. Porto Alegre: Artemed, 2003. 255 p.

CAMARGO, Livia Arantes; JÚNIOR, José Marques; PEREIRA, Gener Tadeu; HORVAT, Renata Alves. Variabilidade espacial de atributos mineralógicos de um latossolo sob diferentes formas de relevo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 6, p. 2269-2277, 2008.

CAMARGO, Maurício Garcia de. **SysGran – Sistema de análises granulométricas para Windows Análises e gráficos Sedimentológicos, versão 3.0. 2005**. Disponível em: <[www.cem.ufpr.br](http://www.cem.ufpr.br)>. Acesso em: 13 mai. 2013.

CAMPOS, Milton César Costa; MARQUES JÚNIOR, PEREIRA, José Gener Tadeu; MONTANARI, Rafael; CAMARGO, Livia Arantes. Relações solo paisagem em uma litosseqüência arenito-basalto na região de pereira Barreto, SP. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 519-529, 2007.

CAMPOS, Patrícia Maurício. **Influência físico-hídrica nos atributos diagnósticos em latossolos no Distrito Federal**. 2009. 110 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias) - Universidade de Brasília, Brasília.

CANARACHE, A. A generalized semi-empirical model estimating soil resistance to penetration. **Soil Tillage Research**, Amsterdam, v. 16, n.1, p. 51-70, 1990.

CARSON, Rachel. **Silent spring**. Boston: Houghton Mifflin, 1962. 378 p.

CARUSO JÚNIOR, Francisco. Geologia do Cenozóico de Santa Catarina. In: SILVA, Luiz Carlos da; BORTOLUZZI, Carlos Alfredo (Ed.). Textos Básicos de Geologia e recursos minerais de Santa Catarina. Número 1. Série Mapas e Carta Síntese Nº 3, Seção Geológica Nº 3. Florianópolis: DNPM, 1987. 216 p.

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**, Vol. 27, p. 695-703, 2003.

CAUDURO, Flávio Antônio; DORFMAN, Raul. **Manual de Ensaios de Laboratório e de Campo para Irrigação e Drenagem**. CEPA.

Produção vegetal – Lavouras temporárias. Porto Alegre: PRONI: IPH-UFRGS, 1986. 216 p.

CESARINO Alessandro. **Seleção de materiais para remediação de aquíferos contaminados por nitrato através de barreiras reativas**. 2002, 109 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

CHAPELLE, Francis. H. **Ground-water microbiology and geochemistry**. New York: John Wiley and Sons, 2. ed. 2000. 468 p.

CHIANG, S. C.; RADCLIFFE, D. E.; MILLER, W. P.; NEWMAN, K. D. Hydraulic conductivity of three southeastern soils as affected by sodium, electrolyte concentration, and pH. *Soil Science of America Journal*, v. 51, p. 1293-1299, 1987.

CHOLLEY, A. (a). Observações Sobre Alguns Pontos de Vista Geográficos, In: **Boletim Geográfico**, Ano XXII, Março-Abril de 1964, n. 179. Conselho Nacional de Geografia, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

CHOLLEY, A. (b). Observação Sobre Alguns Pontos de Vista Geográficos, In: **Boletim Geográfico**, Ano XXII, Maio-Junho de 1964 n. 180. Conselho Nacional de Geografia, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

CHORLEY, Richard. J.; KENNEDY, Barbara A. (1971). **Physical Geography: A systems approach**. London: Prentice-Hall International, 1971. 370 p.

CHRISTOFOLETTI, Antonio. **Modelagem de Sistemas Ambientais**. São Paulo: Editora Edgar Blücher LTDA, 1999.

CIVITA, Massimo Vincenzo. An improved method for delineating source protection zones for karst springs based on analysis of recession curve data. **Hydrogeology Journal**. DOI 10.1007/s10040-008-0283-4; 2008.

CIVITA, Massimo Vincenzo; FIORUCCI, Adriano; VIGNA, Bartolomeo. The spatial temporal variability of nitrates in a section of

the cuneo plain (North West Italy). **American Journal of Environmental Sciences**, v. 3, n. 3, p. 111-116, 2007.

CIVITA, Massimo; DE MAIO, Marina. Assessing and mapping groundwater vulnerability to contamination: The Italian “combined” approach. **Geofísica Internacional**, v. 43, n. 4, p. 513- 532, 2004.

CIVITA, Massimo; DE REGIBUS, Cláudio. Sperimentazione di alcune metodologie per la valutazione della vulnerabilità degli acquiferi. **Quaderni Geologia Applicata**, Pitagora. Supplemento de 1995, v. 3, p. 63-71, 1995.

COHEN, S. Z.; WAUCHOPE, R. B.; KLEIN, A. W.; EADSFORTH, C. V.; GRANEY, R. Offsite transport of pesticides in water mathematical models of pesticides leaching and runoff. **International Union of Pure and Applied Chemistry**, v. 67, n. 12, p. 2009-2148, 1995.

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento. **Acompanhamento da Safra Brasileira - Grãos**. V.1 Safra 2012/2013. Décimo Segundo Levantamento, Brasília, Setembro/2013. Disponível em: <[http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/13\\_09\\_10\\_16\\_05\\_53\\_boletim\\_portugues\\_setembro\\_2013.pdf](http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/13_09_10_16_05_53_boletim_portugues_setembro_2013.pdf)>. Acesso em: 09 ago. 2014.

CONAB (a) – Companhia Nacional de Abastecimento. **Safras, Séries Históricas**. Disponível em: <<http://www.conab.gov.br/conteudos.php?a=1252&>>. Acesso em: 12 jul. 2014.

CONAB (b) – Companhia Nacional de Abastecimento. **Acompanhamento da Safra Brasileira - Grãos**. V.1 Safra 2013/2014. N.10 Décimo Levantamento, Brasília, Julho/2014. Disponível em: <[http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/14\\_07\\_09\\_09\\_36\\_57\\_10\\_levantamento\\_de\\_graos\\_julho\\_2014.pdf](http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/14_07_09_09_36_57_10_levantamento_de_graos_julho_2014.pdf)>. Acesso em: 09 ago. 2014.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **RESOLUÇÃO CONAMA Nº 396, de 3 de abril de 2008**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=562>>. Acesso em: 12 mai. 2013.

CORREIA, Fábio Veríssimo; MERCANTE, Fábio Martins; FABRÍCIO, Amoacy Carvalho; CAMPOS, Tácio Mauro Pereira de; VARGAS JR, Eurípedes; LANGENBACH, Tomaz. Adsorção de atrazina em solo tropical sob plantio direto e convencional. In: **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 17, p. 37- 46, jan./dez. 2007.

COST 620 – Cooperation in Science and Technology, European Commission. **Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers. Final Report**. European Commission COST Action 620, Francois Zwahlen editor, 2003a, 297 p.

COST 620 – Cooperation in Science and Technology, European Commission. **Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers. Scope – Goals – Results**. Luxembourg: European Communities, Francois Zwahlen editor, 2003b, 297 p.

COSTA, A. C. S. da; LIBARDI, P. L. Caracterização físico-hídrica de um perfil de terra roxa estruturada latossólica pelo método do perfil instantâneo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 3, p. 669-677, 1999.

COSTA, Regina Helena Pacca Guinarães. Água, matéria-prima primordial à vida. In: TELLES, Dirceu D’Alkmin; COSTA, Regina Helena Pacca Guinarães. **Reúso da água. Conceitos, teorias e práticas**. São Paulo: Edgar Blücher, 2010a. 408 p.

CUNHA, Luciano Soares da. **Determinação da vulnerabilidade intrínseca à poluição e transporte de contaminação: uma ferramenta para a gestão de recursos hídricos subterrâneos na área do porto de Pecém, CE**. Universidade de Brasília, Instituto de Geociências, Tese (Doutorado), 2009. 166 p.

CURTIN, D.; STEPPUHN, H.; SELLES, F. Clay dispersion in relation to sodicity, electrolyte concentration, and mechanical effects. *Soil Science of America Journal*, Vol. 58, pp 955-962, 1994.

DALY, D.; DASSARGUES, A.; DREW, D.; DUNNE, S.; GOLDSCHIEDER, N.; NEALE, S.; POPESCU, I. C.; ZWAHLEN, F. Main concepts of the “European approach” to karst-groundwater-

vulnerability assessment and mapping. **Hydrogeology Journal**, v. 10, n. 2, 2002, p. 340- 345.

DAS, Braja M. **Fundamentos de engenharia geotécnica**. Tradução All Task. São Paulo: Thomson Learning, 2007. 562 p.

DE SOUZA, Eduardo Soares; ANTONINO, Antonio Celso Dantas; JARAMILLO, Rafael Ângulo; MACIEL NETTO, Andre; MONTENEGRO, Suzana Maria Gico Lima; DA SILVA, Edvane Borges. Variabilidade espacial dos parâmetros hidrodinâmicos de duas parcelas agrícolas no estado da Paraíba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32 p. 1795-1804, 2008.

DÍAZ, Alfonso D.; CARBONELL, Javier. Adecuación de Tierras Para La Siembra de Arroz. In: TASCÓN J., Eugenio; GARCÍA D., Elías. **Arroz: Investigación y Producción**. Cali, Colômbia: CIAT/PNUD, 1985.

DOERFLIGER, Nathalie; ZWAHLEM, François. **Practical Guide, Groundwater vulnerability mapping in karstic regions (EPIK)**. SAEFL - Swiss Agency for the Environment, Forest and Landscape, Bern, 1998, 56 p.

DRAOUI, M.; VIAS, J.; ANDREO, B.; TARGUISTI, K.; STITOU, J.; MESSARI S. A comparative study of four vulnerability mapping methods in a detritic aquifer under Mediterranean climatic conditions. **Environmental Geology**. DOI 10.1007/s00254 – 007 – 0850 – 3. 2008.

DREW, David. Intrinsic Vulnerability. In: **COST 620** – Cooperation in Science and Technology, European Commission. Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers. Final Report. European Commission COST Action 620 ZWAHLEN, Francois editor, 2003. 297 p.

DRIESSEN, P. M.; MOORMANN, F. R. Soils on which rice-based cropping systems are practiced. In: IRRI - INTERNATIONAL RICE RESEARCH INSTITUTE, **Soil physics and Rice**. Los Baños Laguna, Philippines: International Rice Research Institute, 1985.

DUARTE, Gerusa Maria. **Depósitos Cenozóicos costeiros e a morfologia do extremo sul de Santa Catarina**. 1995. 300 f. vol. 1.

Tese (Doutorado em Geologia Sedimentar) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

DUCCI, Daniela. Aquifer vulnerability assessment methods: The Non-Independence of Parameters Problem. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 2, n. 4, abril 2010, p. 298-308.

DUNNE, Suzanne. A Localised European Approach (LEA). In: **COST 620 – Cooperation in Science and Technology**, European Commission. Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers. Final Report. European Commission COST Action 620 ZWAHLEN, Francois editor, 2003a. 297 p.

DUNNE Suzanne. Existing Vulnerability Mapping Methods. In: **COST 620 – Cooperation in Science and Technology**, European Commission. Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers. Final Report. European Commission COST Action 620 ZWAHLEN, Francois editor, 2003b. 297 p.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisas de Solos, 1997. 212 p.

EMBRAPA. **Levantamento de reconhecimento dos solos de Santa Catarina**. Mapa Pedológico em escala 1:250.000, 1998.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: EMBRAPA Produção de Informação; Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 1999a.

EMBRAPA, Clima Temperado. **Arroz irrigado**: recomendações técnicas da pesquisa para o sul do Brasil. Pelotas: Embrapa Clima Temperado/IRGA/EPAGRI, 1999b.

EMBRAPA. Boletim de pesquisa e desenvolvimento 46: Solos de Santa Catarina. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2004.715 p.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: EMBRAPA Produção de Informação; Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2006.

EPA – U.S. Environmental Protection Agency. **A review of methods for assessing aquifer sensitivity and ground water vulnerability to pesticide contamination.** 1993. Disponível em: <<http://nepis.epa.gov/Exe>>. Acesso em: 20 out. 2013.

EPA – U.S. Environmental Protection Agency. **Handbook ground water and wellhead protection.** EPA 1625/R-94/001, 1994, 269 p.

EPAGRI – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. **A cultura do arroz irrigado pré-germinado.** Florianópolis: EPAGRI, 2002.

EPAGRI - Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. Resultado da Avaliação da safra de arroz irrigado, safra 2004/2005 e 2005/2006 – Sul do Estado. **Boletim Técnico.** 2006.

EPE – Empresa de Pesquisa Energética. **Mais de mil projetos se inscrevem no leilão A5/2014.** In: Informe a imprensa. Disponível em: <<http://www.epe.gov.br/>>. Acesso em: 12 set. 2014.

ERBERHARDT, Domingos Sávio. Consumo de água em lavoura de arroz irrigado sob diversos métodos de preparo do solo. In: **Encontro Estadual do Sistema Pré-Germinado em Arroz Irrigado.** Pelotas: Resumos do Encontro Estadual do Sistema Pré-Germinado em Arroz Irrigado. Pelotas: EMBRAPA, p. 46-51, 1995.

ESWARAN, H. Interpreting physical aspects of wetland soil management from Soil Taxonomy. In: IRRI - INTERNATIONAL RICE RESEARCH INSTITUTE, **Soil physics and rice.** Los Baños Laguna, Philippines: International Rice Research Institute, 1985.

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Rice Market Monitor.** Vol XVII, Issue N° 1, April, 2014. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/a-i3735e.pdf>> Acesso em: 07 jun. 2014.

FEITOSA, Fernando Antônio Carneiro; MANOEL FILHO, João. **Hidrogeologia, conceitos e aplicações.** Fortaleza: CPRM, LABHID-UFPE, 1997. 389 p.



FELÍCIO FILHO, Antônio. Algumas Considerações Sócio-Econômicas da Cultura do Arroz. In: **Informe Agropecuário**, ano 5, n. 55, p. 11-15 . Belo Horizonte: EPAMIG, 1979.

FENZEL, Norbert. **Introdução a hidrogeoquímica**. Belém: Gráfica e Editora Universitária, 1988. 189 p.

FERNANDES, Amélia João; MALDANER, Carlos Henrique; AZEVEDO SOBRINHO, José Maria; PRESSINOTTI, Márcia Maria Nogueira; WAHNFRIED, Ingo. Estratigrafia dos derrames de basaltos da Formação Serra Geral (Ribeirão Preto - SP) baseada na geologia física, petrografia e geoquímica. **Revista do Instituto de Geociências – USP Geol. USP, Sér. cient.**, v. 10, n. 2, p. 73-99, 2010.

FERNÁNDEZ, Fernando; VERGARA, Benito S.; YAPIT, Noemí M.; GARCÍA, Oscar A. Crecimiento y Etapas de Desarrollo de la Planta de Arroz. In: TASCÓN J., Eugenio; GARCÍA D., Elías. **Arroz: Investigación y Producción**. Cali, Colômbia: CIAT/PNUD, 1985.

FERREIRA, Paulo Afonso. **Curso de engenharia de irrigação – Módulo de drenagem**. Brasília: Associação Brasileira de Educação Agrícola Superior – ABEAS, 1989. 90 p.

FETTER, C. W. **Contaminant hydrogeology**. Long Grove: Waveland 2. ed., 2008. 500 p.

FLORES, José. Altamirano; LISBOA, Nelson Amoretti; BAPTISTA, Paulo Roberto Dias. Caracterização morfotectônica e morfoestrutural do sudeste de Santa Catarina. **USP, Geociências**, v. 12, n. 1, p. 61-70, 1993.

FOLK, Robert L.; WARD, Willian C. Brazos River Bar: a study in the significance of grain size parameters. **Journal of Sedimentary Petrology** , v. 27, n. 1, p. 3-26, 1957.

FOSTER, S. S. D. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. In: VAN DUJVENBODEN, W; VAN WAEGENINGH, H. G. (eds). **Vulnerability of soil and groundwater to pollutants**. Noordwijk, Netherlands. TNO Committee on Hydrogeological Research, Proceedings and Information, v. 38, 1987, p. 69-86.

FOSTER, S.; HIRATA, R. **Groundwater pollution risk assessment: A methodology using available data**. Lima, Peru: Pan American Center for Sanitary Engineering and Environmental Sciences - CEPIS, 1988. 73 p.

FOSTER, Stephen; HIRATA, Ricardo. Determinação do risco de contaminação das águas subterrâneas: um método baseado em dados existentes. Trad. HIRATA, Ricardo; YOSHINAGA, Sueli; HASSUDA, Seiju; IRITANI, Mara Akie. São Paulo: **Instituto Geológico**, n. 10, 1993. 92 p.

FOSTER, Stephen; HIRATA, Ricardo; GOMES, Daniel; D'ELIA, Monica; PARIS, Marta. **Proteção da Qualidade da Água Subterrânea**. São Paulo: Banco Internacional de Reconstrução e Desenvolvimento/Banco Mundial, Servmar-Serviços Técnicos Ambientais Ltda, 2002. 105 p.

FREITAS, Demócrito Amorim Chiesa; VALÉRIO, Maria da Graça Burgo; TILLMANN, Maria Ângela André; MENEGHELLO, Geri Eduardo. Influência da temperatura e tempo de incubação em sementes de arroz no sistema pré-germinado. **Revista da FZVA**, Uruguaiana: PUCRS, v. 17, n. 1, p. 115-124, 2010.

