

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

Instituto de Pesquisas Hidráulicas

Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

ANÁLISE DE RECURSOS DIGITAIS COMO FERRAMENTAS DE AVALIAÇÃO EM
AÇÕES DE PROTEÇÃO DE AQUÍFEROS NO TRAJETO DE OLEODUTOS.

RICARDO GIUMELLI MARQUEZAN

ORIENTADOR

Dr. JOEL AVRUCH GOLDENFUM

COMISSÃO EXAMINADORA

Dr. NILO CHAGAS DE AZAMBUJA FILHO

Dr. NELSON AMORETTI LISBOA

Dr. JOSÉ ANTONIO SALDANHA LOUZADA

Tese de Doutorado apresentada como requisito parcial para obtenção do Título de Doutor em
Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

OUTUBRO / 2008

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

AGRADECIMENTOS

Ao concluir este trabalho quero registrar meus agradecimentos ao CNPq pelo auxílio dado através da bolsa de estudos e o Programa de Pós-Graduação do IPH-RHSA/UFRGS pela oportunidade de desenvolver esta pesquisa.

Quero também, expressar meus agradecimentos as seguintes pessoas e Instituições:

Ao Dr. Nilo Chagas de Azambuja Filho pelo suporte junto da Petrobrás SA apoiando as pesquisas voltadas para a prevenção da contaminação das águas subterrâneas em trajeto de oleodutos, que se mostraram pioneiros dentro da empresa. A FINEP que participou como órgão financiador desta pesquisa (Edital 1999 CT-PETRO/FINEP).

Ao Instituto de Geociências IGEO / UFRGS, representado pelo professor Dr. Artur Bastos Neto, coordenador, parceiro na execução do projeto de pesquisa e grande incentivador no desenvolvimento deste trabalho de tese.

Ao professor Dr. Nelson Caicedo do IPH/UFRGS por me apresentar a esta ferramenta poderosa e instigante que é a modelagem hidrogeológica e o incentivo para não desistir quando não conseguia vislumbrar a conclusão deste trabalho.

Ao professor Dr. Joel A. Goldenfum por acreditar na possibilidade desta pesquisa, sugerindo caminhos quando tudo parecia estar esgotado, pelas sugestões e correções no texto.

Ao professor Dr. João Felipe C.L. Costa do Laboratório de Pesquisa Mineral e Planejamento Mineiro, Departamento de Engenharia de Minas LPM / UFRGS, pela inestimável presteza na orientação sobre simulações geoestatísticas cedendo, inclusive, um bolsista para efetuar as simulações com o *software* ISATIS@.

Ao estudante de graduação em engenharia de Minas, Diego Machado Marques, pela execução das simulações geoestatística do parâmetro K no ISATIS@ e ceder à bibliografia sobre ao assunto.

Ao estudante de graduação em engenharia civil, Marcelo P. Abreu, que desenvolveu o programa que permitiu tratar os resultados do ISATIS@ no módulo *Stochastic Modflow* do aplicativo de modelagem do fluxo GV4.

Sem esses suportes esta pesquisa não teria sido possível.

Agradeço aos meus familiares pelo apoio incondicional e o entendimento nos momentos que não pude estar presente durante este período de grande dedicação ao trabalho.

Quero deixar registrado meu agradecimento a Nara por apoiar a minha iniciativa de retomar a carreira profissional e pelo dedicado trabalho de revisão desta tese.

Agradeço a minha companheira Líia que esteve sempre ao meu lado nestes últimos anos, respeitando meu tempo, me apoiando, me fazendo acreditar que seria possível vencer todas as adversidades.

Agradeço, também, aos amigos que sempre me incentivaram, especialmente, aos professores Marcos Leão IPH/UFRGS e Vítor Paulo Pereira IGEO/ UFRGS e a todos que de uma forma ou de outra, acreditaram no meu trabalho.

SUMÁRIO

Lista de Tabelas.....	i
Lista de Figuras.....	iii
Anexos.....	vii
RESUMO.....	viii
ABSTRACT.....	ix
Capítulo 1 - Introdução.....	1
1.1 Justificativa.....	1
1.2 Objetivo.....	2
1.3 Sumário da Tese.....	3
Capítulo 2 - Revisão Bibliográfica.....	5
2.1 Importância das Águas Subterrâneas.....	5
2.2 A Degradação das Águas Subterrâneas.....	6
2.3 Vazamentos de Óleo em Sistemas de Dutos.....	7
2.3.1 Principais causas de acidentes.....	7
2.4 Contaminação das Águas Subterrâneas.....	10
2.4.1 Conceito de Vulnerabilidade.....	10
2.4.2 Abordagens Empregadas na Avaliação da Vulnerabilidade à	
Contaminação.....	12
2.4.2.1 Métodos de sobreposição e índices – Metodologia DRASTIC.....	12
2.4.2.2 Métodos que Empregam Modelagem Matemática (<i>Process-Based</i>	
<i>Simulation Models</i>).....	17
2.4.2.3 Métodos Estatísticos de Avaliação da Vulnerabilidade.....	19
2.5 Incorporação do Sistema de Informações Geográficas (SIG) na Avaliação da	
Vulnerabilidade.....	21
2.6 Incerteza na Vulnerabilidade e Métodos de Avaliações.....	23
2.6.1 Definições.....	24
2.6.2 Modelos Determinísticos e Estocásticos.....	25
2.6.3 Fonte de Erros na Avaliação da Vulnerabilidade.....	26
2.7 Análise de Incerteza.....	27
2.7.1 Aplicação da Técnica de Monte Carlo (MC) na Modelagem do fluxo.....	27
2.8 Análise de Decisão Hidrogeológica.....	29

Capítulo 3 - Metodologia.....	34
3.1 Estratégia Metodológica.....	34
3.1.1 Coleta de Dados Primários.....	34
3.1.2 Avaliação da Vulnerabilidade à Contaminação.....	35
3.1.3 Execução da Modelagem do Fluxo	36
3.1.3.1 Equação do Fluxo Subterrâneo.....	38
3.1.3.2 Velocidade do Fluxo das Águas Subterrâneas.....	38
3.1.3.3 Condições de Contorno	39
3.1.3.4 Ajuste da Modelagem do Fluxo	40
3.1.4 Simulação Estocástica do Fluxo	41
3.1.4.1 Simulação Geoestatística do Parâmetro Condutividade Hidráulica..	43
Simulação Seqüencial Gaussiana.....	44
3.1.4.2 Método Monte Carlo (MC) na modelagem do fluxo.....	45
3.1.5 Aplicação do Modelo de Decisão junto com a Modelagem Estocástica....	46
3.1.6 Avaliação das Ferramentas Empregadas na Análise Hidrogeológica e	
Aplicação no Gerenciamento do Oleoduto.....	47
Capítulo 4 - Área de Estudo e Aquisição de Dados.....	51
4.1 Localização.....	51
4.2 Características Hidrogeológicas.....	51
4.3 Solos.....	52
4.4 Aquisição dos Dados.....	53
4.4.1 Construção de Piezômetros.....	53
4.4.2 Determinação da Condutividade Hidráulica.....	53
4.4.3 Testes de Infiltração.....	54
4.4.4 Instalação de Réguas.....	54
4.4.5 Propriedades Físicas e Químicas dos Solos.....	55
Capítulo 5 - Avaliação da Vulnerabilidade Natural do Aquífero.....	56
5.1 Introdução.....	56
5.2 Os Fatores Hidrogeológicos e a Vulnerabilidade Natural.....	57
5.3 Resultados da Avaliação da Vulnerabilidade.....	65
Capítulo 6 - A Modelagem Determinística do Fluxo.....	68
6.1 Características Gerais no Domínio da Modelagem.....	68

6.2 Definição do Domínio Horizontal.....	69
6.3 Condições de Contorno.....	69
6.4 Desenvolvimento do Modelo Numérico.....	71
6.5 Resultado da Modelagem do Fluxo.....	79
6.6 Ajuste da Simulação.....	82
6.7 A Modelagem do Fluxo e do Transporte no Gerenciamento do Oleoduto.....	84
6.7.1 Trajetória das Partículas (<i>particle tracking</i>) de Contaminação.....	84
6.7.2 Migração da Pluma de Contaminação em Locais Específicos do Oleoduto.....	87
6.7.3 Determinação das Áreas de Proteção de Poços de Abastecimento.....	92
Capítulo 7 - Simulação Estocástica do Fluxo Subterrâneo no Trecho REFAP- COPESUL...	96
7.1 A Simulação Geoestatística Aplicada à Modelagem Estocástica do Fluxo.....	96
7.1.1 Desagrupamento.....	98
7.1.2 Transformação Gaussiana.....	100
7.1.3 Continuidade Espacial.....	102
7.2 Resultado da Simulação Seqüencial Gaussiana SSG de K.....	103
7.3 Resultados da SSG na Modelagem Estocástica do Fluxo.....	109
7.4 O Método Monte Carlo na Modelagem do Fluxo e Transporte.....	118
7.5 A Modelagem Estocástica do Fluxo e do Transporte no Gerenciamento do Oleoduto.....	134
7.6 Junção de um Modelo de Decisão com a Modelagem Estocástica.....	137
Capítulo 8 - Avaliação da Metodologia e Aplicação para o Gerenciamento de Oleodutos	142
8.1 Vulnerabilidade à Contaminação.....	142
8.2 Modelagem do Fluxo Subterrâneo e do transporte - Abordagem Determinística e Estocástica.....	144
Capítulo 9 - Conclusões e Recomendações.....	150
Referências Bibliográficas.....	154

Lista de Tabelas

Tabela 2.1 - Sistemas de pesos aplicados a cada fator <i>DRASTIC</i> .	14
Tabela 3.1 - Fatores hidrogeológicos adotados na avaliação do potencial de vulnerabilidade.	36
Tabela 5.1 - Profundidade do nível da água.	57
Tabela 5.2 - Recarga do aquífero	58
Tabela 5.3 - Unidades geológicas.	60
Tabela 5.4 - Tipos de solos.	61
Tabela 5.5 - Declividade.	62
Tabela 5.6 - Escores atribuídos à condutividade hidráulica.	63
Tabela 5.7 - Classes do potencial de vulnerabilidade natural e distribuição areal.	64
Tabela 6.1 - Valores dos níveis de água em réguas utilizados na simulação	70
Tabela 6.2 - Valor da carga hidráulica utilizada na condição de contorno de carga hidráulica geral (GHB).	70
Tabela 6.3 - Valores de porosidade, em hachura, os valores empregados na simulação do fluxo	72
Tabela 6.4 - Valores de condutividade hidráulica e as unidades geológicas.	74
Tabela 6.5 - Dados pluviométricos.	76
Tabela 6.6 - Valores de infiltração básica medidos no campo e as unidades geológicas da área de estudo.	78
Tabela 6.7 - Resultado do balanço de massa da simulação.	82
Tabela 7.1 - SQR das realizações nas baterias de simulação	122
Tabela 7.2 - SQR das realizações com valor inferior a 214 nas baterias de simulação	122

Tabela 7.3 - SQR das cargas hidráulicas das realizações com valores inferiores ao modelo calibrado	123
Tabela 7.4 - Probabilidades de captura e falha calculadas para diferentes taxas de bombeamento	139
Tabela 7.5 - Relação dos custos estimados para cada cenário de bombeamento.	140
Tabela 7.6 - Função objetivo para dois custos de falha em cenários com diferentes taxas de bombeamento.	141
Tabela 8.1- Comparação entre as diversas abordagens empregadas na modelagem do fluxo subterrâneo, considerando a soma dos quadrados dos erros (SQR) e o coeficiente de determinação R^2 .	148

Lista de Figuras

Figura 3.1 - Esquema ilustrativo mostrando os parâmetros para avaliar a precisão das estimativas (Goldenfum, 2000).	49
Figura 4.1 - Localização da área de estudo na região metropolitana de Porto Alegre, RS.	51
Figura 4.2 - Localização das réguas para medição do nível da água nos rios Caí, Sinos e Jacuí.	55
Figura 5.1- Mapa de localização da área.	56
Figura 5.2 - Mapa da profundidade do nível de água.	57
Figura 5.3 - Mapa piezométrico obtido na simulação do fluxo da água subterrânea na área do oleoduto ORSUL II.	58
Figura 5.4 - Mapa de recarga.	59
Figura 5.5 - Meio geológico.	60
Figura 5.6 - Mapa de solos.	61
Figura 5.7- Mapa de declividade.	62
Figura 5.8 - Mapa de condutividade hidráulica.	63
Figura 5.9 - Mapa do potencial de vulnerabilidade.	65
Figura 5.10 - Mapa de oportunidade de contaminação por injeção de massa.	67
Figura 6.1 - Localização dos pontos com dados sobre a porosidade	71
Figura 6.2 - localização dos pontos com condutividade hidráulica e unidades geológicas.	73
Figura 6.3 - Localização dos pontos com valores de infiltração básica.	75
Figura 6.4 - Gráfico com a distribuição das chuvas, estação de Sapucaia, e níveis de água no rio Caí durante o ano de 2001.	77

Figuras 6.5 - Equipotenciais e o quadro de fluxo resultante da simulação (a); Resultado da simulação e os vetores velocidade de fluxo (b).	80
Figura 6.6 - Seções segundo a linha 35 (a) e coluna 150 (b) e os vetores direção de fluxo.	81
Figura 6.7 - Resultado da calibração da simulação do fluxo com a reta de regressão e as cargas hidráulicas observadas e calculadas.	83
Figura 6.8 - Gráfico com as cargas hidráulicas calculadas pelo modelo de fluxo determinístico e as cargas hidráulicas observadas nos piezômetros.	83
Figura 6.9 - Deslocamento (advectivo) do contaminante, a partir de pontos do oleoduto, com trajetórias definidas em 300 (a); 1.000 (b); 3.000 (c) e 10.000 dias(d).	87
Figura 6.10 - Mapa com a declividade do terreno (a), declividade reclassificada (b) e mapa com a direção de máxima declividade classificada em quatro quadrantes (c).	90
Figura 6.11 - Cenário ilustrando a distribuição das concentrações da contaminação, decorridos 1.000 dias a partir do rompimento do oleoduto, e a acumulação do produto em uma região plana do trajeto do oleoduto. Estão representadas também as linhas equipotenciais (a) e (b) e vetores de fluxo (a).	92
Figura 6.12 - Zonas de capturas de poços tubulares na região do oleoduto representando os intervalos de tempo de (a) 3.000, (b) 10.000 e (c) 100.000 dias.	94
Figura 7.1 - Mapa de localização para a variável condutividade hidráulica K (a) e as quatro zonas de condutividade hidráulica (b).	97
Figura 7.2 - Mapa de localização amostral dos piezômetros. A legenda apresenta os valores da condutividade da hidráulica K (m/seg).	97
Figura 7.3 - Mapa de localização das áreas (em preto) condicionadas pela geologia para K1 (a) e K2 (b).	98
Figura 7.4 - Ilustração do método de células móveis para o desagrupamento de amostras (Costa, J.F.C.L <i>et. al.</i> 2001).	99
Figura 7.5 - Histogramas dos dados originais para toda a área (a) e para as regiões K1 (b) e K2 (c).	100
Figura 7.6 - Dados originais (a) e dados normalizados (b).	101

Figura 7.7 - Histogramas normalizados para a condutividade hidráulica K1 (a) e K2 (b).	101
Figura 7.8 - Variogramas experimentais (pontos) em duas direções (N45 e N135) dos dados simulados (linha contínua) para os blocos K1 (a) e K2 (b).	103
Figura 7.9 - Resultado da simulação SSG em cinco realizações de K1.	105
Figura 7.10 - Resultado da simulação SSG em cinco realizações de K2.	106
Figura 7.11 - Histogramas dos dados simulados de cinco realizações do bloco K1.	107
Figura 7.12 - Histogramas dos dados simulados de cinco realizações do bloco K2.	108
Figura 7.13 - Zonas de condutividade hidráulica empregada na geração da SSG, coincidentes, em parte com as unidades geológicas da região.	109
Figura 7.14 - Realizações da condutividade hidráulica K geradas pela SSG em (a), (b), (c), (d).	111
Figura 7.15 - Histogramas de quatro realizações de K, obtidos aleatoriamente, dentre o conjunto de realizações geradas pela SSG, respectivamente, as realizações K001 (a), K032 (b), K067 (c) e K100 (d).	113
Figura 7.16 - Cargas hidráulicas observadas e calculadas pelo modelo de fluxo da média de 7 realizações.	114
Figura 7.17 - Realizações da condutividade hidráulica reclassificadas em (a), (b), (c), (d).	117
Figura 7.18 - SQR para cada uma das 180 realizações.	119
Figura 7.19 - Curva da média acumulada do SQR das realizações.	120
Figura 7.20 - SQR acumulado das cargas hidráulicas para o modelo calibrado, para a média de 180 realizações e a realização 179.	120
Figura 7.21 - SQR acumulado das médias das realizações nas baterias com 100, 150, 180, 200, 1.000, 5.000 e 10.000 simulações.	121
Figura 7.22 - Média acumulada do SQR em 100.000 realizações.	123
Figura 7.23 - SQR das cargas hidráulicas com valor inferior a 214 em 100.000 simulações.	124

- Figura 7.24 - Quadro do fluxo e equipotenciais nos modelos de fluxo calibrado (a), média 180 (b), realizações 179 (c) e 724 (d). 128
- Figura 7.25 - Média (a, c, e, g) e desvio padrão (b, d, f, h) das cargas hidráulicas de 180 (a, b), 1000 (c, d), 5000 (e, f) e 10.000 simulações (g, h), sendo que nas três últimas baterias foram computadas somente as médias das realizações com SQR inferior a 214. 133
- Figura 7.26 - Cenário de vazamento na região mais plana do oleoduto e a simulação executada pelo SMODPATH (*stochastic modpath*) referentes a 100 realizações mostrando a probabilidade de captura do contaminante pelos poços de bombeamento, com vazões de 300, 350, 400 e 500m³/dia em cada um, respectivamente em (a), (b) (c) e (d). 136
- Figura 7.27 - Localização dos poços de extração e migração da pluma, decorridos 1000 dias. 138

Anexos

Anexo 4.1 - Leituras do nível de água (NA) nos piezômetros

Anexo 4.2 - Tabela com os resultados dos ensaios de infiltração

Anexo 4.3 - Tabelas com os níveis de água nas estações dos rios Sinos, Caí e Jacuí e nos piezômetros 17, VS1 e VC1.

Anexo 4.4 - Tabela com resultados de porosidade em amostras de solo obtidos em laboratório

Anexo 6.1 - Tabela com valores das cargas hidráulicas simuladas no modelo calibrado e as cargas hidráulicas observadas nos piezômetros

RESUMO

O transporte de petróleo e derivados, através de dutos, é um dos meios mais seguros para deslocamentos destes materiais, mas os acidentes nos oleodutos podem lançar poluentes na superfície e atingir as águas superficiais ou se infiltrar no terreno e provocar a contaminação das águas subterrâneas. A proteção das águas subterrâneas deve passar pela adoção de medidas que privilegiem a prevenção e auxiliem na tomada de decisão na eventualidade desses acidentes. A pesquisa propõe, portanto, a aplicação de metodologias que poderiam compor a estratégia de proteção das águas subterrâneas no trajeto dos sistemas de dutos. Apresenta-se o estudo de caso envolvendo o sistema de dutos ORSUL II, que interliga a REFAP à COPESUL, avaliando-se como o método DRASTIC incorporado a um SIG e à modelagem numérica, na abordagem determinística e estocástica, podem ser empregados em cenários de vazamentos no duto, visando a prevenção da contaminação dos aquíferos e a avaliação das medidas de remediação. A metodologia DRASTIC, integrada a um sistema de informações geográficas (SIG), possibilitou a definição do potencial de vulnerabilidade natural (PVN) à contaminação das áreas no trajeto do oleoduto. As áreas mais sensíveis à contaminação receberam o detalhamento com a realização da modelagem numérica do fluxo e transporte do contaminante, executada sob a forma determinística e estocástica. A abordagem estocástica empregou a Simulação Seqüencial Gaussiana (SSG) e a simulação Monte Carlo (MC) no parâmetro de entrada condutividade hidráulica (K) para incorporar as incertezas dos ambientes geológicos. Comparou-se o desempenho da abordagem determinística e estocástica na modelagem do fluxo e transporte e, principalmente, o desempenho da modelagem estocástica utilizando a Simulação Seqüencial Gaussiana (SSG) e a simulação Monte Carlo (MC). A abordagem estocástica, na modelagem hidrogeológica permitiu, por outro lado, a junção com um modelo de decisão para avaliar as medidas de remediação considerando um cenário de vazamento no oleoduto. O conjunto de procedimentos apresentados pode ser disponibilizado para o operador do sistema, constituindo-se em importante ferramenta auxiliar no gerenciamento ambiental do oleoduto.

Palavras-chave: Oleodutos, Contaminação de aquíferos, Sistema de informações geográficas, Modelagem do fluxo e transporte, Simulação Monte Carlo.

ABSTRACT

Transport of oil and derivatives through pipelines is one of the safest ways for displacement, but there can be accidental spills and leaks which launch pollutants on the surface, reaching surface waters or infiltrating through the soil leading to contamination of groundwater. Groundwater protection must adopt measures to prevent and help taking decisions in the case of accidental spills and leaks. This research considers the application of methodologies that compose the strategy of groundwater protection along pipeline systems. The study case involves the pipeline system ORSUL II, which connects REFAP to COPESUL, and evaluates how the DRASTIC method, incorporated to Geographical Information System (GIS) and numerical modeling in a deterministic and stochastic approach can be employed in spill and leaks pipeline scenarios, aiming at prevention of aquifer contamination and evaluation of remediation actions. DRASTIC methodology joined to SIG, made possible the definition of Natural Vulnerability Potential (NVP) to contamination in areas of oil pipeline systems. Vulnerable areas to contamination had been detailed with the accomplishment of flow numerical modeling and contaminant transport modeling, executed under deterministic and stochastic approach. The stochastic approach had employed the Gaussian Sequential Simulation (GSS) and the Monte Carlo Simulation (MCS) perturbing the hydraulic conductivity (K) to incorporate uncertainties of the geological environments. The performance of the deterministic and stochastic approach was compared in flow modeling and, principally, the performance of stochastic modeling using GSS as well as MCS. The stochastic approach in the hydrogeological modeling had been joined to a decision model in order to value the remediation measures considering accidental spills and leaks scenarios in the pipeline system. The set of procedures can be available for the pipeline system operation, which is an important tool for environmental management of pipeline systems.

Key words: Oil pipelines; Aquifer contamination; Geographical information system; Flow modeling and transport; Monte Carlo simulation.

Capítulo 1 - Introdução

1.1 Justificativa

O transporte de petróleo e derivados, através de dutos, é, reconhecidamente, um dos meios de transporte mais seguros para deslocamentos de grandes volumes destes materiais. Apesar dos avanços nos projetos de construção dos dutos, dos materiais empregados, dos métodos modernos de detecção de falhas, a possibilidade de acidente está sempre presente. Quando ocorrem acidentes nos oleodutos, os poluentes lançados na superfície podem atingir diretamente as águas superficiais ou se infiltrar no terreno e provocar a contaminação das águas subterrâneas.

Dentre os relatos sobre vazamentos em oleodutos, com liberação de grande volume de óleo, exemplificados na bibliografia, citam-se os eventos ocorridos em 1991, Minnesota, USA, com a liberação de um volume de óleo da ordem de 57.800 m^3 e, em 1994, na ex-União Soviética, com a liberação de um volume estimado de 300.000 m^3 (Papadakis, 1999). Destaca-se como exemplo nacional o evento ocorrido em 2000, em um oleoduto no município de Araucária, PR, com liberação de um volume de óleo no ambiente da ordem de 4.000 m^3 (Bastos, A. *et al.* 2001). Previsões de acidentes para a região com aquíferos livres (Edwards Aquifers) da parte central do Texas, USA, efetuadas com base no histórico (acompanhamento de 15 anos, malhas instaladas de 6.400 km oleodutos) de incidentes da região, estimaram a ocorrência de um vazamento a cada dois anos, com probabilidade de 50% de ter um volume maior do que 320 m^3 que é considerado um volume que causa poluição em aquíferos livres (Rose, 1986).

No Brasil a malha de oleodutos tem, aproximadamente, 7900 km de extensão distribuídos em quatro regiões do Brasil; região Sul, Sudeste, Centro-Oeste e Norte-Nordeste sendo que cada uma delas participa, respectivamente, com 10%, 30%, 35% e 25% da malha de oleodutos (Fonte: TRANSPETRO, 2004)

É extensa a bibliografia sobre sistema de dutos que transportam petróleo e seus derivados. Entretanto, poucos trabalhos contemplam o tema relacionado a vazamentos de óleo em sistemas de dutos bem como a vulnerabilidade à contaminação de aquíferos. O que se pode deduzir disso é que, embora haja uma preocupação quanto à prevenção de vazamentos de óleo, o interesse maior das operadoras é evitar perdas de produto e a integridade mecânica das instalações. O dano ambiental e, particularmente, a contaminação de aquíferos por possíveis vazamentos nos sistemas de dutos parece ter caráter secundário. Esta característica encontra-se presente, também, na fase de projeto e escolha do traçado do duto, onde o critério

de opção pela rota ainda é o de custo mais baixo e, provavelmente, a distância seja o parâmetro mais importante na análise. Sob a ótica da proteção ambiental e, especificamente, da proteção das águas subterrâneas, seria conveniente o estabelecimento de medidas que privilegiem a prevenção e auxiliem na tomada de decisão na eventualidade de acidentes. Tais medidas deveriam incluir uma regulamentação sobre a localização da rota de dutos, com salvaguardas aos suprimentos superficiais e subterrâneos de água e a implementação de soluções técnicas e construtivas (menor espaçamento entre as válvulas de inspeção e bloqueio; maior frequência de manutenção, linhas marginais de concreto, monitoramento por sensores em áreas consideradas mais sensíveis) que diminuíssem o impacto no caso de acidentes. Esta abordagem está além do escopo desta pesquisa, mas poderia contribuir para a seleção das áreas no trajeto de oleodutos que devessem ser protegidas com essas salvaguardas, examinadas dentro de uma visão de otimização dos recursos.

Os acidentes em oleodutos têm origem em inúmeras causas e incluem fatores como corrosão dos equipamentos, falhas de materiais e aspectos construtivos do sistema de oleodutos, falhas na operação, interferências de terceiros, acidentes naturais e outros. O exame destes aspectos faz parte dos procedimentos padrões implementados pelos operadores dos sistemas de oleodutos, e são tratados na abrangência das ações que visam à manutenção operacional do sistema. Outra questão diz respeito às ações de prevenção que o operador do oleoduto poderia implantar para amenizar ou remediar o impacto sobre o meio ambiente e, particularmente, sobre as águas subterrâneas na eventualidade de ocorrência de acidentes. É sob este enfoque que esta pesquisa pretende atuar.

Não obstante, os critérios prioritários para escolha das rotas dos dutos relacionam-se à obra de engenharia, a fatores econômicos e à distribuição da ocupação humana, não havendo preocupação com os mananciais subterrâneos. Mesmo para um duto implantado, a vulnerabilidade dos aquíferos no seu entorno deveria ser investigada para planejamento de medidas de prevenção e ações de remediação; entretanto, isto não ocorre. Este fato deve-se, em parte, a não existência de metodologias específicas. Desta forma, a pesquisa propõe a aplicação de metodologias que poderiam compor a estratégia de proteção das águas subterrâneas no trajeto dos sistemas de dutos.

1.2 Objetivo

O objetivo desta pesquisa é analisar a utilização de recursos digitais como ferramentas de avaliação efetiva no gerenciamento das ações de proteção à contaminação dos aquíferos no trajeto de dutos. Desta forma, pretende-se avaliar como o método DRASTIC, incorporado a

um SIG, a modelagem numérica na abordagem determinística e estocástica podem ser empregados em cenários de vazamentos no duto auxiliando na prevenção da contaminação de aquíferos e na avaliação das medidas de remediação. É apresentado o estudo de caso envolvendo o sistema de dutos ORSUL II que interliga a REFAP à COPESUL.

1.3 Sumário da Tese

O desenvolvimento desta pesquisa compreendeu as seguintes etapas de trabalho:

1) Avaliação do potencial de vulnerabilidade à contaminação no percurso do duto ORSUL II usando o método DRASTIC modificado.

2) Utilização da simulação hidrogeológica na região localizada entre os rios Caí, Sinos e Jacuí. As simulações envolveram a execução da modelagem do fluxo e do transporte (advectivo) nas abordagens determinística e estocástica e suas aplicações em cenários de vazamento no oleoduto

3) Empregar os resultados da modelagem estocástica fazendo a junção com um modelo de decisão para avaliar medidas de prevenção e remediação, considerando um cenário de derrame no duto.

4) Comparação do desempenho da abordagem determinística e estocástica na modelagem do fluxo e transporte, destacando, principalmente, o desempenho da modelagem estocástica executada através das simulações geoestatísticas e da simulação Monte Carlo

Os resultados obtidos em cada etapa são discutidos relacionando-os às ações para gerenciamento do duto.

Na etapa inicial são identificadas, no trajeto do oleoduto, as áreas potencialmente mais vulneráveis à contaminação no caso de vazamentos. A adoção da metodologia DRASTIC integrada a um sistema de informações geográficas (SIG), mostrou-se adequada para esta avaliação inicial.

Na etapa seguinte, as áreas julgadas mais sensíveis à contaminação receberam o detalhamento com a realização da modelagem numérica do fluxo e transporte do contaminante. A modelagem hidrogeológica foi executada sob a forma determinística e estocástica. A abordagem estocástica procurou incorporar as incertezas relacionadas às heterogeneidades dos ambientes geológicos empregando a condutividade hidráulica (K) como parâmetro incerto. A introdução dessa incerteza na modelagem hidrogeológica foi abordada através da execução de simulações geoestatísticas e da simulação Monte Carlo.

A abordagem estocástica na modelagem hidrogeológica possibilitou, por outro lado, a junção com um modelo de decisão para avaliação de medidas de remediação, considerando um cenário de vazamento no segmento do oleoduto. Finalmente, promoveu-se a avaliação de cada uma das alternativas empregadas na modelagem hidrogeológica.

Assim, obteve-se um conjunto de alternativas de ações que podem ser aplicadas na contenção da contaminação ou na recuperação da área impactada na hipótese da ocorrência de vazamentos. Este conjunto de procedimentos implementados no percurso de um oleoduto pode ser disponibilizado para o operador do sistema, constituindo-se em importante ferramenta auxiliar no gerenciamento ambiental do oleoduto.

Capítulo 2 - Revisão Bibliográfica

2.1 Importância das Águas Subterrâneas

A extensão da superfície terrestre é coberta por 75% de água sendo que menos de 1% desta água é adequada para o uso humano e desta, mais de 95% está armazenada sob forma de água subterrânea (Fetter, 1994). Estima-se que metade da população do globo depende das reservas de água subterrânea para abastecimento e para outras necessidades. Estudos de monitoramentos das águas subterrâneas no mundo inteiro mostram o incremento do nível de comprometimento destes recursos devido à contaminação por hidrocarbonetos de petróleo, compostos voláteis, nitratos, pesticidas e metais.

É bem evidente a importância destes recursos hídricos para o consumo humano e a vitalidade econômica de muitos países. Tome-se o exemplo dos EUA onde 63% do consumo de água subterrânea se destina à irrigação, 20% para o abastecimento público e 17% é distribuído entre os usos na indústria, mineração, criação de gado. A USEPA (2000) relatou que as águas subterrâneas respondem pelo abastecimento de 46% da população americana e de 99% da população rural. Relatou, ainda, que 19 estados americanos obtêm mais de 25% do suprimento total de água destes recursos subterrâneos e que outros 10 estados chegam a depender de mais de 50% do total das necessidades para abastecimento proveniente das águas subterrâneas.

No Brasil estima-se haver mais de 200.000 poços tubulares em atividade, utilizados para diversos fins como a irrigação, a pecuária, o abastecimento de indústrias e condomínios. O maior volume de água ainda é, todavia, destinado ao abastecimento público. A utilização da água subterrânea no meio rural é de um modo geral, pouco representativa. O número de poços perfurados por ano é estimado em 12.000, o que pode ser considerado irrisório diante das necessidades de água potável das populações quando comparado com outros países. Os estados com maior número de poços são: São Paulo (40.000), Bahia, Rio Grande do Sul, Ceará e Piauí (ANA, 2002)

No estado de São Paulo, estima-se que 60% dos núcleos urbanos são abastecidos por água subterrânea; 45% dependem exclusivamente e 15% dependem parcialmente desta fonte de recurso (CETESB, 1997).

No Rio Grande do Sul, das mais de 300 localidades com sistema de abastecimento, 55% são atendidas total ou parcialmente com água subterrânea, com uma disponibilização diária de cerca de 170.000m³ (ANA, 2002).

No Paraná, aproximadamente 80% das cidades de pequeno porte, compreendendo 20% da população do estado, têm atendimento com água do subsolo. Em Santa Catarina, 95% da população é abastecida com água de superfície, exercendo a água subterrânea importância apenas no meio rural (ANEEL, 1999).

2.2 A Degradação das Águas Subterrâneas

A principal causa da degradação da qualidade das águas subterrâneas é o resultado das atividades humanas que deixam um passivo de contaminação no ambiente. As contaminações devido às causas naturais também contribuem, embora sejam muito localizadas e raras.

A contaminação das águas subterrâneas pode ocorrer por emanções através de fontes específicas de vazamentos - tanques combustíveis enterrados, aterros sanitários, lagoas de rejeitos, plantas industriais - ou como fonte difusa afetando a qualidade das águas subterrâneas de extensas áreas - aplicação de fertilizantes e pesticidas (USEPA1990).

É necessário ressaltar, com relação ao gerenciamento ambiental envolvendo a qualidade da água subterrânea, que as práticas exercidas atualmente terão efeitos na qualidade da água subterrânea no futuro. Além disso, obrigatoriamente, este gerenciamento ambiental deve considerar a inter-relação com as águas superficiais. A utilização dos recursos superficiais pode afetar quantitativamente e qualitativamente os recursos de água subterrânea e vice-versa. Os contaminantes levados pelos rios podem comprometer a qualidade das águas subterrâneas. E estas, quando contaminadas, poluem as águas superficiais quando alcançam os cursos d'água. Torna-se evidente que a manutenção da quantidade e qualidade destes recursos só é possível através da proteção integrada das águas subterrâneas e superficiais.

Uma pesquisa realizada pelo USEPA (2000) em 37 estados americanos revelou as dez fontes principais de contaminação das águas subterrâneas. Deste levantamento emergiram quatro grandes categorias de fontes de contaminação das mesmas. As práticas de estocagem de combustíveis (armazenamento de produtos de petróleo em tanques na superfície e no subsolo) foram apontadas como as principais fontes causadoras de contaminação das águas subterrâneas. Seguem-se em ordem decrescente de impacto as contaminações causadas por práticas inadequadas de disposição de resíduos (sistemas sépticos, aterros sanitários, injeções profundas e rasas em poços, pilhas de rejeitos), práticas agrícolas (aplicação de fertilizantes e pesticidas, criação de animais, irrigação) e as práticas industriais (resíduos derivados dos processos industriais).

Nos países da União Européia (UE), a poluição difusa relacionada às práticas agrícolas representa a maior ameaça para a qualidade das águas subterrâneas se forem considerados a proporção dos recursos contaminados e o número de fontes afetadas. Já as principais fontes pontuais de poluição se assemelham ao panorama descrito para o EUA e estão associadas à contaminação por produtos orgânicos sintéticos e hidrocarbonetos derivados de petróleo (Foster, 1998).

2.3 Vazamentos de Óleo em Sistemas de Dutos

Os derrames superficiais de produtos do petróleo nos diversos ambientes terrestres ocorrem em todas as etapas da sua produção, abrangendo a área de exploração, a etapa de transporte, processamento e armazenamento. A liberação destes materiais inflamáveis e tóxicos no ambiente, via de regra, causa efeitos catastróficos nas populações e no meio ambiente.

Os sistemas de oleodutos são, reconhecidamente, um dos meios mais seguros para transporte de grandes volumes de materiais perigosos como o petróleo e seus derivados. Estes sistemas podem ser subdivididos em linhas de transmissão, junção e distribuição. Históricos de falhas nestes sistemas de dutos têm sido relatados no mundo inteiro, apesar da constante evolução das técnicas de construção e dos sistemas de controle e operação. Por outro lado, as linhas de transmissão constituem os principais alvos de acidentes, uma vez que normalmente possuem grande extensão e operam com altas pressões.

2.3.1 Principais causas de acidentes

Papadakis (1999) relata que as principais causas de acidentes de vazamentos em sistemas de dutos (óleo e gás) nos EUA e na Europa ocidental podem ser enquadradas nas seguintes categorias: interferências externas ou participação de terceiros; corrosão; defeitos de construção ou falha de materiais; causas naturais em gerais (deslizamentos, terremotos, etc); falhas de operação; outras causas.

As análises dos acidentes em dutos são executadas a partir do exame de um número representativo de dados dentro de um intervalo de tempo, obtendo-se, assim, as freqüências e fatores causadores dos acidentes. Estas análises empregam indicadores que fazem referência ao número de acidentes ou falhas no sistema de dutos em um período de tempo, pela

extensão (acumulativa) do sistema de dutos neste mesmo período de tempo, expressando desta forma a exposição do sistema de dutos aos acidentes. Também podem ser empregados indicadores que relacionam frequências anuais de acidentes em relação às causas principais dos incidentes. Registros de acidentes em sistemas de dutos para petróleo e produtos derivados, em áreas continentais, relatados por organismos oficiais dos EUA entre os anos de 1970 e 1995, foram de $9,5 \times 10^{-4}$ acidente por km de duto / ano para um comprimento total de 240.000 km de dutos. Na Europa, organizações de companhias de petróleo revelaram que no período entre 1972 a 1993 ocorreram $7,5 \times 10^{-4}$ acidentes por km / ano de duto, para um comprimento total de 405.000 km de dutos.

Na outra abordagem de análise dos acidentes nos sistemas de dutos é computada a frequência anual de acidentes de acordo com a causa principal. Nos EUA e Europa, as causas apontadas como principais responsáveis por vazamentos de óleo nos sistemas de dutos são atribuídas, primeiramente, à corrosão e aos defeitos de materiais e construção dos dutos (Papadakis, 1999).

Rose (1986) apresenta uma descrição sobre a estatística dos vazamentos de petróleo em sistemas de dutos no estado do Texas, EUA. Neste estado até o ano de 1985 contabilizava-se, aproximadamente, 120.000 km de linhas de dutos (incluindo todos os tipos). As estatísticas sobre vazamentos de óleo em sistemas de oleodutos do estado, no período de 1971 a 1985, registraram 15.260 casos de acidentes. Destes derrames, 49% apresentaram um volume superior a 8 m^3 , 28% superior a 16 m^3 e aproximadamente 3% apresentaram volumes superiores a 159 m^3 . Neste período de 15 anos, a taxa de acidentes foi de um derrame a cada 126 km de duto por ano. Os derrames com volumes iguais ou superiores a 159 m^3 ocorreram com uma taxa de um acidente por 4.427 km de duto por ano e o maior acidente reportado no período foi de 4800 m^3 de óleo cru. As principais causas de acidentes apontadas nos sistemas de dutos do estado do Texas são atribuídas à corrosão e falhas no equipamento / operação. Entretanto, a causa mais comum associada aos grandes derrames no estado do Texas ($> 159 \text{ m}^3$) foi atribuída a danos ocasionados por terceiros. As análises dos relatos de vazamentos em dutos nos EUA indicam também que a recuperação do material derramado, na média, situa-se entre 40% a 50% para acidentes que envolvam 159 m^3 ou mais, cerca de 60% para derrames entre 16 m^3 a 159 m^3 e cerca de 40% para vazamentos menores.

Mackay e Mohtadi (1975), citado por Hussein. M, *et al.* 2001 relatam dados sobre vazamentos no oleoduto Mackenzie Valley, Canadá, indicando derrames com volumes médios de 200 barris ($31,8 \text{ m}^3$) sendo que os maiores derrames chegaram a atingir dimensões da ordem de 2000 barris (318 m^3). Constataram, também, uma frequência média de dois eventos de vazamentos por ano ao longo deste oleoduto.

Rose (1986) ressalta, ainda, que se forem computados os acidentes em um período relativamente longo de observação, constata-se a existência de um grande número de

incidentes com liberação de pequenos volumes, um moderado número de vazamentos com volumes intermediários e somente um pequeno número de ocorrências com vazamentos de grandes proporções, indicando que os volumes liberados nos eventos de vazamentos podem ser ajustados por uma distribuição log-normal. Relata, também, a dificuldade de se detectar vazamentos com volumes inferiores a 0,1% do volume diário do oleoduto. Por outro lado, os grandes vazamentos são localizados mais facilmente, pois normalmente provocam perda abrupta de pressão no sistema. Em um acidente típico de um oleoduto, o volume total de material liberado na ruptura da seção é uma função de inúmeras variáveis tais como: o tempo entre a ruptura e o completo bloqueio das válvulas; a distância entre o ponto de ruptura e a válvula de bloqueio a montante; a dimensão da ruptura; declividade do terreno; diâmetro do duto; a pressão de transporte do material no duto e as especificações técnicas (API) do produto. Os danos ambientais esperados a partir do vazamento de petróleo (ou produtos derivados) incluem: a morte de árvores; esterilidade das terras para a agricultura; contaminação dos corpos de águas superficiais; infertilidade, doenças ou mortandade dos animais domésticos e da vida selvagem; contaminação das águas subterrâneas por hidrocarbonetos solúveis e insolúveis e metais pesados.

A bibliografia registra que, de maneira geral, ocorreu um decréscimo progressivo na frequência de acidentes nos sistemas de transmissão de dutos na última década (Rose, 1986; Papadakis, 1999). Entretanto, as dimensões das conseqüências dos derrames de óleo ainda permanecem sem mudanças, com estimativas de custos elevados (devido às perdas de produtos, recuperação do meio ambiente, saúde das populações). Exemplos de derrames de grandes extensões foram registrados em vazamentos de óleo com volumes da ordem de 57800 m³ em Minnesota, USA em 1991, 300.000 m³ na ex-União Soviética em 1994 e para citar um exemplo nacional, o vazamento de 4000 m³ em Araucária, PR, em 2000.

Sob ótica da proteção ambiental e, especificamente, da proteção das águas subterrâneas, seria conveniente o estabelecimento de medidas que privilegiem a prevenção e auxiliem na tomada de decisão na eventualidade de acidentes, pois os vazamentos de óleo ocorrem. Tais medidas deveriam incluir uma regulamentação sobre a localização da rota de dutos, com salvaguardas aos suprimentos superficiais e subterrâneos de água, e a implementação de soluções técnicas e construtivas (menor espaçamento entre as válvulas de inspeção e bloqueio; maior frequência de manutenção, linhas marginais de concreto, monitoramento por sensores em áreas consideradas mais sensíveis) que diminuíssem o impacto no caso de acidentes.

2.4 Contaminação das Águas Subterrâneas

2.4.1 Conceito de Vulnerabilidade

As primeiras tentativas para o desenvolvimento de uma metodologia para a avaliação do potencial à poluição das águas subterrâneas datam do final dos anos 60, existindo, até o presente, uma grande variedade de abordagens sobre o assunto.

Os sistemas desenvolvidos para avaliação do grau de proteção à contaminação das águas subterrâneas ressaltam as características hidrogeológicas intrínsecas dos aquíferos e a atuação de fatores não-naturais, tecnológicos (ou dinâmicos) - decorrentes das atividades antrópicas - na influência à contaminação desses mananciais.

Dentre os fatores naturais, ou características intrínsecas, que influenciam o potencial à contaminação das águas subterrâneas, relacionam-se a topografia, cobertura de solos, condições climáticas, composição e estrutura das rochas, existência de camadas confinadas, taxa de recarga, hidrogeologia das zonas saturadas e não-saturadas. Os fatores não-naturais (ou dinâmicos) podem variar no tempo em função da interferência humana e incluem: tipo de contaminante (ou classes de contaminantes), modo de disposição, quantidades, tempo decorrido da contaminação e etc.

O conceito de que alguns contextos hidrogeológicos podem ser mais susceptíveis à contaminação do que outros fez emergir o termo vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas. Este conceito tem originado inúmeras definições na literatura sobre avaliação dos recursos hídricos subterrâneos.

Albinet e Margat (1970) empregaram o termo vulnerabilidade das águas subterrâneas à contaminação para expressar, através da reunião de diferentes fatores naturais, a medida pela qual um sistema de águas subterrâneas é mais ou menos exposto à poluição a partir de um contaminante na superfície.

Foster (1987) empregou termo vulnerabilidade à poluição para representar a sensibilidade de um aquífero de ser afetado negativamente diante da imposição de uma carga de contaminante. Segundo este autor, a vulnerabilidade à poluição do aquífero em um determinado local pode ser expressa em função (i) da acessibilidade da zona saturada, no sentido hidráulico à penetração de poluentes, e (ii) da capacidade de atenuação das camadas subjacentes à zona saturada, resultante da retenção física ou reações químicas com os contaminantes. Estes dois componentes representam as características intrínsecas do aquífero. A avaliação do potencial de contaminação procedida desta maneira traduz a vulnerabilidade natural ou (intrínseca) do aquífero.

Foster e Hirata (1988) aplicam o termo risco à poluição das águas subterrâneas para o resultado da avaliação que combina a associação destes dois fatores naturais com elementos característicos da carga poluidora, modo de disposição, mobilidade físico-química e persistência do poluente. Os autores ressaltam que os termos vulnerabilidade e risco à contaminação das águas subterrâneas, embora sejam freqüentemente empregados como sinônimos, possuem distintos significados. Pode-se ter um aquífero com alta vulnerabilidade (vulnerabilidade intrínseca) e com nenhum risco de poluição se não existir carga significativa de poluente. Da mesma forma, se a carga de contaminante é expressiva, o risco à contaminação pode ser alto a despeito da baixa vulnerabilidade do aquífero. Desta forma, o risco à poluição agrega não somente as características intrínsecas dos aquíferos, mas, também a existência de atividades potencialmente poluidoras que são fatores dinâmicos passíveis de mudança e controle.

USEPA (1993) introduz a definição de sensibilidade do aquífero como sendo uma medida que expressa a relativa facilidade com que a carga de contaminante possa migrar para o aquífero. A sensibilidade à contaminação do aquífero é função das características hidrogeológicas do meio poroso, da zona não-saturada e saturada, sendo independente das características do contaminante e do uso da terra. Esta definição é igual à da vulnerabilidade intrínseca.

O mesmo órgão define o termo vulnerabilidade das águas subterrâneas como a relativa facilidade com que uma carga de contaminante na superfície pode migrar para dentro de um aquífero sob um conjunto de práticas de gerenciamento de uso da terra, características dos contaminantes e condições de sensibilidade do aquífero. O termo vulnerabilidade à contaminação, acima exposto, tem o mesmo significado de risco à poluição.

NRC (1993) define vulnerabilidade à contaminação como a tendência ou probabilidade de um contaminante entrar em contato com um sistema de águas subterrâneas após sua introdução na superfície. Este órgão enfatiza que todos os conceitos de vulnerabilidade são imperfeitos porque, em princípio, "toda a água subterrânea é vulnerável". Neste sentido, a vulnerabilidade à poluição deve ser entendida como uma indicação relativa do local onde provavelmente poderá ocorrer a contaminação das águas subterrâneas.

Lobo Ferreira (1997) adota a definição para vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas como a "sensibilidade da qualidade das águas subterrâneas a uma carga de contaminante imposta, a qual é determinada pelas características intrínsecas do aquífero".

Do exposto, pode-se perceber que o termo vulnerabilidade do aquífero à contaminação implica existir um potencial à contaminação pela presença da carga contaminante acima do aquífero ou pelo desenvolvimento de determinadas atividades que carregam grande potencial de contaminação. Não depende só das características intrínsecas ou naturais do meio geológico. Quando a avaliação do aquífero é efetuada considerando somente os fatores

naturais de atenuação à contaminação, o termo a ser aplicado é sensibilidade à contaminação, vulnerabilidade natural ou, ainda, vulnerabilidade intrínseca.

2.4.2 Abordagens Empregadas na Avaliação da Vulnerabilidade à Contaminação

Uma revisão abrangente sobre os métodos empregados na avaliação da vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas foi apresentada por GAO / PEMD (1991), (1992) e NRC (1993) que separaram os métodos de avaliação em três grandes categorias: métodos de sobreposição e índices (definido como parâmetro-peso em GAO / PEMD, 1991); métodos que empregam a modelagem matemática (*process-based simulation models*) e métodos estatísticos.

2.4.2.1 Métodos de sobreposição e índices - Metodologia DRASTIC

Estes métodos empregam basicamente a combinação de mapas com parâmetros hidrogeológicos (profundidade do nível de água, recarga, solos, geologia, etc.) atribuindo um valor numérico para cada atributo. Em uma forma mais quantitativa eles empregam um sistema de valores numéricos e pesos aos atributos, permitindo a obtenção de classes de vulnerabilidade. O sistema de valor numérico, tanto para os atributos como para os pesos, é estabelecido por um consenso entre especialistas. Tais métodos avaliam a vulnerabilidade intrínseca das águas subterrâneas em levantamentos regionais e fazem referência à vulnerabilidade no entorno da zona saturada. Dentre os diversos sistemas de avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas à contaminação, os métodos que usam fatores intrínsecos aos aquíferos e expressam o grau de vulnerabilidade na forma de índice, geralmente, constituem a abordagem inicial para a condução dos programas de gerenciamento dos recursos hídricos subterrâneos. Daí serem excepcionalmente empregados em países como EUA, Canadá, África do Sul, Portugal (Lobo Ferreira, 1997).

O órgão ambiental americano (USEPA, 1993) prefere referir-se a eles como modelos de avaliação da sensibilidade dos aquíferos à contaminação. A USEPA reserva o termo

vulnerabilidade das águas subterrâneas para aqueles modelos que, além dos fatores intrínsecos da avaliação da sensibilidade dos aquíferos, incorporam fatores relacionados às fontes potenciais de contaminação e às atividades humanas. Inúmeros tipos de métodos que empregam índices são descritos na bibliografia, e um dos métodos mais conhecidos é o *DRASTIC*.

O modelo *DRASTIC* (Aller *et al.*1985) foi desenvolvido junto à *National Water Well Association* para a USEPA. O sistema proposto é composto por duas partes principais: o estabelecimento das unidades mapeáveis ou contexto hidrogeológico (*hydrogeological settings*) e a aplicação de um esquema de escores para os parâmetros geológicos.

O contexto geológico é entendido como uma área ou região com características geológicas e hidrogeológicas comuns tendo, portanto, condições similares de sensibilidade à contaminação.

O modelo emprega fatores que incorporam características físicas importantes no controle do potencial da poluição das águas subterrâneas. As iniciais de cada um dos fatores formam, na língua inglesa, o acrônimo *DRASTIC*.

Profundidade da Água - (*Depth*)

Recarga - (*Recharge*)

Meio geológico do Aquífero - (*Aquifer Media*)

Solos - (*Soil*)

Topografia - (*Topography*)

Impacto na Zona Vadosa - (*Impact on the Vadose Zone*)

Condutividade Hidráulica - (*Hydraulic Conductivity*)

A outra parte do modelo consiste na aplicação de um sistema numérico que atribui peso, intervalo e valor a cada fator do *DRASTIC*, conforme sua importância no potencial de poluição das águas subterrâneas.

Cada um dos fatores *DRASTIC* é avaliado em relação aos outros para determinar sua importância relativa na vulnerabilidade. Os mais significantes recebem o peso 5 e os menos importantes o peso 1. Cada fator *DRASTIC* também é dividido em intervalos ou classes de feições significativas que exerçam algum impacto no potencial de poluição. A estes são atribuídos valores que variam de 1 a 10. Valores elevados correspondem à situação de vulnerabilidade mais alta.

O sistema numérico exposto permite a determinação do valor numérico para qualquer contexto hidrogeológico aplicando-se uma equação linear simples que determina o índice **DRASTIC**:

$$IDPP = D_p D_v + R_p R_v + A_p A_v + S_p S_v + T_p T_v + I_p I_v + C_p C_v$$

Onde **p** é o peso de cada fator

V é o valor estabelecido para cada intervalo.

Assim, o valor mínimo do índice *DRASTIC* é 23 e o valor máximo é 226, tornando possível a identificação de áreas mais susceptíveis à contaminação das águas subterrâneas. Quanto maior o índice *DRASTIC* maior o potencial à poluição (vulnerabilidade) das águas subterrâneas.

A tabela 2.1 relaciona os pesos atribuídos a cada fator *DRASTIC*, distinguindo um sistema com pesos diferenciados para a avaliação em áreas agrícolas (Aller *et al*, 1985).

Tabela 2.1 - Sistemas de pesos aplicados a cada fator *DRASTIC*.

Fatores	Peso	Peso (regiões agrícolas)
Profundidade do Nível Freático	5	5
Recarga	4	4
Meio geológico do aquífero	3	3
Solo	2	5
Topografia	1	3
Impacto na zona Vadosa	5	4
Condutividade Hidráulica	3	2

Ressalta-se que a concepção do modelo *DRASTIC* postula que:

- os dados requeridos pelo modelo estejam disponíveis;
- os parâmetros incluídos no modelo se relacionem de maneira crítica com a vulnerabilidade das águas subterrâneas;
- os valores, os pesos e o relacionamento matemático entre os parâmetros estejam adequadamente estabelecidos.

Além disso, o modelo deve ser usado em estudos regionais não sendo recomendados para avaliação em áreas com contextos hidrogeológicos inferiores a 40 ha (Aller *et al.*, 1985).

As aplicações de modelos modificados do *DRASTIC* são bastante referenciadas na documentação sobre avaliação da vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas. Muitas incluem modificações para ajustar a avaliação a alvos geológicos ou aquíferos específicos de uma região.

O índice do potencial de poluição *DRASTIC* (ou derivado), traduzido na forma de mapa, permite a classificação entre áreas mais ou menos suscetíveis à contaminação das águas subterrâneas. Estes mapas podem ser de grande utilidade como um documento de planejamento usado na indicação de locais para trabalhos de detalhamento, monitoramento, descontaminações, avaliação da qualidade das águas subterrâneas, localização de depósito de resíduos sólidos e rota de dutos.

O modelo de representação espacial do potencial de poluição das águas subterrâneas, empregado na metodologia *DRASTIC*, mostra-se adequado para ser gerenciado em um

sistema de informações geográficas (SIG). Sua implementação junto a um sistema de informações geográficas (SIG) foi realizada primeiramente por Merchant (1987). A partir daí, a bibliografia tem relatado estudos demonstrativos da vulnerabilidade à poluição de aquíferos onde são apresentados modelos espaciais usando múltiplos fatores para avaliar a vulnerabilidade das águas subterrâneas. Tais estudos, em sua grande maioria, apresentam conceitos derivados do conceito *DRASTIC* ou, pelo menos, compartilham muitas características comuns como as variáveis consideradas e a abordagem geral da avaliação de risco à poluição desenvolvida dentro do ambiente do sistema de informações geográficas (SIG).

Wheeler (1993) ressalta que o modelo de representação espacial do potencial de poluição das águas subterrâneas empregado na metodologia *DRASTIC*, mostra-se adequado para ser gerenciado em um sistema de informações geográficas (SIG). Os múltiplos planos ou camadas de informações, correspondentes a cada um dos parâmetros, podem ser integrados em diferentes combinações. O sistema propicia, ainda, facilidade na execução de atualizações e aperfeiçoamentos no produto final, bastando que dados adicionais estejam disponíveis.

Evans e Myers (1990) fazem referência às vantagens do uso (facilidades, velocidade, acuracidade e capacidade de sobreposição) deste modelo sobre os outros métodos manuais de avaliação da vulnerabilidade à contaminação.

Modelos modificados, usando alguns parâmetros derivados do *DRASTIC*, como tipos de solos, litologias, estruturas de aquíferos e a natureza da cobertura sedimentar também são empregados para produzir mapas de vulnerabilidade das águas subterrâneas (Hiscock et al., 1995).

Metodologias modificadas do modelo *DRASTIC*, aplicadas em mapeamentos regionais de avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas (Michigan, Minnesota, Wisconsin, in Merchant, 1994), usaram somente quatro ou cinco dos parâmetros. Os parâmetros solos e declividade não foram empregados nos trabalhos denotando a preocupação com uma possível redundância ou interdependência entre as variáveis *DRASTIC*. Os produtos obtidos em tais trabalhos sugerem claramente que resultados equivalentes ao *DRASTIC* podem ser obtidos com um número menor de parâmetros.

Sobreira e Möbus (1997) aplicaram um modelo derivado do *DRASTIC* para avaliar a vulnerabilidade à contaminação de aquíferos em meios porosos da região norte da Bacia Hidrográfica do Rio Mundaú, Estado do Ceará. Neste estudo, os autores usaram cinco fatores (Profundidade do nível de água, meio geológico do aquífero, impacto na zona vadosa, declividade e vegetação) para expressar a vulnerabilidade natural. O método respondeu satisfatoriamente na identificação das áreas mais vulneráveis comparando-se com as informações sobre solos e a geologia da região. Os autores, entretanto, não teceram qualquer comentário sobre os intervalos empregados na classificação da vulnerabilidade natural. Este

tipo de abordagem de avaliação da vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas, em escala regional e implementados dentro do SIG, são relatados na bibliografia (Barrocu e Biallo, 1993; Atkinson e Thomlinson 1992; Lobo - Ferreira 1997)

A principal crítica aos métodos de sobreposição e índices é que eles dependem da disponibilidade de dados e do julgamento de especialistas (visão subjetiva), pouco enfatizando os processos que controlam a contaminação das águas subterrâneas (NRC 1993).

A avaliação dos métodos usados para verificar a vulnerabilidade das águas subterrâneas realizados pelo GAO / PEMD (1991), mostrou que testes para verificar as previsões indicadas pelo *DRASTIC* revelaram um pobre relacionamento entre as previsões do modelo (vulnerabilidade relativa das águas subterrâneas) e os resultados do monitoramento (locais onde foram encontrados pesticidas). Estudos realizados pela USEPA (1992) in GAO / PEMD (1991), examinaram o relacionamento entre os escores do *DRASTIC* e as detecções de pesticidas em poços de abastecimentos em áreas rurais e urbanas. Os resultados destes estudos mostraram que o *DRASTIC* foi deficiente ao fazer previsões com relação à contaminação por pesticidas em poços de abastecimento tanto no domínio rural quanto no urbano. Entretanto, um levantamento realizado no estado de Ohio constatou a existência de uma forte correlação entre os escores do *DRASTIC* e a contaminação por nitrato.

Rosén (1993) analisando a metodologia de classificação exibida pelo *DRASTIC*, aplicada às condições da Suécia, indicou propriedades favoráveis no sistema. A análise de propriedades estatísticas da inter-relação entre os parâmetros *DRASTIC* e parâmetros hidrogeológicos que influenciam a acidificação das águas subterrâneas, em aquíferos livres do sudoeste da Suécia, mostrou que os sete parâmetros foram bastante independentes e representativos para avaliar a vulnerabilidade à poluição.

Kalinski *et. al.*, (1994), analisando o desempenho do *DRASTIC*, encontraram uma correlação positiva entre a vulnerabilidade das águas subterrâneas, como indicado pelo modelo, e a frequência de ocorrências de contaminação por hidrocarbonetos voláteis (VOC) em sistemas de abastecimentos. Os resultados deste estudo sugerem uma provável correlação entre os índices *DRASTIC* e o tempo de deslocamento do contaminante na zona vadosa. Este estudo salienta ainda a robustez do *DRASTIC* ao responder com um bom desempenho, a despeito dos prováveis erros (utilização de dados referentes ao modelo digital do terreno em diferentes escalas e de dados de associações de solos diferentes do estabelecido para uso no modelo) e concessões nas análises realizadas.

Apesar das preocupações com relação ao desempenho do modelo, abordadas por vários autores, todos concordam que o *DRASTIC* e seus derivados podem ser usados com substanciais benefícios na avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas, especialmente quando empregado em um sistema de informações geográficas (SIG). Sugerem, também, como alternativas para aperfeiçoamento do modelo ou para melhorar a

avaliação da vulnerabilidade, a aplicação de outras estratégias de modelagem hidrológica combinadas com o *DRASTIC*.

Concluindo, os métodos de sobreposição de planos e índices estão fundamentados na suposição de que poucos fatores principais controlam a vulnerabilidade das águas subterrâneas (profundidade, condutividade hidráulica, declividade do terreno, litologia) e que podem ser conhecidos e receber um valor em função do papel que eles desempenham na vulnerabilidade. Esses métodos constituem a primeira abordagem de avaliação das águas subterrâneas, principalmente em escala regional, visto que os modelos de simulação numérica e os modelos que empregam métodos estatísticos apresentam limitações impostas por custos proibitivos para obtenção das informações da modelagem e carência de dados de monitoramento, requeridos para a aplicação dos métodos estatísticos.

2.4.2.2 Métodos que Empregam Modelagem Matemática (*Process-Based Simulation Models*)

Os métodos que empregam a modelagem matemática são usados para simular o fluxo da água subterrânea no meio poroso (solo, zona vadosa, aquífero) e o comportamento da contaminação, permitindo que se façam previsões quanto ao tempo de deslocamento, distribuição lateral e vertical da concentração do contaminante. Estes métodos são empregados em estudos de locais específicos ou em avaliações regionais.

GAO/PEMD (1991) relata a análise de validação de previsões efetuada em 35 estudos reportando a aplicação de modelos matemáticos na avaliação da vulnerabilidade à contaminação. Os principais modelos testados foram: PRZM (*pesticide root zone model*) é um modelo numérico de diferenças finitas, unidimensional que simula o transporte de pesticidas na zona das raízes das plantas; GLEAMS (*groundwater loading effects of agriculture management systems*) simula o deslocamento de pesticidas junto da água percolada, escoamento superficial, sedimentos a partir das interações complexas do clima e gerenciamento de solos; LEACHMP (*leaching estimation chemistry model – pesticide*), que emprega a solução numérica para descrever o regime da água e dos compostos químicos na zona das raízes. A maioria dos modelos representados mostrou uma correlação positiva entre valores simulados e valores observados de concentrações. Entre os modelos testados, o PRZM foi julgado positivamente em 11 de um total de 15 estudos. Os modelos GLEAMS e LEACHM foram validados em 4 de um total de 5 estudos testados para cada modelo. Ou seja, as avaliações da vulnerabilidade, realizadas utilizando a abordagem de modelos matemáticos, comparativamente aos outros métodos de avaliação descritos, produziram previsões mais precisas da qualidade das águas subterrâneas. Isso foi constatado particularmente para

pesticidas, contudo para outros produtos químicos os resultados foram inconsistentes. No mesmo relatório são apresentadas ressalvas com relação à aplicação destes modelos em escala regional, uma vez que os mesmos foram desenvolvidos para aplicações em uma escala local. Além disso, a aplicação em escala regional necessita de uma extensa (e cara) coleta de informações. Desta forma, os custos e os esforços para a obtenção das informações para os parâmetros de entrada do modelo podem ser proibitivos no caso de avaliações regionais.

Os modelos matemáticos empregados nas avaliações do potencial de contaminação das águas subterrâneas, via de regra, são determinísticos. Nestes modelos, um conjunto de parâmetros de entrada - expresso em valores médios ou modais - cria um conjunto único de resultado. Assume-se *a priori* que os parâmetros do modelo não possuem variabilidade. Mais recentemente, vêm sendo empregados os modelos estocásticos. Estes modelos são formulados considerando como variáveis inerentes os parâmetros de entrada do modelo. Desta forma, o resultado é expresso pela média e sua variância ou por uma distribuição de probabilidade.

Pennell *et. al.*(1990) comparam resultados de análises químicas de pesticidas, em uma área de plantação de cítricos, com os resultados da modelagem da mesma área obtidos a partir dos modelos de simulação LEACHM, GLEAMS, PRZM e CMLS. Concluíram que os modelos de simulação de pesticidas, usando a abordagem determinística, não foram capazes de fazer previsões acuradas das distribuições das concentrações de soluto observadas. Isto ocorreria porque as concentrações obtidas estão sujeitas à grande margem de erro devido à variabilidade introduzida pelo método usado na aplicação do pesticida, que não foi caracterizada nos estudos de campo e nos modelos de simulação empregados. Os autores argumentaram que seria mais adequado a modelagem prever a distribuição de concentração mais provável ao invés de fornecer as concentrações observadas. Também concluíram que os modelos de simulação avaliados só conseguiram prever, mais ou menos, 50% do valor observado da massa do soluto e da massa de soluto remanescente no perfil do solo.

