

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
CURSO DE ESPECIALIZAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E
TECNOLOGIA AMBIENTAL

MONOGRAFIA DE FINAL DE CURSO

METODOLOGIAS DE DETERMINAÇÃO DE
VULNERABILIDADE DE AQUÍFEROS À CONTAMINAÇÃO
AMBIENTAL: UMA ANÁLISE CRÍTICA

Leilane Cristina Gonçalves Sobrinho

Belo Horizonte
2009

Leilane Cristina Gonçalves Sobrinho

**Metodologias de Determinação de Vulnerabilidade de
Aqüíferos à Contaminação Ambiental: uma análise crítica**

Monografia apresentada ao Curso de Especialização em Engenharia Sanitária e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Especialista em Engenharia Sanitária e Tecnologia Ambiental.

Área de concentração: Tecnologia Ambiental

Orientador: Professor Celso de Oliveira Loureiro

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG
2009

Página com as assinaturas dos membros da banca examinadora

AGRADECIMENTOS

A todos que contribuíram para minha evolução profissional. Aos colegas do Desa, do curso de Tecnologia Ambiental que durante o ano de 2008 ajudaram no meu crescimento

RESUMO

Nos últimos anos devido ao aumento da poluição dos recursos hídricos superficiais vem crescendo a demanda pelo uso das águas subterrâneas para o abastecimento público e usos industriais e agrícolas. Apesar da importância do papel da água subterrânea para o desenvolvimento das atividades humanas, nada tem sido feito por parte das autoridades governamentais no sentido de promover a proteção dos aquíferos e evitar riscos potenciais à contaminação ambiental.

A contaminação, uma vez produzida, é de difícil identificação devido ao lento movimento do fluxo subterrâneo, porém quando alcança os aquíferos pode se tornar irreversível ou apresentar altos custos de remediação. A vulnerabilidade natural dos aquíferos corresponde ao conjunto de características intrínsecas dos estratos entre a zona saturada e a superfície do solo, o que determina sua suscetibilidade a sofrer os efeitos adversos de uma carga contaminante aplicada na região acima do nível freático.

Dessa forma, a determinação da vulnerabilidade relaciona-se à capacidade de atenuação da zona vadosa, através da avaliação e integração de diferentes atributos litológicos e hidrogeológicos, a partir de diversos métodos de análise. Foster e Hirata (1993) afirmam que a análise de vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação antrópica se configura como uma das formas mais adequadas de se trabalhar a preservação da qualidade das águas subterrâneas.

Porém as atuais metodologias de determinação de risco à contaminação das águas subterrâneas se baseiam em parâmetros específicos e que na maioria das vezes são de difícil consecução, em função da falta de recursos disponíveis. O presente estudo apresenta uma ampla discussão sobre as principais metodologias de determinação da vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação ambiental, Drastic e GOD, e recomendações de ações que possam subsidiar a escolha de procedimentos mais adequados, visando estabelecer prioridades de ação.

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABELAS

1	INTRODUÇÃO	11
2	JUSTIFICATIVA	13
3	OBJETIVOS	13
3.1	<i>OBJETIVO GERAL</i>	13
3.2	<i>OBJETIVOS ESPECÍFICOS</i>	14
4	METODOLOGIA	14
5	REVISÃO DA LITERATURA	15
5.1	OCORRÊNCIA DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS.....	15
5.2	SISTEMA SOLO-AQUÍFERO E SUAS PROPRIEDADES FÍSICAS	18
5.3	TIPOS DE AQUÍFEROS	20
6	CONTAMINAÇÃO DOS SOLOS E ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	21
6.1	<i>ORIGENS E FONTES POLUIDORAS</i>	21
6.2	TRANSPORTES DOS CONTAMINANTES	21
7	RISCO AMBIENTAL Á CONTAMINAÇÃO DOS SOLOS E ÁGUAS SUBTERRÂNEASERRO! INDICADOR NÃO DEFINIDO.	
8	VULNERABILIDADE DO SISTEMA SOLO-AQUÍFERO	26
9	METODOLOGIAS DE DETERMINAÇÃO DA VULNERABILIDADE DE AQUÍFEROS	31
9.1	ÍNDICE DRASTIC.....	31
9.2	ÍNDICE FOSTER (GOD).....	33
9.3	EXPERIÊNCIAS DE APLICAÇÕES DAS METODOLOGIAS	35
10	CONCLUSÕES	39
11	PROPOSIÇÃO DE PROCEDIMENTOS	40
12	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	41

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

SIG	Sistema de Informações Geográficas
USEPA	United States Environmental Protection Agency

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Ciclo Hidrológico	16
Figura 2 – Distribuição da água no solo	17
Figura 3 – Caracterização dos Componentes da Vulnerabilidade do Aquífero.....	30
Figura 4 - Metodologia GOD para determinação de classes de vulnerabilidade.....	35

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Principais Fatores que Controlam a Vulnerabilidade do Aquífero	29
Tabela 2 – Atribuição de pesos do índice Drastic	33

1.INTRODUÇÃO

Diante da crescente poluição dos recursos hídricos superficiais aumentou consideravelmente a demanda pelas águas subterrâneas para os usos no abastecimento doméstico, uso agrícola e industrial. Dessa forma, as águas subterrâneas assumem um papel importante no desenvolvimento das atividades humanas, pois o crescente uso dessas águas ocorre em função do seu baixo custo e qualidade natural.

Apesar de toda sua importância, os órgãos ambientais dos grandes centros urbanos não lhe conferem a devida atenção no sentido de promover a proteção dos aquíferos e evitar o risco de contaminação ambiental. Os aquíferos estão expostos aos impactos da exploração descontrolada e da ocupação indevida do solo, colocando em risco a qualidade das suas águas.

A contaminação das águas subterrâneas é de difícil visualização, e, que associada à exploração amplamente distribuída, dificulta a identificação e caracterização da contaminação dos aquíferos. Foster & Hirata (1993) ressaltam que o fluxo de contaminantes no aquífero é difícil de ser observado e medido devido à lentidão do processo de transporte.

A recarga das águas no subsolo ocorre com a infiltração da água de chuva em excesso no solo, e, atividades realizadas no mesmo ameaçam a qualidade da água subterrânea. A poluição de aquíferos ocorre onde o descarte da carga contaminante gerada pela atividade humana é descontrolada e certos componentes excedem a capacidade de atenuação das camadas do solo e dos aquíferos (FOSTER e HIRATA, 1993). A capacidade de atenuação dos solos corresponde aos processos de depuração dos contaminantes, tais como: filtração mecânica, adsorção e absorção pelo solo, reações químicas, processos bioquímicos, entre outros. A possibilidade de irreversibilidade da contaminação química de aquíferos, associada aos elevados custos de tratamento de águas poluídas e à dificuldade operacional no estabelecimento de diagnósticos precisos da contaminação das águas subterrâneas faz com que o estabelecimento de programas de proteção do recurso hídrico subterrâneo, frente a problemas de contaminação, seja uma obrigação dos órgãos gestores desse recurso, com participação dos usuários estatais e particulares (FOSTER e HIRATA, 1993).

A proteção dos mananciais requer o conhecimento detalhado do perigo de contaminação associado à área, que, de acordo com Foster (1993), corresponde à interação entre a vulnerabilidade do aquífero à contaminação e a carga contaminante.

A vulnerabilidade natural dos aquíferos corresponde ao conjunto de características intrínsecas dos estratos entre a zona saturada e a superfície do solo, o que determina sua suscetibilidade a sofrer os efeitos adversos de uma carga contaminante aplicada na região acima do nível freático (FOSTER e HIRATA, 1993). As características intrínsecas do aquífero e do meio sobrejacente condicionam a susceptibilidade das suas águas à poluição, ou seja, a sua vulnerabilidade.

Os autores ressaltam que a determinação da vulnerabilidade relaciona-se à capacidade de atenuação da zona vadosa, através da avaliação e integração de diferentes atributos litológicos e hidrogeológicos, a partir de diversos métodos de análise. A literatura especializada sinaliza três conjuntos de métodos que podem ser utilizados para avaliar a vulnerabilidade de uma formação aquífera: métodos que empregam modelos de simulação; métodos estatísticos ou de monitoramento e métodos de índices e superposição.

Foster e Hirata (1993) ressaltam ainda que a análise de vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação antrópica se configura como uma das formas mais adequadas de se trabalhar a preservação da qualidade dos recursos hídricos subterrâneos. Sendo fundamental na tomada de decisões e direcionamento das escolhas de áreas para realizações de atividades potencialmente poluidoras, uma vez que a determinação dos índices de vulnerabilidade fornece subsídios para a prevenção e reconhecimento de áreas mais sensíveis à contaminação, assegurando a qualidade das águas subterrâneas.

Dentre as metodologias empregadas no estudo do gerenciamento dos recursos hídricos, a determinação de índices de vulnerabilidade à contaminação dos aquíferos é considerada o melhor método para subsidiar as propostas de proteção das águas subterrâneas, associadas a iniciativas de planejamento e ordenamento do território e de gestão dos recursos hídricos.

Dessa forma, os métodos de determinação da vulnerabilidade são usados como parte de um programa de controle de contaminação das águas subterrâneas, visando estabelecer

prioridades de ação, sendo muito importante e de grande interesse para o planejamento ambiental.