FRENKEL, H.; GOERTZEN, J. O.; RHOADES, J. D. Effects of Clay type and contend exchangeable sodium percentage, and electrolyte concentration on clay dispersion and soil hydraulic conductivity. **Soil Science of America Journal**, Vol. 42, N° 1, pp 32-39, 1978.

FURTADO, Sandra Maria de Arruda; SCHEIBE, Luiz Fernando; LOPES, Lilian Jussara. Rizicultura e poluição por materiais pesados na Bacia hidrográfica do Rio D"una, SC. In: **Geografia (Rio Claro)**, SP, v. 25, n.1, p. 5-21, abr. 2000.

GJORUP, G. B. **Influência da carga permanente de pH e de alumínio trocável no teor de argila dispersa em água**. 1992. 41 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

GOGU, R. C.; DASSARGUES, A. Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overly and index methods. **Environmental Geology**, v. 39, n. 6, p. 549-559, 2000.

GOGU, Radu Constantin; HALLET, Vincent; DASSARGUES, Alain. Comparison of aquifer vulnerability assessment techniques. Application to the Néblon basin (Belgium). **Environmental Geology**, v. 44, 2003, p. 881- 892.

GOLDSCHIEDER, Nico. Groundwater vulnerability. In: **COST 620 – Cooperation in Science and Technology**, European Commission. Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers. Final Report. European Commission COST Action 620 ZWAHLEN, Francois editor, 2003a. 297 p.

GOLDSCHIEDER, Nico. The PI method. In: **COST 620 – Cooperation in Science and Technology**, European Commission. Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers. Final Report. European Commission COST Action 620 ZWAHLEN, Francois editor, 2003b. 297 p.

GOLDSCHIEDER, Nico. Karst groundwater vulnerability mapping: application of a new method in the Swabian Alb, Germany. **Hydrogeology Journal**, Vol. 13, N° 4, p. 555 a 564, 2005.

GOLDSCHIEDER, Nico; DREW, David. Derived Methods. In: **COST 620 – Cooperation in Science and Technology**, European Commission. Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers. Final Report. European Commission COST Action 620 ZWAHLEN, Francois editor, 2003. 297 p.

GOLDSCHIEDER, Nico; POPESCU Ileana Cristina. The European Approach. In: **COST 620 – Cooperation in Science and Technology**, European Commission. Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers. Final Report. European Commission COST Action 620 ZWAHLEN, Francois editor, 2003. 297 p.

GOLOMBIESKI, Jaqueline Ineu; MARCHESAN, Enio; CAMARGO, Edinaldo Rabaioli; REIMCHE, Geovane Boschmann; ZANELLA, Renato; STORCK, Lindolfo. Efeitos do carbofurano, metsulfurom-

metílico e azinsulfurom na sobrevivência de carpas e produção de arroz e peixes em rizipiscicultura. In: **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 17, p. 59-66, jan./dez. 2007.

GOMES, Algenor da Silva; PAULETTO, Eloy Antônio; VERNETTI JÚNIOR, Francisco de Jesus; SOUZA, Rogério Oliveira de. Plantio Direto e cultivo mínimo em arroz irrigado. In: GOMES, Algenor da Silva; MAGALHÃES JÚNIOR, Ariano Martins de. **Arroz irrigado no sul do Brasil**. Brasília: EMBRAPA, 2004a. 899 p.

GOMES, Algenor da Silva; PAULETTO, Eloy Antônio; FRANZ, Adolfo F. H. Uso e manejo da água em arroz irrigado. In: GOMES, Algenor da Silva; MAGALHÃES JÚNIOR, Ariano Martins de. **Arroz irrigado no sul do Brasil**. Brasília: EMBRAPA, 2004b. 899 p.

GOMES, Algenor da Silva; MAGALHÃES JÚNIOR, Adriano Martins de. Arroz irrigado no sul do Brasil. Brasília: EMBRAPA, 2004c. 899 p.

GOMES, João Bosco Vasconcellos; BOLFE, Edson Luis; CURI, Nilton; FONTES, Humberto Rollemberg; BARRETO, Antonio Carlos; VIANA, Robson Dantas. Variabilidade espacial de atributos de solos em unidades de manejo em área piloto de produção integrada de coco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32 p. 2471-2482, 2003.

GOMES, Marco A. F.; SPADOTTO, Cláudio A.; PEREIRA, Anderson S.; MATALLO, Marcus B.; LUCHINI, Luis C. Movimento do herbicida tebutiuron em dois solos representativos das áreas de recarga do aquífero Guarani. In: **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 2, p. 479-483, abr./jun. 2006.

GOMES, Marco Antônio Ferreira; PEREIRA, Anderson Soares; QUEIROZ, Sônia Cláudia do Nascimento de; FERRACINI, Vera Lúcia; JARDIM, Isabel Cristina Sales Fontes; PAULA, Márcia Maria de; DIOGO, Alcebíades. Movimento do herbicida imazetapir em um Neossolo quartzarênico típico e em um Latossolo de textura média das nascentes do rio Araguaia, município de mineiros (GO). In: **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 18, p. 115-122, jan./dez. 2008.

GOMIDE, Reinaldo Lúcio. Irrigação do Arroz. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte: EPAMIG, v. 5, n. 55, jul. 1979.

GONZÁLES, Joaquim A. Origen, Taxonomia y Anatomia de la Planta de Arroz. In: TASCÓN J., Eugenio; GARCÍA D., Elías. **Arroz: Investigación y Producción**. Cali, Colômbia: CIAT/PNUD, 1985.

GRÉBIL, Géraldine; NOVAK, Sandra; PERRIN-GANIER, Corinne; SCHIAVON, Michel. La dissipation des produits phytosanitaires appliqués au sol. In: **Ingénieries ENSAIA/INRA**, Laboratoire Sols et Environnement. N° Spécial Phytosanitaires, p. 31-44, 2001.

GREENLAND, D . J. Physical aspects of soil management for rice-based cropping systems. In: IRRI - INTERNATIONAL RICE RESEARCH INSTITUTE, **Soil Physics and Rice**. Los Baños Laguna, Philippines: International Rice Research Institute, 1985.

GTA – Grupo de Assessoramento Técnico. Ação Civil Pública 93.8000.533-4, Ministério público Federal. **Sétimo relatório de monitoramento dos indicadores ambientais, volume 01 Monitoramento de Recursos Hídricos Subterrâneos**. GTA, Novembro de 2013. Disponível em: <[https://www.jfsc.jus.br/acpdocarvao/2013/7gta/GTA\\_7\\_2013\\_1\\_Sumario\\_Executivo.htm](https://www.jfsc.jus.br/acpdocarvao/2013/7gta/GTA_7_2013_1_Sumario_Executivo.htm)>. Acesso em: 12 fev. 2014.

GUBIANI, Paulo Ivonir; REINERT, Dalvan José; ALBUQUERQUE, Jackson Adriano; REICHERT, José Miguel; GELAIN, Neiva Somavilla; FONTINELLI Flavio. Porosidade de Aeração e Tensão de Água no Solo Medidas em Mesa de Tensão e Coluna de Areia. In: **Reunião Brasileira de Manejo e Conservação de Solos e Água - Manejo e Conservação de Solos no Contexto das Mudanças Ambientais**. Rio de Janeiro: XVIII – RBMCSA, p. 1- 4, 10 a 15 de agosto de 2008.

HADLICH, Gisele M. **Cartografia de riscos de contaminação hídrica por agrotóxicos; proposta de avaliação e aplicação na microbacia hidrográfica do córrego Garuva, Sombrio**. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC; Centro de Filosofia e Ciências Humanas; Departamento de Geociências, 1997. 170 p.

HAGGETT, Peter; CHORLEY, Richard J. Models, paradigms and new Geography. In: CHORLEY, Richard J; HAGGETT, Peter .**Integrate**

**Models in Geography.** Worcester and London: The Trinity Press, 1970. 669 p.

HEATH; Ralph C. **Hidrologia Básica.** U.S Department of the Interior, U.S Geological Survey; Tradução de WREGÉ, Mário; POTTER, Paul. IPH, 1982. 80 p.

HEREDIA, Olga Suzana; CIRELLI, Alicia Fernández. Groundwater chemical pollution risk: assessment through a soil attenuation. **Environmental Geology**, v. 53, n.6, p. 1345-1351. 2008.

HÖLTING, B.; HAERTLÉ, T.; HOHBERGER, K. H.; NACHTIGALL, K.H.; VILLINGER, E.; WEINZIERL, W.; WROBEL, J. P. Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung – **Geol. Jahrb**, C63, p 5-24; Hanover – translate to English by Federal Institute for Geosciences and Natural Resources. Concept for the determination of the protective effectiveness of the cover above the groundwater against pollution. Ad-hoc Working Group on Hydrogeology, 1995.

HU, Wei; SHAO, Ming An; WANG, Quan Jiu; FAN, Jun; REICHARDT, Klaus. Spatial variability of soil hydraulic properties on a steep slope in the loess plateau of China. **Scientia Agricola**, v. 65, n. 3, p. 268-276, 2008.

HURSH, C. R. Appendix B - Report of sub-committee on subsurface-flow, Eos, Transactions American Geophysical Union. v. 25, Issue 5, pages 743–746, June/September 1944.

HURTADO, Ana Lúcia Berreta. **Variabilidade da Condutividade Hidráulica do Solo em Valores Fixos de Umidade e de Potencial Matricial.** 2004. Tese (Doutorado Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiróz) – Piracicaba:Universidade de São Paulo – USP, Piracicaba.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico de pedologia.** Rio de Janeiro: IBGE, 2007. 316 p.

IDEC – Instituto Brasileiro de Defesa do Consumidor. A crise da água. In: **Revista do IDEC**, 2014. Disponível em <<http://www.idec.org.br/>>. Acesso em: 20 nov. 2014.

**IRRI. Annual Report for 1985.** Manila: International Rice Research Institute, 1986. Disponível em: <[http://pdf.usaid.gov/pdf\\_docs/PNAAW886.pdf](http://pdf.usaid.gov/pdf_docs/PNAAW886.pdf)>. Acesso em: 14 abr. 2013.

ISHIY, Takazi. Semeadura. In: EPAGRI. **A cultura do arroz irrigado pré-germinado.** Florianópolis: EPAGRI, p.125-131, 2002.

JOLLIFFE, I. T. Discarding variables in a principal component analysis. I. artificial data. **Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics)**, London, v. 21, n. 2, p.160-173, 1972.

JUST, Márcio Carlos. **Avaliação quantitativa e qualitativa da água de irrigação em lavouras de arroz: o caso estudo da associação de irrigação e drenagem Santo Isidoro na região sul de Santa Catarina.** 2010. 98 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma.

JUSTUS, J. O.; MACHADO, M. L. A.; FRANCO, M. S. M. **Geomorfologia. Projeto Radam Brasil. folha SH-22 - Porto Alegre e parte das folhas SH-21 – Uruguaiana e SI-22 – Lagoa Mirim.** Rio de Janeiro: RADAM, v. 33, p. 313-404, 1986.

KÄMPF, Nestor; SCNEIDER, Paulo; KLAMT, Egon. **Introdução à Ciência do Solo.** Notas de aula da disciplina AGR 301, Gênese, Morfologia e Classificação de Solos. Porto Alegre, 1985. 249p.

KAPELJ, Sanja; KOZEL, Ronald; SINREICH, Michael. Physical and chemical properties of layers and related processes. In: **COST 620 – Cooperation in Science and Technology**, European Commission. Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers. Final Report. European Commission COST Action 620. ZWAHLEN, Francois editor, 2003. 297 p.

KIRK, Guy. **The biogeochemistry of submerged soils.** West Sussex, Chichester: Jhon Wiley and Sons, 2004. 282 p.

KRALIK, Martin; KEIMEL, Thomas. The Time-Input method. In: **COST 620 – Cooperation in Science and Technology**, European Commission. Vulnerability and risk mapping for the protection of

carbonate (karst) aquifers. Final Report. European Commission COST Action 620 ZWAHLEN, Francois editor, 2003. 297 p.

KREBS, Antônio Jornada. **Contribuição ao Conhecimento dos recursos Hídricos Subterrâneos da Bacia Hidrográfica do rio Araranguá**. 2004. 375 f. Tese (Doutorado em Geociências) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

KREBS, Antonio Silvio Jornada. COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS. **Qualidade das águas superficiais do município de Criciúma, SC**. Criciúma, SC: FUCRI, 1995. 11 p.

KREBS, Antonio Silvio Jornada; VIERO, Ana Cláudia; DIAS, Adalberto A. **Áreas mineradas para carvão no município de Criciúma - SC**. Porto Alegre: CPRM, 1994. 35 p.

LANDIM, Paulo Milton Barbosa. **Análise estatística de dados geológicos multivariados**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011. 208 p.

LANZANOVA, Mastrângello Enívar; NICOLOSO, Rodrigo da Silveira; LOVATO, Thomé; ELTZ Flávio Luiz Foletto; AMADO, Telmo Jorge Carneiro; REINERT, Dalvan José. Atributos físicos do solo em sistema de integração lavoura-pecuária sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 5, p. 1131-1140, 2007.

LAVORENTI, A.; PRATA, F.; REGITANO, J. B. Comportamento de Pesticidas em Solos. In: CURI, N.; MARQUES, J. J.; GUILHERME, L. R. G.; LIMA, J. M.; LOPES, A. S.; ALVAREZ V. V. H. (Org.). **Tópicos em Ciência do Solo**. v. 1. p. 335-393. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000.

LEÓN, L. A.; ARREGOCÉS, Oscar. Química de los Suelos Inundados. In: TASCÓN J., Eugenio; GARCÍA D., Elías. **Arroz: Investigación y Producción**. Cali, Colômbia: CIAT/PNUD, 1985.

LEONEL, Mauro. **A Morte Social dos Rios**. São Paulo: Perspectiva, Instituto de Antropologia e Meio Ambiente, FAPESC, 1998. 263 p.

LEPSCH, Igo F. **Formação e Conservação dos Solos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002. 178 p.



LIBARDI, Paulo Leonel. **Dinâmica da Água no Solo**. São Paulo: USP, 2005. 344 p.

LILLIEFORS, Hubert W. On the Kolmogorov-Smirnov Test for Normality with Mean and Variance Unknown. **Journal of the American Statistical Association**, Vol. 62, n. 318, p. 399-402, 1967.

LIMA, C. L. R.; PAULETTO, E. A.; GOMES, A. S.; SILVA, J. B. Estabilidade de agregados de um planossolo sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 199-205, 2003.

LIMA, Herdjania Veras de; SILVA, Álvaro Pires da. Mesa de Tensão com Areia: Procedimentos para Montagem e Validação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 32, p. 2209-2214, 2008.

LIRA, Sachiko Araki. **Análise de correlação: abordagem teórica e de construção dos coeficientes com aplicações**. 2004. 196 f. Dissertação (Mestrado em Métodos Numéricos) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

LOUZADA, José A.; CAICEDO, Nelson; HELFER, Fernanda. Condições de drenagem relacionadas ao trânsito de máquinas em solo de várzea (RS-Brasil). **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v. 12, n. 1, p. 98-106, 2008.

LUCIETTI, Donatto. **Determinação da Demanda Hídrica para a Cultura do Arroz Irrigado**. Urussanga: EPAGRI, 1997. 4 p.

MAACK, Reinhard. **Breves notícias sobre a geologia dos estados de Santa Catarina e Paraná**. Rio de Janeiro: Arquivos de Biologia e Tecnologia, Volume Jubileu 1946-2001, p.169-288, 1947.

MAGALHÃES JÚNIOR, Ariano Martins de; TERRES, Arlei Laerte; FAGUNDES, Paulo Ricardo; FRANCO, Daniel Fernandes; ANDRES, André. Aspectos genéticos, morfológicos e de desenvolvimento de plantas de arroz irrigado. In: GOMES, Algenor da Silva; MAGALHÃES JÚNIOR, Ariano Martins de. **Arroz irrigado no sul do Brasil**. Brasília: EMBRAPA, 2004. 899 p.

MAGNA ENGENHARIA Ltda. **Estudo de Impacto Ambiental Barragem do Rio São Bento - Siderópolis**. Magna Engenharia Ltda. 1995. 313 p.

MAHIQUES, Michel Michaelovitch de; FURTADO, Valdenir Veronese. Utilização da análise dos componentes principais na caracterização dos sedimentos de superfície de fundo da baía da Ilha Grande (RJ). **Boletim do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo**, v. 37, n. 1, p. 1-19, 1989.

MALAVOLTA, E.; PIMENTEL-GOMES F.; ALCARDE, J. C. **Adubos e Adubações**. São Paulo: Nobel, 2002.

MALAVOLTA, Eurípedes. **Manual de Química Agrícola: adubos e adubação**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1981.

MANDELL, Paul I. A expansão da moderna rizicultura brasileira – crescimento da oferta numa economia dinâmica. **Revista Brasileira de Economia**, Rio de Janeiro, 26(3), p.169-263, jul./set, 1972.

MANTILLA, Judy Norka Rodó. **Ensaio de laboratório em mecânica dos solos**. Belo Horizonte: UFMG, 1983. 39 p.