O que se pode concluir sobre a adoção dos métodos que empregam modelagem matemática é que eles são ferramentas mais sofisticadas e potencialmente oferecem previsões mais acuradas, embora sejam pouco usados para avaliações da vulnerabilidade das águas subterrâneas em escala regional. Uma explicação para isso é que estes métodos necessitam de uma grande quantidade de dados e recursos financeiros para a sua implementação.

Por outro lado, os modelos de simulação numérica em uma escala apropriada parecem ser mais adequados à avaliação da vulnerabilidade, uma vez que eles tentam reproduzir as reações físicas, químicas e biológicas que ocorrem desde a superfície até as águas subterrâneas. Contudo, os modelos de simulação numérica apresentam limitações. Estas limitações incluem falhas devido à falta de conhecimento na formulação matemática dos processos (falhas na estrutura do modelo), na disponibilidade e na qualidade dos dados.

2.4.2.3 Métodos Estatísticos de Avaliação da Vulnerabilidade

Os métodos estatísticos são ferramentas relativamente pouco empregadas na avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas. Estes métodos podem ser usados para avaliar, determinar e quantificar a associação entre medidas da vulnerabilidade (teor de nitrato em poços, por exemplo) e os inúmeros tipos de informações (espessura de solo, pluviosidade, cobertura vegetação) que possam estar relacionadas com a vulnerabilidade.

Exemplos de métodos estatísticos que podem ser empregados na avaliação da vulnerabilidade incluem a aplicação de técnicas como a regionalização, análises estatísticas multivariadas.

A regionalização é efetuada com base na análise estatística de dados hidrológicos, geológicos e dados de atividades humanas podendo ser empregada para demonstrar a diferenciação de regiões de águas subterrâneas. A abordagem estatística na regionalização procura determinar quais variáveis explanatórias - parâmetros ambientais obtidos dentro do domínio do modelo - servem para melhor estimar a variável resposta - profundidade do nível de água - estabelecendo uma função matemática para este relacionamento (Clarke 1994)

Seyhan *et al.* (1985) usaram o conceito de regionalização baseado em análises estatísticas multivariadas de dados hidroquímicos e isótopos ambientais para diferenciar águas subterrâneas de diferentes origens hidrogeológicas dentro de um aquífero dolomítico. As análises multivariadas provaram ser eficientes para identificar a compartimentação hidrogeológica do aquífero, detectada anteriormente através de técnicas mais tradicionais.

Riley *et al.* (1990), aplicando análise multivariada em dados hidroquímicos, mostraram que as águas subterrâneas coletadas em lados opostos do rio Columbia, USA, eram distintamente diferentes. Esta abordagem introduziu a questão da possibilidade de se usar as águas superficiais da bacia hidrográfica como regiões para se conduzir à avaliação da vulnerabilidade.

Fels *et al.* (1996) empregaram conceitos de regionalização para determinação da profundidade do nível de água como parte de uma avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas no estado da Carolina do Norte, USA. O modelo estatístico foi implementado no SIG onde foram efetuadas as determinações dos valores das variáveis explanatórias (incluindo a obtenção de medidas geomorfométricas, tais como, elevação topográfica, declividade, distância até o curso de água etc) e os cálculos da profundidade do nível de água em cada célula do modelo.

Teso *et al.* (1988) citado por Evans e Maidment (1995), empregaram técnicas de análise multivariada para descrever a relação entre dados de mapeamento de seção de solos e áreas vulneráveis à contaminação por pesticidas na Califórnia, USA. Foram tratados dados de

concentrações de pesticidas e grupos de solos referentes a 835 regiões. Estas concentrações de pesticidas permitiram a separação de regiões "contaminadas" e "não contaminadas" dependendo da detecção ou não da substância em poços. Os resultados mostraram que aproximadamente 70% das áreas foram corretamente classificadas.

Jawad Ali *et al.* (1996) usaram a análise multivariada (Análise de Fator e ANOVA) em uma área de recarga de aquíferos na Jordânia para mostrar a variabilidade química das águas subterrâneas, avaliar fontes de poluição e susceptibilidade dos aquíferos com relação a diferentes fontes de poluição. Foram analisados parâmetros químicos e físicos (Ca, Na, Mg, K, HCO₃, SO₄, Cl, NO₃, pH, condutividade elétrica e volumes de descarga) de amostras dos três aquíferos principais da região. Os resultados das análises estatísticas mostraram que dois aquíferos possuíam características químicas mais susceptíveis a contaminação por nitrato (esgotos domésticos) e o terceiro aquífero, também contaminado por nitrato, a fonte da contaminação parecia estar relacionada a poluentes da agricultura. Além disso, as relações entre salinidade, SO₄⁻², Cl⁻ e Na⁺ sugeriram a presença de uma fonte natural (evaporitos) dessas substâncias dentro deste aquífero.

Evans e Maidment (1995) propuseram uma abordagem estatística de avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas usando o SIG, dados de qualidade da água (teores de nitrato) e parâmetros como precipitação média anual, espessura média do solo, média do conteúdo de matéria orgânica no solo, média anual das vendas de fertilizantes e a geologia dos aquíferos como indicadores da vulnerabilidade das águas subterrâneas. A partir dos teores de nitrato nas águas subterrâneas, relacionados com as regiões do estudo, foram estabelecidas estimativas das probabilidades excedências a determinados valores limites. Estas informações foram, então, combinadas com parâmetros indicadores da vulnerabilidade através de técnicas estatísticas de regressão linear múltipla. O estudo mostrou que as probabilidades de excedência para nitrato podem ser empregadas para classificar a vulnerabilidade das águas subterrâneas. Com relação aos parâmetros indicadores da vulnerabilidade das águas subterrâneas constataram que: a precipitação média anual foi o parâmetro vinculado com as maiores variações nas probabilidades de excedência; o conteúdo de matéria orgânica do solo contribuiu com uma pequena parte nas variações observadas das probabilidades; a espessura de solo e o parâmetro pontos de venda de fertilizantes revelaram-se pouco importante como indicadores; o parâmetro geologia destacou-se como um excelente indicador da qualidade das águas subterrâneas.

Concluindo, constata-se que os métodos estatísticos têm sido usados, preferencialmente, para identificar o relacionamento entre alguns indicadores e medidas de parâmetros de qualidade da água sendo pouco empregados como técnicas que processem diretamente a avaliação da vulnerabilidade. Na comparação com outros métodos de avaliação da vulnerabilidade, a vantagem de se utilizar a abordagem estatística é que os coeficientes dos

parâmetros podem ser obtidos diretamente, eliminando, desta forma, o aspecto subjetivo do método de superposição e índices onde os valores dos parâmetros são atribuídos por especialistas. Ressalta-se, ainda, que a aplicação destas técnicas estatísticas exige disponibilidade de dados, o que torna estes métodos adequados para aplicação em áreas com programas de monitoramento ou áreas com uma boa cobertura de informações hidrogeológicas.

2.5 Incorporação de um Sistema de Informações Geográficas (SIG) na Avaliação da Vulnerabilidade

Os sistemas de informações geográficas SIG são uma tecnologia de integração de informações cuja característica principal é fazer o elo entre os atributos de um local, recurso ou feição com a sua localização espacial. Goodchild (1993) define SIG como uma tecnologia com objetivos gerais, para manipular dados geográficos no formato digital e que tem as seguintes habilidades: (i) capacidade para executar o pré-processamento de dados a partir de uma grande base de informações, preparando-os, de forma adequada, para permitir a execução das análises (reformatação, mudança de projeção, re-amostragem e generalizações), (ii) suporte direto para análises e modelagem e (iii) pós-processamento dos resultados (reformatação, tabulação, geração de relatório e mapeamento).

Os trabalhos de avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas tratam uma enorme quantidade de dados incluindo atributos e localização espacial. Estas informações são manipuladas e analisadas para produzir uma medida da vulnerabilidade. Goodchild *et al.* 1993, ressaltam, ainda, que as características apontadas para o sistema de informações geográficas (SIG) tornam sua implementação extremamente pertinente nas avaliações de vulnerabilidade. O SIG permite o processamento de uma grande quantidade de informação envolvendo diferentes tipos de dados, diferentes escalas e nível de precisão. É possível, também, a execução de análises e modelagem disponibilizadas por um amplo arranjo de funções e, finalmente, permite o processamento dos resultados com apresentação de relatórios, mapas, inclusive facilitando as reformulações e atualizações dos mesmos.

Em decorrência dessas características do SIG, que possibilita retratar o relacionamento entre uma posição espacial e seu atributo, esta tecnologia vem sendo muito aplicada nas avaliações da vulnerabilidade que empregam métodos de sobreposição e índices.

A metodologia *DRASTIC*, por exemplo, mostra-se adequada para ser gerenciada em um sistema de informações geográficas (SIG). Os múltiplos planos ou camadas de

informações, correspondentes a cada um dos parâmetros, podem ser integrados em diferentes combinações (Evans *et. al.* 1990; Merchant J. 1994).

Hiscock *et al.* (1995) relatam um estudo de caso onde a tecnologia SIG é usada para avaliar a potencialidade de poluição das águas subterrâneas na região sudeste da Inglaterra, decorrentes de acidentes em rodovias pelo transporte de resíduos químicos perigosos (DNAPLs), a partir do ponto de produção até o local da sua disposição. As análises consistiram em examinar os benefícios trazidos pela redução do risco à contaminação envolvendo dois cenários alternativos: adoção de uma rota pelo menor tempo de viagem; a adoção de estratégias que minimizassem as ameaças de acidentes em rodovias. Esta abordagem mostrou a validade dos mapas obtidos ao fornecerem uma visão regional de avaliação da poluição das águas subterrâneas, envolvendo classes de vulnerabilidade como provisão de informações para planejamento e determinação de áreas específicas para detalhamentos.

O uso do SIG na modelagem ambiental também tem sido crescente. Um tipo de aplicação muito empregado é fazer a junção do SIG ao modelo de simulação ambiental, mantendo, entretanto, a separação de funcionalidade entre os programas que implementam o SIG e o modelo. Neste tipo de aplicação, o SIG facilita a preparação dos planos de informações usados no modelo de simulação e permite a apresentação dos resultados de uma forma mais eficiente.

Prilepin *et al.* (1994) empregaram o SIG para estimar parâmetros de entrada e apresentação do resultado da simulação do fluxo de águas subterrâneas e trajetória das partículas (*particle-tracking*) da contaminação usando o FLOWPATH. O SIG foi empregado para estimar as condutividades hidráulicas e a elevação da base do aquífero a partir dos mapas de isolinhas da elevação do nível freático, transmissividade e espessura saturada. A união do SIG com o modelo de fluxo mostrou-se valiosa para integrar os dados espaciais provenientes de fontes diversas.

Loague e Corwin 1998; Loague *et al.* 1998b, usaram o SIG para gerar parâmetros de entrada no modelo de simulação e apresentar os resultados das simulações do transporte de contaminantes (pesticidas) nas águas subterrâneas em uma escala regional. Foram empregados os aplicativos de simulação de fluxo 3D (MODFLOW) e transporte de soluto (MT3D) em meio saturado e transporte de soluto 1D em meio não saturado (PRZM-2) para efetuar as avaliações do potencial de contaminação das águas subterrâneas, devido à aplicação de pesticidas em lavouras durante 20 anos. O SIG facilitou a preparação dos planos de informações solos, ocupação do solo, profundidade do nível freático e geologia empregada nas simulações. O SIG também permitiu que se mostrasse a variabilidade das informações necessárias (distribuição das ordens de solos, uso do solo e profundidade do freático em determinado ano) para excitar os modelos de simulação, além disso, melhorou a apresentação dos resultados das simulações.

Brodie (1999) empregou aplicativos de banco de dados e geoprocessamento (Arc/Info) junto com um modelo de simulação (MODFLOW) para prever as respostas de longo período das águas subterrâneas, devido à substituição da vegetação nativa por lavouras irrigadas e pastagens dentro de uma bacia hidrográfica com 80.000 km². A ausência da vegetação nativa em uma área diminuía a interceptação e promovia um aumento na taxa de recarga e, conseqüentemente, resultava na elevação do nível freático. A ascensão do freático, por outro lado, favorecia a salinização do terreno e um aumento na carga de sal transportada pelos rios. O ambiente do SIG foi empregado para manipular as informações dos parâmetros de entrada das simulações (dados de poços, mapa de vegetação, topografia, contorno estrutural de unidades estratigráficas) permitindo a geração das camadas referentes à condutividade hidráulica e à recarga que abasteceram o modelo de fluxo e transporte. O resultado da simulação permitiu a criação de cenários para representar os efeitos da retirada da vegetação nativa dentro do domínio do modelo. Um dos cenários desenvolvidos mostrou que um aumento concomitante de 1% na recarga destas áreas desmatadas acarretava um aumento de 40% na carga de sal do rio e, nas mesmas condições, promovia a elevação do freático que poderia exceder a 20m (sendo que a altura do freático na bacia está situada, aproximadamente, entre 5m e 10 m). Desta forma, a ascensão do freático resultava na exposição de porções significativas da bacia aos efeitos de águas subterrâneas salinas e com risco de salinização do terreno. Este trabalho mostra como uma vasta quantidade de dados, em formatos diferentes, pode ser eficientemente armazenada e manipulada dentro do SIG. A junção com um modelo de simulação hidrogeológica, que pode ser genericamente empregada a qualquer outro modelo de fluxo regional, mostra como esta tecnologia pode ser empregada no gerenciamento dos recursos naturais.

2.6 Incerteza na Vulnerabilidade e Métodos de Avaliações

Um aspecto fundamental na avaliação da vulnerabilidade é a necessidade de reconhecer e mostrar a incerteza nos resultados. A incerteza pode ser integrada de várias maneiras na apresentação da avaliação da vulnerabilidade. Esta apresentação pode incluir, por exemplo, a execução de mapas de incerteza gerados a partir da análise de incerteza dos erros dos dados, retratando, assim, a incerteza associada aos diferentes fatores empregados na avaliação da vulnerabilidade. Nesta revisão procura-se, inicialmente, apresentar as definições sobre os termos incerteza, aleatoriedade e estocasticidade, julgados apropriados para a aplicação nos trabalhos de avaliação ambiental. Posteriormente é realizada uma explanação

de como a incerteza se apresenta nos trabalhos de avaliação da vulnerabilidade, sendo apresentados alguns métodos empregados para a sua caracterização.

2.6.1 Definições

Tumeo (1994) revisa o uso e o significado dos termos incerteza, aleatoriedade e estocasticidade na modelagem ambiental.

O “erro” é definido como sendo a diferença entre um valor calculado ou medido e um valor “correto”. Esta definição aplicada nas avaliações ambientais pode ser traduzida como a diferença entre o resultado no modelo de avaliação e algum ponto medido que se supõe esteja correto. Esta é a visão determinística, onde um simples valor é assumido como sendo o valor verdadeiro. Entretanto, esta noção básica de erro não explica os sistemas ambientais devido à heterogeneidade dos mesmos. Os sistemas ambientais são melhores representados pela abordagem estocástica ou probabilística. Na abordagem estocástica, não existe um valor verdadeiro, mas somente valores potenciais não realizados.

Por outro lado, a incerteza pode ser definida como sendo a condição de estar em dúvida sobre um valor. A incerteza está relacionada à dúvida originada pelo conhecimento incompleto dos processos naturais ou por falhas na identificação dos fatores que influenciam a variável de interesse.

Tumeo (1994), ainda, define aleatoriedade (*randomness*) como sendo a variação não-previsível no tempo e ou no espaço. Um processo é aleatório se, dado o conhecimento prévio de todos os resultados, não é possível prever com certeza o próximo resultado. Os processos naturais que atuam nos sistemas ambientais possuem estas características. A aleatoriedade tem uma estreita relação com a probabilidade. Se um processo é aleatório, porém os resultados seguem um padrão tal que o conhecimento dos resultados anteriores permite identificar a probabilidade dos vários resultados na próxima iteração, então o processo é dito estocástico.

Estocasticidade (*stochasticity*) pode ser entendida como sendo as variações aleatórias dos processos no tempo e no espaço, envolvendo dimensões, freqüências, duração ou outra característica que pode ser descrita pela teoria da probabilidade. Desta forma, o conceito de estocasticidade parece ser adequado para descrever a variabilidade dos parâmetros e processos dos sistemas ambientais.

As definições supracitadas delineiam a idéia que a incerteza de certa forma abrange a aleatoriedade e o erro. Isto pode explicar a natureza incerta dos modelos. Os modelos são incertos devido a erros nos dados usados para calibração, nas simplificações, na hipótese de

formulação do modelo, nos parâmetros e nas variáveis de entrada. Contudo, mesmo que todos os erros pudessem ser eliminados, os modelos ainda seriam incertos, porque a incerteza também está relacionada aos processos naturais que, por sua vez, são caracteristicamente aleatórios (Tumeo, 1994).

2.6.2 Modelos Determinísticos e Estocásticos

Clarke (1973) promoveu uma análise da terminologia de modelagem hidrológica que se tornou uma referência para este tipo de estudo. Um sistema é definido como um conjunto de processos físicos que converte uma variável de entrada em variável de saída. A variável é uma dada característica de um sistema, podendo ser medida e assumir diferentes valores com o tempo. Parâmetro é uma quantidade característica do sistema e não muda com o tempo. Os modelos hidrológicos tratam dos relacionamentos entre variáveis hidrológicas que descrevem aqueles aspectos do comportamento do sistema que se está interessado em estudar.

A forma geral de um modelo hidrológico pode ser estabelecida como:

$$y_t = f(x_{t-1}, x_{t-2}, \dots, y_{t-1}, y_{t-2}, \dots; a_1, a_2) + \varepsilon_t \quad (1)$$

Onde o vetor variável $\{x_t\}$ ($t = \dots -1, 0, 1, 2, \dots$) é a variável de entrada e $\{y_t\}$ ($t = \dots -1, 0, 1, 2, \dots$) é a variável de saída, (a_1, a_2, \dots) são os parâmetros do sistema. A função (f) define a natureza do modelo e (ε_t) é o erro que expressa a falta de ajuste com o mundo real.

A presença ou não de variáveis aleatórias no modelo determina se ele é estocástico ou determinístico. Se qualquer das variáveis (x_t) , (y_t) , (ε_t) tem uma distribuição de probabilidade, então o modelo é estocástico.

Na abordagem determinística clássica da modelagem do fluxo de águas subterrâneas, a função (f) é um problema de valor de contorno baseado nas equações diferenciais parciais do fluxo através do meio poroso. No caso de um fluxo transiente unidirecional na direção x pode-se limitar os subscritos da equação (1) a $(t = 0, 1, 2, 3, \dots)$ e identificar o vetor de saída $\{y_t\}$ com os valores da carga hidráulica $\phi(x)$ no tempo (t) . Assim, através da equação (1) podemos identificar (y_0) com as condições iniciais de $\phi(x)$ no tempo zero e os valores de $\{x_t\}$ nas condições de contornos onde $x=0$ e $x=L$ no tempo (t) . Considerando o fluxo saturado, os parâmetros (a_1, a_2, \dots) podem ser a condutividade hidráulica, a porosidade. Em tal abordagem, nenhuma variável ou parâmetro foi definido probabilisticamente. Por outro lado, na abordagem estocástica o modelo de fluxo pode ser usado, por exemplo, através da simulação Monte Carlo empregando os parâmetros e as condições de contorno obtidas a partir de uma distribuição de probabilidade. Desta forma, as variáveis de saída (resposta) terão também uma distribuição probabilística que reflete as incertezas do meio que está sendo modelado (Freeze, 1975).

2.6.3 Fonte de Erros na Avaliação da Vulnerabilidade

A incerteza está presente na modelagem ambiental e em todas as abordagens de avaliações de vulnerabilidade das águas subterrâneas. Basicamente ela é originada por dois tipos de erros: erros relacionados aos dados (entrada dos dados) e erros do modelo (impossibilidade de representação e falhas no conhecimento dos processos que atuam no mundo real)

A NRC (1993) adaptou o estudo de Burroughs (1986), que descreve as fontes de erros no sistema SIG, que podem ser também aplicados nas avaliações de vulnerabilidade das águas subterrâneas. As principais fontes de erros encontradas nas etapas da avaliação da vulnerabilidade referem-se a: erros na obtenção dos dados; erros devido à variabilidade espacial e temporal: erros na computação (digitalização e armazenamento dos dados); erros no processamento das informações; erros na elaboração conceitual do modelo; erros nos resultados.

A variabilidade espacial e temporal está presente nos dados usados na avaliação da vulnerabilidade. As distorções ocorrem associadas à coleta de dados por não representarem adequadamente a área, volume ou um período (por exemplo, não contabilizando os efeitos sazonais nas medidas). Admitem-se, então, valores representativos para os domínios espacial e temporal de interesse, empregando-se os valores médios. Para as regiões com carência de informações, pode-se fazer, ainda, interpolações e extrapolações. De qualquer forma, estas técnicas constituem fontes de erros e ou incertezas.

Os erros atribuídos à computação e armazenamento das informações associam-se à preparação, entrada e processamento das informações dentro do SIG. A incerteza associada a estes fatores de erros (densidade de informação, precisão nos limites) é difícil de ser quantificada.

Os erros no processamento dos dados incluem imprecisões nos esquemas computacionais para obtenção dos valores numéricos de um modelo ou outra medida quantitativa da vulnerabilidade das águas subterrâneas. Estes erros poderão incluir a dispersão numérica, erros de discretização, de precisão, convergência da solução.

Os erros relacionados à formulação do modelo resultam da falta de entendimento da natureza dos processos no espaço e no tempo. Os erros na elaboração conceitual do modelo dependem da percepção que o modelador tem dos processos naturais e da dificuldade em descrevê-los adequadamente (processos que governam o transporte, condições iniciais e de contorno).

A apresentação dos resultados nas avaliações de vulnerabilidade das águas subterrâneas é realizada através de mapas. Os erros nesta etapa estão associados à

determinação dos limites entre as áreas, classificação dos níveis de vulnerabilidade em categorias e a forma de apresentação destas informações.

2.7 Análise de Incerteza

Na literatura sobre avaliação de vulnerabilidade das águas subterrâneas, os trabalhos encontrados enfatizam os resultados da avaliação e revelam pouco sobre a incerteza associada a estes resultados. São poucos ainda os registros de avaliação da vulnerabilidade que contabilizam as incertezas.

A análise de incerteza é usada para avaliar a variabilidade espacial e temporal e a propagação de erros nos modelos (por exemplo, variância dos resultados, quantidade suficiente de dados). Vários métodos de avaliação da incerteza são referidos na bibliografia, em grande maioria aplicados aos erros na entrada dos dados. Uma abordagem que vem sendo muito utilizada nas avaliações da vulnerabilidade das águas subterrâneas é a simulação Monte Carlo (MC). A simulação MC, neste caso, é acoplada à modelagem numérica para incorporar a incerteza aos parâmetros de entrada do modelo de simulação de fluxo e do transporte da contaminação.

2.7.1 Aplicação da Técnica de Monte Carlo (MC) na Modelagem do fluxo

A simulação Monte Carlo (MC), aplicada à modelagem do fluxo, consiste na repetição das simulações onde a variável de entrada (independente) é uma variável aleatória (VA). O método exige que os valores de entrada sejam obtidos a partir de uma função que descreva o comportamento probabilístico da (VA) naquele ponto do espaço. Assumindo-se como conhecidas as funções de densidade probabilística FDP e distribuição cumulativa (FDC) da variável que representa a propriedade do aquífero, obtêm-se amostras aleatórias a partir da FDC, que são usadas, então, como variáveis de entrada nas simulações. O modelo de fluxo é repetidamente rodado, usando-se, a cada vez, um conjunto diferente de valores da variável independente (realização da VA). O resultado é um intervalo com valores da variável de saída obtido em cada ponto que pode ser representado através de uma função distribuição de probabilidade (Loomis *et al.*1987)

Na literatura estas distribuições de probabilidade são referidas como funções distribuições, ou funções de freqüências cumulativas ou, ainda, funções de probabilidades cumulativas.

A abordagem da simulação MC na modelagem do fluxo (e do transporte) é aplicada para incorporar a variabilidade espacial dos parâmetros hidrológicos (ou de transporte) do modelo. Esta abordagem exige um número bastante grande de simulações e depende, também, de fatores tais como o número de parâmetros incertos empregados no modelo e o nível de confiança desejado para a estatística destes parâmetros.

A simulação Monte Carlo abordada nesta revisão bibliográfica tem o sentido empregado por Freeze (1975) e refere-se a um conjunto de simulações repetitivas com um modelo matemático e associado com uma análise estatística dos resultados.

Carsel *et al.* (1988a), conforme descrito em NRC (1993), usaram a simulação (MC) junto com um aplicativo de simulação de transporte de pesticidas PRZM (*Pesticide Root Zone Model*) para avaliar o potencial de percolação em solos. As técnicas de MC são empregadas para criar conjunto de parâmetros aleatórios (envolvendo tipos de solos, dados climáticos, taxa de degradação do pesticida, capacidade de campo, ponto de murcha, matéria orgânica em cada camada de solo). Após um número grande de simulações (ordem de milhares), os resultados são apresentados podendo incluir a representação da distribuição cumulativa de teores do pesticida lixiviado em diversas profundidades dos solos.

Laskowski *et al.* (1990), relatado no trabalho da NRC (1993), empregaram o modelo de simulação (PRZM) para fazer previsões sobre o comportamento do pesticida no solo em uma escala regional. Empregaram as propriedades dos solos como parâmetros incertos de entrada (variáveis aleatórias). As variações regionais de pluviosidade e os padrões da distribuição de temperaturas foram fornecidos por um modelo de simulação do clima. As simulações MC foram executadas para produzir as distribuições de freqüências referentes às propriedades dos solos. Estas distribuições de freqüências foram então empregadas para estabelecer as probabilidades referentes à máxima profundidade de lixiviação que resultará em contaminação das águas subterrâneas. A simulação MC do parâmetro de entrada (solos) e a modelagem numérica, empregadas como uma função de transferência permitiram contabilizar a incerteza na migração do poluente nas águas subterrâneas.

Do exposto pode-se concluir, então, que a realização da análise de incerteza na avaliação da vulnerabilidade tem os seguintes objetivos: identificar os parâmetros que exigem maior precisão reduzindo a incerteza dos resultados; identificar a sensibilidade dos parâmetros de entrada nos resultados do modelo, permitindo direcionar a coleta de informações adicionais com relação aos parâmetros considerados mais sensíveis; propiciar elementos de informação para a execução de uma modelagem mais sofisticada (ou mais simples), necessária para o procedimento de uma avaliação confiável da vulnerabilidade (NRC, 1993).

Por outro lado, quando se investigam as possíveis fontes de incerteza nos resultados da modelagem do fluxo, a análise pode ser dirigida em três caminhos distintos: investigar as incertezas causadas pelos erros de medidas nos parâmetros de entrada; investigar as incertezas originadas pela distribuição espacial das médias dos parâmetros de entrada; e investigar a incerteza associada ao comportamento estocástico inerente ao meio poroso não uniforme ou heterogêneo (Freeze, 1975).

Além do escopo deste trabalho está a análise dos diversos tipos de incerteza. Esta revisão procura mostrar a aplicação das técnicas que são empregadas para contabilizar a incerteza nas avaliações de vulnerabilidade. Particularmente, atém-se à aplicação da técnica de simulação Monte Carlo, como forma de representação da variabilidade do meio poroso, e a incorporar a incerteza dos parâmetros hidrogeológicos de entrada do modelo de simulação de fluxo e do transporte.

2.8 Análise de Decisão Hidrogeológica

A elaboração de um projeto no contexto da hidrogeologia pode ser descrita como uma seqüência de decisões tomadas sob condições de incerteza. As incertezas estão associadas aos valores dos parâmetros e à geometria do sistema sob análise. A heterogeneidade do meio geológico, envolvendo litologias, estratigrafia e estruturas geológicas, introduz um nível de complexidade na análise hidrogeológica e um grau de incerteza pouco encontrado em outras áreas do conhecimento.

A abordagem da análise de decisão, ao considerar os custos e benefícios de cada alternativa, pesando, também, o risco associado a cada alternativa permite a tomada de decisão com base na análise econômica das alternativas. Desta forma, o risco na análise, reflete a incerteza. Como as incertezas nos ambientes hidrogeológicos são grandes, os riscos da tomada de decisão nestes ambientes podem, também, ser elevados.

Assim, esta abordagem da análise de decisão aplicada à hidrogeologia vem promover a ligação entre a estrutura econômica, para a qual é tomada a decisão, e o resultado da análise técnica sobre a qual se baseia a decisão. Sua aplicação em projetos de hidrogeologia pode proporcionar economia de custos, por exemplo, na elaboração de projetos de sistemas para contenção da contaminação, remediação de águas subterrâneas, implementação de programas de investigações locais, monitoramentos e avaliação da necessidade de obtenção de dados adicionais.

A base metodológica da análise de decisão, na abordagem de risco-custo-benefício, pode ser encontrada em Lindley (1971) e Benjamin e Cornell (1970). A aplicação desta

metodologia em projetos de hidrogeologia, por outro lado, foi apresentada por Massmann & Freeze (1987) para analisar a contaminação de águas subterrâneas relacionadas ao gerenciamento de locais de disposição de resíduos sólidos.

Freeze *et al* (1990) apresentam uma revisão sobre a aplicação da análise de decisão para projetos de engenharia no âmbito da hidrogeologia. É apresentada uma metodologia que demonstra como acoplar um modelo de incerteza, um modelo de simulação hidrogeológica e um modelo de decisão econômica para criar uma ferramenta para a tomada de decisão. A metodologia abordada está apoiada na filosofia do projeto de engenharia baseado no risco, cujo risco de falha nos objetivos do projeto reflete a incerteza das análises técnicas.

É usada uma função objetivo de risco-custo-benefício para comparar as alternativas de projetos. A forma geral da função objetiva é dada por:

$$\Phi = \sum_{t=0}^T [B(t) - C(t) - R(t)] / (1 - i)^t$$

Onde:

B (t) = benefícios anuais

C (t) = custos anuais

R (t) = riscos anuais

T = é o horizonte de tempo

I = é a taxa de desconto

O objetivo do tomador de decisão é selecionar um projeto alternativo que maximize esta função objetivo. O risco na equação acima é definido como o custo esperado da falha e dado pela expressão: $R(t) = P_f(t) C_f(t)$, onde $P_f(t)$ é a probabilidade de falha no ano t e $C_f(t)$ é o custo da falha no ano t.

A análise de decisão com a abordagem de risco-custo-benefício procura identificar a melhor alternativa a partir de um conjunto de alternativas sendo, portanto, uma análise baseada em aspectos econômicos. A decisão dependerá da receita (valor) que pode ser gerada pelo produto (benefício), pelo custo de capital e operacional para produzir o bem (custo) e pelo custo probabilístico associado com a falha no atendimento dos objetivos ou das restrições (risco).

Uma das áreas de maior interesse para a aplicação dos procedimentos de projetos baseados em risco são as atividades ligadas à remediação de áreas com contaminação das águas subterrâneas.

Freeze *et al* (1990) agrupam o modelo de simulação hidrogeológica, o modelo de incertezas (parâmetros e geológicas) e o modelo de decisão para quantificar os termos dentro da função. O modelo de simulação hidrogeológica é empregado para representar a atuação dos componentes hidrogeológicos do sistema. Este modelo usado de maneira estocástica tem como objetivo fazer previsão sobre a probabilidade de falhas. A simulação hidrogeológica

executada na forma estocástica permite, ainda, contabilizar a incerteza do sistema que existe nestes ambientes heterogêneos. A estrutura da análise de decisão, proposta pelos autores, foi construída considerando a hipótese de que os sistemas hidrogeológicos podem ser representados usando modelos numéricos que simulam fluxo saturado no regime permanente e transporte advectivo do contaminante. A probabilidade de falha é estimada juntando este modelo numérico de fluxo e transporte com modelos de incerteza que representam os ambientes geológicos. As probabilidades de falha são, então, incorporadas dentro do modelo de decisão para calcular o risco.

Com o modelo de decisão é possível comparar previsões de locais alternativos objetivando as ações de proteção, monitoramento, ou, em caso de acidentes, orientar as medidas de remediação.

Massmann *et al.* (1991) apresentam exemplos de abordagens de análise de decisão aplicados a projetos que auxiliam no tratamento dos problemas associados às fontes existentes (ou potenciais) de contaminação das águas subterrâneas. Utilizam o arcabouço conceitual apresentado por Freeze *et al.* (1990) - contabilização da incerteza dos parâmetros, geológicas, emprego da simulação MC - como ferramentas que podem ser aplicadas junto com o modelo de decisão, para auxiliar na elaboração de projetos visando as atividades de prevenção ou de remediação relacionadas à contaminação das águas subterrâneas. Em um dos exemplos descritos, a análise de decisão envolve a seleção de taxas de bombeamentos para poços de extração que objetivam capturar uma pluma de contaminação nas águas subterrâneas. Esta abordagem envolve a quantificação dos benefícios, custos e riscos para cada alternativa de ação sob consideração (números de poços, localização, taxas de bombeamento). O risco é definido como o custo (ou valor monetário) esperado da falha, que reflete a incerteza no desempenho do sistema e os custos da mesma. As probabilidades de falhas são estimadas através da junção de um modelo de fluxo e transporte estocástico com um modelo de incerteza que é representado por parâmetros de entrada - condutividade hidráulica (K) - empregados como variáveis aleatórias

Abdel-Rahman *et al.* (1994) apresentaram um sistema de suporte à análise de decisão hidrogeológica acoplado com ferramentas de modelagem do fluxo de águas subterrâneas e transporte de contaminantes para auxiliar na caracterização de sítios contaminados e atividades de remediação. Este sistema integra módulos de aplicativos para análises geoestatísticas dos dados hidrogeológicos, SIG para proceder às análises espaciais e permitir a integração da base de dados com os dados geológicos e módulos que permitem o processamento da modelagem estocástica do fluxo subterrâneo e transporte do contaminante (simulação Monte Carlo). É possível produzir a distribuição de freqüências de cargas hidráulicas, velocidade de percolação, tempo de deslocamentos e concentrações em locais selecionados. Estão também incorporados no sistema, módulos para obtenção da trajetória de

partículas (*particle tracking*). O sistema de suporte à análise de decisão permite verificar as condições hidrogeológicas de um modo probabilístico. Este sistema foi empregado na avaliação da contaminação das águas subterrâneas em uma região do Colorado, USA. A modelagem do fluxo e do transporte auxiliou na avaliação das alternativas de remediação, permitindo contabilizar as incertezas devido à natureza heterogênea do aquífero e otimizar o desempenho do sistema.

Tamayo-Lara *et al.* (1994) descreveram a aplicação da modelagem estocástica do fluxo e procedimentos de análise de decisão para avaliar cenários envolvendo operações de bombeamento e esquemas de descontaminação em águas subterrâneas em *Rocky Mountain Arsenal*, Colorado, USA. Nesta abordagem a condutividade hidráulica foi tratada como uma função aleatória incorporando a incerteza relacionada ao desempenho do sistema de remediação. Usaram a simulação condicional empregando o algoritmo de *Turning bands* junto com o *kriging* para gerar as realizações de (K). As matrizes da condutividade hidráulica ou realizações de (K) abasteceram o modelo do fluxo e transporte dentro de uma estrutura que permitia a geração da simulação Monte Carlo. Foram simulados cenários de bombeamento, eficiência do sistema para capturar a pluma e opções de gerenciamento. Os resultados da modelagem foram analisados estatisticamente, baseados na probabilidade de capturar a pluma e na probabilidade de reduzir o nível da concentração da contaminação para um determinado período de tempo.

Os resultados dos cenários foram comparados e analisados com as condições de operação existentes. Essas comparações indicaram que sob as condições de incerteza da condutividade hidráulica K, o desempenho do sistema poderia melhorar desde que executassem algumas modificações na operação do sistema. Por exemplo, o traquejamento da partícula (*particle tracking*) usado na análise da probabilidade de captura da pluma e na obtenção do gradiente de fluxo reverso adequado, mostrou que a eficiência da captura aumentava em até 100% quando se empregavam maiores taxas de bombeamento. Por outro lado, a abordagem estocástica do fluxo e transporte mostrou como a incerteza, devido à heterogeneidade do aquífero, afetava os cálculos dos tempos para diminuir as concentrações a determinados níveis. Ou seja, na comparação dos tempos necessários para a redução dos teores da contaminação, os valores calculados pela modelagem determinística foram inferiores aos valores estabelecidos pelos intervalos de probabilidade da modelagem estocástica. Evidenciando, assim, que o modelo determinístico subestimou os tempos necessários para reduzir a concentração do contaminante.

Os autores concluíram que a aplicação da modelagem estocástica mostrou claramente a influência da incerteza do parâmetro condutividade hidráulica K no sucesso das operações de remediação na área de estudo. Determinaram, também, que a modelagem estocástica é

uma excelente ferramenta para que operadores e tomadores de decisão empreguem na execução de objetivos relacionados a sistemas de remediação.

Esta revisão bibliográfica procurou mostrar os métodos de avaliação da vulnerabilidade à contaminação de aquíferos, ressaltando, particularmente, a metodologia DRASTIC. Foram também abordados os métodos que empregam modelos numéricos, enfatizando a aplicação modelagem do fluxo e do transporte, em uma abordagem que permitisse introduzir a incerteza devido as heterogeneidade dos ambientes geológicos. Procurou, também, retratar a modelagem hidrogeológica aplicada junto com a análise de decisão na remediação de áreas contaminadas. Finalmente, as referências desta revisão da bibliografia forneceram a fundamentação básica desta pesquisa que é a análise da aplicação destas metodologias no contexto do gerenciamento ambiental de oleodutos.

Capítulo 3 – Metodologia

3.1 Estratégia Metodológica

Para atender aos objetivos pretendidos pela pesquisa, foi desenvolvida uma estratégia metodológica envolvendo as seguintes etapas:

- Coleta de dados primários;
- Avaliação da vulnerabilidade do aquífero à contaminação, empregando o método DRASTIC com modificação nos parâmetros de entrada;
- Execução da modelagem do fluxo e do transporte (advectivo) da contaminação, abordagem determinística;
- Execução das simulações estocásticas do fluxo subterrâneo empregando a simulação geoestatística e a simulação Método Monte Carlo;
- Aplicação de um modelo de decisão junto com a modelagem estocástica para analisar cenário de vazamento no trajeto do oleoduto;
- Avaliação das ferramentas empregadas na análise hidrogeológica do aquífero e sua aplicação no gerenciamento das ações no oleoduto.

3.1.1 Coleta de Dados Primários

Esta etapa consistiu na execução das seguintes atividades:

- A base de dados para avaliação da vulnerabilidade à contaminação foi efetuada através de levantamento de dados junto a órgãos e empresas públicas, centros de pesquisas e empresas privadas. Os trabalhos de campo consistiram no georeferenciamento dos dados com GPS, em reconhecimento geológico e de solo (com apoio de fotografias aéreas e imagens de satélite) e na execução de testes de permeabilidade. Esta base de dados foi composta por: mapas topográficos (1:50.000) folhas São Leopoldo (SH.22-V-D-VI-4) e Morretes (SH.22-V-D-VI-3); fotografias aéreas (1:40.000), voo 090 FAB/METROPLAN (1990); imagens TM-LANDSAT, bandas 3, 4 e 5, órbita 221.081; mapas de solos de IBGE (1986) e FEPAM (1998); mapas geológicos de Frank (1989) e Nowatzki (1992); seções geológicas de 88 poços tubulares; descrições e planilhas de dados de 499 locais com informações provenientes de sondagens elétricas verticais, geotécnicas (SPT), a trado e de piezômetros; dados de condutividade

hidráulica de 60 piezômetros (*slugs* testes) e de 34 sondagens geotécnicas; 26 furos de trado e *slugs* testes efetuados para este trabalho.

Dentro desta área maior, selecionou-se uma porção com aproximadamente 120km² onde foram executados trabalhos adicionais objetivando a realização das outras etapas desta pesquisa. Estas atividades envolveram:

- Execução de 45 piezômetros distribuídos no trajeto do ORSUL II e compartimentos hidrogeológicos da área. Estes piezômetros forneceram a descrição geológica da seção perfurada, o nível de água (NA) e parâmetros de qualidade (condutividade elétrica, pH, Oxigênio dissolvido, salinidade e turbidez).
- Nos locais adjacentes às instalações dos piezômetros foram coletados dados de propriedades hidráulicas, físicas e químicas dos solos envolvendo a execução: ensaios de permeabilidade; para a determinação da condutividade hidráulica saturada (K) da camada de solo até 80 cm; ensaios de infiltração para a determinação da infiltração básica (I_b) empregando o método dos anéis concêntricos; obtenção das propriedades físicas e químicas do solo referentes aos horizontes (A) e (B) com determinação das texturas e distribuição de tamanho de partículas, densidade do solo (ρ_b), porosidade total (ϕ), conteúdo de carbono orgânico no solo (f_{oc}).
- Instalações de três réguas e medição diária do nível dos rios Caí, Jacuí e Sinos pelo período de um ano.
- Acompanhamento diário do nível de água (NA) em três piezômetros próximos das réguas.
- Obtenção de dados de precipitação de Porto Alegre.
- Nivelamento e determinação de coordenadas dos piezômetros e das réguas linimétricas usando GPS de precisão.

3.1.2 Avaliação da Vulnerabilidade à Contaminação

O método DRASTIC modificado foi usado para avaliar a vulnerabilidade natural das águas subterrâneas à contaminação. Desta forma, o potencial de vulnerabilidade natural (PVN) à contaminação das águas subterrâneas referido nesta avaliação, aplica-se à relativa facilidade com que um contaminante na superfície do terreno possa migrar até o freático face às propriedades do meio físico. Consideram-se, então, as características intrínsecas dos materiais geológicos acima da zona saturada. Os fatores hidrogeológicos empregados foram: profundidade do nível da água (N.A.), recarga, meio geológico do aquífero, características da cobertura de solos, declividade e condutividade hidráulica. Cada um destes fatores hidrogeológicos constituiu um plano de informação georeferenciada dentro do sistema de informações geográficas, permitindo que se efetuassem operações com os mesmos. Os

atributos de cada um dos fatores hidrogeológicos foram reclassificados recebendo valores entre 1 e 10. A cada fator atribuiu-se um peso, de 1 a 5, conforme sua importância relativa na avaliação do PVN (Tabela 3.1). O PVN é representado por um índice de potencial de vulnerabilidade (IPV) obtido pelo somatório dos produtos dos fatores por seus pesos.

Tabela 3.1 - Fatores hidrogeológicos adotados na avaliação do potencial de vulnerabilidade

FATORES	Pesos
Profundidade do nível de água	5
Recarga do aquífero	4
Meio geológico do aquífero	3
Solos	2
Declividade	1
Condutividade Hidráulica	3

Os planos de informação dos fatores, meio geológico, solos e recarga, foram gerados no AutoCAD. Os planos de informação de propriedades contínuas (declividade, profundidade do N.A. e condutividade hidráulica) foram gerados no SURFER. Utilizou-se o IDRISI para transformação dos planos ao formato *raster* e efetuar as operações de sobreposição e cruzamento. O resultado da operação em cada pixel é um mapa com os IPV's que, no caso, são variáveis entre 18 e 180.

A metodologia de avaliação foi testada considerando-se que a contaminação por hidrocarbonetos, transportados pelo oleoduto, pode estar ligada a pequenos vazamentos constantes ou a grandes acidentes de curta duração.

3.1.3 Execução da Modelagem do Fluxo

A área da modelagem com 120 km² situa-se, aproximadamente, na porção média do trajeto do oleoduto e em uma região limitada pelos rios Caí, Jacuí e Sinos. A modelagem do fluxo e transporte abrangeu a zona saturada sob condições de fluxo horizontal e regime permanente. Foi utilizado o aplicativo Groundwater Vistas @ GWV 4 versão 4.18 build 6 que

permite a simulação do fluxo das águas subterrâneas e do transporte de contaminantes em três dimensões.

Para tanto, foram cumpridas as seguintes etapas:

- Definição do modelo conceitual para área, relacionando itens como: a geometria do domínio a ser investigado; natureza do meio poroso; modo do fluxo; tipo de regime de fluxo; condições iniciais e condições de contorno dentro do domínio considerado.
- Estimativa dos parâmetros do modelo, incluindo a obtenção de valores de condutividade hidráulica, porosidade efetiva, coeficiente de dispersividade.
- Implementação do modelo numérico e entrada dos dados.
- Calibração do modelo de fluxo das águas subterrâneas com base nos níveis observados em piezômetros. Para isso, os locais de observações contaram com dados sobre o nível de água (NA), propriedades físicas dos solos como condutividade hidráulica (K), porosidade (Φ), infiltração (I_b). A obtenção da recarga em cada ponto foi estimada a partir dos dados mensais de precipitação. Os dados de infiltração, obtidos junto aos locais onde estão instalados os piezômetros, serviram para validar as estimativas de recarga (W). A precipitação (P) na área pode de ser conhecida a partir dos registros pluviométricos da estação de Sapucaia. A distribuição da precipitação na área será considerada espacialmente uniforme, levando-se em conta a dimensão da área (120km²). O ambiente considerado nas simulações foi o meio poroso saturado, a condutividade hidráulica (K) saturada e não se considerou a variabilidade temporal.

A modelagem do fluxo, até esta etapa, foi executada em uma abordagem determinística. Desta forma, o resultado da modelagem representa o quadro do campo de fluxo e o deslocamento advectivo do contaminante em um dado momento e não incorpora qualquer tipo de incerteza. O modelo de fluxo calibrado, através deste método convencional, foi, então, empregado para comparação com as corridas subseqüentes desenvolvidas na abordagem estocástica do fluxo.

A modelagem de fluxo e as simulações das trajetórias das partículas do contaminante deslocando-se por advecção com o fluxo permitem prever os tempos de deslocamentos dos poluentes nas águas subterrâneas. Adicionalmente, permitem, também, conhecido o percurso da contaminação, que se implantem medidas de proteção à poluição em alvos importantes como, por exemplo, as zonas de captura de poços de abastecimentos.

3.1.3.1 Equação do Fluxo Subterrâneo

Na simulação do fluxo subterrâneo foram feitas algumas simplificações alicerçadas no conhecimento do contexto hidrogeológico da região. Considerou-se a água subterrânea como pertencendo a um sistema de aquífero não confinado.

Nesta situação, a equação do fluxo horizontal no regime permanente para três dimensões é dada por:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) \pm Q(x, y, z) = 0 \quad (1)$$

Onde:

K = condutividade hidráulica

h = carga hidráulica

$Q(x, y, z)$ = fluxo volumétrico de retirada (-) e entrada (+) por unidade de volume do aquífero por unidade de tempo.

A modelagem do fluxo efetuada pelo GWV 4 emprega o método de diferenças finitas para resolver a equação (1). O sistema de aquífero é então discretizado nas direções x , y e z para representar o domínio de interesse. A discretização consiste em sobrepor uma malha de células (células de diferenças finitas) associada a um arranjo de “nós” nos quais são calculadas as cargas hidráulicas.

3.1.3.2 Velocidade do Fluxo das Águas Subterrâneas

A velocidade do fluxo das águas subterrâneas, obtida na modelagem, corresponde à velocidade linear média (velocidade de percolação) definida a partir da Lei de Darcy que relaciona as propriedades do meio poroso, o gradiente hidráulico e o fluxo das águas subterrâneas. Assim, tem-se:

$$q_x = -K_x \frac{\partial h}{\partial x}, \quad q_y = -K_y \frac{\partial h}{\partial y}, \quad q_z = -K_z \frac{\partial h}{\partial z}$$

Onde:

q_x, q_y, q_z = componentes do fluxo de Darcy (velocidade de Darcy) nas direções x, y, z , com dimensional (LT^{-1}).

$$\frac{\partial h}{\partial x}, \frac{\partial h}{\partial y}, \frac{\partial h}{\partial z} = \text{gradiente hidráulico nas direções x, y, z}$$

A velocidade linear média das águas subterrâneas em x, y é dada então por:

$$v_x = \frac{q_x}{\theta}, \quad v_y = \frac{q_y}{\theta}, \quad v_z = \frac{q_z}{\theta}$$

Onde:

θ = porosidade (adimensional)

A porosidade não interfere na obtenção do quadro de fluxo subterrâneo uma vez que não se encontra representada na equação do fluxo subterrâneo. Entretanto, a sua determinação na simulação é necessária para se obter a velocidade de percolação do fluxo. Por sua vez, esta velocidade média de percolação é importante no estudo do transporte advectivo de um contaminante.

3.1.3.3 Condições de Contorno

Para representar o modelo de fluxo na área do domínio da simulação, fazendo, também, a sua ligação com o quadro regional do fluxo subterrâneo, foi empregada a condição contorno de carga hidráulica geral (*General Head Boundary - GHB*, McDonald e Harbaugh, 1988). Esta condição de contorno permitiu considerar que os fluxos de entrada (ou saída), nas células do limite norte do modelo, a partir de uma fonte externa (quadro de fluxo regional), são fornecidos, proporcionalmente à diferença entre as cargas hidráulicas destas células e às cargas hidráulicas assinaladas na fonte externa do fluxo.

A condição de contorno de carga geral (*GHB*) no limite norte do domínio do modelo permitiu considerar os fluxos de entrada (ou saída) nas células deste limite a partir de uma fonte externa (quadro de fluxo regional). Estes fluxos são estabelecidos de forma proporcional à diferença entre as cargas hidráulicas nas células do modelo e as cargas hidráulicas assinaladas na fonte externa do fluxo. A utilização desta condição de contorno permitiu fazer a

ligação do domínio do modelo de fluxo com o quadro regional do fluxo subterrâneo. Esta é uma condição de contorno mista (condição de contorno de *Cauchy*), sendo que o fluxo é dependente da carga hidráulica. Na condição de contorno mista são especificadas as cargas hidráulicas do contorno e um termo mínimo de condutância. Assim, o fluxo de entrada e saída na célula pode ser calculado como segue:

$$Q = C (H_b - H_m)$$

Onde:

Q = fluxo de entrada ou saída na célula do contorno (L^3/T)

H_b = carga hidráulica no contorno (L)

H_m = Carga calculada pelo modelo (L)

C = Condutância hidráulica na célula do contorno (L^2/T)

O termo de condutância é um coeficiente que pode ser calculado usando a seguinte expressão:

$$C = K_b A / B$$

Onde:

K_b = Condutividade Hidráulica do material na célula no contorno (L / T)

A = Área da célula no contorno (L^2)

B = Espessura ou largura da célula no contorno (L)

3.1.3.4 Ajuste da Modelagem do Fluxo

Através de tentativas e erros, rodaram-se as simulações repetidas vezes até se obter um modelo de fluxo com uma distribuição de cargas hidráulicas semelhante à obtida com os dados de campo. Os parâmetros especificados para a calibração do modelo envolveram as zonas de condutividade hidráulica, as zonas de recarga e a carga hidráulica atribuída na fronteira de carga hidráulica geral (*GHB - head*). Inicialmente foi efetuada a análise de sensibilidade nos parâmetros empregados na calibração. Este procedimento foi realizado no ambiente do aplicativo de simulação do fluxo. Consistindo, simplificada, em promover uma perturbação dos parâmetros aplicando um fator multiplicador, rodando as simulações e comparando estatisticamente os resultados através da soma dos quadrados dos erros - SQR (o erro ou resíduo é igual ao valor da carga hidráulica calculada pelo modelo, menos o valor da

carga hidráulica observada no piezômetro). O procedimento da calibração do modelo consistiu em perturbar os parâmetros que se mostraram mais sensíveis. Para tanto, fixou-se, inicialmente, os valores de recarga e da carga hidráulica na *GHB* e se fez variar a condutividade hidráulica. Posteriormente, mantendo-se fixa a condutividade hidráulica e a carga hidráulica na *GHB*, variou-se a recarga. Finalmente, fixando-se a recarga e a condutividade hidráulica, procurou-se ajustar o valor da carga hidráulica na *GHB*. Na avaliação do ajuste das simulações foram empregados fatores multiplicadores na calibração dos parâmetros que promovessem menores valores na SQR da simulação. Estas operações também foram acompanhadas, verificando-se o ajuste da reta de regressão formada pelos valores das cargas hidráulicas calculadas versus cargas hidráulicas observadas nos piezômetros. Idealmente, todas as observações deveriam estar posicionadas exatamente sobre a linha com 45° de inclinação; os desvios da linha representariam, portanto, a imprecisão do resultado da simulação. O desvio padrão do erro fornece a medida da dispersão dos erros (CH cal – CH obs). Este parâmetro estatístico, quando analisado com o maior valor de carga hidráulica, mostra como o erro se relaciona ao gradiente hidráulico do modelo (desvio padrão padronizado é igual ao desvio padrão do erro dividido pelo maior valor observado de carga hidráulica – “*range*”). Esse valor expresso em porcentagem, para uma boa calibração, deve ser menor que 10 % (Waterloo Hydrogeologic, 2001).

3.1.4 Simulação Estocástica do Fluxo

Nesta etapa, perturbam-se os resultados das simulações do fluxo gerados deterministicamente através da propagação da incerteza nos parâmetros de entrada do modelo. O parâmetro incerto da modelagem escolhido foi a condutividade hidráulica (K). Para propagar e estimar a incerteza na modelagem hidrogeológica foram testadas duas abordagens de simulação estocástica aplicadas à modelagem hidrogeológica: a simulação geoestatística através da simulação seqüencial gaussiana (SSG) e o método de Monte Carlo (MC), ambos empregados para gerar as realizações de K.

As variações espaciais nas propriedades dos materiais geológicos dos aquíferos introduzem heterogeneidades no campo de fluxo subterrâneo. A variação da condutividade hidráulica no meio poroso, por exemplo, cria perturbações no campo da velocidade do fluxo das águas subterrâneas resultando na mistura mecânica do fluido. Se, entretanto, fossem conhecidos, com exatidão, as características do meio poroso em cada local, o campo da velocidade do fluxo deveria ser também conhecido e não haveria incerteza nos resultados da

simulação do fluxo. Por outro lado, obter-se o resultado da simulação do fluxo isento de qualquer incerteza é tarefa impossível de ser praticada.

No campo da modelagem do fluxo subterrâneo, as incertezas podem estar relacionadas ao modelo, aos parâmetros de entrada do modelo e às incertezas dos dados geológicos. A primeira é causada pelas limitações dos modelos matemáticos usados para simular o meio físico, sendo um tipo de incerteza difícil de ser quantificada. A incerteza relacionada a parâmetros pode ser atribuída a erros nas medições, conhecimento incompleto das variações espaço-temporais e heterogeneidades não detectadas na coleta dos dados. As incertezas geológicas, por outro lado, estão relacionadas às variações texturais e estruturais das camadas e às variações litofaciológicas sempre presentes na modelagem hidrogeológica.

Na análise estocástica a heterogeneidade do meio físico é representada por parâmetros hidráulicos aleatórios, caracterizados por um número limitado de parâmetros estatísticos ou obtidos através de simulações geoestatísticas. Estes parâmetros aleatórios são introduzidos nas equações clássicas do fluxo subterrâneo. Os resultados das previsões são apresentados como uma distribuição de probabilidade ou em termos de momentos estatísticos (média e variância).

A questão na modelagem estocástica do fluxo é estabelecer quais parâmetros aleatórios (incertos) serão empregados na análise. Uma condição fundamental é que o parâmetro seja uma variável aleatória e, preferivelmente, que esteja presente nas equações do fluxo subterrâneo (Ruskauff, 1998).

A maior parte dos trabalhos encontrados na bibliografia enfoca a utilização da condutividade hidráulica (K) e a transmissividade (T) como variáveis estocásticas. Entretanto, a variabilidade nas condições de contorno deveria também ser considerada, uma vez que a solução das equações do fluxo no regime permanente é controlada pelas condições de contorno. Exemplos de parâmetros incertos na modelagem do fluxo incluem, entre outros, a condutividade hidráulica, a recarga, os valores das cargas hidráulicas nas fronteiras de carga constante e *GHB* (*general head boundary*).

No caso em estudo, as condições mencionadas são verificadas quando o parâmetro escolhido é a condutividade hidráulica. Acrescente-se, ainda, que a opção por este parâmetro foi direcionada, também, pela disponibilidade de dados relacionados a 62 amostras de K (condutividade hidráulica saturada) na área. Outros parâmetros passíveis de serem empregados, entretanto, foram descartados devido a restrições quanto à disponibilidade de dados ou à limitação do aplicativo *Stochastic Modflow*. Enquadra-se nesta última situação, o parâmetro carga hidráulica na fronteira de carga constante, no caso, os rios da área. Embora tendo registro de um ano de observações nas estações linimétricas, não foi incluído devido à

limitação do aplicativo em não processar o parâmetro quando a carga constante é distribuída de forma linear na fronteira.

A outra questão é qual o método de avaliação da incerteza a ser empregado na abordagem estocástica e, obviamente, a disponibilidade de tê-lo acoplado a um código matemático de simulação do fluxo subterrâneo. Comercialmente existe pouca disponibilidade de aplicativos que executem esse tipo de abordagem na simulação de fluxo. Ressalte-se, ainda, a dificuldade maior de se poder contar com essa ferramenta computacional aplicada a um ambiente de microcomputadores. O aplicativo que foi empregado nesse estudo é o *Stochastic Modflow* (Ruskauff, G.J. 1998) que permite quantificar a incerteza dentro do ambiente de modelagem dos aplicativos que usam o código do *MODFLOW*, constituída, no caso, pelo aplicativo Groundwater Vistas (@ *GWV versão 4.18, build 6, 2005*).

A simulação estocástica do fluxo deste pacote computacional emprega o método (ou técnica) de MONTE CARLO permitindo, também, que sejam tratados os resultados das simulações geoestatísticas do parâmetro aleatório, representado pela condutividade hidráulica.

A abordagem estocástica da simulação do fluxo consistiu em variar a entrada de um dos parâmetros do modelo, no caso a condutividade hidráulica K, usando a simulação do fluxo para propagar a variabilidade ou heterogeneidade dos resultados. A variabilidade dos parâmetros de entrada foi obtida através de duas maneiras distintas: empregando-se uma distribuição de probabilidade e a técnica de Monte Carlo disponível no GV4; utilização dos resultados da Simulação Seqüencial Gaussiana gerada pelo aplicativo de geoestatística SGeMS@ (*Stanford Geoestatistical Modeling Software, v 2.0/2007*).

Na abordagem estocástica cada amostra da variável de entrada é chamada de realização, bem como o resultado de uma simples simulação executada com o modelo determinístico a partir desse conjunto de valores de entrada. A posse do conjunto destas realizações permite analisar a variabilidade dos resultados e avaliar a probabilidade de ocorrência de um evento de interesse.

3.1.4.1 Simulação Geoestatística do Parâmetro Condutividade Hidráulica

Segundo Deutsch & Journel (1996) a simulação estocástica é o processo de construir alternativas (realizações), igualmente prováveis, das variáveis aleatórias pertencentes a um modelo de função aleatória. Cada uma das realizações produzidas deve honrar as feições globais dos dados originais como o histograma e a continuidade espacial, refletindo, desta forma, as propriedades impostas pelo modelo de função aleatória. Por outro lado, a simulação é dita “condicional” se as realizações resultantes honrarem os valores dos dados nos pontos

amostrais. Ou seja, o modelo é dito simulado condicionalmente se ele preservar os valores nos pontos amostrados e reproduzir as mesmas características da dispersão dos dados originais, tais como a média, variância e covariância.

A simulação estocástica condicional foi empregada para a geração das matrizes de condutividade hidráulica do modelo de simulação do fluxo, condicionada aos mesmos valores e estatísticas dos dados originais e, também, aos limites das unidades geológicas. Cada uma destas matrizes rodadas no modelo de fluxo gerou uma realização do campo de cargas hidráulicas. A medida da diferença entre as várias realizações, que em média devem reproduzir as feições gerais dos dados originais, permite quantificar a incerteza da estimativa. A avaliação da incerteza sobre a estimativa dos atributos simulados é o primeiro passo para a avaliação do risco no processo de tomada de decisão (Diehl, 2005).

Simulação Seqüencial Gaussiana (SSG)

A simulação seqüencial gaussiana é a aplicação dos princípios da simulação seqüencial para uma função aleatória com distribuição gaussiana. Este tipo de simulação pode ser aplicado a qualquer função de distribuição condicional, desde que seus parâmetros (média e variância condicional) possam ser estimados pela krigagem simples (De Souza, L.E, 2002)

Por outro lado, para que qualquer tipo de função aleatória possa ser aplicado na SQG, é necessário fazer a transformação dessa função em uma função multivariada estacionária. A transformação é válida desde que preserve o modelo de covariância. A função aleatória $Z(\mathbf{u})$ gaussiana multivariada é caracterizada se (Deutsch & Journel, 1992): os seus subconjuntos também forem gaussianos; a combinação linear das variáveis aleatórias forem gaussianas; a covariância entre as variáveis aleatórias mostrar que elas são independentes; as distribuições condicionais de uma variável aleatória, determinada por outras variáveis aleatórias que foram simuladas, forem normais. Satisfeitas tais condições a função aleatória $Z(\mathbf{u})$ pode ser simulada através da SSG da seguinte forma (Journel, 1993; Goovaerts, 1997; Deutsch & Journel, 1998): transformação dos \mathbf{z} -dados da distribuição das amostras para uma distribuição gaussiana multivariada e modelagem do variograma desses dados normalizados; definição de um caminho aleatório que passe por todos os pontos a serem simulados; construir a função de distribuição condicional em cada ponto com base nos pontos vizinhos, tomados a partir de amostras originais e previamente simuladas. A função de distribuição cumulativa é caracterizada pela média e pela variância de estimativa calculada pela krigagem simples; sorteio de um valor simulado dessa função de distribuição; adição do valor simulado ao conjunto de amostras, mais os pontos simulados na etapa anterior; repetição do procedimento para todos os pontos; transporte sistemático dos valores simulados de volta ao espaço original,

aplicando de maneira inversa (retro-transformação) a mesma função utilizada na transformação dos dados $Z(\mathbf{u})$, permitindo a comparação dos conjuntos de realizações com o modelo de histograma dos dados.

3.1.4.2 Método Monte Carlo (MC) na modelagem do fluxo

O parâmetro aleatório, empregado para expressar a variabilidade ou a heterogeneidade do ambiente natural e parâmetro de entrada para o modelo de fluxo, como na SSG, também foi a condutividade hidráulica saturada K . Para a entrada no programa é necessário fornecer o desvio padrão dos dados e o valor mínimo e máximo da variável. O método Monte Carlo, na distribuição normal, gera uma nova amostra do valor do parâmetro, assumindo que a média da distribuição é igual ao valor assinalado para o parâmetro no modelo.

Para obter a amostra da variável de entrada, o aplicativo *Stochastic Modflow* oferece algoritmos geradores de números aleatórios que permitem a geração de amostras a partir das distribuições Uniforme, Gaussiana e Triangular (Press. et al.1986).

Estes geradores de números aleatórios empregam a estatística clássica, univariada para estimar as características de um grupo de amostras usando a média aritmética como medida da tendência central dos dados e o desvio padrão para descrever a dispersão a partir da média. No caso deste estudo foi empregado o gerador de números aleatórios que utiliza o desvio padrão normalizado (Z_i) de uma distribuição normal padronizada. Este gerador de números aleatórios da distribuição gaussiana ou normal gera, aleatoriamente, desvios padrões normalizados de uma distribuição normal com média igual a zero e desvio padrão igual a 1.

A variável é definida pela expressão:

$$Z_i = \frac{X_i - \bar{X}}{s}$$

Onde:

s é igual ao desvio padrão dos dados

\bar{X} É igual à média dos dados

X_i É um valor de referência

O gerador de números aleatórios fornece então o desvio padrão normalizado ou valores de (Z_i), os quais, conhecida a média e o desvio padrão dos dados (não normalizado), são usados para calcular os valores de (X_i). Os valores de (X_i) derivados da média dos dados são usados na simulação Monte Carlo, sendo calculado pela equação:

$$X_i = \bar{X} + Z_i s$$

O método Monte Carlo consiste, então, em obter repetidamente um valor de (Z_i) que é multiplicado pelo desvio padrão dos dados e adicionado ao valor da média para um dado intervalo de valores (Ruskauff, 1998).