2. JUSTIFICATIVA

Os aquíferos são importantes reservatórios de água subterrânea, o que justifica a grande necessidade de ampliação dos estudos visando disciplinar sua utilização e avaliar sua vulnerabilidade natural visando garantir a qualidade das águas subterrâneas.

Para muitos autores as atuais metodologias de determinação de risco à contaminação das águas subterrâneas se baseiam em parâmetros específicos e que na maioria das vezes são de difícil consecução. Além disso, em países em desenvolvimento, como o Brasil, não oferecem infra-estrutura com pessoal qualificado e ferramentas técnicas necessárias para fazer a análise do risco à contaminação.

Portanto, faz-se necessário a construção de metodologias de fácil aplicação que permitam realizar uma avaliação com dados já disponíveis nos órgãos públicos. Sanchez Segura (1997) ressalta que a construção de uma síntese metodológica, associada ao uso de diferentes ferramentas de avaliação da vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação pode ser aplicada de maneira rápida com recursos limitados e dados básicos coletados. Para tanto o conceito de vulnerabilidade do aquífero à contaminação deve ser adotado como elemento fundamental de análise para que se possa controlar e prevenir a contaminação.

Nesse sentido, o presente estudo é importante, pois apresenta uma discussão sobre as principais metodologias de determinação da vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação ambiental e recomendações de ações que possam subsidiar a escolha de procedimentos mais adequados, visando estabelecer prioridades de ação num contexto onde há poucos recursos a serem empregados.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo geral

O objetivo geral deste estudo é caracterizar o conceito de vulnerabilidade natural dos aquíferos e analisar o que este conceito representa dentro de um contexto no qual também se insere o risco ambiental para a contaminação do sistema solo-aquíferos.

3.2. Objetivos específicos

Analisar os principais métodos de determinação da vulnerabilidade, método Drastic e GOD (Foster), sob o ponto de vista de sua eficácia no auxílio à implementação de programas de monitoramento do risco potencial à contaminação;

Propor procedimentos que visem o estabelecimento de ações prioritárias para a determinação da vulnerabilidade dos aquíferos.

4. METODOLOGIA

A metodologia empregada neste estudo consiste na realização de uma revisão bibliográfica de estudos realizados no âmbito das metodologias de determinação da vulnerabilidade, no que se refere à vulnerabilidade natural dos aquíferos. Assim, será possível estabelecer uma análise crítica dos métodos amplamente empregados e avaliar sua eficiência no auxílio ao programas de gerenciamento de risco.

Primeiramente, no capítulo 5, será realizada uma revisão bibliográfica sobre a ocorrência das águas subterrâneas, a composição do sistema solo-aquífero e suas propriedades físicas, além da definição dos tipos de aquíferos. O objetivo dessa revisão é definir os principais conceitos que permitem uma maior compreensão dos fatores que compõem o sistema solo-aquífero e conseqüentemente interferem na determinação da vulnerabilidade dos aquíferos.

Em seguida discute-se no capítulo 6 a questão da contaminação química dos solos e aquíferos, abordando suas origens e fontes poluidoras. Em um sub-item deste capítulo busca-se compreender o mecanismo de transporte dos contaminantes na zona não saturada e a interação dos contaminantes com o solo, que levam a uma atenuação/retardamento de seu movimento.

No capítulo seguinte, será abordado o conceito de risco ambiental à contaminação, visando diferenciar o conceito de risco do conceito de vulnerabilidade e mostrar como o risco se apresenta dentro do sistema aquífero.

Assim, busca-se no capítulo 8 concentrar na definição da vulnerabilidade, mostrando como esta pode ser avaliada em termos do sistema solo-aquífero e seus fatores condicionantes.

Por fim, no capítulo 9, é feita uma análise das metodologias Drastic e GOD para determinação da vulnerabilidade do aquífero. Neste capítulo é descrito passo a passo como avaliar a vulnerabilidade para cada metodologia e em seguida é feito uma análise da aplicação dessas metodologias encontradas na literatura e seus principais resultados. Evidenciando a eficácia desses métodos para garantir um estudo que atenda às necessidades de fornecer subsídios para a tomada de decisão para a proteção dos aquíferos contra a contaminação.

E para finalizar o estudo faz-se as conclusões da aplicabilidades dos métodos e recomenda-se ações estratégicas que viabilizem uma boa análise da vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação ambiental.

5. REVISÃO DA LITERATURA

5.1. Ocorrência das águas subterrâneas

De acordo com Feitosa (1997) quase toda a água subterrânea tem sua origem no ciclo hidrológico (ver figura 1). Um sistema no qual a água circula dos oceanos para a atmosfera e desta para os continentes, de onde retorna superficialmente e subterraneamente para o oceano. No solo e subsolo este sistema é governado pela ação da gravidade, bem como pela densidade da cobertura vegetal. Já nas superfícies líquidas e atmosfera o sistema é regido pela interação dos elementos e fatores climáticos, responsáveis pela circulação da água dos oceanos para a atmosfera.

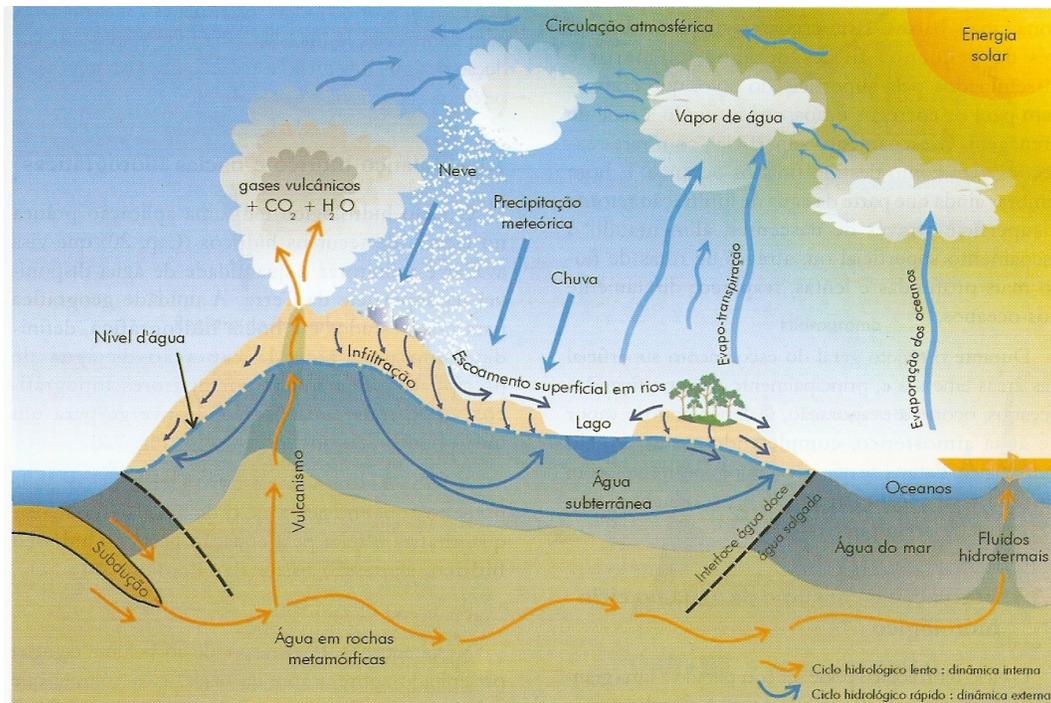


Figura 1 - Ciclo Hidrológico

Fonte: Teixeira et al, 2005.

O ciclo hidrológico se inicia com a precipitação meteórica, que representa a condensação de gotículas a partir do vapor d'água presente na atmosfera, dando origem a chuva (TEIXEIRA et al, 2000). Parte dessa precipitação retorna para a atmosfera por meio da evaporação que se junta à evapotranspiração das plantas. Uma parte da precipitação também pode ser interceptada pela vegetação ao cair no solo. Ao atingir o solo a água pode infiltrar no solo, através da força gravitacional, preenchendo seus espaços vazios, ou ainda, pode escoar superficialmente por meio de pequenos filetes no solo que convergem para córregos e rios constituindo a rede de drenagem, tendo como destino final, via de regra, os oceanos. A infiltração se configura como o processo mais importante de recarga das águas subterrâneas, sendo favorecida pela presença de materiais porosos e permeáveis como solos ou mesmo rochas expostas muito fraturadas ou porosas.

Horton (1933) definiu o conceito de infiltração como sendo a taxa a qual um dado solo pode absorver a precipitação numa certa condição. Com o tempo o excesso não infiltrado pelo solo, escoar superficialmente, configurando a infiltração máxima, caracterizada pela condutividade hidráulica de saturação. De acordo com Feitosa (1997), a água que infiltra no solo pode seguir por três diferentes caminhos. O primeiro

constitui a zona não saturada, onde os vazios do solo são parcialmente preenchidos com água e ar, acima do nível freático. No segundo caminho, a água pode escoar sub-superficialmente, fluindo lateralmente na zona não saturada até alcançar o leito de um curso d'água. Já o terceiro, a água percola até o nível freático e constitui a recarga dos aquíferos. Essa parcela que constitui a recarga circula na zona de saturação das águas subterrâneas e pode alcançar o leito do rio formando o fluxo de base.