MARGANE, Armin. Guideline for groundwater vulnerability mapping and risk assessment for the susceptibility of groundwater resources to contamination. In: **Management protection and sustainable use of groundwater and soil resources in the Arab region**. Damascus: ACSAD – Arab Centre for the of Arid Zones and Dry Lands and BGR – Federal Institute for Geosciences and Natural Resources of Federal Republic of Germany Study, v. 4, 2003, 54 p.

MARQUES, Anelise Kappes; XAVIER, Fernanda Villibor; CUNHA FILHO, Silvio Carneiro; PIRES, Maria Aparecida Faustino. Avaliação do Potencial de Lixiviação e o Risco de Poluição Hídrica por Agroquímicos Utilizados na Cultura de Arroz no Tocantins In: **XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, ano 2009.

MARQUES, J. D; LIBARDI P. L.; VAN LIER, Q. Jong. Relação entre horizontes pedológicos e propriedades hidráulicas em dois Latossolos. Revista **Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, n.3, p. 567-577, 2002.

MATTOS, Maria Laura Turino. A cultura do arroz e o meio ambiente. In: GOMES, Algenor da Silva; MAGALHÃES JÚNIOR, Ariano Martins. **Arroz irrigado no sul do Brasil**. Brasília: EMBRAPA, 2004. 899 p.

MATTOS, Maria Laura Turino; PERALBA, Maria do Carmo Ruaro; DIAS, Silvio L. P.; PRATA, Fábio; CAMARGO, Larissa. Monitoramento ambiental do glifosato e do seu metabólito (ácido aminometilfosfônico) na água de lavoura de arroz irrigado. **Pesticidas, Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 12, p. 145-154, 2002.

MENDES, Benilde; SANTOS OLIVEIRA, J. F. **Qualidade da Água Para Consumo Humano**. Lisboa-Porto: Lidel Edições Técnicas, Idio, 2004. 626 p.

MENTGES, Marcelo Ivan; REICHERT, José Miguel; GUBIANI, Paulo Ivonir; REINERT, Dalvan José; XAVIER, Alencar. Alterações estruturais e mecânicas de solo de várzea cultivado com arroz irrigado por inundação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 1, p. 221-231, 2013.

MILIOLI, Geraldo; SANTOS, Robson dos; CITADINI-ZANETTE, Vanilde. **Mineração de carvão, meio ambiente e desenvolvimento sustentável no sul de Santa Catarina**: uma abordagem interdisciplinar. Curitiba: Juruá, 2009. 315 p.

MILLER, Milton D. **Rice Irrigation**. Berkeley, Califórnia: University of California - Division of Agricultural Sciences, 1980.

MILLER, R. J.; BIGGAR, J. W.; NIELSEN D.R. Chloride displacement in Panoche Clay Loam in relation to water movement and distribution. **Water Research Resources**, v. 1, n. 1, p. 63-73, 1965.

MONTEIRO, Maurici Amantino; FURTADO, Sandra Maria de Arruda. O clima na Bacia do rio Araranguá. In: SHEIBE, Luís Fernando; BUSS, Maria Dolores; FURTADO, Sandra Maria de Arruda. **Atlas Ambiental da Bacia do rio Araranguá**. Florianópolis, Cidade Futura, 2010. 64 p.

MORAES, José Francisco V.; FREIRE, Cláudio José S. Variação do pH, da condutividade elétrica e da disponibilidade dos nutrientes nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio em quatro solos

submetidos a irrigação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Série Agrônômica. Brasília, v. 9, p. 35-43, 1974.

MORAES, José Francisco Valente. Efeitos da inundação do solo. Influência sobre a absorção de nutrientes e o crescimento do arroz. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Série Agrônômica 8, p. 103-108, 1973.

MOREIRA, Janine. **A Perspectiva do Agricultor Frente ao Modelo Modernizador**. 1984. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, Florianópolis.

MOTA PAIS, Miguel F.A.; ANTUNES, Isabel Margarida, H. R.; ALBUQUERQUE, Maria Teresa D. Vulnerabilidade do sistema aquífero na captação da Fadagosa de Nisa (Alentejo, Portugal): aplicação do índice DRASTIC. In: LOPES, F.C. et al. (coord.). **Para conhecer a Terra: memórias e notícias do espaço lusófono**. Coimbra: Imprensa da Universidade de Coimbra, 2012.

MUNSELL COLOR. **Munsell Soil Color Chart**. New York: GretagMacbeth, 2000.

NAKAGOME, Fernando Kojima; NOLDIN, José Alberto; RESGALLA JR., Charrid. Toxicidade aguda de alguns herbicidas e inseticidas utilizados em lavouras de arroz irrigado sobre o peixe *Danio rerio*. **Pesticidas: Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 17, p. 117-122, jan./dez. 2007.

NAPOLITANO, P.; FABBRI, A. G. Single-parameter sensitivity analysis for aquifer vulnerability assessment using DRASTIC and SINTACS. **HydroGIS 96: Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources Management (Proceedings of the Vienna Conference, April 1996)**. **IAHS Publ.**, n. 235, 1996, p. 559- 566.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL - NRC. **Groundwater vulnerability assessment**. Contamination potential under conditions of uncertainty. Washington, D.C.: National Academy Press, 1993. 210 p.

NEHER, Clarissa. **Uso contínuo de termelétricas emergenciais deve encarecer a energia no Brasil**. In: Deutsche Welle, Notícias Ciência e Tecnologia, 2014. Disponível em [www.dw](http://www.dw).

NGUYET, Vu Thi Minh; GOLDSCHIEDER, Nico. A simplified methodology for mapping groundwater vulnerability and contamination risk, and its first application in a tropical karst area, Vietnam. **Hydrogeology Journal**, v. 1 n. 10, p. 1-10, 2006.

NILSEN, Tor H. Alluvial fan deposits. In: SCHOLLE, Peter A.; SPEARING, Darwin. **Sandstone depositional environments**. Tulsa: The American Association of Petroleum Geologists, 1982. 410 p.

NUNES, M. L.; KLAMT, E.; REICHERT, J. M.; DALMOLIN, R. S. D. Características de solos sistematizados em duas áreas cultivadas com arroz sob inundação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, n. 2, p. 395-406, 2002.

OLIVA, Andresa; KIANG, Chang Hung; CHANG, Maria Rita Caetano. Determinação da condutividade hidráulica da Formação Rio Claro: análise comparativa através de análise granulométrica e ensaios com permeâmetro guelph e testes de slug. **Águas Subterrâneas**, v. 19, n. 2, p. 1-17, 2005.

OLIVEIRA JÚNIOR, Ruben Silvério de; REGITANO, Jussara Borges. Dinâmica de pesticidas no solo. In: MELO, Vander de Freitas; ALLEONI, Luís Reynaldo F (Ed.). **Química e Mineralogia do Solo** – Parte II aplicações. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. 685 p.

OLIVEIRA, Antônio Manoel dos Santos; CORRÊA FILHO, Diogo. **Ensaio de Permeabilidade em Solos**. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo – IPT, Boletim 04, 1981.

PADOVANI, L.; CAPRI, E.; PADOVONI, C.; PUGLISI, E.; TREVISAN, M. Monitoring tricyclazole residues in rice paddy watersheds. **Chemosphere**, v. 62, p. 303-314, 2006.

PALMEIRA, P. R. T.; PAULETTO, E. A.; TEIXEIRA C. F. A.; GOMES, A. S.; SILVA, J. B. Agregação de um planossolo submetido a

diferentes sistemas de cultivo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 189-195, 1999.

PANAGOPOULOS, G. P.; ANTONAKOS, A. K.; LAMBRAKIS, N. J. Optimization of the DRASTIC method for groundwater vulnerability assessment via the use of simple statistical methods and GIS. **Hydrogeology Journal**, v. 14, p. 894- 911, 2006.

PARALTA, Eduardo A.; FRANCES, Alain P.; RIBEIRO, Luís F. Avaliação da vulnerabilidade do sistema aquífero dos Gabros de Beja e análise crítica das redes de monitorização no contexto da directiva quadro da água. **VII Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Palop's (7º SILUSBA)**. Évora, 2005. 16 p.

PARFITT, José Maria Barbat; SILVA, Cláudio Alberto Souza; PETRINI, José Alberto. Estruturação e sistematização da lavoura de arroz irrigado. In: GOMES, Algenor da Silva; MAGALHÃES JÚNIOR, Ariano Martins de. **Arroz irrigado no sul do Brasil**. Brasília: EMBRAPA, 2004. 899 p.

PARFITT, José Maria Barbat; TIMM, Luís Carlos; PAULETTO, Eloy Antonio; SOUSA, Rogério Oliveira de; CASTILHOS, Danilo Dufech; ÁVILA, Conceição Lagos de; RECKZIEGEL, Nestor Luis. Spatial variability of the chemical, physical and biological properties in lowland cultivated with irrigated rice. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n.4, p. 819-830, 2009.

PARFITT, José Maria Barbat; TIMM, Luís Carlos; REICHARDT, Klaus; PAULETTO, Eloy Antonio. Impacts of land leveling on lowland soil physical properties. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 315-326, 2014.

PASSOS, Flávia; REIS, Marcelo Rodrigues dos. Resíduos de agrotóxicos em alimentos de origem vegetal: revisão. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 23, p. 49-58, jan./dez. 2013.

PAULETTO, Eloy Antônio; GOMES, Algenor da Silva; PINTO, Luiz Fernando Spinelli. Física de solos de várzea cultivados com arroz irrigado. In: GOMES, Algenor da Silva; MAGALHÃES JÚNIOR,

Ariano Martins de (ed). **Arroz irrigado no sul do Brasil**. Brasília: EMBRAPA, 2004. 899 p.

PAUWELLS, P. Geraldo. A morfogênese do litoral catarinense. **Revista Brasileira de Geografia**, n. 4, Out./Dez. Rio de Janeiro: IBGE: p. 785-804, 1941.

PEDROTTI A. **Avaliação da compactação de um planossolo submetido a diferentes sistemas de cultivo** Pelotas. UFPEL- FAEM, 1996. 84 p.

PEDROTTI, Alceu; PAULETTO, Eloy Antônio; GOMES, Algenor da Silva; TURATTI, Ariovaldo Luís; CRESTANA, Sílvio. Sistemas de cultivo de arroz irrigado e a compactação de um Planossolo. Brasília: **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n. 4, p. 709-715, 2001a.

PEDROTTI A.; PAULETTO E. A.; CRESTANA, S.; FERREIRA, M. M.; DIAS JUNIOR, M.S.; GOMES, A. S.; TURATTI, A. L. Resistência mecânica à penetração de um planossolo submetido a diferentes sistemas de cultivo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 3, p. 521-529, 2001b.

PEIXOTO DE BARROS, Cláudia Alessandra; MINELLA, Jean Paolo Gomes; TASSI, Rutinéia; DALBIANCO, Leandro; OTTONELLI, Anaf Sangiovo. Estimativa da infiltração de água no solo na escala de bacia hidrográfica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 38, n. 2, p. 557-564, 2014.

PELLERIN, Joël Robert Georges Marcel. Mapa do uso da terra na Bacia do rio Araranguá. In: SCHEIBE, Luiz Fernando; BUSS, Maria Dolores; FURTADO, Sandra Maria de Arruda. **Atlas Ambiental da Bacia do rio Araranguá**. Florianópolis, Cidade Futura, 2010. 64 p.

PEÑA, Y. A. **Efeito dos diferentes sistemas de cultivo sobre atributos físicos de um solo de várzea, cultivado com arroz irrigado**. Pelotas UFPEL- FAEM, 1993, 88 p.

PESSOA DA SILVA, Ana Karla; FLORES, Liliane Cristina; GALDEANO, Marcos Manzano; VAL, Patrícia Trindade do. **Reúso de água e suas implicações jurídicas**. Navegar Editora, 2003. 111 p.

PESSOA, Maria Conceição P. Young; GOMES, Marco Antônio Ferreira.; SOUZA, Manoel Dornelas de; CERDEIRA, Antônio Luiz; NEVES, Marcos Correia; NICOLELLA, Gilberto. **Estudos de simulação da movimentação vertical de herbicidas em solos com cana-de-açúcar na microBacia do Córrego do Espreado, Ribeirão Preto (SP)**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, Boletim de Pesquisa 1, 1999. 44 p.

PESSOA, Maria Conceição Peres Young; QUEIROZ, Sonia Cláudia do Nascimento de; FERRACINI, Vera Lúcia; GOMES, Marco Antonio Ferreira; SOUZA, Manoel Dornelas de. **Movimento vertical do herbicida hexazinone em Latossolo Vermelho distrófico do córrego Espreado, Ribeirão Preto/SP, cultivado com cana-de-açúcar – simulações considerando dados local e default**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA, Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 52, abril 2009. 25 p.

PETRINI, José Alberto; FRANCO, Daniel Fernandez; SOUZA, Pedro Roberto de; BACHA, Richard Elias; TRONCHONI, José Gallego. Sistema de cultivo de arroz pré-germinado e transplante de mudas. In: GOMES, Algenor da Silva; MAGALHÃES JÚNIOR, Ariano Martins de. **Arroz irrigado no sul do Brasil**. Brasília: EMBRAPA, 2004. 899 p.

PINHEIRO, Adilson; SILVA, Marcos Rivail da; WISNIEWSKI JR., Alberto; MORAES, João Carlos de Souza; GONÇALVES JR., Affonso Celso. Estudo da presença de pesticidas no perfil do solo, sob diferentes tipos de cultura. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.14, n. 3, p. 51-69, Jul/Set, 2009.

PIUCI, Jaciro; FENZEL Norbert. Ocorrência, consequência e remoção de ferro em águas subterrâneas. **Revista águas Subterrâneas**, n. 4, p. 29-40, 1982.

POLEMIO, M.; CASARANO D.; LIMONI, P. P. Karstic aquifer vulnerability assessment methods and results at a test site (Apulia, southern Italy). **Natural Hazards and Earth System Sciences**, v. 9, n. 4, p. 1461-1470. 2009.

PONNAMPERUMA, F. N. The chemistry of submerged soils. **Advanced in agronomy**, v. 24, p. 29-96, 1972.



PONTELLI, Marga Eliz. **Pedo-morfoestratigrafia de depósitos de leques aluviais na Bacia do Rio Itoupava – sul do Estado de Santa Catarina**. 2005. Tese (Doutorado em Filosofia e Ciências Humanas) – Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis.

PONTELLI, Marga Eliz; PAISANI, Julio Cesar Identificação de áreas de risco à inundações de diferentes magnitudes em ambiente de leques aluviais: o caso do sul do estado de Santa Catarina. **Geografia**, Revista do Departamento de Geociências da Universidade Estadual de Londrina, v. 14, n. 1, p. 19-31, 2005.

Portal da Ação Civil Pública do Carvão. **Ação civil pública Nº 93.8000533-4 do Ministério Público Federal**. 2014. Disponível em <[www.jfsc.jus.br/acpdocarvao](http://www.jfsc.jus.br/acpdocarvao)>. Acesso em: 17 set. 2014.

POSSAMAI, Tarcísio. Nota explicativa – Geologia das Ocorrências Mineraias. In: **Textos Básicos de geologia e recursos mineraias de Santa Catarina Nº3**, Cadastro dos Recursos Mineraias de Santa Catarina. Florianópolis: DNPM, 1959. 85 p.

POSSAMAI, Tarcísio; EIPPER, Jean R.; ZARDO, Soraia M. Cadastro dos Recursos Mineraias de Santa Catarina: nota explicativa – Geologia das Ocorrências Mineraias. In: **Textos Básicos de Geologia e Recursos Mineraias de Santa Catarina Nº3**. Florianópolis: DNPM, 1989. 85 p.

POTT, Cristiano André. **Determinação da Velocidade de Infiltração Básica de Água no Solo por Meio de Infiltrômetros de Aspersão, de Pressão e de Tensão, em Três Solos do Estado de São Paulo**. 2001. 65 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Instituto Agronômico de Campinas, Campinas.

PREVEDELLO, Celso Luiz. **Física do Solo**. Curitiba: Celso Luiz Prevedello, 1996. 446 p.

PRIHAR, S. S.; GHILDYAL, B. P.; PAINULI, D. K.; SUR, H. S. Physical properties of mineral soils affecting rice-based cropping systems. In: IRRI - INTERNATIONAL RICE RESEARCH INSTITUTE, **Soil Physics and Rice**. Los Baños Laguna, Philippines: International Rice Research Institute, 1985.

PRUSKI, Fernando Falco; BRANDÃO, Viviane dos Santos; SILVA, Demetrius David. **Escoamento Superficial**. Viçosa: UFV, 2004. 87 p.

RANNO, Sidnei Kuster; SILVA, Leandro Souza da; GATIBONI, Luciano Colpo; RHODEN, Anderson Clayton. Capacidade de adsorção de fósforo em solos de várzea do estado do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 21-28, 2007.

RAVBAR, Nataša; GOLDSCHIEDER, Nico. Comparative application of four methods of groundwater vulnerability mapping in a Slovene karst catchment. **Hydrogeology Journal**, v. 17, n. 3, p. 725-733, 2009.

REBOUÇAS, Aldo da C. Água doce no Brasil e no mundo. In: REBOUÇAS, Aldo da C.; BRAGA, Benedito; TUNDIZI, José Galizia. **Águas doces no Brasil**. São Paulo: Escrituras Editora, 2006a. 748 p.