3.1.5 Aplicação do Modelo de Decisão junto com a Modelagem Estocástica

O modelo de decisão empregado neste estudo foi estabelecido por Freeze *et al.* (1990). O modelo de decisão tem fundamento econômico baseado em uma função objetivo de risco e o risco é definido como a probabilidade de falha (P_f) em satisfazer um objetivo (ou restrição). E assim, através da aplicação deste modelo de decisão ao oleoduto, permitir que se façam comparações entre locais alternativos para implementação de ações, ou mesmo, avaliar medidas de proteção para as águas subterrâneas e superficiais no caso de vazamentos.

Massmann J. *et al.* (1991) apresentaram uma metodologia de análise de decisão empregando uma função objetivo do tipo *risco-custo-benefício* para projetos de engenharia, desenvolvidos em ambientes com grandes incertezas como os ambientes geológicos. Esta metodologia faz referência à utilização da simulação hidrogeológica numérica com abordagem estocástica e seu emprego, conjuntamente com um modelo de confiabilidade em engenharia, para fazer a comparação de estratégias alternativas de projetos.

A função objetivo pode ser dada por:

$$\Phi_j = \sum_{t=0}^T \frac{1}{(1+i)^t} [B_j(t) - C_j(t) - R_j(t)] \quad (1)$$

Onde:

$B_j(t)$ é o benefício da alternativa j em um ano qualquer t (\$).

$C_j(t)$ é o custo da alternativa j em um ano qualquer t (\$).

$R_j(t)$ é o risco (ou custo probabilístico) da alternativa j em um ano qualquer t (\$).

T é o horizonte de tempo (em anos); i é a taxa de desconto

Os custos estão relacionados com as instalações dos poços de bombeamento, a construção e operação do sistema de tratamento.

O risco pode ser definido como o valor líquido presente no custo esperado da falha:

$$R = P_f \cdot C_f$$

Onde:

P_f é probabilidade de falha.

C_f é o custo associado à falha.

Colocado o problema em termos de custos e riscos, estes podem ser avaliados pela função objetivo (1). Reescrevendo a equação (1) considerando que:

- $B =$ zero, não existe benefício ou remuneração em dinheiro, do ponto de vista do operador do oleoduto, pela atividade de extração nos poços de bombeamento.
- $T =$ zero, ocorrida a contaminação, não importa o tempo decorrido, ela deve ser retirada.

A função objetivo torna-se simplesmente um somatório de custos de riscos:

$$\Phi = - \sum [C + R] \quad (2)$$

Substituindo R por $P_f \cdot C_f$ em (2) tem-se:

$$\Phi = - \sum [C + P_f \cdot C_f] \quad (3)$$

Desta forma, P_f é a probabilidade de falha em qualquer tempo; C e C_f correspondem aos custos considerados independentemente do tempo. Equacionado o problema desta maneira, a decisão, economicamente mais favorável, é a alternativa j que maximize a função objetivo (3) ou que minimize os custos e riscos no caso de ser retirado o sinal menos da função.

3.1.6 Avaliação das Ferramentas Empregadas na Análise Hidrogeológica e Aplicação no Gerenciamento do Oleoduto

Os resultados das aplicações das ferramentas empregadas na análise hidrogeológica e suas aplicações para o oleoduto são apresentados no Capítulo 8.

Na avaliação do potencial de vulnerabilidade à contaminação através da metodologia DRASTIC modificada, são discutidos os resultados e suas implicações no traçado do oleoduto. Ressalta-se que, embora seja conhecida a dificuldade que esta metodologia possui com relação à validação dos resultados, tal fato não invalida a sua aplicação como importante ferramenta de avaliação inicial para a proteção das águas subterrâneas.

Com relação à modelagem numérica hidrogeológica, por outro lado, são demonstradas suas aplicações no trajeto do duto como o estabelecimento do quadro de fluxo regional,

trajetória de partículas, determinação de áreas de proteção a alvos, migração da pluma de contaminação

Foram, também, analisadas a utilização da modelagem determinística e estocástica enfocando o ganho que cada alternativa pode trazer para a análise hidrogeológica e sua aplicação ao oleoduto. A utilização da modelagem estocástica permitiu a junção de um modelo de decisão na análise hidrogeológica, apresentado em um exemplo de aplicação envolvendo a determinação de número de poços e taxas de bombeamento ótimas, para capturar uma pluma de contaminação representada em um cenário de derrame no oleoduto.

Para testar a vantagem de se empregar uma abordagem determinística ou estocástica na modelagem do fluxo e verificar o ganho na aplicação destas alternativas, foram empregados conceitos estatísticos da regressão linear simples.

A questão consistiu em verificar a qualidade do ajuste do modelo de fluxo, comparando-se os valores das cargas hidráulicas calculadas pelo modelo nos pontos de observação, com os valores das cargas hidráulicas observadas nestes mesmos pontos (piezômetros). Os pares de valores, observados nas cargas hidráulicas *versus* valores calculados no caso de um ajuste perfeito do modelo, deveriam estar situados sobre uma reta com inclinação de 45° . Tal situação é pouco provável de se obter. Desta maneira, o ajuste do modelo é efetuado a partir dos desvios que ele apresenta em relação ao ajuste perfeito. Isso permitiu, também, a comparação entre os resultados da modelagem do fluxo efetuado pelos diferentes tipos de abordagem.

Considerando Y a variável dependente (carga hidráulica calculada) e X a variável independente (carga hidráulica observada) e a amostra com n pares de observações (x_i, y_i) procurou-se avaliar qual o modelo matemático mais apropriado à coleção de dados obtida a partir dos resultados das diferentes abordagens empregadas na modelagem do fluxo de águas subterrâneas.

A base teórica, que permitiu a comparação entre os resultados da modelagem do fluxo partiu da teoria da regressão simples que permite supor: para cada valor de X , Y é uma variável aleatória, que segue uma distribuição de probabilidade $P(Y/X)$, com média $\mu_{y/x}$ e variância $\sigma^2_{(y/x)}$; os valores de Y são estatisticamente independentes entre si; o valor da média $\mu_{y/x}$ encontra-se sobre uma linha reta com média $\mu_{y/x} = aX + b$; o desvio padrão $\sigma^2_{(y/x)} =$ constante, para qualquer X e Y segue uma distribuição normal tal que $Y \sim N(\mu_{y/x}, \sigma^2_{(y/x)})$.

O modelo matemático estabelece que $y = aX + b$ sendo a, b parâmetros da equação da reta. Se a média $\mu_{y/x} = aX + b \rightarrow Y = aX + b + E$, (E) é a variável aleatória, com média $\mu_{E/x} = 0$, para qualquer X , então (E) é o erro da estimativa e mede a distância de uma determinada observação à linha de regressão. Por outro lado, a estimativa dos parâmetros é efetuada através da equação: $\hat{y} = \hat{a}x + \hat{b}$

\hat{y}_i = valor previsto (calculado) pelo modelo para Y

y_i = valor observado para Y

x_i = pode ser valor medido (variável aleatória)

\hat{a}, \hat{b} = valores dos parâmetros que minimizam as discrepâncias entre \hat{y}_i e y_i .

Portanto, usando-se o método dos mínimos quadrados, procurando minimizar a soma dos quadrados dos desvios, $SQD = \sum (y_i - \hat{y}_i)^2 = \sum (y_i - \hat{a}x_i + \hat{b})^2$, tem-se:

$$\hat{a} = \frac{\sum (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sum (x_i - \bar{x})^2} ; \hat{b} = \bar{y} - \hat{a}\bar{x}$$

A precisão das estimativas entre as cargas hidráulicas observadas e calculadas permite que se tenha o conhecimento da confiabilidade do modelo. A Figura 3.1 apresenta um esquema ilustrativo dos parâmetros empregados nessa avaliação.

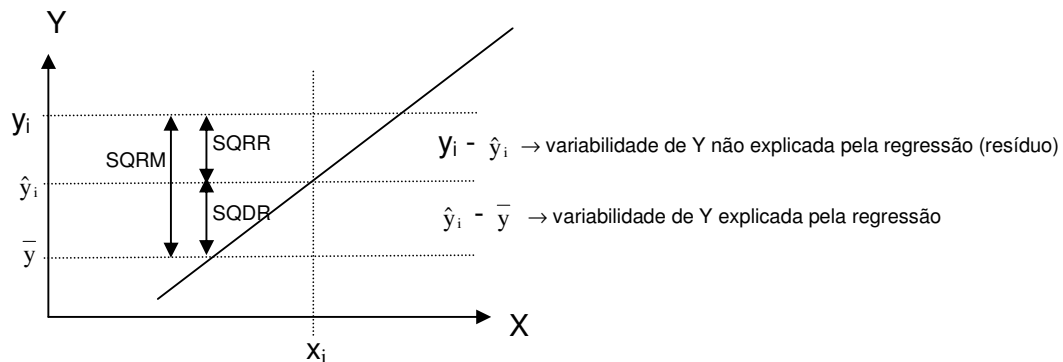


Figura 3.1 - Esquema ilustrativo mostrando os parâmetros para avaliar a precisão das estimativas (Goldenfum, 2000).

Os termos SQRM (Soma dos Quadrados em Relação à Média) é a variação total de Y, representando os desvios dos valores medidos em relação à média, SQDR (Soma dos Quadrados Devido à Regressão) é a variação devido à regressão, representa os desvios dos valores previstos (calculados) devido à regressão e SQRR (Soma dos Quadrados em Relação à Regressão) é o resíduo da regressão ou a variação residual e representa os desvios dos valores medidos em relação ao valor calculado pelo modelo. Eles podem ser escritos assim: Variação total = variação residual + variação devido à regressão;

$$\sum (y_i - \bar{y})^2 = \sum (y_i - \hat{y}_i)^2 + \sum (\hat{y}_i - \bar{y})^2 ;$$

$$SQRM = SQRR + SQDR.$$

O outro parâmetro empregado na avaliação do ajuste da modelagem foi o coeficiente de determinação R^2 . O R^2 representa o percentual da variação de Y que o modelo é capaz de

explicar, sendo expresso por $R^2 = \frac{SQRM - SQRR}{SQRM} = \frac{SQDR}{SQRM} \times 100$.

Capítulo 4 - Área de Estudo e Aquisição de Dados

4.1 Localização

A região de estudo com área de 140 km² abrangeu a porção mediana do sistema de dutos ORSUL II, em um segmento com 12 km de comprimento deste sistema, localizada entre as instalações do Complexo Petroquímico do Sul (COPELUS) e a Refinaria Alberto Pasqualini (REFAP) na região metropolitana de Porto Alegre (Figura 4.1).

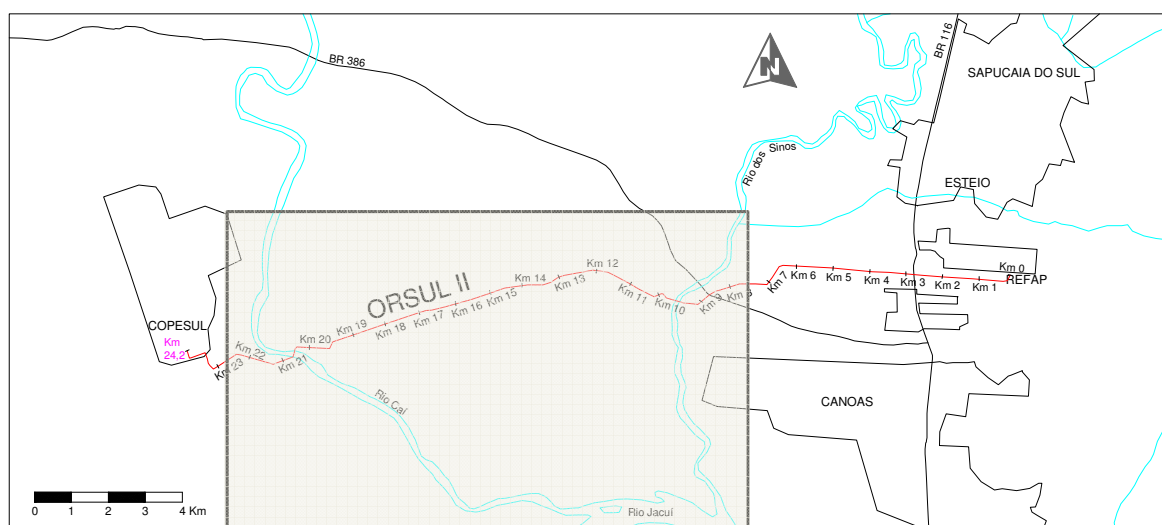


Figura 4.1 – Localização da área de estudo (hachurada) na região metropolitana de Porto Alegre, RS.

4.2 Características Hidrogeológicas

Na área ocorrem rochas sedimentares e vulcânicas da Bacia do Paraná e sedimentos cenozóicos da Planície Costeira. As rochas da Bacia do Paraná são representadas por unidades depositadas entre o Permiano (Formações Estrada Nova e Rio do Rastro) e o Triássico (Grupo Rosário do Sul), às quais se associam intrusões ígneas básicas, na forma de soleiras e diques de diabásio, relacionados ao magmatismo basáltico juro-cretáceo (Formação Serra Geral). A Formação Estrada Nova, presente em sub-superfície, é constituída por folhelhos e siltitos cinzentos. A Formação Rio do Rastro é composta por siltitos, folhelhos e

argilitos arroxeados, maciços ou com laminação. O Grupo Rosário do Sul é representado na área pela Formação Sanga do Cabral, a qual é constituída predominantemente por arenitos finos, avermelhados, com estratificações. Os sedimentos da Planície Costeira são formados por depósitos aluvionares inconsolidados, de origem marinha, depositados no final do Terciário (Villwock, 1972 *in* CPRM, 1997). Estes sedimentos delineiam as áreas das planícies de inundação dos rios Caí, Sinos e Gravataí, estendendo-se até o complexo fluvial do Guaíba.

Com relação aos aquíferos presentes na área, ressalta-se, regionalmente, o sistema de aquíferos freáticos relacionados aos sedimentos cenozóicos e às rochas sedimentares permianas e triássicas. A Formação Rio do Rasto ocupa uma área aflorante ao sul da localidade de Nova Santa Rita e os aquíferos no local têm características de aquíferos livres. Porém, nos locais onde esta formação ocorre encoberta pela Formação Sanga do Cabral, a ocorrência de água está associada a aquíferos localmente confinados. A Formação Sanga do Cabral, onde ocorre superficialmente, apresenta superfície freática rasa que, localmente, pode aflorar nas drenagens ou tornar-se profunda nas elevações do terreno. Nas áreas de Canoas, Esteio e COPESUL, as profundidades do nível de água são superiores a 12 m.

Os sedimentos cenozóicos representados por estratos inconsolidados areno-argilosos e silticos, acomodam sistemas de aquíferos livres e semi-confinados. O nível freático é raso, sendo localmente aflorante. Os menores valores de profundidade do freático ocorrem junto às planícies de inundação dos rios Caí e Sinos e em direção ao estuário do Guaíba.

Outro sistema de aquífero, que se encontra na área, está representado por litologias fraturadas junto às intrusões de rochas magmáticas da Formação Serra Geral.

4.3 Solos

As informações sobre os solos da região foram obtidas a partir do mapa do Levantamento de reconhecimento de solos do Rio Grande do Sul, na escala 1:750.000 (Brasil, 1973) revisto e atualizado por Streck *et al.* 2002, na publicação "Solos do Rio Grande do Sul". Estes mapas de solos em escala pequena não são adequados para fins de planejamento, mas ainda assim, constituem a única informação disponível sobre solos na região. Ressalta-se que as unidades de solos representadas no mapa de solo da área podem ser formadas por uma ou mais classes (associações). Além disso, tipos de solos com pouca extensão areal estão incluídos nas classes com maior extensão em área.

4.4 Aquisição dos Dados

Para o desenvolvimento desta pesquisa foi utilizada a base de dados pertencente ao estudo da vulnerabilidade natural do aquífero, efetuada no percurso integral do sistema de dutos ORSUL II e dados adicionais advindos da execução das seguintes atividades: construções de piezômetros; execução de testes de bombeamento (*Slugs test*) e ensaios para determinação da condutividade hidráulica K; ensaios de infiltração; instalação de réguas em rios e piezômetros; amostras de solos com ensaios físicos e análises do conteúdo de matéria orgânica.

4.4.1 Construção de Piezômetros

Foram construídos um total de 45 piezômetros que cobriram, aproximadamente, 12 km da extensão do sistema de dutos, totalizando 95,6 m de perfuração. Os piezômetros possuem filtro e revestimento de PVC ranhurado de modo a permitir medições do nível de água em diferentes épocas do ano, parâmetros de qualidade da água e coleta de amostra. Estes piezômetros foram localizados e nivelados através de levantamento com utilização do sistema de GPS de precisão.

Entre os piezômetros construídos, 12 deles possuem profundidades entre 2m e 6m e 33 piezômetros apresentaram profundidades até 2m. O Anexo 4.1 apresenta as leituras do nível de água nos mesmos.

4.4.2 Determinação da Condutividade Hidráulica

As condutividades hidráulicas das principais unidades litológicas e solos da região foram obtidas através de ensaios efetuados nos piezômetros. Nos piezômetros mais profundos, empregou-se o método *slug test* para determinação da condutividade hidráulica. Nos piezômetros rasos a condutividade hidráulica foi obtida em local próximo de sua perfuração, em furos com 80 cm de profundidade, utilizando-se o método “*Augen Hole Method*”.

Nos piezômetros mais profundos os poços foram bombeados e mediu-se a recuperação do nível de água aplicando-se o método de Bower & Rice para se calcular a condutividade hidráulica. Nos piezômetros rasos foram executadas duas perfurações com trado manual. Uma

das perfurações constituía o próprio piezômetro possibilitando o acompanhamento do nível de água durante o período de observação. A outra perfuração, executada em local próximo ao primeiro furo, servia para a execução do teste de permeabilidade. Foi empregado o método do poço invertido. Neste método, a água é adicionada ao poço e mede-se a intervalos de tempo o rebaixamento, ou seja, impõem-se certas condições ao fluxo de água através do solo e mede-se a descarga do fluxo. A condutividade hidráulica (K) é calculada, então, por fórmulas que descrevem a relação existente entre (K), as condições do fluxo e a descarga (*Augen Hole Method*). A descrição e planilha de cálculo são apresentadas por Cauduro et al. 1986. A condutividade hidráulica obtida na situação descrita reflete a propriedade dos materiais geológicos situados no entorno da zona saturada. A condutividade hidráulica foi obtida por este método em 61 locais da área.

4.4.3 Testes de Infiltração

Os testes de infiltração objetivaram o conhecimento da taxa de infiltração básica dos solos da área. A infiltração é dita básica no momento em que a variação da taxa de infiltração instantânea em relação ao tempo se torna muito lenta. Esta condição é atingida quando o perfil do solo chega a sua capacidade máxima de armazenamento. O conhecimento da taxa de infiltração básica pode, então, ser empregado para estimar a taxa de recarga na zona saturada. Empregou-se o método dos cilindros concêntricos para a determinação da taxa de infiltração básica, observando-se os procedimentos e cálculos descritos por Cauduro *et.al.* 1986. Procurou-se representar as condições de infiltração dos materiais junto aos piezômetros perfurados nos diversos compartimentos geológicos existentes na área. Desta maneira foram realizados 19 ensaios de infiltração nas regiões das várzeas dos rios Caí e Sinos e porção central da área. Esta última compreendendo a região topograficamente mais elevada e correspondendo ao divisor de águas da área (Anexo 4.2).

4.4.4 Instalação de Réguas

As réguas para medição do nível da água, instaladas nos rios Caí, Sinos e Jacuí permitiram a coleta diária entre dezembro/2001 e dezembro/2002 com falhas nos meses 02, 03 e 04 (Figura 4.2). Estas informações foram empregadas na modelagem do fluxo.

As réguas em piezômetros, instaladas, respectivamente, na parte central da área (piezômetro 17), várzeas dos rios dos Sinos (piezômetro VS1) e Caí (piezômetro VC1) procuraram ilustrar a situação do freático na área inteira. Os registros abrangeram o período julho/2001 a dezembro /2002 com falhas nos meses 07, 10 e 11.

O Anexo 4.3 apresenta as tabelas com os registros dos níveis de água obtidos nos pontos de coleta dos rios Sinos, Caí e Jacuí e piezômetros 17, VS1 e VC1.

4.4.5 Propriedades Físicas e Químicas dos Solos

Para subsidiar a modelagem do fluxo e transporte na área de estudo, coletaram-se amostras de solo em 21 locais adjacentes aos piezômetros. Em cada local, procedeu-se a coleta de uma amostra retirada na superfície e outra obtida na profundidade de 0,5 m (Anexo 4.4). Estas amostras de solos serviram para a determinação dos seguintes parâmetros: densidade de sólidos, densidade de partícula, porosidade, umidade volumétrica, curvas de retenção e conteúdo de matéria orgânica.

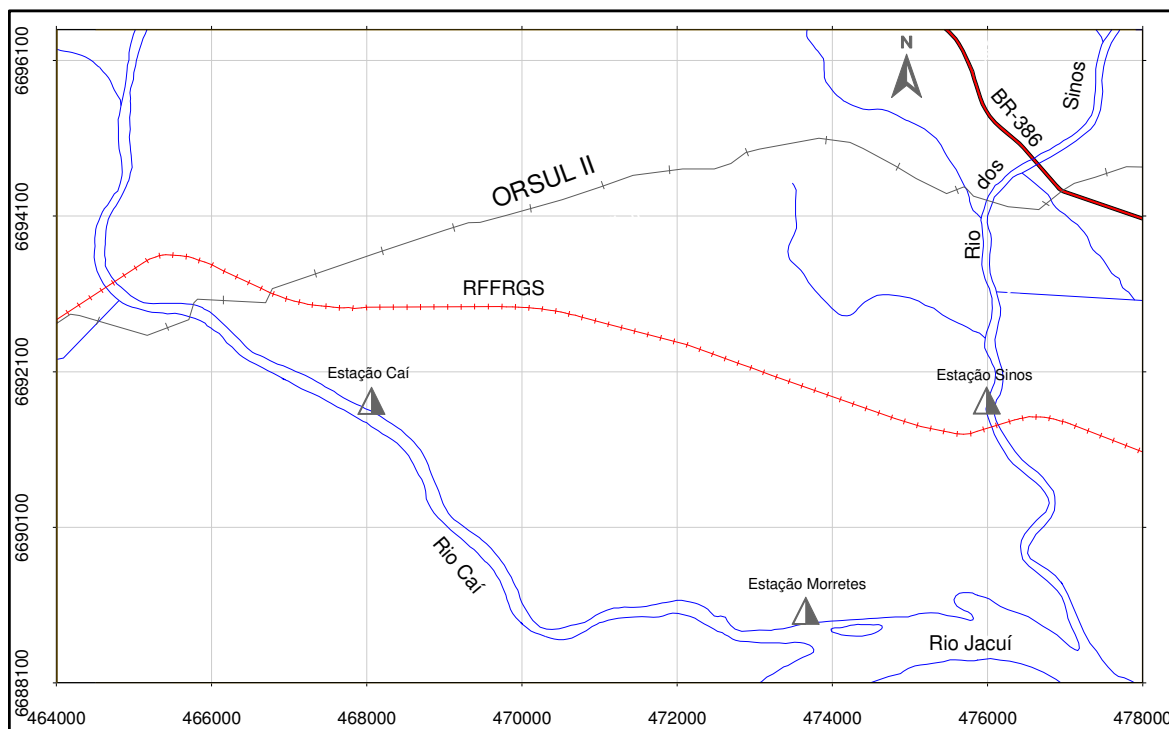


Figura 4.2 - Localização das réguas para medição do nível de água nos rios Caí, Sinos e Jacuí.

Capítulo 5 - Avaliação da Vulnerabilidade Natural do Aquífero

5.1 Introdução

Neste estudo, os conceitos derivados da metodologia DRASTIC (Aller *et al.*,1987), desenvolvida para avaliação do potencial de vulnerabilidade natural (PVN) de aquíferos em escala regional, foram empregados para avaliar a vulnerabilidade dos aquíferos em relação ao sistema de dutos ORSUL II. Este sistema de dutos liga a Refinaria Alberto Pasqualini (REFAP) ao Complexo Petroquímico do Sul (COPESUL) na região metropolitana de Porto Alegre, RS, Figura 5.1

O sistema de dutos ORSUL II tem 25 km de comprimento e uma faixa de domínio com 20 m de largura. Como área de estudo no seu entorno, definiu-se uma faixa com 32 km de comprimento por 14 km de largura, perfazendo uma área com 448 km². Dentro desta área maior, ressaltou-se para a análise da vulnerabilidade natural do aquífero a seção do sistema de dutos localizada entre os rios Caí e Sinos.

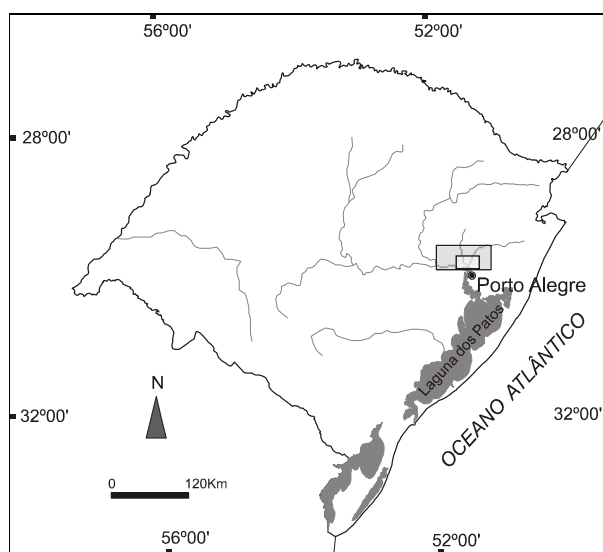


Figura 5.1- Mapa de localização da área

5.2 Os Fatores Hidrogeológicos e a Vulnerabilidade Natural

Quanto maior a profundidade do aquífero, maior é a possibilidade de atuação de processos de atenuação. Na avaliação do PVN, a profundidade do NA recebe o maior peso. Este fator hidrogeológico varia na área (Figura 5.2) entre 0 e 15 m. A reclassificação consta na Tabela 5.1.

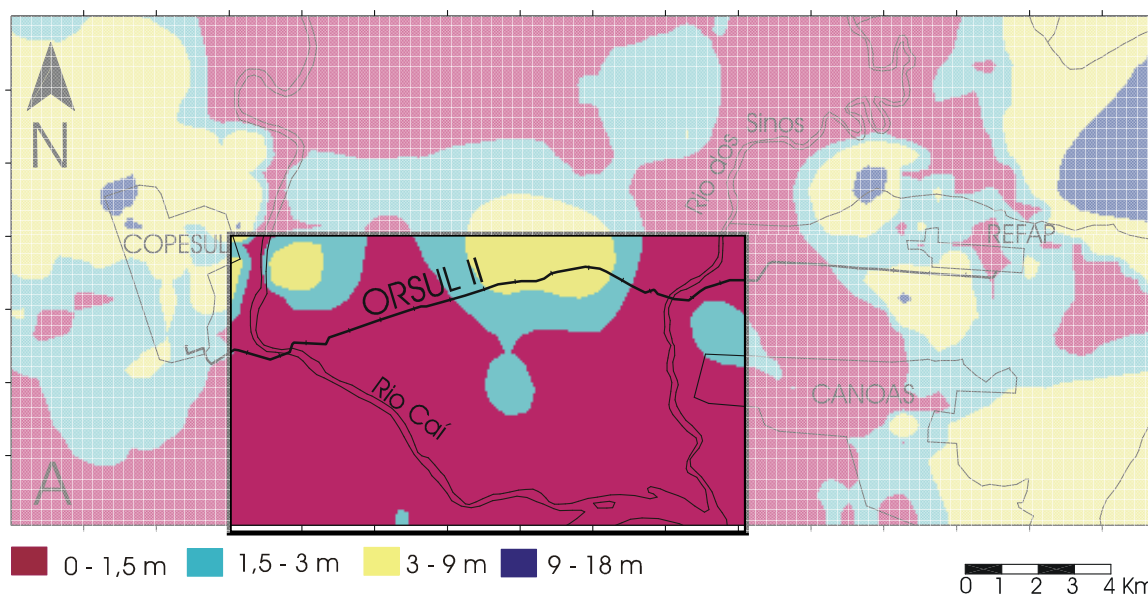


Figura 5.2 - Mapa da profundidade do nível de água

Tabela 5.1- Profundidade do nível de água.

Intervalos (m)	Escore	Área (km ²)	%
0 -1,5	10	218,75	49,75
1,5 -3	9	110,63	25,16
3 - 9	7	100,04	22,75
9 -15	5	10,21	2,32

A recarga do aquífero, traduzida pela quantidade de água proveniente das precipitações que efetivamente alcançam o aquífero, é caracterizada pelo local de ocorrência e a taxa com que esta se processa. Quanto maior a recarga de uma área, mais vulnerável será o aquífero. A partir da simulação do fluxo subterrâneo efetuada com o FLOWPATH (Figura 5.3), que foi calibrada pelo mapa da superfície piezométrica (elaborado a partir de informações de sondagens elétricas e piezômetros), obteve-se o mapa de recarga (Figura 5.4). Os valores obtidos na área são compatíveis com os valores de recarga calculados por balanço hídrico para a região de Porto Alegre. Para reclassificação em intervalos percentuais (Tabela 5.2), considerou-se como limite superior o valor de 105 mm/ano, correspondendo a 8% da precipitação média anual da Grande Porto Alegre (1322 mm, conforme Hausman, 1995).

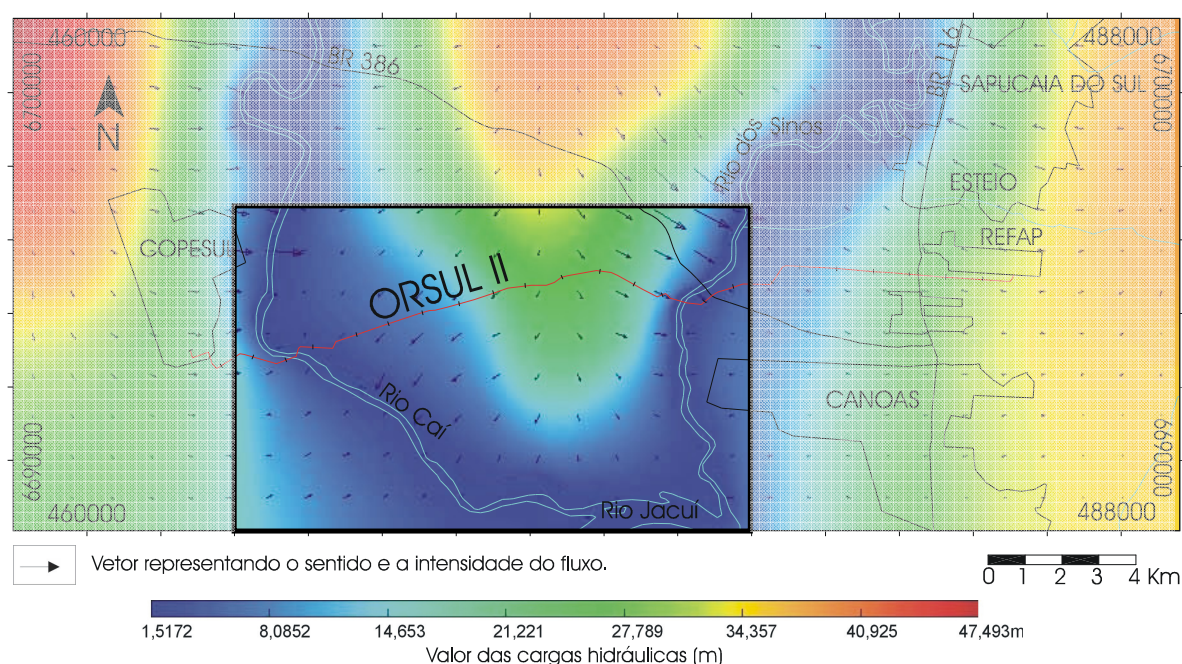


Figura 5.3 - Mapa piezométrico obtido na simulação do fluxo da água subterrânea na área do oleoduto ORSUL II.

Tabela 5.2 - Recarga do aquífero

Intervalos (mm/ano)	Escore	Área (km ²)	%
>53	7	62,25	14,16
32-53	5	72,47	16,48
11-32	3	26,58	6,05
<11	1	278,38	63,31

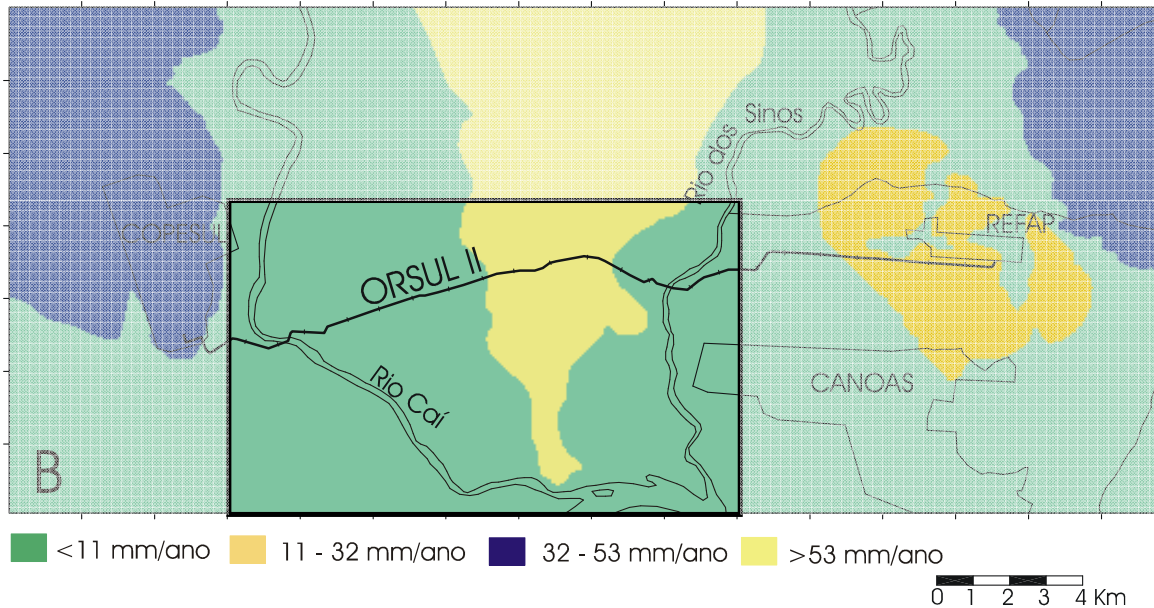


Figura 5.4 - Mapa de recarga.

Na área ocorrem rochas sedimentares da Bacia do Paraná e sedimentos aluviais e coluviais (Figura 5.5) A avaliação do meio geológico focalizou a porção superior dos aquíferos, considerando-os como inteiramente livres, embora aquíferos semi-confinados possam ocorrer (CPRM, 1997). Na atribuição dos escores (Tabela 5.3), consideraram-se os aspectos composicionais, texturais (granulometria, seleção e empacotamento) e estruturais (estratificação, fraturas), o relacionamento intergranular (dissoluções) e o fraturamento das litologias dos sistemas de aquíferos. Estas características exercem controle sobre o fluxo, influenciando no tempo de atuação dos processos de atenuação. O deslocamento mais fácil no meio poroso aumenta o PVN. Os maiores escores foram atribuídos às formações predominantemente arenosas (Tabela 5.3). Os depósitos aluviais e coluviais, onde níveis de argila são mais frequentes, receberam os escores mais baixos.

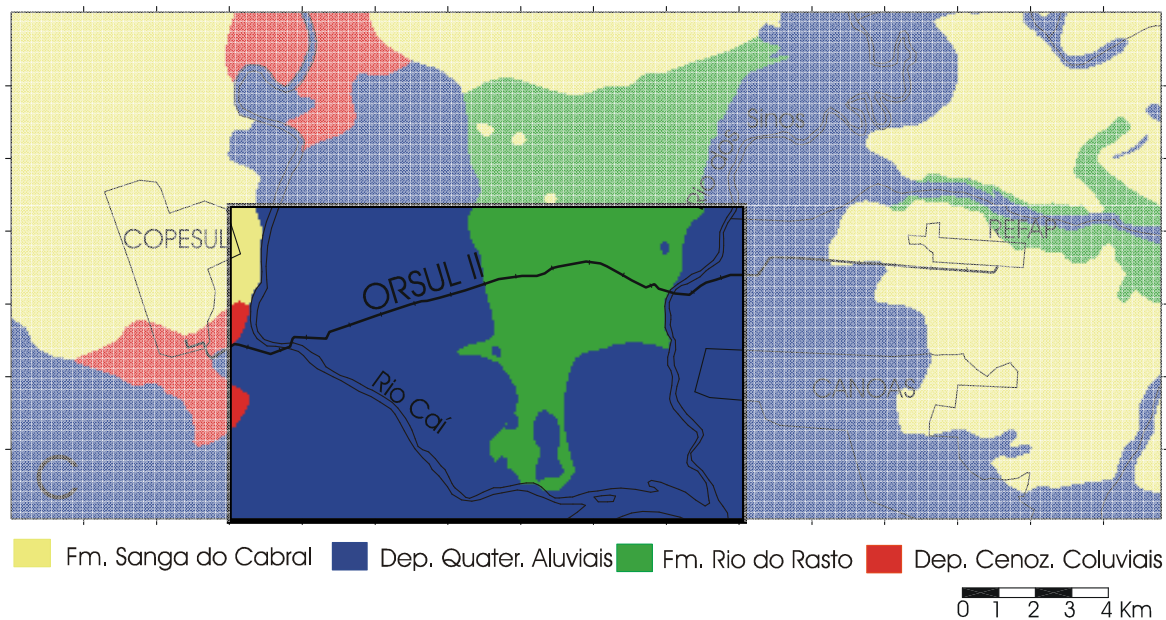


Figura 5.5 - Meio geológico

Tabela 5.3 - Unidades geológicas

Unidades	Escore	Área	
		(km ²)	%
Fm. Sanga do Cabral	7	147,91	33,64
Formação Rio do Rasto	6	59,33	13,49
Depósitos Aluviais	5	214,56	48,80
Depósitos Coluviais	4	17,84	4,05

Características do solo, como relação finos/arenosos, composição química, presença de argila (expansiva ou não), matéria orgânica e espessura dos horizontes, influenciam no tempo de atenuação, permitindo a atuação de mecanismos, como troca iônica, sorção, diluição etc, que podem diminuir a concentração do contaminante (Domenico e Schwartz, 1990). A cobertura de solos (Figura 5.6 e Tabela 5.4) foi separada em: PVa1 (Podzólicos vermelho amarelo e vermelho escuro álicos; textura arenosa/média), PVa2 (Podzólico vermelho amarelo álico; solos coluviais álicos e distróficos; textura areno-argilosa), PLe1 (Planossolo eutrófico, textura arenosa média), Ple2 (Planossolo eutrófico e Glei pouco húmico eutrófico; textura

média/argilosa), GPH (Glei pouco húmico eutrófico.; Horizonte A moderado, textura média e argilosa).

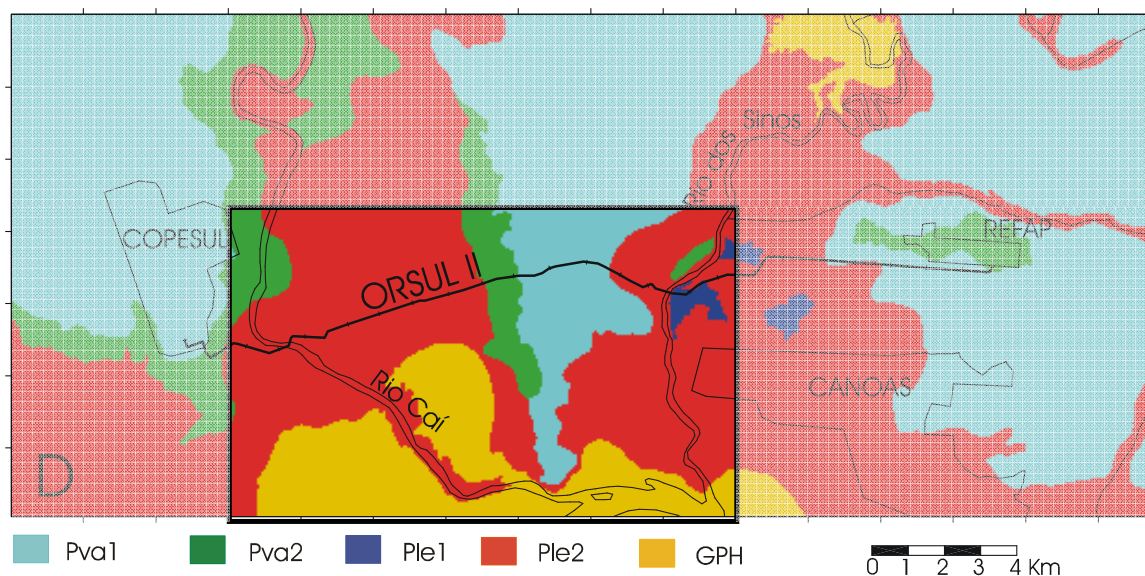


Figura 5.6 - Mapa de solos.

Tabela 5.4 - Tipos de solos

Unidades	Escore	Área (km ²)	%
Pva1	9	182,25	41,45
Pva2	6	36,65	8,34
PLe1	5	2,59	0,59
PLe2	4	183,08	41,64
GPH	3	35,07	7,98

Uma baixa declividade da superfície topográfica tende a favorecer a infiltração do contaminante, aumentando o PVN. Os intervalos de declividade (Tabela 5.5), expressos em percentagem da declividade máxima, foram estabelecidos com base na classificação do Soil Conservation Service (in Aller *et al.*, 1987), relacionando declividade e escoamento

superficial/erosão. A partir do modelo numérico do terreno, foi obtido o mapa final de declividade (Figura 5.7).

Tabela 5.5 - Declividade

Intervalos (%)	Escore	Área (km ²)	%
0-2	10	383,24	87,52
2-6	9	33,94	7,84
6-12	5	15,77	3,60
12-18	3	4,89	1,12
>18	1	1,80	0,41

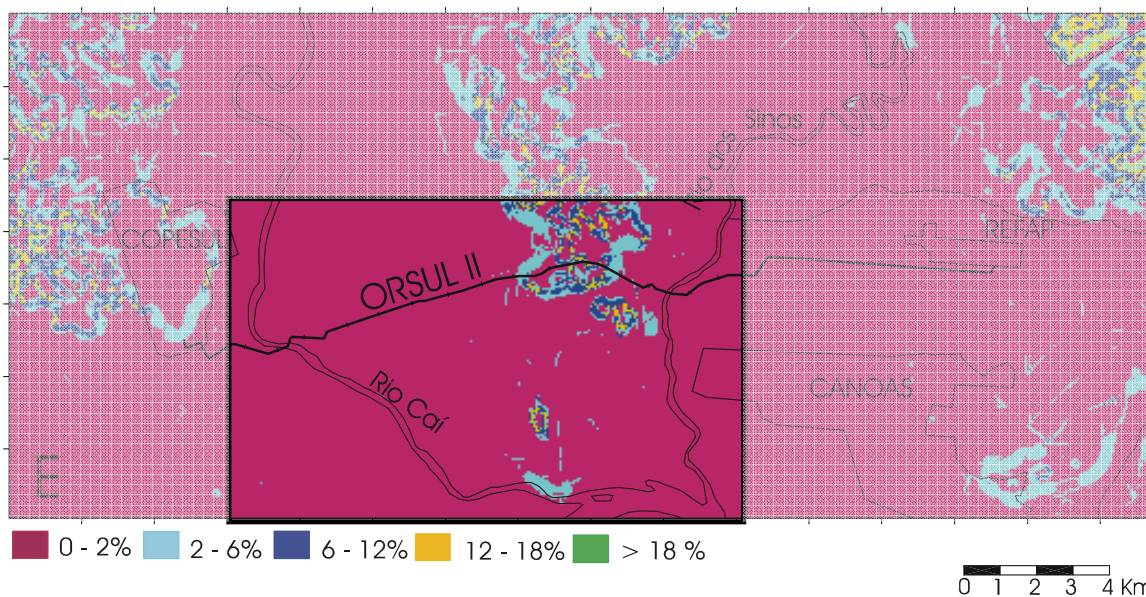


Figura 5.7- Mapa de declividade

A condutividade hidráulica (Figura 5.8) é controlada, principalmente, pela quantidade de espaços porosos interconectados decorrentes das características texturais (tamanho de grão,

arredondamento, esfericidade e seleção) e estruturais (estratificação, juntas e fraturas) dos materiais geológicos. A condutividade hidráulica varia tanto verticalmente como horizontalmente. Os dados de condutividade hidráulica se referem aos materiais geológicos da zona não-saturada no entorno da superfície do NA. A distribuição dos valores de condutividade hidráulica foi obtida a partir da interpolação dos dados pontuais, variando entre 10^{-3} m/dia e 1 m/dia. A reclassificação (Tabela 5.6) foi efetuada com base na adoção de proporções do desvio padrão ($\bar{x} - 1,2 S$, $\bar{x} - 0,6 S$, \bar{x} , $\bar{x} + 0,6 S$ e $\bar{x} + 1,2 S$, onde \bar{x} e S são, respectivamente, a média e o desvio padrão da amostra).

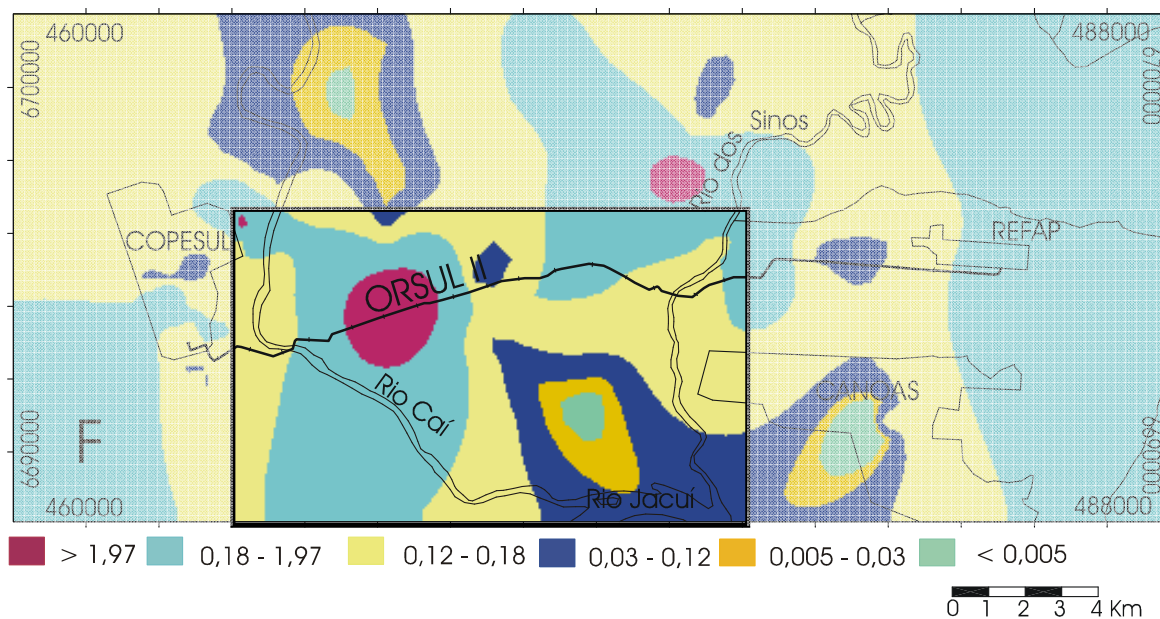


Figura 5.8 - Mapa de condutividade hidráulica.

Tabela 5.6 - Escores atribuídos à condutividade hidráulica

Intervalos (m/dia)	Escore	Área (km ²)	%
>1,97	10	7,08	1,61
0,48-1,97	9	181,98	41,39
0,12-0,48	7	181,01	41,17
0,03-0,12	5	49,78	11,32
0,005-0,03	3	15,14	3,44
<0,005	1	4,65	1,06

Tentativas de subdivisão dos IPVs em mais de três intervalos, resultaram em resoluções incompatíveis com as características da área e a densidade de informações. Assim, os IPVs obtidos foram subdivididos em três classes de potencial (Tabela 5.7), definidas com base na proporção do desvio padrão, estabelecendo as classes centradas na média, adotando-se um dos métodos de classificação sugeridos por Burrough (1986) para apresentação dos resultados. Desta forma, foram definidas as classes de PVN baixo para IPVs inferiores a $(\bar{x} - 0,9 S)$, médio para IPVs entre $(\bar{x} - 0,9 S)$ a $(\bar{x} + 0,9 S)$ e alto para IPVs superiores a $(\bar{x} + 0,9 S)$ onde \bar{x} e S são, respectivamente, a média e o desvio padrão da amostra.

As zonas de PVN alto (Figura 5.9) situam-se dentro dos domínios de afloramento das Formações Sanga do Cabral e Rio do Rasto (Figura 5.5). Mas, a superposição dos diversos fatores hidrogeológicos arrolados no modelo acarretou a identificação, dentro destes domínios, de zonas com PVN médio. Do mesmo modo, nos domínios aluvionares, que possuem, caracteristicamente, PVN médio, foram identificadas diversas zonas de PVN baixo por influência, principalmente, dos solos, dos baixos valores de condutividade hidráulica ou, mais localizadamente, por maiores profundidades do NA.

Tabela 5.7 - Classes do potencial de vulnerabilidade natural e distribuição areal.

PVN	Intervalo de classe dos IPVs	Área km ²	%
Baixo	< 103	69.5	15,8
Médio	103-130	276.9	62,9
Alto	>130	93.2	21,2

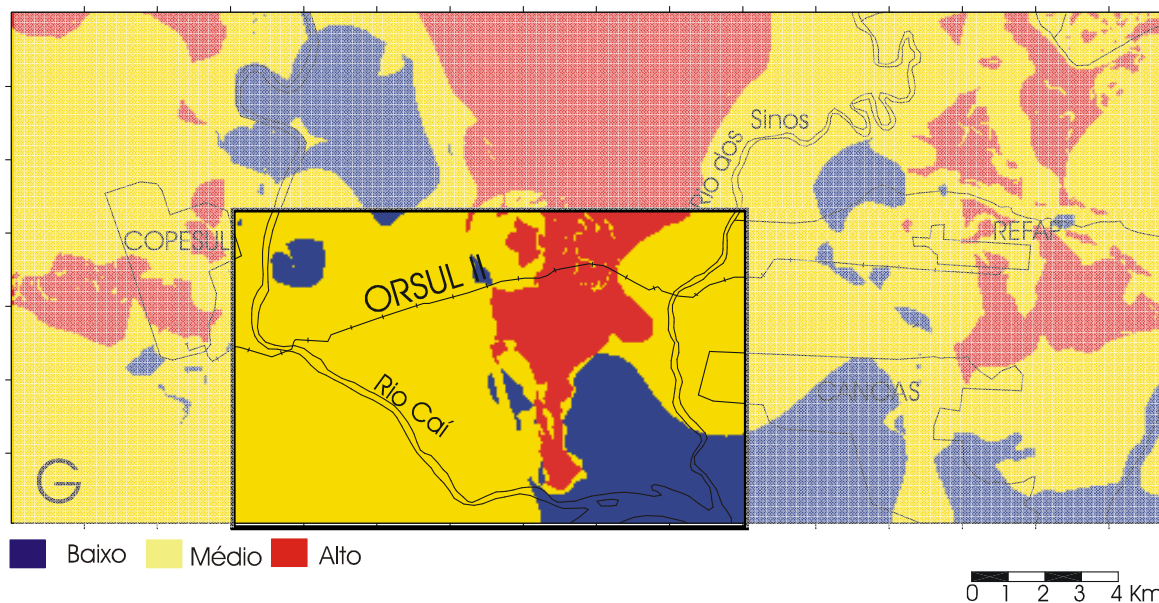


Figura 5.9 - Mapa do potencial de vulnerabilidade.

5.3 Resultados da Avaliação da Vulnerabilidade

O método DRASTIC considera fatores hidrogeológicos que são, em sua maioria, inter-relacionados pela litologia. A resolução do mapa, resultante do cruzamento dos diversos planos de informações, dependerá da densidade de informações sobre os demais fatores hidrogeológicos. O que se espera desta avaliação é que ela possa distinguir, dentro de cada domínio geológico, áreas com diferentes PVNs, numa escala com definição suficiente para trazer implicações sobre a localização do duto. Este objetivo foi atingido com a classificação dos IPV's em três intervalos (Figura 5.9), definida com base na proporção do desvio padrão, estabelecendo os intervalos com as classes centradas na média, conforme descrito no item anterior. Observa-se que dos 6 km atravessados pelo duto em terrenos da Formação Rio do Rasto (Figura 5.5), apenas 2,5 km correspondem a áreas com PVN alto (Figura 5.9). O trecho atravessando áreas de PVN alto poderia ter sido ainda menor se o traçado do duto fosse mais ao sul, onde a zona de PVN alto tem uma largura de apenas 1 km.

A metodologia DRASTIC objetiva a análise da vulnerabilidade natural dos aquíferos, ou seja, independentemente da fonte de contaminação. Ao considerar-se a presença do duto,

introduz-se o conceito de risco e, conseqüentemente, a composição do contaminante(s), seu(s) comportamento(s) face ao meio poroso e a forma como ocorre a liberação ao meio ambiente devem ser considerados. No presente trabalho, fizeram-se necessárias simplificações com relação à composição do contaminante e à forma de liberação, sendo esta abordada em dois casos extremos: pequenos vazamentos não perceptíveis aos equipamentos de controle e derrame de grandes proporções.

No caso de pequenos vazamentos, os mecanismos de proteção ao aquífero são os mesmos considerados na análise do PVN. Por exemplo, os fatores hidrogeológicos declividade da superfície do terreno e cobertura de solo, mesmo tratando-se de um duto enterrado, continuam exercendo influência na quantidade de água infiltrada, cujo movimento descendente contribui no transporte do contaminante até o aquífero. A massa de contaminante liberada é relativamente pequena em relação às condições do meio e, de forma geral, pode ser parcialmente dissolvida na água. Os óleos mais densos do que a água (*dense non-aqueous phase liquids* - DNPLs), não dissolvidos, tenderão a atingir a base do aquífero. Os óleos menos densos (*light non-aqueous phase liquids* - LNAPLs) permanecerão no topo do aquífero, onde as suas características e as oscilações do NA controlarão o espalhamento lateral e, conseqüentemente, a capacidade de se deixarem conduzir pelo fluxo da água da zona saturada. Portanto, o mapa de PVN (Figura 5.9) traduz, também, o potencial de vulnerabilidade à contaminação relacionada ao duto.

No caso de derrame de volume expressivo de óleo em tempo relativamente curto, a contaminação do freático ocorre por processo de injeção de massa em uma área. O óleo só tem oportunidade de se infiltrar, em grande volume, em locais com NA mais profundo e baixa saturação de água no solo. Tal situação foi constatada no vazamento da REPAR (Araucária, PR), onde a infiltração de óleo em grande volume ocorreu nas áreas com NA mais profundo, apesar de situadas em encosta e das condutividades hidráulicas serem baixas; a infiltração de óleo foi extremamente dificultada nas áreas com NA mais raso e maior saturação de água no solo, mesmo sendo planas e com alta condutividade hidráulica (Bastos Neto *et al.*, 2001). Diante do exposto, invertem-se os escores atribuídos aos intervalos do fator profundidade do NA e efetuou-se novo cruzamento dos planos de informação. O mapa obtido (Figura 5.10) traduz a oportunidade de contaminação por injeção de massa. O duto atravessa, na parte central da área, uma zona de alta oportunidade de contaminação que teria sido evitada por um traçado mais ao sul. Por outro lado, há que se considerar que zonas com lençol freático excessivamente raso devem ser evitadas por questões de engenharia.

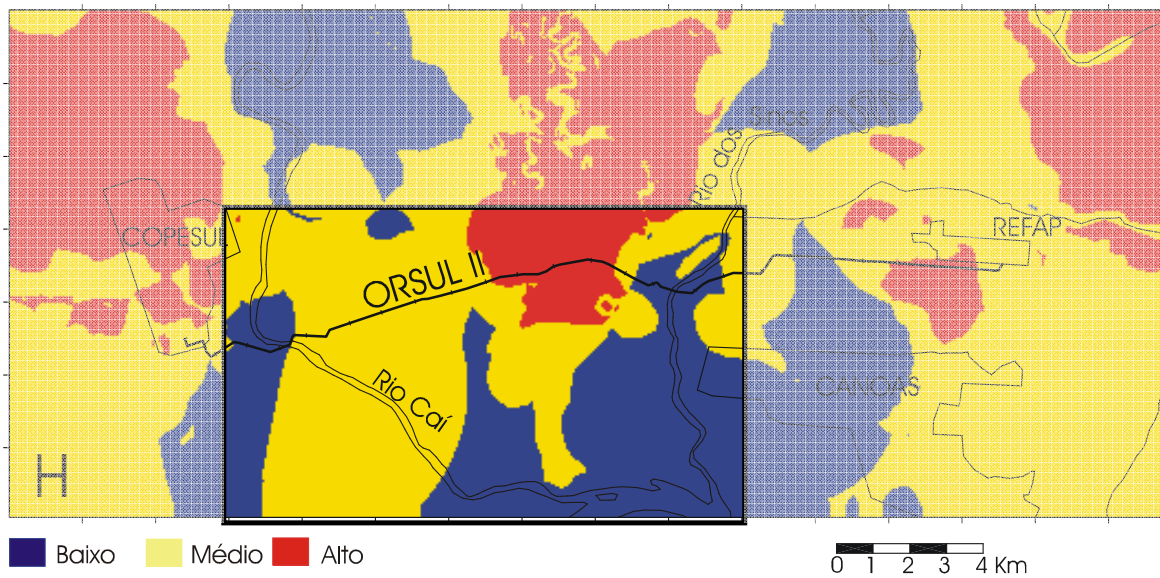


Figura 5.10 - Mapa de oportunidade de contaminação por injeção de massa.

Capítulo 6 - A Modelagem Determinística do Fluxo

A modelagem do fluxo subterrâneo objetivou entender o comportamento do lençol freático nesta região com a obtenção do padrão de escoamento (módulo e direção da velocidade de percolação) e a distribuição das cargas hidráulicas na camada aquífera. A simulação do fluxo foi executada sob condições de fluxo horizontal, regime permanente e abrangeu a zona saturada. Nestas condições, os resultados do modelo de simulação forneceram a distribuição das cargas hidráulicas e os gradientes hidráulicos. Os resultados da simulação possibilitam a determinação de velocidades e os tempos de deslocamento de partículas permitindo, desta forma, a execução de previsões sobre o quadro regional do fluxo das águas subterrâneas e o transporte advectivo do contaminante.

Este capítulo descreve às etapas desenvolvidas na execução da modelagem determinística do fluxo, envolvendo a descrição do domínio horizontal e vertical da modelagem, descrição das condições de contorno, a estimação dos parâmetros hidráulicos K , recarga e porosidade efetiva. São apresentados, ainda, os resultados da modelagem do fluxo e da calibração do modelo e exemplos de aplicação da modelagem do fluxo e do transporte em cenários de derrame no oleoduto.

6.1 Características Hidrogeológicas Gerais no Domínio da Modelagem

A modelagem teve como objetivo a representação do fluxo subterrâneo na porção livre ou freática dos sistemas de aquíferos da área. Na região, os aquíferos freáticos ocupam as áreas de relevo baixo que formam as planícies de inundação dos rios Jacuí, Caí e Sinos. Marginalmente as bacias destes rios, os aquíferos freáticos têm continuidade junto às áreas com topografia mais elevada onde ocorrem as formações permo-triássicas.

No domínio da modelagem do fluxo, os sistemas de aquíferos livres foram representados por uma única camada aquífera que procurou abranger as porções mais superficiais das unidades permo-triássicas e os sedimentos sobrejacentes a estas unidades. Considerou-se, igualmente, que os sistemas de aquíferos livres possuem continuidade lateral através destas seqüências de litologias. Por outro lado, foram considerados como região de não-fluxo os locais onde afloram as rochas básicas da Formação Serra Geral.

6.2 Definição do Domínio Horizontal

O domínio da modelagem do fluxo foi discretizado horizontalmente com a construção da malha regular de diferenças finitas, com células de 50m x 50m, perfazendo um total de 280 colunas por 168 linhas. O domínio vertical, por outro lado, foi estabelecido considerando o modelo com uma única camada, representando a camada aquífera superficial, sendo delimitada na base por uma superfície com altitude (-) 30metros (Figura 6.6).

6.3 Condições de Contorno

As condições de contorno estabelecidas no domínio do modelo consideraram as células junto aos rios Jacuí, Caí e Sinos pertencentes a uma fronteira com carga hidráulica constante. As células externas, respectivamente, às margens sul, oeste e leste destes rios foram assinaladas como regiões de não-fluxo ou inativas, sendo, portanto, desativadas na modelagem. Foram também consideradas, como uma fronteira de carga constante, as células referentes ao afluente do rio dos Sinos na região de Nova Santa Rita.

As condições de contorno para a modelagem do fluxo foram estabelecidas com base no conhecimento hidrogeológico da região. Considerou-se que os rios da região estariam em contato com as águas subterrâneas, fixando-se, assim, uma condição de contorno de carga hidráulica constante ao longo destes cursos de águas. A partir disso, foram atribuídas as cargas hidráulicas, obtidas através dos registros dos níveis de água em 3 réguas instaladas nos rios Caí, Sinos e Jacuí, referentes a oito meses de observação no ano 2001 (Item 4.4.4 e Figura 4.2). Para a execução da modelagem do fluxo e calibração do modelo, foram empregados os valores dos níveis de água de leitura nas réguas referente ao nível médio mensal observado durante o período da coleta de informações. Sendo que estes dados corresponderam ao mês de julho/2001, coincidindo com a época do ano com maior disponibilidade hídrica na região. A Tabela 6.1 apresenta os valores do nível de água nas réguas usados na simulação do fluxo.

Tabela 6.1 – Valores dos níveis de água em réguas utilizados na simulação.

Régua	Coordenadas		Altitude da régua (m)	Média mensal das leituras (m) Julho/2001	Altitude do NA (m)
	Lat X	Long Y			
Caí	468044	6691677	(-) 0,23	2,20	1,98
Sinos	475998	6691734	(-) 0,42	2,39	1,97
Jacuí (Morretes)	473651	6688801	(-) 0,57	1,49	0,92

O valor da carga hidráulica nas células do contorno de carga hidráulica geral (GHB), foi estabelecido com base nos níveis de água em piezômetros situados próximos do limite norte do modelo de fluxo, informações de poços cacimba na região e estimativas tomando como referência a curva de nível topográfica no limite da área. A partir do ponto inicial situado em uma célula do rio Caí, as cargas hidráulicas foram distribuídas linearmente ao longo de uma linha no limite norte do domínio do modelo até o outro ponto situado em uma célula referente ao rio dos Sinos. Desta forma, foram especificadas um total de 12 zonas com carga hidráulica geral no limite norte do domínio de fluxo. Os valores destas cargas hidráulicas estão representados na Tabela 6.2

Tabela 6.2 - Valor da carga hidráulica utilizada na condição de contorno de carga hidráulica geral (GHB).