No subsolo a água se distribui em duas zonas, saturada e não saturada (ver figura 2). A zona saturada se localiza abaixo da superfície freática, onde todos os poros estão preenchidos por águas. Já a zona não saturada situa-se entre a superfície do terreno e a superfície freática, onde os espaços vazios estão parcialmente preenchidos por água e ar. A superfície freática é definida como o lugar geométrico em que a água está submetida a pressão atmosférica.

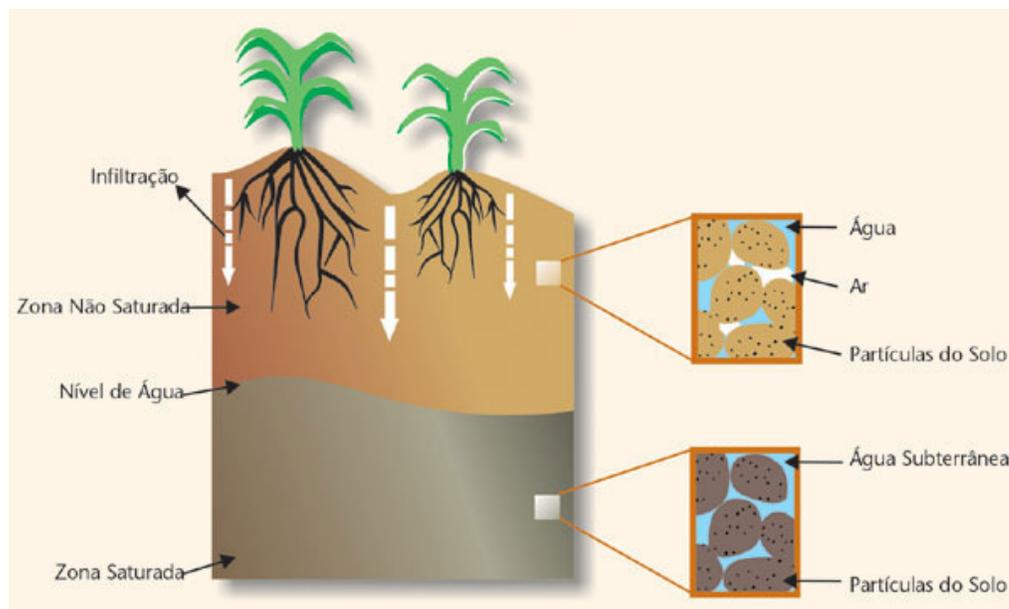


Figura 2 – Distribuição da água no solo

Fonte : Instituto Geológico e Mineiro (2009)

A zona não saturada é muito importante para a determinação da vulnerabilidade dos aquíferos, pois se configura como uma importante defesa natural contra a contaminação das águas subterrâneas (MATTHESS et al, 1985 apud FOSTER e HIRATA, 1993). Tal fato se deve a localização da zona não saturada, entre a superfície do terreno e a freática.

Isso porque, segundo Foster e Hirata (1993), nesta zona o fluxo de água é lento e restringido aos pequenos poros, que possuem maior superfície específica.

Além disso, as condições físico-químicas da zona não saturada, aeróbia e freqüentemente alcalina, geram um maior potencial que facilita os processos de interceptação, sorção e eliminação de bactérias e vírus; atenuação de cargas contendo metais pesados e outros químicos inorgânicos por precipitação e sorção e biodegradação de vários hidrocarbonetos e orgânicos sintéticos. Dessa forma, na presença de contaminantes persistentes e móveis a zona não saturada atrasa a chegada desses contaminantes à zona saturada sem causar atenuação composicional, ou seja sem reduzir a concentração da composição da substância.

5.2. Sistema solo-aquífero e suas propriedades físicas

O solo é um material complexo, cujo conceito varia em função da sua utilização, de uma forma geral, pode ser considerado como o produto do intemperismo das camadas superiores da crosta terrestre, sob ação da atmosfera, hidrosfera, biosfera e das trocas de energia envolvidas (TEIXEIRA, 2000).

De acordo com Soares et al (2005), o solo é definido como um sistema multicomponente constituídos por três fases, sólida, líquida e gasosa. A fase sólida corresponde a 50% do volume do solo, sendo constituída por minerais com granulometrias variadas, sendo os fragmentos de rochas com diâmetro superior a 2 mm, as argilas e matéria orgânica com diâmetro menor que 0,002 mm, o silte com diâmetro entre 0,002 e 0,05 mm e areia entre 0,05 e 2 mm. Já a fase líquida é constituída pela água que preenche os poros. A fração gasosa é aquela que completa os vazios do solo, sendo constituída de ar e vapor d'água. Soares (2005) ressalta que a proporção destes constituintes no solo depende de fatores que contribuem para sua mobilização e disposição como os condicionantes climáticos, tipo de solo e topografia.

Porosidade

Segundo Teixeira et al (2000), a porosidade é uma propriedade física definida pela relação entre volume de poros e volume total do solo. A porosidade primária ocorre juntamente com o sedimento ou rocha sedimentar e pode ser reconhecida nas rochas sedimentares como o espaço entre os grãos ou planos de estratificação. Já a porosidade

secundária ocorre após a formação das rochas por fraturamento ou falhamento durante o processo de deformação das rochas.

No contexto da hidrogeologia pode-se falar também em porosidade total e efetiva, Feitosa (1997) define a porosidade total como a relação entre o volume de vazios e o volume total. A porosidade depende do tamanho dos grãos e tende a ser menor quando os grãos são uniformes, uma vez que os grãos pequenos ocupam os espaços vazios. Já a porosidade efetiva é definida como a quantidade de água efetivamente liberada de uma rocha porosa saturada e o volume total

Superfície específica

Compreende a relação entre área superficial intersticial total dos poros e a massa das partículas da matriz sólida (HILLEL, 1980 apud RODRIGUES, 2002). Segundo este autor, a superfície específica representa o tamanho da área disponível para a adsorção de contaminantes nas partículas da matriz sólida.

Em geral, solos finos apresentam maior superfície específica e grande capacidade para adsorção de contaminantes, o que acarreta em retardamento do movimento de infiltração e percolação dos contaminantes no meio poroso.

Permeabilidade

Teixeira et al (2000) afirma que o principal fator determinante da disponibilidade da água subterrânea não é a quantidade de água armazenada, mas sim a sua capacidade de permitir o fluxo da mesma através dos poros. Desta forma, pode-se definir a permeabilidade como o parâmetro que mede a capacidade de um sólido em deixar um fluido atravessar os poros, ou seja, a propriedade dos materiais conduzirem água, e que depende do tamanho dos grãos e da conexão entre eles.

Condutividade Hidráulica

A condutividade hidráulica indica a maior ou menor facilidade que o meio poroso do solo tem ao ser percolado para um fluido qualquer (MACKAY, 1985 APUD RODRIGUES, 2002).

Teixeira et al (2000) ressalta que a condutividade hidráulica é uma forma de “quantificar a capacidade dos materiais transmitirem água em função da inclinação do

nível freático”, este parâmetro depende tanto das características do meio poroso quanto das propriedades do fluido.

Transmissividade

É a quantidade de água que pode ser transmitida horizontalmente pela espessura saturada do aquífero.

Coefficiente de Armazenamento

É a capacidade de um aquífero armazenar e transmitir água, e, depende tanto das propriedades da água, quanto do meio poroso.

Retenção Específica

É a quantidade de água retida por unidade de volume do material, também é conhecida como “Capacidade de Campo”.

5.3. Tipos de Aquíferos

Aquíferos correspondem a uma formação geológica que contém água e permite que quantidades significativas dessa águas se movimentem em seu interior em condições naturais (FEITOSA, 1997).

Existem três tipos de aquíferos os livres, os confinados (drenantes e não drenantes) e os suspensos. Teixeira et al (2000) define os aquíferos livres como aqueles cujo limite superior é demarcado pelo nível freático, estando em contato com a atmosfera. Ocorrem a profundidades de dezenas de metros da superfície e estão associados ao regolito, sedimentos ou rochas.

Nos aquíferos confinados a pressão da água no topo é maior que a pressão atmosférica. Os aquíferos confinados não drenantes possuem camadas limítrofes impermeáveis. Já os aquíferos confinados drenantes apresenta uma das camadas limítrofes semipermeável, o que permite a entrada ou saída de fluxos por drenança ascendente ou descendente.

Os aquíferos suspensos drenam a água para o nível freático subjacente e correspondem a um tipo especial de aquífero livre. Formam-se sobre uma camada impermeável ou semi-permeável de extensão limitada e situada entre a superfície freática regional e o nível do terreno.

6. CONTAMINAÇÃO QUÍMICA DOS SOLOS E ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

6.1.Origens e fontes poluidoras

Feitosa (1997) define a poluição das águas como uma alteração artificial das propriedades físico-químicas da água suficiente para extrapolar os limites determinados para um fim. A água contaminada possui organismos patogênicos ou substâncias tóxicas que são prejudiciais á saúde humana. Assim, o autor ressalta que toda água contaminada está poluída, mas nem toda água poluída está contaminada. Este conceito depende também do tipo de classe que a água é definida e o uso a ela destinado, ou seja o conjunto de valores e o tipo de uso condicionado é o que interessa quando da definição de uma água contaminada. Pois a mesma pode ser utilizada para irrigação e ao mesmo tempo não ter condições de ser utilizada para o consumo humano.