REBOUÇAS, Aldo da C. Águas subterrâneas. In: REBOUÇAS, Aldo da C.; BRAGA, Benedito; TUNDIZI, José Galizia. **Águas Doces no Brasil**. São Paulo: Escrituras Editora, 2006b. 748 p.

Rede Globo. **Seca Leva 76% dos moradores de São Paulo a diminuir o consumo de água**. Jornal Hoje, 09/12/2014. Disponível em: <<http://g1.globo.com/jornal-hoje/edicoes/2014/12/09>>. Acesso em: 10 dez. 2014.

REICHARDT, Klaus; TIMM, Luís Carlos. **Solo Planta e Atmosfera: conceitos, processos e aplicações**. Barueri: Editora Manole, 2004. 478 p.

RESENDE, José Maria do Amaral; MARQUES JÚNIORS, José; MARTINS FILHO, Márcilio Vieira; DANTAS, Jussara Silva, SIQUEIRA; Diego da Silva, TEIXEIRA, Daniel De Bortoli. Variabilidade espacial de atributos de solos coeso do leste Maranhense. In: **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 4, p. 1077-1090, 2014.

RESENDE, Mauro; CURI, Nilton; OLIVEIRA, João Bertoldo de; ARAÚJO FILHO, José Coelho de. Princípios da classificação dos solos. In: KER, João Carlos, CURI, Nilton; SCHAEFER, Carlos Ernesto G. R.; VIDAL-TORRADO, Pablo. **Pedologia; Fundamentos**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2012. 343 p.

RODRIGUES NETTO, André. **A influência da mineralogia da fração argila sobre as propriedades físico químicas de solos brasileiros.**

1996. 144 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

ROSS, Martin; MARTEL, Richard; LEFEBVRE, René; PARENT, Michel; SAVARD, Martine M. Assessing rock aquifer vulnerability using downward advective times from a 3D model of surficial geology. **57<sup>TH</sup> CANADIAN GEOTECHNICAL CONFERENCE**. Sessão 5<sup>a</sup>, p. 1-8, 2004a.

ROSS, Martin; MARTEL, Richard; LEFEBVRE, René; PARENT, Michel; SAVARD, Martine M. Assessing rock aquifer vulnerability using downward advective times from a 3D model of surficial geology: A case study from the St. Lawrence Lowlands, Canada. **Geofísica Internacional**, v. 43, n. 4, p. 591-602, 2004b.

ROSSO, João Carlos. **Avaliação do consumo de água em lavouras de arroz irrigado no sistema pré-germinado nas condições climáticas do sul catarinense.** 2007. 64 p. (Dissertação de mestrado), Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. Criciúma: Universidade do Extremo Sul Catarinense, 2007.

SACHET, Zeferino Pedro. **Consumo de água de duas cultivares de arroz (*Oryza sativa* L.) em Três Tratamentos de Irrigação.** 1977. 96 f. Dissertação (Mestrado em Hidrologia Aplicada) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SAHRAWAT, Kanwar L. Reducing iron toxicity in lowland rice with tolerant genotypes and plant nutrition. **Global Science Books**, Plant Stress 4, Special Issue 2, p. 70-75, 2009.

SAKAR, Dipak; HALDAR, Abhijit. **Physical and chemical methods in soil analysis.** New Dheli: New Age International Limited Publishers, 2005. 176 p.

SAKAR, Dipak; HALDAR, Abhijit. **Physical and chemical methods in soil analysis.** New Delhi: New Age International Limited Publishers, 2005. 176 p.

SANCHEZ, R.B.; MARQUES JUNIOR, J.; PEREIRA, G.T.; BARACAT NETO, J.; SIQUEIRA, D.S.; SOUZA, Z. M. Mapeamento das formas do relevo para estimativa de custos de fertilização em cana-de-açúcar. **Engenharia Agrícola**, v. 32, n. 2, p. 280-292, 2012.

SANINT, Luis R. Evolución Tecnológica, Perspectivas Futuras Y Situación Mundial Del Arroz. In: **XXII Reunião da Cultura do Arroz Irrigado – Palestras**. EPAGRI – IRGA – EMBRAPA/CPACT. Itajaí: EPAGRI – CNPQ, 1997. 97 p.

SANTA CATARINA, Secretaria de Estado de Agricultura e Desenvolvimento Rural, Secretaria de Estado de Desenvolvimento Sustentável, EPAGRI. Programa de Recuperação Ambiental e de Apoio ao Pequeno Produtor Rural; PRAPEN/Microbacias 2. Estudo dos Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos para o Estado de Santa Catarina e Apoio para sua Implementação. **Panorama dos Recursos Hídricos em Santa Catarina**. Florianópolis: Consórcio ENGECORPS, TERRAPLAN, LACAZ MARTINS, 2006. 231 p.

SANTA CATARINA. **Codificação dos cursos d'água do Estado de Santa Catarina**. Projeto FATMA/ GTZ de Cooperação Técnica Brasil/Alemanha. Florianópolis, 2003. 111 p.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. **Bacias Hidrográficas do Estado de Santa Catarina: Diagnóstico Geral**, 1997. 163 p.

SANTOS, Hilton Felício dos; MANCUSO, Pedro Caetano Sanches. A escassez e o reúso da água em âmbito mundial. In: MANCUSO, Pedro Caetano Sanches; SANTOS, Hilton Felício dos. **Reúso da Água**. Barueri: Manole, 2003. 579 p.

SANTOS, Rafael David dos; LEMOS, Raimundo da Costa de; SANTOS, Huberto Gonçalves dos; KER, João Carlos; ANJOS, Lúcia Helena Cunha dos; SHIMIZU, Sérgio Hideiti. Manual de descrição e coleta de solo no campo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência de Solo – SBCS, 2013. 100 p.  
SBCS - Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Comissão de Química e Fertilidade do Solo. **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. Porto Alegre:

SBCS - Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Comissão de Química e Fertilidade do Solo. 10. ed., 2004. 400 p.

SCHAFFRATH, Valter Roberto; TORMENA, Cássio Antônio; FIDALSKI, Jonez; GONÇALVES, Antônio Carlos Andrade.

Variabilidade e correlação espacial de propriedades físicas de solo sob plantio direto e preparo convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.. 32, p. 1369-1377, 2008.

SCHEIBE, Luís Fernando. A geologia de Santa Catarina – Sinopse provisória. In: Geosul, v. 1, n. 1, p. 7-38, 1986. Disponível em <<https://periodicos.ufsc.br/index.php/geosul/>>. Acesso em: 12 fev. 2013.

SCHEIBE, Luís Fernando. Como se formou a Bacia do rio Araranguá? In: SHEIBE, Luís Fernando; BUSS, Maria Dolores; FURTADO, Sandra Maria de Arruda. **Atlas Ambiental da Bacia do rio Araranguá**. Florianópolis, Cidade Futura, 2010. 64 p.

SCHMIDT, Fabiana; FORTES, Magali de Ávila; WESZ, Jonas; BUSS, Gerson Lubke; SOUZA, Rogério Oliveira de. Impacto do manejo da água na toxidez por ferro no arroz irrigado por alagamento. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 1226-1235, 2013.

SCHUMACHER, Wilhelm. **Die Physik des bodens**. Berlim, 1864, 505 p. Disponível em: <http://books.google.com.br>>. Acesso em: 23 mai. 2013.

SCHWALM, Hugo. **Geoprocessamento aplicado à análise ambiental: Estudo de caso da Barragem do rio São Bento, Siderópolis, SANTA CATARINA**. 2008. 82 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma.

SCORZA JÚNIOR, Rômulo Penna; SILVA, João Paulo da. Potencial de contaminação da água subterrânea por pesticidas na Bacia do rio Dourados – MS. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 17, p. 87-106, jan./dez. 2007.

SEIBT, Taís. **A crise da água**. In: ZH notícias, 01 de novembro de 2014. Disponível em: <http://zh.clicrbs.com.br/rs/noticias>>. Acesso em: 02 nov. 2014.

SENA, Glória Lorena Sousa; MATTA, Milton Antonio Da Silva; MARTINS, Jorge Augusto Costa; CAVALCANTE, Itabaraci Nazareno; DINIZ, Cesar Guerreiro; FEITOSA, Renan da Silva; PANTOJA JÚNIOR, Antonio Francisco Pinheiro; FERREIRA, Fernanda Santiago; CARMONA, Karen Monteiro; VASCONCELOS, Yuri Bahia de. Características hidrogeológicas do sistema hidrogeológico Barreiras na região do município de Curuçá - PA. **XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Campo Grande, 2009.

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B.; CHEN, H. J. A comparative study of various tests of normality. In: **Journal of the American Statistical Association**, v. 63, n. 324, p. 1343-1372, 1968.

SHARMA, P. K.; DE DATTA, S. K. Effects of puddling on soil physical properties and processes. In: IRRI - INTERNATIONAL RICE RESEARCH INSTITUTE, **Soil Physics and Rice**. Los Baños Laguna, Philippines: International Rice Research Institute, 1985.

SHEPARD, Francis Parker. Nomenclature based on sand-silt-clay ratios, **Journal of Sedimentary Petrology**, v. 24, n. 3, p. 151-158, 1954.

SHOUSE, P. J.; MOHANTY, B. P. Scaling of near-saturated hydraulic conductivity measured using disc infiltrometers. **Water Resources Research**, v. 34, n. 5, p. 1195-1205, 1998.

SILVA, Celso Luiz da; FOLONI, Luiz Lonardon; PARAÍBA, Lourival Costa; PLESE, Luís Pedro de Melo. Previsão ambiental da distribuição dos pesticidas aplicados na cultura do arroz. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 17, p. 75-86, jan./dez. 2007.

SILVA, Elaine Lima da. **Determinação da Condutividade Hidráulica Através do Método de Hazen no Campus da UFRJ**. 2008. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

SILVA, Leandro Souza da; SOUZA, Rogério Oliveira de; BOHNEN, Humberto. Alterações no teores de nutrientes em dois solos alagados, com e sem plantas de arroz. Santa Maria: **Ciência Rural**, v. 33, n. 3, p. 487-490, mai./jun., 2003.

SILVA, Sérgio R.; BARROS, Nairam F.; COSTA, Liovando M. Atributos físicos de dois Latossolos afetados pela compactação do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 842-847, 2006.

SILVEIRA, Allan Valle Toledo da; ANTONIOSI FILHO, Nelson Roberto. Proposta de alternativas menos tóxicas para ingredientes ativos de agrotóxicos no mercado brasileiro. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 23, p. 11-24, jan./dez. 2013.

SINREICH, Michael; KOZEL, Ronald; MUDRY, Jacques. Principles of specific vulnerability assessment. In: COST 620 – Cooperation in Science and Technology, European Commission. **Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers**. Final Report. European Commission COST Action 620 ZWAHLEN, Francois editor, 2003. 297 p.

SO, H. B.; RINGROSE-VOASE, A. J. Management of clay soils for rainfed lowland rice-based cropping systems: an overview. **Soil & Tillage Research**, 56, p. 3-14, 2000.

SOUSA, Augusto Rafael Carvalho de; BARBOSA, Dayse Luna; ALBUQUERQUE, José do Patrocínio Tomaz; MEDEIROS, Camila Macêdo; RIBEIRO, Maria Adriana de Freitas Mágero. Aplicação do método GLA para estimativa de vulnerabilidade do Aquífero Barreiras. **XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Maceió, 2011.

SOUSA, Rogério Oliveira de; GOMES, Algenor da Silva; VAHL, Ledemar Carlos. Toxidez por ferro em arroz irrigado. In: GOMES, Algenor da Silva; MAGALHÃES JÚNIOR. **Arroz irrigado no sul do Brasil**. Brasília: EMBRAPA, 2004. 899 p.

SOUSA, Rogério Oliveira de; VAHL, Ledemar Carlos; OTERO, Xose Luis. Química dos solos alagados. In: MELO; Vander de Freitas; ALLEONI, Luís Reynaldo F. **Química e Mineralogia do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – SBCS, 2009. 685 p.

SOUZA, Nathália Assunção de; ALAMY FILHO, José Eduardo. Determinação da vulnerabilidade intrínseca do aquífero Bauru na zona

urbana de Araguari, MG. **XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Campo Grande, 2009.

SOUZA, Z. M.; SILVA, M. L. S.; GUIMARÃES, G. L.; CAMPOS, D. T. S.; CARVALHO, M. P.; PEREIRA, G. T. Variabilidade espacial de atributos físicos em um Latossolo Vermelho distrófico sob semeadura direta em Selvíria (MS). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, p. 699-707, 2001.

SPIEGEL, Murray R. **Estatística**. São Paulo: Pearson Makron Books, 1993. 643 p.

STEINMETZ, Sílvio. Influência do clima na cultura do arroz irrigado no Rio Grande do Sul. In: GOMES, Algenor da Silva; MAGALHÃES JÚNIOR, Ariano Martins de. **Arroz irrigado no sul do Brasil**. Brasília: EMBRAPA, 2004. 899 p.

STIGTER, T. Y.; RIBEIRO, L.; CARVALHO DILL, A. M. M. Evaluation of an intrinsic and a specific vulnerability assessment method in comparison with groundwater salinisation and nitrate contamination levels in two agricultural regions in the south of Portugal. **Hydrogeology Journal**, v. 14, p. 79- 99, 2006.

STOLF, R. Teoria e teste 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.

STOLF, R.; FERNANDES, J.; FURLANI NETO, V.L. **Recomendação para uso do penetrômetro de impacto modelo IAA/PLANALSUCAR/STOLF**. Piracicaba: IAA/PLANALSUCAR, Série Penetrômetro de Impacto. Boletim N° 1, 1983. 9 p.

SUGUIO, Kenitiro. **Introdução à Sedimentologia**. São Paulo: Edgar Blücher, Universidade de São Paulo, 1973. 307 p.

SUGUIO, Kenitiro; BIGARELLA, João José. **Ambiente Fluvial**. Ambientes de sedimentação, sua interpretação e importância. Curitiba: UFPr/ADEA, 1979. 183 p.

SUHOGUSOFF, Alexandra Vieira. **Minimização de impactos nos recursos hídricos causados por sistemas de tratamento in situ**:



Estudo piloto em Parelheiros – São Paulo. 2010. 119 f. Tese (Doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

TAVARES FILHO, J.; BARBOSA, G. M. C. ; GUIMARÃES, M. F.; I. FONSECA, C. B. Resistência do solo à penetração e desenvolvimento do sistema radicular do milho (*Zea mays*) sob diferentes sistemas de manejo em um Latossolo Roxo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, p. 725-730, 2001.

TAVARES FILHO, João; GRIMALDI, Michel; TESSIER, Daniel. Compressibilidade de agregados de um Latossolo Amarelo da amazônia em resposta ao potencial da água do solo. **Revista Brasileira de Ciência Solo**, v. 29, n. 4, p.489-495, 2005.

TAVARES FILHO, João; RIBON, Adriana Aparecida. Resistência do solo à penetração em resposta ao número de amostras e tipo de amostragem. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 487-494, 2008.

TELLES, Dirceu D'Alkmim; DOMINGUES, Antônio Félix. Água na agricultura e pecuária. In: REBOUÇAS, Aldo da C; BRAGA, Benedito; TUNDIZI, José Galizia. **Águas Doces no Brasil**. São Paulo: Escrituras Editora, 2006. 748 p.

TERRAMOTO, Elias Hideo; SOTO, Miguel Angel Alfaro; KIANG, Chang Hung; PEDE, Marco Aurélio Zequim; MARTINS, Eliana Pereira. Modelo empírico para estimativa da condutividade hidráulica utilizando dados granulométricos In: **Geotecnia – Revista Luso Brasileira de Geotecnia**, Lisboa, n. 119, 2010.

TOLDO JÚNIOR, Elírio. **Notas de Aulas. Unidade II- Propriedades Texturais e Composicionais. Disciplina GEO-336 Sedimentogênese**. Porto Alegre: UFRGS, 1993. 25 p.

TRACTEBEL. **Tractebel comercializa 533,2 MW no leilão A5**. Tractebel Energia, notícias, 28 de novembro de 2014. Disponível em <<http://www.tractebelenergia.com.br/>>. Acesso em 30 nov. 2014.

TUNDIZI, José Galizia. **Água no século XXI: Enfrentado a Escassez**. São Carlos: RiMa, 2009. 247 p.

