

2 Introdução

A água é um elemento essencial para a sobrevivência do homem e para o desenvolvimento da agricultura e da indústria. A água é também um elemento abundante na superfície da terra. Cerca de 97% dessa água se localiza nos oceanos sob a forma de água salgada e apenas um 3% nos continentes sob a forma de água doce (Fetter, 1994). Grande parte dessa água doce está concentrada nas calotas polares. Apenas 0,62% do total da água existente na superfície da terra apresenta condições apropriadas para o consumo humano, desde o ponto de vista da qualidade e da facilidade para ser captada. Dessa água própria para consumo, um 98% está armazenada nos mantos aquíferos. As águas subterrâneas constituem as maiores e as mais importantes fontes de abastecimento de água para as populações. Por causa da pouca abundância, as águas subterrâneas são um recurso valioso que deve ser utilizado de maneira racional.

O aumento da população, o crescimento da indústria e a expansão agrícola demandam a cada dia de maiores quantidades de água. No entanto, a quantidade disponível desse recurso é limitada. A procura por um balanço entre o crescimento populacional, o desenvolvimento econômico e o uso racional das fontes de água é um dos grandes desafios que enfrentam as sociedades modernas. Os problemas ambientais relativos às águas subterrâneas disponíveis para consumo humano podem ser divididos em dois grandes grupos: aqueles problemas relativos à poluição direta e aqueles problemas relativos à exploração desmedida. Os problemas relativos à poluição direta estão relacionados às atividades desenvolvidas na superfície e que geram resíduos líquidos que podem percolar através do terreno até os reservatórios de água ou até as captações. Exemplos desses resíduos líquidos são as descargas industriais, os licores provenientes dos aterros sanitários e “lixões”, as águas residuais provenientes de sistemas de tratamento primário como tanques sépticos. Os problemas relativos à exploração desmedida das águas subterrâneas entre outros são: falha no abastecimento,

principalmente nos grandes centros urbanos, subsidência do terreno e intrusão salina nas zonas costeiras.

Na Costa Rica, uma boa parte da água para consumo humano é obtida através de captações das águas subterrâneas, e por isto, é sempre necessário avaliar os possíveis problemas e impactos ambientais que as atividades desenvolvidas na superfície podem provocar nos mantos aquíferos e nas captações. De especial interesse são os projetos urbanísticos habitacionais onde são geradas águas residuais de maneira contínua e prolongada. Muitos projetos urbanísticos habitacionais são construídos em terrenos localizados acima dos aquíferos que abastecem à própria população. As águas residuais geradas nestes projetos podem conter substâncias químicas e organismos patogênicos nocivos para a saúde.

Alguns dados sobre a estatística populacional da Costa Rica são apresentados a seguir para ilustrar a dimensão do impacto ambiental potencial que as águas residuais representam para os mantos aquíferos. Segundo Astorga (2005), no *XI Informe Del Estado de la Nación de Costa Rica*, 92% da população é abastecida a partir de uma fonte de água subterrânea (72% a partir de mananciais e 20% a partir de poços). Rosales e Vargas (2001) indicam que 72% da população trata as águas residuais através de tanque séptico ou fossa séptica. O tratamento primário é então a principal forma de tratamento das águas residuais na Costa Rica, e as águas subterrâneas são a principal fonte de abastecimento. Denyer e Kussmaul (1994) indicam que mais de um 60% da população e quase todas as indústrias se concentram no Vale Central da Costa Rica, numa zona denominada *Grande Área Metropolitana* (GAM) que representa cerca de 11% da área total do país. O maior crescimento populacional ocorre nesta zona, e a cada ano cresce a procura por novos sítios para moradia. Isto é traduzido em novos projetos habitacionais, muitos dos quais são construídos em zonas de recarga ou acima dos aquíferos que abastecem à própria população. Este quadro demonstra o possível impacto ambiental que o desenvolvimento habitacional representa para os mantos aquíferos do país e especialmente para os aquíferos localizados na zona do Vale Central especialmente na GAM. Este quadro também reforça a importância de se realizarem estudos para analisar o potencial de contaminação dos mantos aquíferos por águas residuais provenientes dos sistemas de tratamento primário (tanque séptico, fossa séptica).

Para conseguir o balanço entre crescimento econômico e preservação das fontes de água, foram criados na Costa Rica leis e procedimentos com o objetivo de regular o impacto ambiental. Parte fundamental dessas leis é a criação da Secretaria Técnica Nacional Ambiental (SETENA), sendo que todo projeto de desenvolvimento deve solicitar o licenciamento ambiental na SETENA. O procedimento para obter o licenciamento tem basicamente duas etapas:

- Formulário de Avaliação Ambiental Preliminar (FEAP): A primeira etapa consiste, na apresentação do FEAP. O FEAP é um documento tipo formulário onde são solicitados os dados básicos do projeto (localização, tamanho, atividade, custo, etc). Dependendo do tipo de atividade a ser desenvolvida são estabelecidos requisitos *a priori*. Estes requisitos são na sua maioria estudos complementares como, estudos do terreno, estabilidade de encostas, águas subterrâneas, condições biológicas, entre outros.

- Estudo de Impacto Ambiental (EIA): Na segunda etapa, dependendo do tipo de projeto e do resultado da análise do FEAP, a SETENA pode solicitar a realização de um Estudo de Impacto Ambiental. Neste estudo novos requisitos são estabelecidos e são específicos para cada projeto. Nem todos os projetos necessitam realizar o EIA.

Para todos os projetos de desenvolvimento urbano (residências, urbanizações, hotéis), a SETENA solicita através do FEAP, a realização de uma análise sobre o impacto potencial das atividades do projeto sobre as águas superficiais e subterrâneas e sobre as captações próximas. Esta análise visa definir se o projeto afetará ou não aqueles elementos. No caso de afetar de maneira negativa, medidas preventivas ou de mitigação devem ser indicadas. A SETENA dedica especial atenção ao possível efeito das águas residuais geradas nesses projetos, particularmente à ameaça potencial de contaminação por organismos patogênicos.

Na Figura 2.1 é mostrado um esquema conceitual da relação entre o sistema de tratamento, as fontes de água e as captações. Nessa figura é mostrado um sistema de tratamento por tanque séptico. Um sistema desse tipo tem duas componentes, um tanque de sedimentação fabricado com materiais resistentes à

corrosão, e um campo de infiltração, composto por tubos perfurados e soterrados a uma profundidade variável entre 40 e 60 centímetros e apoiados sobre uma camada de pedregulho. As águas residuais são direcionadas para o tanque de sedimentação onde permanecem por vários dias. Durante esse tempo são sedimentadas as partículas sólidas e a matéria orgânica é degradada por ação bacteriana. O líquido remanescente (também conhecido como efluente) é direcionado para o campo de infiltração no qual virá percolar através da camada de pedregulho. A vazão injetada no terreno varia entre 189 e 265 litros / pessoa / dia (EPA,2002) dependendo do tipo de atividade geradora do efluente.

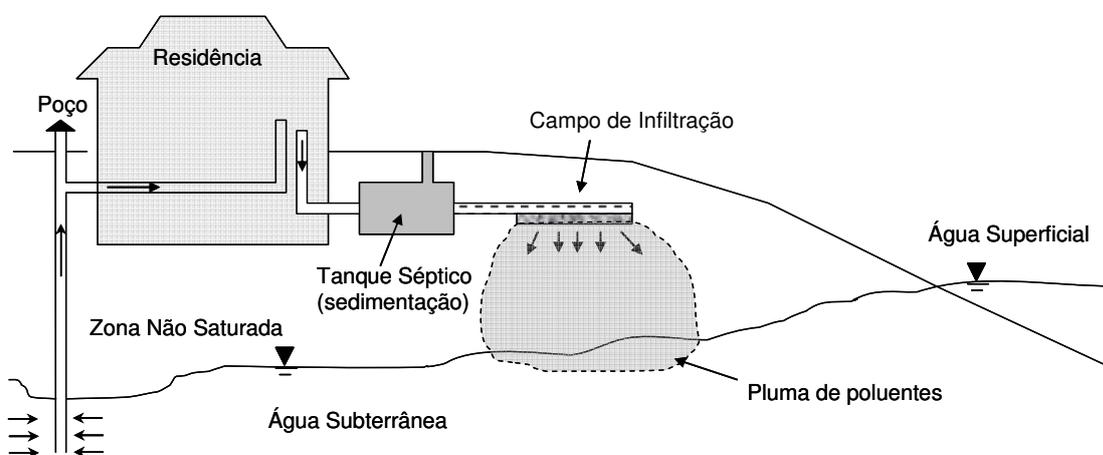


Figura 2.1. Esquema do Sistema de Tratamento por Tanque Séptico (baseado em Schwartz et al, 2004).

O procedimento de análise empregado na Costa Rica para avaliar o potencial de contaminação consiste na verificação da distância máxima percorrida pelos organismos a partir da zona de injeção (campo de infiltração) durante um tempo predeterminado. Essa distância máxima é conhecida como distância de separação e dentro dela não deve existir nenhum sistema de captação de água. O tempo empregado no cálculo dessa distância é chamado de tempo de trânsito e é definido como o tempo para o qual é prevista a inativação de todos os organismos injetados no terreno. O tempo de trânsito sugerido na Costa Rica é de 70 dias. O cálculo da distância de separação é feito a partir da velocidade de percolação saturada e do tempo de trânsito. A distância assim calculada considera apenas o transporte advectivo em condição saturada. Como indicado no Capítulo 1, esse procedimento de cálculo é denominado neste documento como Método de Transporte Advectivo (MTAv) e é descrito a seguir.

- A primeira etapa do MTA_v consiste na investigação de campo. Nesta primeira etapa são realizados ensaios para determinar a permeabilidade saturada das camadas superficiais do terreno e também é feito um levantamento da zona de projeto para definir os limites físicos dessa zona, e a possível presença de captações e cursos de rios próximos. São coletadas amostras do solo para definir a porosidade.