A contaminação da água subterrânea tem origens diversas, mas está intimamente ligada à existência de atividades industriais, domésticas e agrícolas. A contaminação pode ser difusa ou pontual. As fontes pontuais encontram-se concentradas em uma pequena superfície e de fácil identificação. Os exemplos mais comuns de fontes pontuais são os cemitérios, fossas sépticas, postos de combustíveis, entre outros. Já as fontes difusas são aquelas que se encontram sobre grandes superfícies e de difícil identificação devido a sua distribuição irregular. As fontes mais comuns de contaminação são áreas urbanas, atividades agrícolas e comerciais, lançamento de efluentes nos cursos d'água, disposição inadequada de resíduos, entre outras.

Em um sistema aquífero a lenta circulação das águas subterrâneas e a capacidade de absorção da zona não saturada favorecem a uma tardia manifestação de uma contaminação, podendo levar muito tempo para ser identificada. Devido ao poder de depuração dos aquíferos em relação a alguns contaminantes e o grande volume de águas que armazenam, as contaminações extensas se manifestam muito lentamente e as contaminações localizadas aparecem depois de um tempo, quando são deslocadas para captações em exploração (FEITOSA, 1997). O que se pode dizer é que os aquíferos são menos vulneráveis à poluição, se comparados as águas superficiais, porém quando a contaminação é produzida a recuperação pode levar muitos anos ou ainda ser inviável economicamente.

6.2. Transporte dos contaminantes

O conhecimento dos mecanismos de transporte e interação de contaminantes no solo é de grande importância quando se considera os riscos causados por estas substâncias a qualidades das águas subterrâneas. Portanto, a compreensão dos mecanismos de transporte e retenção, é útil, uma vez que fornece as bases para se fazer um diagnóstico preciso e minimizar os efeitos da contaminação.

Há diferentes mecanismos e fatores que influenciam o transporte de contaminantes no solo. O contaminante ao ser transportado pela água às camadas inferiores do solo interage com os materiais e sofre processos de atenuação. Os mecanismos que atuam sobre os contaminantes em subsuperfície são a advecção, difusão/dispersão, adsorção/dessorção, volatilização, metabolismo microbiano, reações químicas, filtração, diluição e complexação, que são influenciados pelas propriedades dos mesmos, características do solo, condições climáticas e práticas agrícolas.

Mecanismos de Transporte

A mobilidade subsuperficial dos contaminantes é determinada por três mecanismos principais:

- Fluxo advectivo: determinante do movimento vertical do contaminante na zona não saturada;
- Movimento difusivo/dispersivo: desencadeia a mistura química e mecânica do contaminante na solução e no meio poroso;
- Atenuação: mudança de fase do contaminante da fase líquida para a sólida ou retarda o seu movimento.

Transporte Advectivo: se dá pelo movimento global da água, o soluto dissolvido move-se com a mesma velocidade e direção da água subterrânea, $V=q/\theta$, por isso é controlado pela distribuição da carga hidráulica subsuperficial.

Transporte Difusivo/Dispersivo: dispersa o soluto, ampliando sua pluma de contaminação, reduzindo a concentração no centro da massa da pluma e aumentando nas bordas.

Transporte não convencional: através de fraturas e macroporos estabelecem-se fluxos preferenciais que conduzem o contaminante ao aquífero em um tempo menor do que o previsto. Os colóides dispersos na solução do solo aumentam a fase móvel do sistema incrementando a solubilidade dos contaminantes, para que ocorra esse transporte facilitado pelos colóides é preciso ter uma estabilidade dos mesmos e afinidade dos colóides com o mesmo.

Processos de Atenuação

Adsorção/Dessorção: os processos de adsorção/dessorção determinam a distribuição do contaminante nas fases líquida e sólida, o que pode provocar o retardo do mesmo com relação ao fluxo da água.

A adsorção é um fenômeno de distribuição de espécies químicas entre as fases líquida e sólida. As moléculas dissolvidas são adsorvidas na fase sólida através de mecanismos físico químicos, resultando no retardamento, no qual a velocidade de contaminação é menor que a velocidade da água não contaminada. Quando as moléculas retidas no solo voltam a fase líquida ocorre o processo de dessorção.

Os contaminantes fortemente adsorvidos pelo solo são mais persistentes, pois são protegidos da degradação e volatilização devido a ligação com o material do solo. O grau de adsorção varia dependendo do tipo de matéria orgânica, argila e moléculas polares e apolares do solo.

A matéria orgânica é o principal adsorvente dos compostos hidrofóbicos adsorvidos ao carbono orgânico no solo. Mesmo assim, alguns compostos com alta afinidade com a matéria orgânica são retidos pelos minerais do solo. Isso porque compostos com capacidade de formar íons complexos com a carga negativa da superfície da argila apresentam alta adsorção, de acordo com SANCHEZ SEGURA, 1997. As interações não hidrófobas favorecem a adsorção quando há uma alta polaridade do composto com grupos funcionais altamente polares ou ionizáveis, ou ainda, quando há baixa concentração de carbono orgânico no adsorvente e alta concentração de argila. O mecanismo de adsorção de contaminantes polares envolve:

- Ligação de cátions às cargas negativas sobre as superfícies da argila e do colóide húmico;

- Ligação de ânions à carga positiva das argilas;
- Fixação dos íons aos óxidos metálicos do solo.

Volatilização: o regime de volatilização do contaminante é definido pela distribuição entre as fases líquida e gasosa, na qual o composto é transportado para o ar, reduzindo a concentração na fase líquida. A adsorção química aos colóides do solo diminui a perda por volatilização.

Este é um processo importante na dissipação dos contaminantes para o ar e depende da pressão de vapor do produto, características químicas e físicas do solo, condições climáticas (temperatura e ventos no momento da aplicação).

7. RISCO AMBIENTAL À CONTAMINAÇÃO DOS SOLOS E ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

A palavra risco está associada a vários conceitos na língua portuguesa, sendo descrita nos dicionários de português como a “possibilidade de perigo”. Porém, dentro da temática ambiental existem diferentes tipos de riscos. Na engenharia esses riscos ambientais se dividem em riscos relativos à ocorrência de acidentes e riscos relativos a ocorrência de efeitos negativos à saúde humana e ambiental, advindos de um acidente ou fonte de contaminação já existente (XAVIER,2004).

Song (2007) define o risco como a probabilidade de uma substância ou situação produzir danos sob condições específicas, ou seja, é a combinação da probabilidade de ocorrência de um evento adverso com as consequências do evento adverso, e que pode ser escrita da seguinte forma:

$$\text{Risco} = \text{Exposição} \times \text{Perigo}$$

Para Sanchez Segura (1997), o risco está associado à presença da substância química em um determinado ambiente em relação a um alvo específico, representando, em termos probabilísticos, a probabilidade de exposição desse alvo a concentrações da substância contaminante em níveis que possam afetar a sua saúde e/ou equilíbrio. Já o perigo se configura como a condição propícia para a ocorrência de um evento não desejado capaz de gerar danos à saúde humana e ambiental. Matosinhos (2003) define o perigo como a

possibilidade de dano a ambientes ou organismos diante da aplicação de processos ou compostos químicos. Neste caso, cabe ao risco ambiental avaliar de forma qualitativa este perigo.

A condição do risco ambiental, de acordo com Xavier (2004), depende da interação de três fatores, sendo eles: a fonte de contaminação, o receptor e as vias de exposição. Esses fatores devem obrigatoriamente coexistir, uma vez que a ausência de um desses fatores implica na ausência do risco. A fonte de contaminação é o objeto causador da contaminação, ou seja, a origem da presença do contaminante no meio. Já o receptor se configura como o ente que poderá ser afetado com a presença do contaminante. As vias de exposição, por sua vez, determinam a forma como os receptores se expõem aos contaminantes, sendo o contato do receptor com o agente físico, químico ou biológico.

A avaliação de risco ambiental é definida como o conjunto de atividades que qualificam e quantificam o risco. E assim, geram a base para a tomada de decisão quanto aos procedimentos de redução dos riscos (ASTM, 1995; US EPA, 1989, apud XAVIER, 2004).

Dessa forma, a avaliação de risco ambiental deve contemplar a estimativa da extensão da contaminação e dos impactos sobre os sistemas expostos aos contaminantes, determinar a magnitude desses efeitos e calcular a probabilidade de ocorrência destes efeitos (FIELDS & LOUREIRO, 1998, apud XAVIER, 2004).

Para a realização da avaliação do risco ambiental, Xavier (2004) recomenda a divisão desse processo em duas etapas, risco ecológico e risco à saúde humana, diferenciando desta forma o receptor. O risco ecológico está relacionado à ocorrência dos efeitos negativos adversos que atinja organismos não humanos. Sendo assim, a avaliação do risco ecológico consiste na determinação da probabilidade de ocorrência de efeitos negativos sobre esses organismos não humanos causados pela ação antrópica, em função do contato com agentes contaminantes físico, químico ou biológico (SUTER, 1996, apud MATOSINHOS, 2003). Os resultados destas avaliações são muito úteis, pois fornecem subsídios que indicam o grau de contaminação ambiental. Já as avaliações do risco à saúde humana devem indicar se esses riscos relativos aos receptores são aceitáveis ou não.