- VAHL, Ledemar Carlos; SOUSA, Rogério Oliveira. Aspectos físico-químicos de solos alagados. In: GOMES, Algenor da Silva; MAGALHÃES JÚNIOR. **Arroz irrigado no sul do Brasil**. Brasília: EMBRAPA, 2004. 899 p.
- VAN STEMPVOORT, Dale; EWERT, Lee; WASSENAAR, Leonard. Aquifer vulnerability index: a GIS compatible method for groundwater vulnerability mapping. *Revue canadienne des ressources hydriques*, **Canadian Water Resources Journal**, v. 18, p. 25-37, 1993.
- VARGAS, J. Patricio. El Arroz Y Su Medio Ambiente. In: TASCÓN J., Eugenio; GARCÍA D., Elías. **Arroz: Investigación y Producción**. Cali, Colômbia: CIAT/PNUD, 1985.
- VASCONCELOS, Fernanda Carla Wasner; NÓBREGA, Júlio César Azevedo; GUERREIRO, Mário César; JESUS, Elen Alvarenga de; JULIÃO, Luiz Gustavo Fernandes; CURI, Nilton. Mobilidade do herbicida Atrazina em amostras de Latossolos Vermelhos sob calagem e adubação fosfatada. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 18, p. 133-146, jan./dez. 2008.
- VBRA, Jaroslav; ZAPOROZEC, Alexander. Guideboock on mapping groundwater vulnerability. International Association of Hydrogeologists; **International Contributions to Hydrogeology**, v. 16, Hannover: Verlag Heinz Heise, 1994. 131 p.
- VEADO, Ricardo Wagner ad-Víncula. **Análise ambiental e a qualidade das águas na Bacia do Rio Urussanga**. Florianópolis: Ed. UFSC, 1989. 171 p.
- VERNETTI JUNIOR, Francisco de Jesus; GOMES, Algenor da Silva. Sistemas de Cultivo Convencional. In: GOMES, Algenor da Silva; MAGALHÃES JÚNIOR, Ariano Martins de. **Arroz irrigado no sul do Brasil**. Brasília: EMBRAPA, 2004. 899 p.
- VÍAS, J.M.; ANDREO, B.; PERLES, M.J.; CARRASCO, F.; VADILLO, I.; JIMÉNEZ, P. Proposed method for groundwater vulnerability mapping in carbonate (karstic) aquifers: the COP METHOD application in two pilot sites in southern Spain. **Hydrogeology Journa**., v. 14, p. 912-925. 2006.

VÍAS, Jesús Maria; ANDREO, Bartolomé; PERLES, Maria Jesús; CARRASCO, Francisco; VADILLO, Iñaki; JIMÉNEZ, Pablo. The COP method. In: **COST 620** – Cooperation in Science and Technology, European Commission. Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers. Final Report. European Commission COST Action 620 ZWAHLEN, Francois editor, 2003. 297 p.

VIEIRA, Luiz Marcelino. **Boletim do Arroz Nº 4**. Centro de Socioeconomia e Planejamento Agrícola – CEPA/EPAGRI, 2014. Disponível em: <<http://docweb.epagri.sc.gov.br/>>. Acesso em: 30 nov. 2014.

VIEIRA, S.R. Uso de geoestatística em estudos de variabilidade espacial de propriedades do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H. & SCHAEFER, C.E.G.R. (ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v.1, p.1-54, 2000.

VILLAR, Heldio Pereira. Um Método para Determinação da Dispersividade de Solos Finos de Aquíferos. In: **Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**. Anais do Oitavo Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. Recife: ABAS/DNPM/CPRM, p. 200-208, 1994.

VILLIERS, Marq de. **Água. Como o uso deste precioso recurso natural poderá acarretar a mais séria crise do século XXI**. Rio de Janeiro: EDIOURO, 2002. 457 p.

VOLTOLINI, João; ALTHOFF, Darci Antônio; BACK, Álvaro José. Água de irrigação para a cultura do arroz irrigado no sistema pré-germinado. In: EPAGRI. **Arroz irrigado sistema pré-germinado**. Florianópolis: EPAGRI, 2002. 273 p.

VOWINKEL, E.F.; CLAWGES, R.M.; BUXTON, D.E.; STEDFAST, D.A.; LOUIS, J.B. Vulnerability of public drinking water supplies in New Jersey to pesticides. In: **US Geological Survey**. Reston, USA: Fact Sheet FS-165-96, 1996. 3 p.

WANG, Yanxin; MERKEL, Broder J.; LI, Yilian; YE, Hui; FU, Surong; IHM, Dana. Vulnerability of groundwater in Quaternary aquifers to organic contaminants: a case study in Wuhan City, China. **Environmental Geology**, v. 53, p. 479-484, 2007.

WARRICK, A.W.; NIELSEN, D. R. Spatial variability of soil physical properties in the field. In: HILLEL, Daniel. **Applications of soil physics**, p. 319-344. New York, Academic Press, 1980. 400 p.

WATHEN, John B.; GALLEN, Michael J.; SHEVENELL, Thomas C. **Developing a standardized system for environmental assessments**. Portsmouth, New Hampshire: Shevenell Gallen and Associates, Inc., 1987. 13 p.

WENTWORTH, Chester K. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, Vol 30, N° 5, pp. 377-392, 1922.

WILDING, L. P.; DREES, L. R. Spatial variability and pedology. In: WILDING, L.P.; SMECK, N.E.; HALL, G. F. **Pedogenesis and soil taxonomy: I. Concepts and interactions**, Cap. 4, p. 83-116. New York, Elsevier, 1983. 304 p.

YANG, Y. S.; WANG, L. Catchment-scale vulnerability assessment of groundwater pollution from diffuse sources using the DRASTIC method: a case study. **Hydrology Science Journal**. v. 55, n. 7, 2010, p. 1206- 1216.

YOSHIDA, Shouichi. **Fundamentals of rice crop science**. Manila: International Rice Research Institute - IRRI, 1981. 269 p.

ZANINI NETO, João Afonso. Morfologia e fisiologia da planta de arroz. In: EPAGRI. **Arroz irrigado sistema pré-germinado**. Florianópolis: EPAGRI, 2002. 273 p.

## APÊNDICES

## APÊNDICE A

### Tensiômetro

TABELA 1 – Tensão, em milibares, por campanha amostral dos pontos P01 a P07.

Campanha	Tensão (mbar) no ponto:						
	P01	P02	P03	P04	P05	P06	P07
1	11,5	7,3	41,7	0	83	47	17,7
2	39,5	108,2	77	72,5	105,8	53	36,8
3	0	11,8	44,7	9,9	97,7	53,4	12,8
4	0	62	47,4	72,9	104	57	26
5	19,8	30,3	47,8	75,4	117,6	58,5	0
6	19,8	42,9	44,6	46,2	114	56,5	23,7
7	10,9	53,9	42,2	51,4	98,7	47,6	18,9
8	7,2	41,9	65,9	80,8	118,2	57,8	28,8
9	0	67,9	67,3	82,8	105	60,9	41,5
10	0	56,2	97,3	82,6	107,6	77,7	41,7
11	8,7	75,5	105	75,6	124,9	85,9	59,5
12	15,3	71,9	101,6	85,5	123,2	58,8	50,2
13	50	95,6	141,2		136,1	50	11,6
14	55,9	110,8	150,2		151	48,3	21,3
15	97,1	126,6	186,1	220	165,3	59	47,5
16	56	301,9	229,8	309,6	165,9	69,5	72

Fonte: do autor.

TABELA 2 – Tensão, em milibares, por campanha amostral dos pontos P08 a P14.

Campanha	Tensão (mbar) no ponto:						
	P08	P09	P10	P11	P12	P13	P14
1	0	15,4	15,7	58,9	62,1	11,8	75,2
2	14	43,9	42,5	41,2	6,2	60,9	94,7
3	5	14,7	20	63,9	54,2	24,6	58,5
4	19,8	16,2	24,7	63,4	60,6	38,2	97,5
5	19,8	19,8	29,5			46,6	61,3
6	19,8	29,2	21,5	77,6	48,5	32,4	68,3

Campanha	Tensão (mbar) no ponto:						
	P08	P09	P10	P11	P12	P13	P14
7	7,9	27,3	22,5	69,6	0	21,3	84,3
8	19,8	43,7	31,5	71,6	33,6	40,7	64,4
9	62	41,9	28,9	74,3	39,8	72,8	69
10	11,5	41,7	43,6	82,9	44,4	42,7	83
11	19,8	43,6	81,7	65,9	45,6	70,4	76,4
12	19,8	26,6	72,9	76,9	37,3	48,2	72,7
13	19,8	66,2			61,9	40,4	88,8
14	0	75,5			54,3	60,9	90,6
15	0	90,9	113,9	53,9	54,3	100,7	68,7
16	11,2	84,2	113,8	20,6	52,7	68,1	70,3

Fonte: do autor.

TABELA 3 – Tensão, em milibares, por campanha amostral dos pontos P15 a P21.

Campanha	Tensão (mbar) no ponto:						
	P15	P16	P17	P18	P19	P20	P21
1	45,2	21,2	21,4	32,8	0	12	50,5
2	70,9	41,8	27,8	39,5	38,9	94,4	90,5
3	32,4	11,1	23,1	26,1	56,3	13,5	61,3
4	66,3	0	26,8	10,9	15,5	58,7	78
5	36,6	27,3	28,4	32,5	28,6	48,5	79,7
6	27,2	27,2	0	5,6	5,7	26,9	64,3
7	52	6	4	17,7	8,2	45,6	65,6
8	56,4	33,9	5,2	14,8	8,9	47,2	86,5
9	28,3	22,8	9,2	18,1	5,1	47,8	91,5
10	21,6	25,4	0	21,9	6,5	61,5	82,3
11	42,4	36,8	36,6	32,1	6,9	45,1	111,1
12	67,6	30,5	40,2	15,4	0	64,6	96,5
13	21,8	47,5	57,8	39,4	25,5	71,3	113,5
14	56,8	60,3	65,2	44,7	0	65	111,9



Campanha	Tensão (mbar) no ponto:						
	P15	P16	P17	P18	P19	P20	P21
15	47,8	53,6	63,1	32,8	10,3	88,9	109,3
16	41,6	57,5	59,1	21,7	28,3	65,7	112,3

Fonte: do autor.

TABELA 4 – Tensão, em milibares, por campanha amostral dos pontos P22 a P28.

Campanha	Tensão (mbar) no ponto:						
	P22	P23	P24	P25	P26	P27	P28
1	65,9	0	7,1	0	13,1	23,2	64,8
2	74,5	51	30,1	31,7	20,2	25,4	67,6
3	63,7	15,6	18,6	14,8	15,2	16,4	42,3
4	73,7	53,7	20,6	11,3	7,2	19,8	42,5
5	144,2	29,2	28,4	0	28,6	20	68,5
6	58,4	39	0	0	19,8	8,6	51,5
7	101,5	49,5	0	6,1	13,6	30,2	73,7
8	58,3	48,8	22,6	12,8	21,4	6,1	69,1
9	86,4	58,4	28,6	34,7	23,3	0	74,2
10	82,3	49,2	19,5	26,9	22,9	29,3	80,3
11	110	72,5	31,9	51,9	33,9	22,7	86
12	89,8	51,1	28,9	34,8	44,8	9,2	76,2
13	15,7	82	49,1	51,8	55,5	27,6	86
14	0	60,1	52,8	57,1	56	15,9	88,6
15	8	88,5	57,8	67,8	61,2	0	67,9
16	74,9	79,4	46,3	65	62,5	8,7	65,3

Fonte: do autor.

TABELA 5 – Tensão, em milibares, por campanha amostral dos pontos P28 a P35.

Campanha	Tensão (mbar) no ponto:						
	P29	P30	P31	P32	P33	P34	P35
1	23,5	56,7	22,8	30,7	117,6	29,2	5,8
2	97,8	49,5	39,3	76,2	124,6	35,8	20,6
3	52,5	49,7	35,9	34,5	108,8	31,2	12,9
4	97,3	44,9	26,7	61,2	120,2	33,9	19,8
5	61,7	35,4	21,6	51,2	121,5	34,3	19,8
6	82,8	43,6	16,1	33,9	125,9	38,4	9,8
7	57,4	38,1	36	41,6	127,8	9,8	5,1
8	66,2	39,6	44,3	36,8	127	9,8	9,2
9	78	52,8	33,8	51,7	130,4	15,3	0
10	44,6	53	30,8	53,2	119,6	37,8	0
11	69,8	85,9	47,9	60,6	133,5	19,3	14,4
12	66,8	74,8	38,8		137,8	16,2	0
13	81,7	87,5	66,5		141,8	37,1	18,9
14	91,4	98	60,8		145,3	31,8	0
15	91,8	62,1	14,7	47,3	139,6	18,2	17,1
16	97,3	88,6	51,5	21,2	125,3	0	0

Fonte: do autor.

TABELA 6 – Tensão, em milibares, por campanha amostral dos pontos P36 a P42.

Campanha	Tensão (mbar) no ponto:						
	P36	P37	P38	P39	P40	P41	P42
1	0	34	46,5	0	82,9	8	0
2	31,2	52,8	59	43,5	116	62,5	19
3	10	41,8	64,6	23,2	96,7	20,1	0
4	14,4	48,1	73,5	10	107	37,9	7,1
5	15,1	45,6	82,3	38,1	102,9	45	7,5
6	0	46,7	86,7	39	105,3	46,1	0

Campanha	Tensão (mbar) no ponto:						
	P36	P37	P38	P39	P40	P41	P42
7	4,9	43,8	78	36,4	104,1	25,8	6,2
8	0	59,5	76,2	6,1	103,5	35,7	0
9	5,1	51,1	86,9	38,5	109,3	37,4	10,8
10	9	58,3	82,9	45,3	108,2	21,5	9,1
11	5,3	71,9	87,1	26,1	109,2	39,3	14,6
12	3	73,9	86,7	40,8	108	58	22,8
13	51,7	98	100,4	64	112,6	83,1	
14	34,1	87,3	98,5	84,6	130,5	92,4	
15	22,9	118,3	118,9	79,9	141,4	104	48,1
16	26,5	80,5	91,7	68,7	97,9	71,2	48,6

Fonte: do autor.

TABELA 7 – Tensão, em milibares, por campanha amostral dos pontos P43 a P45.

Campanha	Tensão (mbar) no ponto:		
	P43	P44	P45
1	8,2	45,4	0
2	70	58,8	61,4
3	53,5	42,6	55,1
4	80,1	46	41,8
5	58,3	47,6	22,1
6	52,7	38,2	56,5
7	59,3	47,7	51,6
8	68	63,4	48,6
9	60,1	52,7	52,8
10	73,5	51,3	54,7
11	87,2	62,8	56,9
12	90,6	53,6	50,8
13	92,1	58,3	67,5
14	98,3	77,4	53,1

---

Campanha	Tensão (mbar) no ponto:		
	P43	P44	P45
15	105,2	68,9	13,5
16	80,9	63,2	43,7

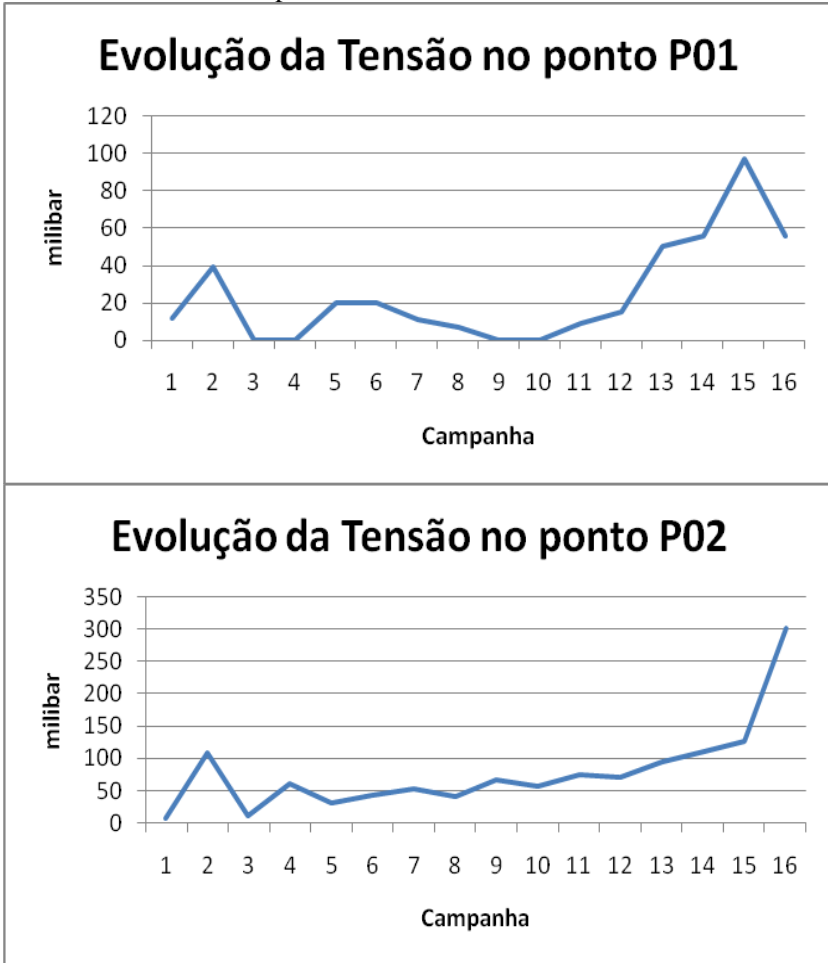
---

Fonte: do autor.