- A segunda etapa do MAT_v consiste basicamente na compilação da informação existente sobre a zona de projeto. Essa compilação é usualmente feita a partir das informações do Cadastro Nacional de Poços. Com essas informações são definidas a estratigrafia do terreno, a geometria dos aquíferos presentes, e especialmente a permeabilidade das camadas mais profundas. Com esses dados é construído o modelo hidrogeológico da área. Na Costa Rica, os modelos hidrogeológicos desenvolvidos para este tipo de análise consideram os aquíferos como meios contínuos ou contínuos equivalentes.

- A terceira etapa consiste no cálculo da distância de separação. Na Figura 2.2 é apresentado um sistema simples de três camadas para explicar como essa distância é calculada. Considera-se inicialmente um gradiente hidráulico vertical unitário na zona não saturada. Isto é, existe fluxo apenas no sentido vertical dentro da zona não saturada. Seguidamente são definidas as velocidades de percolação para cada camada dentro da zona não saturada da seguinte maneira:

$$v_{n\acute{o}s\acute{o}sat} = \frac{K_{sat}}{\theta} \quad (2.1)$$

Onde K_{sat} é o valor da permeabilidade saturada dos materiais presentes na zona não saturada e θ a porosidade de cada material. No caso da Figura 2.2 interessam as velocidades de percolação vertical das três camadas. O método supõe que os vírus serão deslocados verticalmente com essa velocidade. A partir das velocidades de percolação vertical e das espessuras não saturadas, é calculado o tempo requerido para o vírus percolar através de cada material. A soma destes tempos define o tempo total necessário para o vírus chegar até o nível d'água subterrânea. Uma vez na zona saturada, o vírus será deslocado com a velocidade de percolação dada por (2.2).

$$v_{sat} = \frac{K_{sat}}{\theta} i \quad (2.2)$$

onde K_{sat} é o valor da permeabilidade saturada do material onde o nível d' água está formado θ , a porosidade desse material e i , o gradiente hidráulico natural. Com este valor de velocidade e com o tempo resultante da diferença entre os tempos de trânsito e de chegada ao nível da água, é calculada a distância máxima ou de separação (projetada na horizontal) até a qual os vírus serão deslocados na zona saturada. O método MTAV ao não considerar dispersão, supõe que o deslocamento acontece na interface água-ar.

Se o tempo necessário para os vírus chegarem ao nível d' água for superior ou igual ao tempo de trânsito, então não haverá transporte na zona saturada e a distância de separação é nula. Neste caso o projeto não representa risco para as águas subterrâneas nem para as captações próximas, porém, a separação mínima entre o campo de infiltração e qualquer captação deve respeitar as distâncias mínimas estabelecidas na legislação ambiental.

Por outro lado, se o tempo de chegada até o nível de água for inferior ao tempo de trânsito, então existirá transporte na zona saturada e será necessário calcular a distância de separação até completar o tempo de trânsito. Se dentro da distância de separação calculada existir alguma captação ou se essa distância superar o limite da área do projeto, então a geometria do projeto deverá ser modificada. Essa modificação se faz necessária para garantir uma separação maior entre a zona de infiltração e a captação. Alternativamente, o projeto deverá procurar outro sistema de tratamento. Se dentro daquela distância de separação não existir nenhuma captação, o projeto tem viabilidade ambiental, mas deverá respeitar as distâncias de separação mínimas estabelecidas na lei no caso de serem construídas captações no futuro.

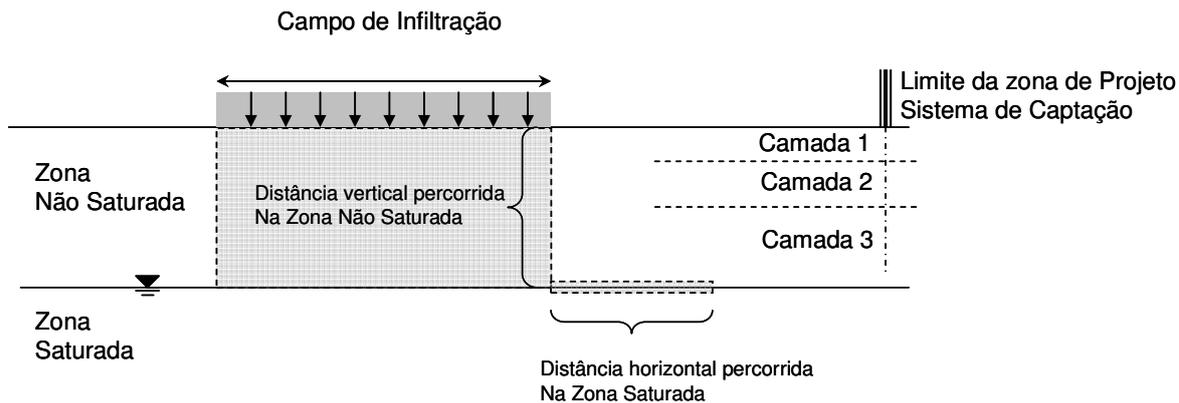


Figura 2.2. Esquema gráfico para o cálculo da distância de separação.

O procedimento de cálculo acima descrito apresenta sérias limitações para modelar outros processos físicos relacionados com o transporte de vírus, tais como: dispersão, difusão, inativação, sorção e filtração. Adicionalmente, a modelagem do fluxo como um problema de meio contínuo saturado não permite a incorporação do efeito explícito das fissuras ou fraturas e das condições de não saturação. O fraturamento e a não saturação são condições presentes na maior parte do território costarriquenho. O autor não tem conhecimento da existência na Costa Rica de um modelo de transporte de microrganismos que considere os efeitos da não saturação em meios fraturados e/ou porosos nem os mecanismos físicos citados. Para construir uma metodologia de análise que incorpore todos os aspectos não incorporados no MTA_v é necessário responder a várias perguntas.

Quais são os modelos conceituais existentes para explicar o fluxo em meios fraturados e fraturados-porosos?

Quais são os modelos conceituais existentes para explicar o transporte de massa em meios fraturados e fraturados-porosos?

Quais são os modelos conceituais existentes para explicar o transporte de vírus nos meios porosos e fraturados?

Existe uma formulação matemática para descrever esses processos?

É possível simular sistemas complexos de fraturas em três dimensões?

É possível acoplar o fluxo e o transporte dos vírus em sistemas compostos por poros e fraturas?

Quais são as ferramentas disponíveis para construir uma metodologia do tipo procurada? Existem outras metodologias?

Para responder a essas e outras perguntas, foi feita uma revisão bibliográfica nacional e internacional. A partir desta revisão foi obtido um marco teórico que é apresentado neste capítulo e no Capítulo 3. Conceitos relevantes ao desenvolvimento desta pesquisa são desenvolvidos a seguir.

2.1. Zonas de Proteção

Zona de proteção é definida como aquela área ao redor da captação na qual são impostas restrições de uso com o objetivo de evitar a contaminação. Essa zona de proteção pode estar dividida em duas ou mais subzonas. O grau de restrição para cada subzona varia. A subzona adjacente à captação, normalmente referida como *zona de proteção da cabeça do poço/captação*, é a subzona onde as maiores restrições são impostas, justamente para evitar a contaminação direta da captação. As restrições para o uso do terreno diminuem na medida em que as subzonas se distanciam.

Chave et al (2006) apresentam um resumo das metodologias atualmente utilizadas no mundo para definir o tamanho das zonas de proteção. Essas metodologias podem ser agrupadas em três tipos.

- Metodologias baseadas em distâncias fixas e tempos de trânsito: Neste caso existem dois critérios para se definir a distância de separação. Um primeiro critério é baseado no uso de uma distância de separação fixa. Esta distância fixa supõe-se válida para qualquer condição de terreno e sua determinação baseia-se na experiência e o bom juízo. Esta distância de separação é em geral colocada nos regulamentos e leis ambientais como a distância mínima que deve existir entre a zona de infiltração e a captação. Essa distância define o tamanho da *zona de proteção da cabeça do poço/captação*. Na Costa Rica foi estabelecida uma separação mínima de 15 metros. Uma limitante séria das metodologias baseadas em distâncias fixas, é a não consideração das condições hidrogeológicas de cada local.

Um segundo critério para se definir a distância de separação baseia-se num cálculo simples a partir do tempo de trânsito. O tempo de trânsito a ser empregado corresponde ao tempo necessário para a degradação do poluente em análise. Tanto

os tempos de trânsito quanto as distâncias fixas são valores normalmente estipulados na legislação e regulamentos ambientais e variam de país a país. Segundo este critério, a distância percorrida pelo poluente naquele tempo definirá a separação que deve existir entre a zona de infiltração e a captação. É esta a metodologia empregada na Costa Rica como critério para avaliar o potencial de contaminação por águas residuais provenientes de tanques sépticos. Diferentemente do critério baseado na distância fixa, o critério baseado no tempo de trânsito, considera as condições hidrogeológicas de cada lugar. Chave et al (2006) resumem os valores de tempo de trânsito para vários países. Esses valores em geral variam entre 50 e 100 dias. Em alguns países dependendo das condições locais o tempo de trânsito pode ser 1 ou 10 anos. No caso da Costa Rica o tempo de trânsito sugerido é de 70 dias.

- Metodologias baseadas em estudos de vulnerabilidade: Estas metodologias definem zonas de proteção a partir da análise da vulnerabilidade das águas subterrâneas e das captações. Neste caso são feitas análises a nível regional na qual são considerados vários fatores, tais como tipo de solo, espessura da zona não saturada, geologia, tipo de poluente, tamanho das possíveis zonas de descarga, etc. A partir da ponderação de cada fator, são definidas zonas com vulnerabilidades alta, média e baixa. Para cada grau de vulnerabilidade são definidas restrições ao uso do terreno.