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA) recomenda que estes riscos à saúde humana sejam calculados com base nas características da fonte de contaminação, do meio impactado, das vias de transportes dos contaminantes, da população, dos dados de usos e ocupação do solo e dos dados de toxicologia específicos para cada contaminante presente no cenário. O risco de uma população exposta a uma contaminante é calculado mediante a avaliação da concentração do tóxico na fonte, da função de exposição, da quantidade de tóxico absorvida pelo indivíduo, a dose recebida e a potência do tóxico associada à dose (MICKONE e BOGEN, 1991, apud SANCHEZ SEGURA, 1997). Deve-se fazer a análise de risco para cada contaminante e identificar os receptores do risco, avaliando diferentes rotas ambientais (água, solo, ar e alimento), vias de exposição e dose-efeito.

8. VULNERABILIDADE DO SISTEMA SOLO- AQUÍFERO

A vulnerabilidade do aquífero representa as características intrínsecas que determinam a susceptibilidade do aquífero de ser adversamente afetado por uma carga contaminante (FOSTER e HIRATA, 1993). Sendo essa vulnerabilidade representada em função da inacessibilidade hidráulica de percolação dos contaminantes e da capacidade de atenuação do solo para reter o contaminante por processos físicos e químicos. Foster e Hirata (1993) ressaltam que esses dois componentes interagem com o modo de disposição da carga contaminante no subsolo e com a classe desse contaminante, em função de sua mobilidade e persistência, determinando o tempo de residência na zona não-saturada e o tempo de chegada dessa carga ao aquífero. Também contribuirá para a determinação do grau de atenuação e retenção do mesmo.

Sendo assim, Sanchez Segura (1997) afirma que, a determinação da vulnerabilidade natural corre em função das características do solo acima do aquífero, do clima, da hidrogeologia e profundidade do aquífero. E a vulnerabilidade específica é determinada a partir da vulnerabilidade natural, mencionada anteriormente, e das características da carga contaminante.

A vulnerabilidade natural do aquífero pode ser entendida como a soma de uma série de atributos dos mesmos como o solo, a zona não-saturada, os parâmetros hidráulicos do aquífero e a recarga, que, controlam a capacidade de resposta do aquífero frente a um impacto. Enquanto que a vulnerabilidade específica é definida como a capacidade do

aqüífero de fazer frente a um tipo de impacto/contaminante (VRBA & ZAPARAZEC, 1994; RIBEIRA, 2004; FRANTZ, 2005).

Sanchez Segura (1997) considera o conceito de vulnerabilidade a contaminação das águas subterrâneas em três níveis. O primeiro nível constitui a avaliação da capacidade de atenuação da contaminação do aqüífero, uma função da capacidade dos solos em impedir que o contaminante penetre no sistema. Esta capacidade se relaciona com as características do meio, propriedades do solo e variáveis hidrológicas, hidrogeoquímicas e biológicas do sistema, que determinam a vulnerabilidade natural do sistema solo-aqüífero.

O segundo nível corresponde à avaliação da probabilidade de propagação do contaminante e depende de fatores relacionados às características físico-químicas do contaminante e sua relação com as propriedades do meio que irão dificultar ou facilitar a penetração do contaminante no sistema. Esse nível nos permite determinar a vulnerabilidade específica do aqüífero. A interação dos níveis 1 e 2 resulta na determinação da vulnerabilidade atual, caso o contaminante já tenha se dispersado no sistema, ou ainda a vulnerabilidade potencial, quando se avalia a probabilidade de ocorrência de uma nova fonte de contaminação.

Já o terceiro nível, segundo Sanchez Segura (1997), depende da probabilidade de contaminação do aqüífero a uma determinada concentração do contaminante. Dessa forma, pode causar efeitos negativos á saúde humana e ambiental. Neste caso, o autor ressalta a necessidade de estabelecer um critério de qualidade para o uso da água e análise da vulnerabilidade específica para cada contaminante, determinando o risco de contaminação do recurso como um todo.

Quanto aos fatores que determinam a vulnerabilidade natural do aqüífero Sanchez Segura (1997) destaca o papel da caracterização do solo e de fatores climáticos, hidrológicos e hidrogeoquímicos. Isso porque, as características químicas da água subterrânea dependem da composição química do solo e dos processos que nele ocorrem. O solo funciona como um filtro natural dos contaminantes que são transportados pelo ar e pela água. Suas características determinam a capacidade de atenuação do transporte de contaminantes. A composição física e química do solo condiciona as relações adsorção-desorção entre os contaminantes e o solo, além de

condicionar a infiltração e escoamento da água, a diversidade edáfica e o crescimento de microorganismos.

Para a avaliação do escoamento tanto da água quanto do transporte de contaminantes alguns parâmetros são essenciais, tais como a densidade global seca (dry bulk density), a porosidade e a condutividade hidráulica. Sanchez Segura (1997) ressalta que a intensa atividade química pode possibilitar a degradação dos poluentes e, até mesmo, o retardo no seu transporte a partir de parâmetros como pH, CTA, CTC e potencial redox. Já em relação aos fatores climáticos, hidrológicos e hidrogeoquímicos, o mesmo autor (1997) ressalta que a distribuição dos contaminantes depende da carga hidráulica associada e de fatores climáticos, considerando variáveis como a temperatura ambiente, evapotranspiração, regime de ventos, precipitação, profundidade do lençol, tipo de ocorrência de água subterrânea, presença de drenagem superficial, recarga artificial, característica do fluxo de água subterrânea e característica hidrogeoquímica.

Ribeira (2004) afirma que a vulnerabilidade de um aquífero aumenta quanto menor for sua capacidade de atenuar os contaminantes aliado a uma maior acessibilidade desse aquífero. Quanto aos parâmetros que determinam essa vulnerabilidade o autor destaca as características geológicas como a porosidade primária, tipo e grau de fraturação; a condutividade hidráulica e sua transmissividade, a zona saturada e a recarga.

Para avaliar a vulnerabilidade de um aquífero, Foster & Hirata (1993), recomendam a avaliação de cada contaminante separadamente, representando por meio de mapas os resultados dessa vulnerabilidade. A interpretação desses mapas deve ser feita de maneira cautelosa, pois o conceito de vulnerabilidade geral a um contaminante universal, em um determinado cenário de contaminação tem pouca validade científica (ANDERSEN, 1987). Isso porque, segundo Foster & Hirata (1993) em longo um período de tempo, sob a pressão de uma fonte contaminante, todos os aquíferos são vulneráveis a contaminantes persistentes não-degradáveis.

Os autores (1993) ressaltam que os componentes da vulnerabilidade dos aquíferos não são diretamente mensuráveis, sendo possível apenas com a combinação dos fatores descrito no quadro abaixo.

Tabela 1 – Principais Fatores que Controlam a Vulnerabilidade do Aquífero

Componentes da Vulnerabilidade do aquífero à contaminação	Dados Hidrogeológicos	
	Idealmente Requeridos	Normalmente disponíveis
Inacessibilidade hidráulica	<ul style="list-style-type: none"> - grau de confinamento do aquífero - profundidade do nível freático ou do aquífero - conteúdo de unidade da zona não-saturada - condutividade hidráulica vertical do aquífero ou aquítarde 	<ul style="list-style-type: none"> - tipo de contaminante - profundidade da água subterrânea
Capacidade de atenuação	<ul style="list-style-type: none"> - distribuição dos tamanhos dos grãos e fissuras do aquífero ou aquítarde - mineralogia do aquífero ou matriz do aquítarde 	<ul style="list-style-type: none"> - grau de consolidação/fissuração do aquífero ou aquítarde - característica litológica do aquífero ou aquítarde

Adaptada de Foster & Hirata (1993)

Os fatores mencionados acima nem sempre apresentam dados facilmente disponíveis ou não podem ser estimados. Dessa forma, Foster e Hirata (1993), recomendam a simplificação dessa lista de parâmetros conforme figura 3. Isso possibilitaria o desenvolvimento de um esquema prático de avaliação do risco de contaminação do aquífero, para cada componente há um índice comparativo de periculosidade. São considerados, então, os seguintes parâmetros: tipo de ocorrência da água subterrânea, características litológicas e grau de consolidação dos estratos acima da zona saturada e

profundidade do nível freático. Essas características, de acordo com os autores, contêm de forma qualitativa a maioria dos parâmetros da lista original e já seria o suficiente para mapear e interpretar a vulnerabilidade.