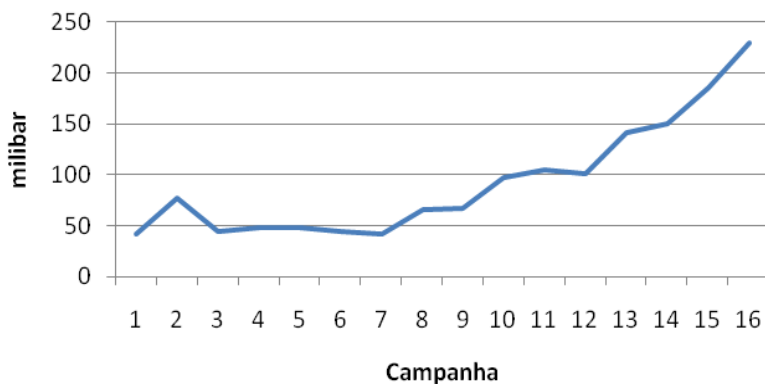
## APÊNDICE B

### Gráficos de tensão

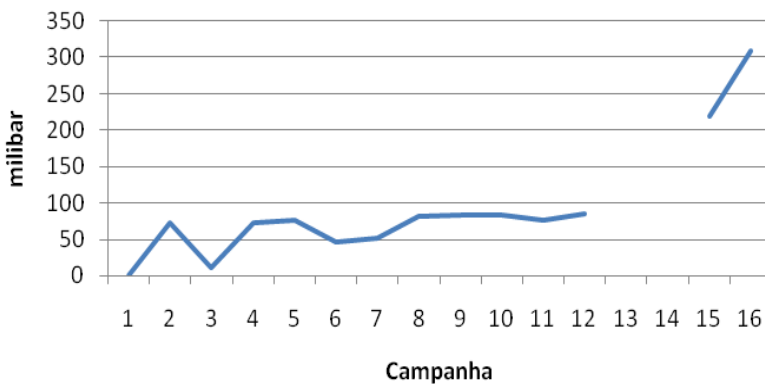
FIGURA 1 – Gráficos de evolução da tensão durante o período monitorado nos pontos P01 a P04.



### Evolução da Tensão no ponto P03

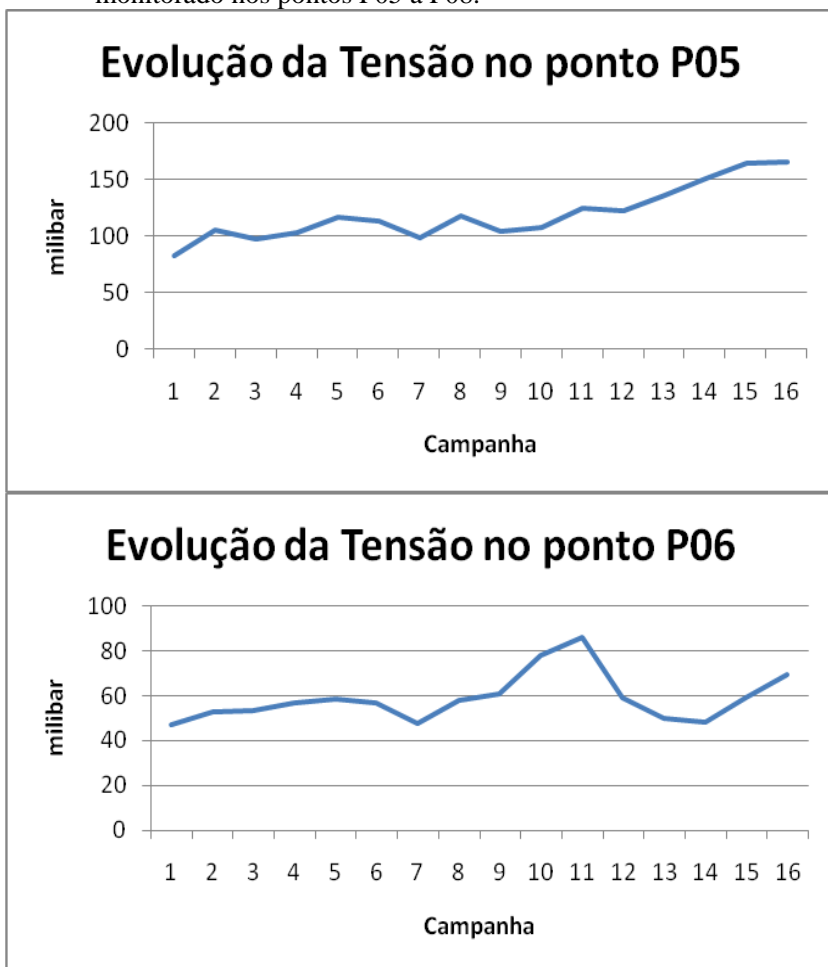


### Evolução da Tensão no ponto P04



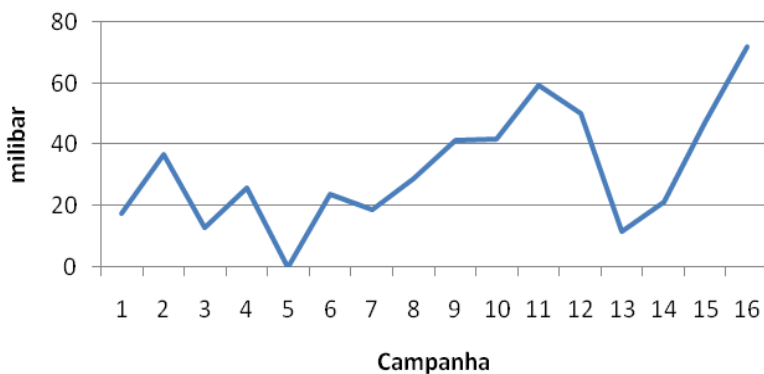
Fonte: do autor.

FIGURA 2 – Gráficos de evolução da tensão durante o período monitorado nos pontos P05 a P08.

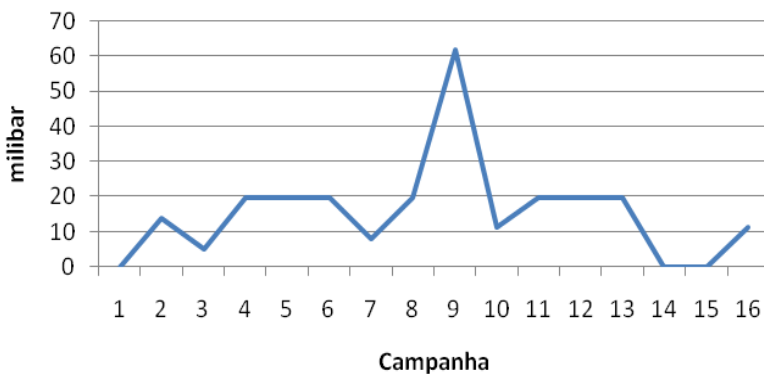




### Evolução da Tensão no ponto P07

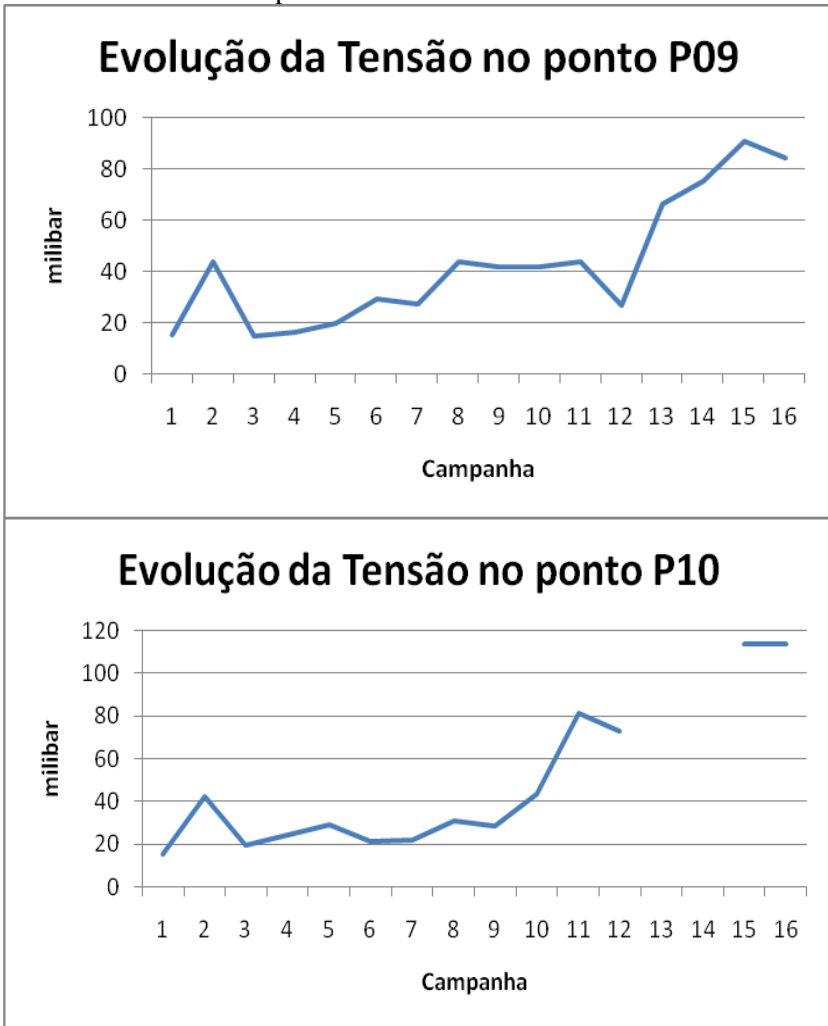


### Evolução da Tensão no ponto P08

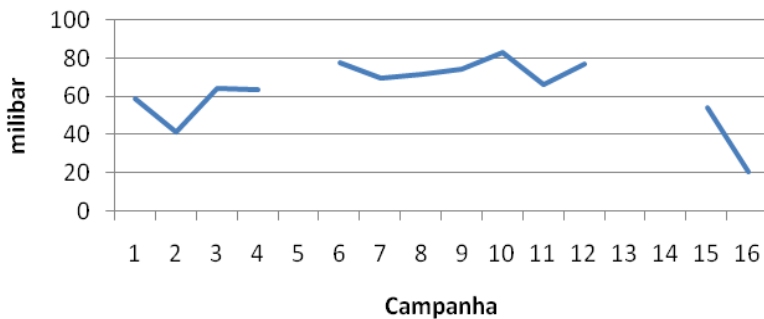


Fonte: do autor.

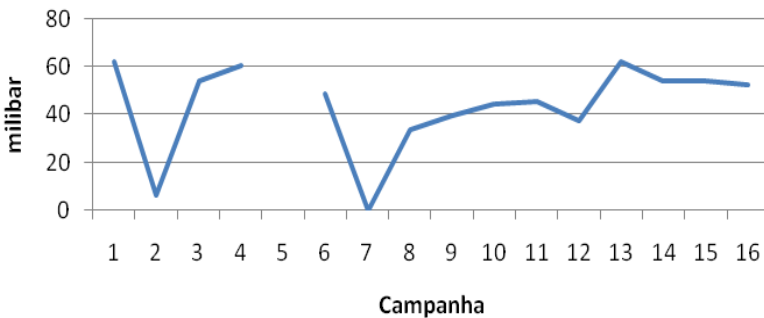
FIGURA 3 – Gráficos de evolução da tensão durante o período monitorado nos pontos P09 a P12.



### Evolução da Tensão no ponto P11

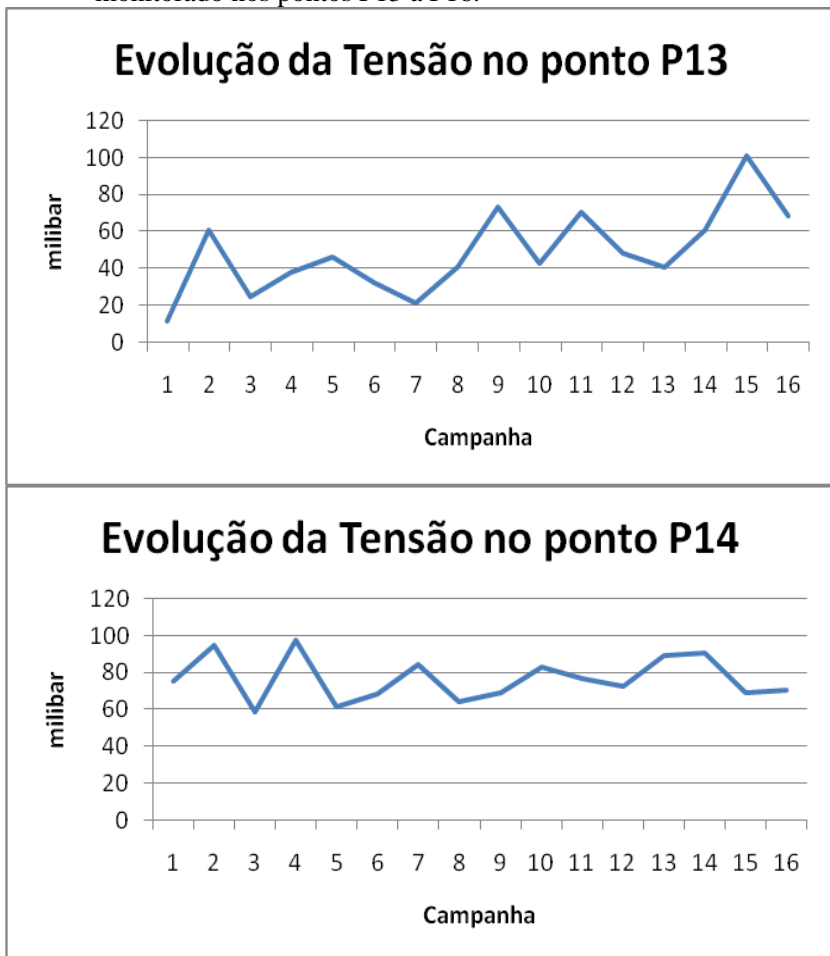


### Evolução da Tensão no ponto P12

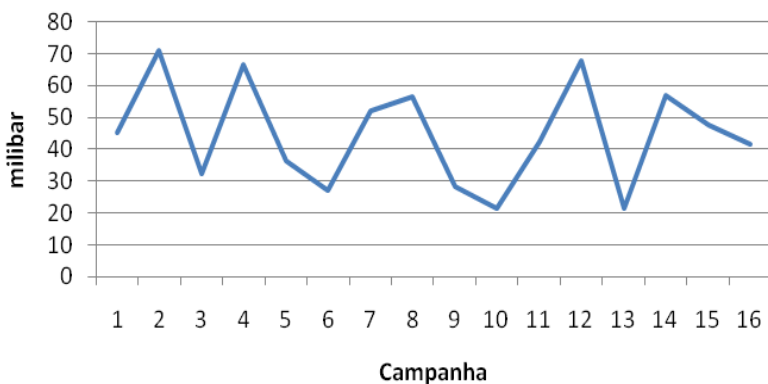


Fonte: do autor.

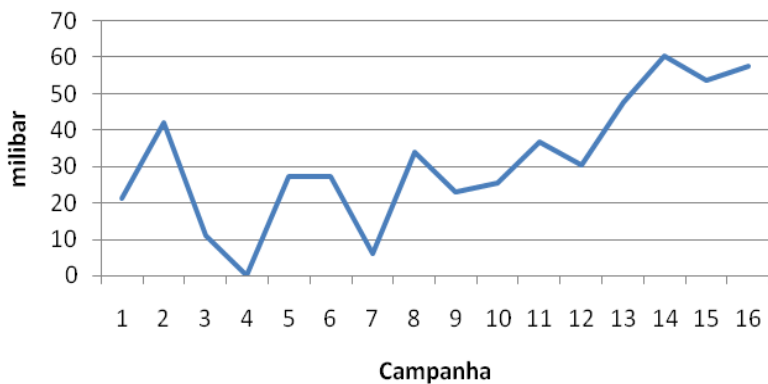
FIGURA 4 – Gráficos de evolução da tensão durante o período monitorado nos pontos P13 a P16.