GHB Número da zona	Ponto inicial da carga hidráulica na GHB	Carga hidráulica (m)
1	Rio Caí	2,39
2	NA obtido a partir da projeção da interseção do NA observado no VC22 com o limite do modelo	4.8
3	NA obtido a partir da projeção da interseção do NA observado no VC21 com o limite do modelo.	4.2
4	NA obtido a partir da projeção da interseção do NA observado no VC20 com o limite do modelo.	5.50
5	NA estimado a partir da curva de nível no limite	6
6	NA estimado a partir da curva de nível no limite	22
7	NA estimado a partir da curva de nível no limite	27
8	NA estimado a partir da curva de nível no limite	35
9	NA estimado a partir da curva de nível no limite	30
10	NA estimado a partir da curva de nível no limite	35
11	NA estimado a partir da curva de nível no limite	27
12	NA estimado a partir da curva de nível no limite	10
-	Rio dos Sinos	2.29

6.4 Desenvolvimento do Modelo Numérico

A execução da simulação exigiu a implementação, no modelo, de um conjunto de dados que incluiu a designação das propriedades hidráulicas (coeficiente de armazenamento, condutividade hidráulica, porosidade), altitudes das superfícies limites da camada aquífera e condições de recarga.

A Figura 6.1 apresenta a localização dos pontos com resultados de porosidade obtidos a partir de amostras da superfície – Am 1 - e amostras tomadas à profundidade de 0.5 m - Am 2, mostrando, também, o limite das unidades pedo-geológicas. Estes resultados de porosidade estão representados no Anexo 4.4.

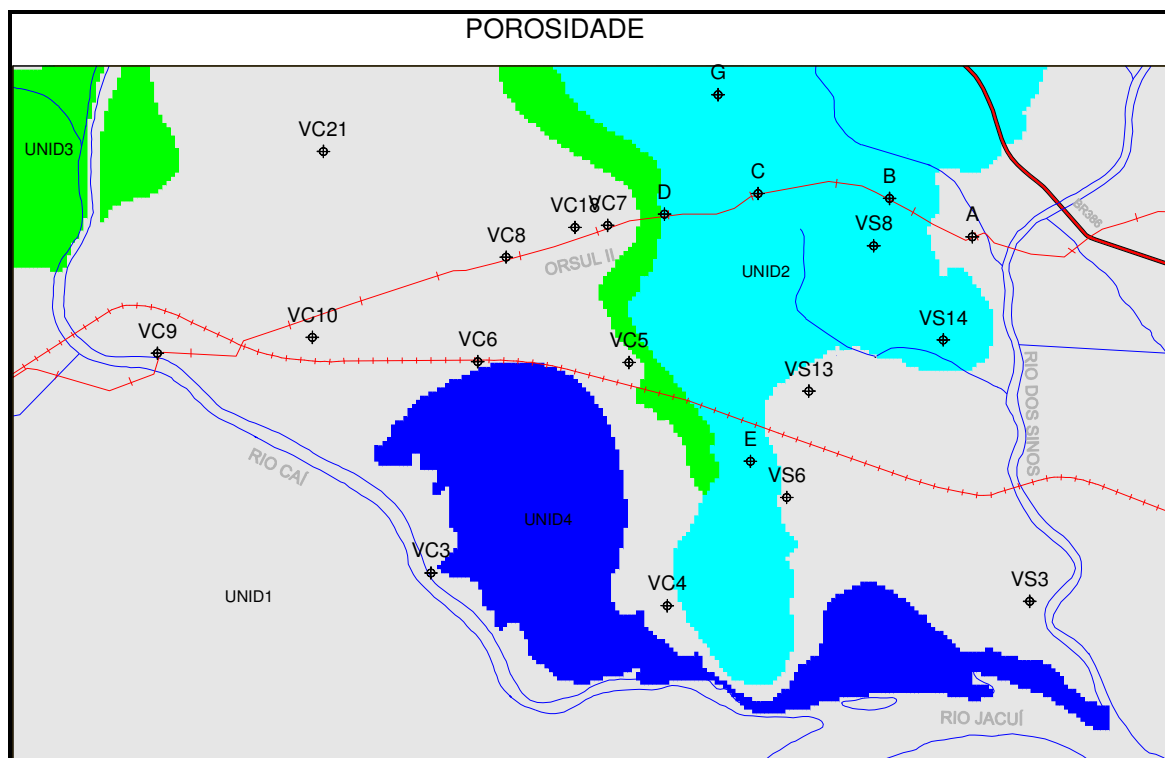


Figura 6.1 – Localização dos pontos com dados sobre a porosidade.

Na simulação do fluxo subterrâneo, foram usados os valores de porosidade média referentes a amostras de solos coletadas na superfície e relacionadas a cada unidade (células hachuradas). A Tabela 6.3 apresenta os valores de porosidade relacionando-os com as unidades geológicas identificadas na área.

Tabela 6.3 - Valores de porosidade, em hachura, os valores empregados na simulação do fluxo.

	Porosidade Total	
	Am1	Am2
unidade1	Planossolos associados às planícies de inundação dos rios atuais	
mínimo	0.47	0.43
máximo	0.63	0.68
média	0.52	0.5
Unidade2	Podsolos associados às litologias das formações permotriássicas	
mínimo	0.41	0.45
máximo	0.5	0.5
média	0.45	0.47
Unidade3	Podsolos associados aos depósitos gravitacionais de encostas	
mínimo	0.43	0.41
máximo	0.55	0.52
média	0.49	0.47
Unidade 4	Solos húmicos associados às regiões dos banhados atuais	
	0.56	0.53

A condutividade hidráulica (K) na área da modelagem foi obtida através dos ensaios de campo realizados em 61 locais da área. Estes ensaios fazem referência a condutividade hidráulica (K) obtida sem a presença do contaminante na água.

A Figura 6.2 mostra a localização dos pontos de coletas das amostras e as unidades geológicas.

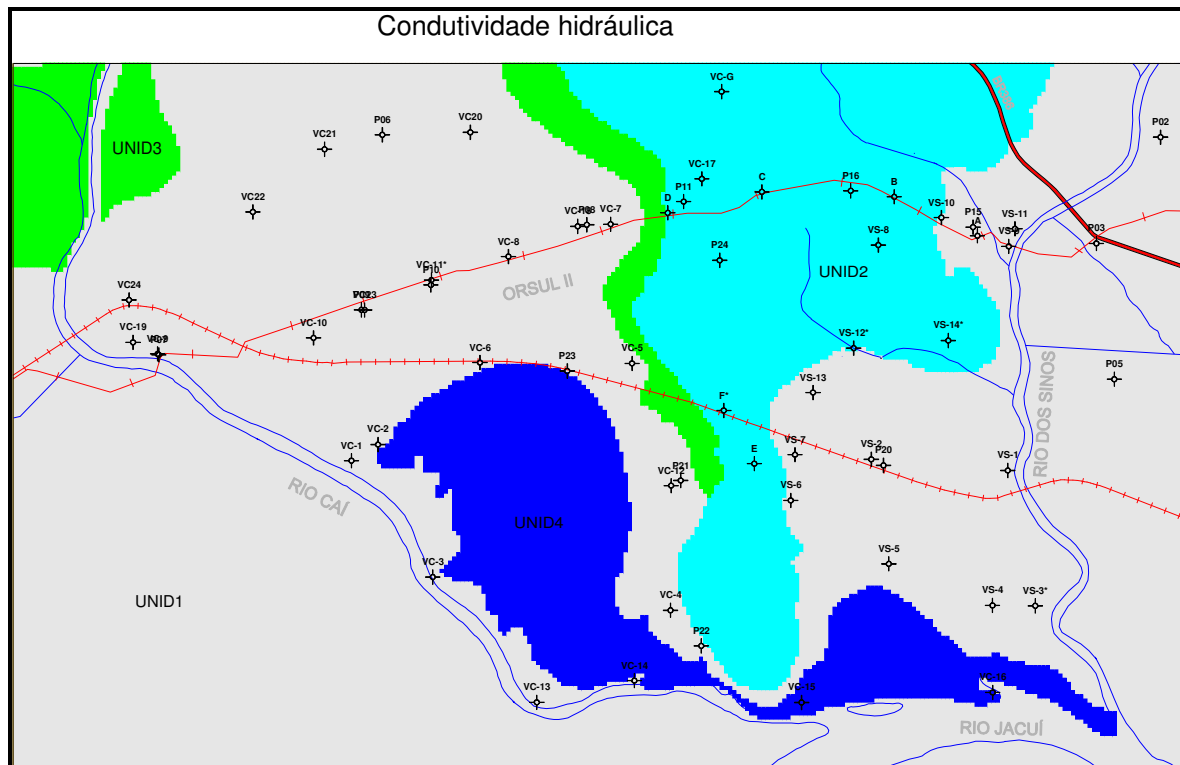


Figura 6.2 - localização dos pontos com condutividade hidráulica e unidades geológicas.

Os valores de condutividade hidráulica observados referem-se às propriedades dos solos e materiais geológicos medidos no entorno da zona saturada. Estes valores observados foram correlacionados com as unidades geológicas identificadas na área e serviram para alimentar o modelo fluxo subterrâneo. Os valores de condutividade hidráulica, observados em cada unidade, forneceram o limite mínimo e máximo e o valor inicial (média das medidas em cada unidade) para serem empregados na calibração do modelo do fluxo (Tabela 6.4). Ressalta-se, ainda, que a condutividade hidráulica empregada no modelo do fluxo considerou o meio isotrópico ($K_x = K_y = K_z$).

Tabela 6.4 - Valores de condutividade hidráulica e as unidades geológicas.

Unidade 1	K (m/seg)	K log(K)	Nº Amostra 39
mínimo	3.59E-08	-7.44515	
máximo	0.000207	-3.68487	
média	1.22E-05	-5.63942	
Unidade 2			Nº amostra 12
mínimo	1.45E-07	-6.83822	
máximo	0.000176	-3.75424	
média	3.13E-05	-5.30075	
Unidade 3			Nº amostra 2
mínimo	8.45E-06	-5.07328	
máximo	4.01E-05	-4.39707	
média	2.43E-05	-4.73518	
Unidade 4			Nº amostra 6
mínimo	7.69E-07	-6.11395	
máximo	0.000142	-3.84741	
média	2.94E-05	-5.17665	

Por outro lado, os valores de condutividade hidráulica usados na simulação e que permitiram a melhor calibração do modelo foram os seguintes:

Unidade 1 - Planícies aluviais dos rios Caí, Sinos e Jacuí. -1 .E-3 (m /seg)

Unidade 2 - Formações permo-triássicas - 6,39E-6 (m /seg)

Unidade 3 - Depósitos sedimentares de encostas - 1,53E-5 (m /seg)

Unidade 4 - Sedimentos associados às áreas de banhados - 1.09383E-2 (m /seg)

A recarga na camada aquífera é efetuada, através da infiltração direta da água no subsolo, a partir das precipitações. Os dados de recarga do aquífero para entrada na modelagem foram estabelecidos definindo-se os locais de recarga em função das litologias, topografia e o valor correspondente à taxa com que esta se processa. A taxa de recarga distribuída no espaço é difícil de obter. Uma maneira de estimar essa taxa consiste em usar como referência a taxa de infiltração, obtida através dos testes empregando os cilindros concêntricos (método descrito no Item 4.4.3). Desta maneira, conhecendo-se o valor da infiltração básica em pontos da área e o número de dias de chuva no período é possível estimar a recarga. Outra simplificação consistiu em considerar as áreas de banhados e porções topograficamente mais baixas das planícies de inundações dos rios como sendo áreas que possuem taxas de recargas inexpressivas.

A Figura 6.3 apresenta a localização dos pontos com valor de infiltração básica relacionando-os com as unidades geológicas.

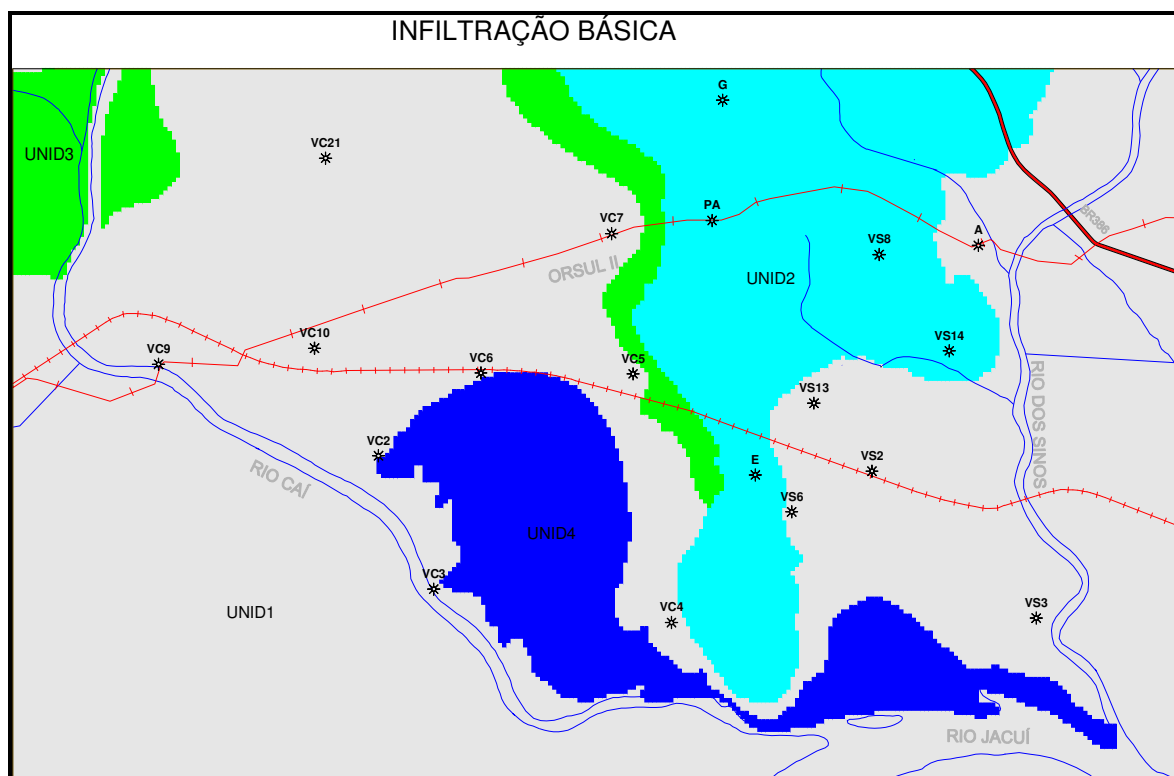


Figura 6.3 – Localização dos pontos com valores de infiltração básica.

O Anexo 4.2 apresenta os resultados dos testes de infiltração que serviram como base para as estimativas dos valores de recarga.

A taxa de recarga em cada unidade foi estimada a partir da taxa de infiltração básica obtida através dos testes de campo. Os dados pluviométricos foram tomados a partir da estação pluviométrica de Sapucaia do Sul (código 2951028, coordenadas UTM - 452145.860 / 6700933.859) e o registro de chuvas no ano de 2001 (Tabela 6.5). A estação Sapucaia do Sul encontra-se próxima e a montante da área de estudo tem, provavelmente, um regime pluviométrico semelhante ao regime da área de estudo.

Tabela 6.5 - Dados pluviométricos

Chuva Estação:
(mm) **Sapucaia do Sul**

	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	
máx mensal (mm)	92	46.7	50.4	84.8	12.2	41.9	43.3	18.9	30.5	124	54.5	51.1	
Total mês (mm)	241.9	134.3	98.7	241.6	48.7	114.2	200.4	27.6	111.5	203.8	137.8	100.5	
													Total Anual (mm) 1661

A Figura 6.4 mostra o gráfico das chuvas na estação de Sapucaia do Sul e os níveis do rio Caí na área de estudo durante o ano de 2001. Em trecho do gráfico, meses 9 e 10, observa-se a correlação entre a chuva e seus reflexo na elevação dos níveis da água do rio Caí. No início do ano, entretanto, a correlação está prejudicada devido à falha de dados.

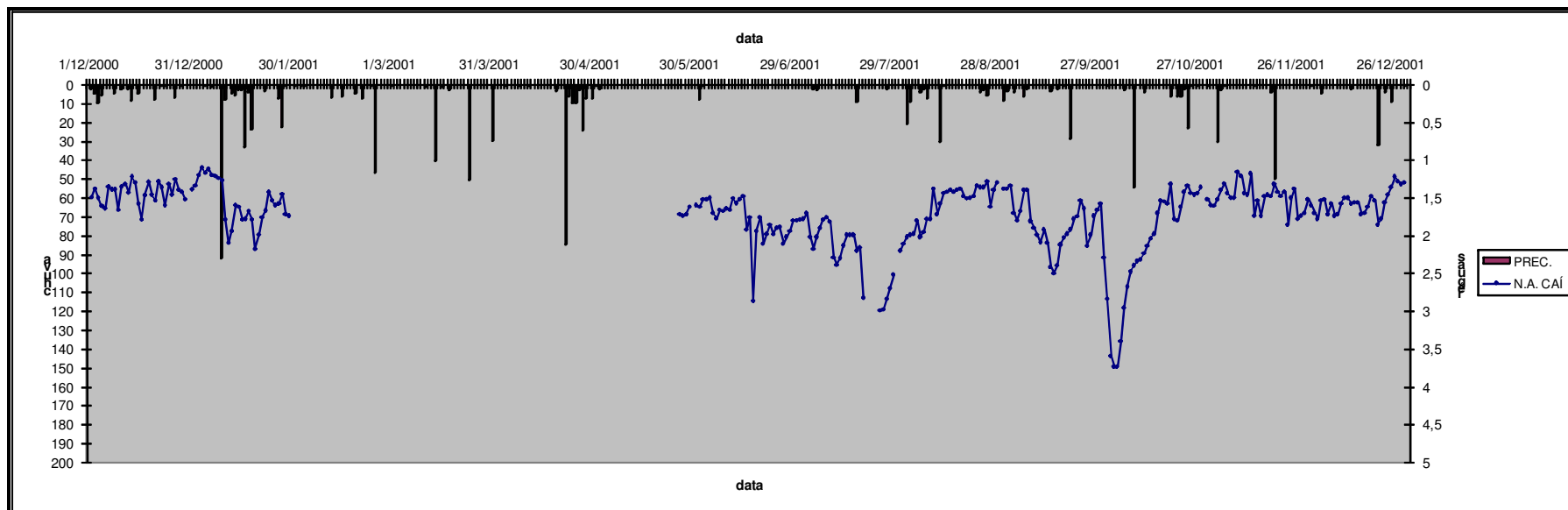


Figura 6.4 - Gráfico com a distribuição das chuvas estação de Sapucaia e níveis de água no rio Caí durante o ano de 2001.

A Tabela 6.6 apresenta os valores mínimo, máximo e médio da infiltração básica em cada unidade geológica. Para se estimar a taxa de recarga (R) considerou-se a mesma igual ao valor da infiltração básica (I_b) se $P > I_b$, sendo (P) a chuva no período, ou então, a recarga $R = P$ se $P \leq I_b$.

Tabela 6.6 - Valores de infiltração básica medidos no campo e as unidades geológicas da área de estudo.

Unidade 1	Infiltração mm/dia	Nº de amostras
mínimo	60.77	11
máximo	4143.32	
média	764.54	
Unidade2		
Mínimo	272.2	5
máximo	1089.78	
média	681	
Unidade 3		
minimo	712.41	1
máximo		
média		
Unidade 4		
minimo	375.66	2
máximo	1227.64	
média	801.65	

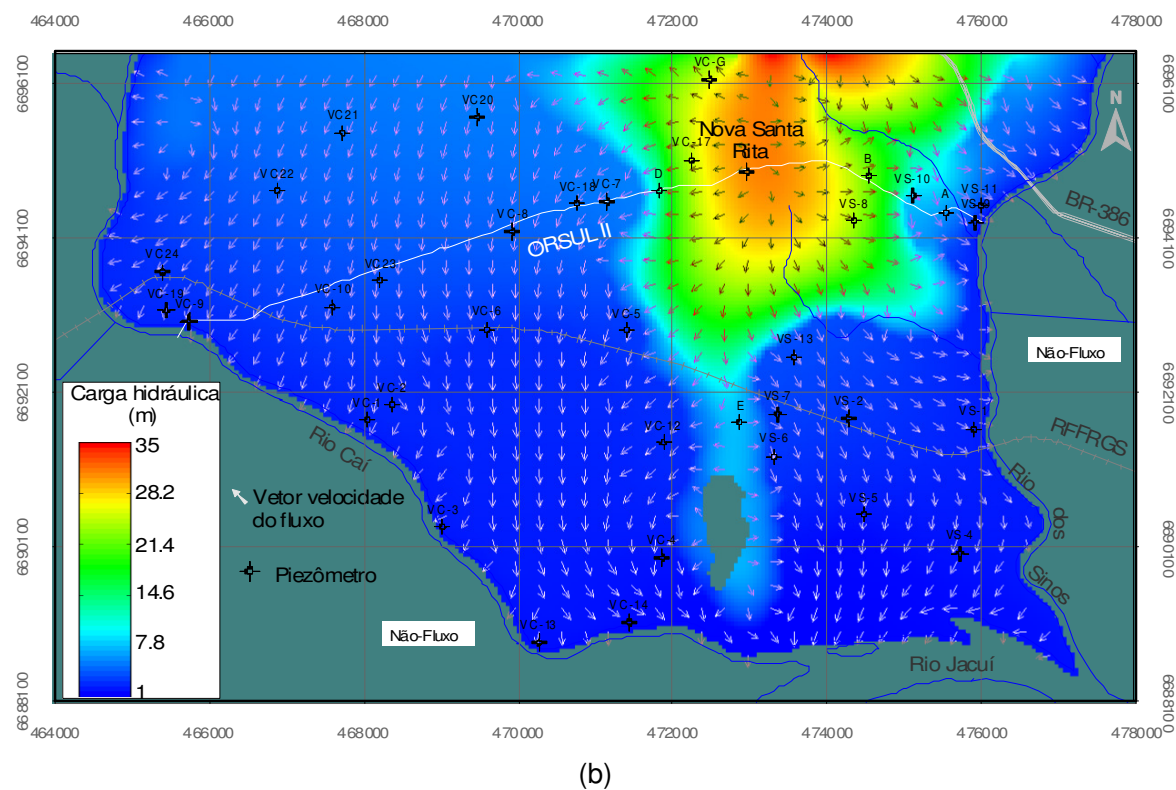
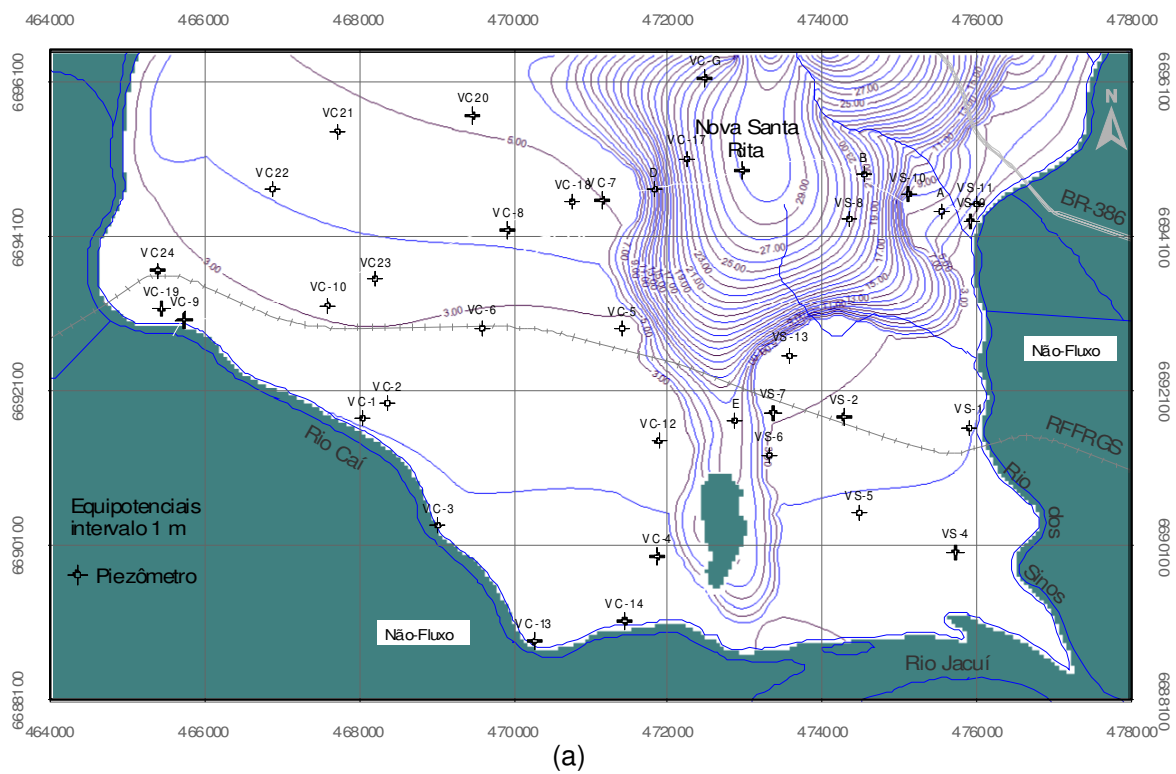
Considerando que a precipitação média anual em 2001 foi de 1661mm, valores de recarga equivalentes até 20% da taxa de precipitação média anual (330mm) são considerados aceitáveis para a região estudada. Desta maneira, os valores obtidos de infiltração básica nas unidades geológicas fornecem uma estimativa razoável para a recarga na área. Assim, o modelo de fluxo foi abastecido, inicialmente, com os valores de recarga média estabelecidos para cada unidade geológica. Os valores de recarga para as quatro unidades do modelo do fluxo, usados na calibração, foram os seguintes:

	mm/ano	m/seg
Unidade 1	12,19	3.865468E-10
Unidade 2	127,115	4.030839E-09
Unidade 3	84,14	2.668391E-09
Unidade 4	0,002	6.356555E-14

Uma vez estando definidos os valores das propriedades hidráulicas e estabelecidas as condições de contorno para a simulação do modelo de fluxo, procedeu-se, a calibração do modelo. Neste processo, rodou-se o modelo inúmeras vezes e procurou-se ajustar os valores da condutividade hidráulica e da recarga nas diversas zonas ou unidades do modelo, comparando-se os valores da carga hidráulica calculada pelo modelo com os valores observados nos piezômetros.

6.5 Resultado da Modelagem do Fluxo

O resultado da modelagem, sob o regime de fluxo permanente, pode ser observado na Figura 6.5, que mostra a superfície freática do aquífero e as direções do fluxo subterrâneo obtidas na simulação. A Figura 6.5 mostra em (a) o resultado da simulação apresentando as equipotenciais das cargas hidráulicas, sendo que a porção hachurada em escuro representa a região de não-fluxo (ou áreas que não contribuem para o fluxo subterrâneo da porção que está sendo estudada). Na área marcada como fluxo, as cores escuras representam valores baixos de carga hidráulica e, em vermelho, os valores mais elevados. Em (b) a direção do fluxo subterrâneo na área e o traçado do oleoduto. Os mapas mostram o padrão do fluxo subterrâneo do modelo com uma conformação muito semelhante à superfície topográfica. Este seria o comportamento esperado uma vez que, normalmente, a superfície piezométrica no terreno é aproximadamente paralela à superfície topográfica.



Figuras 6.5 – Equipotenciais e o quadro de fluxo resultado da simulação (a); Resultado da simulação e os vetores velocidade de fluxo (b).

A simulação mostrou que o sentido geral do fluxo subterrâneo é, predominantemente, de norte para sul. A partir do divisor de águas, o fluxo é divergente para as áreas topograficamente baixas formadas pelas planícies dos rios Sinos, Caí e Jacuí. Na planície de inundação o fluxo subterrâneo acompanha o gradiente topográfico e converge, preferencialmente, para os rios, Figura 6.6 (a) e (b). A simulação mostrou também que os fluxos subterrâneos de entrada são coincidentes com a região do divisor de águas, caracterizando-a como uma zona de recarga. Por outro lado, as áreas de descargas estão representadas pelas regiões dos banhados às margens destes rios, mostrando a influência, pelo menos, da porção livre dos aquíferos no suprimento de água para estes mananciais.

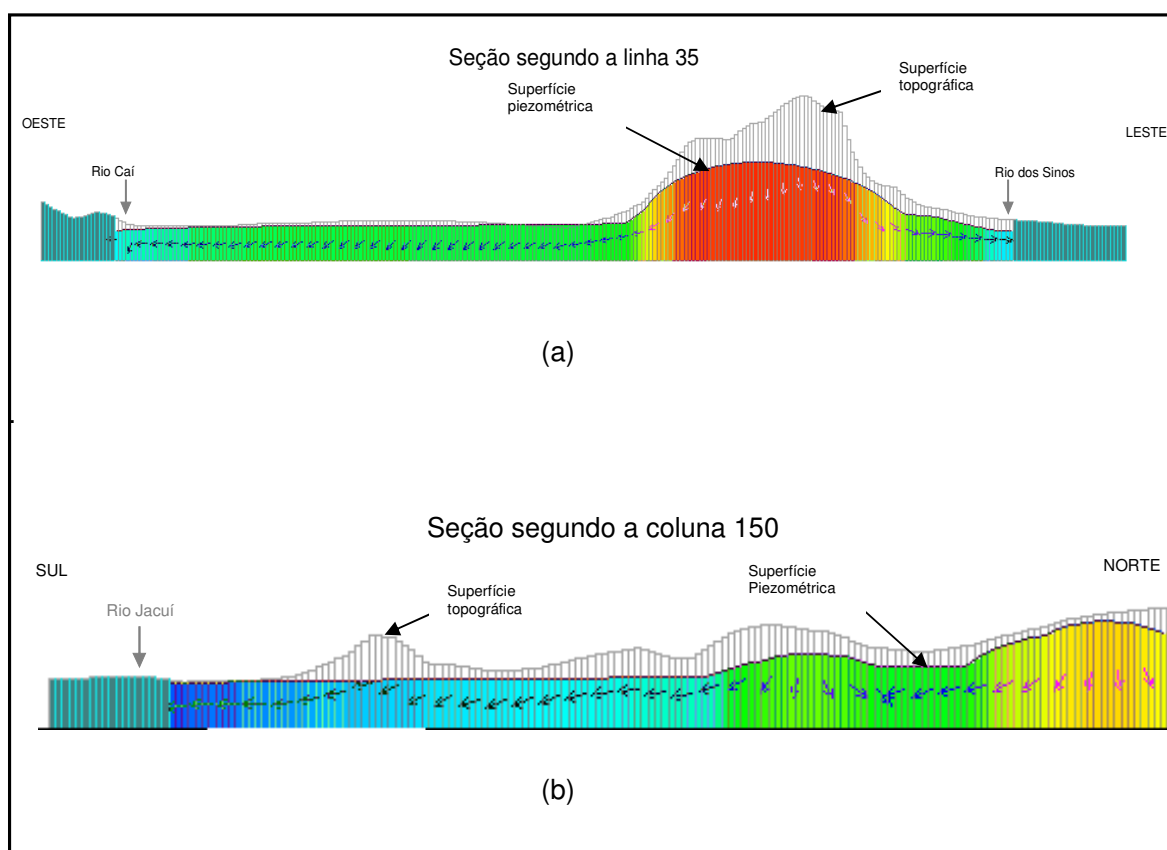


Figura 6.6 – Seções segundo a linha 35 (a) e coluna 150 (b) e os vetores direção de fluxo.

O balanço hídrico na área da modelagem, efetuado no regime de fluxo permanente, mostrou que as perdas de água ($5,65E-1 \text{ m}^3/\text{seg}$) para o sistema de drenagem superficial (com carga constante e fronteira de fluxo com carga hidráulica geral) são equilibradas pela recarga

natural ($2,38E-1 \text{ m}^3/\text{seg}$), fluxo de entrada e pela contribuição dos rios ($2,08E-1 \text{ m}^3/\text{seg}$), com um erro de (-) $3,17E-5 \text{ m}^3/\text{seg}$ no somatório total dos fluxos de entrada e saída (a soma total dos fluxos deve ser zero e o sinal menos indica a retirada ou perda de água do sistema). A área, considerada neste balanço de massa, abrangeu a região ativa da modelagem do fluxo com uma extensão de aproximadamente 74 Km^2 . O erro no balanço de massa encontrado na modelagem do fluxo foi (-) $5,61E-3 \%$ (Tabela 6.7).

Tabela 6.7 - Resultado do balanço de massa da simulação.

	FLUXO DE ENTRADA	FLUXO DE SAÍDA	ERRO
	m^3/seg	m^3/seg	%
Carga hidráulica constante (CH)	0.2080	0.5556	
Carga Hidráulica Geral GHB	0.1184	0.0091	
Recarga	0.2384		
TOTAL	0.5648	0.5648	-0.0056

6.6 Ajuste da Simulação

Para alcançar os resultados acima apresentados, foi necessária a realização de várias simulações. O produto obtido em cada uma delas, um mapa da superfície piezométrica, era avaliado comparando-se a distribuição das cargas hidráulicas calculadas (modelo simulado) com as cargas hidráulicas observadas (medidas) nos piezômetros. Foram empregados na calibração do modelo de fluxo 38 pontos de observação (piezômetros) com medidas do nível de água. As cargas hidráulicas simuladas no local destes pontos de observação estão representadas no Anexo 6.1.

A Figura 6.7 mostra a reta de regressão da simulação e os valores obtidos para o coeficiente de determinação $R^2 = 0,91$, o coeficiente de correlação $R = 0,95$, a média dos erros ou resíduos ($0,00604 \text{ m}$), o desvio padrão do erro de $2,37 \text{ m}$ e o "range" $7,16\%$.

Esses valores mostram que os resultados da simulação representam, razoavelmente bem, as condições do fluxo das águas subterrâneas nas áreas abrangidas na modelagem e são compatíveis com o conhecimento que se dispõe destas regiões.

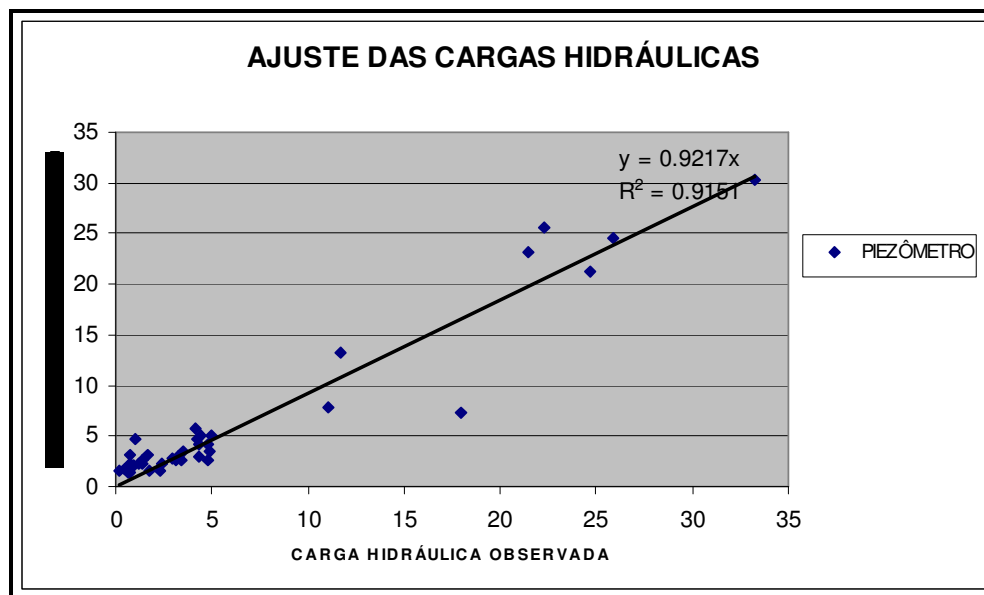


Figura 6.7 - Resultado da calibração da simulação do fluxo com a reta de regressão e as cargas hidráulicas observadas e calculadas.

A Figura 6.8 apresenta a distribuição de cargas hidráulicas, observadas e calculadas pelo modelo de fluxo, mostrando a boa correlação entre as duas e a qualidade da calibração do modelo.

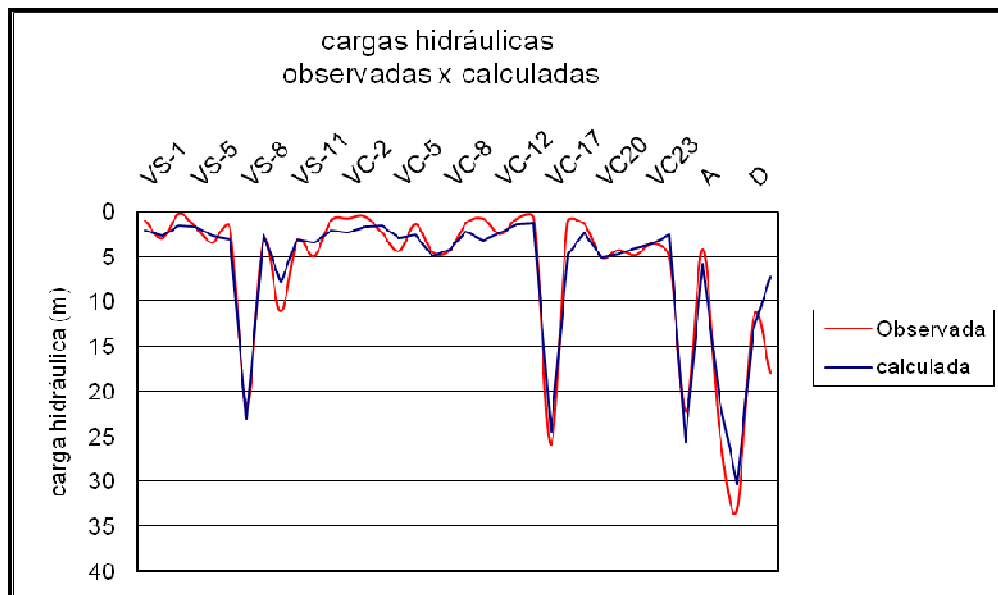


Figura 6.8 – Gráfico com as cargas hidráulicas calculadas pelo modelo de fluxo determinístico e as cargas hidráulicas observadas nos piezômetros.

6.7 A Modelagem do Fluxo e do Transporte no Gerenciamento do Oleoduto

Este estudo apresenta a modelagem do fluxo e do transporte na região do oleoduto ORSULII (REFAP-COPESUL), aplicada na criação de cenários que mostram a trajetória do contaminante em locais do oleoduto, simulam o deslocamento da pluma de contaminação, considerando um cenário de vazamento em um local plano do trajeto do oleoduto e estabelecem as áreas de proteção de poços de abastecimento

6.7.1 A Trajetória das Partículas (*particle tracking*) de Contaminação

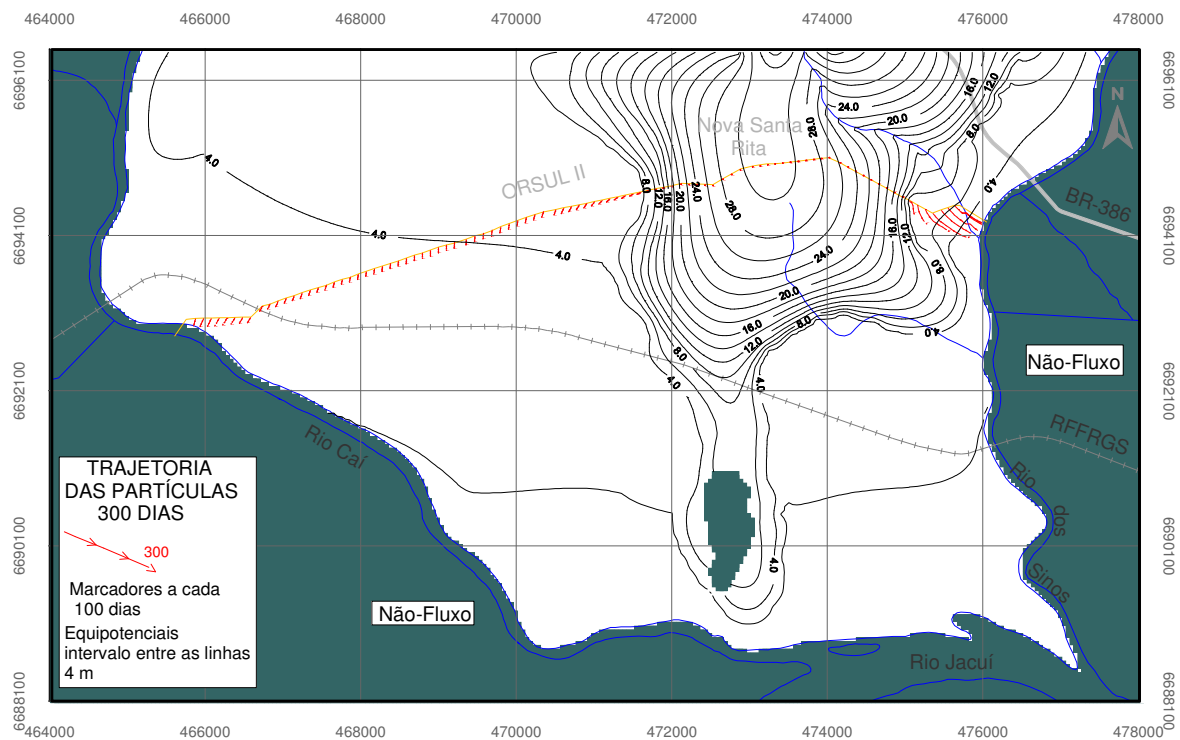
Uma questão importante para ser respondida, por quem gerencia as ações de segurança no oleoduto, é prever a trajetória do contaminante nos diversos pontos do oleoduto, caso ocorra rompimento ou vazamentos no mesmo e infiltração do produto nas águas subterrâneas.

Neste cenário, a modelagem do fluxo mostra a trajetória do contaminante deslocando-se junto com a água (advecção) partindo de pontos do oleoduto espaçados com aproximadamente 100m. Foram representadas as trajetórias do contaminante com intervalos de tempo de 300, 1.000, 3.000 e 10.000 dias. Em cada um dos intervalos de tempo simulados são apresentadas as trajetórias do contaminante, caso houvesse vazamento do oleoduto no local da partida da partícula. O deslocamento da partícula está representado no plano horizontal e acompanha a direção do fluxo subterrâneo. É possível perceber, junto aos locais onde o gradiente do fluxo é alto que as trajetórias do contaminante que partem destes locais aparecem quase superpostas umas às outras. Esta situação promove o efeito de apresentar a trajetória do contaminante aproximadamente paralela à direção do oleoduto. Fato contrário verifica-se quando as trajetórias estão representadas em locais com gradiente de fluxo baixo. Estando as mesmas representadas nos diversos intervalos de tempo, é possível, então, traçar linhas que conectem pontos com o mesmo tempo de deslocamento ao longo de todo o traçado do oleoduto. Estes resultados podem ser apresentados em mapas previsionais que mostrem, a cada ponto do oleoduto, a distância a ser percorrida pelo contaminante.

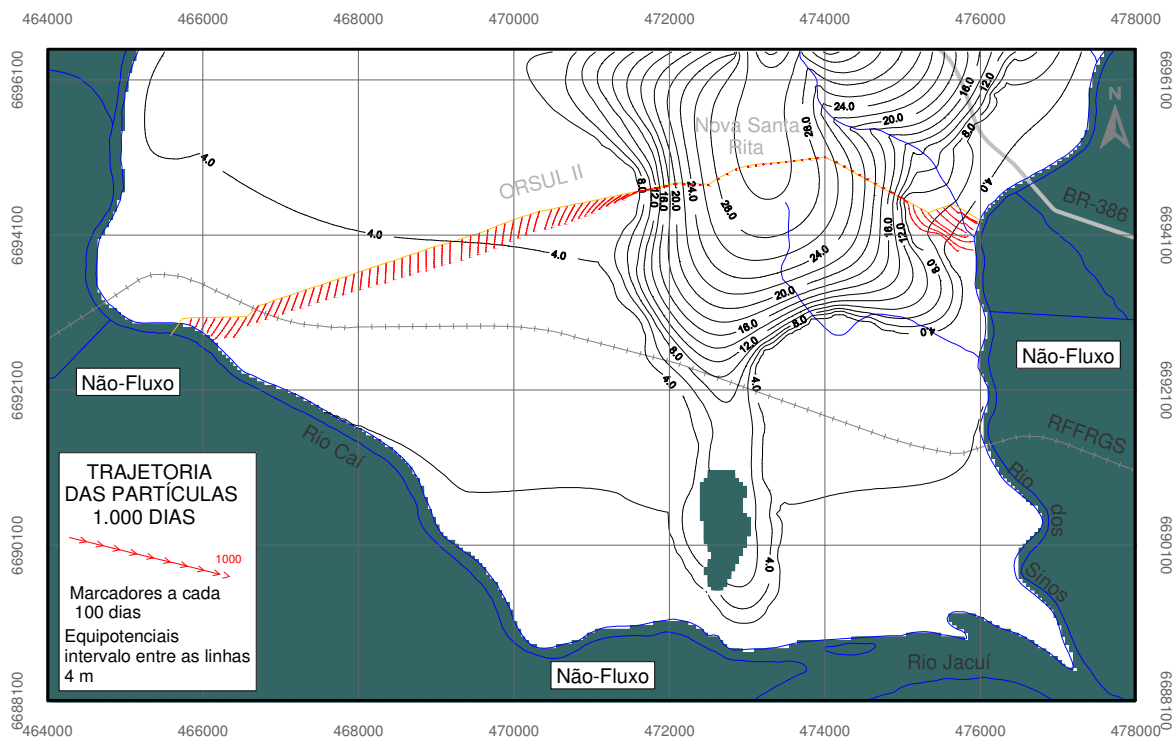
A Figura 6.9 (a), (b), (c), (d) apresenta o quadro de fluxo subterrâneo com as curvas equipotenciais e a trajetória do contaminante, decorridos, respectivamente, 300, 1.000, 3.000, 10.000 dias. Percebe-se que, em função das propriedades hidráulicas das diferentes unidades geológicas, as maiores velocidades de percolação do contaminante encontram-se na unidade 1 (sedimentos das planícies de inundações dos rios Caí, Sinos e Jacuí). As litologias de idade permo-triássicas da unidade 3, no divisor de águas da área, mostram as menores velocidades de percolação. Em importância, devido à ocorrência regional da unidade, os aquíferos da unidade 3 são os mais expressivos, além do fato de que a região ocupada por eles se constitui

em área de recarga para aquíferos mais profundos. Os marcadores de tempo nas trajetórias das partículas estão estabelecidos em 100 dias para (a), (b), 300 dias em (c) e 3.000 dias em (d). Observa-se que, em (d), com um tempo pouco superior a 3.000 dias após o vazamento, ele pode atingir a região de banhados da área considerada como área de descarga dos sistemas de aquíferos livres. Deslocamentos mais rápidos, entretanto, podem ocorrer na porção leste do oleoduto na região de Nova Santa Rita. Como grande parte dos moradores da região utiliza a água subterrânea para seu abastecimento, captando-a através de poços tubulares (pouco profundos) e poços cacimba, torna-se necessário, se não imprescindível, dispor de informações que permitam agir eficazmente na eventualidade de vazamentos no oleoduto. O produto infiltrado que atinge o aquífero, dependendo do local em que ocorrer o vazamento, pode atingir o rio Caí ou o rio dos Sinos. A modelagem do fluxo permite indicar quais os locais adequados para a construção de barreiras de contenção ou para a colocação de poços para as atividades de remediação.

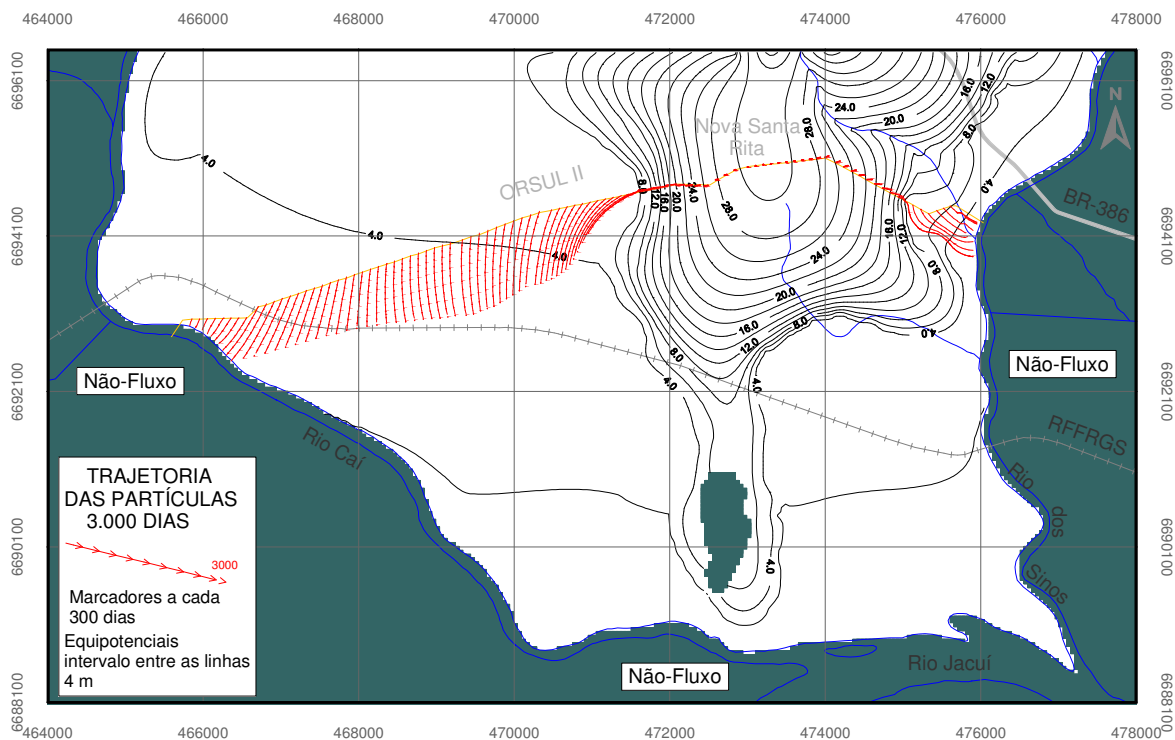
O exemplo apresentado ilustra uma importante aplicação da modelagem do fluxo que é a representação, em qualquer ponto do domínio do modelo, da trajetória do contaminante. Conhecendo-se a trajetória do contaminante é possível estabelecer a distância e o tempo a ser percorrido até um alvo específico. O conhecimento destas informações pode auxiliar na implantação de medidas de prevenção ou no caso de acidentes no oleoduto direcionar as ações de recuperação do ambiente.



(a)



(b)



(c)

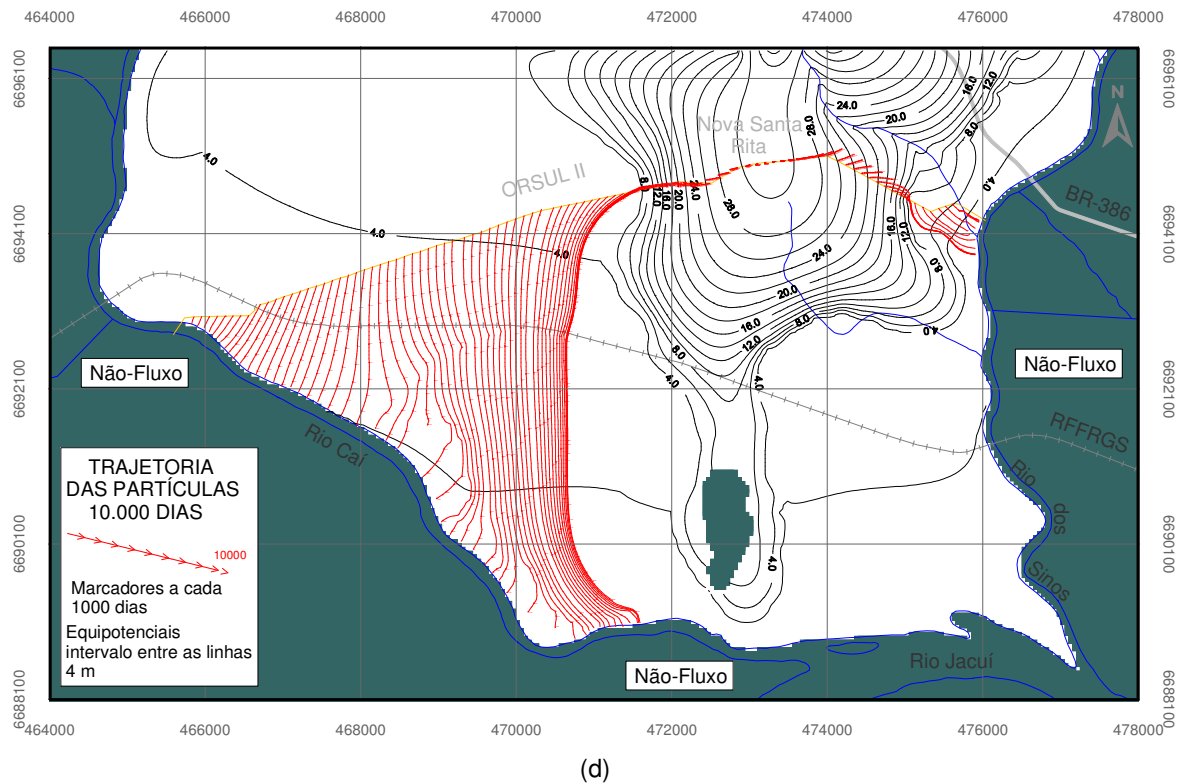


Figura 6.9 - Deslocamento (advectivo) do contaminante, a partir de pontos do oleoduto, com trajetórias definidas em 300 (a); 1.000 (b); 3.000 (c) e 10.000 dias(d).

6.7.2 Migração da Pluma de Contaminação em Locais Específicos do Oleoduto

No cenário anterior, foi simulada a trajetória do contaminante partindo de diversos locais do oleoduto representando vazamentos pontuais no mesmo. Entretanto, sabe-se que os acidentes em oleoduto, quando ocorrem, geralmente lançam expressivas quantidades de produto no ambiente, abrangendo, muitas vezes, extensas áreas. Em tais circunstâncias o rompimento de um oleoduto libera o produto (injeção de massa) diretamente na superfície, podendo se infiltrar no subsolo ao longo do trajeto antes de atingir os corpos de águas superficiais. Neste trajeto o produto pode, ainda, ficar retido nas depressões e irregularidades do terreno. A contaminação dos mananciais subterrâneos poderá ocorrer em todo o percurso do escoamento do produto, mas, a contaminação provavelmente será maior nos locais em que o produto tiver a possibilidade de permanecer mais tempo em contato com o substrato, favorecendo uma maior infiltração. Assim, é conveniente, sob o ponto de vista da preservação

das águas subterrâneas, que sejam ressaltadas as áreas planas, depressões ou bacias do terreno no trajeto do oleoduto.

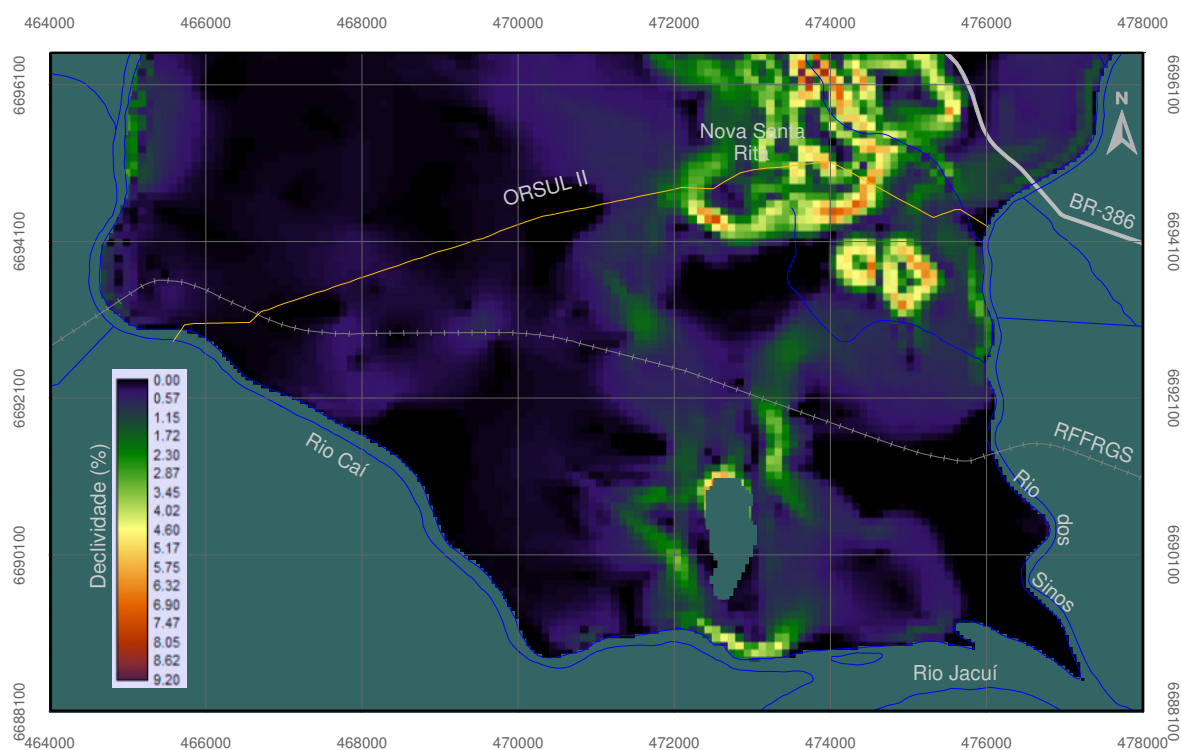
Desta forma, usando-se ferramentas do SIG é possível identificar essas feições superficiais que favoreçam acumulações do contaminante ao longo do percurso do oleoduto. Ferramentas que descrevem as feições da superfície do terreno como a declividade e o azimute da reta de máxima declividade do terreno (*Aspect*) permitem que se obtenham as direções (ou sentido) dos escoamentos superficiais, identificando, também, as áreas planas ou bacias. Faz-se, ao final, a confrontação do trajeto do oleoduto com as feições identificadas no percurso.

A Figura 6.10 (a) e (b) mostra, respectivamente, a declividade do terreno, obtida a partir da elevação digital do terreno (EDT) e a declividade reclassificada em intervalos expressos em porcentagem. Por outro lado, a Figura 6.10 (c) mostra o terreno com a declividade reclassificada em quatro orientações. A reclassificação da declividade do terreno atribuiu o valor (1) para representar o azimute da declividade máxima do terreno para o quadrante NE; o valor (2) para o quadrante SE; o valor (3) para o quadrante SW; o valor (4) para o quadrante NW; e (0) para indicar as áreas planas. O mapa obtido após a reclassificação da declividade do terreno permitiu a identificação das áreas planas no trajeto do oleoduto destacando, no caso, uma região mais sensível à contaminação. Em uma etapa posterior, é possível, então, encenar o comportamento da pluma de contaminação considerando o rompimento do oleoduto nesta região e a ocorrência da contaminação partir do derrame, acumulação e infiltração do produto até a zona saturada.

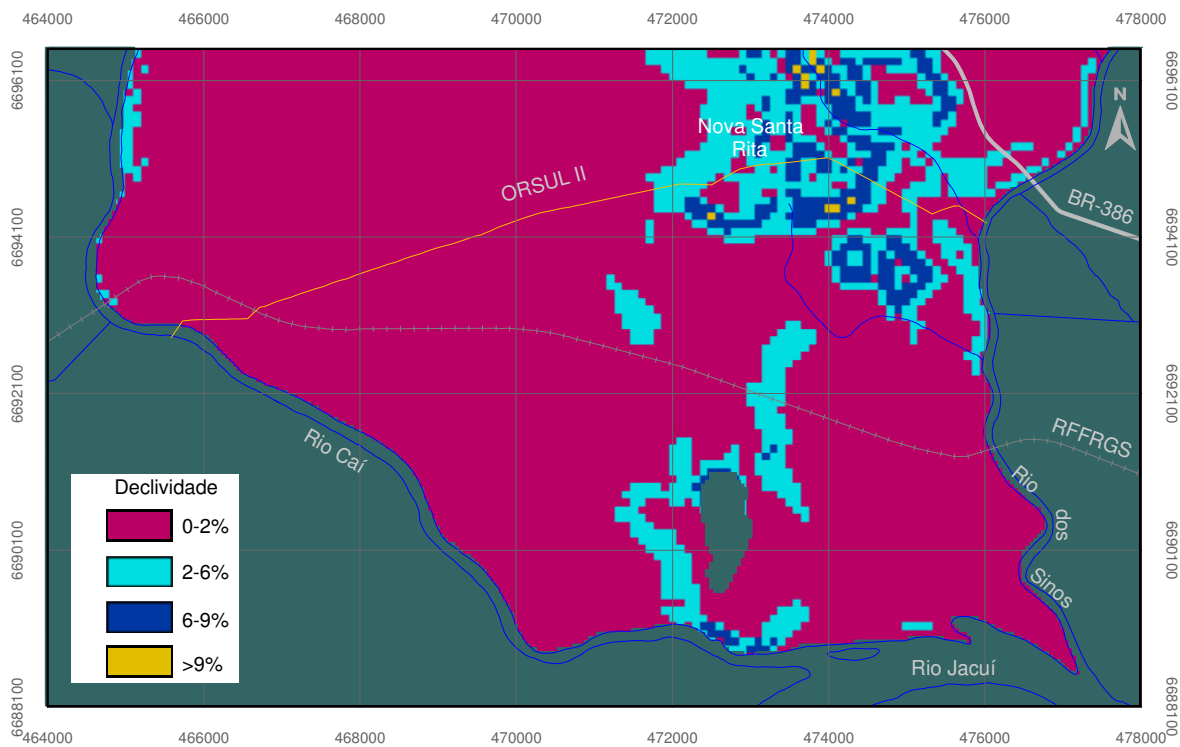
Com a finalidade de ilustrar a situação considera-se o modelo de transporte em que o contaminante seja conservativo e esteja sendo transportado por advecção, apresentando uma concentração tal que, associada à taxa de recarga estabelecida para o local, no modelo de fluxo, permita a lixiviação do produto e a migração da contaminação a partir desta fonte de poluição. Este cenário é conservador sob o ponto de vista do avanço da contaminação, pois considera o contaminante deslocando-se com a água somente sob a ação da gravidade. Evidentemente, a evolução da pluma é influenciada, também, por processos de diluição/sorção, degradação e a atenuação natural impostas pelo ambiente e que controlam o seu avanço e não estão sendo considerados neste cenário. Além disso, supondo que o derrame ocorra na região mais plana do traçado do oleoduto, aumentando a probabilidade de contaminação das águas subterrâneas, dado que o material teria mais tempo para infiltrar, este poderia ser um dos piores cenários de contaminação para o trajeto do oleoduto.

O modelo de transporte foi rodado, então, representando a migração da pluma com as distribuições das concentrações decorridos, 1.000 dias após a entrada do contaminante na zona saturada. Os valores numéricos das concentrações são referenciais, servindo somente para ilustrar a situação.