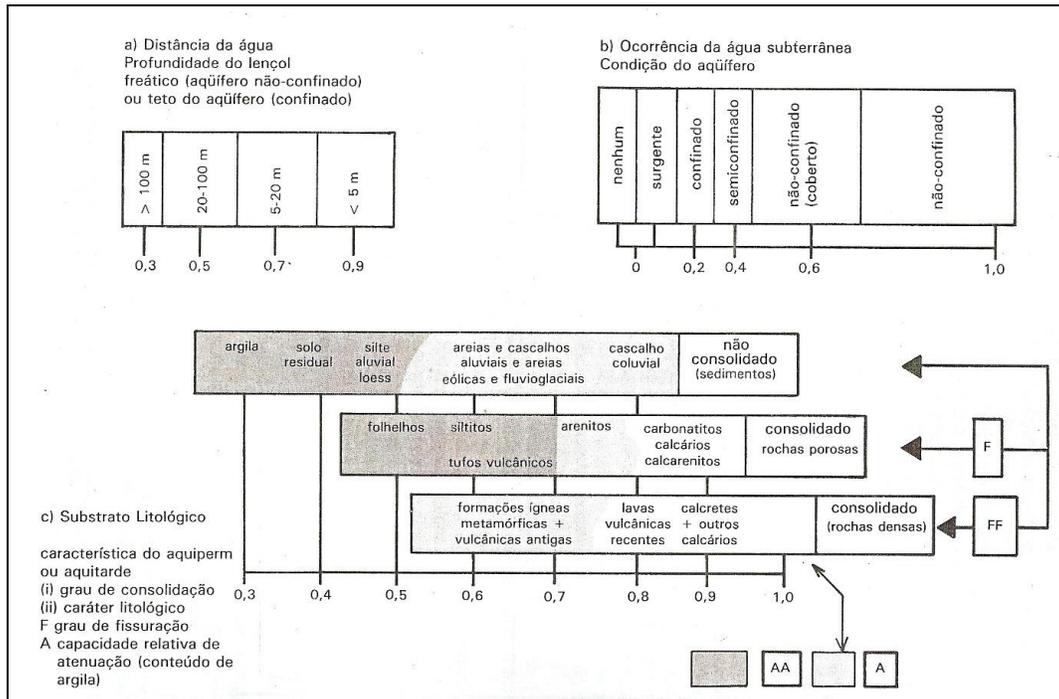


Figura 3 – Caracterização dos Componentes da Vulnerabilidade do Aquífero.

Fonte: FOSTER e HIRATA (1993)

Portanto, independente dos fatores considerados para determinar a vulnerabilidade, o importante é ter consciência de que o simples fato de um aquífero ser considerado vulnerável não implica que ele esteja contaminado. Isso apenas significa que este aquífero apresenta certo risco potencial de contaminação. A contaminação efetiva do aquífero depende das atividades antrópicas localizadas sobre esse aquífero. Dessa forma, a determinação da vulnerabilidade de um aquífero constitui uma ferramenta importante na qual se podem indicar áreas suscetíveis à contaminação, planejar o uso do solo e selecionar locais adequados para a deposição de resíduos sólidos e outras atividades de impacto ambiental e também na seleção de locais para instalação de redes de monitoramento e avaliação da contaminação das águas subterrâneas.

9. METODOLOGIAS DE DETERMINAÇÃO DA VULNERABILIDADE DE AQUÍFEROS

9.1. índice *DRASTIC*

A metodologia Drastic foi desenvolvida por Aller et al (1987) para avaliar a vulnerabilidade dos aquíferos em escala regional. O índice Drastic corresponde ao somatório ponderado de sete valores correspondentes aos sete indicadores hidrogeológicos, referentes às características naturais locais, nas quais *DRASTIC* significa:

- *D (Depth to Water Table)*: Profundidade da zona não saturada - refere-se à localização do nível d'água (NA). Quanto mais profundo o NA, menor a chance de contaminação.
- *R (Recharge)*: Recarga do aquífero - refere-se à recarga e quanto de água por unidade de área percolada para se incorporar ao aquífero. Altas recargas implicam em mais chances de contaminação.
- *A (Aquifer media)*: Material do aquífero - relaciona o tipo de material e a mobilidade dos contaminantes através do mesmo. Quanto maior a retenção pelo meio, maior a atenuação da poluição.
- *S (Soil media)*: tipo de solo - refere-se à camada mais superficial do solo e sua capacidade de infiltração. Exprime o quanto de água pode percolar pela superfície do terreno.
- *T (Topography)*: Topografia - exprime o potencial de infiltração de determinado local, sendo que a declividade alta implica em baixa infiltração.
- *I (Impact of Vadose Zone)*: Influência da zona não saturada - relaciona o tipo de material da zona vadosa e sua textura, implicando em maior ou menor tempo de infiltração. Para vários estratos, recomenda-se o uso daquele que menos contribui para o fluxo.
- *C (Conductivity)*: Condutividade Hidráulica - refere-se à condutividade hidráulica do solo e determina o quanto de água percola o solo. Quanto maior a

condutividade, maior será a permeabilidade do meio para os contaminantes alcançarem os aquíferos.

Esta metodologia consiste na atribuição de pesos e coeficientes as 7 variáveis mencionadas anteriormente, sendo que a soma desses valores indica o DRASTIC INDEX, que exprime o potencial poluidor. O DRASTIC permite encontrar um valor numérico para cada ponto da área de trabalho de acordo com a seguinte equação:

$$DRASTIC = (D_i \times D_p) + (R_i \times R_p) + (A_i \times A_p) + (S_i \times S_p) + (T_i \times T_p) + (I_i \times I_p) + (C_i \times C_p).$$

onde i é valor atribuído ao parâmetro e p o seu peso. Os parâmetros DRASTIC podem ser divididos cada um em escalas ou tipos de meios significativos que condicionam o potencial de poluição. A cada divisão atribui-se um índice entre 1 e 10 relacionando o valor ao potencial de poluição. O índice de vulnerabilidade DRASTIC é obtido a partir da multiplicação do índice de cada parâmetro por um peso que reflete a importância relativa desse parâmetro, sendo considerados dois conjuntos de pesos: a vulnerabilidade geral e específica. Esses parâmetros e seus pesos são descritos na tabela 2. A vulnerabilidade pode ser expressa como: alta: menor que 99; moderada: entre 100 e 140 e baixa: acima de 140. Os pesos utilizados para o cálculo do índice são 5, 4, 3, 2, 1 e 5, respectivamente. Quanto à informação do aquífero, dá-se peso 0 se for livre e 1 se for confinado, aquíferos suspensos e livre recebem peso 2.

Tabela 2 – Atribuição de pesos do índice Drastic

Parâmetros	Intervalo de qualificação	Peso
D – profundidade	1-10	5
R – recarga	1-9	4
A – aquífero	1-10	3
S – solo	1-10	2
T – topografia	1-10	1
I – impacto da zona vadosa	1-10	5
C – condutividade hidráulica	1-10	3

Fonte: Adaptado de Sanchez Segura, 1997.

A vantagem da aplicação desta metodologia para a gestão dos recursos hídricos subterrâneos está no fato de se visualizar conjuntamente a vulnerabilidade e o potencial poluidor, facilitando a compreensão da realidade ambiental do aquífero. Além da obtenção de pontos críticos que possibilitará o direcionamento das políticas de proteção ambiental.

9.2. Índice Foster (GOD)

O índice Foster, comumente chamado de método GOD, foi desenvolvido por Foster (1987) e adaptado às condições brasileiras por Foster & Hirata (1993) como uma alternativa mais prática para a determinação da vulnerabilidade do aquífero, baseada na simplificação da lista de parâmetros que controlam a vulnerabilidade do aquífero, reduzindo-a para apenas três parâmetros:

- **G** (*Groundwater occurrence*): grau de confinamento do aquífero;
- **O** (*Overall aquifer class*): grau de consolidação da zona não saturada;
- **D** (*Depth to groundwater table or strike*): profundidade do nível freático.

O parâmetro (G) relaciona-se à pressão exercida no aquífero, ou seja, o grau de confinamento hidráulico, sendo atribuídas notas que variam de 0 a 1,0 de acordo com a classificação do aquífero em: não confinado (livre); não confinado coberto (livre coberto); semiconfinado (confinado drenante); confinado artesianos (confinado não drenante surgente) ou nenhum no caso de não existir aquífero. A determinação do tipo de aquífero vai estabelecer se o aquífero possui ou não sobre si uma camada impermeável dificultando (ou impedindo) que o contaminante o atinja, diminuindo sua vulnerabilidade. O parâmetro (O) relaciona as características litológicas e o grau de consolidação da zona não saturada ou camadas confinantes, atribuindo valores que variam de 0,4 a 1,0. A zona não saturada representa a primeira e mais importante defesa natural contra a contaminação das águas subterrâneas, por estar localizada entre a fonte de contaminação e o aquífero, e de acordo com suas características, pode aumentar a capacidade de atenuação e eliminação dos contaminantes. O parâmetro (D) atribui valores que variam de 0,6 a 1,0 de acordo com a profundidade do nível freático (não confinado) ou a profundidade do topo do aquífero (confinado). A profundidade está relacionada à inacessibilidade hidráulica de um aquífero, estabelecendo uma relação direta com a zona não saturada, pois quanto mais profundo o aquífero, mais protegido este se encontra (GOMES, 2005, apud CHAVES et al, 2006).

Os três valores atribuídos na classificação são multiplicados entre si e o valor final integrado indica o índice de vulnerabilidade que deve ser atribuído à área estudada. A classificação do índice de vulnerabilidade varia de 0,0 (desprezível) até 1,0 (extrema), conforme mostrado no esquema da Figura.