### Evolução da Tensão no ponto P15

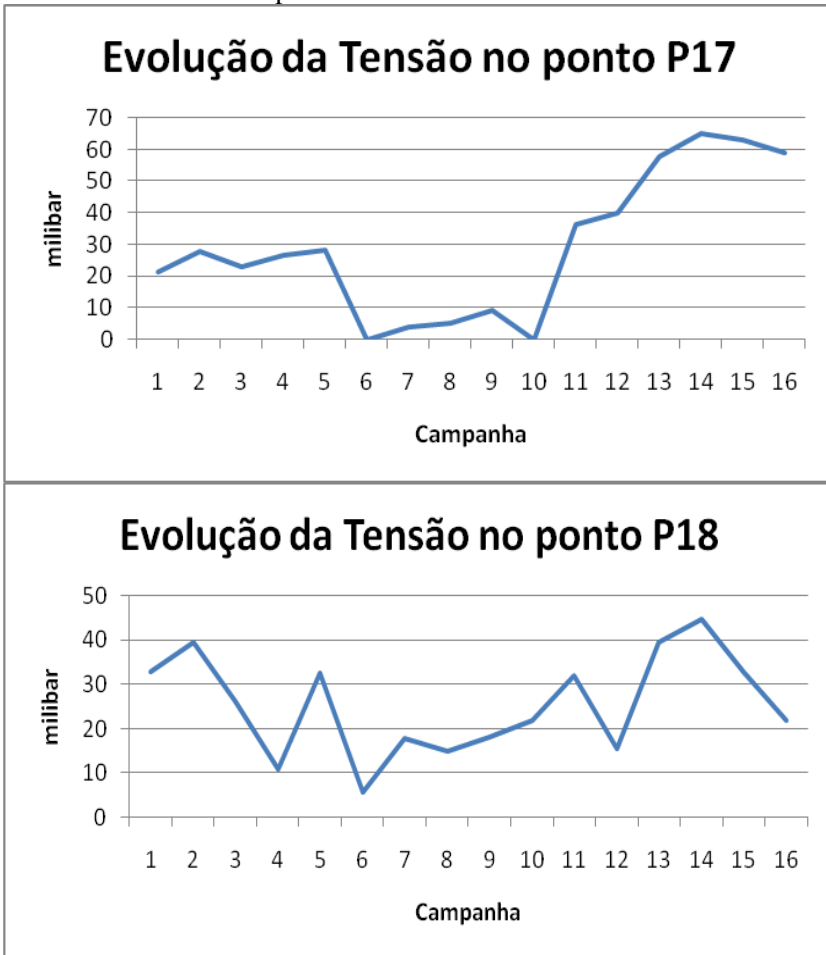


### Evolução da Tensão no ponto P16

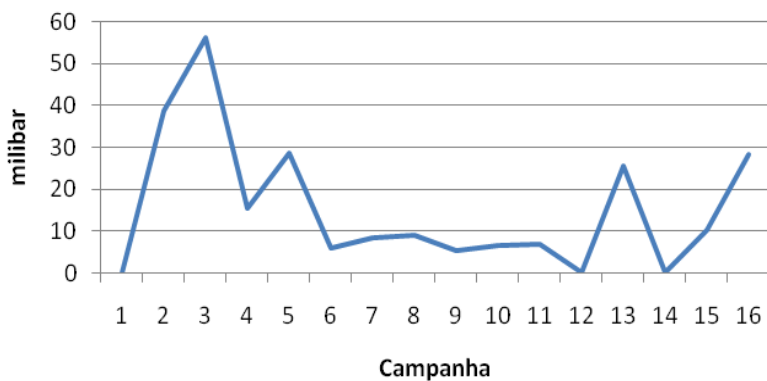


Fonte: do autor.

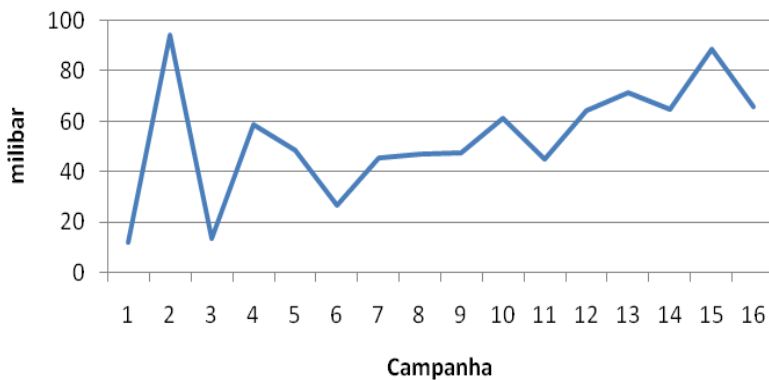
FIGURA 5 – Gráficos de evolução da tensão durante o período monitorado nos pontos P17 a P20.



### Evolução da Tensão no ponto P19

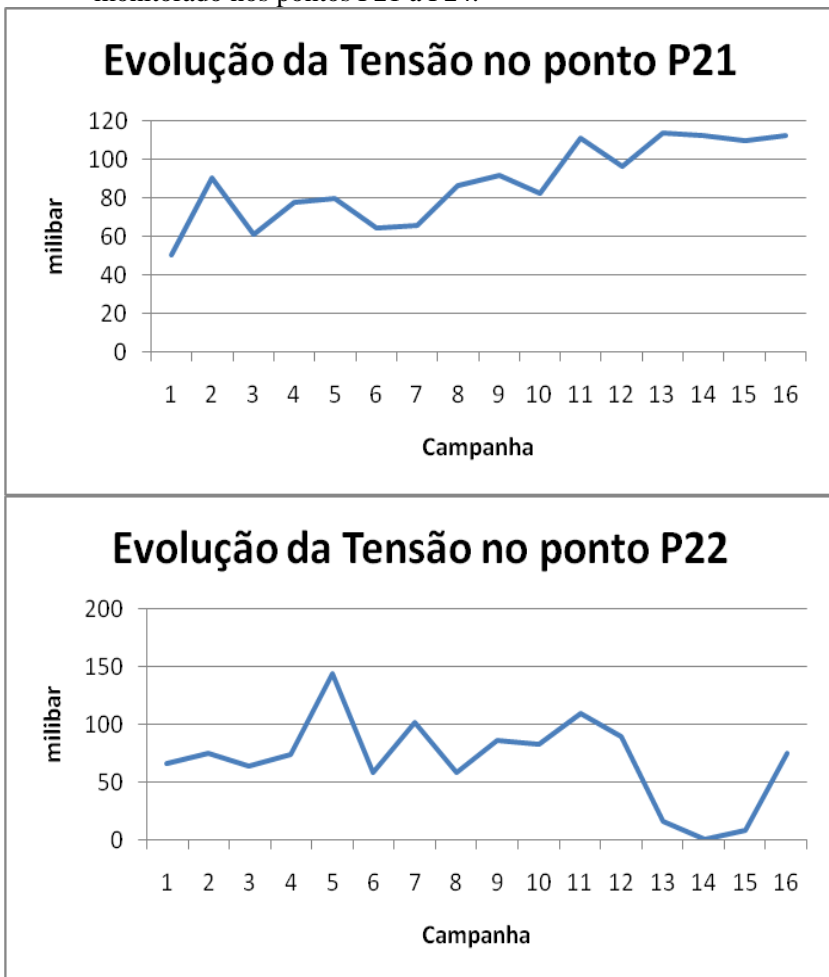


### Evolução da Tensão no ponto P20



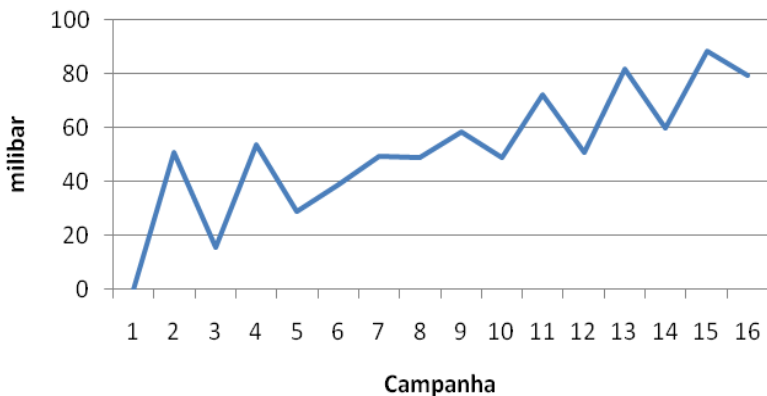
Fonte: do autor.

FIGURA 6 – Gráficos de evolução da tensão durante o período monitorado nos pontos P21 a P24.

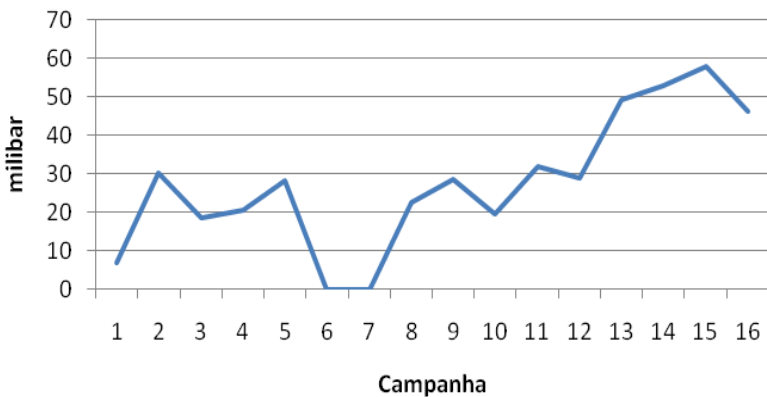




### Evolução da Tensão no ponto P23

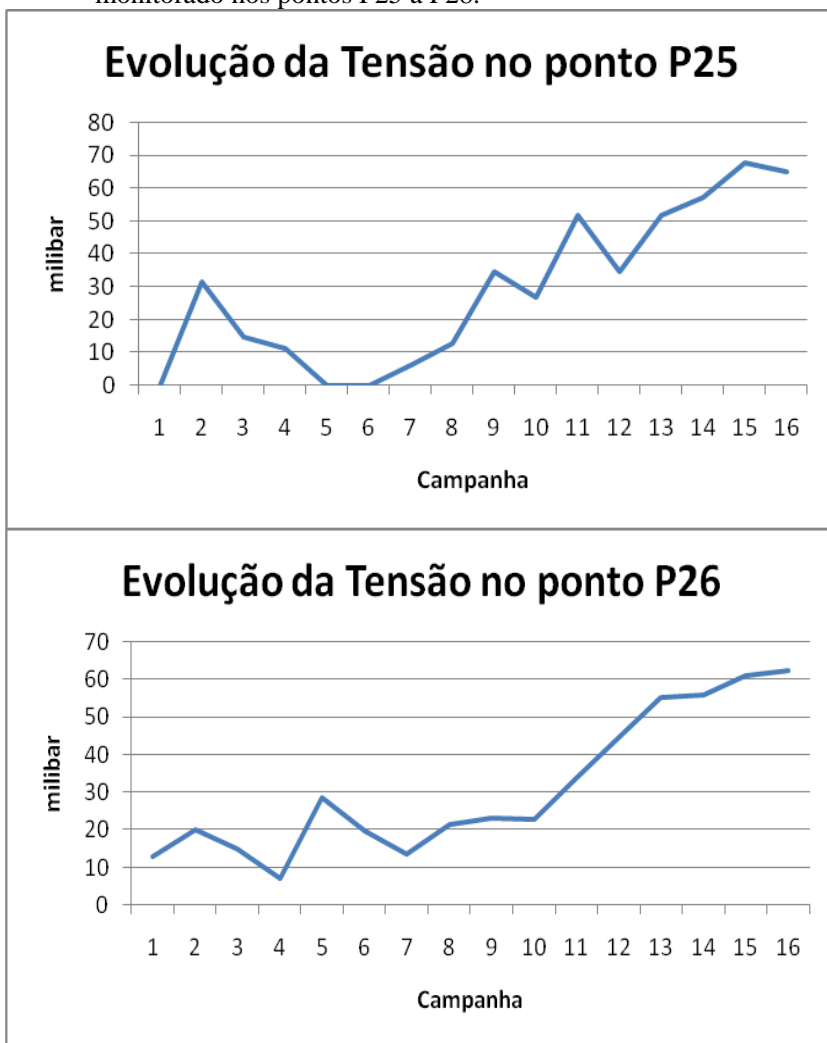


### Evolução da Tensão no ponto P24

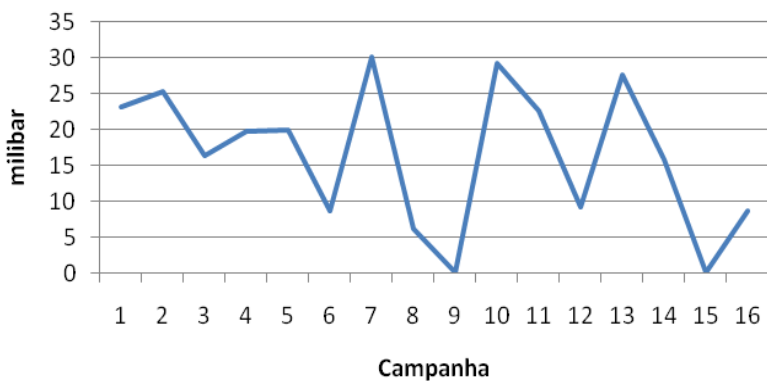


Fonte: do autor.

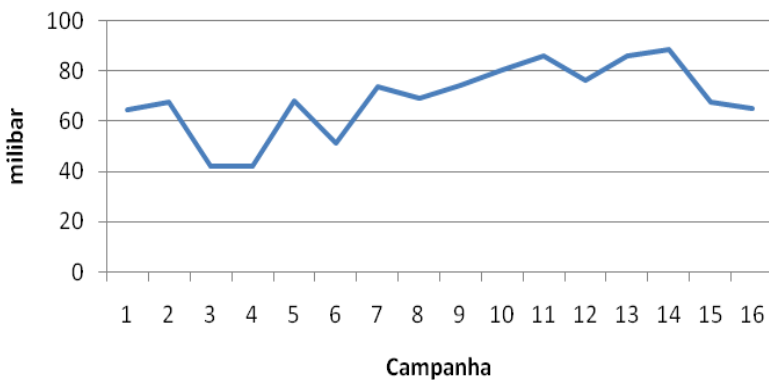
FIGURA 7 – Gráficos de evolução da tensão durante o período monitorado nos pontos P25 a P28.



### Evolução da Tensão no ponto P27

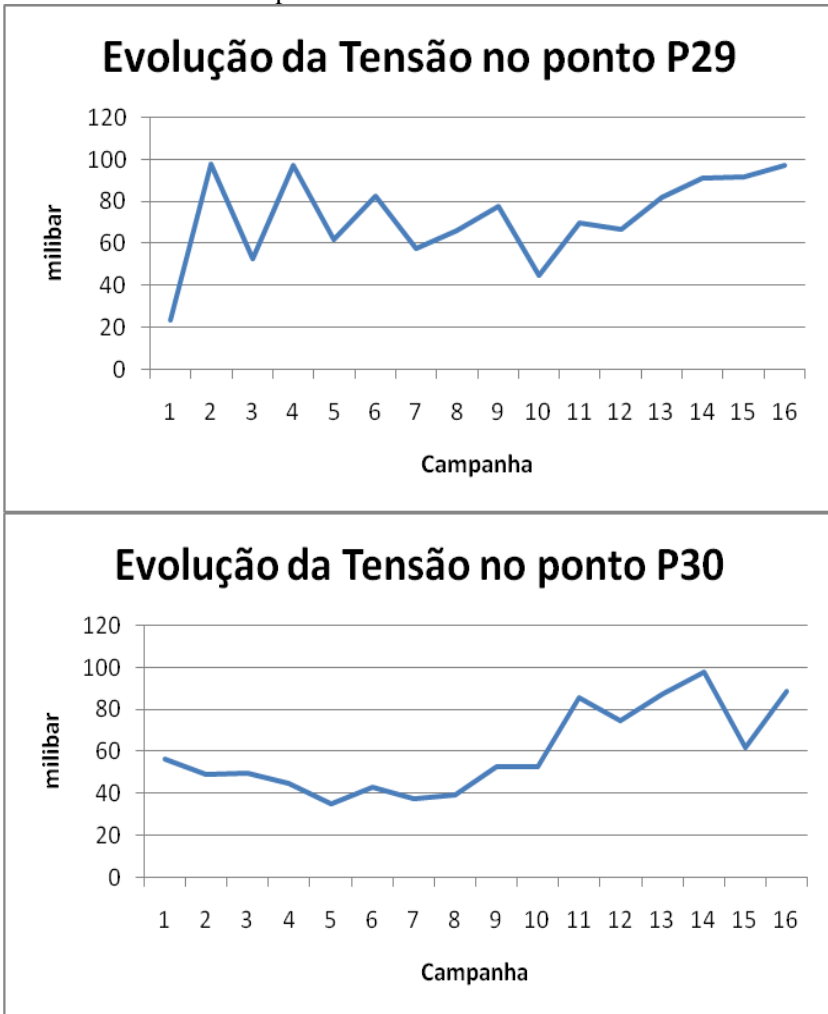


### Evolução da Tensão no ponto P28

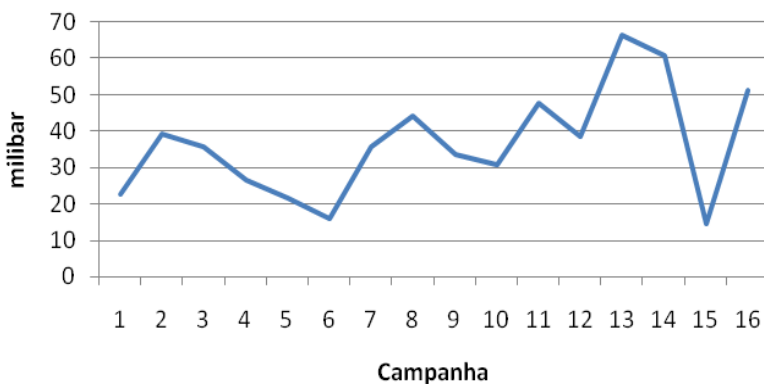


Fonte: do autor.

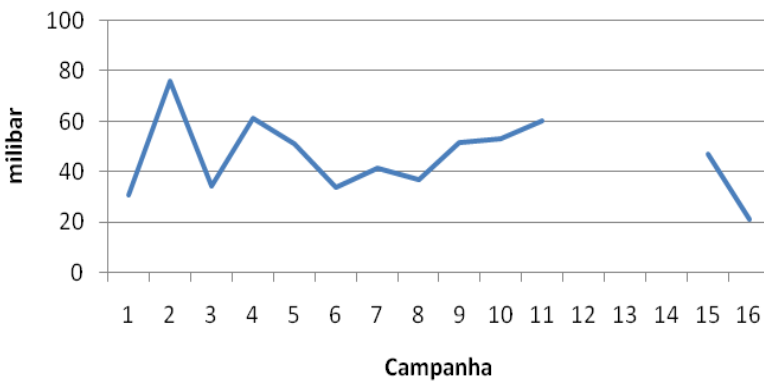
FIGURA 8 – Gráficos de evolução da tensão durante o período monitorado nos pontos P29 a P32.