- Metodologias baseadas no risco de infecção: A partir de 2001 começou a ser empregada na Holanda uma metodologia baseada no risco de infecção da população (empregando os rotavírus como o pior caso). O risco de infecção máximo aceitável foi definido de 1 para cada 10000 pessoas durante um ano. Em termos da concentração, esse risco é traduzido para um valor de concentração máxima permitida de 1.8×10^{-7} vírus/litro. Claramente, para utilizar esta metodologia é necessário o emprego de métodos refinados de simulação e de um bom conhecimento das propriedades do local.

Chave et al (2006) resumem também os resultados da uma comparação feita na Holanda entre os resultados das metodologias baseadas no risco e as baseadas no tempo de trânsito. No caso da Holanda o tempo de trânsito é de 60 dias. A

comparação pretendia definir se esse tempo é um valor adequado para prevenir a contaminação de um poço num local hipotético. Para as condições do local estudado, foi concluído que para se atingir a concentração máxima permissível, seria necessária a utilização de um tempo de trânsito entre 8 e 15 vezes o tempo de 60 dias. Isto indica a importância das condições locais no transporte dos vírus e a necessidade de se definirem zonas de proteção a partir de análises mais refinadas.

2.2. Aqüíferos

Um aqüífero é definido como aquela formação geológica ou grupo de formações com a capacidade de armazenar água e transmiti-la em quantidade suficiente para ser aproveitada pelo homem. Aquitardo é aquela formação que armazena água e a transmite em quantidade não aproveitável.

Os aqüíferos podem ser classificados sob dois critérios.

- Segundo as características dos vazios que armazenam e transmitem a água.
- Segundo o grau de confinamento.

Em relação às características dos vazios, os aqüíferos são classificados em fraturados e porosos. Quando os vazios estão constituídos por fraturas, fissuras ou planos de dissolução, o aqüífero é classificado do tipo fraturado. Os vazios no caso, são espaços que separam pedaços da formação geológica. São descontinuidades na formação. Quando os vazios estão constituídos pelos espaços entre os grãos ou dentro dos grãos da formação, se diz que o meio apresenta poros e o aqüífero é poroso. Neste caso os vazios separam grãos e não pedaços da formação. Esta classificação facilita a compreensão física do movimento da água dentro do aqüífero (seja nas fraturas e/ou poros) e permite decidir qual é o modelo conceitual e/ou matemático mais adequado para descrever o fluxo e o transporte. Na Figura 2.3 é apresentado o esquema conceitual dos tipos de vazios mencionados.

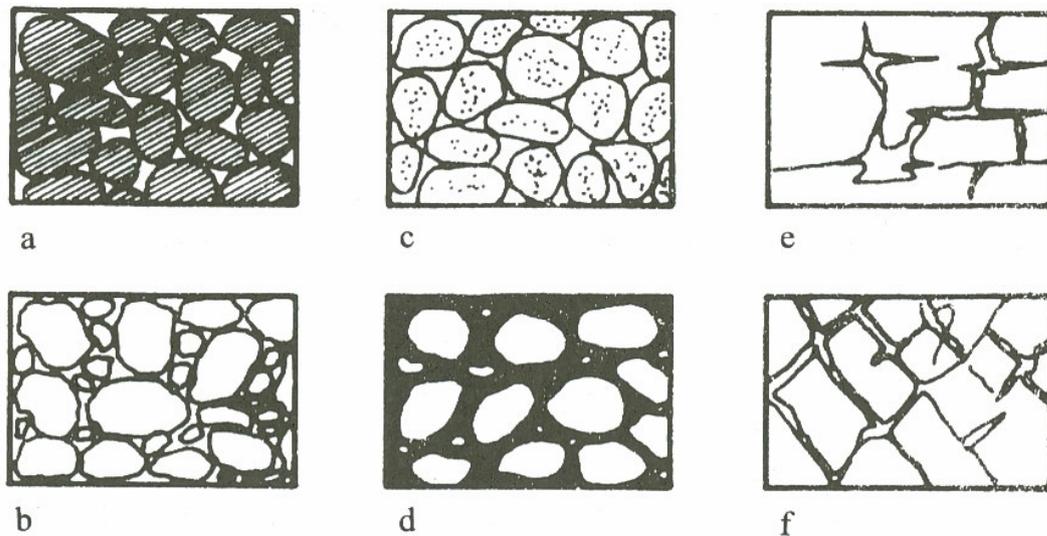


Figura 2.3. Tipos de vazios: poros^{a,b,c,d} e fraturas^{e,f} (modificado de Pérez, 1995)

Em relação ao grau de confinamento os aquíferos são classificados em dois grupos: livres e confinados.

Aquífero livre é aquele formado num material permeável que se encontra acima de outro impermeável ou de baixa permeabilidade. O acúmulo de água no material permeável gera uma superfície de contato entre a água e o ar, que separa uma zona saturada de outra não saturada. O nome dado a esta superfície é superfície freática ou nível freático. A água na superfície freática está sujeita a uma pressão igual à pressão atmosférica. Nos aquíferos livres nem todo o material permeável está saturado.

Aquífero confinado é aquele formado num material permeável que se encontra entre duas camadas impermeáveis. O material permeável chega a saturar em toda sua espessura devido à presença da camada impermeável superior (confinante) que impede o avanço da água. Isto gera pressão no aquífero. A superfície da água neste tipo de aquífero está sujeita a uma pressão superior à pressão atmosférica e se localiza no contato entre o material permeável e a camada confinante. Quando um poço é perfurado, o nível d'água dentro do poço é mais alto que o nível d'água no topo do aquífero. A diferença entre esses níveis dependerá da pressão existente no aquífero. Neste tipo de aquífero em algumas ocasiões a camada superior pode transmitir água e se constituir numa fonte de recarga.

Esta classificação dos aquíferos é útil para a definição das zonas de recarga. No caso dos aquíferos livres, a recarga acontece de maneira direta a partir da

superfície do terreno por percolação. Estes aquíferos estão expostos à infiltração de líquidos derramados na superfície ou nos cursos dos rios. No caso dos aquíferos confinados, a recarga acontece principalmente nas zonas altas das montanhas onde o aquífero se comporta como do tipo livre. A recarga também pode acontecer em menor quantia pela infiltração através da camada confinante superior. A presença desta camada confinante superior, de baixa permeabilidade ou impermeável, garante uma maior proteção contra a contaminação. Quando esta camada permite a transmissão de água, pode acontecer a migração de poluentes para o interior do aquífero.

Na Figura 2.4 é mostrado um perfil conceitual representativo dos aquíferos livres e confinados.

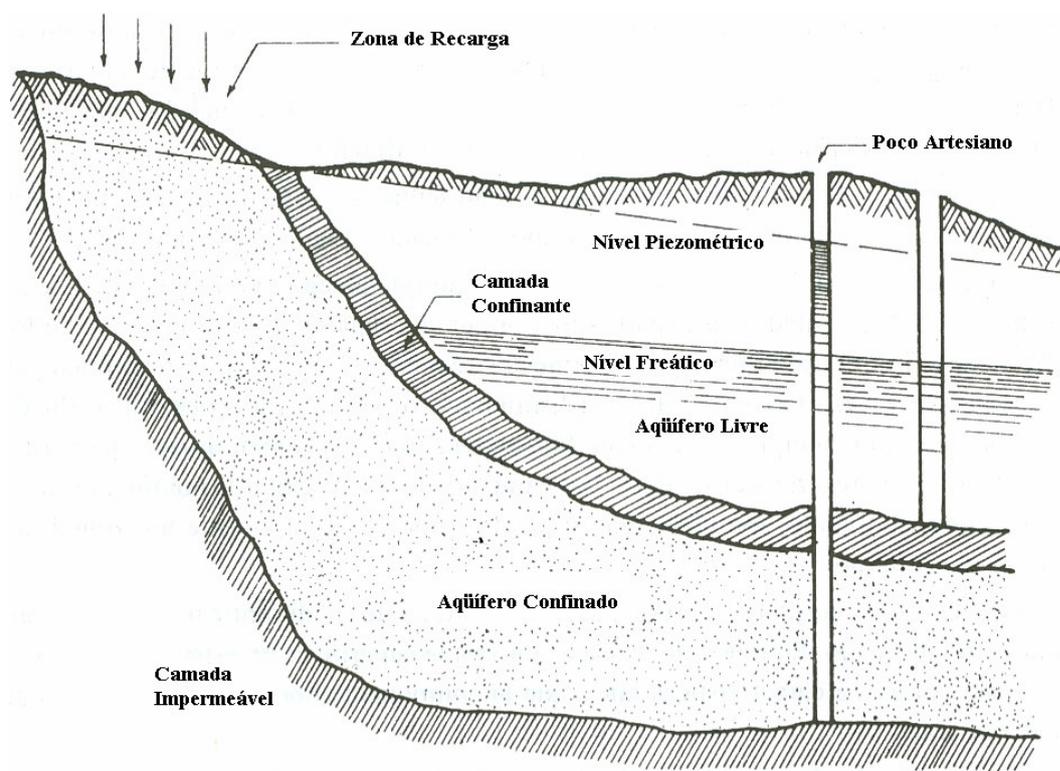


Figura 2.4. Perfil Esquemático dos Aquíferos Livre e Confinado (modificado do Pérez, 1995).

A existência de sistemas complexos compostos por aquíferos livres e confinados é possível. Estes aquíferos podem estar ou não interligados. Isto é uma condição bastante comum no Vale Central.

As classificações anteriores têm por objetivo, permitir a modelagem conceitual dos processos físicos e condições de contorno que regulam o fluxo e

transporte de solutos dentro dos aquíferos. O objetivo final procurado é o de representar da maneira mais precisa o comportamento natural (real) do sistema.

2.3. Modelos Conceituais

A modelagem dos sistemas naturais tem duas componentes básicas: o modelo conceitual e o modelo matemático. O modelo conceitual é a representação simbólica qualitativa do sistema através de idéias, palavras, figuras, esquemas, etc. O modelo matemático é a representação do modelo conceitual através de equações.

O modelo conceitual pode ser definido como aquela hipótese que inclui as características, processos e eventos que controlam o fluxo e transporte num local específico. Para a construção do modelo conceitual é necessário considerar a geologia, a escala do problema e o objetivo da modelagem (Committee on Fracture Characterization and Fluid Flow, 1996).

2.3.1. Modelos Conceituais para o Fluxo em Saturação Variável

O fluxo em saturação variável nos meios porosos pode ser explicado conceitualmente a partir da Teoria do Fluxo Capilar. Essa teoria substitui o meio poroso por uma série de tubos capilares, onde os tamanhos dos raios desses tubos pretendem aproximar os tamanhos dos poros. Nessa teoria, a altura da coluna do fluido dentro do tubo, é o resultado da combinação das propriedades do fluido, da tensão à qual o fluido está sujeito e do raio do tubo. Esta aproximação do meio poroso tem permitido obter relações entre a distribuição dos tamanhos dos poros e a carga pressão, relações que permitem explicar os fenômenos observados no fluxo em condição não saturada. Segundo essas relações, para solos secos com altas cargas de pressão negativas, o fluido ocupa os poros de menor tamanho e, portanto o fluxo estará restrito a esses poros. Na medida em que o solo é umedecido e em que as cargas de pressão se aproximam do zero, o fluido ocupa poros de maior tamanho, com isto existe uma maior área para o fluxo e a permeabilidade aumenta. Na medida em que a saturação aumenta e o peso do

fluido é maior às forças capilares, as cargas de pressão passam a ser reguladas pela gravidade.

No caso do fluxo em fraturas, a teoria capilar tem sido também empregada como explicação válida. Neste caso a hipótese básica é de que o fluido está em contato com as duas paredes que definem a fratura. Quando a fratura está seca, o fluxo fica restrito às zonas onde a abertura é menor. Na medida em que a saturação aumenta, a água ocupa as zonas com abertura maior como mostrado na Figura 2.5. O fluxo na fratura, neste caso é tratado de maneira similar ao fluxo no meio poroso.

Por outra perspectiva, o fluxo nas fraturas também tem sido explicado através do modelo de fluxo tipo película, esquematizado na Figura 2.6. Neste caso o fluxo é tratado como uma película de água que não necessariamente está em contato com as duas paredes da fratura. Neste modelo, a película de fluido flui pela força da gravidade e não é afetado pelas forças capilares. Diferentemente do fluxo capilar, o fluxo pelicular ocorre em fraturas de grande ou pequena abertura, e a película não necessariamente é contínua ao longo do plano da fratura. Experimentalmente tem sido observado que este modelo permite explicar o transporte de ondas massa de fluido de um local para outro da fratura. Essa transferência de massa pode acelerar a migração de poluentes. Embora este fenômeno resulte interessante, não será tratado como parte deste projeto de pesquisa. Detalhes sobre esse modelo podem ser encontrados em Dragila e Wheatcraft (2003).

Os modelos conceituais usados para descrever o fluxo e o transporte em meios porosos e fraturados baseiam-se nos conceitos de meio contínuo e de meio descontínuo. Um problema de meio contínuo considera que para descrever o comportamento de um sistema não é necessário descrever o comportamento de cada componente e sim apenas entender a resposta do sistema como um todo. Um problema de meio descontínuo é aquele no qual se faz necessário descrever o comportamento de cada componente para entender o comportamento do sistema. A separação entre meio contínuo e meio descontínuo é também função da escala do problema.

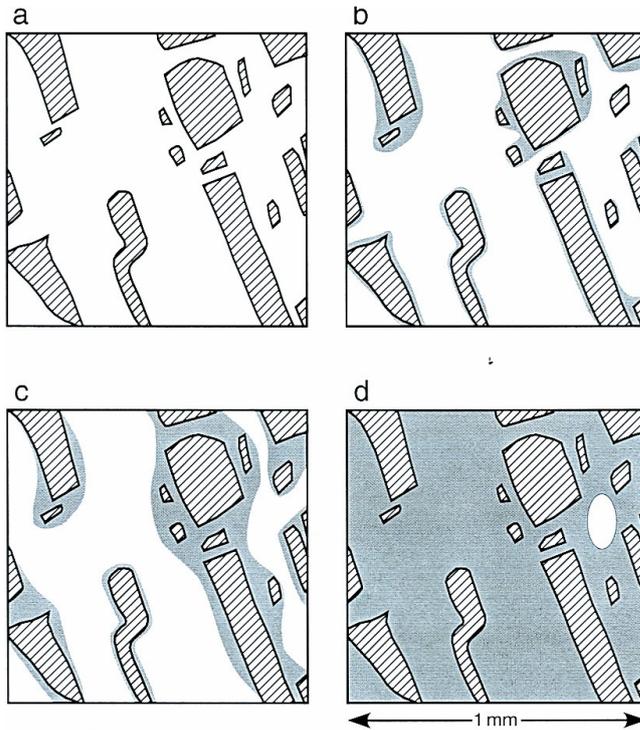


Figura 2.5. Efeito da Saturação na Fratura. a) menor saturação e d) maior saturação. As zonas delineadas indicam contato entre as paredes da fratura e as zonas escuras indicam água (Panel on Conceptual Models of Flow and Transport in the Fractured Vadose Zone, 2003).

PUC-Rio - Certificação Digital Nº 0321281/CA

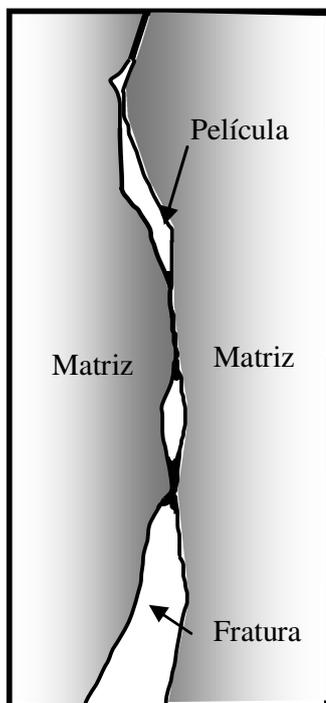


Figura 2.6. Modelo do Fluxo Pelicular na Fratura (Panel on Conceptual Models of Flow and Transport in the Fractured Vadose Zone, 2003).

Para problemas de fluxo e transporte em meios porosos, na escala da prática da engenharia, não é necessário descrever o que se passa em cada um dos poros. O material poroso é idealizado como um meio contínuo, onde as propriedades de fluxo e transporte estão distribuídas de maneira homogênea em todo o domínio. Quando o meio é fraturado, se nenhuma fratura apresentar fluxo ou transporte preferencial, então, para simplificar o entendimento do problema, pode-se construir um material contínuo equivalente com propriedades resultantes da distribuição homogênea no domínio das propriedades individuais de todas as fraturas. Neste caso, as propriedades do meio equivalente são uma média das propriedades das fraturas. Por outro lado, se existir fluxo preferencial em alguma das fraturas, para descrever o comportamento desse sistema será necessário descrever o comportamento individual daquela fratura considerando as suas propriedades de maneira independente das propriedades do resto do sistema. Neste caso o meio é considerado descontínuo.

Os modelos conceituais que permitem descrever o fluxo em meios porosos e fraturados estão resumidos na Figura 2.7 e são descritos a seguir.

- Contínuo Simples ou Contínuo Equivalente (7a): este modelo é empregado para representar meios porosos e meios com alto grau de fraturamento. Neste caso o material é substituído por um meio contínuo ou contínuo equivalente. Para descrever o fluxo é necessário apenas da curva característica do material equivalente.

- Contínuo Equivalente com porosidade composta (7b): este modelo é uma extensão do modelo anterior, e considera de maneira conjunta os efeitos do fluxo na matriz e nas fraturas. Neste modelo o material poroso e as fraturas são substituídos por um único meio contínuo equivalente que representa a resposta conjunta das fraturas e dos poros. A hipótese básica é de que a carga hidráulica é a mesma na fratura e nos poros a nível local. O fluxo é regulado por uma função de permeabilidade composta que leva em conta o efeito das permeabilidades da matriz e das fraturas. Neste modelo, quando a saturação é baixa, o fluxo ocorre na matriz, quando a saturação é alta o fluxo ocorre na matriz e nas fraturas. De maneira similar ao modelo anterior, para descrever o fluxo é necessário apenas da curva característica do material equivalente e não de cada componente.

- Contínuo Equivalente de Dupla Porosidade e Permeabilidade Simples (7c):

neste modelo, a matriz e a fraturas são representadas por dois meios contínuos independentes. Neste caso é assumido que o fluxo ocorre apenas nas fraturas. Na matriz ocorre apenas armazenamento. A interação entre os dois meios contínuos ocorre pelo intercâmbio de fluido entre a matriz e as fraturas. Este intercâmbio é modelado através de uma função de transferência. Esse modelo é útil para representar materiais com matrizes de baixa permeabilidade e com fraturas permeáveis. Para descrever o fluxo é necessário apenas da curva característica do contínuo equivalente das fraturas.

- Contínuo Equivalente de Dupla Porosidade e Dupla Permeabilidade(7d):

similarmente ao modelo anterior, a matriz e a fraturas são representadas por dois meios contínuos independentes. Neste modelo, é assumido que o fluxo acontece nas fraturas e na matriz. Neste caso são necessárias as curvas características equivalentes da rede de fraturas e da matriz, e de um termo de transferência entre a matriz e as fraturas. Esse termo de transferência é normalmente expresso em função da diferença das cargas hidráulicas entre os dois meios.

- Descontínuo com Fraturas Discretas (7e): neste modelo o efeito da fratura é explicitamente representado. Isto significa que para modelar o fluxo através da rede de fraturas, não é construído um meio contínuo equivalente, mas cada fratura é representada como um meio contínuo. Neste caso o fluxo é calculado em cada fratura de maneira independente, para isto é necessário obter os parâmetros hidráulicos de cada fratura. Neste modelo a matriz é considerada impermeável.

- Descontínuo Fraturado –Poroso (7f): este modelo combina a representação explícita de cada fratura, junto com a representação explícita da matriz. Neste modelo para cada fratura e para a matriz deverão se obter as curvas características. Assume-se ainda que no contato entre as fraturas e o meio poroso, as cargas hidráulicas são iguais, isto automaticamente gera transferência de fluido entre as fraturas e os poros, não sendo necessária a definição de um termo de transferência.

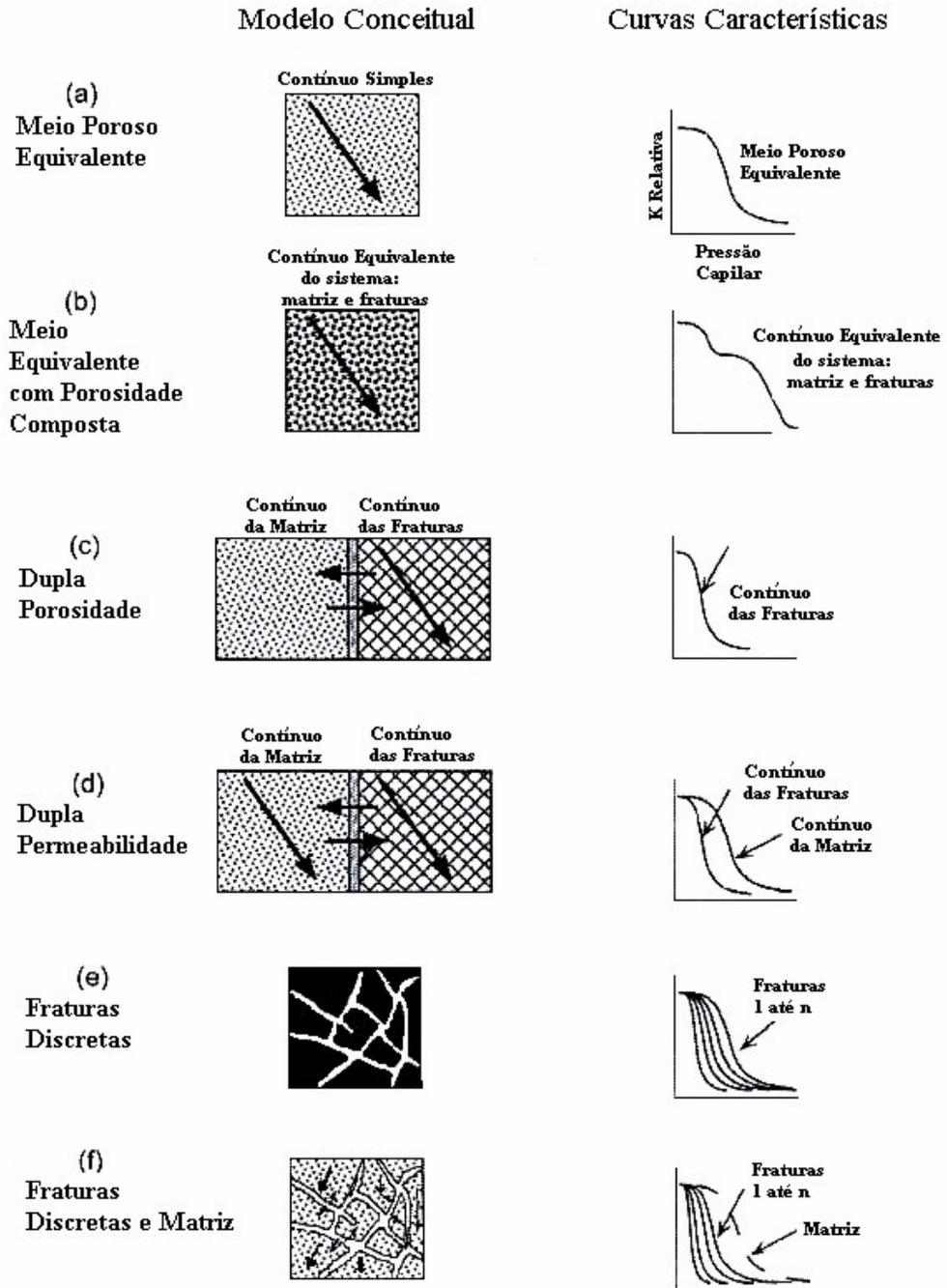


Figura 2.7. Modelos Conceituais para Aquíferos Porosos e Fraturados (Panel on Conceptual Models of Flow and Transport in the Fractured Vadose Zone, 2003).

2.3.2.

Modelos Conceituais para o transporte de poluentes

Os modelos conceituais existentes para descrever o transporte de poluentes em meios porosos e fraturados são os mesmos modelos mostrados na Figura 2.7. As mesmas considerações são feitas para representar o transporte.

No caso do transporte de poluentes em maciços fraturados-porosos e saturados, o modelo conceitual mais empregado é o de dupla porosidade com permeabilidade simples. Considera-se nesta modelagem que os processos de transporte atuam no contínuo equivalente da rede de fraturas. Também é considerada a transferência de soluto entre a matriz porosa e as fraturas, produto da difusão do soluto. Este modelo tem sido empregado para explicar as caudas compridas observadas nas curvas de chegada em ensaios de traçadores realizados em aquíferos fraturados (Nowakowski et al, 1995). O maior problema desta formulação é a dificuldade de definir os parâmetros representativos do meio equivalente.

No caso de maciços fraturados-porosos e não saturados, o modelo conceitual mais empregado é o de dupla porosidade com permeabilidade dupla. Neste caso, duas equações são definidas e acopladas por um termo de transferência. A transferência pode ocorrer por advecção e difusão entre a matriz e as fraturas.

Os modelos discretos também podem ser empregados para estudar o transporte de poluentes. Similarmente ao caso do fluxo, a quantidade de parâmetros e informações requerida aumenta na medida em que aumenta o número de fraturas. Neste tipo de modelo a transferência entre a matriz e a fratura é garantida quando mantida a continuidade da concentração através dos pontos de contato entre a matriz e as fraturas.

2.4. Modelos Matemáticos

Foi feita uma compilação dos modelos matemáticos propostos para cada um dos modelos conceituais acima descritos. A seguir são colocadas as equações respectivas para cada modelo. Nas equações do transporte considera-se transporte advectivo, dispersão, decaimento de primeira ordem e sorção. Detalhes destes modelos são apresentados em Šimůnek et al (2003) e Therrien e Sudicky (1996).

- Contínuo Simples ou Contínuo Equivalente (7a):

$$\frac{\partial}{\partial x_i} (k_r k_{ij} \frac{\partial(\psi + z)}{\partial x_j}) \pm Q = \frac{\partial \theta}{\partial t} \quad (2.3)$$

$$\frac{\partial}{\partial x_i} (\theta D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} - q_i c) - (\theta C \mu_l + \rho S \mu_{eq}) = \frac{\partial(\theta C)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho S)}{\partial t} \quad (2.4)$$

onde (simbologia para todos os modelos),

k_r a permeabilidade relativa em função do grau de saturação

K_{ij} as componentes do tensor de anisotropia da permeabilidade

i e j índices com valor 1, 2 ou 3 para indicar o eixo do sistema de coordenadas (x)

t tempo

ψ carga de pressão

z carga de elevação

Q termos fonte

θ teor de umidade volumétrico

D_{ij} as componentes do tensor de dispersão

q_i velocidade de percolação ou vazão específica na direção x_i

C concentração na fase líquida

S concentração da fase sorvida

ρ massa específica

μ_l e μ_{eq} taxas de decaimento de primeira ordem nas fases líquida e sorvida

A Equação 2.3 é a equação de Richards. A Equação 2.4 é a equação tradicional de advecção-dispersão amplamente difundida na literatura.

- Contínuo Equivalente com porosidade composta (7b): As mesmas equações do modelo anterior são aplicáveis a este modelo. Neste caso os parâmetros estão representados por funções compostas que descrevem a resposta conjunta dos efeitos do fluxo na matriz e nas fraturas. Na Figura 2.8 é mostrado um esquema gráfico desta função composta.

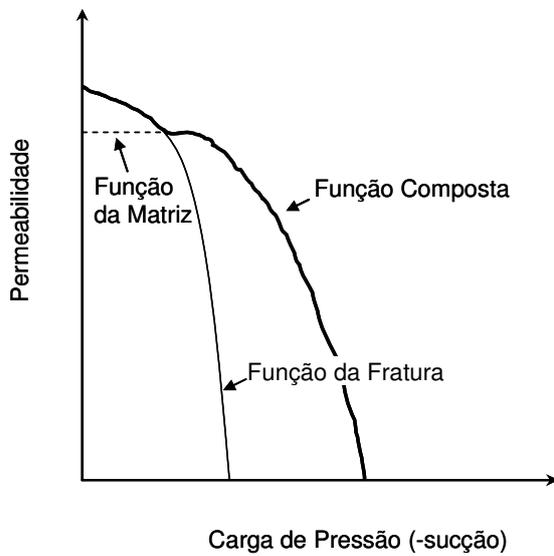


Figura 2.8. Esquema gráfico da função composta para a permeabilidade do meio equivalente.

- Contínuo Equivalente de Dupla Porosidade e Permeabilidade Simples (7c):

Neste modelo é necessário definir uma função de transferência entre os contínuos equivalentes das fraturas e da matriz.

$$\frac{\partial}{\partial x_i} (k_{rf} k_{ij} \frac{\partial(\psi_f + z)}{\partial x_j}) \pm Q_f - T = \frac{\partial \theta_f}{\partial t} \tag{2.5}$$

$$\pm Q_m + T = \frac{\partial \theta_m}{\partial t} \tag{2.6}$$

$$\frac{\partial}{\partial x_i} (\theta_f D_{ij} \frac{\partial c_f}{\partial x_j} - q_i c_f) - (\theta_f C_f \mu_l + \omega \rho S_f \mu_{eq}) \pm Q_f - T_s =$$

$$\frac{\partial(\theta_f C_f)}{\partial t} + \frac{\partial(\omega \rho S_f)}{\partial t} \quad (2.7)$$

$$\pm Q_m + T_s = \frac{\partial(\theta_m C_m)}{\partial t} + \frac{\partial((1-\omega) \rho S_m)}{\partial t} \quad (2.8)$$

aqui ω corresponde com a fração que representa a área das superfícies das fraturas onde pode ocorrer sorção em relação à área total das superfícies do domínio (matriz e fraturas) onde pode ocorrer sorção. Os índices f e m referem-se à fratura e à matriz respectivamente. Os símbolos T e T_s são os termos de transferência do fluido e do soluto respectivamente.

- Contínuo Equivalente de Dupla Porosidade e Dupla Permeabilidade(7d): a seguir são mostradas as equações para este modelo. Neste caso é necessário definir a fração do volume de vazios das fraturas em relação ao volume total dos vazios. Essa fração é indicada pelo símbolo W .

$$\frac{\partial}{\partial x_i} (k_{rf} k_{ij} \frac{\partial(\psi_f + z)}{\partial x_j}) \pm Q_f - \frac{T}{W} = \frac{\partial \theta_f}{\partial t} \quad (2.9)$$

$$\frac{\partial}{\partial x_i} (k_{rm} k_{ij} \frac{\partial(\psi_m + z)}{\partial x_j}) \pm Q_m + \frac{T}{(1-W)} = \frac{\partial \theta_m}{\partial t} \quad (2.10)$$

$$\frac{\partial}{\partial x_i} (\theta_f D_{ij} \frac{\partial c_f}{\partial x_j} - q_i c_f) - (\theta_f C_f \mu_l + \omega \rho S_f \mu_{eq}) \pm Q_f - \frac{T_s}{W} =$$

$$\frac{\partial(\theta_f C_f)}{\partial t} + \frac{\partial(\omega \rho S_f)}{\partial t} \quad (2.11)$$

$$\frac{\partial}{\partial x_i} (\theta_m D_{ij} \frac{\partial c_m}{\partial x_j} - q_i c_m) - (\theta_m C_m \mu_l + \omega \rho S_m \mu_{eq}) \pm Q_m - \frac{T_s}{1-W} =$$

$$\frac{\partial(\theta_m C_m)}{\partial t} + \frac{\partial((1-\omega) \rho S_m)}{\partial t} \quad (2.12)$$

- Descontínuo com Fraturas Discretas (7e): são apresentadas a seguir as equações de fluxo e transporte para este modelo. Neste caso deve ser montada uma equação para cada fratura a ser analisada. Possíveis transferências de fluido e soluto através das paredes das fraturas são incorporadas. As paredes da fratura são denominadas Γ^+ e Γ^- .

$$\frac{\partial}{\partial x_i} (2bk_{rf}k_{iff} \frac{\partial(\psi_f + z)}{\partial x_j}) + q_{n/I^+} - q_{n/I^-} \pm 2bQ_f = 2b(\frac{\partial\theta_f}{\partial t}) \quad (2.13)$$

$$2b \frac{\partial}{\partial x_i} (\theta_f D_{fij} \frac{\partial c_f}{\partial x_j} - q_{if} c_f) + \Omega_{n/I^+} - \Omega_{n/I^-} - 2b(\theta_f C_f \mu_{lf} + S_f A_s \mu_{eqf}) \pm Q_f = 2b(\frac{\partial(\theta_f C_f)}{\partial t} + \frac{\partial(A_s S_f)}{\partial t}) \quad (2.14)$$

sendo

$2b$ a abertura da fratura

A_s a área dos sítios onde pode ocorrer sorção por volume unitário da fratura.

A transferência de fluido é simbolizada pelos termos q_{n/I^+} e q_{n/I^-} .

A transferência de soluto é simbolizada pelos termos Ω_{n/I^+} e Ω_{n/I^-} .

- Descontínuo Fraturado – Poroso (7f): este modelo emprega as mesmas equações do modelo anterior e também incorpora as equações de fluxo e transporte para a matriz. As equações são mostradas a seguir.

$$\frac{\partial}{\partial x_i} (2bk_{rf}k_{iff} \frac{\partial(\psi_f + z)}{\partial x_j}) + q_{n/I^+} - q_{n/I^-} \pm 2bQ_f = 2b(\frac{\partial\theta_f}{\partial t}) \quad (2.15)$$

$$\frac{\partial}{\partial x_i} (k_{rm}k_{ijm} \frac{\partial(\psi_m + z)}{\partial x_j}) \pm Q_m = \frac{\partial\theta_m}{\partial t} \quad (2.16)$$

$$\frac{\partial}{\partial x_i} (\theta_m D_{mij} \frac{\partial c_m}{\partial x_j} - q_{im} c_m) - (\theta_m C_m \mu_l + \rho S_m \mu_{eq}) \pm Q_m =$$

$$\frac{\partial(\theta_m C_m)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho S_m)}{\partial t} \quad (2.17)$$

$$2b \frac{\partial}{\partial x_i} (\theta_f D_{fij} \frac{\partial c_f}{\partial x_j} - q_{if} c_f) + \Omega_{n/I^+} - \Omega_{n/I^-} - 2b(\theta_f C_f \mu_{lf} + S_f A_s \mu_{eqf}) \pm Q_f =$$

$$2b \left(\frac{\partial(\theta_f C_f)}{\partial t} + \frac{\partial(A_s S_f)}{\partial t} \right) \quad (2.18)$$

2.5.

Revisão da aplicação dos Modelos para Fluxo e Transporte

Todos os modelos anteriormente descritos têm sido estudados por vários autores ao longo do tempo. Na medida em que o volume dos conhecimentos sobre a aplicação dos modelos conceituais e matemáticos foi aumentando, surgiram publicações que resumiram o estado da arte naquele momento ou que apresentaram uma visão geral dos modelos existentes. Publicações interessantes nesse sentido são: Schmelling e Ross (1989) que apresentam uma série de considerações conceituais sobre o uso dos modelos numéricos na modelagem de transporte em meios fraturados visando, sobretudo esclarecer esses conceitos para os políticos e administradores tomadores de decisão. De um ponto de vista mais técnico, as publicações interessantes são: Berkowitz (2002) onde apresenta uma análise conceitual detalhada dos modelos existentes e especialmente das vantagens e limitações de cada um deles para serem aplicados na modelagem do fluxo e na modelagem do transporte em meios fraturados. Šimůnek et al (2003) revisam os diferentes modelos conceituais e matemáticos para meios contínuos e contínuos equivalentes. van Dam et al (2004) apresentam uma análise comparativa tipo SWOT (do inglês, Strength, Weaknesses, Opportunities, Threats) das diferentes abordagens que descrevem o transporte e fluxo em meios não saturados. Bodin et al (2003a, 2003b) descrevem os diferentes fenômenos que regulam o transporte de solutos em sistemas fraturados com matriz impermeável. Mais recentemente Hopmans e van Genuchten (2005) apresentam uma análise

conceitual e descritiva dos diferentes processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem na zona vadosa.

Antes de continuar com a revisão dos modelos numéricos, é importante ressaltar que o modelo conceitual definido para um local específico não deve ser visto como uma descrição definitiva e imutável. Um modelo conceitual é uma idéia que pode se refinada e melhorada na medida em que novos conhecimentos são adquiridos e as investigações no local são aprofundadas. Um exemplo prático disso é o desenvolvimento do modelo conceitual do sítio de disposição de rejeitos radioativos em Yucca Mountain (Nevada, EUA). A descrição da evolução histórica do modelo conceitual nesse local é apresentada por Flint et al (2001a, 2001b).

2.5.1. Contínuo - Contínuo Equivalente

O modelo mais simples corresponde com aquele representado por um contínuo simples ou um contínuo equivalente simples. É o modelo mais amplamente utilizado e mais difundido na literatura. O maior desafio deste modelo é o de definir as propriedades do meio contínuo equivalente, sobretudo no caso de meios altamente fraturados. Long et al (1982) e Lee et al (1995) descrevem procedimentos para transformar uma série de fraturas num meio contínuo equivalente. Berkowitz et al (1988) analisam o emprego do conceito de meio equivalente para estudar materiais altamente fraturados, especialmente a respeito do transporte de solutos, e indicam que o modelo contínuo pode fornecer valores bem próximos dos reais desde que obtidos os parâmetros representativos do comportamento do sistema. Além disso, indicam que este modelo apresenta dificuldades para representar as concentrações perto da fonte do soluto. Pankow et al (1986) aplicaram o conceito de meio contínuo equivalente para o estudo dos padrões de migração dos poluentes em dois locais fraturados. Eles indicam que quando a taxa de difusão do soluto dentro da matriz é comparável com a velocidade do fluxo nas fraturas, o modelo contínuo apresenta resultados satisfatórios, no entanto, quando a taxa de difusão é baixa os resultados não são satisfatórios. Liu et al (2003) a partir de ensaios de infiltração em campo, concluíram que o conceito do meio contínuo equivalente consegue reproduzir

satisfatoriamente o fluxo e o transporte em condição não saturada para materiais altamente fraturados. Entretanto, indicam que os efeitos de difusão na matriz podem alterar a resposta. Robinson et al (2005) analisaram ensaios de traçadores em tufa fraturada aplicando diferentes modelos conceituais. A partir dessa análise, concluíram que a aproximação como meio contínuo equivalente simples forneceu os resultados mais satisfatórios. Indicam que esse resultado satisfatório responde à alta permeabilidade da matriz porosa que impede o desenvolvimento de fluxo preferencial nas fraturas.

Como descrito anteriormente para entender o fluxo em meios com saturação variável, duas abordagens têm sido empregadas: a teoria do fluxo capilar e a teoria do fluxo laminar. Do ponto de vista da teoria capilar, dois modelos têm sido amplamente utilizados para obter as curvas características de meios porosos: o modelo de Brooks e Corey (1964) e o modelo conhecido como Mualem – van Genuchten e apresentado em van Genuchten (1980). Em relação aos meios fraturados, Reitsma e Kueper (1994) apresentam resultados de laboratório para curvas de saturação-pressão capilar em fraturas rugosas. Os resultados obtidos concordam bem com as previsões do modelo de Brooks e Corey. Liu e Bodvarsson (2001) a partir de análises numéricas indicam que uma combinação dos dois modelos é o mais adequado para simular o comportamento de meios fraturados como contínuos equivalentes.

Do ponto de vista da teoria de fluxo laminar, um trabalho interessante é o apresentado por Tuller e Or (2001). Neste trabalho são obtidas curvas características para diferentes geometrias de poro, incluindo planos paralelos. Os resultados destas curvas foram comparados com as previsões do modelo de Mualem - van Genuchten para solos porosos com diferentes granulometrias. Os resultados mostraram bastante concordância indicando que a abordagem do fluxo laminar pode aproximar de maneira adequada o fluxo em saturação variável. Detalhes da fundamentação teórica deste modelo são apresentados em Dragila e Wheatcraft (2003).

Do ponto de vista numérico, várias técnicas têm sido empregadas para a análise do fluxo e transporte em meios contínuos. Uma dessas é o Método dos Volumes Finitos. Publicações relevantes para esta pesquisa são as seguintes: Fung et al (1992) e Fung et al (1994) que apresentam a discretização com o MVF das equações de fluxo multifásico para malhas triangulares com interpolação linear

(deve ser lembrado que as aplicações do MVF para malhas triangulares foram iniciadas por Winslow,1967); Abbasi et al (2003) analisam a aplicação de funções de interpolação exponencial para malhas triangulares no estudo de fluxo incompressível. Considerações teóricas sobre a aplicação do MVF para problemas advectivos-dispersivos em meios contínuos são apresentadas em Lazarov et al (1996) e Ahmad e Boybeyi (2005).

2.5.2.

Contínuo - Contínuo Equivalente com porosidade composta

O contínuo equivalente com função de permeabilidade composta foi aplicado por Mohanty et al (1997) de maneira bem sucedida para simular fluxo preferencial em campos de cultura. Esses autores apresentam uma formulação para se obter a curva de permeabilidade composta para terrenos fraturados a partir do conceito de fluxo capilar. Por outro lado, Flint et al (2001) não obtiveram resultados satisfatórios quando aplicaram este conceito no estudo de fluxo em zonas áridas. Šimůnek et al (2003) indicam que a maior desvantagem deste modelo está na limitação para reproduzir o fluxo preferencial observado nas fraturas.

A aplicação da teoria do fluxo laminar para a obtenção da curva de permeabilidade composta para meios contínuos equivalente pode ser encontrada em Tuller e Or (2002) e Or e Tuller (2003).

2.5.3.

Dupla Porosidade e Dupla Permeabilidade

O modelo de dupla porosidade e permeabilidade simples foi proposto por Barenblatt et al (1960) considerando as fraturas como dutos condutores do fluido e a matriz como uma zona de armazenamento. Este modelo é amplamente usado na atualidade para modelar fluxo e transporte em zonas saturadas e foi muito popular nos anos 70. Publicações relevantes sobre este modelo são os trabalhos de Phillip (1968) e van Genuchten e Wierenga (1976), onde é colocada a formulação matemática. Este modelo tem sido empregado para analisar o transporte de sais em solos agregados (van Genuchten e Dalton, 1986) e para representar aquíferos fraturados com matriz de baixa permeabilidade (Bibby 1981, Dershowitz e Miller,

1995). Maloszewski e Zuber (1993), a partir da análise de ensaios de traçadores publicados na literatura propuseram um modelo baseado no conceito de dupla porosidade para explicar os resultados desses ensaios. Neste caso o meio rochoso fraturado é representado por uma única fratura e o traçador pode penetrar na matriz por difusão. A conclusão desse trabalho é de que em meios altamente fraturados o transporte está mais regulado pela difusão e sorção na matriz do que pelo sistema de fraturamento. Hokr e Maryška (2002) realizaram uma análise da aplicação do MVF para resolver as equações empregadas no modelo de dupla porosidade para problemas unidimensionais. As comparações dos resultados numéricos com os resultados analíticos indicaram que o MVF pode ser empregado para resolver este tipo de equações.

Os modelos de dupla porosidade e dupla permeabilidade são atualmente os mais populares na classe de modelos contínuos. Alguns autores que têm trabalhado nesta área são Duguid e Lee (1977), que estudaram fluxo em meios fraturados porosos em regime transiente discretizando as equações através do MEF (Galerkin), Pruess e Wang (1987), Gerke e van Genuchten (1993a), Jarvis (1994) e Dykhuizen (1987). A diferença entre os diferentes modelos de dupla permeabilidade propostos está na maneira como é definido o termo de transferência entre a matriz e as fraturas. Gerke e van Genuchten (1993a, 1993b) apresentam um modelo matemático de fluxo e transporte de dupla permeabilidade junto à análise do termo de transferência. Dykhuizen (1987) apresenta a aplicação do conceito para o estudo de problemas de transporte unidimensional em meios fraturados não saturados.

Abdel-Salam e Chrysikopoulos (1996) aplicam o conceito de dupla permeabilidade para investigar no problema de fluxo não saturado a interação entre uma fratura e matriz porosa. A análise é feita numericamente a partir do MEF em duas dimensões. Concluíram que quando não considerado o intercâmbio de umidade entre a matriz e as fraturas, a frente de saturação segue caminhos preferenciais nas fraturas, e quando considerado esse intercâmbio a frente de saturação reduz o movimento.

Os conceitos dos modelos de dupla porosidade e dupla permeabilidade têm sido aplicados também na análise do problema de fluxo acoplado com deformação. Trabalhos nesta linha são os apresentados por Zhang et al (2002) e Berryman (2002).

A partir do modelo de dupla porosidade e dupla permeabilidade, visto como produto da interação de dois meios contínuos, tem se desenvolvido o conceito de meios multicontínuos. Neste caso são vários meios contínuos interagindo. Esse conceito tem sido empregado para o estudo de fluxo não saturado em formações permeáveis e fraturadas (Legendijk et al, 1998), para o estudo de transporte de solutos (Bai e Roegiers, 1997 e Gwo et al,1995) e para o estudo de fluxo de calor (Pruess e Narasimahan, 1985). Bai et al (1993) aplicaram o conceito de multiporosidade - multipermeabilidade no estudo de fluxo e deformação de sistemas de fraturas.

2.5.4. Fraturado Discreto

Os modelos discretos com matriz impermeável têm sido usados por vários autores, entre eles, Smith e Schwartz (1984) e Cacas et al (1990). Eles estudaram o fluxo e transporte em fraturas simples sem considerar difusão na matriz. Huyakorn et al (1987), Berkowitz et al (1988) e Sudicky e McLaren (1992) estudaram a difusão na matriz através da superposição de elementos unidimensionais representando as fraturas sobre elementos bidimensionais representando a matriz.

Uma aplicação deste modelo a partir do MVF é apresentada em Mezentsev et al (2004), onde é analisado o fluxo multifásico em dois sistemas de fraturas verticais. A discretização das fraturas é feita tridimensionalmente a partir de tetraedros e hexaedros.

2.5.5. Fraturado Poroso

Kennedy e Lennox (1995) aplicaram este conceito na análise da interação de uma fratura com a matriz no problema de transporte de solutos. Neste caso a discretização foi feita com o MVF. A fratura é modelada como um elemento unidimensional em contato com elementos bidimensionais que representam a matriz. Comparações dos resultados numéricos com resultados analíticos indicam que MVF pode ser empregado para resolver problemas com este tipo de configuração.

Os modelos tridimensionais para meios fraturados porosos iniciam-se com Rasmussen e Evans (1989). Therrien e Sudicky (1996) apresentam um modelo tridimensional que incorpora a discretização das equações do fluxo através do MVF e a discretização das equações de transporte através do MEF (Galerkin). Wang et al (2004) empregaram este conceito para analisar o fluxo em projetos hidroelétricos, com discretização baseada no MEF.

Fard et al (2003) apresentam um modelo para o estudo de fluxo em reservatórios a partir do MVF. Monteagudo e Firoozabadi (2004) apresentam um modelo tridimensional para resolver o fluxo bifásico através do MVF. Neste caso, as fraturas são discretizadas com elementos triangulares e a matriz com elementos tetraédricos. Reichenberger et al (2006) apresentam um modelo similar ao anterior para simular fluxo multifásico.

2.6. Revisão dos modelos de transporte de vírus

O transporte de vírus através do subsolo tem sido estudado intensamente nos últimos anos. Os sistemas microbiológicos são modelados conceitualmente como sistemas contínuos ou como sistemas discretos (Wimpenny,1998). Os sistemas discretos são aqueles que permitem simular o comportamento de cada indivíduo dentro de uma comunidade. A idéia básica para a aplicação deste conceito é a de reproduzir padrões vistos numa escala maior a partir da interação de todos os indivíduos a um nível de escala menor (escala celular). Um exemplo deste conceito é o modelo da célula autômata. Por outro lado, o conceito do sistema contínuo responde à idéia de entender o comportamento de uma comunidade numa escala maior a partir do comportamento global da comunidade e não a partir do comportamento de cada indivíduo. Neste caso, equações matemáticas podem ser propostas para simular este comportamento. Exemplos de sistemas possíveis de serem estudados como contínuos são: ecologia marina microbiana, transmissão de micróbios na rizosfera, crescimentos celulares in vitro. Na escala de interesse da engenharia, é aplicável o conceito de sistemas contínuos.

Na modelagem do transporte de vírus, Gerba (1984) é uma referência clássica sobre os fatores que influenciam a inativação e a adsorção. Yates et al (1987) e Yates e Yates (1987) apresentam uma revisão qualitativa dos efeitos dos diferentes processos envolvidos no transporte dos vírus. Já em 1989, Bales e outros estudaram quantitativamente o transporte de bacteriófagos em meios porosos e fraturados aplicando os conceitos de fratura discreta e de dupla porosidade, mas considerando apenas advecção, dispersão e transferência entre a matriz e a fratura (Bales et al, 1989). Revisões dos conceitos de sobrevivência e transporte dos vírus nas águas subterrâneas são apresentadas também em EPA (1999), Schijven e Hassanizadeh (2000), Ginn et al (2002), Bradford et al (2003), John e Rose (2005) e Pedley et al (2006). De especial interesse são os trabalhos de Schijven e Hassanizadeh (2000), Ginn et al (2002) e Bradford et al (2003). No trabalho de Ginn et al (2002) são revisados os processos físicos, químicos e biológicos que governam o transporte de micróbios nas águas subterrâneas, junto aos modelos matemáticos que simulam esses processos. No trabalho de Schijven e Hassanizadeh (2000) é mostrada uma revisão detalhada dos processos físicos que governam o transporte em meios porosos saturados. Nesta publicação é também mostrada a formulação matemática para descrever o transporte considerando sorção dinâmica e inativação. No trabalho de Bradford et al (2003) é apresentado o modelo de transporte para condições saturadas num meio poroso considerando sorção dinâmica, inativação, exclusão de poros e filtração mecânica.

Modelos de transporte para condições de saturação variável são apresentados por Yanjie et al (2001), Šimůnek et al (2006) e Bradford et al (2006). Nestes casos o problema é resolvido unidimensionalmente a partir do conceito de meio poroso. Mais recentemente van Genuchten e Šimůnek (2005) apresentaram um modelo integrado dos diferentes processos envolvidos no transporte de solutos na zona vadosa. Também mostram as equações para o transporte dos vírus.

Condições de campo têm sido também estudadas por Schijven et al (1999) e Schijven e Šimůnek (2002).

Soluções analíticas para o transporte dos vírus têm sido apresentadas por Sim e Chrysikopoulos (1995), Chrysikopoulos e Sim (1996), Sim e Chrysikopoulos (1998) e Chrysikopoulos (2000) para problemas unidimensionais e tridimensionais em meios saturados. Azadpour-Keeley et al (2003) realizaram

uma compilação dos códigos disponíveis naquele momento para modelar o transporte de vírus. Nessa compilação pode-se observar que os códigos são para problemas uni e bidimensionais, para condições saturadas e não saturadas e tratam o problema como um problema do meio contínuo.

O transporte dos vírus tem sido também estudado desde a perspectiva do transporte de colóides. Aproximações do problema como meio contínuo são dadas por Toran e Palumbo (1992), e de Novio et al (2004). Aplicações do conceito de dupla porosidade são apresentadas por Ginrod (1993) e de Novio et al (2004). Os conceitos de transporte de colóides em fraturas discretas têm sido estudados por Reimus (1995a, 1995b). Soluções analíticas para este problema são apresentadas por Abdel-Salam e Chrysikopoulos (1994), James e Chrysikopoulos (2003a) e James et al (2005). O conceito de meio fraturado-poroso foi aplicado por Ibaraki e Sudicky (1995a, 1995b) na análise de transporte de colóides numa fratura. Mais recentemente Oswald e Ibaraki (2001) apresentaram a formulação matemática para o transporte de colóides na matriz e nas fraturas, e desenvolveram um código para problemas bidimensionais a partir da aplicação do MEF.

2.7.

Literatura Nacional

Foi feita uma revisão da literatura nacional para definir se existem publicações sobre a modelagem de fluxo e transporte através do emprego do MEF. Mesmo não sendo uma revisão exaustiva foram obtidas publicações relevantes para o desenvolvimento deste projeto de pesquisa. De interesse foram as publicações de Schneider e Maliska (2000), Cordazzo et al (2004a, 2004b, 2004d) e Lyra et al (2004) que apresentam as formulações para a análise de fluxo bifásico empregando malhas triangulares. Schneider e Maliska (1999) incorporam uma função de interpolação exponencial para os termos advectivos em malhas triangulares. Cordazzo et al (2004c) apresentam uma formulação bidimensional baseada no elemento para problemas de fluxo considerando falhas dentro do domínio. Neste caso, as falhas são modeladas com espessura reduzida e discretizadas dentro do domínio bidimensional com elementos triangulares e quadrilaterais. Em relação ao transporte de solutos, duas publicações foram de interesse, as apresentadas por Cordazzo (2000) e por Góis et al (2005). Nestas

publicações é mostrada a aplicação do MVF na discretização das equações de transporte. No caso de Góis et al (2000) a aplicação é feita para malhas triangulares com interpolação linear.

Adicionalmente foi feita uma revisão da documentação existente na PUC-Rio, visando definir as ferramentas disponíveis para a modelagem. Na PUC-Rio tradicionalmente os problemas de fluxo e transporte têm sido tratados a partir de discretizações em elementos finitos. Trabalhos nesta linha são as pesquisas desenvolvidas por Silva (1991), Gerscovich (1994), Campos (1999), Borges (2002) e da Silva (2004). Nestes trabalhos o meio é modelado como contínuo ou contínuo equivalente para duas e três dimensões. Já Telles (2006) desenvolveu uma ferramenta 2D/3D para modelagem de fluxo e transporte baseada no MEF para meios faturados porosos. Neste caso as fraturas são discretizadas com elementos triangulares e a matriz com elementos tetraédricos. Adicionalmente desenvolveu um gerador de fraturas. Os dados da geometria para geração da malha foram tratados com o programa MG, e os resultados do programa foram visualizados no processador gráfico POS3D, ambos os programas desenvolvidos pelo TECGRAF. Adicionalmente a PUC-Rio dispõe de licença para o uso do gerador de malhas GID 8.0.9.

2.8. Objetivos

A partir das informações obtidas da revisão da bibliografia nacional e internacional, é possível responder às perguntas e dúvidas anteriormente colocadas. As respostas são:

Existem diferentes modelos conceituais para explicar o fluxo e o transporte de solutos em meios fraturados e porosos em condição de saturação variável. Adicionalmente para cada modelo conceitual existe um modelo matemático. O transporte de vírus em meios fraturados e porosos também tem sido abordado e as equações correspondentes colocadas. Todos os modelos revisados já foram empregados para a análise de problemas na escala de laboratório ou de campo. O conhecimento teórico e prático até agora adquirido a partir da aplicação desses modelos no estudo de problemas reais constitui então o marco teórico para o desenvolvimento desta pesquisa.

Adicionalmente foi observado que sim existem outras metodologias para a determinação das distâncias de separação.

Foi constatado a partir desta revisão que no Brasil e no exterior existem modelos numéricos (baseados no MEF) para modelar o fluxo e o transporte de solutos em sistemas tridimensionais que consideram o efeito explícito das fraturas, da matriz e da não saturação. Os resultados desta aplicação demonstram que é possível acoplar o fluxo e o transporte das fraturas e dos poros a partir do emprego do modelo conceitual do meio fraturado poroso.

Foi constatado também que o MVF tem sido empregado para discretizar as equações de fluxo e transporte de solutos e colóides para meios idealizados como fraturados porosos. Para simulações tridimensionais de fluxo com elementos triangulares e tetraédricos, foram encontradas apenas as formulações para problemas bifásicos e multifásicos propostas Monteagudo e Firoozabadi (2004) e Reichenberger et al (2006), respectivamente. Em relação ao transporte, foram encontrados os trabalhos de Kennedy e Lennox (1995), Ibaraki e Sudicky (1995a, 1995b) e Oswald e Ibaraki (2001), mas para simulações bidimensionais.

A partir da revisão bibliográfica foi constatado que na PUC-Rio se conta com ferramentas computacionais para a modelagem geométrica tridimensional das fraturas e da matriz, e também com ferramentas de processamento gráfico dos resultados.

Não foi encontrada uma publicação com o desenvolvimento da formulação fraturada porosa para modelos tridimensionais de problemas acoplados de fluxo e transporte de vírus, baseada no MVF. Também não foi encontrada na literatura uma comparação detalhada do método MTA_v com o Modelo baseado no Risco de Infecção. A partir destas observações anteriores propõem-se os seguintes objetivos. A consecução desses objetivos representa um aporte real desta pesquisa nesta área do conhecimento.

Objetivo Geral:

A construção de um modelo numérico tridimensional para o transporte de vírus em meios idealizados como fraturados-porosos sob condições de saturação variável, para ser incorporado numa nova metodologia (baseada no risco) de avaliação do potencial de contaminação das captações de água subterrânea por vírus provenientes de tanques sépticos.

Os objetivos específicos propostos para esta pesquisa são:

- Desenvolvimento de um modelo numérico para simular fluxo em saturação variável através da discretização pelo MVF para malhas triangulares e tetraédricas.
- Desenvolvimento de um modelo numérico para transporte de vírus em regime de saturação variável através da discretização pelo MVF para malhas triangulares e tetraédricas.
- Acoplamento dos dois modelos numéricos.
- Construção de um modelo conceitual para o fluxo e transporte de perfis representativos das condições hidrogeológicas da zona central norte da Grande Área Metropolitana (GAM).
- Análise dos perfis representativos com a ferramenta numérica desenvolvida
- Comparação dos resultados da análise numérica com o procedimento MTA_v.