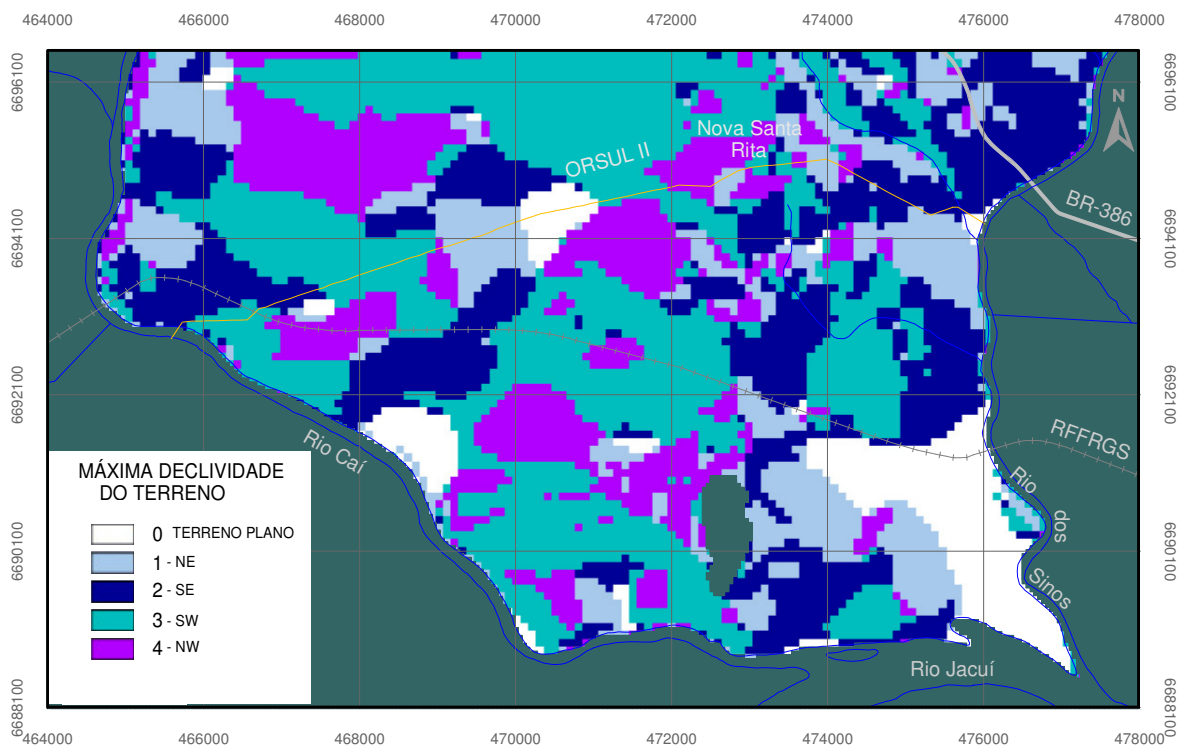
O exemplo apresentado ilustra a aplicação da modelagem do transporte da contaminação no cenário de um derrame com a pluma de contaminação atingindo uma área plana no trajeto do oleoduto. As áreas planas ou bacias de acumulação no trajeto do oleoduto foram identificadas, preliminarmente, utilizando-se ferramentas de um SIG. Sob o ponto de vista de contaminação do freático este é um dos piores cenários, pois a acumulação do poluente em bacias ou áreas planas favorece a infiltração do mesmo. Portanto, igualmente a situação descrita no item anterior, o conhecimento destas informações podem auxiliar no gerenciamento do oleoduto.



(a)



(b)



(c)

Figura 6.10 - Mapa com a declividade do terreno (a), declividade reclassificada (b) e mapa com a direção de máxima declividade classificada em quatro quadrantes (c).

A Figura 6.11 (a) e (b) mostra a migração da contaminação para o caso de uma ruptura do oleoduto e derrame de produto em uma área plana do oleoduto. Outros cenários de migração da contaminação poderiam ser construídos a partir da simulação do derrame em outras partes do oleoduto. Desta forma, se algum acidente se materializasse, prontamente poderia ser recriada a situação no modelo e se obteria um conjunto de informações que norteassem as ações para impedir o avanço da contaminação e planejar a remediação da região contaminada. Estas atividades poderiam incluir a previsão otimizada para utilização de equipamentos, instalações de poços e taxas de bombeamento.



(a)

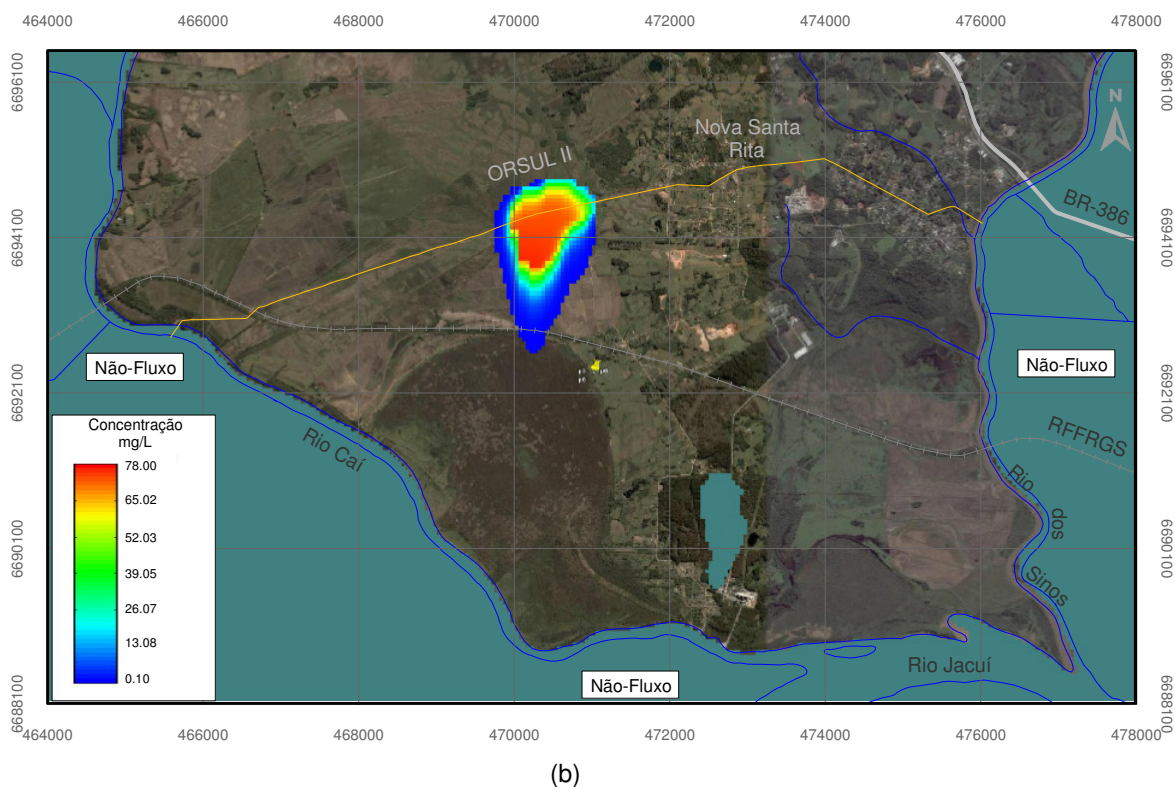


Figura 6.11 – Cenário ilustrando a distribuição das concentrações da contaminação, decorridos 1.000 dias a partir do rompimento do oleoduto e a acumulação do produto em uma região plana do trajeto do oleoduto. Estão representadas também as linhas equipotenciais (a) e (b) e vetores de fluxo (a).

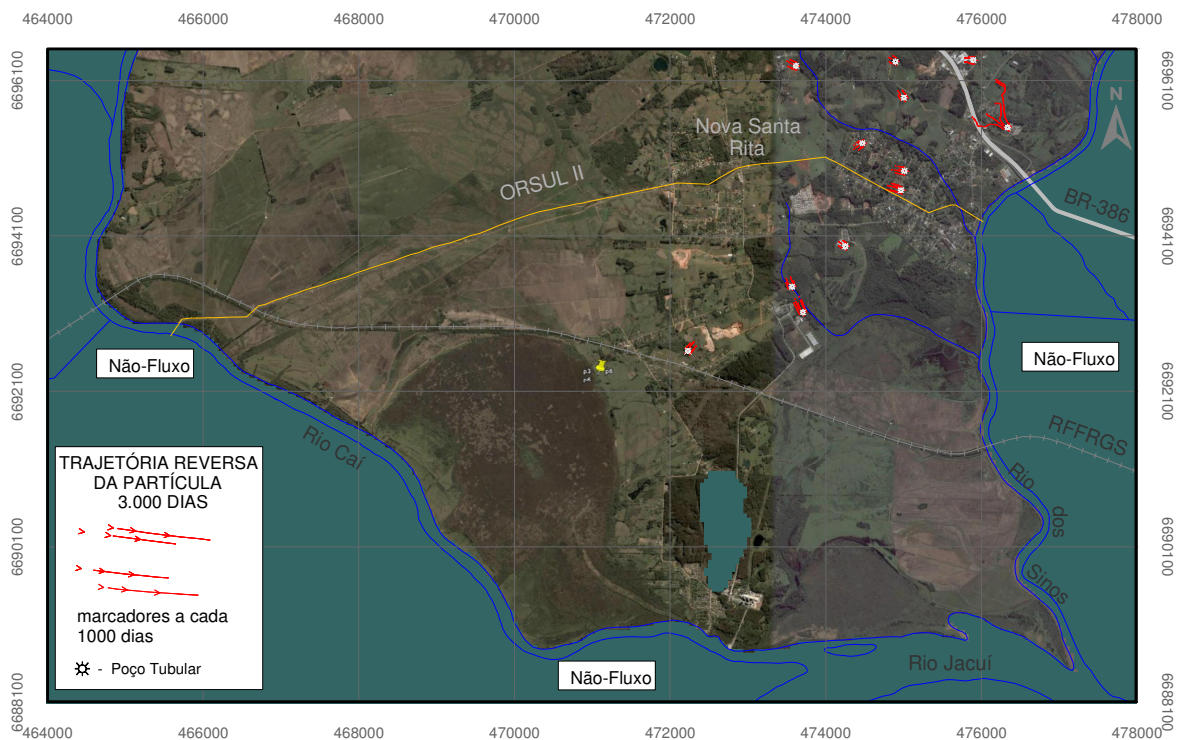
6.7.3 Determinação das Áreas de Proteção de Poços de Abastecimento

Outra aplicação da modelagem do fluxo ao oleoduto é a importância de se caracterizarem as áreas de proteção de poços de abastecimento de água subterrânea. Este processo consiste em traçar o movimento das partículas de contaminação em trajetórias reversas, partindo dos poços de produção. Desta forma, ao se traçar as envoltórias destas trajetórias, obtém-se a área e o intervalo de tempo percorrido pela água até chegar ao poço de abastecimento. Isto seria extremamente importante porque permite as delimitações das zonas de captura de poços e estabelece as áreas de proteção para os mesmos (*Well Head Protection Areas*).

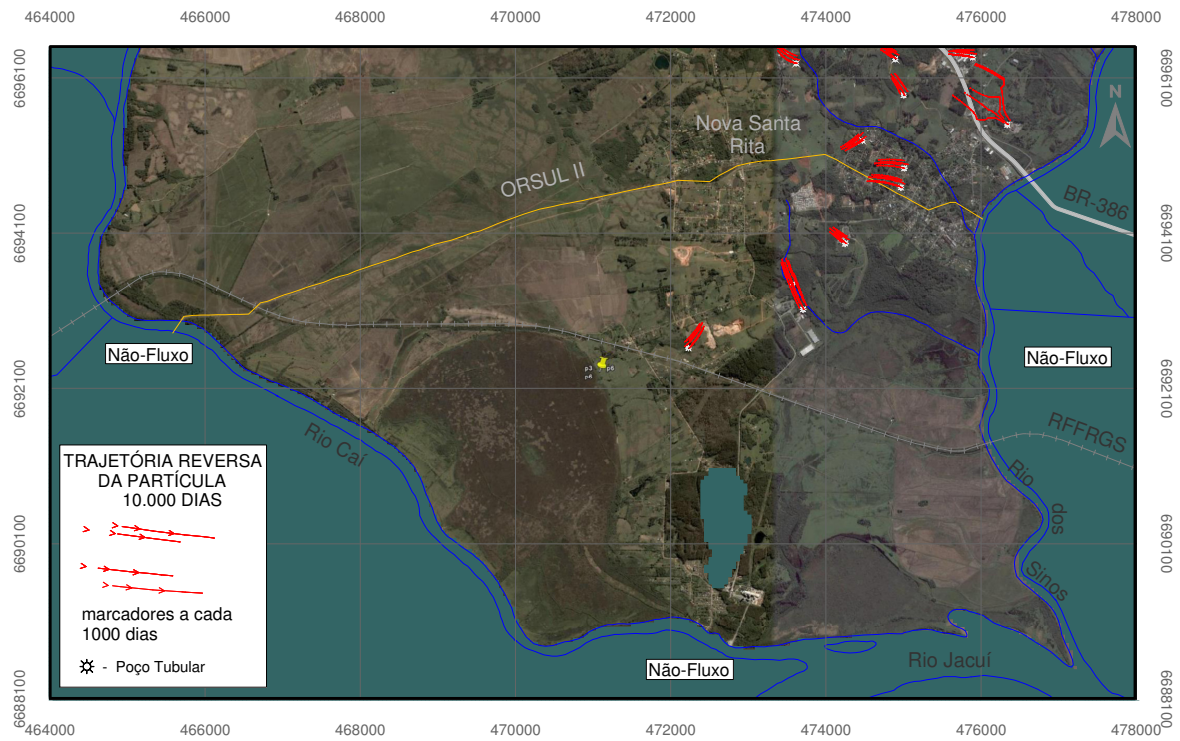
Para exemplificar a aplicação desta ferramenta no oleoduto, foram localizados os poços tubulares da área existente até o ano de 2001 e usados no abastecimento de estabelecimentos particulares e instalações militares. A partir deles, rodou-se o modelo de fluxo e o traquejamento das partículas, de forma reversa, para ilustrar as áreas de captura dos poços

com os tempos de 3.000, 10.000 e 100.000 dias. As simulações foram realizadas sob a forma determinística, considerando o meio isotrópico, homogêneo e o regime de fluxo permanente. Os tempos retratados na modelagem são relativamente longos, porém deve-se salientar que os produtos transportados nos oleodutos são quimicamente persistentes justificando-se, assim, os cenários simulados. Há que se salientar, igualmente, que os poços coletam a água subterrânea da unidade permo-triássica, constituindo o sistema de aquífero mais profundo na área, sendo os poços perfurados na faixa de 40 a 80m de profundidade. Entretanto, todos eles foram perfurados visando a produção de água na parte livre do aquífero. Esta parte livre do aquífero é a que foi modelada na região dos poços, sendo que a base foi delimitada a uma profundidade de aproximadamente 70m. Portanto, a simulação realizada pode representar bem a situação destes poços da região.

A Figura 6.12 (a), (b), (c) ilustra as trajetórias das partículas definindo as zonas de captura dos poços para os intervalos de tempo mencionados anteriormente. É possível observar que os poços localizados ao norte, mais próximos ao oleoduto, têm as suas zonas de captura situadas junto ao oleoduto, com isócronas de valores pouco superiores a 3.000 dias. Com um aumento do intervalo de tempo verifica-se, então, que os poços situados ao sul também possuem suas zonas de capturas próximas ao oleoduto. A ocorrência de vazamentos nestes locais pode aumentar a probabilidade de contaminação nos poços. Desta forma, é necessária a identificação destas regiões no trajeto do oleoduto para que se possa protegê-las.



(a)



(b)



(c)

Figura 6.12 - Zonas de capturas de poços tubulares na região do oleoduto representando os intervalos de tempo de (a) 3.000, (b) 10.000 e (c) 100.000 dias.

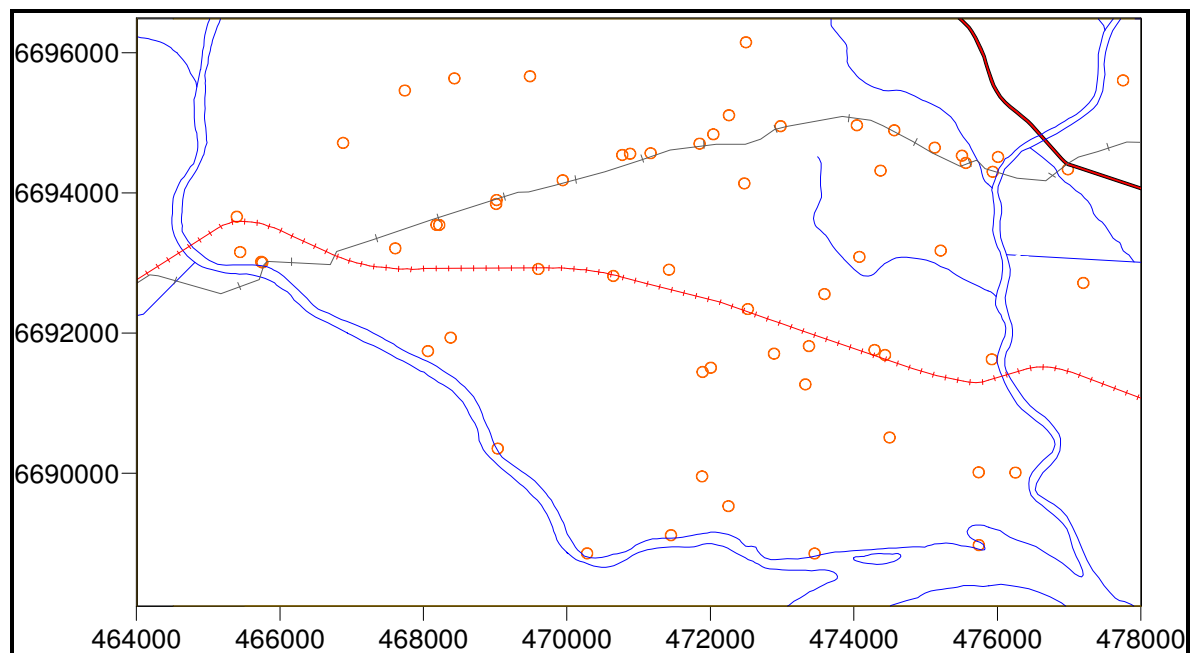
Concluindo, o capítulo apresenta às condições em que foram obtidos os parâmetros usados na modelagem do fluxo e do transporte, a calibração e ajuste do modelo e o resultado da modelagem do fluxo na abordagem determinística. A apresentação destas informações visa permitir a reprodutibilidade dos resultados apresentados. Foram, também, demonstrados três exemplos de aplicações da modelagem de fluxo em cenários de derrame no oleoduto. Os resultados obtidos nas simulações mostraram a importância da modelagem do fluxo ao representar o quadro de fluxo regional, permitir fazer previsões sobre o tempo de deslocamento de contaminante, a distribuição de teores da pluma de contaminação em função do tempo e a determinação de envoltórias delimitando as trajetórias da contaminação. Considerando a proteção das águas subterrâneas com relação a um empreendimento potencialmente poluidor como são os oleodutos, a incorporação da modelagem do fluxo e do transporte no gerenciamento ambiental do oleoduto, mostra-se como uma alternativa positiva para a proteção destes recursos.

Capítulo 7 - Simulação Estocástica do Fluxo Subterrâneo no Trecho REFAP- COPESUL

7.1 A Simulação Geoestatística Aplicada à Modelagem Estocástica do Fluxo

A análise dos dados disponíveis para a execução da modelagem do fluxo indicou que o parâmetro de entrada condutividade hidráulica K , representado com um número razoável de pontos amostrais na área, poderia ser empregado com algum ganho de qualidade na modelagem estocástica do fluxo.

Desta forma, a variável aleatória submetida ao processo de simulação foi a condutividade hidráulica saturada K . As localizações dos pontos amostrados estão representadas na Figura 7.1 (a) e (b).



(a)

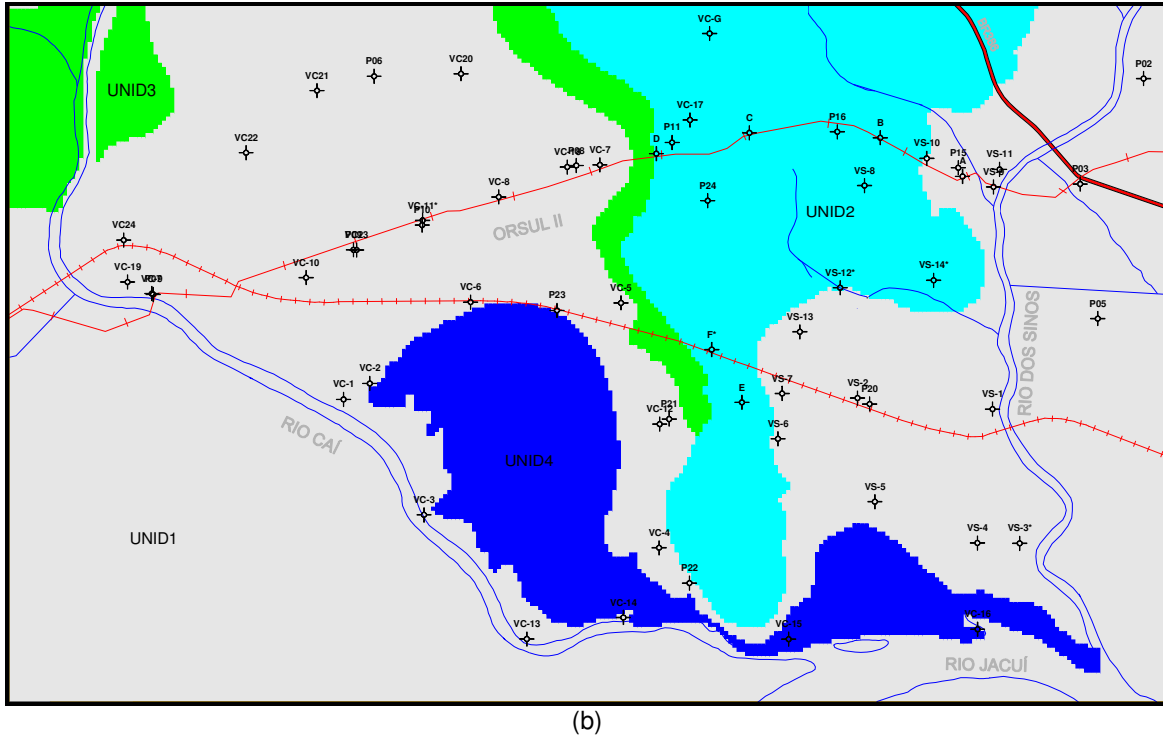


Figura 7.1 - Mapa de localização para a variável condutividade hidráulica K (a) e as quatro zonas de condutividade hidráulica (b).

A amostragem dos dados revela a existência de zonas preferencialmente amostradas e a carência de informação em outras (Figura 7.2). Procurou-se executar a Simulação Seqüencial Gaussiana (SSG) em blocos que representassem os materiais geológicos que ocorrem na área. Foram identificadas no campo, quatro zonas geológicas distintas. Destas, somente em duas zonas foi possível constituir os blocos de SSG devido à falta de dados amostrais nas outras (Figura 7.3).

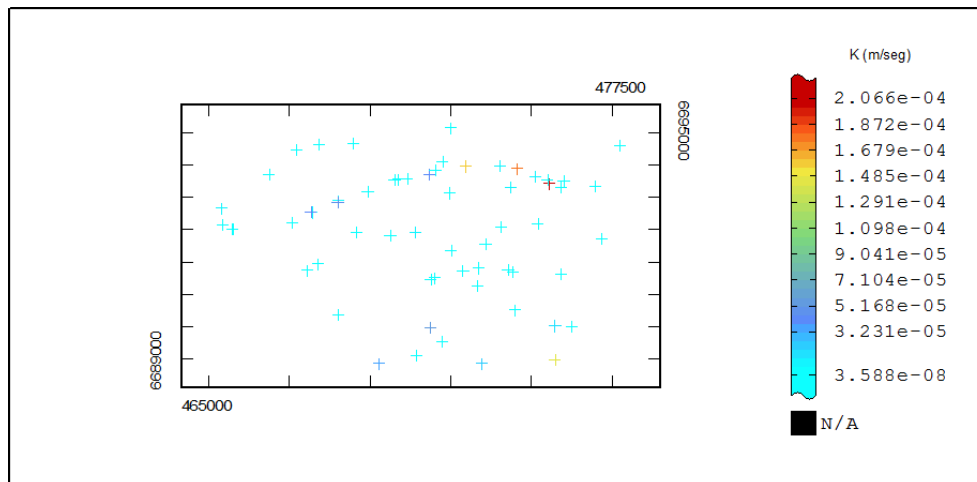


Figura 7.2 - Mapa de localização amostral dos piezômetros. A legenda apresenta os valores da condutividade da hidráulica K (m/seg).

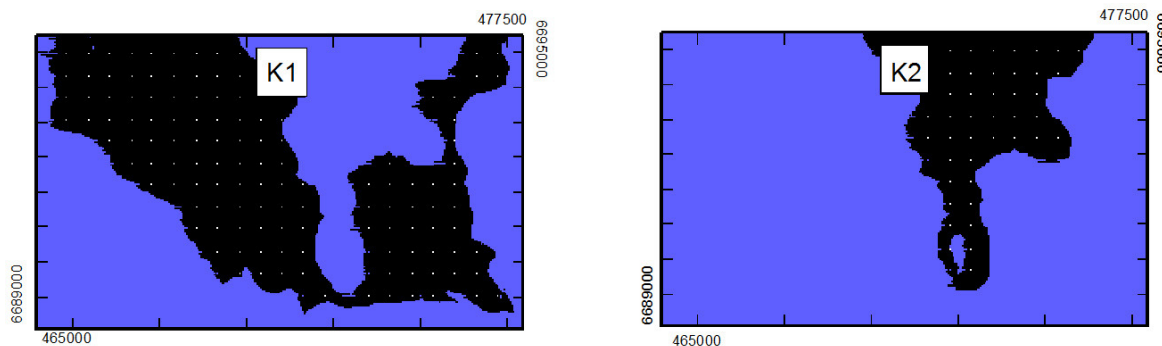


Figura 7.3 - Mapa de localização das áreas com condutividade hidráulica K1 e K2 (em preto) condicionada pela geologia .

Para a obtenção de uma estimativa que represente a média global de um determinado parâmetro, é necessário encontrar alguma forma de dar pesos para as amostras individuais de maneira que o agrupamento originado pela amostragem não exerça influência na estimativa.

7.1.1 Desagrupamento

Para este estudo, realizou-se o desagrupamento das amostras através do método das Células Móveis. Neste método, a área em estudo é dividida em regiões retangulares chamadas de células. O método emprega o conceito de janelas móveis para calcular o número de amostras que caem em determinada célula. Por outro lado, o peso de desagrupamento dado a uma amostra é inversamente proporcional ao número de outras amostras que caem no mesmo tamanho de célula. Cada amostra recebe um peso inversamente proporcional ao número de amostras que estão dentro da mesma célula (Figura 7.4). Assim, amostras agrupadas recebem pesos menores, uma vez que as células em que essas amostras se encontram irão conter muitas outras amostras (Gambin, F. 2003)

No caso em estudo foram utilizadas células de 300 m² para o desagrupamento dos dados amostrais nos blocos K1 e K2.

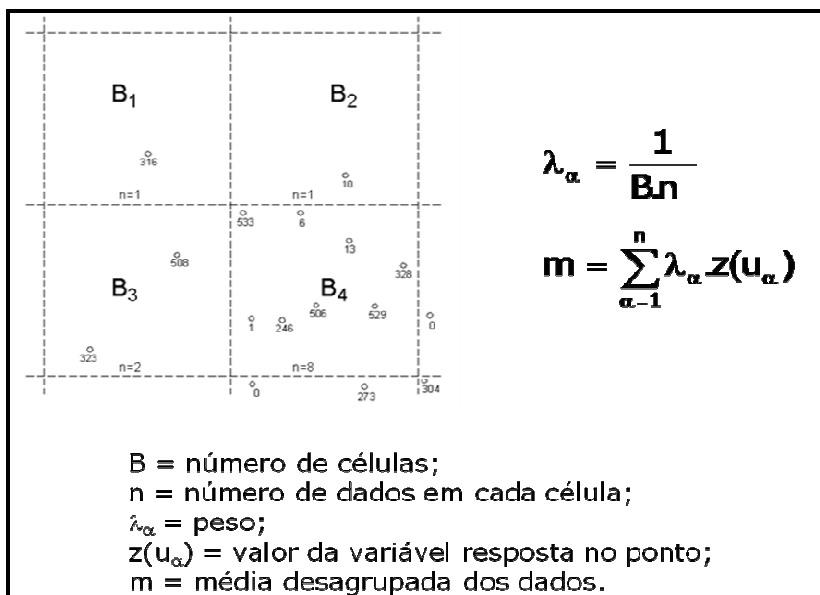
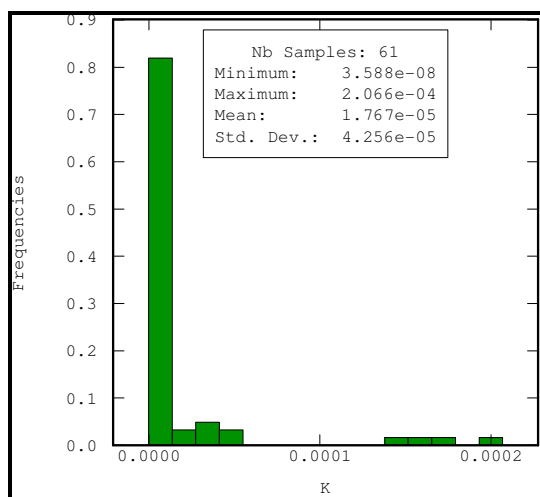


Figura 7.4 - Ilustração do método de células móveis para o desagrupamento de amostras (Costa, J.F.C.L *et. al.* 2001).

A simulação seqüencial gaussiana (SSG) exige que os dados sigam uma distribuição normal. Constata-se na Figura 7.5 que os dados originais de condutividade hidráulica (K1 e K2) não obedecem a essa condição. Portanto, torna-se necessário transformar os dados originais para o espaço normal (Deutsch & Journel, 1998). Além disso, devido à amostragem preferencial apresentada pelos dados de condutividade hidráulica, é necessário, também, empregar pesos de desagrupamento para a obtenção da transformação adequada (distribuição normal padronizada).



(a)

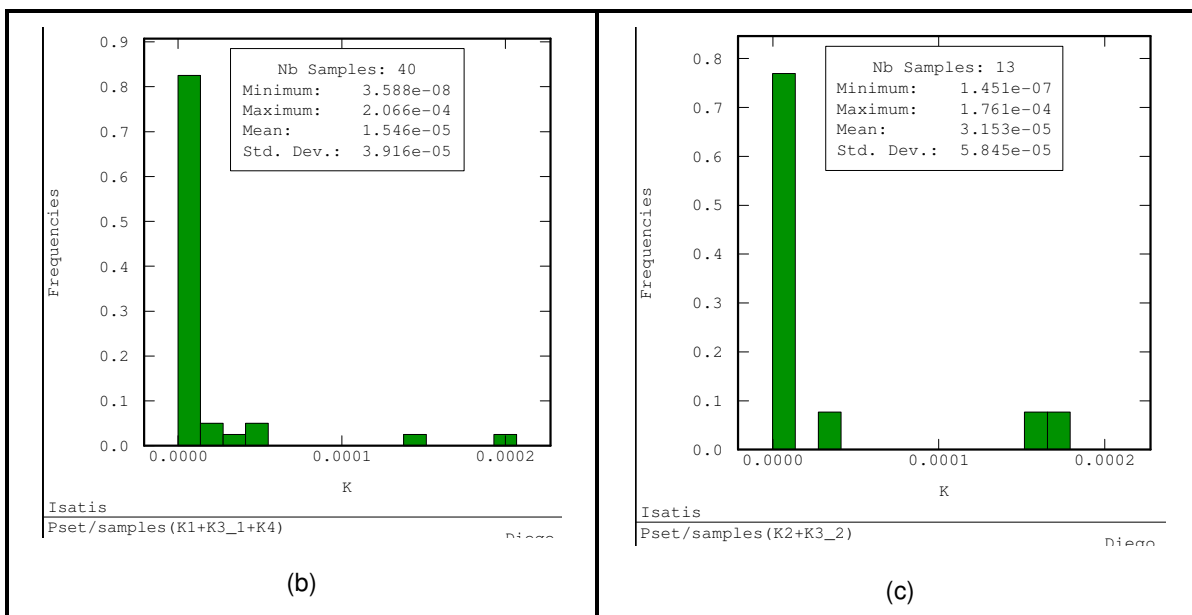


Figura 7.5 - Histogramas dos dados originais para toda a área (a) e para as regiões K1 (b) e K2 (c).

7.1.2 Transformação Gaussiana

Na simulação seqüencial Gaussiana (SSG), a idéia de derivar um valor de uma distribuição é baseada em funções randômicas multi-gaussianas. No caso de distribuições gaussianas, a distribuição condicional de freqüência acumulada local é estimada por meio da krigagem simples (KS), a qual define a média e a variância da distribuição. Uma vez que existe uma distribuição condicional estimada por krigagem simples, pode-se amostrar randomicamente um valor dessa distribuição e, assim, gerar valores simulados para o bloco correspondente.

A maneira de tratar a função de probabilidade cumulativa condicional local como sendo multi-gaussiana é assumindo a distribuição normal dos dados. A inconveniência da necessidade de que os dados apresentem uma distribuição normal é que raramente os dados reais apresentem tal comportamento. Dessa forma, existe a necessidade de se recorrer à transformação dos dados originais para o espaço normal (Goovaerts, 1997).

Segundo Goovaerts (1997), estando os dados agrupados, o processo de normalização é realizado considerando os pesos de desagrupamento.

A Figura 7.6 (a) e (b) mostra a distribuição dos dados normalizados para a variável K. Observar que a normalização dos dados garante que a distribuição normal apresente média igual a zero e desvio padrão igual a um.

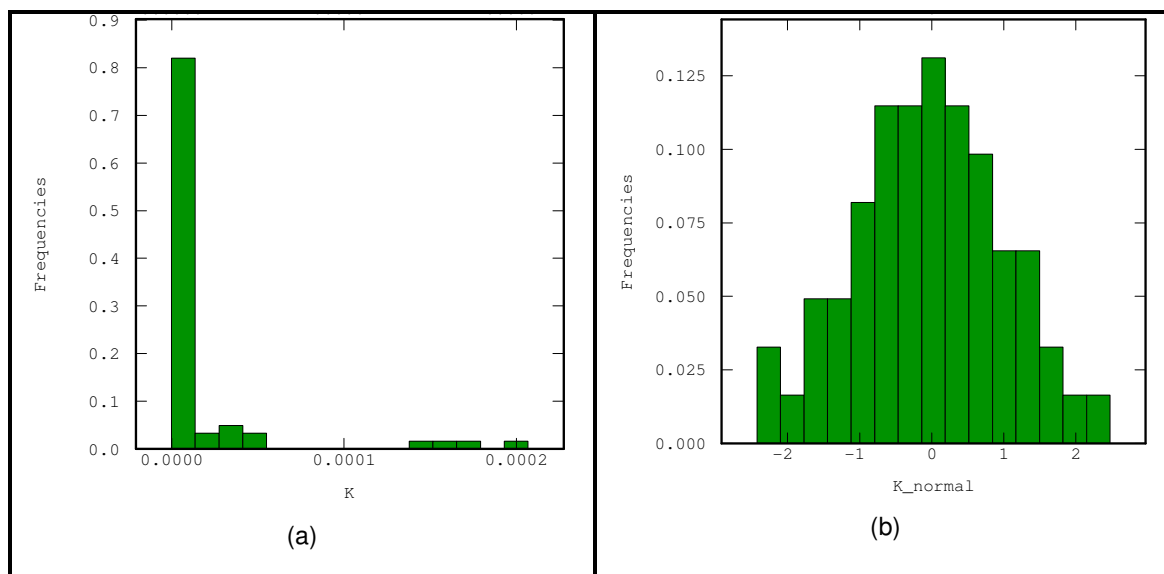


Figura 7.6 - Dados originais (a) e dados normalizados (b).

A normalização foi realizada considerando a totalidade dos dados amostrais na área integral. Posteriormente, procedeu-se a normalização dos dados amostrais em cada região da área, ou seja, naqueles dados condicionados pelas litologias conforme resultados expressos na Figura 7.7.

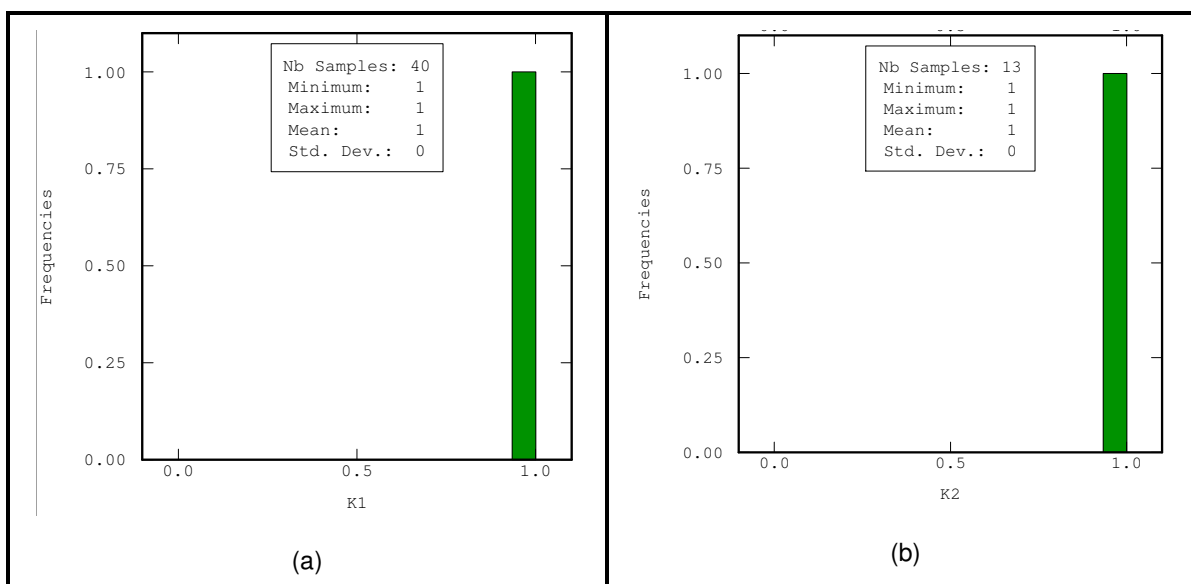


Figura 7.7 - Histogramas normalizados para a condutividade hidráulica K1 (a) e K2 (b).

7.1.3 Continuidade Espacial

Após a normalização dos dados, a etapa seguinte consistiu na análise da continuidade espacial destes. O estudo da continuidade espacial tem início com o cálculo de um variograma *omnidirecional*, no qual todas as direções possíveis estão representadas em um único variograma. Isto não implica que a continuidade espacial dos dados seja a mesma em todas as direções, apenas indica uma estruturação espacial média apresentada pelos dados, uma vez que possui um número maior de pares de amostras que qualquer variograma direcional.

Com o objetivo de construir um modelo que capture as principais características espaciais do atributo em estudo, um dos passos iniciais é a determinação do variograma direcional. O processo de modelagem necessita de uma série de decisões do usuário. Tais decisões devem ser confirmadas pelos dados experimentais e por dados auxiliares que informem sobre o comportamento do fenômeno. Entre as decisões a serem tomadas ressaltam-se a verificação do ajuste do modelo (isotrópico ou anisotrópico), o número e tipo de modelos a serem empregados e os parâmetros desses modelos. Através da modelagem variográfica ajustada se pode determinar o comportamento espacial do fenômeno com relação à direção de maior e menor continuidade espacial.

As equações (1) e (2), aplicadas por ISAACS, E.H. *et al.* (1989), traduzem o modelo de continuidade espacial ajustado para os dados normalizados nas direções de maior e menor continuidade para a variável de condutividade hidráulica K nos blocos K1 e K2. Na região K1 a maior continuidade espacial de K é na direção N45E. Na região K2, entretanto, a maior continuidade espacial de K se verifica na direção N135. As Figuras 7.8 (a) e (b), por outro lado, mostram os variogramas modelados para K nos blocos K1 e K2.

bloco - K1

$$\gamma(h) = 0,43 + \left[0,3 \times Sph_{(1)} \left[\frac{N45}{1000}, \frac{N135}{600} \right] + 0,27 \times Sph_{(2)} \left[\frac{N45}{2300}, \frac{N135}{800} \right] \right] \quad (1)$$

bloco - K2

$$\gamma(h) = 0,43 + \left[0,3 \times Sph_{(1)} \left[\frac{N135}{2000}, \frac{N45}{600} \right] + 0,27 \times Sph_{(2)} \left[\frac{N135}{2700}, \frac{N45}{800} \right] \right] \quad (2)$$

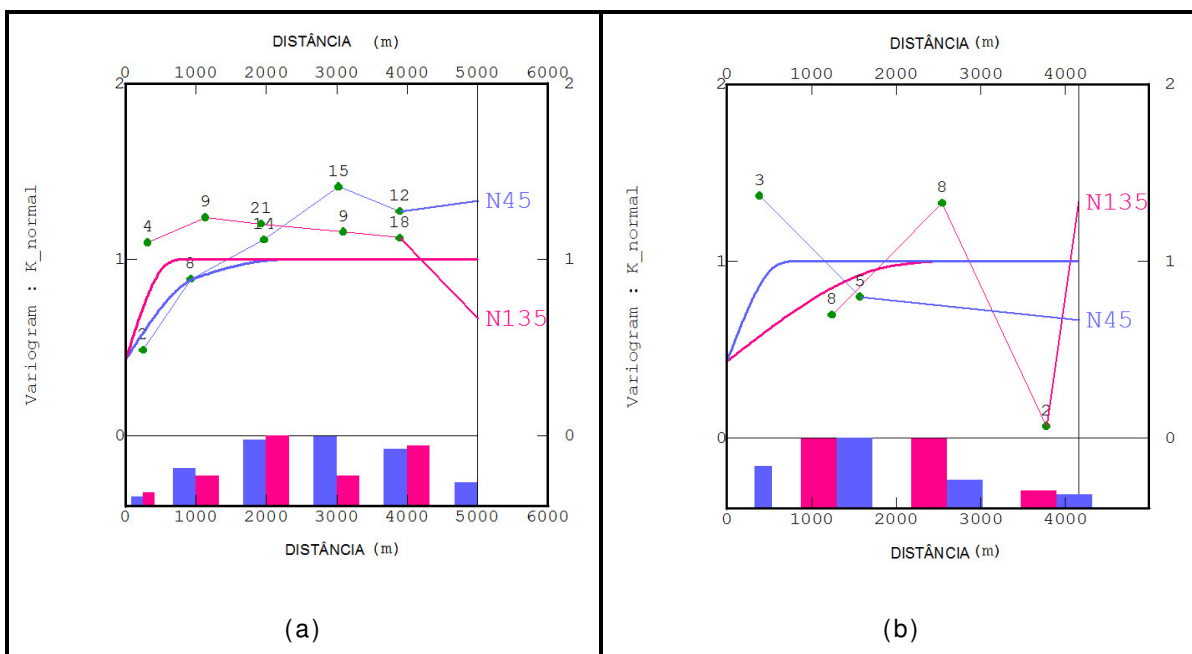


Figura 7.8 - Variogramas experimentais (pontos) em duas direções (N45 e N135) dos dados simulados (linha contínua) para os blocos K1 (a) e K2 (b).

7.2 Resultado da Simulação Seqüencial Gaussiana SSG de K

Os dados normalizados permitiram a execução das simulações da variável K nos blocos K1 e K2. Eles resultaram em valores simulados no espaço gaussiano que foram, posteriormente, retro-transformados para o espaço original segundo as mesmas leis de correlação da normalização inicial, porém, no sentido inverso.

Foram, então, geradas 100 realizações da condutividade hidráulica K, em cada bloco de K, empregando-se a rotina *Simulação Seqüencial Gaussiano do software Isatis®*. A decisão de se estabelecer o número de 100 realizações para a condutividade hidráulica considerou o estudo de Costa (1997), o qual constatou que um número de 50 a 100 realizações é considerado suficientemente bom para mapear a incerteza associada à estimativa de atributos geológicos. Foram utilizados blocos com 50 m² na malha da simulação, pesquisados os parâmetros em 8 setores angulares do elipsóide de busca. Foram, igualmente, estimados blocos que continham no mínimo uma amostra, sendo o número ideal de dados condicionantes

igual a quatro amostras por setor angular. O comprimento dos eixos do elipsóide de busca, bem como a direção de maior e menor alcance foram definidos pelo variograma da variável K.

As Figuras 7.9 e 7.10 mostram cinco realizações de cada bloco de K escolhidas aleatoriamente dentre as 100 realizações para a condutividade hidráulica K. Pode-se observar que cada realização individual de K reproduz as características apresentadas no mapa (mapa de localização dos pontos amostrados com os valores de K), no entanto, as realizações são diferentes entre si.

A seguir, procedeu-se a validação do modelo simulado da condutividade hidráulica K para verificação da reprodutibilidade dos dados. As Figuras 7.11 e 7.12 apresentam os histogramas dos dados simulados das cinco realizações onde se pode perceber que os mesmos representam adequadamente a função de distribuição dos dados originais.

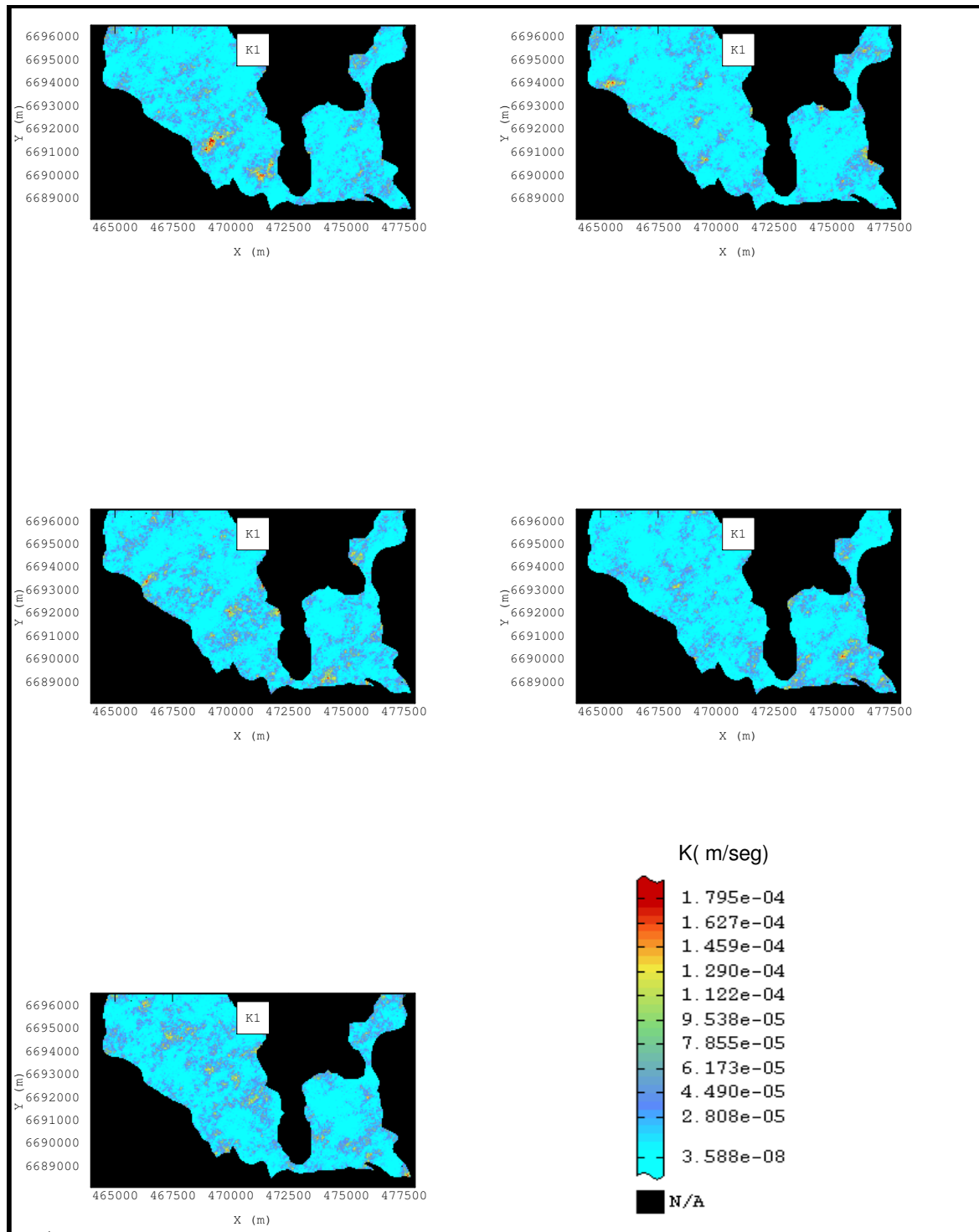


Figura 7.9 - Resultado da simulação SSG em cinco realizações de K1.

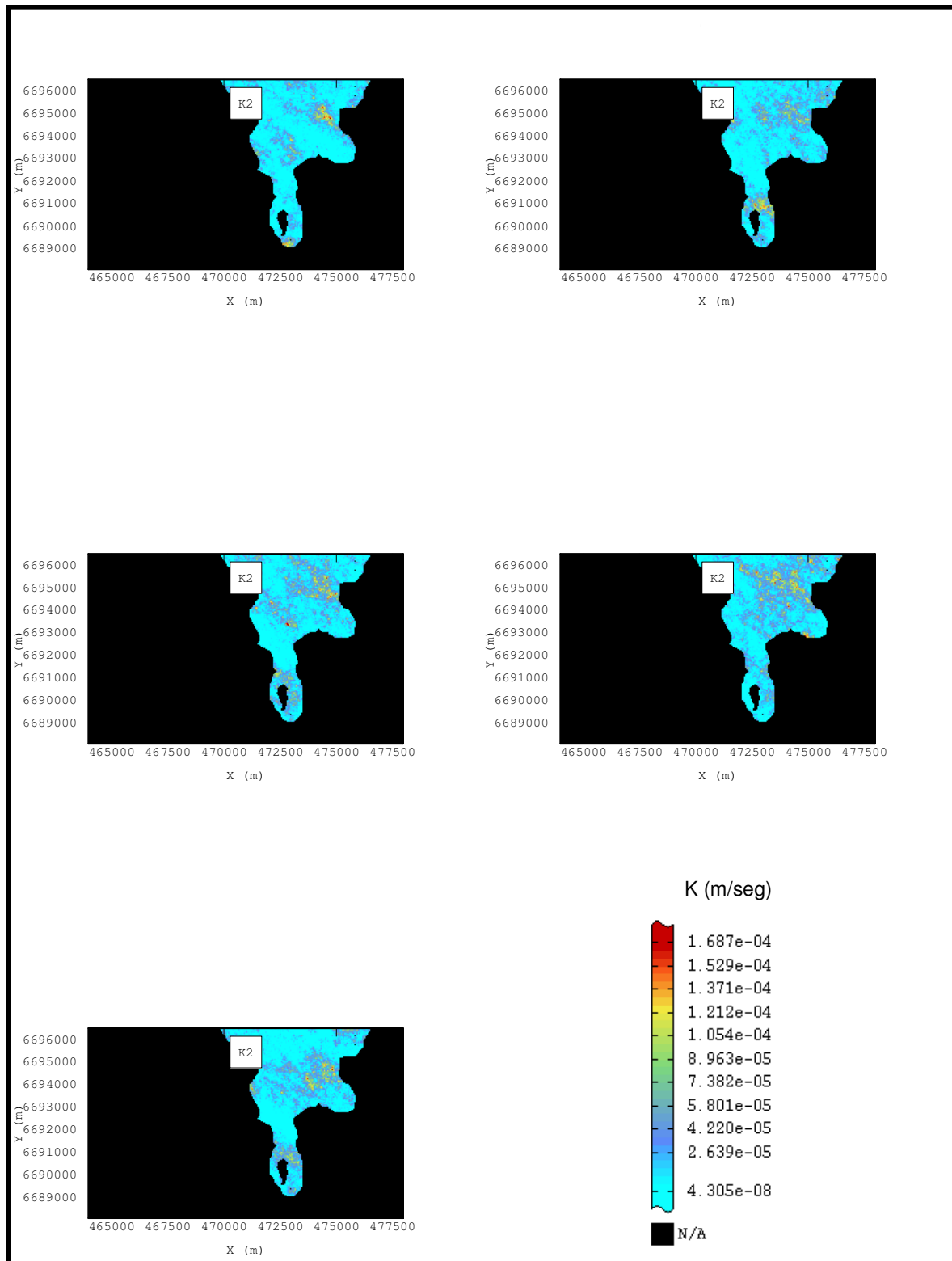


Figura 7.10 - Resultado da simulação SSG em cinco realizações de K2.

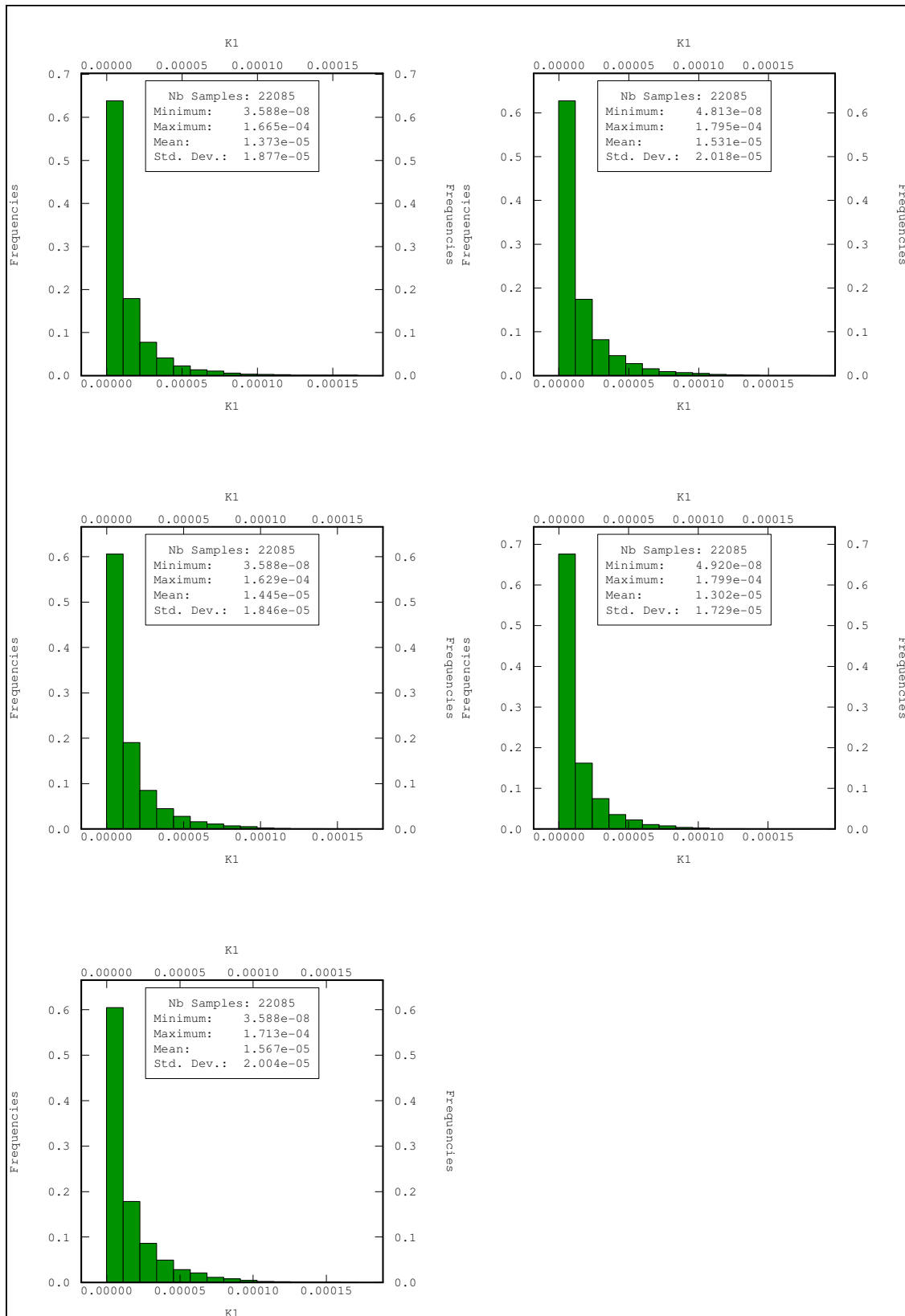


Figura 7.11 - Histogramas dos dados simulados de cinco realizações do bloco K1.

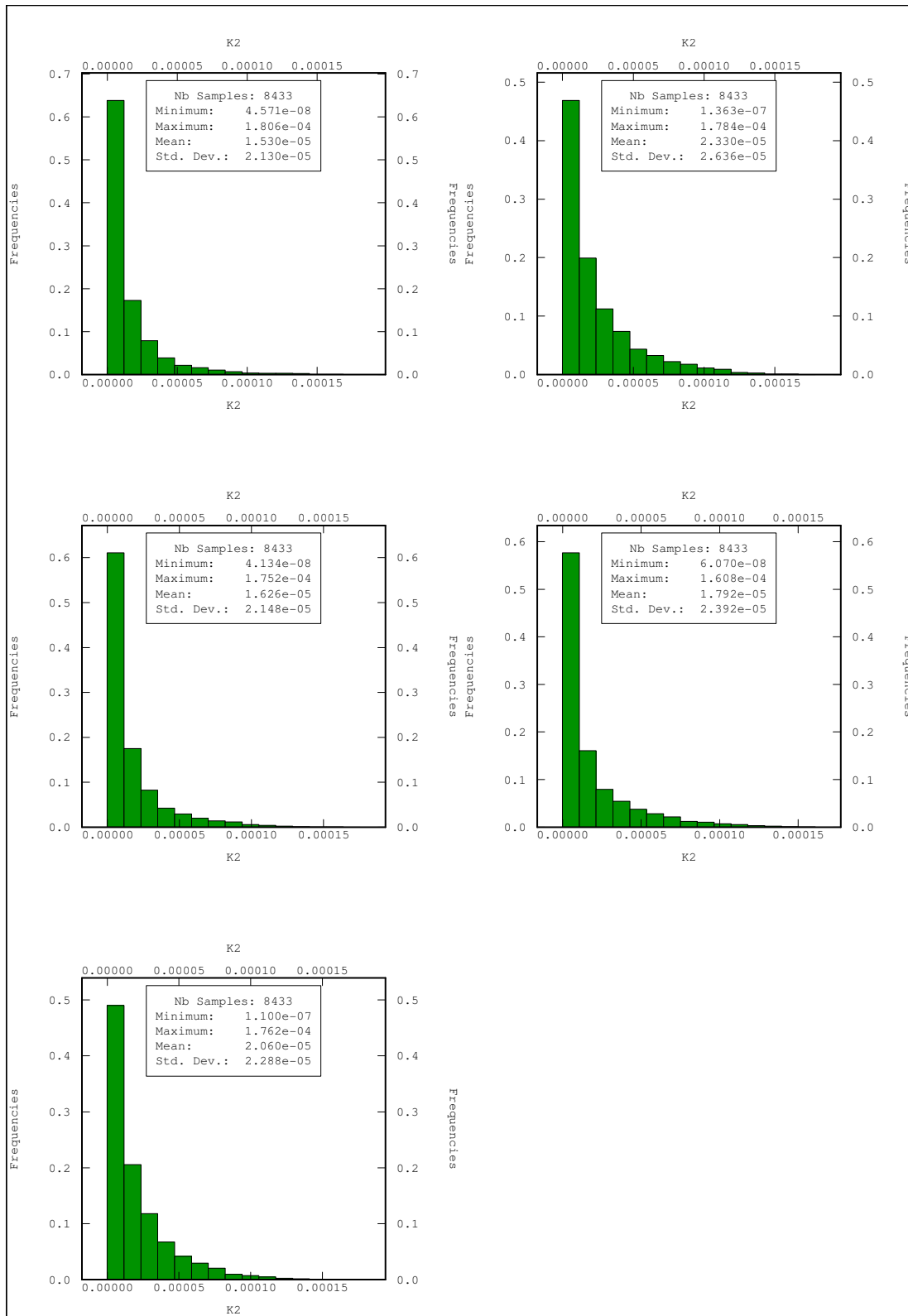


Figura 7.12 - Histogramas dos dados simulados de cinco realizações do bloco K2.

7.3 Resultados da SSG na Modelagem Estocástica do Fluxo

O modelo de simulação geoestatística, descrito anteriormente, gerou as realizações do parâmetro condutividade hidráulica K com dimensões iguais ao domínio do modelo de simulação do fluxo. Ou seja, cada uma das matrizes de K possui 280 colunas e 168 linhas com espaçamento de 50m. Para a execução da SSG foram definidos dois blocos com base nos dados amostrais e condicionados, também, pelos contatos entre as unidades pedológicas e geológicas da área. Estes blocos procuraram representar as zonas de condutividades hidráulicas estabelecidas com base nos mapeamentos geológicos e de solos da região. Estas unidades foram, também, utilizadas na definição da propriedade condutividade hidráulica, para a calibração do modelo de fluxo. Um destes blocos, $K1$, englobou as zonas de condutividade hidráulica 1, 4 e uma porção da zona 3. O outro bloco, $K2$, abrangeu a zona de condutividade hidráulica 2 e 3. O limite externo dos blocos é marcado pelas condições de contorno do modelo de fluxo - são áreas discriminadas como não-fluxo e não contribuem com o fluxo subterrâneo para a região modelada (Figura 7.13).

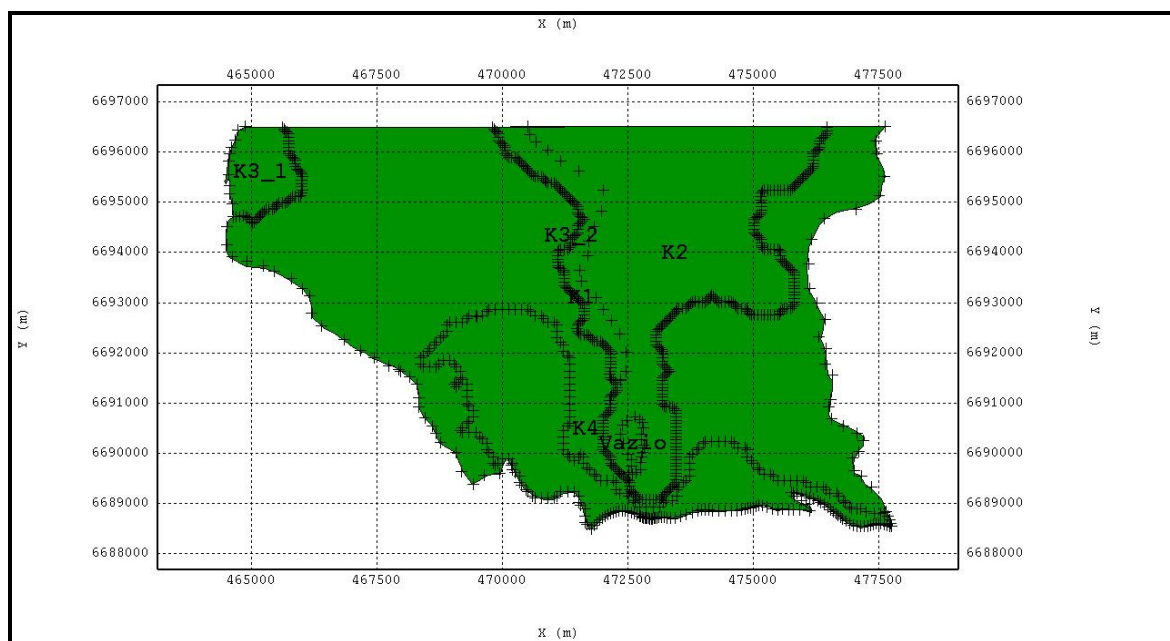
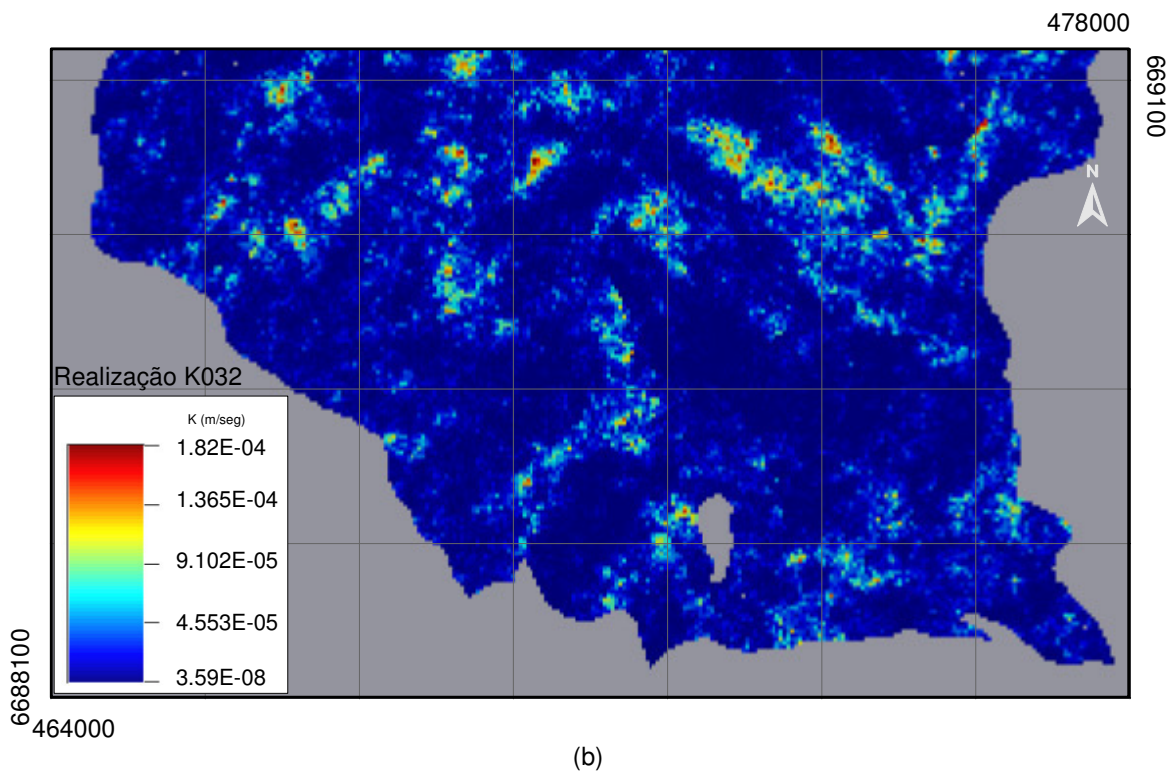
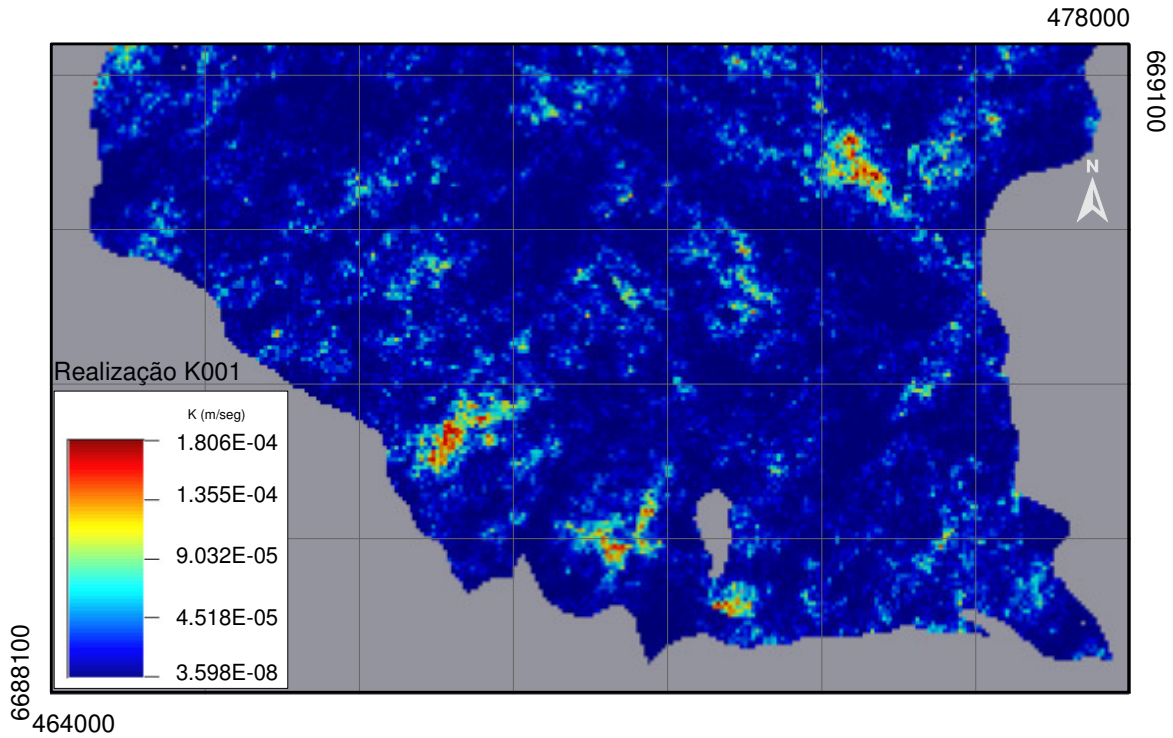
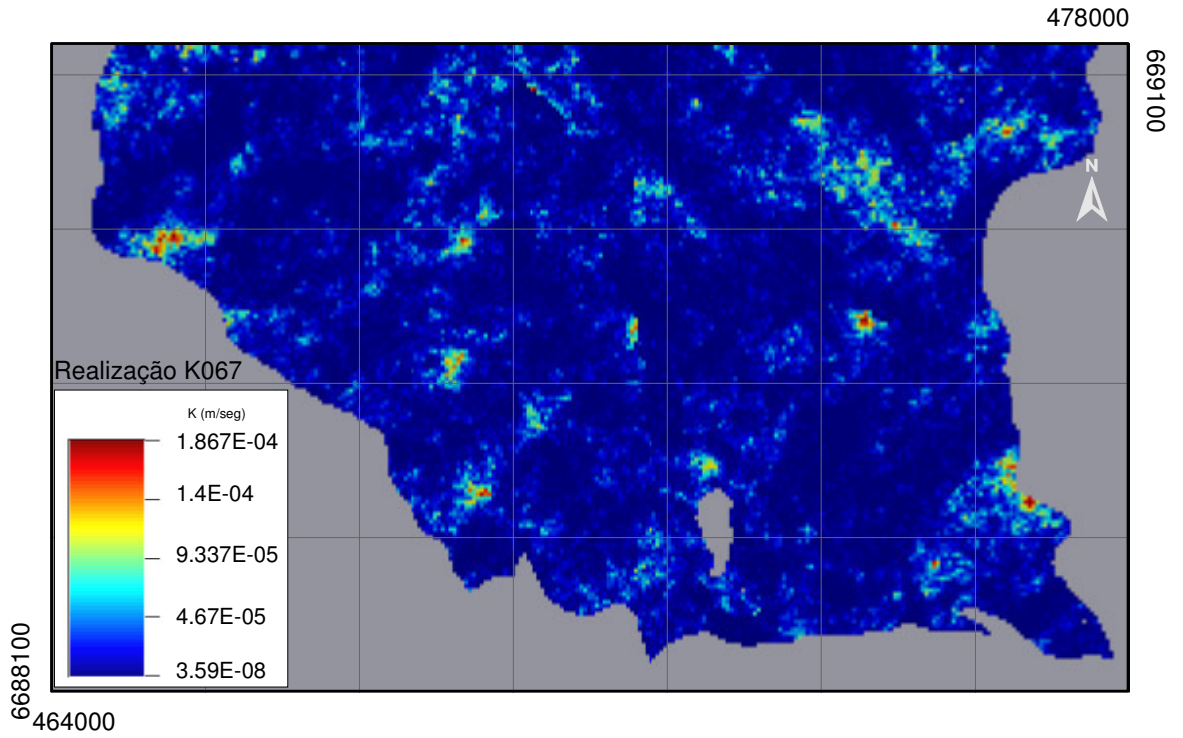


Figura 7.13 - Zonas de condutividade hidráulica empregada na geração da SSG, coincidentes, em parte com as unidades geológicas da região.

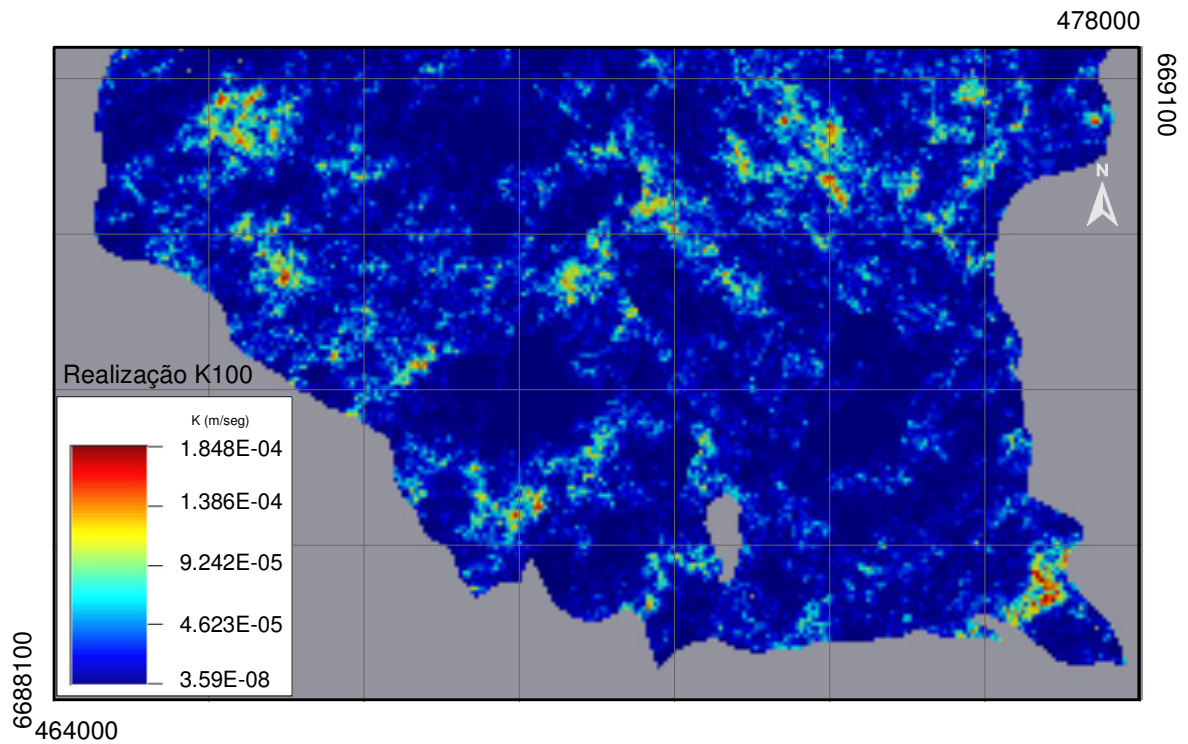
A Figura 7.14 (a), (b), (c), (d) mostra quatro realizações da condutividade hidráulica K , resultado da SSG que retratam a variabilidade espacial deste parâmetro. Uma das principais observações que se pode fazer com relação ao parâmetro K obtido através da SSG é que ele não traduziu os contornos das unidades geológicas que ocorrem na área. A variabilidade de K ,

com base nos dados disponíveis se mostrou muito grande. Por outro lado, esse seria o comportamento esperado tratando-se do parâmetro K. Os histogramas referentes a estas realizações estão representados na Figura 7.15 (a), (b), (c), (d). Apesar de cada uma das realizações serem diferentes, seus histogramas são semelhantes e refletem os dados originais.





(c)



(d)

Figura 7.14 – Realizações da condutividade hidráulica K geradas pela SSG em (a), (b), (c), (d).

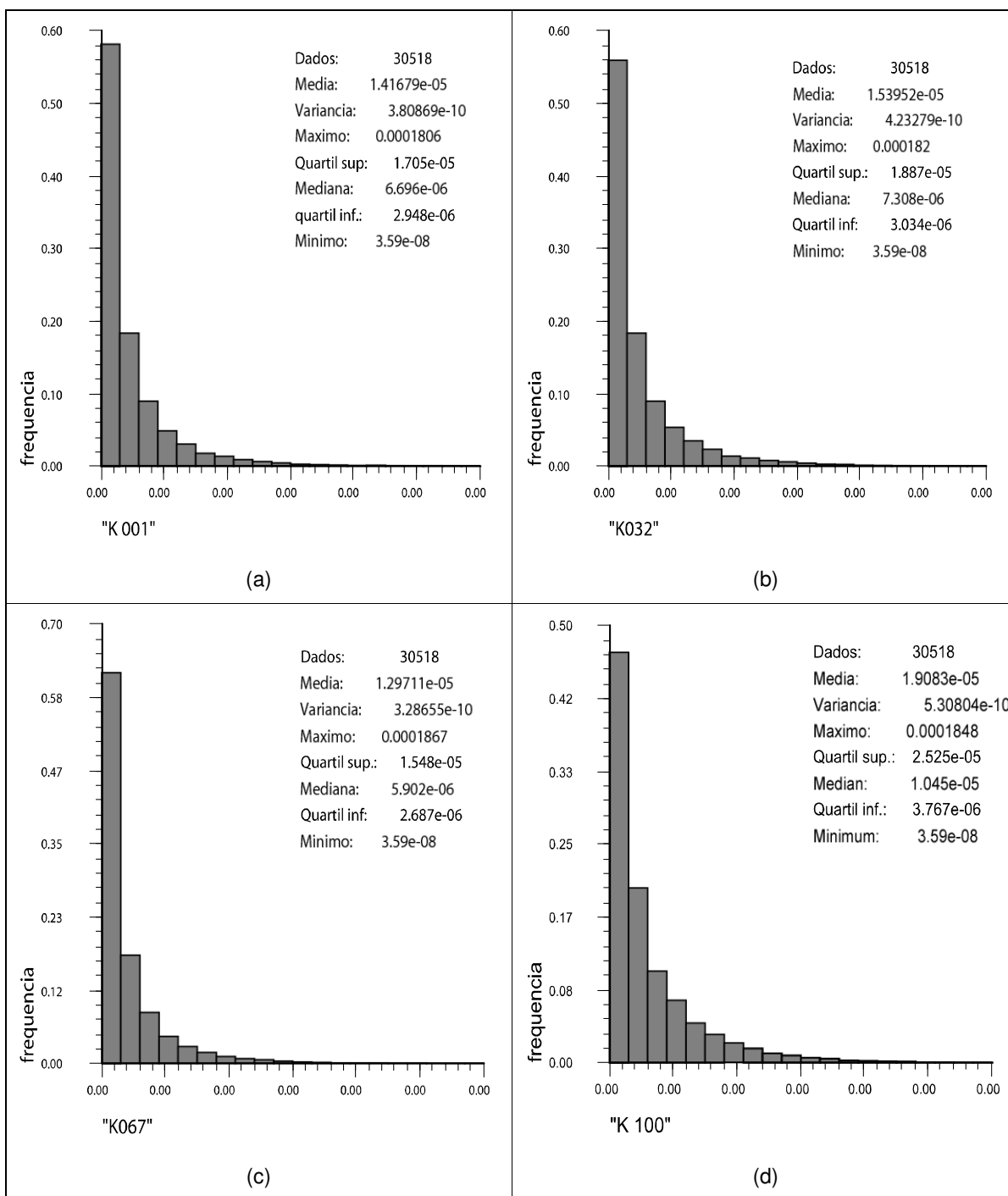


Figura 7.15 - Histogramas de quatro realizações de K obtidos aleatoriamente dentre o conjunto de realizações geradas pela SSG, respectivamente, as realizações K001 (a), K032 (b), K067 (c) e K100 (d).

Cada realização de K obtida através da SSG foi processada pelo módulo *Stochastic Modflow* (Ruskauff, 1998) do programa de Groundwater Vista 4. O programa de simulação hidrogeológica usou como partida das simulações o modelo de fluxo calibrado de forma determinística. A simulação estocástica do fluxo considerou o domínio do modelo com uma camada, meio homogêneo, isotrópico e condições de fluxo no regime permanente.

O resultado da simulação estocástica do fluxo obtido com estas matrizes de condutividade hidráulica mostrou-se inadequado. Processadas as 100 realizações, somente 7 convergiram no modelo de fluxo (Figura 7.16). Dentre as realizações que convergiram, constatou-se que as mesmas apresentaram as cargas hidráulicas, calculadas nos pontos de observação, com erro muito significativo quando comparadas com os valores das cargas hidráulicas observadas nos piezômetros. Além disso, o quadro do fluxo subterrâneo calculado foi muito diferente daquele obtido no modelo calibrado. A explicação para tal situação pode ser creditada ao fato de que as realizações de K , geradas pela SSG, foram discriminadas em um nível de detalhe que o modelo numérico do fluxo não foi capaz de acompanhar. Assim, o detalhamento imposto pela SSG nas matrizes de K promoveu a dispersão numérica do modelo de fluxo, fazendo com que o mesmo não convergisse ou, quando conseguisse convergir, os resultados obtidos fossem inaceitáveis. Este é um problema clássico na simulação do fluxo: a determinação da condutividade hidráulica K no modelo numérico a partir das cargas hidráulicas observadas (chamado problema inverso).

Gelhar (1993) destaca que abordagem geostatística no problema inverso está explicitamente baseada na caracterização estatística da variabilidade espacial do parâmetro K . O objetivo ao aplicar a geoestatística é obter as vantagens da continuidade espacial incluída na função variograma ou na função covariância e estendê-la ao campo das cargas hidráulicas, resultantes da integração das equações do fluxo dentro do arcabouço estocástico. O autor apresenta uma comparação de diferentes métodos geoestatísticos para estimação de parâmetro, no caso a transmissividade T em um aquífero não confinado. Foram comparados o método da função objetiva composta (Clifton & Neuman 1982 in Gelhar 1993) e o método geoestatístico de co-krigagem (Rubin & Dagan 1987 in Gelhar 1993) para valores observados da transmissividade T , ressaltando-se, ainda, o grande número de pontos de observação deste parâmetro no aquífero. Os resultados das distribuições de T previstas por estes dois métodos foram bastante diferentes. Os resultados foram considerados pelo autor como “particularmente perturbadores”, uma vez que os dois métodos estão entre as técnicas mais avançadas e respeitadas. O referido autor colocou em dúvida a utilidade dos resultados destas abordagens na resolução do problema inverso. Permanecia, ainda, em aberto a questão de como simplificar adequadamente a descrição de um aquífero captando, ao mesmo tempo, as feições de importância nas estimativas dos parâmetros. Esta simplificação é usualmente obtida pela

adoção de algum tipo de zoneamento do aquífero baseado, preferivelmente, em informação geológica sugerindo zonas que podem ser tratadas como relativamente homogêneas e com propriedades similares (Gelhar 1993).

Este parece ser o caso neste estudo, o que se pode constatar é que o fator mais importante para o ajuste do modelo numérico do fluxo, com relação à propriedade condutividade hidráulica, é que ela deve ser condicionada pelos limites geológicos mais do que pela variabilidade espacial da propriedade em si como exibida pelas realizações geradas na SSG. Na realidade os valores de K nos pontos amostrais também encerram uma grande incerteza na precisão das medidas para avaliar o aquífero, uma vez que elas refletem o valor da propriedade K horizontal e representando a escala de onde foi obtida a medição. Ou seja, se as medições da condutividade hidráulica, obtidas no entorno da zona saturada do aquífero, atingiram uma profundidade de no máximo até 5 m, a condutividade hidráulica que está sendo representada é a do trecho perfurado. É razoável presumir, ainda, que a região de influência da amostra de K se estenda horizontalmente a uma distância de poucas ordens de grandeza maior do que a profundidade onde foi obtida a medida. Desta forma, o ponto amostral, não, necessariamente, representa a propriedade do aquífero inteiro no local, porém, somente uma parte dele e, embora a SSG possa discriminar essas variações do ambiente natural, o modelo numérico do fluxo não consegue processar esta variabilidade.

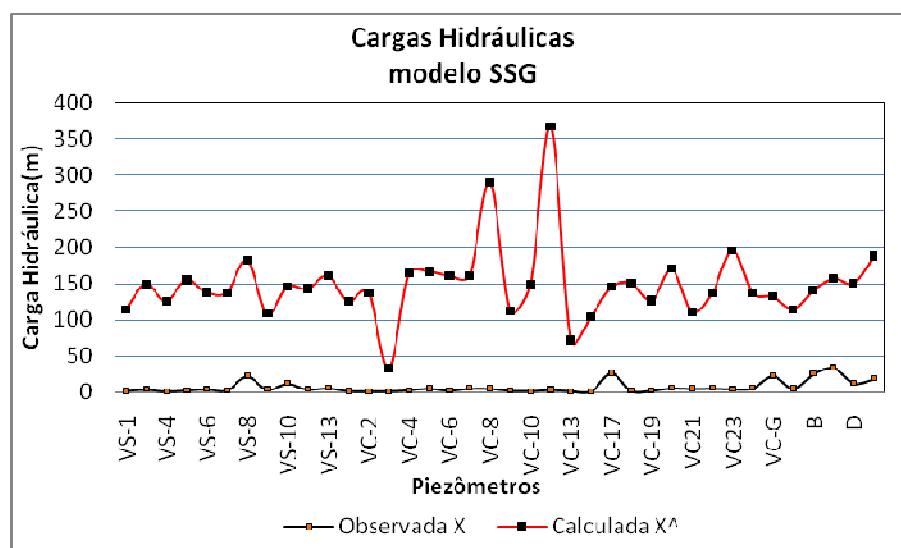


Figura 7.16 - Cargas hidráulicas observadas e calculadas pelo modelo de fluxo da média de 7 realizações.

Foram, então, efetuadas tentativas de classificação dos valores de condutividade hidráulica K obtidas através da SSG. O objetivo foi agrupar os valores de K em intervalos e aumentar a área de representação deles (maior número de células com o mesmo valor) procurando, assim, imprimir nas realizações de K um comportamento definido por zonas semelhantes ao do modelo determinístico. Desta forma, esperava-se influir no modelo do fluxo no sentido de diminuir a dispersão numérica.

O critério para a classificação de K foi estabelecido a partir da média e do desvio padrão das 100 realizações de K obtidas pela SSG procedendo-se da seguinte maneira:

FI = Fronteira de Intervalos, foi usado um percentual de 0,1 representando 10% do desvio padrão simulado de K .

\bar{X} = Média dos valores simulados de K

Sd = Desvio Padrão simulados de K

Para:

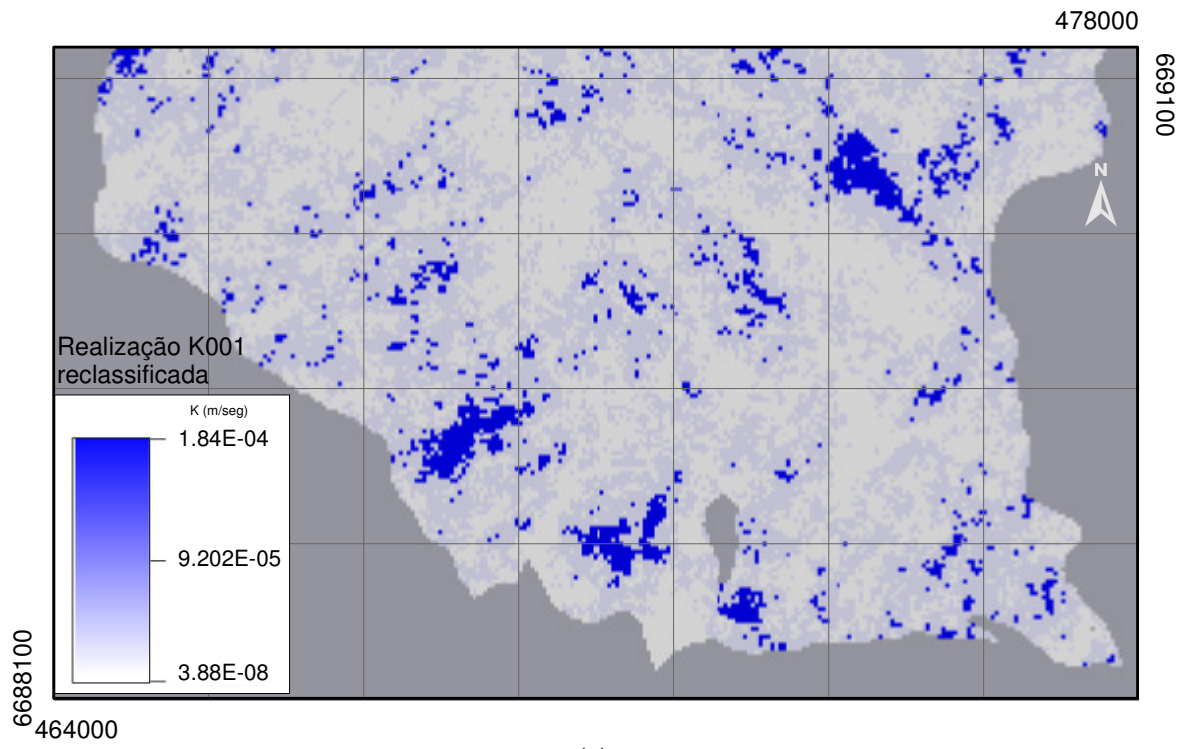
i) $X < 10^{\left[\text{Log}(\bar{X}) + (FI \cdot \text{Log}(Sd)) \right]}$, atribui-se o valor mínimo da simulação SSG

ii) $10^{\left[\text{Log}(\bar{X}) + (FI \cdot \text{Log}(Sd)) \right]} < X < 10^{\left[\text{Log}(\bar{X}) - (FI \cdot \text{Log}(Sd)) \right]}$, atribui-se o valor da média da SSG

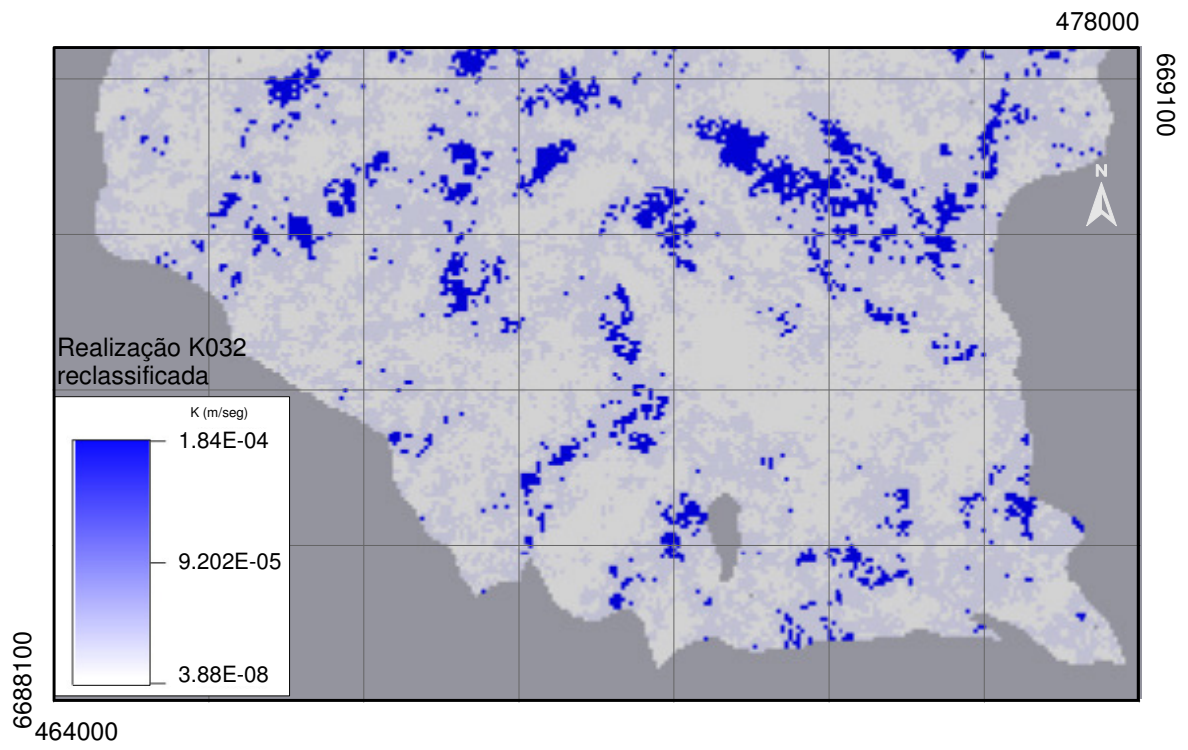
iii) $X > 10^{\left[\text{Log}(\bar{X}) - (FI \cdot \text{Log}(Sd)) \right]}$, atribui-se o valor máximo da simulação SSG

A classificação das realizações de K resultou em matrizes onde os valores da condutividade hidráulica K , em cada matriz, foram agrupados em três intervalos. Estes intervalos foram definidos conforme a descrição anterior, atribuindo-se a cada intervalo, respectivamente, o valor mínimo, valor da média e valor máximo de K nas 100 realizações obtidas através da SSG. Desta forma, em cada realização de K , restaram apenas três valores reclassificados correspondendo a três regiões de K .

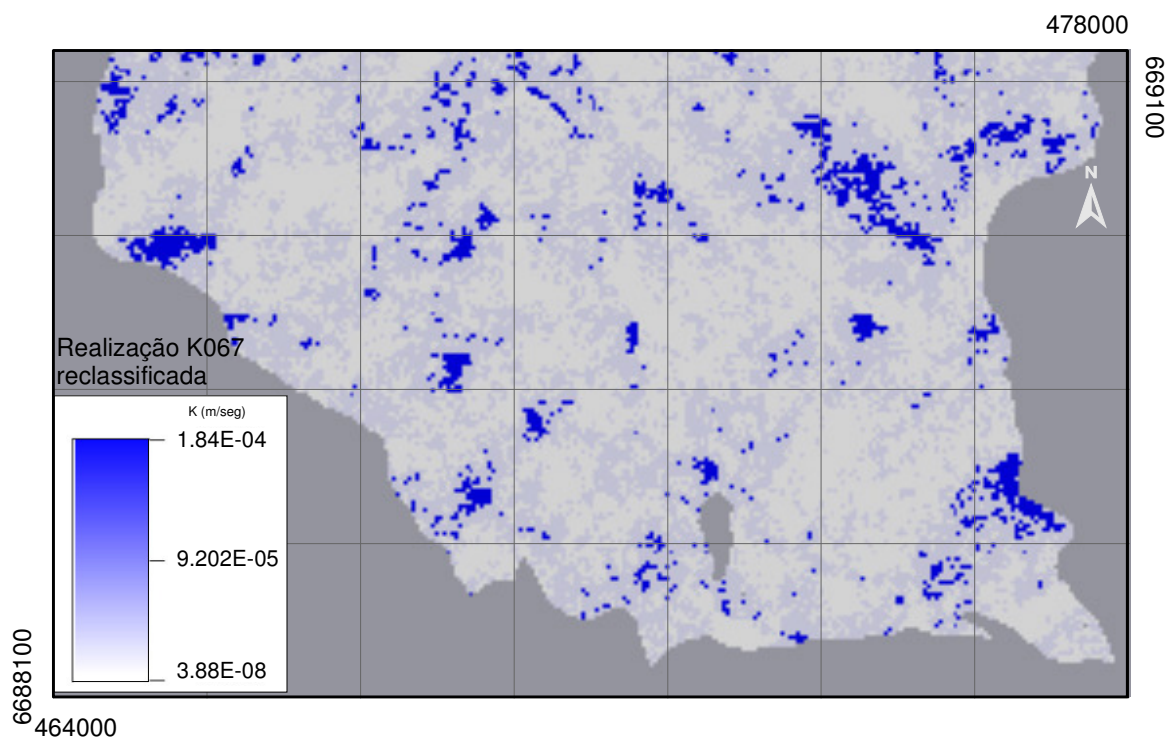
A Figura 7.17 (a), (b), (c), (d) ilustra a matriz de K , reclassificada, em quatro realizações obtidas a partir da SSG. Observa-se, após a classificação, a presença somente de três regiões com condutividades hidráulicas.



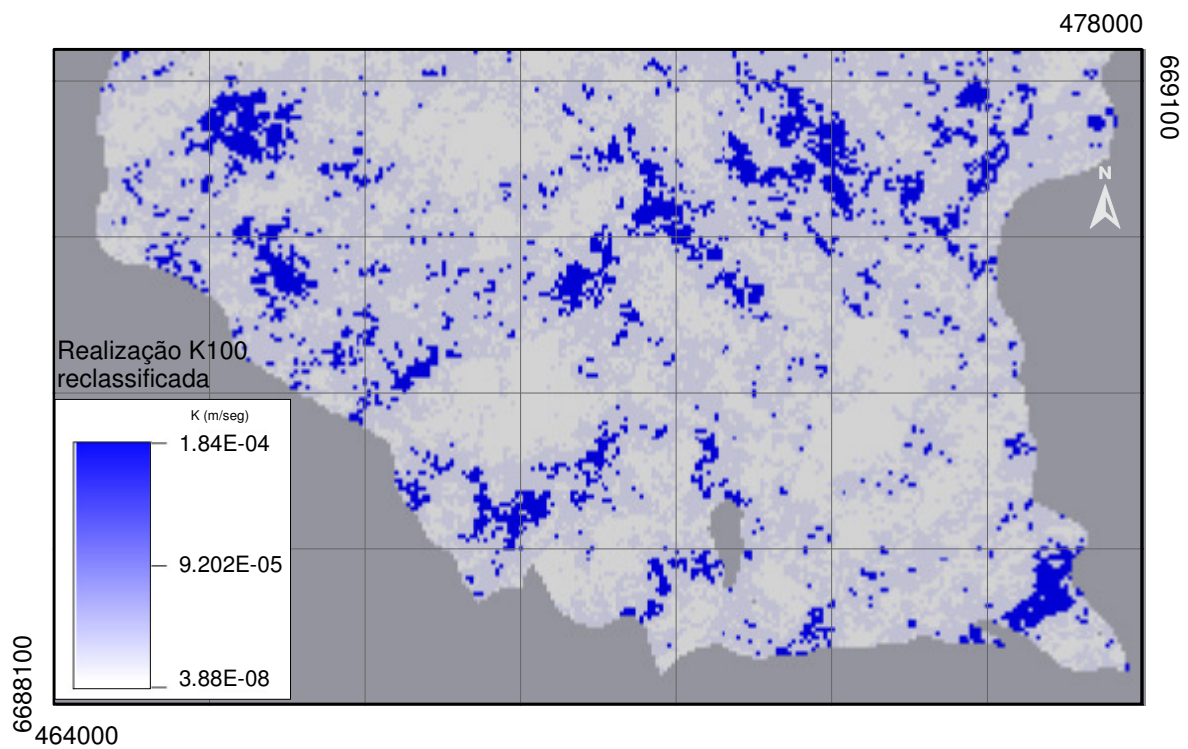
(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 7. 17 - Realizações da condutividade hidráulica reclassificadas em (a), (b), (c), (d).

A Figura 7.17 mostra, ainda, a distribuição das três regiões de condutividade hidráulica K. Verifica-se que estas regiões possuem uma distribuição espacial diferente da distribuição espacial de K condicionada pela geologia (empregado no modelo determinístico do fluxo). A distribuição espacial de K condicionada aos limites geológicos, criando regiões relativamente homogêneas, representa ser mais adequada ao parâmetro de entrada K na modelagem.

As matrizes reclassificadas de K foram, então, levadas ao programa de modelagem rodando-se as simulações no *Stochastic Modflow*. Do total de 100 simulações processadas no modelo de fluxo, 91 não convergiram. Por outro lado, os resultados que convergiram apresentaram um campo de cargas hidráulicas calculadas com valores muito acima dos valores observados. Essas simulações, igualmente, produziram resultados não realísticos. Em termos práticos, os resultados não foram diferentes daqueles obtidos através do processamento das realizações de K no modelo de fluxo.

Do exposto pode-se concluir que a SSG introduzida na modelagem hidrogeológica para representar a variabilidade do meio físico através da geração das realizações do parâmetro de entrada K, não se mostrou adequada, nas condições em que foram executadas as simulações deste estudo, para reproduzir a distribuição das cargas hidráulicas na simulação do fluxo. Constatou-se, ainda, que a condutividade hidráulica K condicionada pelos limites geológicos é mais importante para o ajuste do modelo numérico do fluxo do que a variabilidade espacial de K geradas pela SSG. O resultado da SSG mostrou que embora ela seja capaz de discriminar a variabilidade espacial do parâmetro K, o modelo numérico do fluxo, entretanto, não conseguiu processar esta variabilidade e produzir resultados aceitáveis.

7.4 O Método Monte Carlo na Modelagem do Fluxo e Transporte

A partir do modelo de fluxo calibrado de forma determinística foram efetuadas as simulações empregando o método Monte Carlo.

Foram rodadas simulações em número de 100, 180, 200, 10.000 até inteirar 100.000, usando sempre o mesmo número gerador no algoritmo de geração de números aleatórios. O programa apresenta uma limitação não permitindo a geração de um número de realizações superior a 9999 em uma mesma bateria de simulação. Esta situação foi contornada usando-se o artifício de abastecer o modelo de fluxo com o parâmetro de entrada da última realização (9999) e a partir dela, efetuar a simulação de outra bateria de simulação. O processo é repetido

até se atingir o número de realizações desejado, no caso, atingiu-se o número máximo de 100.000 realizações. Ao se atingir tal número de realizações observou-se, também, que o tratamento destas informações exige recursos de equipamento com maior capacidade de armazenamento e processamento de dados, além de necessitar, também, de aplicativos específicos.

Os resultados do modelo de fluxo para as várias realizações das cargas hidráulicas podem ser avaliados usando-se a soma do quadrado dos resíduos (SQR) para cada realização e a média acumulada da SQR das realizações. A média acumulada da SQR das realizações permite avaliar se foi rodado um número suficiente de simulações. Observa-se o comportamento da curva plotando o número de realizações *versus* a média acumulada da SQR das mesmas. Caso se verifique pouca variação na média acumulada da SQR podemos concluir que o número de realizações foi suficiente e que o conjunto amostrado (considerando que o parâmetro usado segue uma distribuição normal) caracteriza razoavelmente bem a resposta média do modelo de fluxo.

As Figuras 7.18 e 7.19 mostram, respectivamente, o SQR de cada uma das realizações e a média acumulada do SQR para todas as 180 realizações executadas a partir do modelo calibrado. Na Figura 7.18 se pode observar que o menor valor de SQR corresponde a realização número 179. Na Figura 7.19 o comportamento da curva que representa a média acumulada do SQR pode ser usado qualitativamente para avaliar a amostragem na simulação MC. A estabilização da curva, ainda que de forma não conclusiva, pode ser uma indicação de que o número de realizações na simulação MC foi suficiente.

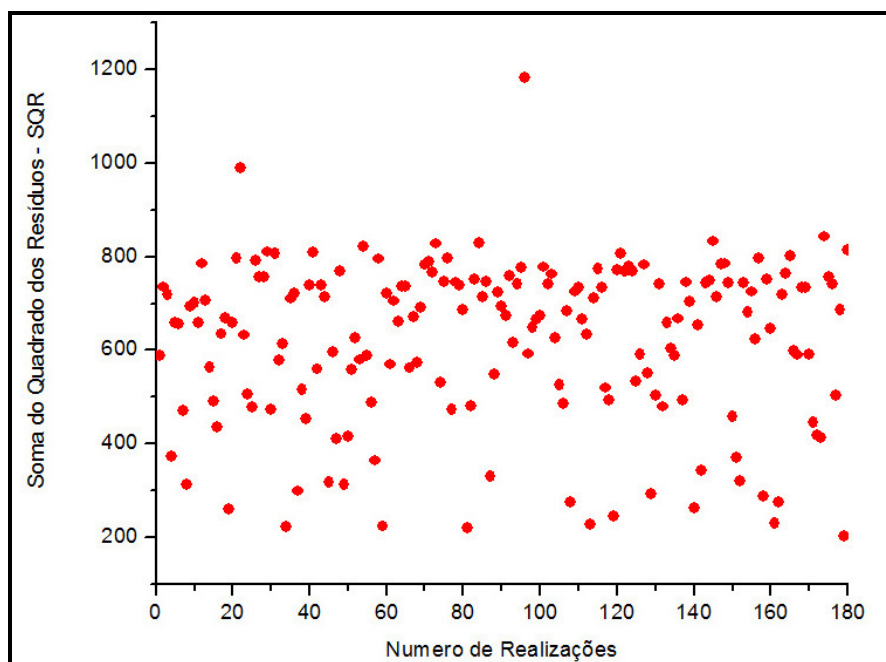


Figura 7.18 - SQR para cada uma das 180 realizações.

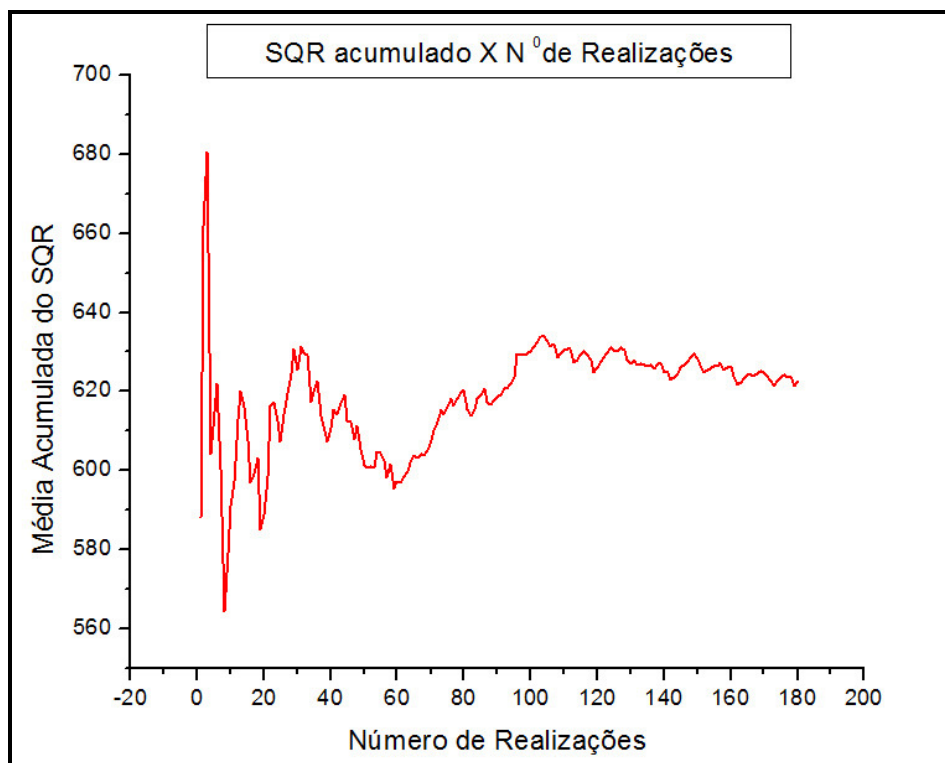


Figura 7.19 - Curva da média acumulada do SQR das realizações.

A Figura 7.20 apresenta o SQR acumulado das cargas hidráulicas em cada um dos pontos de observação, referente, respectivamente, ao modelo calibrado de forma determinística, média das 180 realizações e a realização 179, que apresentou o menor SQR entre as 180 geradas. O SQR acumulado é obtido classificando em ordem decrescente os valores do SQR nos pontos de observação procedendo-se, então, a partir do maior valor de SQR, a soma acumulada dos valores.

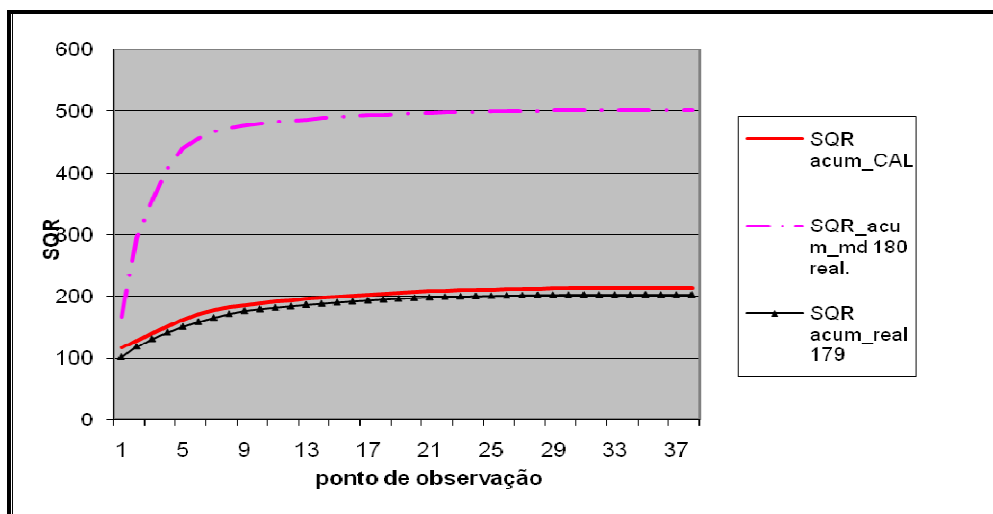


Figura 7.20 - SQR acumulado das cargas hidráulicas para o modelo calibrado, para a média de 180 realizações e a realização 179.

Comparando-se com o SQR acumulado do modelo calibrado constata-se que o SQR acumulado da média das simulações encontra-se bem acima do SQR acumulado do modelo calibrado. Se considerarmos que os parâmetros do modelo de fluxo seguem uma distribuição normal, a média das simulações deveria ser próxima do valor calibrado. Desta forma, a amostragem na simulação Monte Carlo não foi inteiramente adequada, havendo a necessidade de maior número de simulações.

Aumentando-se o número de simulações até 10.000 realizações (utilizando sempre o modelo de fluxo calibrado e o algoritmo de números aleatórios com o mesmo número gerador), os resultados obtidos da média do SQR das cargas hidráulicas, observadas e calculadas em todas as simulações, podem ser observados na Figura 7.21.

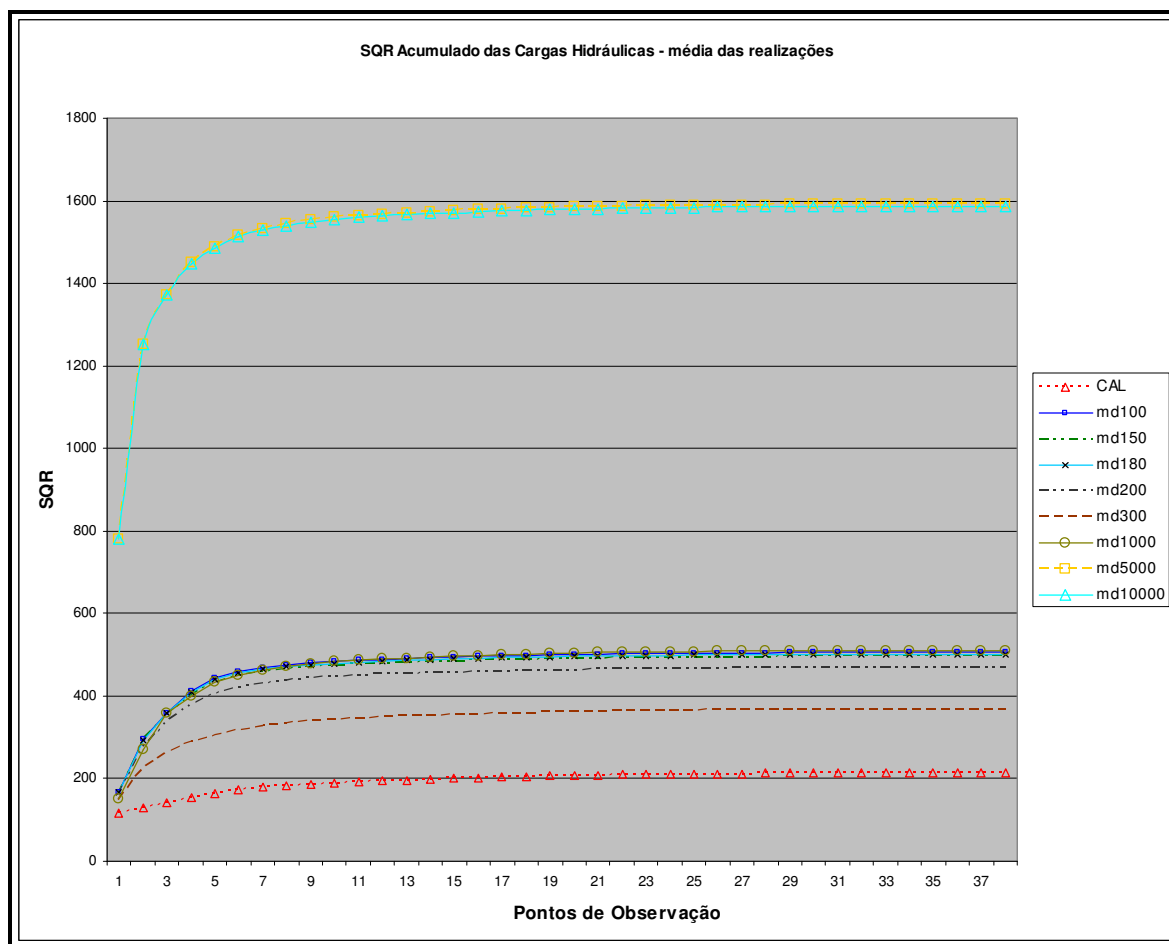


Figura 7.21 - SQR acumulado das médias das realizações nas baterias com 100, 150, 180, 200, 1.000, 5.000 e 10.000 simulações.

Observa-se na Figura 7. 21 que até o número de simulações 1.000 as curvas mostram valores próximos, com uma média de aproximadamente 500. O modelo calibrado apresentou a

média de 214 e a bateria de simulação com 300 realizações foi a que mostrou a menor média, com valor inferior a 400. As baterias de simulações com 5.000 e 10.000 realizações apresentaram praticamente a mesma média (aproximadamente 1.600). A bateria com 10.000 realizações mostra uma curva com a mesma forma e valores próximos daqueles obtidos na bateria de 5.000 realizações. Isto pode ser indicativo que a amostragem da simulação Monte Carlo esteja representando adequadamente os parâmetros de entrada do modelo de fluxo, uma vez que não ocorrem variações significativas nas médias obtidas entre estas duas baterias.

A Tabela 7.1 ilustra a situação descrita apresentando os valores de SQR para as baterias de simulações até 10.000 realizações

A Tabela 7.3 relaciona o número de realizações executadas nas diversas baterias de simulação MC com o número de realizações com valor de SQR inferior ao do modelo calibrado. Percebe-se que até a bateria com 300 realizações somente duas realizações preenchem esta condição. E, ainda, na bateria com até 1.000 realizações dez realizações possuem SQR inferior ao do modelo calibrado. Verifica-se, também, que na bateria com 10.000 realizações, 103 destas realizações possuem o valor de SQR inferior ao do modelo calibrado. A Tabela 7.2 mostra, também, a média do valor de SQR das realizações com valor inferior a do modelo calibrado onde se percebe que a partir da bateria com 300 simulações esta média não é alterada significativamente, permanecendo com um valor próximo de 208.

Tabela 7.1 – SQR das realizações nas baterias de simulação.

	Soma dos Quadrados dos Resíduos - SQR					
Nº de Simulações	100	180	200	1.000	5.000	10.000
MIN. SQR	220.5	202.7	202.7	201.6	201.6	201.6
MAX. SQR	1182.7	1182.7	39337.7	1274705.3	3505907.0	3505907.1
MEDIA	630.1	622.6	818.1	2867.6	3055.6	2986.5

Tabela 7.2 - SQR das realizações com valor inferior a 214 nas baterias de simulação.

REALIZAÇÕES COM SQR INFERIOR A 214						
Nº de simulações	100	200	300	1.000	5.000	10.000
Mínimo	-	202.73	202.73	201.60	201.60	201.60
Máximo	-	202.73	212.92	212.92	213.89	213.89
Media	-	202.73	207.82	208.32	208.38	208.41
Total	-	1	2	10	43	103

Outra abordagem, empregada para verificar se o número de simulações foi suficiente para representar a amostragem MC no modelo de fluxo, consistiu em gerar baterias com 10.000 realizações (limite do número de simulações pelo programa) até inteirar um número dez vezes maior. Para que as simulações tivessem continuidade ao final de cada bateria, a matriz de K obtida na realização 9999 foi colocada no modelo de fluxo e este foi rodado tornando-se, agora, o modelo de fluxo “calibrado”. Sobre este modelo de fluxo foi aplicada à próxima bateria de simulações empregando-se o mesmo número gerador.

A Figura 7.22 apresenta o resultado da média acumulada do SQR para as 100.000 realizações processadas no modelo de fluxo. Observa-se em cada bateria de simulação que a curva obtida, plotando-se em gráfico o número de realizações e o SQR, apresenta uma grande oscilação no início da bateria tendendo a uma estabilização ao final. Por outro lado, esta estabilização do SQR ocorre praticamente em todas as baterias, excetuando-se as baterias de números 10, 30 e 70 mil. Observa-se, igualmente, que o SQR das realizações na faixa estabilizada não ultrapassa 1.500, situando-se abaixo de 1.000 nas baterias com 80 mil a 90 mil realizações. O padrão repetitivo das oscilações na curva, seguido de estabilização, é indicativo de que um número adequado de realizações foi atingido uma vez que as realizações geradas já não mostram diferenças significativas no SQR. No caso em estudo parece que este número é atingido na bateria com 50 mil realizações. A partir deste número de realizações, constata-se uma diminuição drástica do número total de realizações com SQR inferior ao do modelo calibrado e verifica-se um aumento no valor da média. Além disso, os valores mínimos verificados nestas baterias são maiores do que os valores mínimos encontrados nas baterias com número de realização inferior a 50 mil (Tabela 7.3).

Os resultados obtidos nesta abordagem, empregando 100 mil realizações, não trouxeram ganho significativo na qualidade da modelagem do fluxo. Nestas condições pode-se concluir que 50 mil é um número de realizações adequado para representar a amostragem MC na modelagem do fluxo.

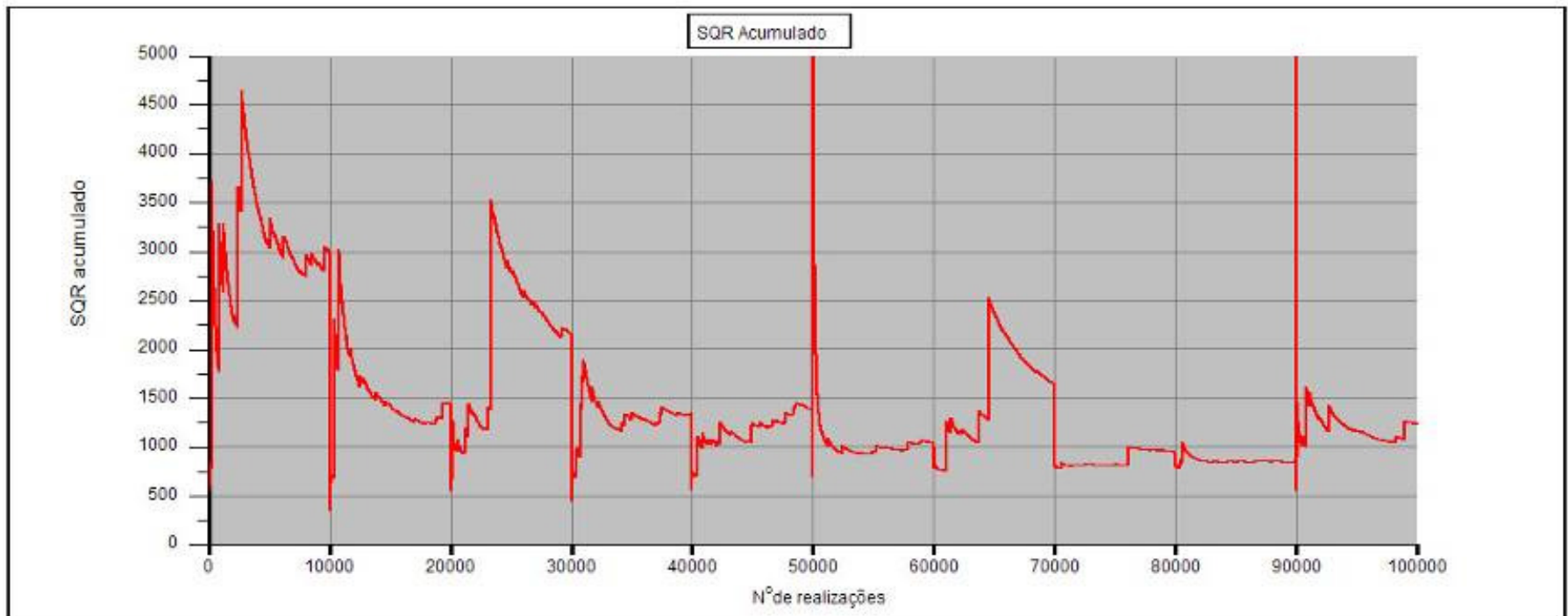


Figura 7.22 – Média acumulada do SQR em 100.000 realizações.

Tabela 7.3 - SQR das cargas hidráulicas das realizações com valores inferiores ao modelo calibrado.

	SQR DAS CARGAS HIDRÁULICAS DAS REALIZAÇÕES INDIVIDUAIS INFERIORES a 214									
Nº DE SIMULAÇÕES	1.E+04	2.E+05	3.E+04	4.E+04	5.E+04	6.E+04	7.E+04	8.E+04	9.E+04	1.E+05
MÍNIMO	201.6	201.5	202.3	201.6	201.8	205.5	208.3	204.9	204.0	202.1
MÉDIA	208.4	208.3	208.9	208.4	207.6	210.5	210.3	208.3	204.0	209.0
Total de Realizações	103	97	75	81	34	4	4	4	1	25

A Figura 7.23 ilustra, também, a situação descrita anteriormente, mostrando a distribuição do SQR das realizações individuais com valores inferiores ao do modelo calibrado em 100.000 simulações, fornecendo a média, o valor máximo, o valor mínimo e o número de realizações.

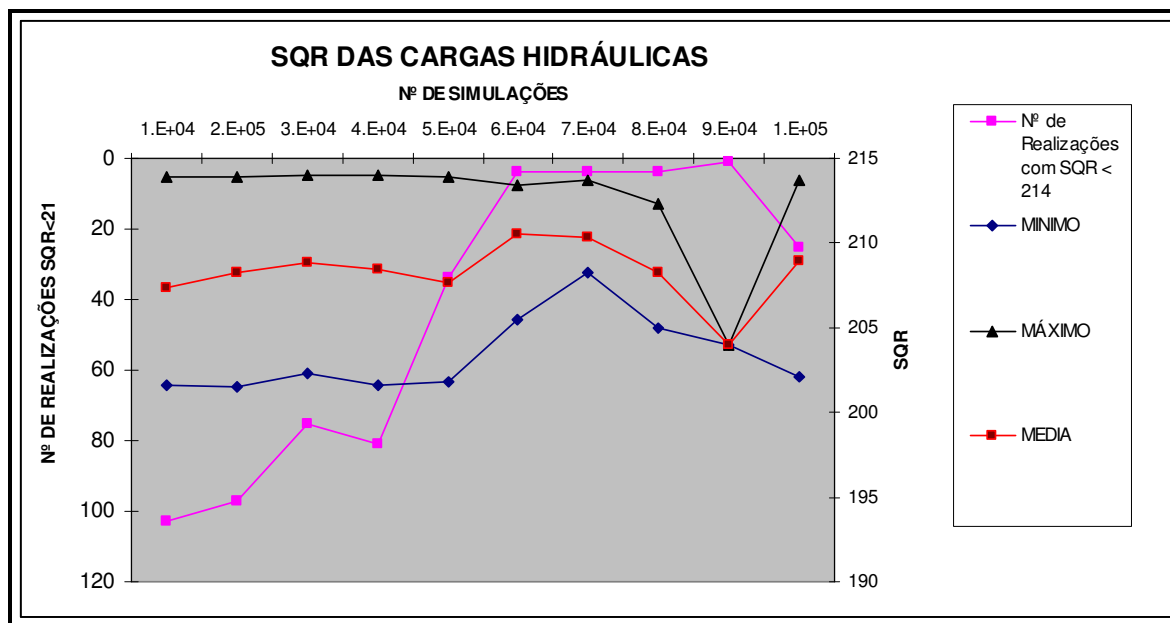


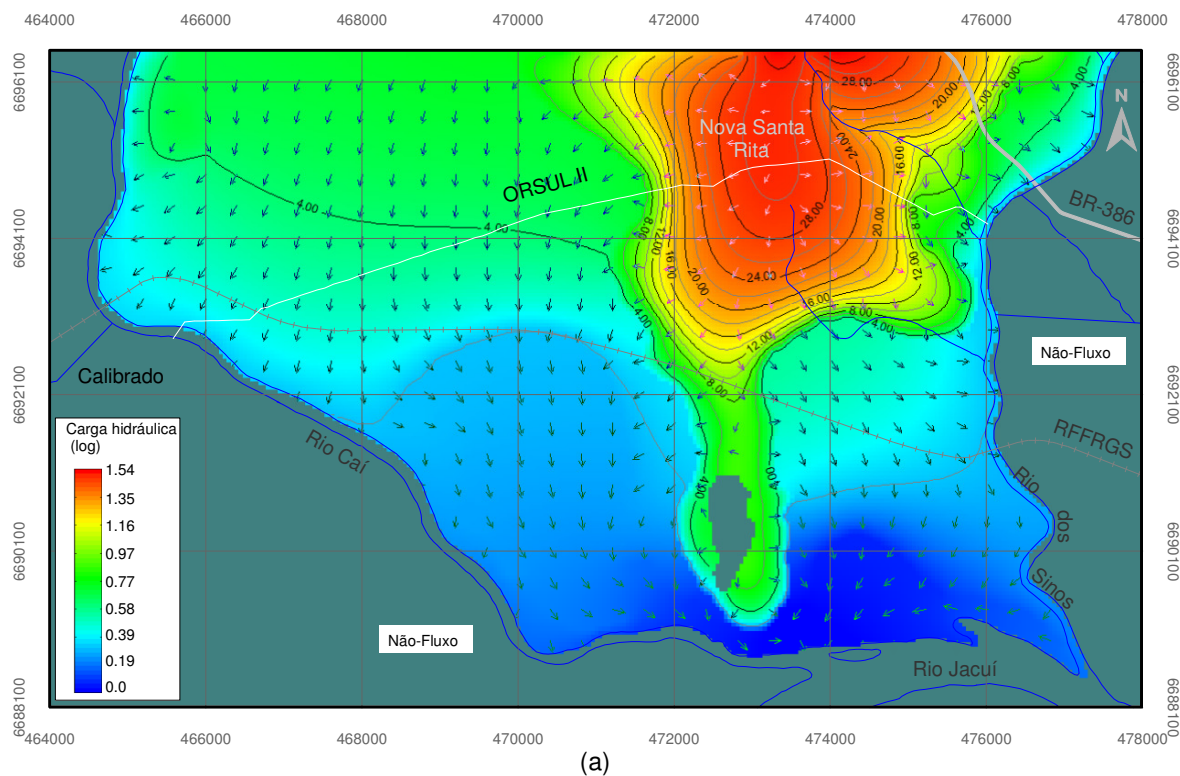
Figura 7.23 - SQR das cargas hidráulicas com valor inferior a 214 em 100.000 simulações.

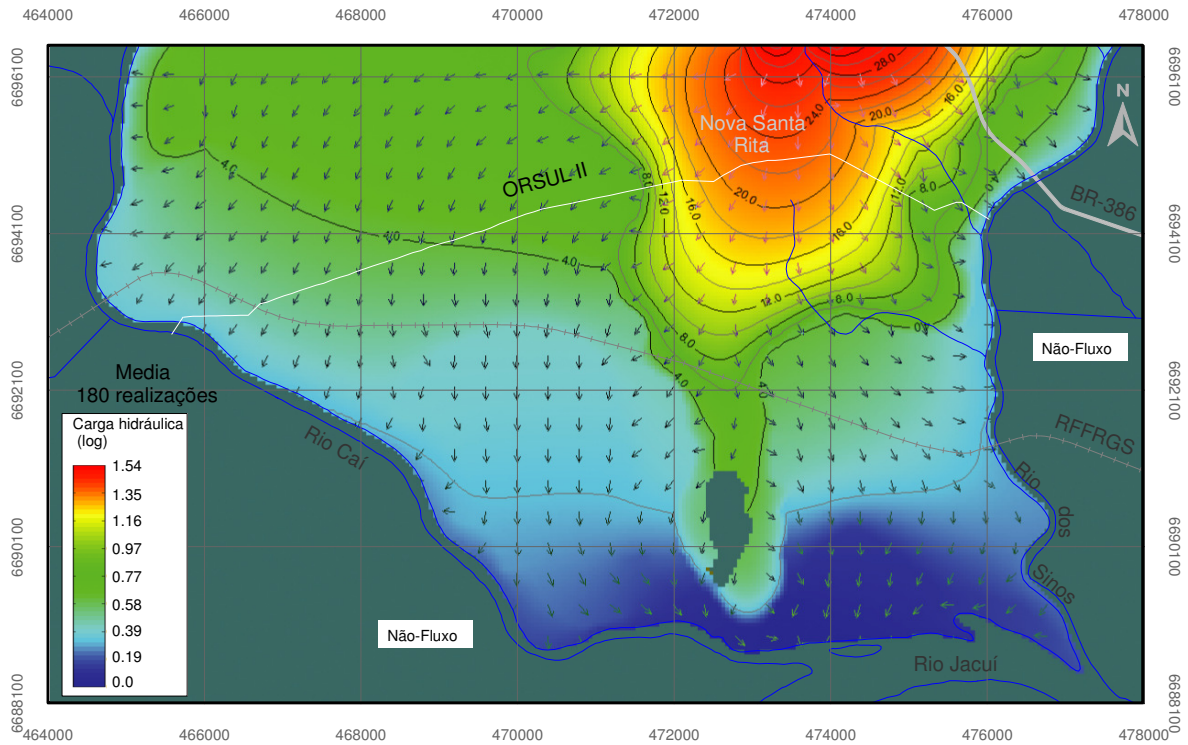
Os resultados das simulações com o modelo de fluxo, calculando as cargas hidráulicas a partir da média das simulações em cada bateria, mostraram que até a bateria com 180 realizações o quadro de fluxo não apresentou células secas. As células secas começaram a aparecer nos resultados da simulação do fluxo a partir da bateria com 200 realizações. Constatou-se um acréscimo gradativo destas células secas com o aumento do número das simulações. A presença de células secas no resultado da modelagem do fluxo indica uma imprecisão no modelo uma vez que os parâmetros de entrada do mesmo induziram ao cálculo de cargas hidráulicas coincidente com o nível da base do aquífero. Ou seja, não existe água nas regiões de um modelo de fluxo representadas por células vazias, sendo inadequado aceitar este tipo de resultado da simulação. Desta forma, então, a bateria com 180 realizações, constitui, no caso, o limite superior da amostragem Monte Carlo para que se possam empregar todas as realizações da bateria de simulação, o modelo de fluxo calcular a média das simulações e não apresentar células vazias. Os resultados, assim obtidos, permitem que se façam estimativas das cargas hidráulicas ou mesmo dos tempos de deslocamento das partículas junto com o fluxo usando-se uma distribuição de probabilidade.

Figura 7.24 (a), (b), (c), (d) mostra os quadros de fluxo simulados, respectivamente, com o modelo calibrado, o modelo de fluxo com a média de 180 realizações, modelo de fluxo empregando a realização 179 (menor SQR da bateria com 180 simulações) e o modelo de fluxo com a realização 724 (menor SQR da bateria com até 10.000 simulações).

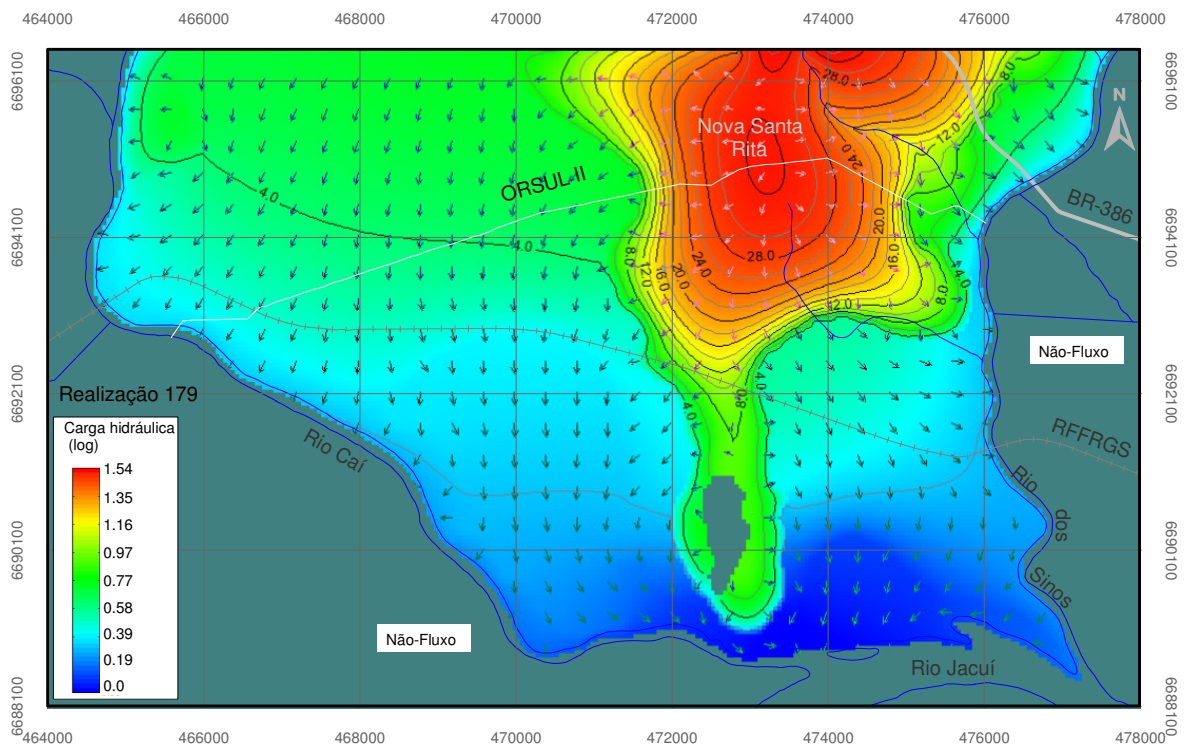
Os quatro campos de fluxo apresentados na Figura 7.24 mostram uma distribuição de cargas hidráulicas muito semelhantes. Pode-se perceber que o modelo que retrata a média (b) possui um campo de fluxo com contornos mais suavizados que o modelo calibrado. Os outros resultados dos modelos de fluxo em (c) e (d) conseguem ser ainda mais precisos do que o modelo calibrado, pois representam o quadro de fluxo gerado por realizações com SQR inferior a 214. Estas figuras são todas muito semelhantes, não havendo mudanças significativas no quadro de fluxo. Porém, o ajuste entre cargas calculadas e observadas é melhor.

Assim, essa pode ser, também, a grande aplicação da abordagem estocástica na modelagem do fluxo: conseguir melhorar o modelo calibrado deterministicamente.





(b)



(c)

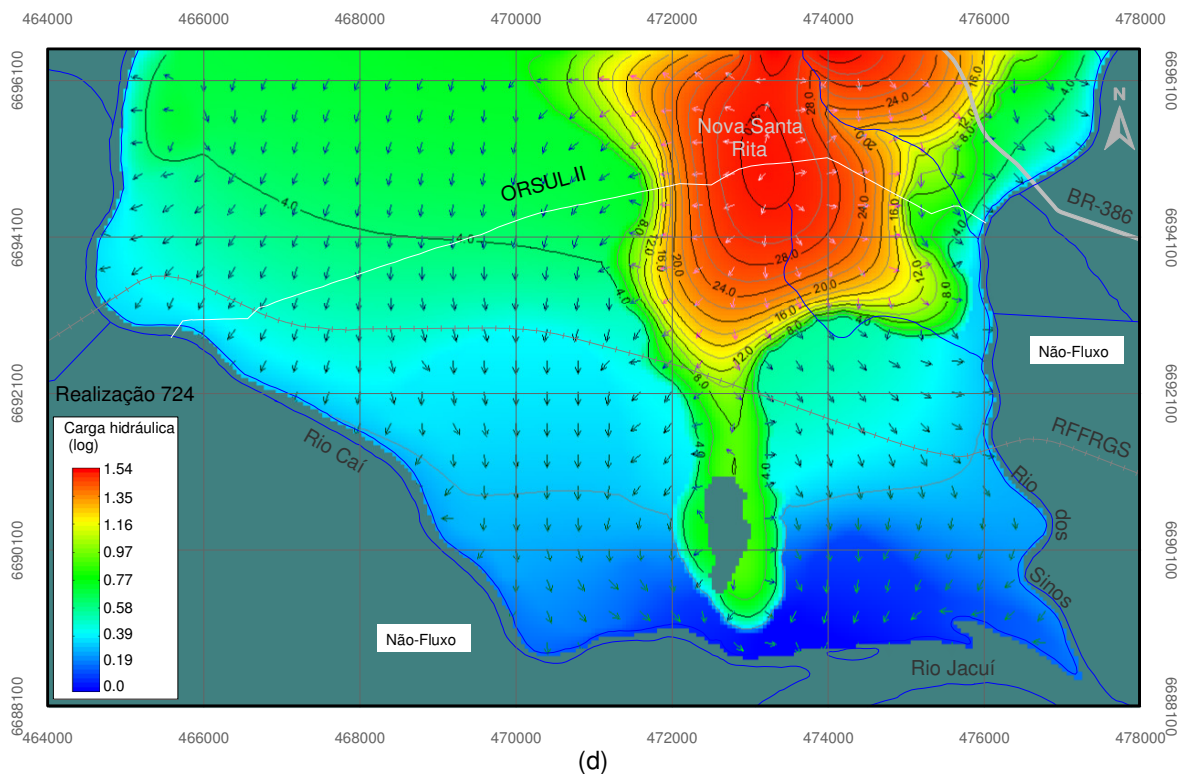


Figura 7.24 - Quadro do fluxo e equipotenciais nos modelos de fluxo calibrado (a), média 180 (b), realizações 179 (c) e 724 (d).

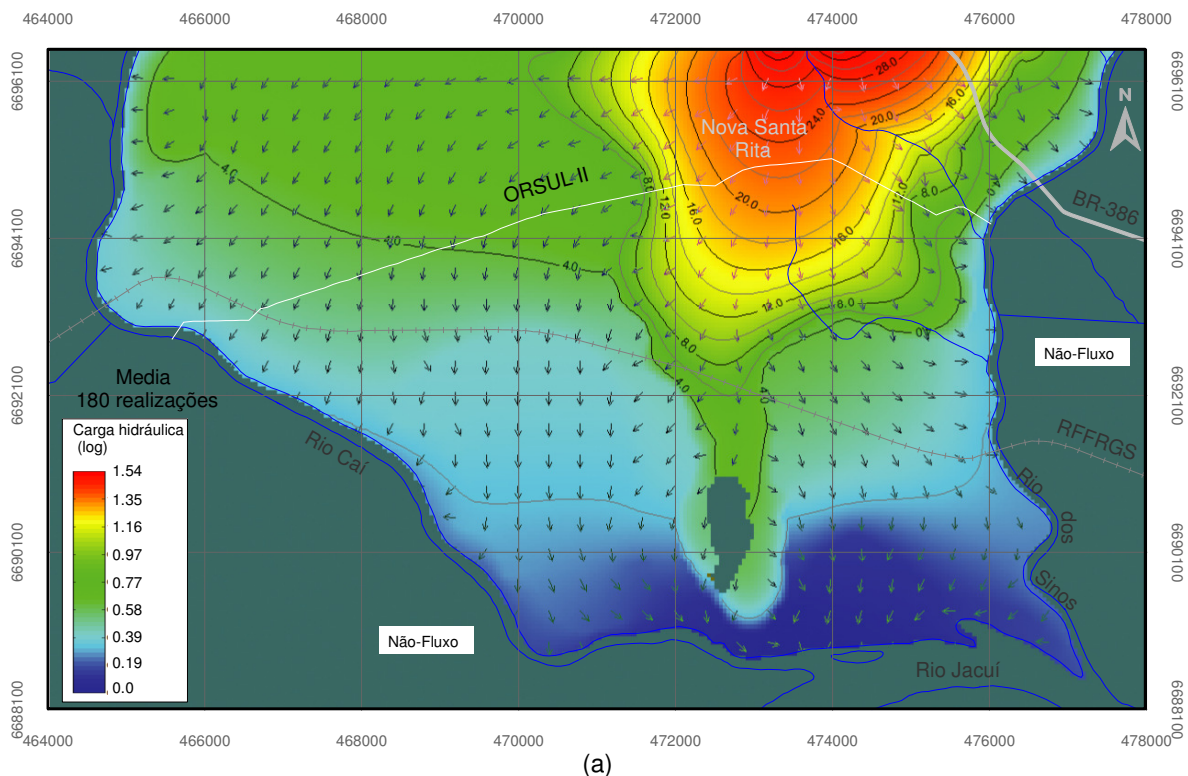
A Figura 7.25 mostra o quadro de fluxo subterrâneo com as cargas hidráulicas referente e às médias das realizações com a SQR inferior a 214 nas baterias com 1.000, 5.000 e 10.000 simulações. São apresentados para cada quadro de fluxo os desvios padrões das cargas hidráulicas, permitindo, também, estimar a variabilidade nos valores calculados das cargas hidráulicas do modelo. As figuras que mostram o desvio padrão no resultado das cargas hidráulicas calculadas permitem, em última análise, estimar a incerteza nesses valores calculados. Considerando as cargas hidráulicas calculadas do modelo estocástico como tendo uma distribuição normal, então, pode-se dizer que aproximadamente 68% da distribuição dessas cargas hidráulicas estarão dentro de um desvio padrão da média e que, aproximadamente 95%, estarão dentro de dois desvios padrões da média. Esse é, então, o resultado apresentado na Figura 7.25 (b), (d), (f), (h).

Comparando os modelos de fluxo obtidos nas várias baterias de simulação verifica-se que o modelo com melhor calibração está representado em (g), sendo aquele que encerra a média de todas as realizações com SRQ inferiores a 214 da bateria com 10.000 simulações.

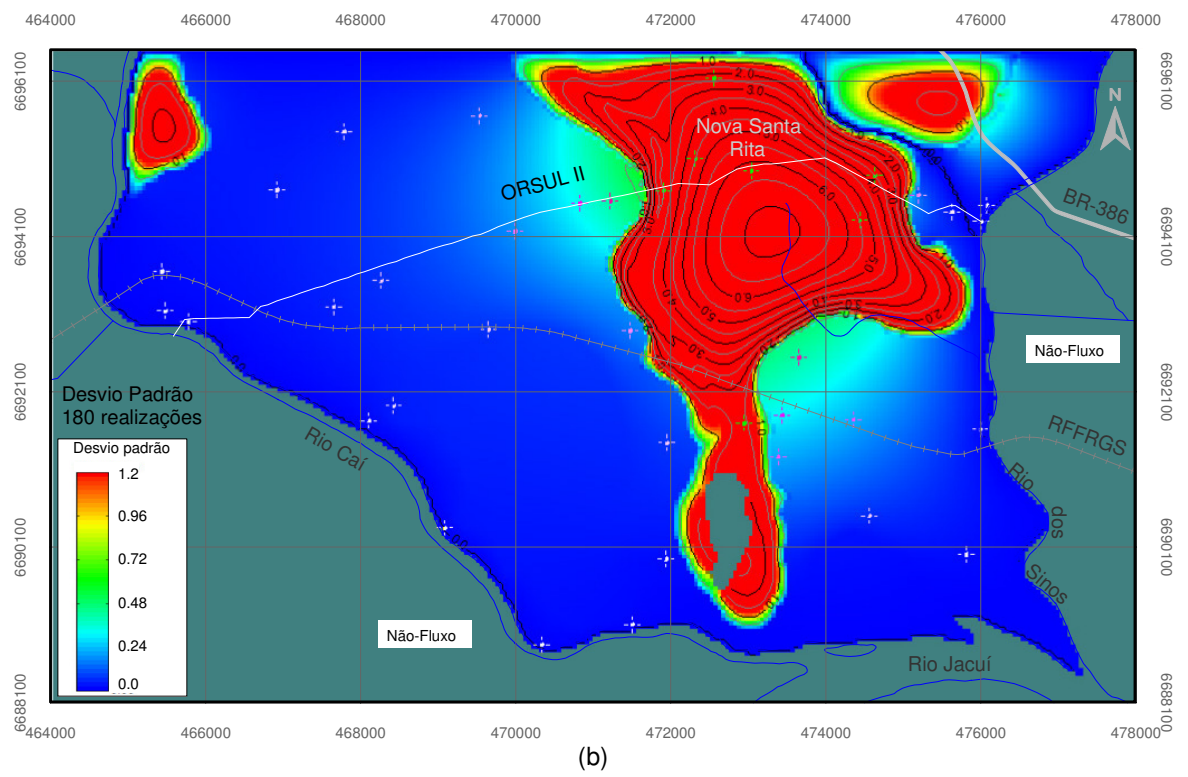
No caso em estudo, a bateria com 10.000 simulações parece ter sido razoável para a obtenção de um modelo de fluxo que representasse, de forma adequada, as condições da modelagem delineada pelo modelo determinístico. Na verdade, estendendo as simulações até atingir um número de 50 mil realizações, pode-se melhorar ainda mais a calibração do modelo.

A pergunta que deve ser respondida é quando se deve parar com as simulações. Neste sentido, foram avaliadas as médias das realizações com SQR inferior a 214 a partir da bateria com 10.000 até 100.000 simulações. Embora o programa de modelagem do fluxo GV4 não possa processar um número de simulações superiores a 10.000, procurou-se observar o comportamento da média das realizações a cada bateria de 10.000 simulações. Percebeu-se que a média não se altera significativamente até a bateria com 50 mil, permanecendo o SQR em torno de 208. Esta média tende a aumentar quando aumenta o número das simulações até 100 mil. Por outro lado, quando as simulações atingem números superiores a 10.000, começam a aparecer problemas. Estes problemas incluem maior tempo de processamento das baterias de simulações e restrições na aplicação dos *softwares* para manusear arquivos pesados gerados. Estas restrições dependem da disponibilidade de equipamento. No caso deste estudo foi empregado um micro-computador com processador Intel® Pentium® 4, 2.4 GHz, 1 Núcleo, 2 Processadores Lógicos e 2,5GB de memória física (RAM).

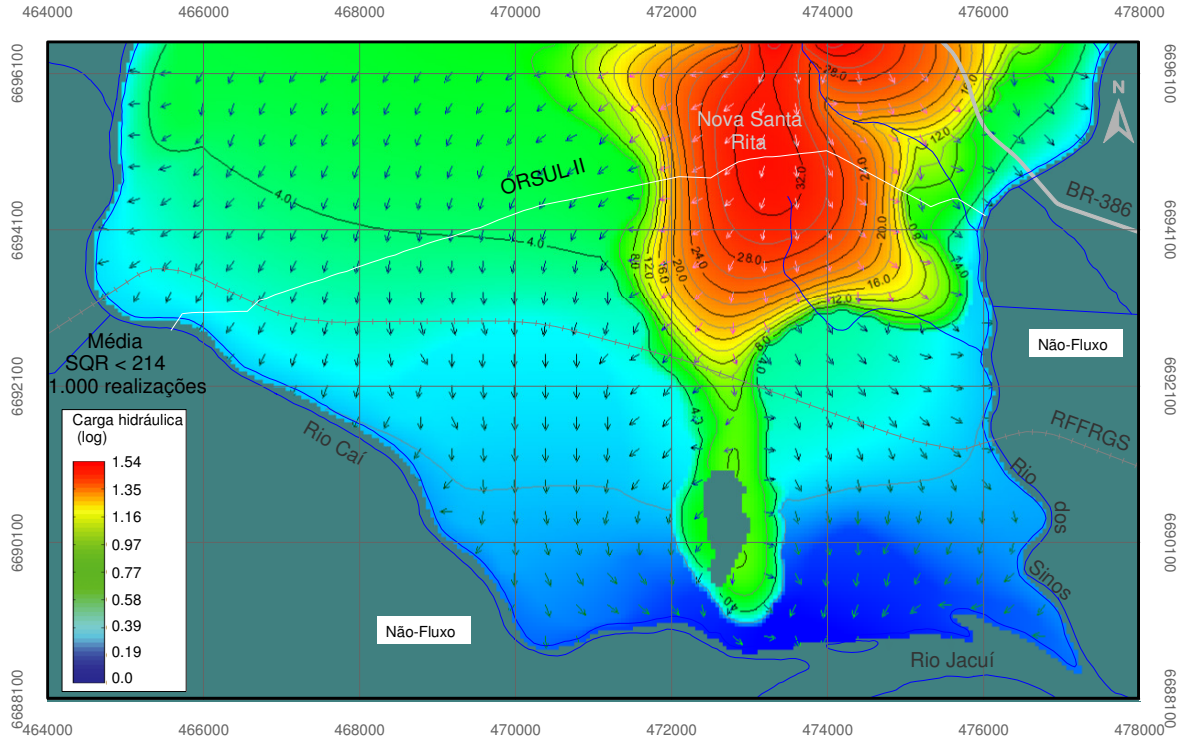
Há que se pesar se existe ganho significativo para processar um número superior a 10.000 simulações que compense os dispêndios de tempo e esforço, e a necessidade, talvez, de equipamentos e desenvolvimento de programas para processar as informações. A julgar pelos valores de SQR, das médias das simulações com valores de SQR inferior a 214, que se mantiveram praticamente sem grandes alterações, conclui-se, neste caso, que não seja necessário aumentar o número das simulações.



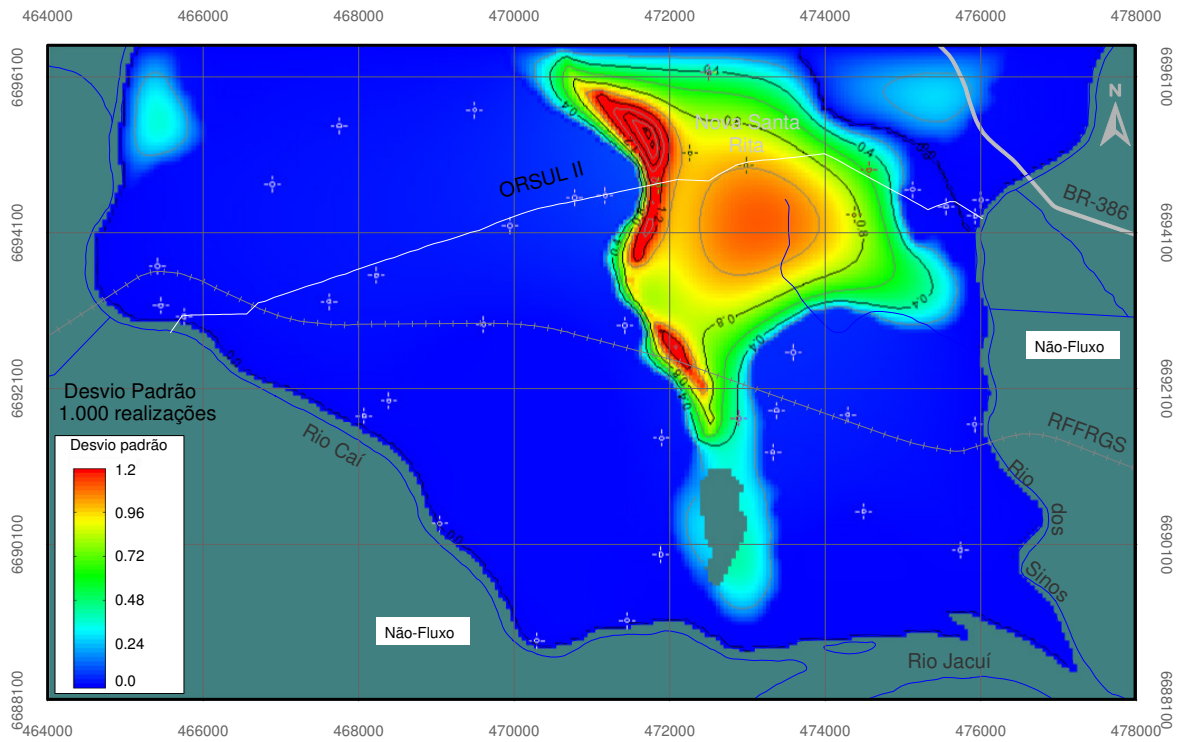
(a)



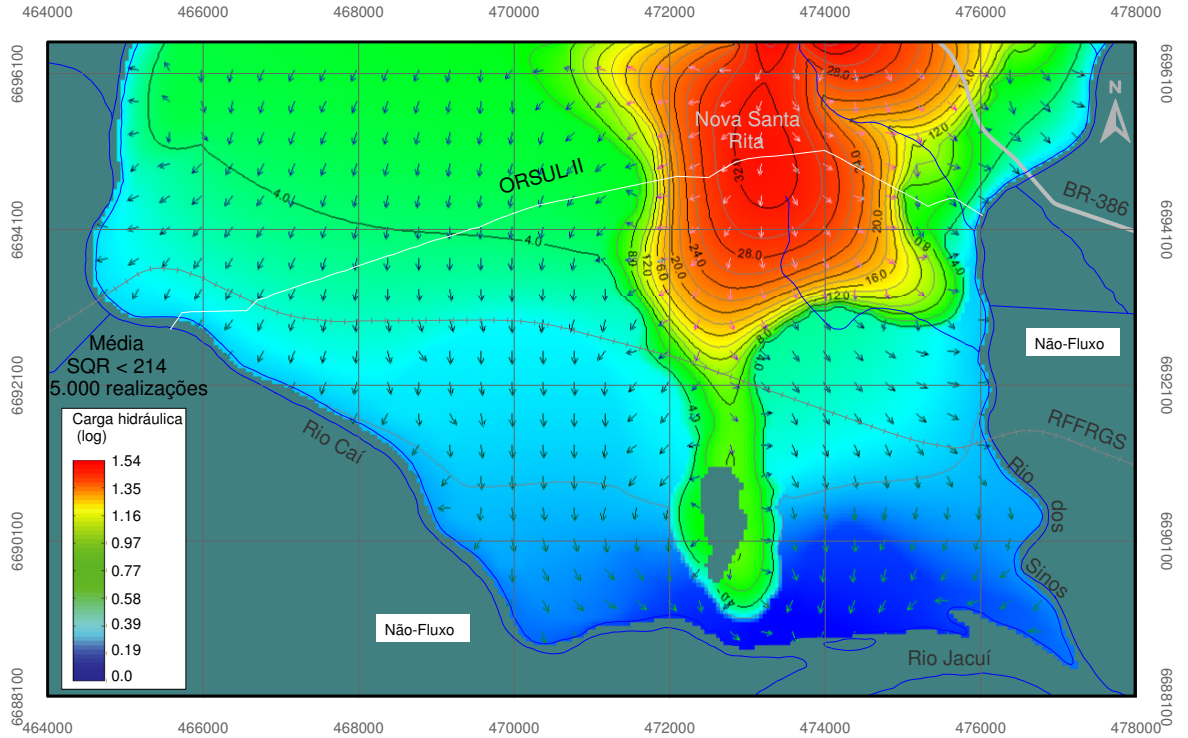
(b)



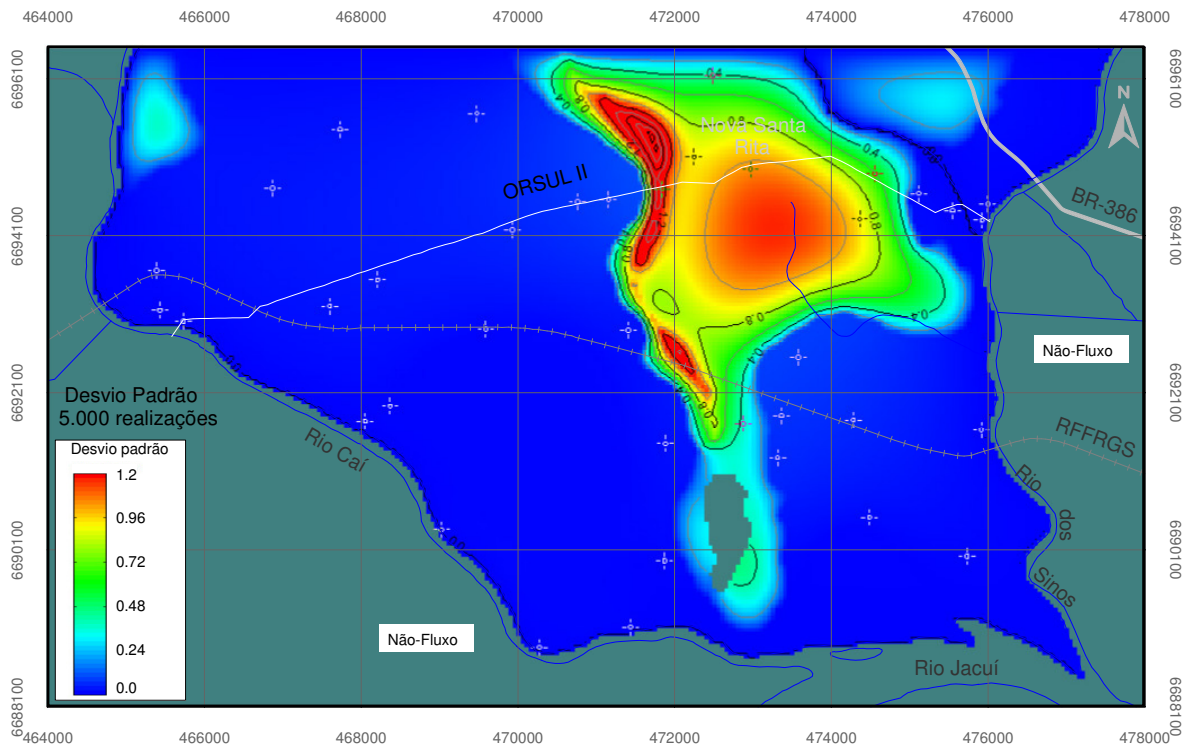
(c)



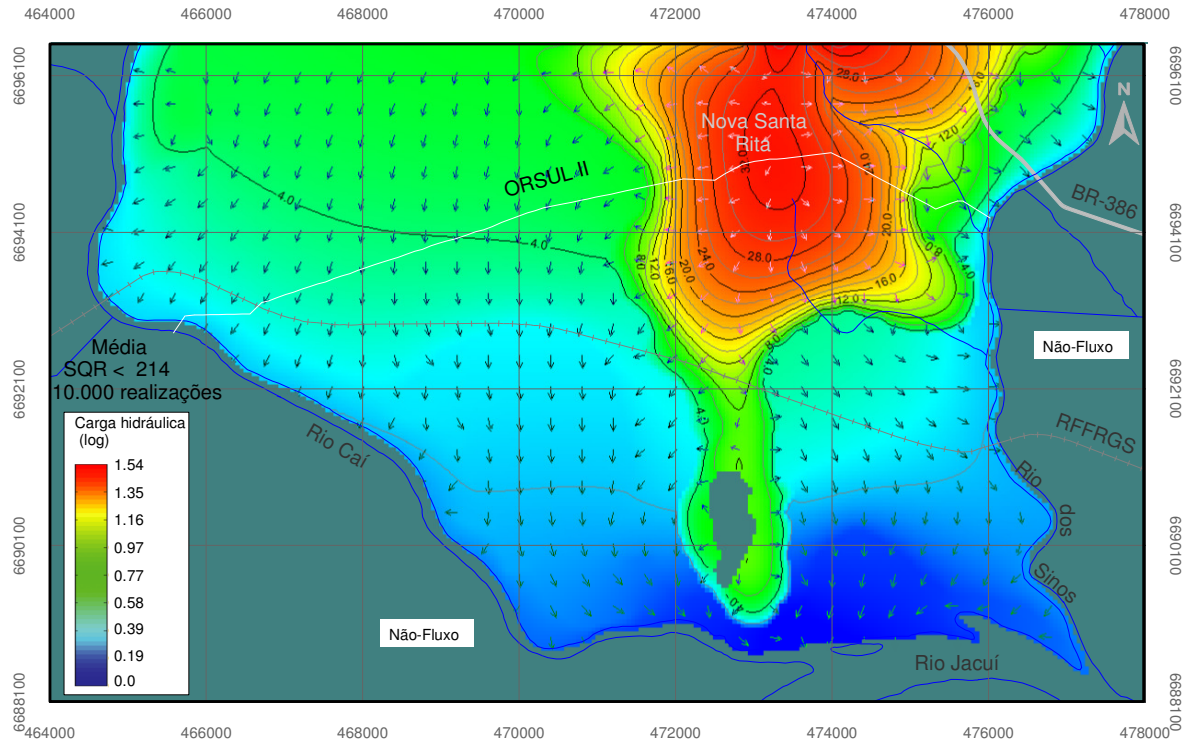
(d)



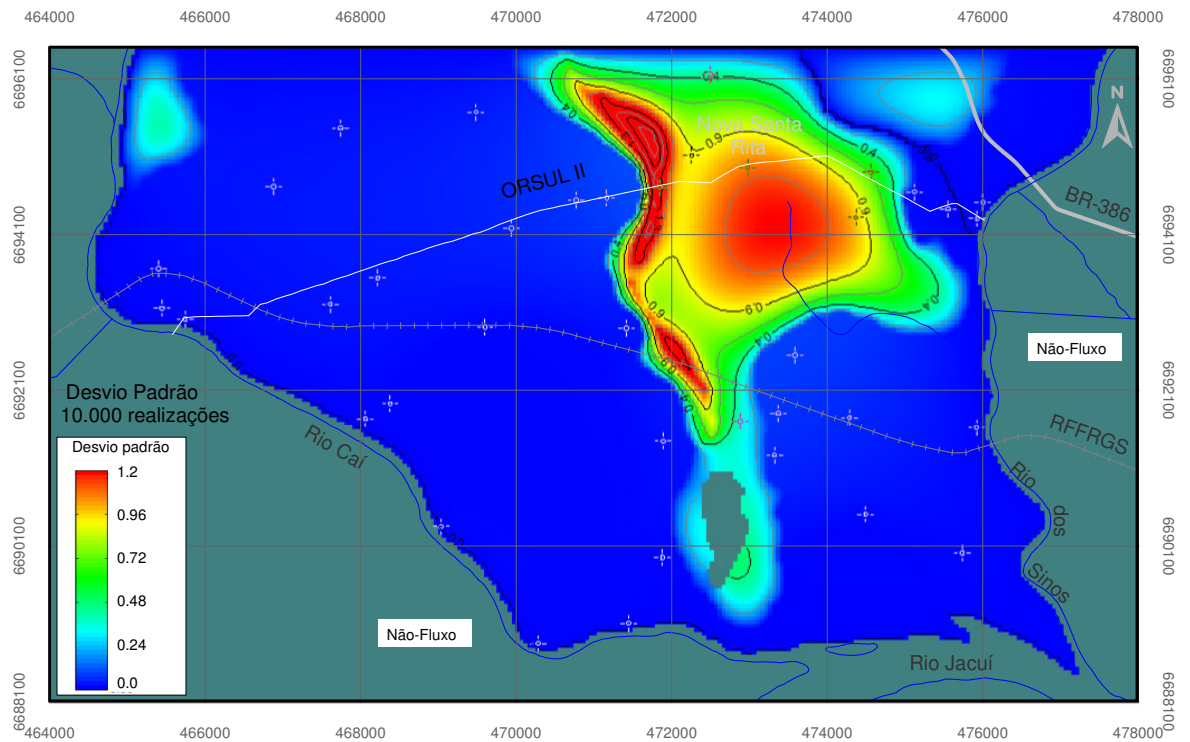
(e)



(f)



(g)



(h)

Figura 7.25 - Média (a, c, e, g) e desvio padrão (b, d, f, h) das cargas hidráulicas de 180 (a, b), 1000 (c,d), 5000 (e, f) e 10.000 simulações (g, h), sendo que nas três últimas baterias foram computadas somente as médias das realizações com SQR inferior a 214.

7.5 A Modelagem Estocástica do Fluxo e do Transporte no Gerenciamento do Oleoduto

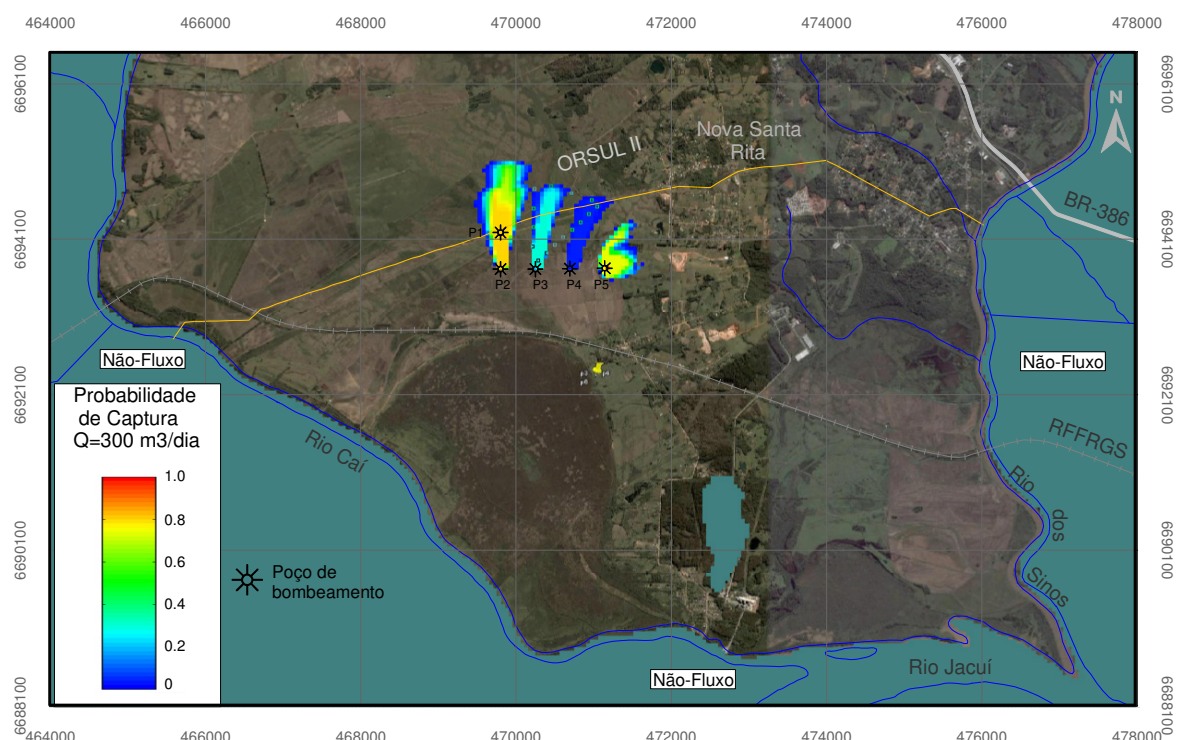
A modelagem estocástica aplicada ao oleoduto consistiu em obter a probabilidade de uma partícula de contaminante ser capturada em qualquer ponto do domínio do modelo. Neste estudo, foi empregada a modelagem estocástica através da simulação Monte Carlo com o módulo *stochastic modpath* para obter a probabilidade de captura da partícula. A opção pela simulação Monte Carlo, para representar a modelagem estocástica do fluxo, deveu-se ao fato de que as simulações geoestatísticas do fluxo não produziram resultados adequados, conforme demonstrado em tópicos anteriores.

A limitação da modelagem estocástica no aplicativo empregado (GV4) é que ela se aplica às simulações no regime de fluxo permanente e o cálculo da probabilidade da captura é executado para o deslocamento da partícula “para frente”, não se aplicando para o caso da trajetória reversa.

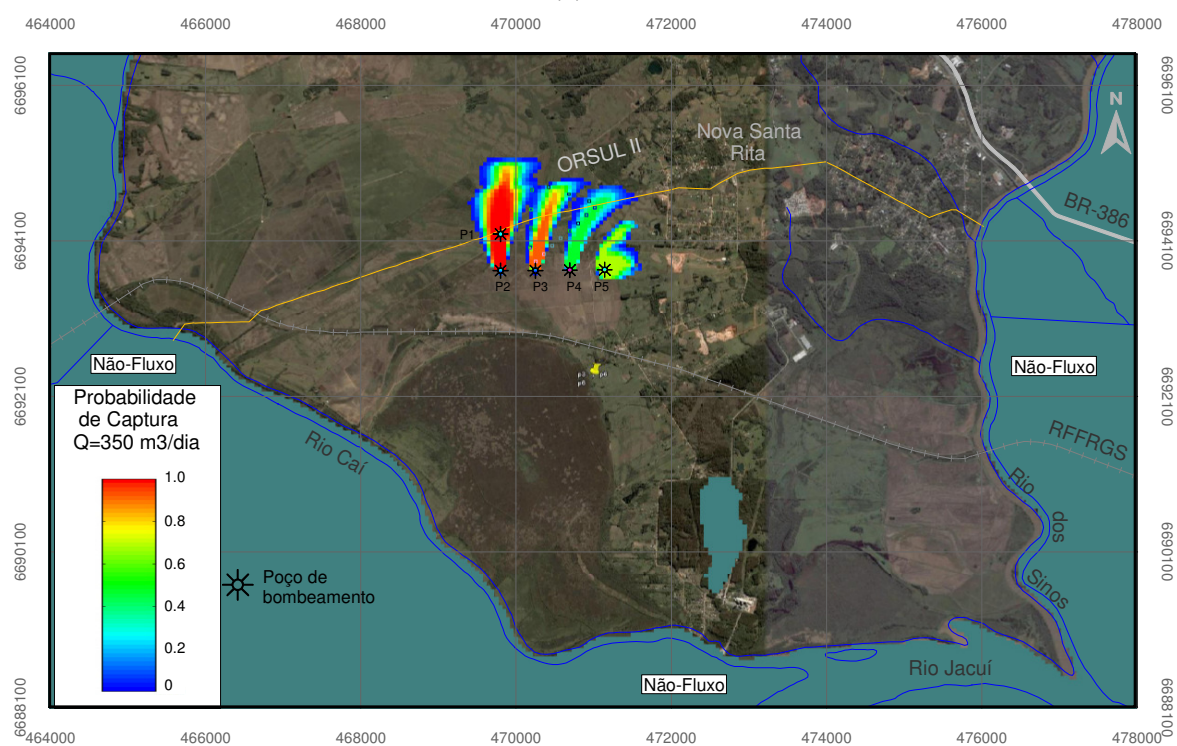
Esta abordagem da modelagem de fluxo é, particularmente, aplicável aos estudos de definição das zonas de proteção de poços, na avaliação de falhas nos sistemas de bombeamento e tratamento de poluentes em áreas impactadas.

Neste estudo, demonstrou-se a aplicação da modelagem no cenário do derrame de produto na região plana do oleoduto, identificada pela análise da declividade do terreno usando o SIG. Considerou-se o limite da área plana delimitando o derrame do produto sendo, então, demarcado com pontos representando no modelo o local de partida do contaminante. Foi elaborado um arranjo com 5 poços de bombeamento, localizados no sentido de jusante do fluxo, com o objetivo de capturar o contaminante com tempo máximo de deslocamento de 3.000 dias. Foram simulados quatro cenários de vazões de bombeamento, respectivamente, 300 m³/dia, 350 m³/dia, 400 m³/dia e 500 m³/dia em cada poço. Para cada cenário de bombeamento, rodaram-se 100 simulações do modelo de fluxo referente às realizações geradas, obtendo-se em cada uma delas uma zona de captura através do traquejamento das partículas. A superposição destas 100 zonas de captura permitiu criar uma distribuição de probabilidades, a partir da qual foi possível obter a probabilidade de uma célula qualquer do modelo (ou um ponto do aquífero) pertencer à zona de captura dos poços de bombeamento. Nas células mais afastadas da influência do bombeamento, o contaminante terá menor probabilidade de ser capturado. Desta forma, ao manter os mesmos parâmetros do modelo de fluxo (recarga, condutividade hidráulica, porosidade efetiva), as condições de contorno da modelagem, o arranjo dos poços e a mesma configuração dos pontos de partidas do contaminante, variando-se somente as taxas de bombeamento, a área geográfica da zona de captura dependerá diretamente da vazão de bombeamento. Além disso, com o incremento na vazão de bombeamento, a pluma é capturada mais rapidamente. Esta situação está

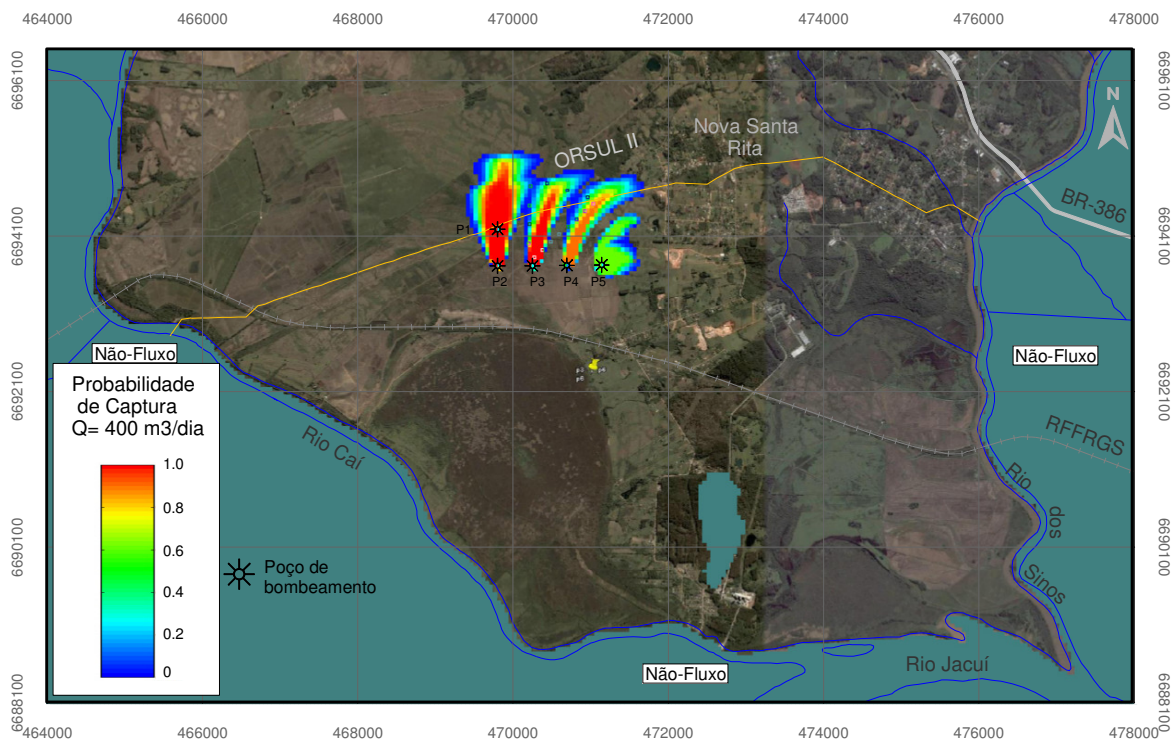
representada na Figura 7.26 que mostra a variação geográfica da área de captura do contaminante com o valor crescente da taxa de bombeamento.



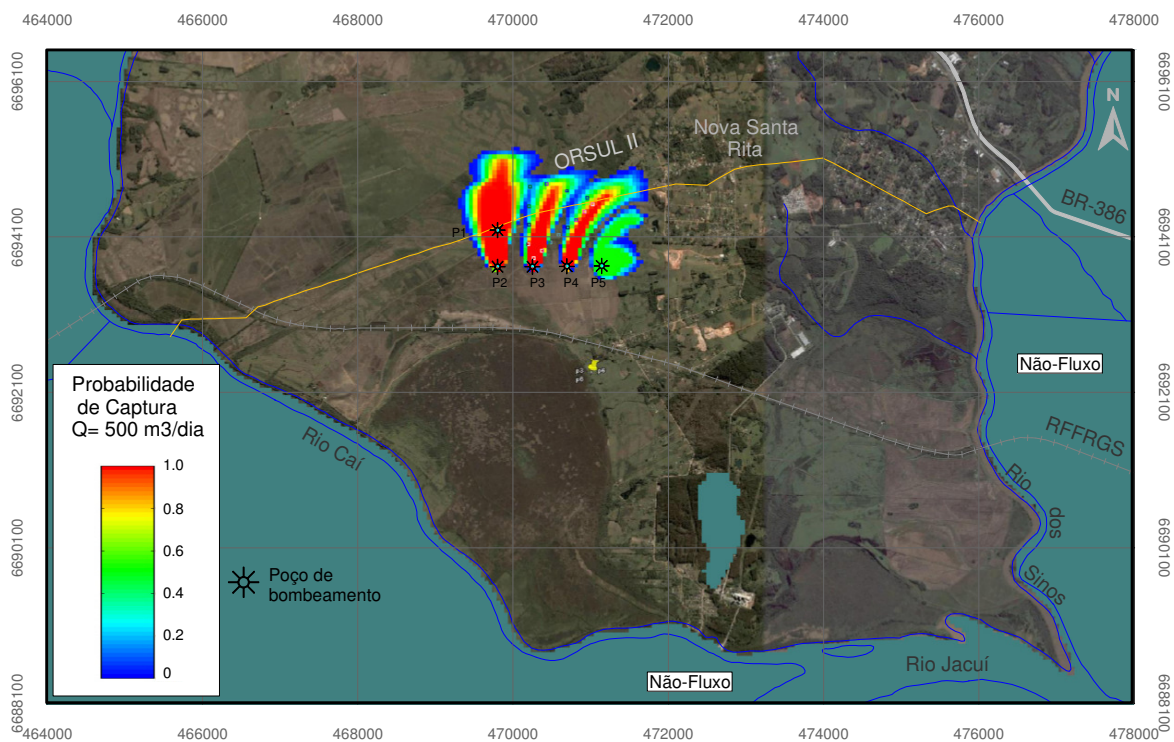
(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 7.26 - Cenário de vazamento na região mais plana do oleoduto e a simulação executada pelo SMODPATH (*stochastic modpath*) referente a 100 realizações mostrando a probabilidade de captura do contaminante pelos poços de bombeamento com vazões de 300, 350, 400 e $500 \text{ m}^3/\text{dia}$ em cada um, respectivamente em (a), (b) (c) e (d).

O tratamento usando o método de Monte Carlo para a delimitação da zona de captura de poços de bombeamento, ao introduzir a variabilidade, por exemplo, do parâmetro condutividade hidráulica no modelo para representar a heterogeneidade do meio geológico, permite contabilizar parte das incertezas do ambiente real. Considerando que essas incertezas estarão presentes, mesmo que se disponha de uma quantidade razoável de dados e que os custos visando à redução dessas incertezas sejam elevados, a abordagem estocástica constitui uma forma significativa de se proceder à delimitação da zona de captura.

7.6 Junção de um Modelo de Decisão com a Modelagem Estocástica

A modelagem estocástica, ao fornecer os resultados em forma de uma distribuição de probabilidades, pode ser usada junto com um modelo de decisão para avaliar a probabilidade de falha de um sistema de bombeamento projetado para capturar a pluma. Esta avaliação é efetuada dentro de uma perspectiva de custos e riscos ao comparar os cenários com os arranjos dos poços de bombeamento e taxas de extração.

Esta metodologia, descrita por Massman, J. *et al.* (1991), foi aplicada a um cenário de derrame no oleoduto. O exemplo considera o derrame com geração de uma pluma e a decisão de instalar poços de extração com o objetivo de capturar a contaminação. Este cenário é o mesmo que foi referido na modelagem do fluxo e do transporte nos dois capítulos anteriores

A Figura 7.27 mostra a localização da bateria de poços de extração e a migração da pluma (concentrações do contaminante), representada para 1000 dias após a entrada do produto nas águas subterrâneas. O cenário de contaminação representa uma situação conservadora ao assumir que o derrame tenha abrangido a área inteira (plana) daquela porção do oleoduto.

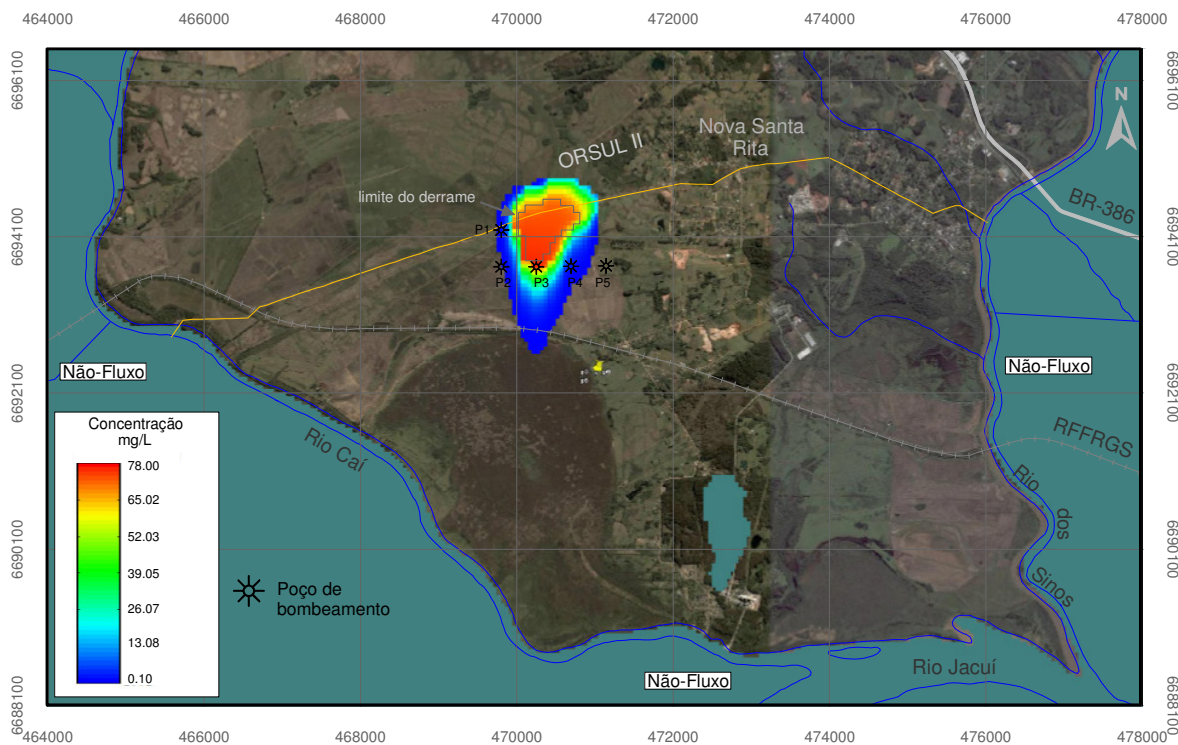


Figura 7.27 - Localização dos poços de extração e migração da pluma, decorridos 1000 dias.

A função objetivo, como definida anteriormente, é dada por:

$$\Phi = -\sum [C + P_f \cdot C_f] \quad (1)$$

e o risco é definido como $R = P_f \cdot C_f$, onde P_f é probabilidade de falha; C_f é o custo associado à falha.

A falha, no caso, consiste em o poço de extração não capturar a pluma de contaminação. A ocorrência de falha é uma função da taxa de bombeamento e da localização dos poços de extração em relação à direção e intensidade do fluxo subterrâneo regional no local do derrame. Por outro lado, sabe-se que, quando a taxa de bombeamento aumenta, o risco da não-captura diminui. Entretanto, altas taxas de bombeamento implicam, também, a elevação de custos e sistemas de tratamentos mais dispendiosos.

A probabilidade de captura (P_c) de uma partícula de contaminante em cada poço de extração foi obtida usando o módulo *stochastic modpath* do GV4 e a simulação Monte Carlo para obter a distribuição de probabilidade de captura. Ressalta-se que o tempo máximo de deslocamento da partícula, de 3.000 dias, foi usado na simulação para restringir a probabilidade de captura. Ou seja, se a partícula não é capturada dentro daquele período de tempo, o aplicativo não considera a captura para aquela realização.

A probabilidade de falha (P_f) assim é a probabilidade do poço não capturar a partícula e pode ser obtida através da expressão $P_f = 1 - P_c$.

A Tabela 7.4 apresenta as probabilidades de captura e de falha calculadas para os cinco poços de extração e quatro diferentes taxas de bombeamento.

Tabela 7.4 – Probabilidades de captura e falha calculadas para diferentes taxas de bombeamento.

Taxa de Bombeamento - m ³ /dia	1500		1750		2000		2500	
POÇO	Pc	Pf	Pc	Pf	Pc	Pf	Pc	Pf
P1	0.79	0.21	1	0	1	0	1	0
P2	0.79	0.21	1	0	1	0	1	0
P3	0.277	0.723	0.91	0.09	0.96	0.04	1	0
P4	0.029	0.971	0.39	0.61	0.856	0.144	1	0
P5	0.922	0.078	0.935	0.065	0.926	0.074	0.925	0.075
MEDIA DA Pf		0.4384		0.153		0.0516		0.015

Probabilidade de captura - Pc

Probabilidade de falha - Pf

A análise de custos e riscos será executada considerando este arranjo dos poços de bombeamento em relação ao quadro de fluxo subterrâneo regional, variando as taxas de bombeamento. Para a obtenção do risco será considerada a média das probabilidades de falha de cada poço do arranjo.

Ao observar a Tabela 7.4, como era de se esperar, constata-se que a probabilidade de falha diminui com o aumento da taxa de bombeamento.

Os custos a serem computados na função objetivo (1) para a situação exemplificada devem incluir os custos do bombeamento e de tratamento da água contaminada. A relação dos custos para cada uma destas atividades pode envolver, por exemplo, os custos de construção, capital, projetos de instalações de tratamento, operação e manutenção, entre outros. A obtenção destes custos é relativamente simples uma vez que são de fácil identificação podendo ser estimados com alguma precisão. Entretanto, os custos decorrentes da falha do sistema são mais difíceis de serem estimados. Na relação do custo da falha podem ser incluídos, por exemplo, os custos com demandas judiciais, pagamento de indenizações, multas pelos órgãos ambientais. A bibliografia sobre o assunto sugere que, na análise de decisão,

sejam empregadas opções de custos da falha, verificando, também, como eles interferem na decisão.

A Tabela 7.5 relaciona os itens empregados para o cálculo dos custos no exemplo em questão, estimando valores para cada cenário de bombeamento. Os valores estimados não são absolutos, entretanto, servem para demonstrar a aplicação da análise da decisão. Ressalta-se que o volume esperado é obtido multiplicando a taxa de bombeamento pelo tempo de execução do bombeamento.

Tabela 7.5 – Relação dos custos estimados para cada cenário de bombeamento.

Taxa de Bombeamento	m ³ /dia	1500	1750	2000	2500
Duração Esperada	meses	20	18.2	16.2	14.2
Volume Esperado	m ³	900.000	955.500	972.000	1.065000
Custo do bombeamento	R\$ 0.23 m ³ /dia	207.000,00	219.765,00	223.560,00	244.950,00
Custo do tratamento	R\$ 0.46 m ³ /dia	414.000,00	439.530,00	447.120,00	489.900,00
Total dos custos	R\$	621.000,00	659.295,00	670.680,00	734.850,00

Uma forma de obter o custo da falha é tomar como referência uma fração do valor da multa cobrada pelo órgão ambiental quando ocorre acidente com lançamento de produto no ambiente. Estes valores, via de regra, são substanciais em se tratando de poluição por derivados de petróleo e, também, devido à extensão dos danos provocados pelos acidentes com estes produtos. Desta maneira, o exemplo demonstra a análise para dois custos de falhas referentes, respectivamente, a um mil salários mínimos para (C_{f1}) e dois mil salários mínimos para (C_{f2}). Estes valores perfazem, aproximadamente, R\$ 360.000,00 e R\$ 720.000,00 constituindo valores razoáveis para a situação.

A Tabela 7.6 mostra a função objetivo para os dois custos de falha onde a alternativa com taxa de bombeamento de 2000 m³/dia é a alternativa que minimiza a função, sendo, portanto, a alternativa a ser escolhida.

Outra situação, mais detalhada, poderia ser demonstrada envolvendo a função objetivo aplicada a cada um dos poços de extração individualmente.

Tabela 7.6 - Função objetivo para dois custos de falha em cenários com diferentes taxas de bombeamento.

Função Objetivo para Cf1 = R\$ 360.000,00

Taxa de Bombeamento (m ³ /dia)	1500	1750	2000	2500
Custos Totais (\$)	621.000,00	659.295,00	670.680,00	734.850,00
Probabilidade de Falha Pf	0.4384	0.153	0.0516	0.015
Risco para Cf1 (\$)	157.824,00	55.080,00	18.576,00	5.400,00
Função Objetivo (\$)	778.824,00	714.375,00	689.256,00	740.250,00

Função Objetivo para Cf2 = R\$ 720.000,00

Taxa de Bombeamento (m ³ /dia)	1500	1750	2000	2500
Custos Totais (\$)	621.000,00	659.295,00	670.680,00	734.850,00
Probabilidade de Falha Pf	0.4384	0.153	0.0516	0.015
Risco para Cf2 (\$)	315.648,00	110.160,00	37.152,00	10.800,00
Função Objetivo (\$)	936.648,00	769.455,00	707.832,00	745.650,00

Este é um exemplo de uma abordagem envolvendo um modelo de decisão que, associado à modelagem estocástica do fluxo pode ser empregado para auxiliar no gerenciamento ambiental de um sistema de dutos. Ressalta-se que os pacotes computacionais empregados para a obtenção dos resultados apresentados podem ser prontamente obtidos no mercado. Além disso, podem ser usados em microcomputadores, que considerando os avanços tecnológicos deste setor, apresentam-se cada vez mais robustos em termos de armazenamento e processamento das informações.

Capítulo 8 - Avaliação da Metodologia e Aplicação para o Gerenciamento de Oleodutos

Neste capítulo são discutidos os resultados obtidos na análise da vulnerabilidade à contaminação enfatizando a metodologia DRASTIC modificada, a modelagem do fluxo e do transporte nas abordagens determinísticas e estocásticas como ferramentas para aplicação no gerenciamento das ações no trajeto de oleodutos.

8.1 Vulnerabilidade à Contaminação

A área de estudo compreende dois domínios geológicos principais, o de arenitos da Bacia do Paraná, de vulnerabilidade mais alta, e o de sedimentos aluvionares, de vulnerabilidade mais baixa. A metodologia utilizada mostrou-se hábil em distinguir, dentro de cada domínio, áreas com diferentes PVNs numa escala com definição suficiente para trazer implicações sobre a localização do duto. Este tem, de modo geral, um traçado adequado atravessando, principalmente, áreas com PVN médio e baixo. Apenas na porção central da área, atravessa uma faixa de rochas arenosas susceptíveis à contaminação do freático. Entretanto, a influência dos demais fatores hidrogeológicos arrolados no modelo faz com que o PVN seja atenuado em grande parte desta faixa.

Os conceitos utilizados na análise de PVN podem ser mantidos em determinadas situações. O mapa de PVN representa, também, o potencial de vulnerabilidade dos aquíferos em relação ao duto no caso de pequenos vazamentos. Já no caso de grandes vazamentos, o potencial de vulnerabilidade do aquífero passa a ser traduzido pelo mapa de oportunidade de contaminação por injeção de massa, no qual o parâmetro profundidade do nível de água (N.A) é considerado de forma inversa ao mapa anterior. No entanto, a inversão no conceito de proteção ao aquífero, associada a este parâmetro, não torna os dois mapas incompatíveis, sendo possível identificar traçados adequados segundo ambas abordagens. No caso estudado, este traçado seria cerca de 3 km mais ao sul, onde a faixa de alta vulnerabilidade natural é mais estreita (Figura 5.9) e a zona de alta oportunidade de contaminação por injeção de massa desaparece (Figura 5.10).

Podem ser destacadas duas vantagens principais associadas a esta metodologia e sua aplicação ao oleoduto: a facilidade de obtenção dos dados referentes aos parâmetros usados

na avaliação do PVN; possibilidade de tratamento dos dados dentro do ambiente do SIG. Como a maioria dos parâmetros do método está relacionada a fatores hidrogeológicos, freqüentemente, eles podem ser obtidos a partir de levantamentos básicos existentes. Por outro lado, a aplicação da metodologia junto ao SIG, possivelmente, seja a característica positiva mais importante da metodologia com geração de uma base de dados, cruzamento dos planos de informações criando nova informação e a atualização destas informações na medida em que nova informação é adicionada à base de dados.

Duas restrições importantes estão relacionadas intrinsecamente a esta metodologia: o caráter subjetivo do sistema de pesos e valores atribuídos, respectivamente, aos parâmetros e atributos; não permissão da validação dos resultados. O aspecto da subjetividade incluído no sistema de índices deste tipo de avaliação é a principal limitação desta metodologia. Porém, a restrição à validação dos resultados pode ser tentativamente contornada. A alternativa comumente empregada consiste em efetuar a validação dos resultados tomando por base o conhecimento que se dispõe sobre a região analisada. Ou ainda, a tentativa de validação pode ser realizada confrontando os resultados com algum tipo de avaliação regional disponível (ex: avaliação da qualidade da água).

Considerando as limitações da metodologia, a avaliação da vulnerabilidade à contaminação, efetuada neste estudo, deve ser compreendida como a avaliação inicial de um conjunto de práticas que podem ser executadas para auxiliar na proteção das águas subterrâneas no trajeto de oleodutos. Esta participação pode ocorrer ainda na etapa da avaliação do traçado do oleoduto. Neste caso, o resultado da avaliação de vulnerabilidade, pode, também, ser empregado como plano de informação ou parâmetro a ser analisado junto com outros parâmetros de engenharia. No caso do oleoduto implantado, o resultado da avaliação pode ser usado para selecionar locais que justifiquem a execução de estudos adicionais.

Portanto, pode-se perceber que a abordagem empregada neste trabalho permitiu salientar a existência, ao longo do oleoduto, de uma diversidade de situações hidrogeológicas cujo conhecimento é fundamental para o planejamento de monitoramento, medidas de prevenção e planos de contingência.

8.2 Modelagem do Fluxo Subterrâneo e do transporte - Abordagem Determinística e Estocástica.

Foram comparados os modelos calibrados do fluxo usando as abordagens determinísticas e estocásticas. O objetivo de se utilizar a abordagem estocástica é que ela permite introduzir no modelo de fluxo a variabilidade ou a heterogeneidade do meio físico, uma vez que se podem empregar os parâmetros de entrada no modelo considerando-os como variáveis aleatórias. No caso em estudo, devido à limitação dos dados, usou-se a condutividade hidráulica K como parâmetro de entrada incerto ou como a variável aleatória para representar a heterogeneidade do meio natural. Em qualquer das situações, as simulações envolveram o meio poroso representado por uma camada aquífera freática, considerada isotrópica, homogênea, com as simulações processadas no regime de fluxo do estado permanente.

Na abordagem determinística os parâmetros de entrada (K , recarga, porosidade efetiva) foram obtidos no campo, bem como o acompanhamento dos níveis de água (corpo de água superficial e piezômetros) em aproximadamente um ano de observações. Estes dados permitiram dar a partida na modelagem de fluxo. Procurou-se fazer os ajustes do modelo por tentativas e erros, fixando alguns parâmetros como a recarga e variando os valores de K , verificando, simultaneamente, o comportamento das cargas hidráulicas calculadas pelo modelo e o nível de água observado nos piezômetros. Na realidade, nesta abordagem os valores da condutividade hidráulica K no modelo são alcançados quando se obtém a menor diferença entre os valores das cargas hidráulicas calculadas pelo modelo e as cargas hidráulicas observadas.

Na modelagem do fluxo determinístico, os níveis de água observados no aquífero foram empregados indiretamente para se obter os valores do parâmetro de entrada K . Estas observações podem corresponder a um valor máximo, mínimo ou mesmo à média de um mês ou um determinado período do ano. Considerado assim, as informações obtidas representam um dos possíveis valores que a variável, nível de água, pode assumir dentro de um conjunto infinito de valores. Entretanto, na abordagem determinística, esta situação não é considerada e assume-se que a modelagem esteja representando somente um breve instantâneo da situação real. Os parâmetros de entrada do modelo exprimem, tão somente, as condições do meio poroso no período em que foram tomadas as medidas. Esta situação é especialmente válida para o caso da condutividade hidráulica, pois o seu ajuste no modelo é efetuado observando-se a variação da carga hidráulica nos pontos de observação. Outro aspecto a ser ressaltado na modelagem determinística refere-se à delimitação espacial do parâmetro condutividade

hidráulica K. Como a condutividade hidráulica é um parâmetro que depende da textura e estrutura dos materiais terrígenos, os seus limites são impostos por contatos litológicos e por unidades de solos. Embora tais contatos sejam imprecisos, eles delimitam regiões relativamente extensas com mesmo valor de condutividade hidráulica. Essas regiões recebem um valor, em geral, médio e característico para a unidade, desprezando-se, assim, as variações espaciais do parâmetro a curta distância dentro da região. A modelagem do fluxo, assim efetuada, tem produzido um resultado final considerado bom verificando-se que a simplificação, ao estabelecer regiões com valores característicos de condutividade hidráulica e ao não reproduzir as variações espaciais detalhadas de K no modelo de fluxo, ao contrário do que se poderia pensar, produz melhor resultado. A explicação para esta situação deve estar relacionada à incapacidade do modelo de fluxo responder satisfatoriamente a um determinado nível de detalhamento espacial do parâmetro de entrada K do modelo.

Na abordagem estocástica da modelagem do fluxo, foi aplicado o método geoestatístico envolvendo a simulação seqüencial gaussiana (SSG) e o método de Monte Carlo para gerar os parâmetros de entrada da variável aleatória K do modelo de fluxo. O objetivo de se aplicar a abordagem estocástica foi tentar incorporar na modelagem do fluxo algum tipo de perturbação nos parâmetros de entrada do modelo que, de certa forma, traduzisse a heterogeneidade do ambiente natural.

As simulações estocásticas do fluxo subterrâneo partiram do modelo de fluxo calibrado de forma determinística. A simulação seqüencial gaussiana foi empregada para gerar as matrizes de condutividade hidráulica (realizações de K) a partir das amostras da condutividade hidráulica K medida no campo. As simulações geoestatísticas, efetuadas através da SSG, procuraram condicionar as simulações em blocos que respeitassem os contatos das litologias. Em virtude de problemas na distribuição amostral, somente duas zonas de condutividade hidráulica puderam ser simuladas pela SSG: uma delas abrangendo as zonas 2 e 3 do modelo de fluxo calibrado e a outra envolvendo as zonas 1, 4 e parte da zona 3. As simulações foram efetuadas em malha quadrada de 50 m com as mesmas dimensões da discretização horizontal do modelo de fluxo. Foram obtidas 100 realizações da variável aleatória K. Nesta abordagem cada realização de K obtida na SSG rodava no modelo de fluxo. A maior parte das realizações não convergiu e as simulações que convergiram produziram resultados não realísticos. As tentativas de empregar no modelo de fluxo as realizações de K reclassificadas, como forma de homogeneizar K em regiões, também não resultaram em sucesso.

Os resultados obtidos no modelo de fluxo usando as realizações de K reclassificadas segundo o procedimento descrito anteriormente, foram ainda piores do que usar as realizações sem classificação. Do total de 100 realizações, 9 realizações convergiram no modelo do fluxo. Embora as áreas com os valores de condutividade hidráulica tenham ficado maiores ao

abranger mais células, sendo representados, respectivamente, pelo valor mínimo, máximo e a média dos valores simulados de K no SSG, o modelo numérico não foi capaz de produzir resultados razoáveis quando se comparam as cargas hidráulicas calculadas com o valor nos pontos de observação.

A questão que se levanta é que métodos geoestatísticos como a SSG, embora reconhecidamente eficientes para discriminar a distribuição espacial de uma variável, nem sempre podem ser levados para um modelo de fluxo e produzir resultados realísticos. Nas condições que foi efetuada a modelagem do fluxo, a SSG gerou realizações de K com uma distribuição espacial que promoveu a dispersão numérica no modelo de fluxo e a produção de resultados inadequados. Mesmo considerando que as realizações de K geradas pela SSG honrem os valores observados de K nos pontos amostrais, esse fato parece não ter contribuído para produzir resultados mais realísticos no modelo de fluxo. A questão que deve, também, ser ressaltada, refere-se ao número de realizações da SSG. O número de realizações gerado pela SSG foi adequado para representar a variabilidade do parâmetro K na simulação geoestatística, conforme pode ser confirmado através dos histogramas das realizações de K , que comprovaram a reprodutibilidade dos dados simulados. Entretanto, tal número de realizações geoestatísticas pode não ter sido suficiente para ser empregado no modelo de fluxo. A questão permanece aberta para se testar no modelo de fluxo um número maior de simulações geradas através da SSG, utilizando um número gerador diferente. Esta tentativa poderia ser efetuada rodando-se inúmeras baterias de simulações SSG do parâmetro (K) com números geradores diferentes, processando-se cada uma delas no *stochastic modflow* do GV4. As realizações das simulações do fluxo que convergissem em cada bateria seriam selecionadas e processadas novamente no GV4. Ao final do processo os resultados poderiam ser comparados com o modelo de fluxo calibrado.

A outra abordagem estocástica empregada na modelagem do fluxo foi perturbar um dos parâmetros de entrada do modelo, no caso, a condutividade hidráulica K , usando o método de Monte Carlo. Este método emprega a média e o desvio padrão amostral junto com um algoritmo de geração de números aleatórios para obter amostras da população. Estas amostras ou realizações tomaram como partida a matriz de condutividade hidráulica K do modelo calibrado deterministicamente. A matriz original possui 4 zonas com condutividade K distintas e condicionadas aos limites geológicos. Foram estas regiões que a cada simulação eram perturbadas. Ressalta-se, que todas as baterias de simulações com o método MC usaram o mesmo número gerador, permitindo, assim, que os resultados pudessem ser comparados. Os resultados obtidos nas simulações do fluxo mostraram que esta abordagem reproduziu adequadamente o modelo de fluxo. Verificou-se, ainda, que a utilização desta abordagem na modelagem melhorou substancialmente a calibração inicial do modelo de fluxo.

Na avaliação da calibração dos modelos de fluxo, com o objetivo de verificar o desempenho de cada abordagem, empregou-se a soma dos quadrados dos resíduos (SQR) e o coeficiente de determinação R^2 . O parâmetro de comparação SQR mediu a diferença acumulada entre as cargas hidráulicas calculadas pelo modelo de fluxo e as cargas hidráulicas observadas nos piezômetros. Desta forma, valores de SQR menores sinalizam no sentido do melhor ajuste do modelo. O coeficiente de determinação R^2 , por sua vez, foi empregado para indicar a proporção da variação das cargas hidráulicas calculadas, explicadas pela variação das cargas hidráulicas observadas. Na abordagem estocástica MC, estes parâmetros de comparação foram avaliados em baterias com diversos números de simulações. Procurou-se, com isto, avaliar qual o número de simulações considerado suficiente para representar adequadamente a amostragem MC.

A Tabela 8.1 resume os valores do SQR e R^2 encontrados na modelagem do fluxo em cada uma das abordagens utilizadas neste estudo. Considerando estes parâmetros nas baterias de simulações realizadas com o método MC, observa-se que o SQR aumenta com o número de simulações até 5.000 e, praticamente, estabiliza-se até 10.000. Se por outro lado, ao analisar somente a média do SQR das realizações com valor inferior a 214 (modelo calibrado), verifica-se que a partir de 1000 simulações a média deste valor de SQR, na faixa de 203, permanece praticamente sem alteração até a bateria com número de 10.000 realizações. Pode-se, então, concluir que não há necessidade de um número maior de simulações para estas condições da modelagem do fluxo.

Efetivamente, a abordagem estocástica com o método MC melhorou significativamente o modelo de fluxo. Além disso, abriu a possibilidade de melhorar ainda mais a calibração inicial, pois todo este processo pode ser repetido usando simulações com outro número gerador e tomando como partida o modelo de fluxo com a melhor calibração obtida na seção anterior da modelagem.

Tabela 8.1- Comparação entre as diversas abordagens empregadas na modelagem do fluxo subterrâneo considerando a soma dos quadrados dos erros (SQR) e o coeficiente de determinação R^2 .

Modelo de fluxo						
	Determinístico	Estocásticos				
		Simulações Geoestatísticas	180 simulações	Método Monte Carlo		
				100 simulações	1.000 simulações	5.000 simulações
			média SQR<214	média SQR<214	média SQR<214	
SQR	213.72	879854.88 (!)	500.95	510.16	1591.43	1586.57
				203.35	203.16	203.92
R²	84.74	33512.05 (!)	48.98	66.50	87.72	88.27
				97.54	96.22	99.65

Do exposto pode-se concluir que:

- O modelo determinístico do fluxo representa adequadamente o campo de distribuição das cargas hidráulicas desde que se obtenha uma boa calibração do modelo, que, por sua vez, pode ser melhorada com a aplicação de uma abordagem estocástica do fluxo.

- A abordagem estocástica do fluxo com a utilização da SSG no parâmetro de entrada K, mantendo-se os mesmos parâmetros hidrogeológicos empregados na calibração da modelagem determinística, produziu resultados não-realísticos no modelo de fluxo.

- O número de realizações de K se mostrou adequado para a reprodutibilidade dos dados simulados pela SSG, entretanto, pode ter sido insuficiente para representar a variabilidade deste parâmetro na modelagem hidrogeológica.

- A abordagem estocástica do fluxo empregando o MC no parâmetro de entrada K, reproduziu adequadamente o modelo determinístico do fluxo possibilitando melhorar, ainda mais, a calibração.

- O ganho que se obtém ao aplicar a abordagem estocástica na modelagem do fluxo é que, ao possibilitar a utilização dos parâmetros de entrada no modelo como variáveis aleatórias, ela permite representar a variabilidade ou a heterogeneidade do meio físico. Tal situação promoveu uma melhoria na qualidade das previsões da modelagem ainda que, em face da disponibilidade dos dados, uma única variável aleatória, no caso a condutividade hidráulica K, fosse empregada para representar a heterogeneidade do meio natural.

Com relação a aplicação da modelagem do fluxo e do transporte (advectivo), abordagens determinística e estocástica no gerenciamento do oleoduto, pode-se afirmar que sua implantação pode proporcionar um ganho substancial de qualidade nas ações de prevenção e, principalmente, auxiliar na recuperação das áreas impactadas. Como ações preventivas aplicadas ao oleoduto, destacam-se a criação de cenários retratando o quadro de fluxo subterrâneo e o deslocamento de contaminante (trajetória da partícula) permitindo estabelecer trajetórias e tempos de deslocamento. Estas informações podem auxiliar na definição das áreas mais sensíveis à contaminação no trajeto do oleoduto (camadas aquíferas importantes, áreas de recargas, mananciais hídricos superficiais), identificação e preservação de alvos como as áreas de captura de poços. Estes dados podem ser usados para definir as áreas prioritárias que mereçam um nível maior de vigilância. No caso da ocorrência de vazamento no oleoduto, a modelagem pode fornecer o número de poços a serem utilizados na remediação, bem como as vazões necessárias para que se cumpra algum critério restritivo estabelecido pelos órgãos ambientais. Ressalta-se a importância da utilização da modelagem estocástica do fluxo e do transporte que permitiu a junção de um modelo de decisão empregado para avaliar, sob o ponto de vista risco-custo-benefício, as medidas de remediação em cenário de derrame no oleoduto.

Finalmente, percebe-se nos exemplos empregados que a modelagem cumpre, também, uma função de otimização dos recursos financeiros.

Capítulo 9 - Conclusões e Recomendações

O desenvolvimento deste trabalho procurou avaliar a aplicação de recursos digitais junto a um conjunto de metodologias, envolvendo o método DRASTIC modificado, a modelagem numérica determinística e estocástica e um modelo de decisão, como instrumentos importantes para auxiliar na proteção das águas subterrâneas e nas ações do gerenciamento ambiental de um oleoduto. O enfoque dos trabalhos concentrou-se no trajeto do oleoduto ORSUL II que liga a Refinaria Alberto Pasqualini ao Pólo Petroquímico.

Com relação à avaliação da vulnerabilidade à contaminação no trajeto do oleoduto, podem-se ressaltar as seguintes conclusões:

- A metodologia utilizada mostrou-se hábil em distinguir, dentro de cada domínio geológico, áreas com diferentes potenciais de vulnerabilidade à contaminação (PVNs).
- Para pequenos vazamentos no oleoduto, podem ser mantidos os conceitos utilizados na análise de PVN, sendo que o mapa do PVN representa, também, o potencial de vulnerabilidade à contaminação dos aquíferos em relação ao duto.
- No caso de grandes vazamentos, o PVN passa a ser traduzido pelo mapa de oportunidade de contaminação por injeção de massa, no qual o parâmetro profundidade do nível de água (NA) é considerado de forma inversa ao usado no mapa de PVN para pequenos vazamentos.
- A inversão no conceito de proteção ao aquífero, associada ao parâmetro profundidade do (NA), não torna incompatíveis o mapa de PVN e o mapa de oportunidade de contaminação no que tange à identificação de traçados adequados do oleoduto em ambas as abordagens.
- A abordagem empregada neste trabalho permitiu salientar a existência, ao longo do duto, de uma diversidade de situações hidrogeológicas, cujo conhecimento é fundamental para o planejamento de monitoramento, medidas de prevenção e planos de contingência.

Com relação à modelagem do fluxo e do transporte, nas abordagens determinística e estocástica, ressaltam-se as seguintes conclusões:

- O modelo determinístico do fluxo representa adequadamente o campo de distribuição das cargas hidráulicas desde que se obtenha uma boa calibração do modelo, esta, por sua vez, pode ser melhorada com a aplicação de uma abordagem estocástica do fluxo.

- A abordagem estocástica do fluxo, utilizando a Simulação Seqüencial Gaussiana (SSG) no parâmetro condutividade hidráulica (K), produziu resultados não-realísticos no modelo de fluxo. Embora a SSG seja capaz de discriminar a variabilidade espacial do parâmetro K (Ítems 7.1.3 e 7.2), o modelo numérico do fluxo, entretanto, não conseguiu processar esta variabilidade e produzir resultados aceitáveis. Portanto, a utilização da SSG na modelagem estocástica do fluxo, aplicada somente ao parâmetro de entrada K, mantendo-se os outros parâmetros obtidos com o modelo calibrado deterministicamente, não garantiu a obtenção de resultados aceitáveis na simulação do fluxo.

- A reclassificação do parâmetro K em intervalos ou zonas, a partir das realizações geradas pela SSG, não foi capaz de diminuir a dispersão numérica e produzir resultados aceitáveis na modelagem do fluxo. As regiões de condutividade hidráulica K, obtidas com a reclassificação, possuem distribuição espacial diferente da distribuição espacial de K condicionada pela geologia. A distribuição espacial de K com regiões relativamente homogêneas, definidas pelas unidades geológicas, mostrou ser mais adequada ao parâmetro de entrada K na modelagem. Portanto, o arranjo do parâmetro K, condicionado aos limites geológicos revelou-se mais importante para o ajuste do modelo numérico do fluxo do que a variabilidade espacial de K geradas pela SSG.

- O número de realizações de K reproduziu adequadamente a distribuição dos dados simulados pela SSG, entretanto, não foi suficiente para representar a variabilidade deste parâmetro na modelagem hidrogeológica.

- A abordagem estocástica do fluxo, empregando o método Monte Carlo (MC) no parâmetro de entrada K, reproduziu adequadamente o modelo determinístico do fluxo possibilitando melhorar, ainda mais, a calibração do modelo de fluxo.

- A abordagem estocástica do fluxo com o método MC permitiu que se aplicasse uma distribuição de probabilidade aos resultados do modelo de fluxo e transporte. Desta forma, em qualquer ponto do modelo é possível expressar a carga hidráulica, a velocidade do fluxo ou tempo de deslocamento em termo de probabilidades.

- Os resultados, podendo ser expressos em termos de probabilidade, propiciaram a aplicação do conceito de risco. Neste trabalho o risco foi abordado sob o ponto de vista econômico, na avaliação de sistemas de remediação em cenários de vazamentos no duto. Entretanto, pode ser aplicado na avaliação de risco ambiental, incrementando, ainda mais, o conjunto de ferramentas que podem ser aplicadas no gerenciamento dos dutos.

Objetivando a busca na melhoria da qualidade dos resultados, apresentados com a aplicação das metodologias abordadas na pesquisa, sugerem-se as seguintes recomendações:

- O potencial de vulnerabilidade natural à contaminação (PVN), usando o método DRASTIC modificado, deve ser confrontado com outra abordagem de pesquisa (p.ex. programa de qualidade da água) que permita fazer a validação dos resultados das previsões.
- Na modelagem estocástica do fluxo e transporte, mantendo-se os parâmetros de entrada, excetuando-se o parâmetro K do modelo de fluxo calibrado deterministicamente, recomenda-se a utilização da SSG com um número maior de realizações de K, na ordem de 50 mil.
- Alternativamente, recomenda-se, também, rodar as simulações estocásticas do fluxo explorando os recursos do Stochastic Modflow, usando, simultaneamente, a amostragem MC no parâmetro de entrada recarga (REC) e a abordagem geoestatística no parâmetro K, mantendo-se os demais parâmetros de entrada do modelo calibrado deterministicamente.
- Em ambas as abordagens, devem ser empregadas somente as realizações que promovem a convergência do modelo de fluxo, desprezando-se, também, as realizações que gerem um modelo de fluxo incompatível com o modelo de fluxo calibrado.

A pesquisa fez as seguintes contribuições no âmbito das ações que podem ser incorporadas ao gerenciamento ambiental do oleoduto:

- 1) A avaliação do potencial de vulnerabilidade natural do aquífero, usando o método DRASTIC, possibilitou a identificação de áreas mais sensíveis à contaminação. Além disso, a sua aplicação junto ao SIG ampliou os horizontes desta avaliação ao viabilizar a inclusão de outros planos de informação na análise como o potencial de oportunidade de contaminação.
- 2) A demonstração da utilização de uma base de dados, tratados no ambiente de sistema de informações geográficas (SIG), visando a proteção das águas subterrâneas ao longo da rota de dutos. Esta base de dados contendo informações da profundidade do freático, condutividade hidráulica de solo, infiltração básica, declividade, recarga estimada, propriedades dos solos (densidade de sólidos, porosidade, curva de retenção de umidade, carbono orgânico) permite que se tenha um conhecimento prévio do comportamento geral do meio físico e as implicações ambientais de um eventual vazamento em qualquer ponto do duto.
- 3) A modelagem numérica do fluxo e transporte do contaminante capacitou a quantificação dos tempos de deslocamento e a determinação da trajetória do contaminante em qualquer ponto do duto. Além disso, a utilização da modelagem hidrogeológica, com uma abordagem estocástica possibilitou a inclusão da incerteza nos resultados das previsões. Tal procedimento permitiu fornecer os resultados em termos da probabilidade da contaminação alcançar um alvo ou a probabilidade da contaminação, em um alvo específico, exceder uma determinada concentração.

Além disso, a modelagem do fluxo e do transporte pode ser aplicada, a qualquer momento, para analisar cenários de contaminação a partir do derrame do produto em qualquer local do duto.

4) A modelagem do fluxo com abordagem estocástica junto a um modelo de decisão permitiu a avaliação de medidas de remediação (locais para perfuração de poços, arranjo dos poços e taxas de bombeamento), considerando cenários de vazamento no duto.

5) As informações obtidas com a aplicação destas metodologias permitiram ressaltar áreas que merecem maior atenção para a implementação de medidas de prevenção. E, em casos de vazamentos, o operador do oleoduto poderá dispor de informações prévias sobre previsão do comportamento do contaminante nos fluxos subterrâneos, além de dados básicos para efetuar uma avaliação de risco ambiental.

Referências Bibliográficas

- ABDEL-RAHMAN, A. A; WARNER, J. W. & TAMAYO-LARA, C. E. 1994. Applied Integrated hydrogeologic Decision Support System for Site Characterization, Geostatistical Analysis and Stochastic Modeling, At The Rocky Mountain Arsenal. *Proceedings of the 1994 Groundwater Modeling Conference. Colorado State University. Fort Collins, Colorado.* p193-204.
- ALBINET, M. & MARGAT, J. 1970. Cartographie de la Vulnerabilité a la Pollution des Nappes D'eau Souterraines. *Bull. BRGM, 2me Serie, Paris, V.3, n°4*, pp13-22.
- ALLER, L.; BENNETT, T.; LEHR, J.H. & PETTY, R. J. 1985. DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings. *EPA/600/2-85/018. R.S.Kerr Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Ada, Oklahoma*,163p.
- ANA, 2002. Estudos Águas Subterrâneas. *Superintendência de Informações Hidrológicas-SIH. Agência Nacional de Águas.*
- ATKINSON, S. F. & THOMLINSON, J. R. 1994. An Examination of Ground Water Pollution Potential Through GIS Modeling, 1994 Technical Papers of the ASPRS/ACSM Annual Meeting, *American Society for Photogrammetry and Remote Sensing*, pp.71-80.
- BARROCU, G. & BIALLO, G. 1993. Application of GIS for Aquifer Vulnerability Evaluation. *HYDROGIS 93: Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources (Proceedings of the Vienna Conference, April1993) IAHS Pub. N° 211,1993.*
- BASTOS NETO, A.C.; CAICEDO, N.O.L; MELO, C.L. 2000. Contaminação do lençol freático na área do Ponto Zero (município de Araucária, PR) Relatório REPAR, 93 p.
- BENJAMIN, J. R. & CORNELL, C.A. 1970. *Probability, Statistics and Decision for Civil Engineers.* Mc Graw-Hill, New York. p684.
- BERG, R.C. & ABERT, C.C. 1994. Large - Scale Aquifer Sensitivity Model. *Environmental Geology.* 24: 34 – 42.
- BURROUGH, P. A. 1986. *Principles of Geographical Information Systems for Land Assessment.* Oxford University Press. Oxford. 191p.
- CLARKE, R. T. 1973. A Review of Some Mathematical Models Used in Hydrology, With Observations on Their Calibration and Use. *Journal of Hydrology.* 19, 1-20.
- CPRM, 1997. *Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil. Porto Alegre. Folha SH-22-Y-B. Estado do Rio Grande do Sul.* CPRM. Brasília. 250p.
- DELHOMME, J.P. 1979. Spatial Variability and Uncertainty in Groundwater Flow Parameters: A Geostatistical Approach. *Water Resouces Research.* Vol. 15, N°2.

- DEUTSCH, C.V. 1989. *DECLUS: A Fortran 77 Program for Determining Optimum Spatial Declustering Weights*. *Computers & Geosciences*, 15(3):325-332.
- DEUTSCH, C.V. & JOURNEL, A.G. 1998. *GSLIB: Geostatistical Software Library and User's Guide*, Oxford University Press, New York, 369 p.
- CHIANG, W. H.; KINZELBACH, W. & RAUSCH, R. 1998. *Aquifer Simulation Model for Windows: Groundwater Flow and Transport Modeling, an Integrated Program*. Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung. Stuttgart, Germany. p. 137.
- EVANS, B. M. & MYERS, W. L. 1990. A GIS-Based Approach to Evaluating Regional Groundwater Pollution Potential with DRASTIC. *Journal of Soil and Water Conservation*. Mar-Apr.1990, pp.242-245.
- EVANS, T. A. & MAIDMENT, D.R. 1995. A Spatial and Statistical Assessment of the Vulnerability of Texas Groundwater to Nitrate Contamination. *Center for Research in Water Resouces. (CRWR Online Report 95-4)*. The University of Texas at Austin, Austin. TX. 296p.
- FELDMAN, S. C.; PELLETIER, R. E.; WALSER, E.; SMOOT, J. C. & AHL, D. 1995. A Prototype for Pipeline Routing Using Remotely Sensed Data and Geographic Information System Analysis. *Remote Sens. Environ.* 53: 123-131. (1995).
- FETTER, C.W. 1994. *Applied Hydrogeology. 3rd ed. Prentice -Hall, inc.* New Jersey, USA.
- FOSTER, S.S.D., 1987. Fundamental Concepts in Aquifer Vulnerability Pollution Risk and Protection Strategy. In : *Conference on Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants, 1987, The Netherlands. Proceedings, Haya: IAH*, pp174. 1987
- FOSTER, S. S. D. 1998. Groundwater Protection Strategy: is European Experience Relevant to Latin America? *Anais do X Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas . ABAS*. São Paulo. SP. 13p.
- FREEZE, R.A. 1975. A Stochastic-Conceptual Analysis of One-Dimensional Groundwater Flow in Nonuniform Homogeneous Media. *Water Resources Research*, vol. 11, Nº 5.
- FREEZE, R.A.; MASSMANN, J.; SMITH, L.; SPERLING, T. & JAMES, B. 1990. Hidrogeological Decision Analisis: 1. A Framework. *Ground Water*, vol.28, Nº.5.
- GAO (GENERAL ACCOUNTING OFFICE) 1991. Groundwater Protection: Measurement of Relative Vulnerability to Pesticide Contamination. (GAO/PEMD-92-8). *General Accounting Office*. Washington, D. C. 48p.
- GAO (GENERAL ACCOUNTING OFFICE) 1992. Groundwater Protection: Vality and Feasibility of EPA's Differential Protection Strategy. (GAO/PEMD-93-6). *General Accounting Office*. Washington, D. C. 104p.
- GELHAR, L. W. 1993 *Stochastic Subsurface Hydrology*. (New Jersey, U.S.A.: Prentice Hall).
- GOODCHILD, M. F.; PARKS, B. O. & STEYAERT, L. T (EDITORS) 1993. *Environmental Modeling and GIS*, Oxford University Press, New York N.Y. 620p.

- GOOVAERTS, P. 1997. *Geostatistics for Natural Resources Evaluation*, Oxford University Press, New York, 483 p.
- HISCOCK, K. M.; LOVETT, A. A.; BRAINARD, J. S. & PARFITT, J. P. 1994. Groundwater Vulnerability Assessment: Two Case Studies Using GIS Methodology. *Quarterly Journal of Engineering Geology*, 28, 179-194.
- HUSSEIN, M.; JIN, M. & WEAVER, J. W. 2001. Development and Verification of a Screening Model for Surface Spreading of Petroleum. *Journal of Contaminant Hydrology*. 22 p.
- ISAAKS, E.H. & SRIVASTAVA, M.R. 1989. *An Introduction to Applied Geostatistics*, Oxford University Press, New York, 561 p.
- INSTITUTO GEOLÓGICO. SÃO PAULO, 1997. Mapeamento da Vulnerabilidade e Risco de Poluição das Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo/ Instituto Geológico, CETESB, DAEE, Secretaria de Estado do Meio Ambiente; Coordenado por R.C.A. Hirata, C.R. de Assis Bastos, G.A. Rocha. São Paulo. *Instituto Geológico; CETESB; DAEE*. 144p
- KALINSKI, R. J.; KELLY, W. E.; BOGARDI, I.; EHRMAN, R. L. & YAMAMOTO, P. D. 1994. Correlation between DRASTIC Vulnerabilities and Incidents of VOC Contamination of Municipal Wells in Nebraska, *Ground Water*, 32 (1) . 31-34.
- LINDLEY, D.V. 1985. *Making Decisions. Second Edition*. John Wiley & Sons. New York. p 207.
- LOBO - FERREIRA, J. P. 1997. GIS and Mathematical Modeling for the Assessment of Vulnerability and Geographical Zoning for Groundwater Management and Protection. *NATO Advanced Research Workshop. Environment Contamination and Remediation Practices at Former and Present Military Bases*. Vilnius. Lituania.
- LOOMIS, S. A. & WARNER, J. W. 1987. Stochastic Analysis of Through Unsaturated Volcanic Tuffs at the Potential Nuclear Wasted Repository Site, Yucca Mountain, Nevada. *Colorado State University, Technical Report*, Nº 14, pp140.
- MÁDL-SZONYI, J. & FÜLE, L. 1998. Groundwater Vulnerability Assessment of The SW Trans-Danubian Central Range Hungary. *Environmental Geology*. 35 (1): 9 - 18.
- VASCONCELOS DE FREITAS, M. A., Editor 1999. O Estado das Águas no Brasil. *Agencia Nacional de Energia Elétrica ANEEL*. MMA / SRH. Brasilia. BR O Estado das Águas no Brasil
- MASSMANN, J. & FREEZE, R. A. 1987. Groundwater Contamination From Waste Management Sites: The Interaction Between Risk-Based Engineering Design and Regulatory Policy 1. Methodology. *Water Resources Research*, Vol. 23, Nº 2, pp 351-367.
- MASSMANN, J.; FREEZE, R. A.; SMITH, L.; SPERLING, T. & JAMES, B. 1991. Hydrogeological Decision Analysis: 2. Applications to Ground-Water Contamination. *Ground Water*. Vol. 29, Nº. 4.

- MERCHANT, J. W. 1994. GIS-Based Groundwater Pollution Hazard Assessment: A Critical Review of the DRASTIC Model. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, Vol.60, Nº 9, Set, pp.1117-1127.
- NRC (NATIONAL RESEARCH COUNCIL) 1993. Ground Water Vulnerability Assessment: Contamination Potential Under Conditions of Uncertainty. *Committee on Techniques for Assessing Ground Water Vulnerability. National Academy Press*. Washington, D.C.
- PAPADAKIS, G. A. 1999. Major Hazard Pipelines: A Comparative Study of Onshore Transmission Accidents. *Journal of Loss Prevention in The Process Industries*, 12 , p 91-107.
- PENNELL, K. D., et al. 1990. Evaluation of Five Simulation Models for Predicting Aldicarb and Bromide Behavior Under Field Conditions. *Water Resources Research*, 26, 2679-93.
- PRESS, W., FLANNERY, B., TEUKOLSKY, S., AND W. VETTERLING, 1986. Numerical Recipes: The Art of Scientific Computing. *Cambridge University Press*. New York. 818 p.
- RINE, J. M.; BERG, R.C.; SHAFER, J. M.; COVINGTON, E. R.; REED, J. K.; BENNETT, C. B. & TRUDNAK, J. E. 1998. Development and Testing of a Contamination Potential Mapping System for a Portion of the General Separations Area, Savannah River Site, South Carolina. *Environmental Geology*. 35 (4): 263 - 277.
- ROMANEK, A. P.; WILSON, L.H. & MAIDMENT, D. R. 1999. Building The Foundation for Environmental Risk Assessment at The Marcus Hook Refinery Using Geographic Information Systems. *Center for Research in Water Resouces. (CRWR Online Report 99-2)*. The University of Texas at Austin, Austin. TX. 252p.
- ROSE, P. R., in ABBOTT, P. L. & WOODRUFF, C. M., Jr., ed., 1986. The Balcones Escarpment, Central Texas: *Geological Society of America*, p. 163-183. The University of Texas at Austin.
- ROSEN, L. 1994. A Study of the DRASTIC Methodology with Emphasis on Swedish Conditions. *Ground Water*. 32 (2): 278-285.
- ROSEN, L; WLADIS, D. & RAMAEKERS, D., 1998. Risk and Decision Analysis of Groundwater Protection Alternatives on The European Scale With Emphasis on Nitrate and Aluminium Contamination From Diffuse Souces. *Journal of Hazardous Materials*, 61, 329-336.
- SOBREIRA LEITE, C. E & MÖBUS, G., 1997. Vulnerabilidade Natural à Contaminação dos Aquíferos da Região de Rochas Sedimentares da Bacia do Rio Mundaú, Ceará. *XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. ABRH*. Vitória, ES.
- SOUZA, L.E., WEISS, A.L., COSTA, J.F.C.L. & KOPPE, J.C. 2001. *Impacto do Agrupamento Preferencial de Amostras na Inferência Estatística: Aplicações em Mineração*. IN: *Revista Escola de Minas*, Ano 65, Vol. 54, No. 4, pp. 257-266, out-dez 2001.

- TAMAYO-LARA, C. E.; WARNER, J.W & ABDEL-RAHMAN, A.A. 1994. Stochastic Management Modeling at The Rocky Mountain Arsenal. *Proceedings of the 1994 Groundwater Modeling Conference. Colorado State University. Fort Collins, Colorado.* p207-217.
- Uncertainty in Environmental Modeling. *Stochastic and Statistical Methods in Hydrology and Environmental Engineering. Dordrecht : Kluwer Academic. Vol 4. pp 33-38.*
- USEPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) 1990. Citizen's Guide to Ground-Water Protection. *United States Environmental Protection Agency Office of Water (4602).*(EPA 440/6-90-004).
- USEPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) 1993. Ground Water Resource Assessment. *U.S. Environmental Protection Agency, Office of Ground Water and Drinking Water. EPA 813-R-93-003.*1993.232p.
- USEPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) 2000. National Water Quality Inventory 1998 Report To Congress Ground Water And Drinking Water Chapters. *United States Environmental Protection Agency Office of Water (4606).*(EPA 816-R-00-013). 99p.
- VAN DER LEE, J. & GEHRELS, J.C. 1997. Modelling of Groundwater Recharge of a Fractured Dolomite Aquifer Under Semi-Arid Conditions . In: Simmers(ed), Recharge of Phreatic Aquifers in (Semi-)Arid Areas, *UNESCO /IAH. Int. Contr. to Hydrogeology, Vol.19,* Balkema, Rotterdam, pp 129-144.
- VARLJEN, M. D. & SHAFER, J. M. 1991. Assessment of Uncertainty in Time-Related Capture Zones Using Conditional Simulation of Hydraulic Conductivity. *Ground Water. Vol. 29. Nº 5.*
- WATERLOO HYDROGEOLOGIC, 2001. The Waterloo Training Course Series: Modelagem Matemática de Fluxo e Transporte em Águas Subterrâneas. *Course Notes. Belo Horizonte, MG. Waterloo Brasil Ltda. 2001.*

ANEXO 4.2 - Tabela com os resultados dos ensaios de infiltração.

local	Coordenadas		1ªleitura	2ªleitura		3ªleitura	média
				mm/hora			mm/hora
VS2	474285.00	6691751.00	4.112	2.214	2.862		3.0626667
VS3	476252.00	6690009.00	5.91	4.72	2.959		4.5296667
VS6	473323.62	6691268.15	11.044	7.099	20.546		12.8963333
VS8	474372.06	6694318.98	36.42	27.506	72.296		45.4073333
VS13	473590.08	6692557.38	13.462	16.912	32.439		20.937667
VS14	475210.00	6693178.00	121.583	6.146	4.402		44.043667
VC2	468374.00	6691934.00	121.914	14.655	16.886		51.151667
VC3	469036.38	6690352.42	35.007	43.463	40.976		39.8153333
VC4	471883.99	6689955.41	39.624	41.099	27.892		36.205
VC5	471422.66	6692905.05	32.047	25.262	31.742		29.683667
VC6	469601.56	6692914.93	3.371	2.645	40.941		15.6523333
VC7	471166.86	6694568.06	3.166	2.439	1.992		2.5323333
VC9	465740.05	6693017.99	158.368	230.64	128.907		172.638333
VC10	467607.97	6693209.52	11.954	3.678	4.915		6.849
VC21	467740.92	6695463.00	4.73	1.687	1.489		2.63533333
PA	472370.00	6694724.00		14.115	46.294		30.2045
A	475559.52	6694428.98	40.579	57.341	47.051		48.323667
E	472886.99	6691706.89	27.515	9.648	1.913		13.0253333
G	472495.87	6696151.43	15.396	9.927	8.702		11.341667

ANEXO 4.3 - Tabelas com os níveis de água nos rios Jacuí, Sinos e Caí e piezômetros 17, VS1 e VC2

CA 001 MORRETES POSTO FLUVIOMÉTRICO: Morretes Cota média de duas medidas diárias (7h e 17h) em 1999														
DIA	dez/98	jan/99	fev/99	mar/99	abr/99	mai/99	jun/99	jul/99	ago/99	set/99	out/99	nov/99	dez/99	
1	0.45	0.69	0.415	0.3	0.69	0.595	1.005	0.82	1.04	0.59	0.615	0.07	0.45	
2	0.42	0.425	0.055	0.44	0.61	0.5	1.06	0.74	1.065	0.53	1.025	-0.07	0.42	
3	0.47	0.665	0.51	0.465	0.595	0.445	1.08	0.925	1.045	0.635	1.12	0.22	0.47	
4	0.29	0.46	0.505	0.425	0.445	0.5	1.245	1.035	0.91	0.685	1.1	0.38	0.29	
5	0.48	0.68	0.59	0.375	0.56	0.49	1.205	1.04	0.845	0.59	0.915	0.77	0.48	
6	0.67	0.925	0.44	0.375	0.8	0.64	1.2	0.99	0.77	0.67	0.71	0.595	0.67	
7	0.6	0.68	0.415	0.29	0.835	0.645	1.13	0.895	0.93	0.63	0.565	0.59	0.6	
8	0.4	0.465	0.635	0.325	0.905	0.78	0.96	0.95	0.94	1.125	0.37	0.705	0.4	
9	0.49	0.355	0.65	0.245	0.87	0.765	0.7	0.915	0.81	0.895	1.21	0.845	0.49	
10	0.68	0.53	0.54	0.31	0.845	0.695	1.09	0.845	0.74	0.945	0.87	0.57	0.68	
11	0.42	0.585	0.565	0.63	0.61	0.555	1.21	0.62	0.72	1.015	0.74	0.55	0.42	
12	0.51	0.465	0.615	0.44	0.63	0.73	1.16	0.615	0.88	0.905	0.39	0.495	0.51	
13	0.55	0.42	0.44	0.47	0.755	0.645	1.12	0.585	1.055	0.75	0.61	0.57	0.55	
14	0.48	0.28	0.635	0.265	0.74	0.65	1.08	0.58	1.245	0.81	0.82	0.54	0.48	
15	0.58	0.55	0.625	0.15	0.63	0.54	0.97	0.59	1.225	0.95	0.915	0.425	0.58	
16	0.28	0.485	0.485	0.16	0.96	0.56	0.96	0.86	1.03	0.745	1.235	0.355	0.28	
17	-0.035	0.43	0.535	0.095	0.73	0.575	0.99	0.875	0.855	0.915	1.255	0.29	-0.035	
18	0.85	0.305	0.53	0.08	0.935	0.75	0.93	0.815	0.785	0.735	1.205	0.24	0.85	
19	0.63	0.26	0.54	0.075	0.98	0.935	0.93	0.79	0.71	0.89	1.16	0.13	0.63	
20	0.55	0.38	0.52	0.395	0.945	1.145	0.89	0.89	0.62	0.735	1.055	0.14	0.55	
21	0.38	0.42	0.575	0.455	0.91	0.895	0.805	1.11	0.53	0.79	1.02	0.15	0.38	
22	0.71	0.42	0.6	0.375	0.875	0.76	0.735	1.325	0.755	0.785	1.025	0.43	0.71	
23	0.66	0.435	0.445	0.25	0.74	0.67	0.695	1.155	0.71	0.635	0.995	0.33	0.66	
24	0.55	0.18	0.465	0.14	0.84	0.79	0.71	1.02	0.56	0.39	0.895	0.21	0.55	
25	0.45	0.4	0.44	0.35	0.845	0.725	0.81	0.99	0.48	0.36	0.67	0.32	0.45	
26	0.38	0.475	0.51	0.465	0.825	0.605	0.655	0.955	0.56	0.46	0.53	0.21	0.38	
27	0.25	0.445	0.49	0.46	0.7	0.835	0.54	1.01	0.58	0.595	0.34	0.42	0.25	
28	0.3	0.445	0.51	0.3	0.505	0.805	0.695	1.25	0.67	0.42	0.325	0.39	0.3	
29	0.12	0.23		0.605	0.6	0.75	0.195	1.155	0.625	0.7	0.43	0.38	0.12	
30	0.4	0.25		0.6	0.645	1.26	0.93	1.385	0.525	0.51	0.545	0.33	0.4	
31	0.505	0.325		0.59		1.13		1.77	0.545		0.37		0.505	
máxima	0.85	0.925	0.65	0.63	0.98	1.26	1.245	1.385	1.245	1.125	1.255	0.845	0.85	1.385
média	0.466774	0.4535484	0.51	0.3516129	0.7518333	0.7214516	0.9228333	0.9516129	0.7987097	0.713	0.8074194	0.386	0.4667742	0.4667742
mínima	-0.035	0.18	0.055	0.075	0.445	0.445	0.195	0.58	0.48	0.36	0.325	-0.07	-0.035	-0.07

DIA	dez/00	jan/01	fev/01	mar/01	abr/01	mai/01	jun/01	jul/01	ago/01	set/01	out/01	nov/01	dez/01	
1		0.61					0.82	0.97	0.97	0.54	1.28	0.70		
2	0.66	0.54					0.79	0.98	0.96	0.56	1.88	0.80		
3	0.58	0.48					0.73	0.94	0.84	0.52	2.56	0.82		
4	0.68	0.36					0.73	0.87	0.88	0.92	2.96	0.68		
5	0.78	0.44				1.87	0.68	1.18	0.83	1.00	2.70	0.56		
6	0.68	0.44				1.85	0.9	1.19	0.82	0.82	2.32	0.50		
7	0.54	0.27				1.75	0.91	1.03	0.85	0.58	1.94	0.64	0.88	
8	0.58	0.35				1.88	0.84	0.99	0.84	0.60	1.74	0.64	0.70	
9	0.62	0.45				1.76	0.85	0.95	0.74	1.00	1.62	0.66	0.92	
10	0.84	0.4				1.71	0.87	0.91	0.74	1.00	1.56	0.34	0.88	
11	0.56	1.09				1.64	0.86	1.21	0.73	1.02	1.50	0.54	0.74	
12	0.52	1.02				1.63	0.74	1.34	0.71	1.22	1.52	0.56	0.68	
13	0.48	0.82				1.63	0.75	1.4	0.6	1.02	1.40	0.64	0.72	
14	0.4	0.66				1.57	0.72	1.25	0.71	1.30	1.32	0.38	0.68	
15	0.48	0.77				1.46	0.62	1.23		1.50	1.20	0.90	0.74	
16	0.64	0.79				1.31	1.06	1.13		1.66	1.02	0.72	0.72	
17	0.96	0.79				1.25	0.77	1.13		1.48	0.74	0.92	0.94	
18	0.62	0.77				1.32	1.19	1.13		1.20	0.68	0.72	0.88	
19	0.48	0.9				1.13	1	1.36		1.16	0.70	0.66	0.82	
20	0.64	1.15				1.13	1.11	1.47		1.12	0.74	0.66	0.66	
21	0.72	0.94				1.06	1.15	2		1.06	0.62	0.52	0.64	
22	0.52	0.76				1.03	1	2.58		0.92	0.92	0.62	0.92	
23	0.54	0.81				1.13	1.03	2.89		0.96	0.98	0.66	0.94	
24	0.77	0.8				1.055	1.11	2.67		0.76	0.80	0.68	0.80	
25	0.46	0.79				1	1.01	2.3		0.84	0.62	1.02	0.68	
26	0.54	0.81				0.92	1.01	2.12		1.38	0.48	0.62	0.56	
27	0.42	0.74				0.94	1.29	2.06		1.06	0.62	0.70	0.40	
28	0.6	0.72				0.95	1.18	1.95		0.86	0.72	0.86	0.42	
29	0.6	0.86				0.9	1.07	1.76		0.84	0.64	0.96	0.50	
30	0.78	0.9				0.83	0.99	1.63		0.82	0.56	0.88	0.48	
31		0.77				0.71		1.41			0.68			
máx.	0.96	1.15				1.88	1.29	2.89	0.97	1.66	2.96	1.02	0.94	
média	0.61	0.7076667				1.3348077	0.926	1.4873333	0.8014286	0.99	1.28	0.69	0.72	
min.	0.4	0.27				0.83	0.62	0.87	0.6	0.52	0.48	0.34	0.40	

uma medida diária 17 h

oordenadas: 473651E 6688801N

altitude do zero : -0.566

Estação Fluviométrica: Cai

dia	dez/00	jan/01	fev/01	mar/01	abr/01	mai/01	jun/01	jul/01	ago/01	set/01	out/01	nov/01	dez/01		
1		1.39					1.6	1.8	2.2	1.38	2.29	1.52	1.52		
2	1.49	1.34					1.62	1.79	2.11	1.38	2.84	1.6	1.6		
3	1.38	1.2					1.52	1.78	2.02	1.34	3.6	1.61	1.7		
4	1.5	1.1					1.52	1.7	1.99	1.7	3.74	1.52	1.78		
5	1.61	1.17					1.5	2.02	1.98	1.8	3.74	1.4	1.54		
6	1.64	1.12					1.7	2.18	1.8	1.68	3.4	1.31	1.52		
7	1.35	1.2					1.77	2.02	2.02	1.4	2.96	1.44	1.72		
8	1.39	1.21					1.66	1.9	1.96	1.4	2.68	1.5	1.58		
9	1.39	1.24					1.68	1.79	1.78	1.81	2.48	1.5	1.74		
10	1.66	1.27					1.64	1.76	1.78	1.9	2.4	1.16	1.72		
11	1.35	1.79					1.66	1.82	1.38	1.99	2.34	1.21	1.58		
12	1.32	2.1					1.51	2.29	1.72	2.09	2.32	1.44	1.5		
13	1.43	1.94					1.57	2.39	1.58	1.92	2.24	1.46	1.5		
14	1.22	1.6					1.52	2.3	1.44	2.1	2.14	1.18	1.58		
15	1.3	1.62					1.48	2.13	1.42	2.42	2.04	1.74	1.56		
16	1.58	1.79					1.92	1.99	1.4	2.5	1.98	1.54	1.56		
17	1.79	1.78					1.76	1.99	1.42	2.4	1.7	1.74	1.72		
18	1.47	1.68					2.87	1.99	1.4	2.2	1.54	1.48	1.7		
19	1.29	1.79					1.94	2.2	1.38	2.03	1.55	1.46	1.62		
20	1.46	2.18					1.76	2.16	1.48	1.98	1.58	1.48	1.48		
21	1.54	1.99					2.11	2.83	1.51	1.92	1.32	1.32	1.54		
22	1.28	1.76					1.98	cheia	1.5	1.78	1.78	1.42	1.86		
23	1.36	1.67					1.86	cheia	1.48	1.78	1.8	1.48	1.78		
24	1.6	1.42					1.98	cheia	1.34	1.54	1.62	1.42	1.56		
25	1.32	1.54					1.9	cheia	1.36	1.64	1.42	1.86	1.46		
26	1.46	1.6					1.89	2.99	1.36	2.14	1.34	1.5	1.36		
27	1.26	1.58					1.72	2.11	2.98	1.28	1.99	1.44	1.38	1.22	
28	1.4	1.45					1.74	2.02	2.84	1.62	1.74	1.46	1.78	1.28	
29	1.42	1.72					1.72	1.94	2.7	1.4	1.66	1.44	1.74	1.32	
30	1.52	1.74					1.62	1.8	2.52	1.3	1.58	1.36	1.7	1.3	
máx.	1.79	2.18					1.74	2.87	2.99	2.2	2.5	3.74	1.86	3.74	
média	1.44069	1.572069					1.7	1.799655	2.2024	1.593448	1.855517	2.146552	1.495517	1.564828	1.542414
min.	1.22	1.1					1.62	1.48	1.7	1.28	1.34	1.32	1.16	1.22	1.1

uma medida diária 17h

Coordenadas: 468044E 6691677N

Altitude -0.225

Estação Fluviométrica - SINOS														
dia	dez/00	jan/01	fev/01	mar/01	abr/01	mai/01	jun/01	jul/01	ago/01	set/01	out/01	nov/01	dez/01	
1	1.71	1.54					1.78	1.93	2.40	1.44	1.94	1.70	1.60	
2	1.63	1.46					1.73	1.96	2.28	1.6	2.61	1.78	1.74	
3	1.54	1.38					1.7	1.92	2.18	1.48	3.16	1.81	1.85	
4	1.66	1.28					1.71	1.94	2.14	1.82	3.61	1.68	1.92	
5	1.75	1.3				2.9	1.66	2.16	2.08	1.98	3.54	1.56	1.58	
6	1.66	1.3				3.1	1.84	2.12	1.95	1.8	3.3	1.48	1.54	
7	1.5	1.24				3.02	1.88	1.96	2.00	1.6	3.04	1.58	1.78	
8	1.56	1.38				2.9	1.81	1.98	1.95	1.6	2.8	1.60	1.68	
9	1.58	1.42				2.74	1.82	1.92	1.90	1.94	2.48	1.66	1.93	
10	1.8	1.44				2.71	1.8	1.9	1.93	2.06	2.52	1.32	1.86	
11	1.5	1.87				2.74	1.82	1.28	1.88	2	2.46	1.29	1.64	
12	1.48	2.02				2.65	1.66	2.28	1.74	1.22	2.49	1.52	1.66	
13	1.48	1.83				2.61	1.7	2.32	1.60	2.04	2.4	1.58	1.66	
14	1.37	1.58				2.61	1.68	2.26	1.58	2.12	2.29	1.36	1.70	
15	1.94	1.65				2.46	1.64	2.22	1.51	2.4	2.78	1.82	1.70	
16	1.54	1.7				2.4	2.08	2.12	1.60	2.56	2.1	1.61	1.74	
17	1.95	1.73				2.26	1.92	2.12	1.56	2.56	1.72	1.92	1.90	
18	1.6	1.73				2.42	2.24	2.1	1.59	2.36	1.69	1.66	1.84	
19	1.44	1.76				2.2	2.06	2.3	1.62	2.17	1.67	1.65	1.78	
20	1.62	2.3				2.12	1.9	2.2	1.59	2.16	1.72	1.62	1.64	
21	1.7	2				2.06	2.28	1.86	1.67	2.04	1.58	1.50	1.72	
22	1.45	1.76				2	2.04	3.06	1.65	1.9	1.94	1.62	1.86	
23	1.47	1.8				2.11	2.02	3.46	1.62	1.94	1.95	1.64	1.92	
24	1.74	1.78				2.1	2.1	3.44	1.48	1.69	1.76	1.63	1.78	
25	1.43	1.77				1.98	2.02	3.2	1.52	1.8	1.6	2.06	1.66	
26	1.5	1.76				1.88	2	3.1	1.50	2.33	1.5	1.68	1.56	
27	1.37	1.76				1.9	2.24	3.08	1.46	2.01	1.6	1.52	1.38	
28	1.55	1.6				1.91	2.14	3	1.78	1.84	1.71	1.82	1.42	
29	1.57	1.82				1.88	2.06	2.82	1.61	1.76	1.58	1.82	1.44	
30	1.7	1.9				1.81	1.94	2.66	1.48	1.71	1.52	1.84	1.46	
máx	1.95	2.3				3.1	2.28	3.46	2.40	2.56	3.61	2.06	1.93	3.61
média	1.593	1.662				2.391481	1.909	2.355667	1.761667	1.931	2.235333	1.644333	1.698	1.6455
mínima	1.37	1.24				1.81	1.64	1.28	1.46	1.22	1.5	1.29	1.38	1.22

Coordenadas: 475998E 6691734N

uma medida diária 17h

Altitude do zero da régua : -0.419

Piezômetro: 17 leitura na régua

DIA	jul/01	ago/01	set/01	out/01	nov/01	dez/01
1		25.739	25.199	26.099	24.899	
2		25.669	25.279	26.079	24.869	
3		25.639	25.299	26.119	24.869	
4		25.619	25.299	25.989	24.849	
5		25.589	25.369	25.939	24.849	
6		25.589	25.469	25.799	24.789	
7		25.559	25.559	25.879	24.739	
8		25.549	25.659	25.959	25.049	
9		25.609	25.669	25.949	25.479	24.959
10		25.579	25.669	25.929	25.349	24.769
11		25.559	25.699	25.869	25.289	24.789
12		25.549	25.749		25.269	24.719
13		25.529	26.049		25.179	24.739
14		25.499	25.999		25.249	24.749
15		25.489	25.949		25.149	24.659
16		25.449	25.789		25.119	24.739
17		25.429	25.689		25.069	24.619
18		25.399	25.749		25.049	24.579
19		25.449	25.679		24.989	24.559
20		25.499	25.649		24.949	24.559
21		25.499	25.619		24.849	24.549
22		25.489	25.569		24.899	24.769
23		25.479	25.549		24.769	24.789
24	25.899	25.469	25.529		24.829	24.819
25	25.919	25.449	25.579		24.809	24.829
26	25.949	25.419	25.569		24.769	24.739
27	25.699	25.369	25.559		25.129	24.659
28	25.869	25.349	25.529		24.949	24.629
29	25.799	25.349	25.519		24.899	24.599
30	25.749	25.349	26.049		24.849	24.559
31	25.729	25.349				24.549
máx.	25.95	25.74	26.05	26.12	25.48	24.96
Média	25.83	25.50	25.62	25.96	24.87	24.69
Min.	25.70	25.35	25.20	25.80	24.74	24.55

coordenadas: 472258.48E 6695109.62N
 altitude da boca do furo(tubo): 26.249

Piezômetro		CAÍ				Leitura na régua	
DIA	ago/01	set/01	out/01	nov/01	dez/01		
1	0.92	1.73	0.89	0.168	1.63		
2	1.00	1.72	0.48		1.62		
3	1.07	1.73	cheia		1.59		
4	1.11	1.64	cheia		1.57		
5	1.05	1.33	cheia		1.43		
6	1.20	1.35	cheia		1.44		
7	1.23	1.41	cheia		1.47		
8	1.22	1.40	cheia		1.50		
9	1.26	1.39	0.60	1.70	1.47		
10	1.30	1.33	0.71	1.78	1.48		
11	1.59	1.28	0.84	1.40	1.50		
12	1.32	1.25	0.88	1.54	1.55		
13	1.35	1.23	0.95	1.57	1.57		
14	1.40	1.20	1.02	1.63	1.56		
15	1.45	1.50	1.09	1.61	1.58		
16	1.49	0.93	1.10	1.62	1.60		
17	1.54	0.90	1.15	1.58	1.58		
18	1.56	0.93	1.23	1.63	1.60		
19	1.65	0.99	1.29	1.67	1.61		
20	1.57	1.15	1.34	1.68	1.69		
21	1.52	1.20	1.42	1.75	1.75		
22	1.56	1.24	1.41	1.67	1.66		
23	1.56	1.28	1.43	1.65	1.58		
24	1.61	1.32	1.46	1.73	1.70		
25	1.54	1.36	1.51	1.60	1.69		
26	1.65	1.33	1.58	1.63	1.73		
27	1.68	1.26	1.64	1.62	1.80		
28	1.67	1.30	1.63	1.53	1.79		
29	1.66	1.34	1.66	1.57	1.80		
30	1.70	0.97	1.69	1.54	1.82		
Máx.	1.70	1.73	1.69	1.78	1.82		
Média	1.41	1.30	1.21	1.62	1.61		
Mín.	0.92	0.90	0.48	1.40	1.43		

coordenadas: 468062.50E 6691742.81N
 altitude da boca do furo(tubo) 1.741

PIEZÔMETRO:		Sinos			Leitura régua	
DIA	jul	ago	set/01	out/01	nov/01	dez/01
1		1.01	1.48	0.65		1.30
2		1.05	1.49	0.79		1.39
3		1.13	1.48	0.89		1.44
4		1.12	0.74	0.07		1.47
5		1.16	0.77	0.09		1.48
6		1.19	1.00	0.46		0.67
7		1.25	1.13	0.64		0.86
8		1.27	0.87	0.58		0.85
9		1.29	1.02	0.78	0.87	1.10
10		1.37	0.79	0.86	0.98	1.29
11		1.34	1.05	0.99	0.72	1.35
12		1.34	1.11	1.05	0.8	1.43
13		1.35	1.19	1.07	0.93	1.45
14		1.35	0.82	1.72	0.97	1.48
15		1.38	1.00	1.15	1.24	1.50
16		1.39	1.07	1.16	1.3	1.51
17		1.40	1.12	1.16	1.37	1.54
18		1.39	1.08	1.19	1.42	1.55
19		1.40	1.21	1.22	1.48	1.59
20		0.85	1.23	1.26	1.49	1.60
21		1.10	1.26	1.29	1.5	1.62
22		1.30	1.31	1.37	1.53	1.53
23	0.37	1.37	1.32	1.39	1.54	1.56
24	0.25	1.38	1.35	1.42	1.55	1.55
25	0.43	1.40	1.37	1.43	1.56	1.57
26	0.59	1.41	1.38	1.44	1.57	1.59
27	0.67	1.40	1.29	1.45	0.87	1.61
28	0.76	1.45	1.35	1.45	0.9	1.64
29	0.86	1.45	1.37	1.45	0.98	1.65
30	0.95	1.46	0.65	1.45	1.26	1.65
máx.	0.95	1.46	1.49	1.72	1.57	1.65
média	0.61	1.29	1.14	1.06	1.22	1.43
min.	0.25	0.85	0.65	0.07	0.72	0.67

Coordenadas: 475923.16E 6691625.83N
 Altitude da boca do furo (tubo): 2.249

ANEXO 4.4 - Resultados de porosidade em amostras de solo obtida em laboratório.

PONTO	COORDENADAS		AMOSTRA A retenção 3atm	AMOSTRA B	porosidade total AmA	porosidade total AmB
A	475559,52	6694428,98	0,19	0,09	47,5	43,0
B	474562,79	6694895,03	0,09	0,12	43,9	46,9
C	472978,09	6694954,32	0,20	0,18	48,4	49,2
D	471850,26	6694703,77	0,04	0,04	43,2	41,1
E	472886,99	6691706,89	0,19	0,18	41,0	48,7
G	472495,865	6696151,431	0,07	0,08	49,9	47,9
VC10	467607,97	6693209,52	0,21	0,18	47,3	42,8
VC18	470772,24	6694542,86	0,30	0,26	56,2	46,1
VC21	467740,916	6695462,996	0,23	0,22	52,3	44,0
VC3	469036,38	6690352,42	0,26	0,23	62,7	60,4
VC4	471883,99	6689955,41	0,23	0,18	49,9	43,6
VC5	471422,66	6692905,05	0,17	0,26	54,5	52,2
VC6	469601,56	6692914,93	0,29	0,21	55,7	53,6
VC7	471166,86	6694568,06	0,14	0,09	48,1	45,1
VC8	469942,37	6694181,76	0,27	0,27	54,2	68,3
VC9	465740,05	6693017,99	0,19	0,23	55,4	58,6
VS13	473590,08	6692557,38	0,30	0,29	53,8	48,0
VS14	475210	6693178	0,20	0,22	46,9	45,3
VS3	476252	6690009	0,23	0,17	47,6	46,0
VS6	473323,62	6691268,15	0,13	0,10	47,2	50,3
VS8	474372,06	6694318,98	0,21	0,17	42,1	47,9

amostra A na superfície

amostra B profundidade de 50cm

ANEXO 6.1 - Cargas simuladas do modelo calibrado e observada nos piezômetros

Ponto de observação Piezômetro	Carga hidráulica		Resíduo
	Observada	Calculada	
VS-1	0.959	2.011033	-1.052033
VS-2	2.912	2.75399	0.15801
VS-4	0.197	1.579482	-1.382482
VS-5	1.739	1.645373	0.093627
VS-6	3.398	2.698707	0.699293
VS-7	1.678	3.078685	-1.400685
VS-8	21.464	23.119659	-1.655659
VS-9	3.106	2.524991	0.581009
VS-10	11.068	7.828122	3.239878
VS-11	3.236	3.01873	0.21727
VS-13	4.888	3.408291	1.479709
VC-1	0.921	2.083992	-1.162992
VC-2	0.695	2.263473	-1.568473
VC-3	0.474	1.73456	-1.26056
VC-4	2.262	1.598024	0.663976
VC-5	4.359	2.890293	1.468707
VC-6	1.357	2.575567	-1.218567
VC-7	4.458	5.007913	-0.549913
VC-8	4.311	4.211542	0.099458
VC-9	1.197	2.203475	-1.006475
VC-10	0.719	3.172626	-2.453626
VC-12	2.435	2.335299	0.099701
VC-13	0.701	1.449493	-0.748493
VC-14	0.651	1.308867	-0.657867
VC-17	25.899	24.486064	1.412936
VC-18	1.052	4.77014	-3.71814
VC-19	1.346	2.299863	-0.953863
VC20	4.991	5.094682	-0.103682
VC21	4.213	4.753899	-0.540899
VC22	4.784	4.101695	0.682305
VC23	3.466	3.526376	-0.060376
VC24	4.805	2.613242	2.191758
VC-G	22.272	25.651181	-3.379181
A	4.132	5.806339	-1.674339
B	24.669	21.182144	3.486856
C	33.28	30.273524	3.006476
D	11.73	13.178336	-1.448336
E	17.938	7.228596	10.709404

Média do Erro	0.060361m
Desvio padrão do Erro	2.37046m
Soma dos quadrados dos Erros - SQR	213.6636
Media Absoluta do Erro	1.533869
menor valor do erro	-3.71814
maior valor do erro	10.709404
Maior Carga Hidráulica -"range"	33.083m
Desvio padrão do Erro / Range	0.071652

O sinal (-) no erro indica que o modelo está calculando o valor da variável dependente (carga calculada) para um valor superior ao observado.

O sinal (+) indica o contrário, a carga observada é maior que a calculada.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)