### Evolução da Tensão no ponto P31

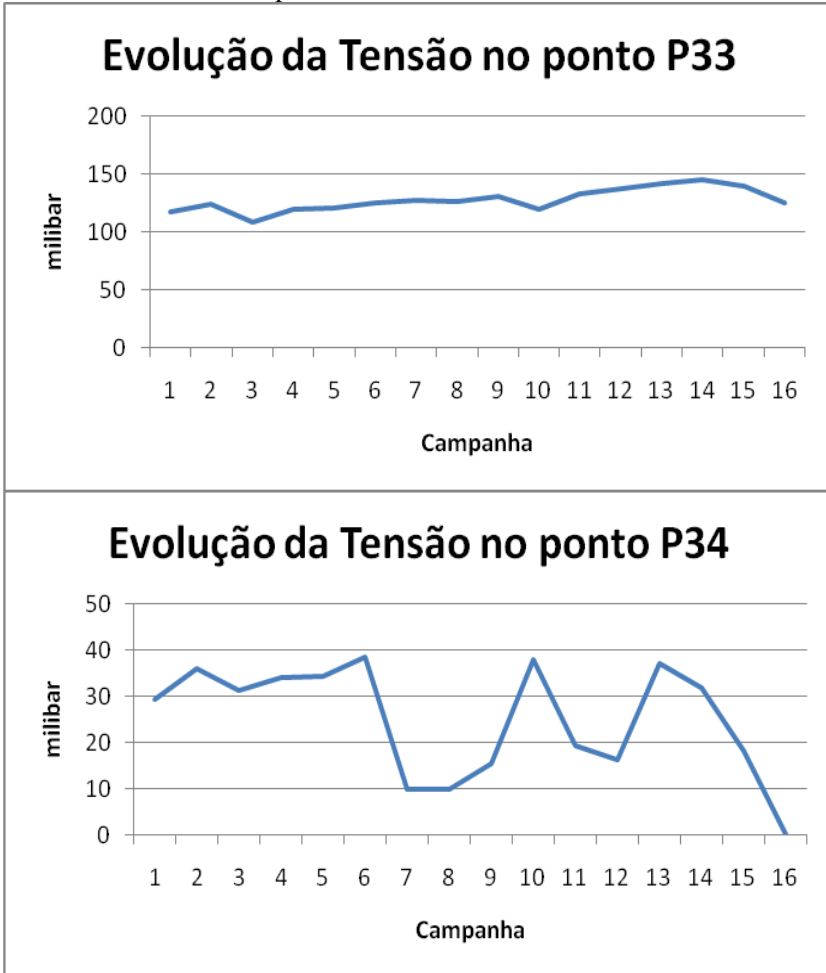


### Evolução da Tensão no ponto P32

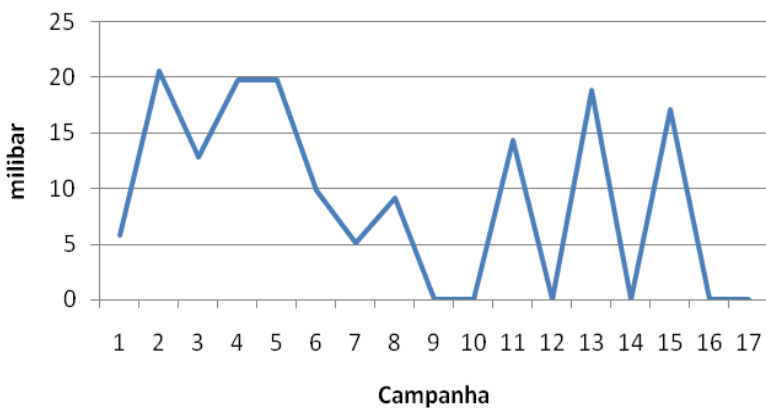


Fonte: do autor.

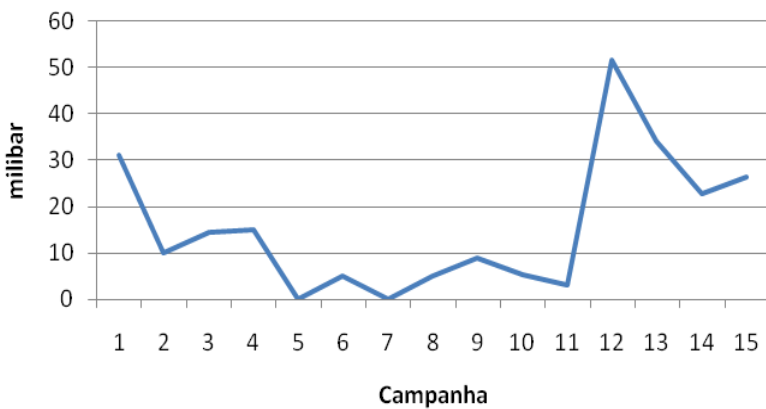
FIGURA 9 – Gráficos de evolução da tensão durante o período monitorado nos pontos P33 a P36.



### Evolução da Tensão no ponto P35

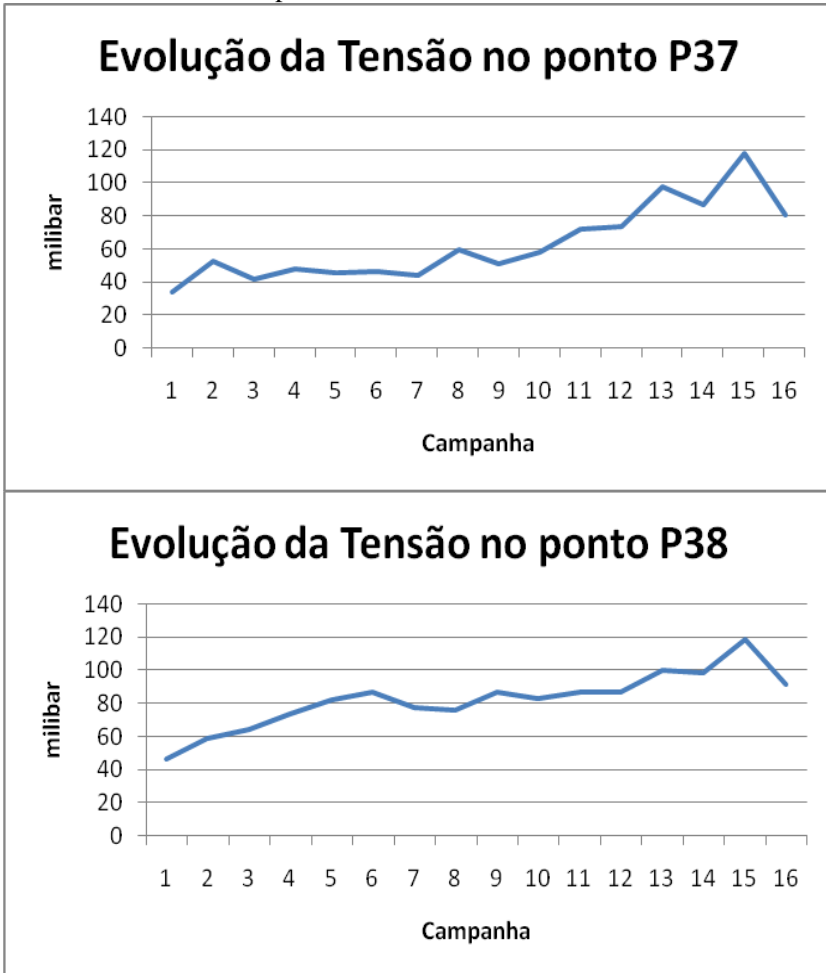


### Evolução da Tensão no ponto P36



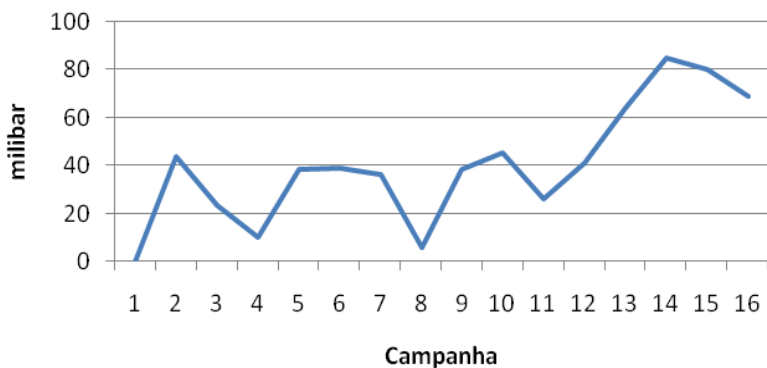
Fonte: do autor.

FIGURA 10 – Gráficos de evolução da tensão durante o período monitorado nos pontos P37 a P40.

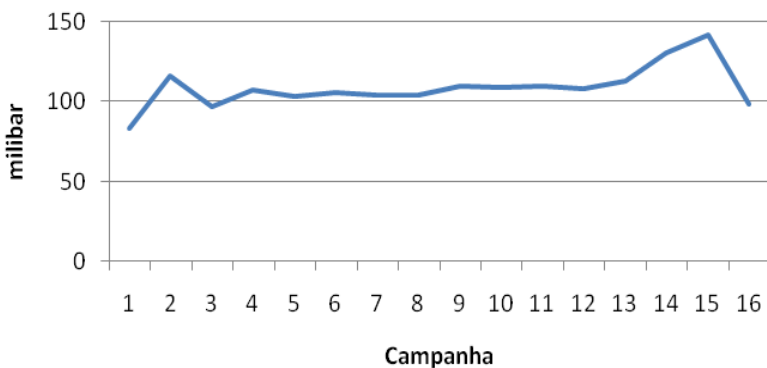




### Evolução da Tensão no ponto P39

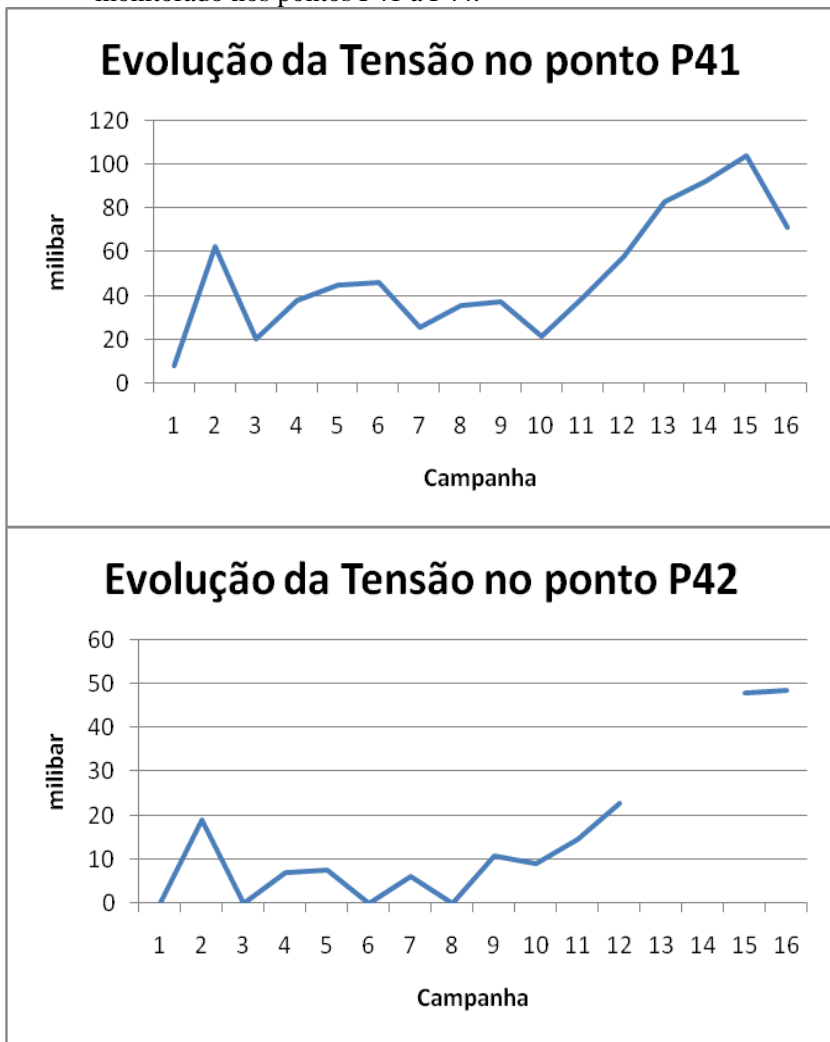


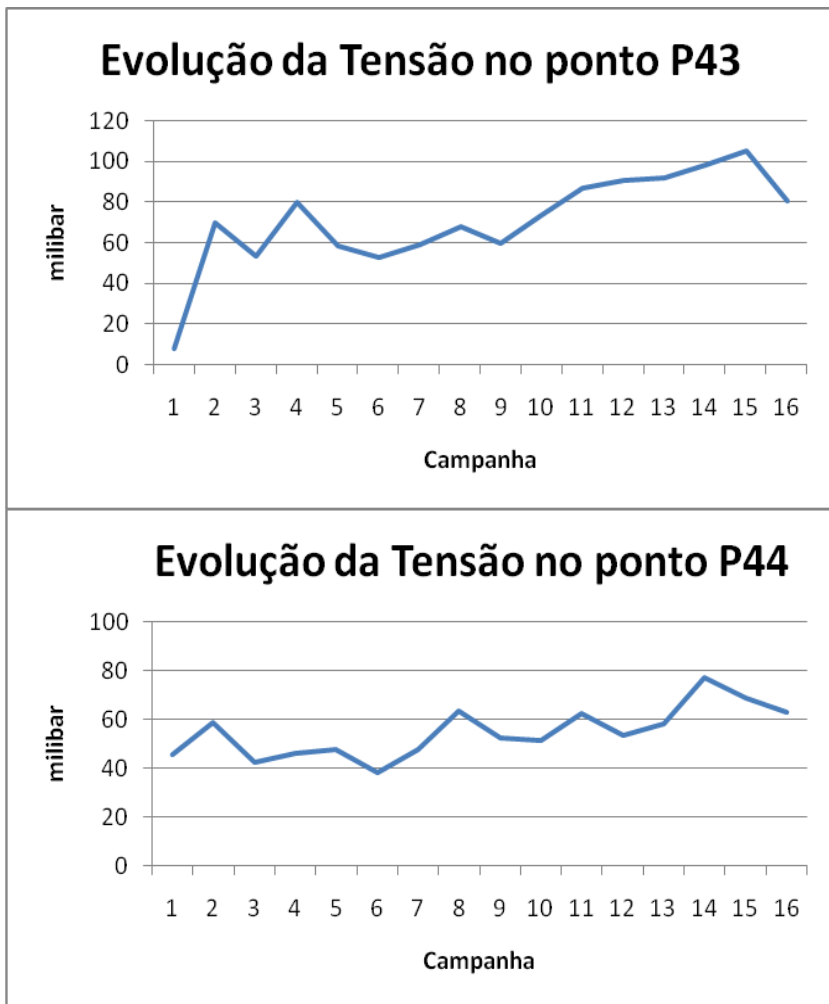
### Evolução da Tensão no ponto P40



Fonte: do autor.

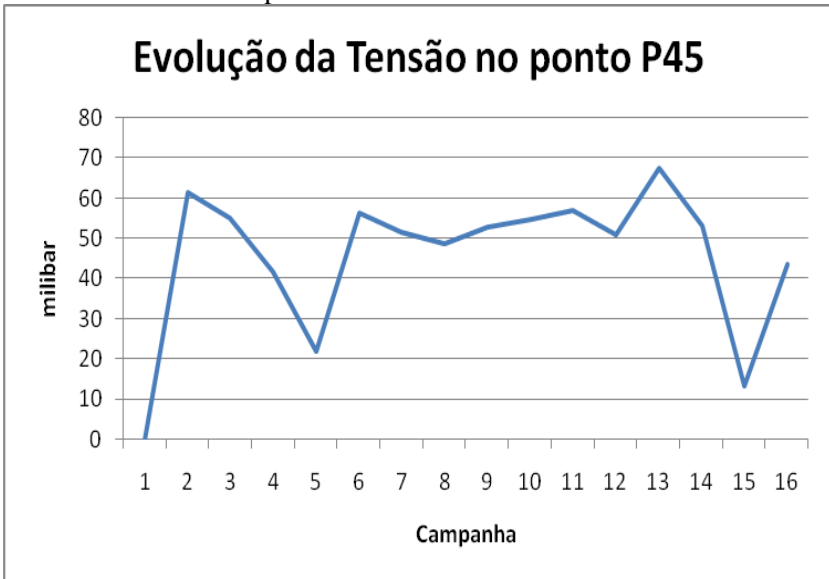
FIGURA 11 – Gráficos de evolução da tensão durante o período monitorado nos pontos P41 a P44.





Fonte: do autor.

FIGURA 12 – Gráficos de evolução da tensão durante o período monitorado no ponto P45.



Fonte: do autor.