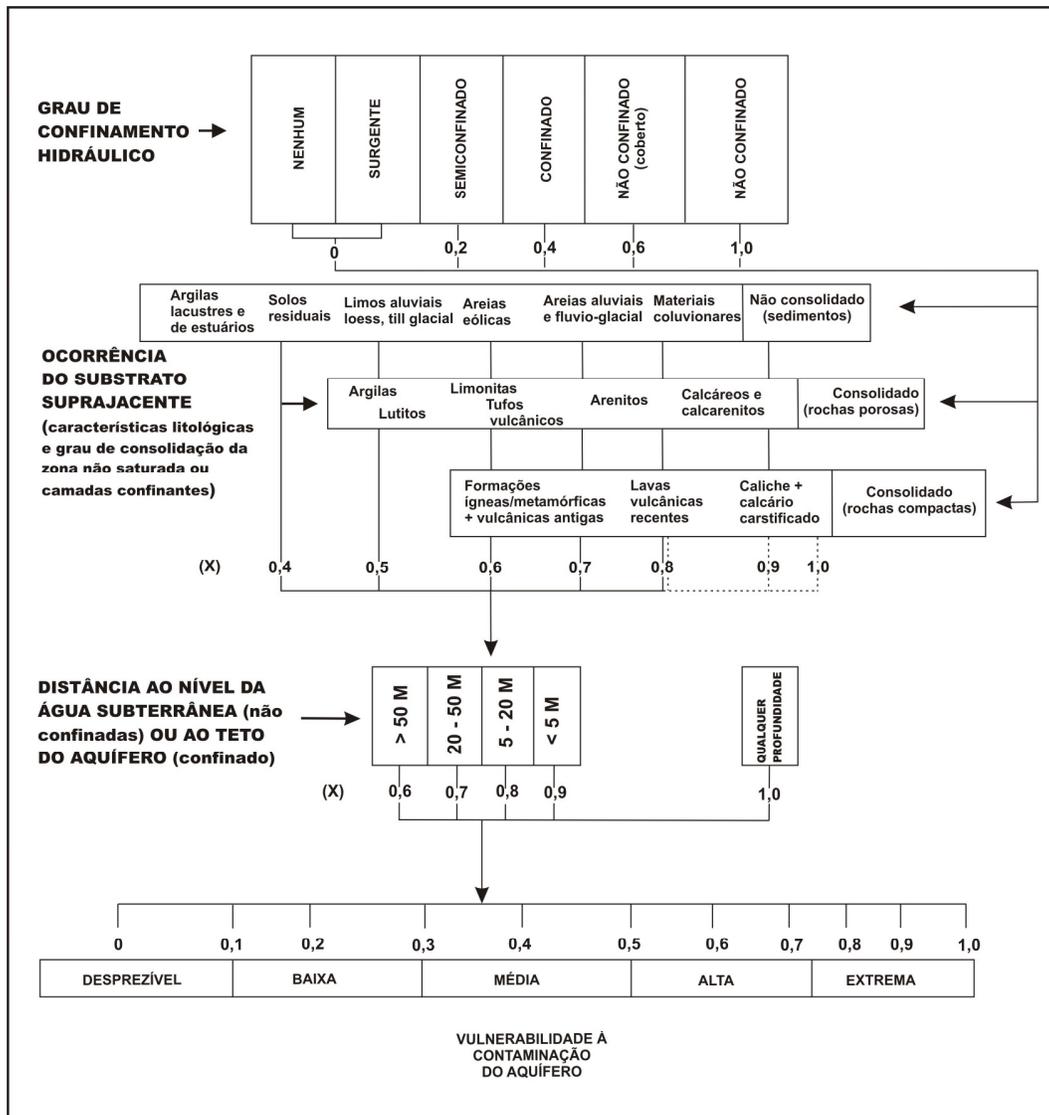


Figura 4 - Metodologia GOD para determinação de classes de vulnerabilidade.

(Fonte: Foster & Hirata 1993).

9.3. Experiências de aplicação das metodologias

Em consulta à literatura sobre a aplicação das metodologias discutidas anteriormente verificou-se uma ampla aplicação desses métodos em diversos estudos relacionados à determinação da vulnerabilidade de aquíferos à contaminação.

Sanches Segura (1997) em sua dissertação de mestrado sobre a “Avaliação da contaminação da água subterrânea com praguicidas” determinou a vulnerabilidade do aquífero engenho nogueira utilizando o método GOD. O sistema aquífero local

apresentou-se como um sistema não confinado e desta maneira obteve critério de avaliação 1 para todo o sistema. Diante de cinco diferentes cenários de contaminação, os resultados indicaram que as características da planície de inundação são pouco favoráveis à penetração de contaminantes apesar de possuir zona vadosa pouco espessa.

Monteiro et al (2003) em seu trabalho intitulado “Vulnerabilidade e Distribuição Espacial dos Nitratos no Aquífero Barreiras nos Bairros de Ibura e Jordão – Recife – Pernambuco” determinou a vulnerabilidade natural do aquíferos barreiras e o risco de contaminação por nitratos a partir da metodologia GOD, aplicada aos dados coletados de 80 poços distribuídos na área de estudo. A multiplicação dos três parâmetros de entrada (ocorrência da água subterrânea, litologia, grau de consolidação do meio poroso e profundidade do nível da água) apresentou resultados que variaram de 0,09 até o valor máximo de 0,42, indicando que o Aquífero Barreiras na área do estudo apresenta vulnerabilidade variando de muito baixa até moderada. Nos locais onde a vulnerabilidade varia de muito baixa a baixa, os autores verificaram que o aquífero é livre coberto, e onde a vulnerabilidade é moderada, o aquífero é livre aflorante, o que indica uma forte correlação entre a tipologia do aquífero e o grau de vulnerabilidade. Quanto ao risco de contaminação por nitratos os autores constataram resultados que evidenciam uma possível contaminação das águas do Barreiras, em decorrência da combinação da sua vulnerabilidade com a ocupação populacional.

A metodologia usada por Matta et al (2006) em seu trabalho “Vulnerabilidade e Risco de Contaminação do Sistema Aquífero Superior da Região de Barcarena/PA”, consistiu na coleta de dados já existentes e em campo, que foram analisadas a partir da utilização de SIG para confeccionar o mapa de vulnerabilidade. O método GOD foi utilizado para estabelecer o grau de risco do sistema aquífero associando a este método um sistema que considere as cargas contaminantes impostos em superfície/subsuperfície, além do fluxo da água do aquífero livre. Foram determinadas três classes de vulnerabilidade ambiental: Vulnerabilidade Alta, Vulnerabilidade Moderada e Vulnerabilidade Baixa e três níveis de risco: Risco Alto, Risco Moderado e Risco Baixo, intimamente correlacionado ao mapa de vulnerabilidade ambiental e a ocupação humana na área de estudo.

Chaves et al (2006) em seu trabalho “Avaliação da Vulnerabilidade Natural do Aquífero em Bacia de Pequeno Porte do Rio Uraim, Paragominas-Pa” identificaram três classes de vulnerabilidade: baixa, moderada e extrema, determinadas pela profundidade do lençol freático (parâmetro D), em virtude da pequena variação litológica (parâmetro O), predominando sedimentos arenosos, e dos tipos de aquíferos (parâmetro G). Em relação ao uso da metodologia GOD, os autores ressaltaram o seu potencial para avaliar a vulnerabilidade do aquífero de forma preliminar, e quando associada ao sistema de informações geográficas, possibilita uma visualização espacial dos resultados, além de facilitar a extrapolação de dados para áreas de difícil acesso, a partir de informações de sítios visitados de características geomorfológicas similares a outras regiões da paisagem.

Rahman (2006) em seu trabalho “A GIS based DRASTIC model for assessing groundwater vulnerability in shallow aquifer in Aligarh, Índia” utilizou a metodologia Drastic associada ao modelo de SIG para determinar a vulnerabilidade da poluição das águas subterrâneas em Aligarh, Índia. O autor propôs uma análise da relação entre a avaliação de mapas de vulnerabilidade do aquífero e a concentração de elementos traço nas águas subterrâneas, sendo encontradas altas concentrações dos elementos traços em diferentes zonas de vulnerabilidade, o modelo de SIG foi utilizado para determinar a vulnerabilidade a contaminação associado ao Drastic. Os resultados revelaram que a vulnerabilidade dos aquíferos na cidade de Aligarh se encontra entre moderada e alta, sendo que 56,43% da área apresenta alta vulnerabilidade. Isso devido a topografia do município, além da intensa descarga de produtos químicos no solo pelas diversas atividades. O estudo produziu uma valiosa ferramenta para a compreensão da vulnerabilidade do aquífero de Aligarh e seu gerenciamento, além de indicar às autoridades locais a necessidade de promover o monitoramento dos aquíferos e ações em conformidade.

Em trabalho intitulado “Drastic: Vulnerabilidade do Aquífero Barreiras nos Bairros de Ibura e Jordão – Recife – Pernambuco”, Monteiro (2008) obteve o índice de vulnerabilidade DRASTIC para cada ponto da área de estudo, por meio da combinação dos mapas para cada propriedade, como resultado do somatório ponderado dos produtos do índice atribuído a cada parâmetro pelo peso considerado. Os resultados encontrados pelos autores, menores que 120 (78- 119) e entre 120 e 159 (122-133) indicaram uma

vulnerabilidade, baixa e intermediária para o Aquífero Barreiras, sendo essa vulnerabilidade baixa na maior parte da área. Confirmou-se uma forte correlação entre a tipologia do aquífero e o grau de vulnerabilidade, ou seja, nos locais onde o aquífero é livre coberto a vulnerabilidade é baixa, e onde o aquífero é livre aflorante a vulnerabilidade é intermediária ou moderada.

Ao analisar as experiências de utilização de ambas as metodologias verificam-se que em todos os casos estes métodos estão associados à utilização de Sistema de Informações Geográficas (SIG). A utilização de SIG associado às metodologias de determinação da vulnerabilidade permite a tabulação dos dados referentes às características ambientais contidas no aquífero. Desta forma, pode-se hierarquizar aqueles que apresentam maior suscetibilidade à contaminação, além de avaliar a distribuição e classificação das fontes poluidoras potenciais, através do mapeamento da vulnerabilidade.

O objetivo da aplicação do SIG é guiar o planejamento ambiental a partir da vulnerabilidade do aquífero e do potencial poluidor dos usos do solo. O SIG funciona a partir da sobreposição dos dados sobre o mesmo plano de informação permitindo mensurar, visualizar e comparar as regiões quanto ao risco potencial de contaminação. Assim, a área mais indicada à ocupação será aquela que apresentar baixa vulnerabilidade.

Portanto, a combinação das metodologias com o SIG apresenta inúmeras vantagens como a visualização conjunta da vulnerabilidade e do potencial poluidor, facilitando a compreensão da necessidade de proteção dos aquíferos, apontando pontos críticos que auxiliam no direcionamento dos recursos financeiros e direcionando as análises de qualidade da água, eliminando tempo e gastos desnecessários.

Esses trabalhos não esgotam o tema, e dessa forma propiciam um panorama diversificado da problemática da contaminação de solos e águas subterrâneas e a importância de um estudo detalhado da vulnerabilidade à contaminação, sugerindo procedimentos que podem contribuir nas atividades de determinação da susceptibilidade à contaminação e monitoramento e prevenção da contaminação.

Desta forma, observa-se que, por meio da revisão da literatura, foi possível evidenciar as principais metodologias para a determinação da vulnerabilidade natural em apoio à

análise de risco, bem como apontar fatores específicos que devem ser considerados nesse tipo de estudo, demonstrando os elementos a serem considerados e as formas possíveis de se fazer essa análise.

10. CONCLUSÃO

Independente dos fatores que determinam a vulnerabilidade é importante ter consciência de que o fato de um aquífero ser considerado vulnerável não implica que ele esteja contaminado. Isso apenas significa que este aquífero apresenta certo risco potencial de contaminação, uma vez que a contaminação efetiva do aquífero depende das atividades antrópicas localizadas sobre esse aquífero.

Assim, a análise de vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação antrópica se configura como uma das formas mais adequadas de se trabalhar a preservação da qualidade dos recursos hídricos subterrâneos. A determinação da vulnerabilidade de um aquífero constitui uma ferramenta importante na qual se podem indicar áreas suscetíveis à contaminação, planejar o uso do solo e selecionar locais adequados para a deposição de resíduos sólidos e outras atividades de impacto ambiental e também na seleção de locais para instalação de redes de monitoramento e avaliação da contaminação das águas subterrâneas.

Neste estudo, buscou-se realizar uma análise crítica dos dois principais métodos de determinação de vulnerabilidade do aquífero, Drastic e GOD, visando verificar a eficiência destes métodos em condições de poucos recursos e dados disponíveis.

A vantagem da aplicação da metodologia Drastic para a gestão dos recursos hídricos subterrâneos está na visualização conjunta da vulnerabilidade e do potencial poluidor, facilitando a compreensão da realidade ambiental do aquífero. Além de se obter os pontos críticos que possibilitam o direcionamento das políticas de proteção ambiental.

Já o método GOD mostrou-se com um grande potencial para avaliar a vulnerabilidade do aquífero de forma preliminar, e que ao se associar ao sistema de informações geográficas, possibilita uma visualização espacial dos resultados, facilitando a extrapolação de dados para áreas de difícil acesso, a partir de informações de sítios visitados de características geomorfológicas similares a outras regiões da paisagem.

O que se pode concluir é que a associação destes métodos com o uso de SIG permite a hierarquização das áreas com maior suscetibilidade à contaminação, além de avaliar a distribuição e classificação das fontes poluidoras potenciais, através do mapeamento da vulnerabilidade. Outra vantagem importante é a visualização da vulnerabilidade e do potencial poluidor, auxiliando no direcionamento de medidas de minimização da contaminação.

11. PROPOSIÇÃO DE PROCEDIMENTOS

Verificou-se neste estudo que a vulnerabilidade do aquífero relaciona-se com suas características locais, estabelecendo uma relação de causa/efeito com o contaminante. Por isso a determinação da vulnerabilidade é de grande importância para o planejamento ambiental, implicando seus resultados na escolha de áreas que devem ser protegidas contra possível contaminação ambiental. Desta forma, recomenda-se que ao analisar esta vulnerabilidade, deve-se associar as características naturais do aquífero com as fontes poluidoras, assim estabelece-se uma relação espacial da vulnerabilidade.

Diante da falta de dados disponíveis recomenda-se o desenvolvimento da avaliação a partir de dados simples como o tipo de ocorrência da água subterrânea, características litológicas, grau de consolidação dos estratos da zona saturada e profundidade do nível freático, pois estes são suficientes para interpretar a vulnerabilidade.

Deve-se avaliar a vulnerabilidade para cada contaminante, representando a partir de uma série de mapas de vulnerabilidade, com o uso de modelagem SIG.

12. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSEN, L. J. Applicability of Vulnerability Maps. Proc Intl Conf “Vulnerability of Soil and Goundwater to Pollutants” (Noordwijk, The Netherlands). April, 1987.
- CHAVES, Luciene Mota de Leão; SCHULER, Azeneth Eufrausino e CHAVES, César Lisboa. **Avaliação da Vulnerabilidade Natural do Aquífero em Bacia de Pequeno Porte do Rio Uraim, Paragominas-Pa.** IN: XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, São Paulo, 25 – 29 de novembro de 2006.
- FEITOSA, FERNANDO A. CARNEIRO; MANOEL FILHO, JOÃO; COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS (BRASIL); UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações.** Fortaleza: CPRM; [Recife]: UFPE, LABHID, 1997. 389 p.
- FOSTER, Stephen; HIRATA, Ricardo. **Determinação do risco de contaminação das águas subterrâneas: um método baseado em dados existentes.** São Paulo: Governo do Estado de São Paulo/Secretaria do Meio Ambiente, 1993. 92p. (Instituto geológico ; Boletimn.10)
- LIMA, Carlos Eduardo Pacheco. **Produção de Mapas de Vulnerabilidade de Solos e Aquíferos à Contaminação por Metais Pesados para o Estado de Minas Gerais.** Viçosa, MG, 2007.
- MATTA, Milton Antônio da Silva; *et AL.* **Vulnerabilidade e Risco de Contaminação do Sistema Aquifero Superior da Região de Barcarena/Pa.** IN: XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, São Paulo, 25 – 29 novembro de 2006.
- MATOSINHOS, CRISTIANO CHRISTÓFARO. **Avaliação de risco ecológico como estratégia para a prevenção da poluição industrial: estudo de caso para o setor têxtil.** 2003. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais.
- MONTEIRO, Adson B.; CABRAL, Jaime Joaquim S. P.; BARBOSA, Dayse L. & FREIRE, Paula Krsthina C. **Vulnerabilidade e Distribuição Espacial dos Nitratos no Aquífero Barreiras nos Bairros de Ibura e Jordão – Recife – Pernambuco.** In: XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Curitiba-Paraná, 23 -27 de novembro, 2003.
- MONTEIRO, Adson Brito; FREIRE, Paula K. C.; BARBOSA, Gileno Feitosa; CABRAL, Jaime J. S. P. & SILVA, Simone Rosa. **Drastic: Vulnerabilidade do Aquífero Barreiras nos Bairros de Ibura e Jordão – Recife – Pernambuco.** IN: XV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, Natal-RN, 11 – 14 de novembro de 2008.
- RAHMAN, Atiqur. **A GIS based DRASTIC model for assessing groundwater vulnerability in shallow aquifer in Aligarh, Índia.** In: Applied Geography, 2008, 28, 32-53.
- SANCHEZ SEGURA, JORGE ENRIQUE. **Avaliação da vulnerabilidade da água subterrânea a contaminação com praguicidas: uma proposta metodológica.** 1997. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais.
- SOARES, PAULO SÉRGIO MOREIRA; YOKOYAMA, LIDIA PACHECO; FREIRE, DENIZE DIAS DE CARVALHO; CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL (BRASIL). **Transporte de metais pesados no solo no contexto da disposição de**

- resíduos sólidos.** Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2005. 43 p. (Série Tecnologia Ambiental ;33)
- SONG, Stephen. **O Papel da Análise de Risco na Remediação de Áreas Contaminadas.** IN: MOERI, Ernesto; COELHO, Rodrigo; MARKER, Andreas. Remediação e revitalização de áreas contaminadas: aspectos técnicos, legais e financeiros. São Paulo: Signus: Instituto Ekos Brasil, 2004-2007. 233 p.
- TEIXEIRA, Wilson. **Decifrando a terra.** São Paulo: Oficina de Textos, 2000
- XAVIER, LÉA LIGNANI. **Análise de risco ambiental em cenários de contaminação do solo** uma avaliação metodológica comparativa. 2004. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais.