



**Universidade do Estado do Rio de Janeiro**

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Engenharia

Péricles Luiz Picanço Júnior

**Construção e automação de um mapa de  
Vulnerabilidade de solos ao  $^{137}\text{Cs}$**

Rio de Janeiro

2011

Péricles Luiz Picanço Júnior

**Construção e automação de um mapa de  
vulnerabilidade de solos ao  $^{137}\text{Cs}$**



Dissertação apresentada, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Computação, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Geomática.

Orientador: Prof. Dr. João Araújo Ribeiro

Coorientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria Angélica Vergara Wasserman

Rio de Janeiro

2011

CATALOGAÇÃO NA FONTE  
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

P586 Picanço Júnior, Pércles Luiz.  
Construção e automação de um mapa de vulnerabilidade de solos ao  $^{137}\text{Cs}$  / Pércles Luiz Picanço Júnior. - 2011.  
95 f.

Orientador: João Araújo Ribeiro.  
Coorientadora: Maria Angélica Vergara Wasserman  
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia de Computação. 2. Automação. 3. Cartografia.  
I. Ribeiro, João Araújo. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. III. Título.

CDU 004:528.9

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

---

Assinatura

---

Data

Péricles Luiz Picanço Júnior

**Construção e automação de um mapa de  
vulnerabilidade de solos ao  $^{137}\text{Cs}$**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Computação, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Geomática.

Aprovado em:

Banca Examinadora:

---

Prof Dr. João Araújo Ribeiro (Orientador)  
Faculdade de Engenharia - UERJ

---

Prof Dr. Orlando Bernardo Filho  
Faculdade de Engenharia - UERJ

---

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria Angélica Vergara Wasserman (Coorientadora)  
Instituto de Engenharia Nuclear – IEN / CNEN

---

Prof Dr. Celso Marcelo Franklin Lapa  
Instituto de Engenharia Nuclear – IEN / CNEN

Rio de Janeiro

2010

## DEDICATÓRIA

A todos os Picanço, Lima, Paes, Sant´ana Ferreira e Amorim: uma família única e deliciosa. Em especial, aos meus pais, Glória e Péricles, por todo o apoio, dedicação e amor!

## **AGRADECIMENTOS**

À Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria Angélica Vergara Wasserman, minha co-orientadora, pela inspiração plantada há anos, e por todo o apoio e generosidade neste trabalho.

Ao Prof Dr. João Araújo Ribeiro, meu orientador, por toda a paciência, apoio e reconhecimento.

Ao Prof Dr. Celso Marcelo Franklin Lapa, membro da banca examinadora, pela disponibilidade, interesse e colaborações essenciais para a conclusão deste trabalho.

Ao Prof Dr. Orlando Bernardo Filho, membro da banca examinadora e professor dedicado, pelas palavras sempre gentis.

Às Empresas Allen Informática e Imagem Geosistemas, meus empregadores neste período, pela anuência nos momentos de ausência.

A Rodrigo Ordine, por todo o incentivo, apoio, paciência e conforto, fundamentais nos momentos difíceis.

## RESUMO

PICANÇO JÚNIOR, Péricles Luiz. **Construção e automação de um mapa de vulnerabilidade de solos ao  $^{137}\text{Cs}$** . 2011. 89 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia da Computação) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

O comportamento dos radionuclídeos no solo pode variar de acordo com sua interação com os elementos que compõem este solo. O fator de transferência (FT) é o parâmetro que descreve a interação que ocorre entre o solo e as plantas para um determinado radionuclídeo, observando que este solo tem propriedades químicas e físicas que favorecem seu crescimento. Através de ferramentas computacionais e baseado em solos extremos, com o FT conhecidos na literatura e nos parâmetros de solo que interferem no comportamento de  $^{137}\text{Cs}$  (como K trocável, capacidade de troca catiônica e pH), este trabalho visa aplicar técnicas de geoprocessamento para a criação de um mapa de vulnerabilidade de solos ao  $^{137}\text{Cs}$  e sua automação. Este estudo mostra que o uso de técnicas de geoprocessamento visando o mapeamento da vulnerabilidade ao  $^{137}\text{Cs}$  pode ser uma ferramenta importante para o planejamento de ações de emergência em áreas rurais, a identificação de áreas risco à contaminação radioativa, na escolha de ações corretivas adequadas, bem como no suporte a criação de políticas públicas.

Palavras-Chave: Vulnerabilidade; Césio; SIG; Automação; Visualização cartográfica

## ABSTRACT

The behavior of radionuclides in soil can vary according to their interaction with the elements that form this ground. The transfer factor (TF) is the parameter that describes the interaction that occurs between the soil and plants for one radionuclide, noting that this soil has chemical and physical properties that favor its growth. Through computational tools and based on extreme soils, with the TF reported in the literature and the soil parameters that affect the behavior of  $^{137}\text{Cs}$  (as exchangeable K, cation exchange capacity and pH), this work aims to apply GIS techniques to create a vulnerability map of the  $^{137}\text{Cs}$  soil and automation. This study shows that the use of GIS techniques aimed at mapping the vulnerability of  $^{137}\text{Cs}$  can be an important tool for planning emergency response in rural areas, identification of risk areas for radioactive contamination, the choice of appropriate corrective actions, as well support as in the creation of public policies.

Keywords: Vulnerability; Cesium; GIS; Automation; Cartographic Visualization.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Composição Ideal de um solo agrícola.....	19
Figura 2 - Composição mineralógica predominante nos solos decorrente das diferentes condições climáticas, segundo STRAKOV (1967).....	20
Figura 3 - Representação das argilas de mineral de grade 2:1 e de grade 1:1. ..	21
Figura 4 - Mecanismos de Sorção .....	23
Figura 5 - Mecanismos de entrada e saída de radionuclídeos no sistema solo/planta.....	27
Figura 6 - Valores de FT para <sup>137</sup> Cs esperados para cereais em função de propriedades dos solos e do tempo decorrido após o acidente (modificado de Frissel et al.,2002). .....	32
Figura 7 - Valores de FT para Cs determinados para o milho em função do teor de K trocável .....	33
Figura 8 - valores de FT (Ln) para o Cs determinados para feijão em função do pH.....	33
Figura 9 - Os componentes de um Sistema de Informações Geográficas (SIG) Fonte: adaptada de CÂMARA, G. (1995).....	41
Figura 10 - Ciclo de extração e utilização de informações.....	41
Figura 11 - Relação entre as feições geográficas e as tuplas.....	45
Figura 12 - Etapas do trabalho.....	48
Figura 13 - Plataforma Esri. Fonte: Esri, 2010. ....	49
Figura 14 - Arranjo de polígonos da área teste conceitual.....	52
Figura 15 - Localização da área estudada (Fonte: IESCHECK, 2006). ....	52
Figura 16 - Talhão utilizado como área de estudo (IESCHECK, 2006). ....	53
Figura 17 - Mapa de Solos (IESCHECK, 2006) .....	54
Figura 18 - Formato de abertura de um arquivo CAD no software ArcGIS.....	55
Figura 19 - Polígonos de solos definidos pelo agrupamento de feições lineares no arquivo CAD.....	55
Figura 20 - Filegeodatabase criado para o desenvolvimento deste trabalho. ....	56
Figura 21 - Detalhe da definição do sistema de referência .....	57
Figura 22 - Criação das feições através do software ArcGIS Desktop .....	57

Figura 23 - Polígonos de solos correspondentes da digitalização da área de estudo. ....	58
Figura 24 - Relação entre a geometria e a tabela de uma classe de feição. ....	61
Figura 25 - Relacionamento entre tabelas .....	62
Figura 26 - Função "Join" do ArcGIS Desktop .....	62
Figura 27 - Resultado Join .....	63
Figura 28 - Representação Temática das categorias de radiovulnerabilidade.....	71
Figura 29 - Modelo de aplicação da classificação de radiovulnerabilidade.....	72
Figura 30 - Ferramenta criada com o processo de aplicação das classes de radiovulnerabilidade .....	73
Figura 31 - Resultado Gráfico da Automação do Processo de Classificação da Radiovulnerabilidade de Solos ao <sup>137</sup> Cs .....	75
Figura 32 - Aplicação do modelo automatizado na área teste conceitual .....	76
Figura 33 - Resultado da aplicação do modelo automático de classificação de radiovulnerabilidade de solos ao <sup>137</sup> Cs .....	78
Figura 34 - Resultado da aplicação do modelo automático de classificação de radiovulnerabilidade de solos ao <sup>137</sup> Cs .....	80
Figura 35 - Mapa da Capacidade de Troca Catiônica na Área de Estudo .....	81
Figura 36 - Mapa de pH da Área de Estudo.....	82
Figura 37 - Mapa de Potássio Trocável na Área de Estudo.....	82

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Base de dados pedológicos e respectivas referências bibliográficas.....	60
Tabela 2 - Tabela de conversão de fator de transferência entre culturas. Fonte: FRISSEL et al 2002.....	64
Tabela 3 - Valores de FT para <sup>137</sup> Cs esperados para cereais em função de propriedades dos solos e do tempo decorrido após o acidente (segundo Frissel et al.,2002).....	65
Tabela 4 - Indicadores utilizados para a análise da vulnerabilidade dos solos à contaminação por <sup>137</sup> Cs.....	66
Tabela 5 - Limites dos critérios utilizados na análise da radiovulnerabilidade.....	69

## SUMÁRIO

	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	13
1	<b>SOLO E RADIONUCLÍDEOS</b> .....	19
1.1	<b>O Solo</b> .....	19
1.2	<b>A componente mineral do solo</b> .....	20
1.3	<b>A componente orgânica do solo</b> .....	22
1.4	<b>A água e o ar do solo</b> .....	23
1.5	<b>Mecanismos de sorção</b> .....	23
1.6	<b>O Césio</b> .....	25
1.7	<b>Mecanismos de entrada e saída de radionuclídeos no sistema solo/planta</b> .....	26
1.8	<b>A transferência solo/planta de radionuclídeos</b> .....	28
1.9	<b>Mobilidade e biodisponibilidade do Césio nos solos</b> .....	30
1.10	<b>Potássio trocável versus FT</b> .....	32
1.11	<b>pH</b> .....	33
1.12	<b>Capacidade de troca catiônica- CTC</b> .....	34
2	<b>GEOPROCESSAMENTO E SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS (SIG)</b> .....	37
2.1	<b>Sistemas de Informações Geográficas - SIG</b> .....	38
2.2	<b>Componentes de SIG</b> .....	40
2.3	<b>Do dado à informação geográfica</b> .....	41
2.4	<b>Estruturas de dados geográficos e seus atributos</b> .....	42
2.5	<b>Aplicações e funções de um SIG</b> .....	43
2.6	<b>Arquiteturas de um SIG</b> .....	44
2.7	<b>Arquitetura integrada</b> .....	46
2.7.1	<u>Arquitetura integrada baseada em SGDB's relacionais</u> .....	46
2.7.2	<u>Arquitetura integrada baseada em extensões espaciais sobre SGDB objeto-relacionais</u> .....	47
3	<b>IMPLEMENTAÇÃO DO SIG</b> .....	48
3.1	<b>Tecnologia – software GIS</b> .....	49
3.2	<b>Base de dados</b> .....	51

3.2.1	<u>Área teste conceitual</u>	51
3.2.2	<u>Área de estudo</u>	52
3.2.3	<u>Adequação da base de dados espaciais</u>	54
3.2.4	<u>Base de dados pedológicos</u>	59
3.3	<b>Associação atributos e polígonos de solos</b>	61
3.4	<b>Criação das categorias de vulnerabilidade ao <sup>137</sup>Cs</b>	63
3.4.1	<u>O pH</u>	67
3.4.2	<u>CTC</u>	67
3.4.3	<u>K (Potássio)</u>	68
3.4.4	<u>Estabelecimento dos limites de critérios</u>	68
3.5	<b>Projeto temático do mapa</b>	70
3.6	<b>Criação do processo e sua automação</b>	72
4	<b>RESULTADOS</b>	76
4.1	<b>Aplicação das classes de radiovulnerabilidade a partir do modelo automatizado na área teste conceitual</b>	76
4.2	<b>Aplicação do modelo na área de estudo (Castro – PR)</b>	79
5	<b>CONCLUSÕES</b>	85
	<b>REFERENCIAS</b>	87

**PARTE DESTA DISSERTAÇÃO FOI APRESENTADA NOS SEGUINTE EVENTOS:**

- **Environmental Radioactivity 2010** – Roma – Itália – 2010, sob o título: **The application of geotechnological tools for the construction of <sup>137</sup>Cs vulnerability maps in Brazilian soils.**
- **International Conference on Radioecology and Environmental Radioactivity - ICRER 2011** – Hamilton – Canadá – 2011, sob o título: **Application of geographic information system and pedological analysis to determine the level of vulnerability of brazilian soils to a <sup>137</sup>Cs contamination. (N966)**

## INTRODUÇÃO

Materiais radioativos podem entrar em agroecossistemas tanto através da deposição seca ou úmida de material radiativo liberados na atmosfera sobre o solo e plantas, como através da água utilizada na irrigação captada de sistemas aquáticos contaminados, contaminando assim, o solo, a biota e possivelmente o lençol freático. O destino de poluentes em solos tem sido tema de interesse para estudos ambientais, devido à crescente necessidade de se fornecer subsídios para o gerenciamento de rejeitos, o controle da qualidade da água, a proteção ambiental e a remediação de áreas contaminadas (WASSERMAN et al., 2002a; WASSERMAN et al., 2002b).

A contaminação radioativa do ambiente causada por testes nucleares ou acidentes nucleares, pode cobrir extensas áreas de superfície e incluir áreas urbanas (telhados, paredes, ruas, quintais, parques), áreas agrícolas, áreas improdutivas e regiões florestais. Em 1967, ventos de 160 km/h dispersaram sedimentos contendo material radioativos provenientes do lago seco de Karachai em Mayak, Rússia, sobre uma região de aproximadamente 3.000 km<sup>2</sup> (IAEA, 2001; IAEA, 2002). Estima-se que cerca de  $2 \times 10^{13}$  Bq de radionuclídeos (principalmente <sup>90</sup>Sr e <sup>137</sup>Cs) foram distribuídos por uma distância de 75 km durante este evento. Além disso, anos após o acidente do reator de Chernobyl, os radionuclídeos depositados permaneceram nos primeiros 3 ou 4 cm do solo em uma ampla área rural em torno desse local (IAEA, 2001; IAEA, 2002).

Efetivamente, os solos podem reter de modo eficiente, a maioria dos elementos depositados em sua superfície, sendo considerados como barreira geoquímica para a maioria dos elementos presentes na atmosfera. No entanto, existem condições físico-químicas nas quais, parte dos elementos retidos, poderá ser mobilizada, resultando em assimilação biológica, transporte e/ou dispersão no meio ambiente (WASSERMAN, 1998a, WASSERMAN et al., 2001).

No caso específico de agrossistemas, o parâmetro que descreve o comportamento de radionuclídeos entre os compartimentos solo e planta, são quantificados pelo Fator de Transferência (FT). O FT tem sido calculado segundo recomendações da IUR (1989), levando-se em conta o conteúdo total do radionuclídeo presente na parte comestível da planta e nos primeiros 20 cm do solo.

De um modo geral, estudos realizados sobre a transferência solo/planta de radionuclídeos em sistemas agrícolas realçam que o padrão de absorção de radionuclídeos é influenciado pelas seguintes variáveis: *propriedades físico-químicas do elemento químico; metabolismo e fisiologia da espécie e propriedades físicas, químicas e biológicas do solo*. Deve-se considerar ainda, que as práticas agrícolas de adubação, calagem e irrigação, modificam algumas características dos solos e por isso influenciam de maneira marcante os processos de absorção radicular.

A existência de diferentes tipos de solos, de vegetação e níveis de tecnologia, envolvidos na produção agrícola, resultam em uma grande dispersão dos valores de fatores de transferência solo/planta medidos para um determinado elemento (WASSERMAN et al., 2008b). Devido à complexidade física, química e biológica de diferentes cenários, as generalizações podem subestimar riscos ou superestimá-los, evidenciando a necessidade a compreensão de processos, além da simples inserção de valores de parâmetros genéricos para alimentar modelos, valores estes muitas vezes determinados em ambientes bastantes diversos dos que são empregados. No entanto, a compreensão de processos permite a manipulação dos principais parâmetros que interagem entre si de forma complexa, porém obedecendo a limites e princípios que consistem a base para a sua modelagem e automação de rotinas essenciais para a previsão de valores regionais que poderão ser usados em modelos já validados, em substituição à valores genéricos.

Frissel et al. (2002), estabeleceu um padrão no fator de transferência solo-planta para  $^{137}\text{Cs}$ , baseado nas propriedades dos solo para uma espécie de referencia, no caso cereais, e, com base neste trabalho foi possível criar uma tabela de valores relacionando algumas variáveis pedológicas com a Transferência solo/planta, evidenciando assim a maior ou menor vulnerabilidade do solo em relação à contaminação radioativa.

Um dos principais problemas envolvidos na avaliação de uma estratégia ou técnica de remediação a contaminação radioativa, se refere à caracterização da contaminação e dos vários compartimentos em que a contaminação se encontra no meio ambiente (IAEA, 1998). Embora inicialmente possa ocorrer dispersão da contaminação, vários processos ambientais podem levar posteriormente à concentração, ao fracionamento ou à redistribuição dos radionuclídeos entre os vários compartimentos ambientais. Por isso, a compreensão dos processos de sorção e a transferência de radionuclídeos são particularmente relevantes na escolha de

estratégia para a remediação ambiental. Conseqüentemente, para se avaliar os impactos e a viabilidade técnica de determinada estratégia para a remediação, ou o desenvolvimento de novas soluções técnicas ou ainda, a adequação de técnicas bem sucedidas para outros ambientes, é necessária uma abordagem holística. Para tanto se faz necessário o desenvolvimento, muitas vezes integrado de várias áreas científicas, como a saúde, a química, a física, a geologia, cartografia, microbiologia e a engenharia ambiental. Deve-se igualmente considerar o contexto político, social e econômico, visto que as ações de remediação em grande escala podem afetar a agricultura, os recursos naturais como água de superfície, água subterrânea, ar, recursos geológicos ou recursos biológicos incluindo a destruição de habitat (IAEA, 1991; IAEA, 2002). Os fatores limitantes incluem tanto a disponibilidade dos recursos econômicos, como de recursos humanos (necessidade dos trabalhadores qualificados) e a percepção pública.

A experiência de Chernobyl contribuiu para o conhecimento do comportamento de radionuclídeos artificiais em solos de clima temperado, fornecendo informações consistentes à gestão de áreas agrícolas contaminadas. Estas informações realçam as seguintes opções para a remediação de áreas agrícolas:

- redução nos níveis de atividade residual no solo por meios naturais;
- descontaminação do solo e remediação por medidas tais como a fertilização:

Várias práticas têm sido exploradas para reduzir a absorção e retenção de radionuclídeos em plantas cultivadas em solos contaminados. Um dos exemplos clássicos é o aumento da disponibilidade de nutrientes, via adubação química, principalmente de elementos quimicamente semelhantes aos radionuclídeos para reduzir a transferência solo-planta dos isótopos radioativos, como a aplicação de potássio para reduzir a absorção de cézio. A aplicação de fertilizantes ricos em potássio reduziu a absorção de  $^{137}\text{Cs}$  em uma ordem de magnitude em uma variedade de culturas tropicais.

- aração profunda ou superficial em combinação com a adição de produtos químicos ou adsorventes para reduzir a absorção de radionuclídeos por plantas. Um dos exemplos clássicos tem sido o uso de calagem para aumentar o pH e diminuir a absorção de estrôncio.

- utilizar a terra para o cultivo de produtos não comestíveis.

A decisão de não intervir na contaminação de uma região, implica em conhecer a capacidade do sistema (rochas, solos, sedimentos e/ou água subterrânea) em reter a

migração do poluente ou na eficiência dos processos físicos, químicos e biológicos em reduzir os níveis da atividade. Dentre os principais processos físicos, efetivos na atenuação natural, podemos citar o decaimento radioativo, que é eficaz para radionuclídeos como o  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  ou  $^{137}\text{Cs}$  que decaem significativamente em algumas centenas de anos, porém ainda assim se faz necessário fazer um inventário detalhado do radionuclídeo, antes de decidir adotar a atenuação natural.

De qualquer modo, para que a escolha do melhor método seja a melhor possível é necessário visualizar a área atingida seu uso e suas características e as interações do local com o contaminante e ainda com as práticas de remediação, para que não revertam em problemas ambientais futuros. Neste contexto o mapeamento da radiovulnerabilidade de solos e a avaliação de sua interação com o espaço geográfico podem auxiliar, no planejamento de ações de remediação, tanto para orientar na escolha do método como na identificação de áreas com ações de remediação prioritárias ou pode ainda ajudar na escolha de áreas para depósitos de rejeitos, seleção de rotas para transporte de materiais radioativos etc. Considerando a extensão geográfica que uma contaminação radioativa pode atingir, a variedade de cenários e as possíveis interações, o Sistema de Informação Geográfica (SIG) passa a ser uma das ferramentas fundamentais no planejamento de ações, não só em casos de acidentes mas também em decisões relacionadas à minimizar os impactos decorrentes do uso da energia nuclear.

O conceito de vulnerabilidade está normalmente associado à exposição aos riscos e à maior ou menor suscetibilidade a eles, quer seja de pessoas, lugares ou infraestruturas (ACSELRAD, 2010). O glossário de termos estatísticos da OECD (1997), define vulnerabilidade ambiental como sendo a medida que uma comunidade, estrutura, serviços ou região geográfica é suscetível de ser danificada ou perturbada, por conta de sua natureza ou localização ou pelo impacto dos perigos de um desastre específico"

A vulnerabilidade de solos ao  $^{137}\text{Cs}$  pode ser definida então como a suscetibilidade que determinadas classes de solos têm, devido às suas características química e físicas, de facilitar a mobilidade do radionuclídeo, permitindo a sua migração para outras camadas dos solos ou transferência para as espécies vegetais nele presentes e causando possíveis riscos ao homem e animais.

No estudo da radiovulnerabilidade do solo ao  $^{137}\text{Cs}$ , é importante entender como a sua ocorrência se relaciona com o espaço, a sua distribuição geográfica, a

inter-relação com as características pedológicas do solo, suas concentrações, tendências e seu suporte à análises mais complexas. Neste entendimento utiliza-se o geoprocessamento que, segundo CÂMARA et al (2000), tem o objetivo principal de fornecer ferramentas computacionais para que diferentes analistas determinem as evoluções espaciais e temporais de um fenômeno geográfico e as inter-relações entre diferentes fenômenos.

Na tentativa de propor uma metodologia para a escolha de locais adequados para o armazenamento de rejeitos, bem como na colaboração em planos de prevenção e mitigação de acidentes radioativos, provenientes tanto de usinas como de equipamentos médico-hospitalares, este trabalho utilizou técnicas de geoprocessamento para avaliar a radiovulnerabilidade que solos de clima tropical e temperado. Neste trabalho foi utilizado o conceito de Sistema de Informação Geográfica (SIG), que é um sistema de informações baseado em computador que permite a captura, modelagem, manipulação, recuperação, análise e apresentação de dados georeferenciados (WORBOIS, 1995). Através da criação de um SIG para a identificação e o entendimento de regiões geográficas onde os solos são mais vulneráveis ao  $^{137}\text{Cs}$ , se pode modelar, automatizar e representar o fenômeno tematicamente. O resultado dessa representação pode ser consumido como um mapa impresso, figura, mapa dinâmico, utilizado na tomada de decisão no planejamento ou em situações de emergência, bem como fonte de dados vetorial para outras análises espaciais.

Assim, neste trabalho, a identificação das principais propriedades dos solos, suas interações e limitações na previsão da faixa de valores do FT solo-planta, permitiram a automação de uma rotina para se estabelecer as classes de vulnerabilidade de solos à contaminação por  $^{137}\text{Cs}$  e partir daí estabelecer mapas de radiovulnerabilidades do solo que serão diretivas para tomada de decisões por parte de órgãos governamentais ou privado nas ações necessárias ao gerenciamento de resíduos e a radioproteção e recuperação de áreas contaminadas. Estes resultados também permitem direcionar as medidas de radioproteção para áreas rurais mais efetivas para essas áreas mais vulneráveis em função do parâmetro mais crítico envolvido nos processos de transferência do  $^{137}\text{Cs}$ .

## **Objetivo geral**

O presente trabalho tem o objetivo de utilizar os conceitos e técnicas da cartografia e computação para a criação de um modelo conceitual e processual da construção de um mapa de radiovulnerabilidade de solos ao  $^{137}\text{Cs}$ , baseado na inter-relação entre as características pedológicas do solo e o fator de transferência solo/planta para cereais(milho), permitindo a sua automação e a possível replicação em outros estudos.

## **Objetivos específicos**

- Estabelecer as categorias de classificação de radiovulnerabilidade baseado nas características pedológicas do solo;
- Avaliar a efetividade na modelagem das variáveis da radiovulnerabilidade ao  $^{137}\text{Cs}$ ;
- Automatizar o processo de criação do mapa de radiovulnerabilidade;
- Gerar o mapa de radiovulnerabilidade de solos ao  $^{137}\text{Cs}$  na região de estudo.

# 1 SOLO E RADIONUCLÍDEOS

## 1.1 Solo

O solo é considerado o suporte natural para as plantas para a produção de alimentos e fibras. Além dos aspectos produtivos de um solo com alta qualidade e que objetiva a produção agrícola, existe a visão ambiental que define o solo como sendo não somente uma fonte de nutrientes, mas também um filtro para a remoção de contaminantes (BOLAN et al, 2002). A eficácia desse “filtro” está geralmente ligada à quantidade de matéria orgânica e à biota do solo, ao tipo e quantidades de argila presentes no solo e às suas características (MANZATTO et al, 2002).

O solo pode ser definido como uma coleção de corpos naturais, constituídos por partes sólidas, líquidas e gasosas, tridimensionais, dinâmicos, formados por materiais minerais e orgânicos, contendo matéria viva e ocupando a maior porção do manto superficial das extensões continentais do planeta (EMBRAPA, 1999). O território brasileiro se caracteriza por uma grande diversidade de tipos de solos, função das diferentes formas e tipos de relevo, clima, material de origem, vegetação e organismos associados. (MANZATTO et al, 2002).

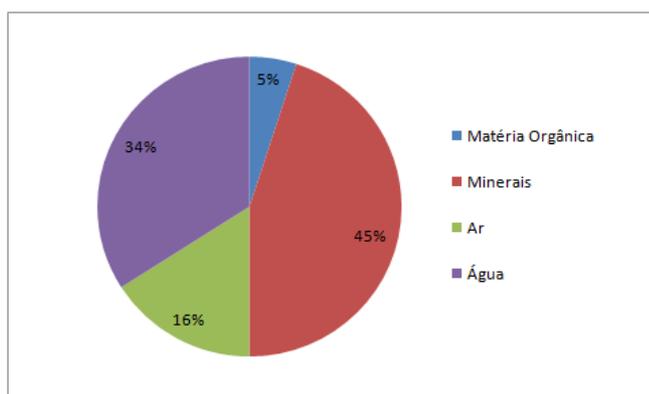


Figura 1 - Composição Ideal de um solo agrícola

A figura 1 apresenta a relação ideal entre os principais componentes de um solo agrícola. A proporção entre as fases sólida (mineral e orgânica), líquida e gasosa, que compõem um solo, pode ser modificada em função das variações de temperatura, pressão, luz, atividades de microorganismos, acréscimo de água, absorção de íons pelas raízes das plantas (KIEHL, 1979), entre outros.

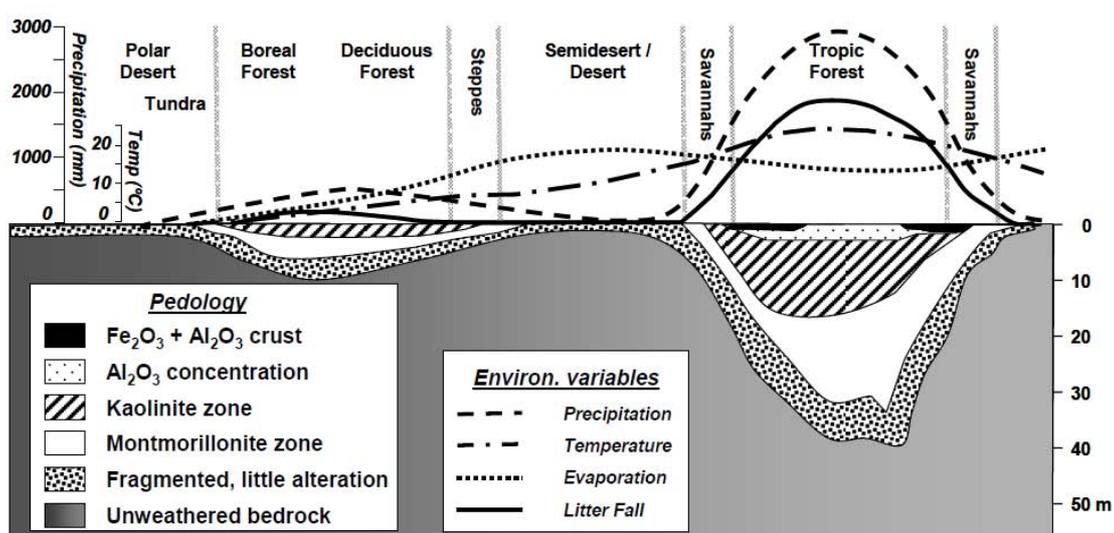


Figura 2 - Composição mineralógica predominante nos solos decorrente das diferentes condições climáticas, segundo STRAKOV (1967).

A figura 2 representa, baseando-se em STRAKOV (1967), a composição mineralógica predominante nos solos decorrente das diferentes condições climáticas e, através do estudo da composição mineralógica pode-se entender as conseqüências das elevadas temperaturas e pluviosidade nos solos de regiões tropicais, que são tipicamente profundos e com a predominância de óxidos de ferro (Fe) e alumínio (Al) na superfície destes, além de ausência de minerais argilosos mais estruturados, tais como montmorilonita, ilita e vermiculita.

## 1.2 A componente mineral do solo

Os minerais do solo podem ser classificados, segundo a sua origem, como primários e secundários. Os minerais ditos primários, presentes na maioria dos solos, são geralmente maiores, mais resistentes ao intemperismo químico e permanecem mais tempo no solo, mas podem ser fragmentados pelo intemperismo físico, criando, assim, os minerais secundários. Os minerais secundários podem fornecer indicativos sobre as características do ambiente de formação dos solos: a

caulinita pode ocorrer em solos temperados com precipitações fortes; as ilitas são mais abundantes em regiões semi-áridas ou em ambientes marinhos; a alumina e o óxido férrico predominam em regiões quentes e úmidas.

Os minerais argilosos podem ser classificados como argilas amorfas, que formam o grupo das alofanitas, e as argilas cristalinas, que se subdividem naquelas que possuem duas camadas (grade 1:1), como a caulinita, e as que possuem três camadas (tipo 2:1), como a montmorilonita e a vermiculita (figura 3). Existem ainda as argilas de camadas mistas e as de estrutura de cadeia (KIEHL, 1979).

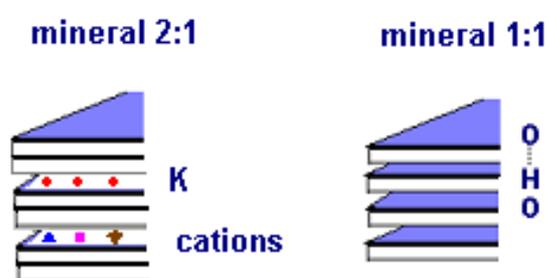


Figura 3 - Representação das argilas de mineral de grade 2:1 e de grade 1:1.

A gibisita e a goetita são exemplos de minerais secundários, derivados da fragmentação de minerais primários.

A argila, ao contrário da areia, é bastante ativa quimicamente. A grande atividade dessa fração deve-se ao pequeno tamanho de suas partículas, o que faz com que tenham propriedades coloidais. A mais importante propriedade coloidal da argila é a afinidade pela água e por elementos químicos nela dissolvidos. Essa afinidade é devida, principalmente, à vasta superfície específica e à existência de cargas elétricas nessa superfície (LEPSCH, 2002).

As argilas de grade 1:1 são constituídas por uma estrutura não expansiva, onde não há a penetração da água entre camadas do mineral, ficando apenas a superfície externa da estrutura para a adsorção da água e íons. Dessa maneira, os radionuclídeos envolvidos na adsorção da superfície da estrutura ficam mais facilmente sujeitos à troca (KIEHL, 1979).

A presença de argilo-minerais do tipo 2:1 em solos pode acarretar menor transferência solo-planta, devido a sua capacidade de imobilizar Cs e outros elementos em suas camadas internas (PORTILHO, 2005).

No caso das argilas 2:1, como a montmorilonita, o mineral tem muita capacidade de se expandir, permitindo a entrada da solução do solo entre suas camadas, o que aumenta sua superfície específica e favorece a troca específica para elementos como potássio, o céσιο e outros íons de tamanho e cargas semelhantes (KIEHL, 1979).

Os solos de regiões com clima tropical sofrem grande intemperismo e são constituídos basicamente por oxídica e caulínica, o que pode conferir características distintas daquelas dos solos com argilo-minerais do tipo 2:1 nas reações que controlam a disponibilidade de radionuclídeos no sistema (ZHU e SHAW, 2000, WASSERMAN et al., 2002a).

### 1.3 A componente orgânica do solo

A matéria orgânica constitui a fração orgânica dos solos, proveniente da presença de plantas, microorganismos da meso e macrofauna (por exemplo, invertebrados, insetos e anelídeos) e de resíduos de animais e vegetais em vários estágios de decomposição (ZECH et al, 1997).

A decomposição dos compostos orgânicos dá origem ao húmus, que, conforme KIEHL (1979), é a parte mais estável da matéria orgânica, pois é resistente às novas transformações e ao ataque de microorganismos. Além de sua coloração escura e consistência amanteigada, o húmus possui alta densidade de cargas elétricas em sua superfície, capazes de adsorver e trocar cátions.

O húmus participa de muitos processos agronômicos, ambientais e geoquímicos, servindo como reservatório de micronutrientes, atuando como tamponante do sistema do solo e contribuindo para sua estruturação, bem como em relação à retenção de água e também à dissolução dos minerais (STEVENSON, 1994). Quimicamente, o húmus atua como fornecedor de nutrientes, aumentando tanto a capacidade de troca catiônica quanto a superfície específica de troca de íons. (DE-POLLI, 1998).

A matéria orgânica tende a se acumular nas camadas superficiais dos solos e, em regiões frias ou alagadas, os solos podem chegar a apresentar 80% de matéria orgânica, pois, nessas condições ambientais, a decomposição da matéria orgânica é

mais lenta. O baixo conteúdo de matéria orgânica observado em solos tropicais é devido à rápida mineralização e lixiviação da matéria orgânica.

#### 1.4 A água e o ar do solo

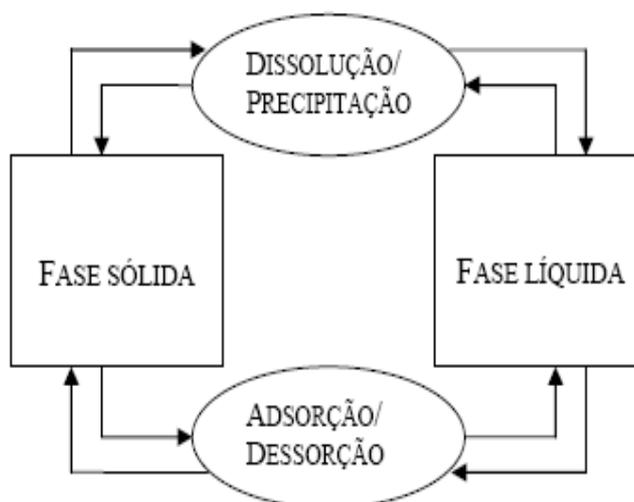
KIEHL (1979), a componente líquida do solo, conhecida como solução do solo, é derivada das chuvas ou da ação do homem. Sua existência está diretamente ligada à absorção de nutrientes pelas plantas e é fundamental para as atividades de microorganismos e a disponibilização de nutrientes às raízes das plantas.

O ar do solo apresenta composição semelhante ao ar da atmosfera, contudo com quantidades reduzidas de  $O_2$  e aumentadas de  $CO_2$ , em virtude da respiração de raízes de plantas e microrganismos. A quantidade e a composição do ar são reguladas pela água do solo.

Aumentando-se a quantidade de  $O_2$  no solo, estimula-se o crescimento das raízes e a absorção de água, enquanto que a redução de  $O_2$  favorece o aparecimento de compostos que causam toxidez às plantas, tais como  $H_2S$ ,  $Fe(HCO_3)_2$  ou  $Mn(HCO_3)_2$ .

#### 1.5 Mecanismos de sorção

Os elementos no solo se distribuem entre a solução do solo e os diversos componentes do solo. Quando as condições físico-químicas dos solos mudam, essa distribuição pode ser alterada, devido essencialmente aos mecanismos de sorção que ocorrem na interface sólido/líquido, ilustrados na figura 4.



A

Figura 4 - Mecanismos de Sorção

adsorção é um

dos mecanismos de remoção de elementos químicos presentes na solução de solo para a fase sólida, e a dessorção, o processo reverso. O processo de dessorção revela informações importantes para que sejam implantadas técnicas de remediação dos solos contaminados, bem como para a avaliação sobre a possibilidade de contaminação de ambientes aquáticos (PEREIRA, 2009). O processo de adsorção ocorre nas superfícies internas e externas das partículas, e está relacionado ao mecanismo de troca iônica, a ligações químicas específicas e à retenção superficial em sítios ativos (FRANKLIN, 2001).

A adsorção é o mais importante processo regulador da concentração de metais na solução do solo. As reações de adsorção/dessorção de metais nas superfícies dos constituintes do solo, minerais e orgânicos, são consideradas responsáveis pela concentração na solução do solo e conseqüentemente pela disponibilidade às plantas.

Existem duas formas de adsorção: a adsorção não-específica e a específica. Na adsorção não específica, os elementos são adsorvidos por forças eletrostáticas entre cátions metálicos presentes na solução do solo e a superfície carregada com cargas negativas dos colóides (BOLT, 1991) e podem ser facilmente dessorvidos. A adsorção específica depende da natureza dos cátions e das propriedades da superfície do colóide. Os íons penetram na estrutura do átomo e ligam-se por meio de ligações covalentes ou iônicas com os grupos O e OH da superfície do solo. Esse mecanismo de adsorção explica a razão pela qual o solo adsorve determinados íons em concentrações superiores à capacidade de troca catiônica (MELLIS, 2006).

Os fatores que influenciam a adsorção de radionuclídeos no solo são o tipo e a concentração dos solutos na solução do solo, o tipo e a quantidade de minerais de argila, a quantidade de matéria orgânica do solo, o pH, temperatura e o composto específico envolvido (PEREIRA, 2009). O tipo de cátion que está saturando a argila (Fe, Ca ou H), a capacidade de troca de cátions (CTC) e a superfície específica também são fatores importantes no mecanismo de adsorção (CAMARGO et al, 2001). Em solos de regiões tropicais altamente intemperizados, com predominância de cargas variáveis, o pH é o principal fator determinante do balanço de cargas no solo (PEREIRA, 2009).

A precipitação também é um mecanismo de remoção de elementos químicos da fase líquida para fase sólida. A formação de um sólido pode ocorrer devido à

reação química ou quando a solução é supersaturada por um composto. Nesse processo, pode ocorrer a remoção simultânea de outros elementos que antes estavam dissolvidos e ficam armadilhados na estrutura do novo sólido formado. A formação do precipitado é um sinal de mudança química e, na maioria das vezes, o sólido formado se deposita no fundo da solução. O processo reverso é a dissolução desse composto.

## 1.6 O Césio

O césio estável é encontrado na natureza em quantidades- traço nas rochas ricas em silício e alumínio, e em plantas e em solos cultivados. O teor de césio em solos varia entre 0,2 e 0,5 mg por kg de terra seca (MÉTIVIER e LORTHIOIR, 2000).

O  $^{137}\text{Cs}$  é um elemento radioativo de origem artificial e sua presença na natureza é decorrente de liberações rotineiras ou acidentais de instalações nucleares, explosões de artefatos bélicos ou ainda por acidentes radiológicos decorrentes de fontes radioativas usadas na indústria e/ou na medicina, como ocorrido em Goiânia em 1987. O césio possui 31 isótopos, quase todos radioativos (exceto o  $^{133}\text{Cs}$ , que é estável).

O  $^{137}\text{Cs}$  tem sua origem no processo de fissão que ocorre em reatores para a produção de energia elétrica. A quebra do núcleo do  $^{235}\text{U}$  ocorre quando ele recebe um nêutron e se transforma em  $^{236}\text{U}$ , que por sua alta instabilidade, quebra-se em 2 núcleos menores ( $^{142}\text{Ba}$  e  $^{92}\text{Kr}$ ), os quais liberam mais 2 nêutrons que serão usados para alimentar novas fissões. Nessa reação em cadeia, além dos núcleos  $^{142}\text{Ba}$  e  $^{92}\text{Kr}$ , os isótopos  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  e  $^{131}\text{I}$  também são produzidos, ainda que em menor quantidade.

Dos principais produtos de fissão, o  $^{90}\text{Sr}$  e o  $^{137}\text{Cs}$ , são os elementos mais importantes no que se refere à contaminação de plantas, pois são radionuclídeos de meia vida longa, relativamente solúveis, que apresentam grande mobilidade ecológica e são análogos químicos de nutrientes essenciais (Ca e K respectivamente), propiciando semelhanças na ciclagem biológica entre os radionuclídeos e seus nutrientes análogos (WHICKER e SCHULTZ, 1983). Outros radionuclídeos, como o  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{55,59}\text{Fe}$ ,  $^{54}\text{Mn}$  e  $^{65}\text{Zn}$ , embora sejam isótopos de micronutrientes essenciais às plantas ou aos microrganismos, têm sua importância

acentuada em ambientes aquáticos, pois podem se concentrar em organismos que lá habitem.

### **1.7 Mecanismos de entrada e saída de radionuclídeos no sistema solo/planta**

Os avanços industriais e urbanos das últimas décadas fizeram com que houvesse um aumento da preocupação quanto à contaminação e poluição de solos e aquíferos, isto é, uma preocupação quanto à quantidade de resíduos gerados e seu descarte indiscriminado no ambiente, causando danos muitas vezes irreversíveis e de difícil recuperação.

A liberação de radionuclídeos no ambiente pode ter origem em eventos rotineiros da operação normal de uma instalação ou em liberações acidentais, como no rompimento de fontes seladas utilizadas em aplicações de medicina. As conseqüências da liberação atmosférica de radionuclídeos podem ser avaliadas a partir de duas etapas: o momento da liberação e a deposição do material no solo. No momento da liberação do material na atmosfera, o material sofre dispersão no meio ambiente, atingindo diferentes regiões geográficas de acordo com a dinâmica ambiental envolvida. A deposição do material radioativo no solo e em outros compartimentos do meio ambiente pode ser seca (sem a presença de chuvas) ou úmida (associada à chuva).

A maior parte dos poluentes radioativos artificiais, quando liberados na atmosfera, podem se depositar diretamente sobre as plantas ou na superfície do solo, onde tende a permanecer na camada arável do solo, ficando potencialmente disponível para ser assimilado pelas raízes das plantas. Uma vez no solo, o poluente radiativo pode ser transferido para plantas (por absorção radicular) e retornar ao solo pela morte e decomposição das plantas, ou pode ser parcialmente removido do sistema pela colheita de frutos pelo homem ou consumo de plantas por animais. Pode, ainda, migrar para camadas mais profundas, atingindo as águas subterrâneas, podendo também atingir rios e lagos através do arraste, erosão ou inundação, bem como retornar ao ar pelo processo de ressuspensão. O material ressuspenso pode se depositar nas superfícies aéreas das plantas e ser novamente absorvido pelas plantas via folhas (absorção foliar), conforme ilustrado na figura 5. O processo de translocação transporta os elementos para o interior das plantas, das

raízes para os frutos e folhas, ou das folhas para outras partes das plantas. Finalmente, o destino de radionuclídeos depositados nos solos vai depender muito da capacidade dos solos de reter o radionuclídeo depositado, sendo essa capacidade de retenção depende da composição e propriedades dos solos em interação com as propriedades químicas e físicas dos radionuclídeos.

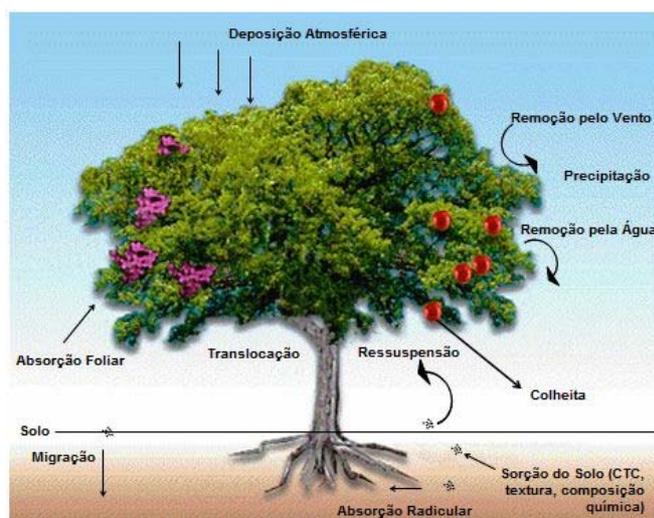


Figura 5 - Mecanismos de entrada e saída de radionuclídeos no sistema solo/planta.

Fonte: VIANA, A.G (2007)

Para avaliar o possível risco da contaminação de solos por radionuclídeos, é necessário conhecer a mobilidade e a biodisponibilidade destes no solo, as quais estão relacionadas com a forma geoquímica e a solubilidade dos elementos, além dos fatores que interferem na distribuição dos elementos químicos entre as fases sólidas e líquidas desse solo (DESMET et al, 1990; McBRIDE et al. 1997; SALAM e HELMKE, 1998).

A acidez, o baixo conteúdo de matéria orgânica, a baixa disponibilidade de certos nutrientes (como cálcio e potássio) e a presença de minerais como a caulinita e a gibsita (que são algumas das características de um solo tropical) influenciam fortemente o processo de transferência de radionuclídeos no sistema solo-planta (WASSERMAN et al, 2002).

### 1.8 A transferência solo/planta de radionuclídeos

A maior ou menor transferência de radionuclídeos do solo para as plantas determina a extensão da contaminação radioativa de alimentos e, conseqüentemente, o risco de exposição da população à radioatividade devido à ingestão de alimentos.

Modelos radioecológicos como o ECOSYS estimam a transferência de radionuclídeos entre os diferentes compartimentos de um ecossistema até chegar ao homem. Nesses modelos, os valores que quantificam interações entre os diferentes compartimentos (água, ar, solo, plantas, etc.) são referenciados como parâmetros dos modelos.

Dentre os parâmetros utilizados para tomada de decisões e para direcionar estratégias de prevenção e/ou remediação de áreas contaminadas, o Fator de Transferência (FT) é um dos mais relevantes, pois descreve numericamente a interação entre os compartimentos solo e planta para um determinado radionuclídeo em sistemas agrícolas. Esse fator é calculado levando-se em conta o conteúdo total do radionuclídeo presente na parte comestível da planta cultivada segundo recomendações agronômicas regionais:

$$FT = A_p/A_s,$$

onde  $A_p$  é a atividade na planta em Bq/kg de peso seco, e  $A_s$  é a atividade no solo em Bq/kg de peso seco, utilizando os 20 primeiros centímetros do solo (IUR,1989).

De um modo geral, estudos realizados sobre a transferência solo/planta de radionuclídeos em sistemas agrícolas realçam que o padrão de absorção de radionuclídeos é influenciado pelas seguintes variáveis:

- **Propriedades físico-químicas do elemento químico:** A forma química, o estado de oxidação, a concentração e a disponibilidade dos elementos no solo e, no caso de radionuclídeos, a meia vida física, são variáveis que condicionam maior ou menor absorção vegetal (CAWSE e TURNER, 1982; SUTCLIFFE e BAKER, 1989). A especiação do radionuclídeo, sob determinadas condições ambientais, controlará fatores como a solubilidade, a adsorção às superfícies, a disponibilidade biológica e a toxidez (STUMM, e MORGAN,1981);
- **Metabolismo e fisiologia da espécie:** A taxa de assimilação depende, em parte, das necessidades metabólicas das espécies em relação ao elemento

químico considerado. Elementos radioativos de comportamento químico análogo a nutrientes essenciais podem ser assimilados em grande quantidade. No entanto, a idade do vegetal, a via de absorção (foliar ou radicular), as características morfológicas das espécies (profundidade das raízes e tamanho folhas) e características metabólicas (mecanismos de exclusão iônica) condicionarão maior ou menor concentração dos elementos na parte do vegetal considerada (EVANS e DEKKER, 1966; SIMMONDS, 1985);

- ***Propriedades físicas, químicas e biológicas do solo:*** a textura, a fertilidade, o conteúdo de matéria orgânica, o pH e sua composição mineralógica determinam o grau de disponibilidade e mobilidade de elementos traços, nutrientes e radionuclídeos (FRISSEL et al., 2002; WASSERMAN et al., 2002a). Os microorganismos do solo também possuem um papel importante na degradação da matéria orgânica e absorção e na ciclagem de nutrientes (BOUWMAN et al., 1994). Processos de competição iônica entre o radionuclídeo e nutrientes de comportamento químico análogo ao radionuclídeo influenciam igualmente a taxa de assimilação das plantas (WASSERMAN et al., 2008a). Com relação aos processos geoquímicos, deve-se ressaltar o papel da co-precipitação em floculações férricas de oxi-hidróxidos e da adsorção e complexação por produtos orgânicos como mecanismos extremamente eficientes na remoção de um grande número de radionuclídeos da solução do solo (WASSERMAN et al., 2008a). Deve-se considerar ainda que as práticas agrícolas de adubação, calagem e irrigação, modificam algumas características dos solos e por isso influenciam de maneira marcante os processos de absorção radicular. A existência de diferentes tipos de solos, de vegetação e níveis de tecnologia, envolvidos na produção agrícola, resultam em uma grande dispersão dos valores de fatores de transferência solo/planta medidos para um determinado elemento. (AARKROG, 1979; SIMMONDS, 1985; SHAW e BELL, 1991; WASSERMAN et al., 2008b).

Em 1997, o programa de pesquisa coordenado pela IAEA/FAO/IUR sobre “Transferência de Radionuclídeos do Ar, Solo e Águas Continentais para a Cadeia Alimentar do Homem no Ambiente Tropical e Subtropical” concluiu que não existe diferença sistemática entre os valores de fator de transferência observados em

ambientes sob diversos climas. Contudo, esse programa permitiu as seguintes genéricas conclusões:

1. O tipo de solo é um dos fatores dominantes que influenciam na transferência de radionuclídeos do solo para as plantas;
2. Não há diferenças sistemáticas nos valores de Fator de Transferência solos/planta entre as diferentes zonas climáticas. No entanto, alguns valores extremos têm sido relatados em ambientes individuais, particularmente nos trópicos;
3. Fatores químicos, como pH do solo, afetam a absorção de Cs e Sr em sistemas tropicais. Menores valores de pH geralmente aumentam a disponibilidade para plantas;
4. Solos com elevadas concentrações de potássio ou de cálcio geralmente diminuem a absorção radicular de Cs ou Sr, presumivelmente por inibição competitiva de nutrientes análogos;
5. Se para um determinado radionuclídeo, um solo apresenta características que favoreçam sua transferência para plantas, todas as plantas cultivadas nesse solo apresentarão elevada concentração desse radionuclídeo.

### 1.9 Mobilidade e biodisponibilidade do $^{137}\text{Cs}$ nos solos

De acordo com KRUYTS e DELVAUX (2002) as interações de um elemento radioativo com o solo podem resultar na retenção dele por certos componentes do solo, na absorção por organismos vivos presentes nesse solo como, por exemplo, raízes de plantas, e/ou na migração do radionuclídeo para horizontes mais profundos.

É fundamental entender como as características do solo influenciam na capacidade que o elemento tem de se deslocar no ambiente e na sua disponibilidade para a absorção pelas raízes, já que, como mencionado anteriormente, essa habilidade é dependente da interação do solo com o radionuclídeo, podendo assim variar de elemento para elemento em um mesmo solo.

As características dos solos de clima tropical, tais como acidez, baixo conteúdo de matéria orgânica, baixa disponibilidade de certos nutrientes, como cálcio e potássio,

e a presença de minerais, como a caulinita e a gibsitita, influenciam fortemente nos processos de transferência de radionuclídeos no sistema solo-planta (WASSERMAN et al, 2002b). Segundo LIMA e FONTES, 2007, a retenção dos metais pesados e, conseqüentemente, a vulnerabilidade a essa contaminação em solos, se deve principalmente às propriedades ligadas à adsorção e à dessorção, citando-se, entre as principais, a capacidade de troca catiônica (CTC), área superficial específica (ASE), teores de óxidos (de ferro, alumínio e manganês), pH, teor de matéria orgânica, teor de argila, profundidade dos solos e tipologia das argilas.

Estudos radioecológicos desenvolvidos nas mais diversas zonas climáticas permitiram observar alguns padrões de comportamento para o  $^{137}\text{Cs}$  que possibilitam a previsão do destino desse radionuclídeo no sistema solo/planta. FRISSEL et al (2002), ao analisar o banco de dados da IUR de valores de fator de transferência solo/planta, identificou as propriedades mais relevantes de um solo para se estimar os valores de transferência solo/planta do  $^{137}\text{Cs}$  para cereais e as variações de valores de FT observadas nos diversos ambientes agrícolas estudados. Assim, de acordo com FRISSEL et al (2002), o nível de fertilidade de um solo, o pH e o conteúdo de potássio trocável seriam fatores determinantes no processo de transferência solo/planta do  $^{137}\text{Cs}$  (ver figura 6). Conforme a figura 6, podemos observar que os valores de FT em solos férteis diminuem significativamente com o tempo, enquanto na região mais crítica esses valores são elevados e permanecem elevados muitos anos após a contaminação com o  $^{137}\text{Cs}$ . Em seu trabalho, FRISSEL et al (2002) utilizou o grupo dos cereais como referência, de forma que pudesse posteriormente determinar os valores de FT para qualquer outra cultura a partir da multiplicação dos valores obtidos por um fator de conversão, visto que existe uma certa proporcionalidade de absorção para um mesmo elemento entre as diversas culturas. É importante lembrar que as propriedades de um solo que são relevantes para o Cs podem não ser para outros elementos.

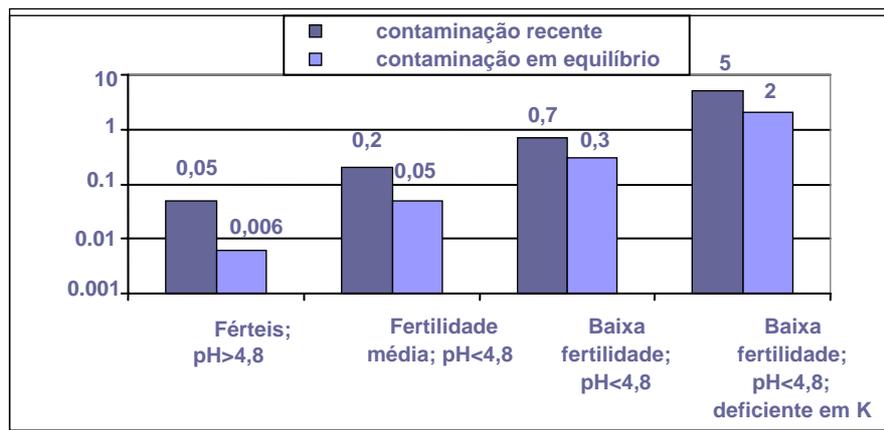


Figura 6 - Valores de FT para  $^{137}\text{Cs}$  esperados para cereais em função de propriedades dos solos e do tempo decorrido após o acidente (modificado de Frissel et al.,2002).

A seguir, cada um desses parâmetros será discutido individualmente com referência ao comportamento do  $^{137}\text{Cs}$ .

#### 1.10 Potássio trocável versus FT

Quando uma planta necessita de um dado nutriente e esse elemento encontra-se em quantidades insuficientes para suas necessidades fisiológicas, a planta pode absorver outros elementos que sejam quimicamente semelhantes aos elementos essenciais à sua nutrição. Segundo FRISSEL et al. (2002), os valores de potássio trocável em um solo influenciam a absorção radicular do céσιο somente até um certo limite: em solos deficientes em potássio trocável (valores  $< 0,05 \text{ cmol/kg}$ ), espera-se uma transferência solo/planta elevada ( $\text{FT} > 1$ ). Porém, solos com suprimento adequado de potássio poderão ter o FT influenciado por outras variáveis, mas ainda assim o FT será  $< 1$ . A figura 7, publicada em WASSERMAN et al (2004), apresenta valores de FT para Cs, determinados para o milho em função do teor de K trocável medidos em solos brasileiros, e esses dados regionais corroboram a tendência apontada por FRISSEL et al (2002).

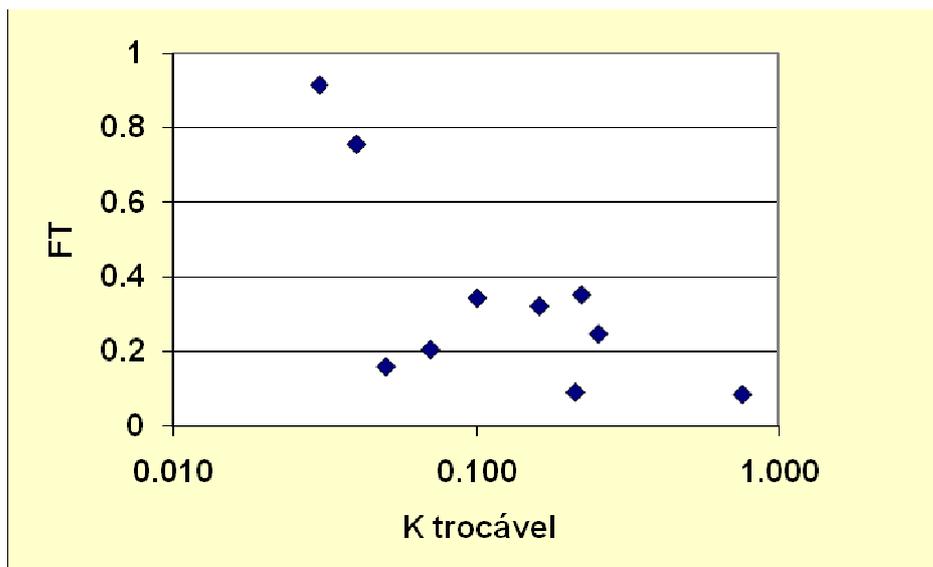


Figura 7 - Valores de FT para Cs determinados para o milho em função do teor de K trocável

### 1.11 PH

Na figura 8, são apresentados os valores de FT para o Cs determinados para o feijão, em função do pH, segundo dados da IUR (1989). Esses dados para o feijão confirmam a tendência observada por FRISSEL et al. (2002) para cereais, na qual os maiores valores de FT ocorrem em solos ácidos. De acordo com FRISSEL et al. (2002), os valores críticos para FT em função do pH ocorrem abaixo de 4,8, muito embora possa existir uma correlação linear entre esses parâmetros.

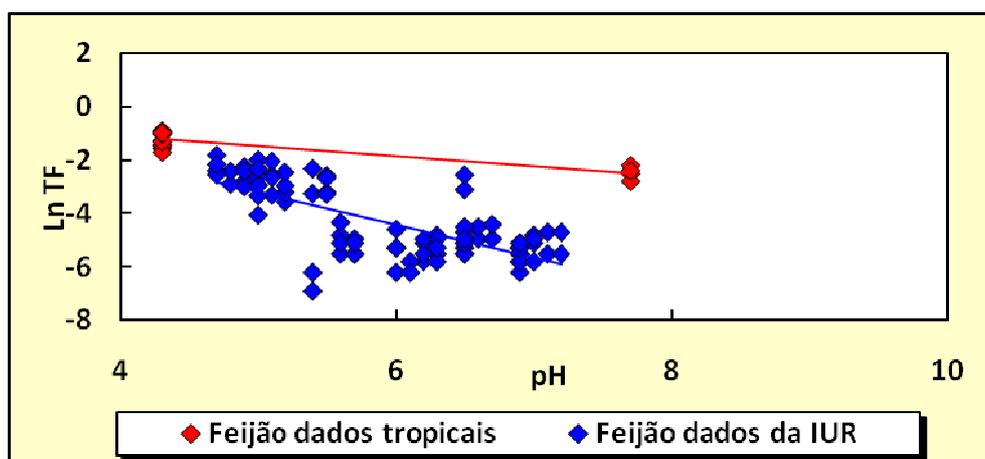


Figura 8 - valores de FT (Ln) para o Cs determinados para feijão em função do pH

### 1.12 Capacidade de troca catiônica- CTC

A Capacidade de Troca Catiônica (CTC) é definida como sendo a soma de cátions que um solo pode adsorver (principalmente Ca, Mg, K, Na e  $\text{NH}_4^+$ ) devido à presença de cargas negativas em sua superfície. Essa é uma reação de dupla troca que ocorre entre a superfície de uma fase sólida e a solução do solo, sendo instantânea e reversível. Essa reação acontece em função do poder desalojante dos cátions em solução e depende dos seguintes fatores:

1. Valência dos cátions: quanto maior a valência, maior é o poder desalojante (quando a concentração é igual);
2. Raio iônico do cátion: quanto maior o raio iônico, maior é o poder desalojante;
3. Hidratação do cátion: os menos hidratados têm maior poder desalojante;
4. Concentração do cátion: os cátions em maior concentração possuem maior poder desalojante.

A carga negativa nas superfícies das partículas dos solos é consequência, principalmente, da presença de materiais, como a matéria orgânica e as argilas. As cargas negativas permanentes nos minerais argilosos são devido às substituições do Al ou Si por elementos com uma valência menor como, por exemplo, o alumínio ( $\text{Al}^{3+}$ ) sendo substituído por ferro ( $\text{Fe}^{2+}$ ) ou magnésio ( $\text{Mg}^{2+}$ ), levando a uma carga líquida negativa na argila. As cargas negativas permanentes nos minerais argilosos são também decorrentes de bordos imperfeitos ou quebrados. Assim, ao se triturar um solo, aumenta-se a sua capacidade de reter cátions. Cargas negativas ainda podem ocorrer em minerais secundários e em compostos orgânicos, porém essas cargas não são permanentes e dependem do pH:

- As cargas negativas irão atrair e reter as espécies catiônicas como  $\text{Cs}^+$  ou  $\text{Sr}^{2+}$ , entre outras. Na matéria orgânica, a carga negativa é decorrente da dissociação dos grupos  $\text{COOH}$  e  $\text{OH}$  e fornece um mecanismo semelhante ao das argilas para reduzir a presença de radionuclídeos na solução dos solos e reduzir assim a sua disponibilidade para a absorção das plantas;
- Óxidos e hidróxidos de Fe e Al possuem carga negativa variável decorrente da protonação e desprotonação das superfícies e estas dependem também do pH do solo.

A título de ilustração, segue a amplitude de valores de CTC para os principais componentes de um solo: Óxidos e hidróxidos de Fe, de 2 a 6; caulinita, de 3 a 15; ilita, de 10 a 40; vermiculita, de 100 a 150; montemorilonita, de 80 a 150; e a matéria orgânica, de 200 a 400. Logo, a CTC de um solo será principalmente decorrente da mineralogia e do teor de matéria orgânica.

Como foi salientado anteriormente, as chuvas mais intensas e temperaturas mais altas de áreas tropicais e sub-tropicais promovem a degradação mais rápida e mais extensa de 2:1 minerais de argila em estruturas mais simples, como caulinita, goethita, hematita e gibbsita, que conduzem à perda da maioria dos tipos de argila mineral 2:1 do perfil superior e, em consequência, a baixos valores de CTC.

O documento Technical Reports Series n° 363 (AIEA, 1994) sugere as seguintes contra-medidas para solos contaminados com o  $^{137}\text{Cs}$ : o aumento da concentração do íon potássio (via adubação), a imobilização do radionuclídeo por adição de argilas minerais e o uso de fertilizantes orgânicos que, em suma, aumentam a CTC de um solo.

WASSERMAN (1998), através dos resultados de extração sequencial do  $^{137}\text{Cs}$ , sugere a relevância dos oxi-hidróxidos de ferro no controle da fitodisponibilidade potencial desse radionuclídeo em latossolos brasileiros. Esse estudo, realizado em paralelo com experimentos de transferência solo-planta, demonstrou que uma elevada percentagem de  $^{137}\text{Cs}$  permanece disponível para a assimilação biológica por vários anos após sua introdução no solo. RIISE et al. (1990) e OUGHTON (1990), trabalhando em solos de clima temperado, observaram que o  $^{137}\text{Cs}$  pode progressivamente se incorporar em estruturas minerais como argilas de alta atividade, reduzindo com o tempo a transferência para as plantas. WASSERMAN et al. (2006) identificaram que o nitossolo (de origem subtropical e contendo argila de alta atividade) efetivamente apresentou menor fator de transferência solo/planta (FT) para todas as culturas consideradas e para todos os radionuclídeos estudados ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$  e  $^{90}\text{Sr}$ ). No entanto, todos os outros solos estudados apresentavam somente argila de baixa atividade (latossolo vermelho-amarelo, latossolo vermelho, nitossolo tropical e argissolo) e os valores de FT observados foram de uma a duas ordens de grandeza superiores aos observados em solos de clima temperado, principalmente no caso do  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{60}\text{Co}$ . A presença de matéria orgânica também afeta a sorção do  $^{137}\text{Cs}$ , embora a adsorção desse elemento radioativo pelas cargas negativas das substâncias

húmicas seja mais fraca que a sorção pelos componentes argilo-minerais do solo (ROCHEDO e WASSERMAN, 2003).

## **2 GEOPROCESSAMENTO E SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS (SIG)**

O geoprocessamento é um conjunto de tecnologias computacionais e técnicas utilizadas para o processamento, espacialização, edição, manutenção e visualização de dados cartográficos e suas informações relacionais observadas.

Pode-se definir um Sistema de Informação Geográfica (SIG) como: “Um sistema de informações baseado em computador que permite a captura, modelagem, manipulação, recuperação, análise e apresentação de dados georeferenciados” (WORBOIS, 1995).

Um SIG é uma técnica de geoprocessamento, considerada a mais ampla delas, pois pode englobar todas as demais, mas nem todo o geoprocessamento pode ser considerado um SIG (PINA e SANTOS, 2000). A principal diferença entre um SIG e um geoprocessamento é a análise, em que um SIG através de técnicas de geoprocessamento obtém respostas a problemas conhecidos, a partir de dados espaciais e dados tabulares.

CLARKE (1986) define uma série de características comuns e componentes que podem ser usados para dar aos SIG uma definição funcional, tais como a associação de informações observadas ou levantadas às feições espaciais; as relações topológicas; arquivos ou estruturas de dados comuns; a habilidade do sistema para executar as funções de coleta, armazenamento, recuperação, edição, análise e visualização automática de mapas.

Uma das vantagens de se trabalhar com um sistema de informações geográficas é a possibilidade de trabalhar com um grande universo de fontes de dados, de forma que a entrada de dados é automatizada e a informação mantida nos sistemas de origem, o que permite uma usabilidade do sistema superior a uma utilização baseada na manipulação manual dos dados e na execução das análises.

## 2.1 Desenvolvimento de um SIG

No desenvolvimento de um mapa, quando o fenômeno representado não é fisicamente observável ou diretamente mensurável, é necessário desenvolver formas de determiná-lo e assim poder representá-lo tematicamente em um mapa. Nessa tarefa, utilizamos os conceitos de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) que permitem integrar espaço geográfico (dados), tecnologia, processos e conhecimento prévio (pessoas) para a criação de análises onde a variável geográfica é determinante.

A base de dados cartográfica digital é fundamental para o desenvolvimento de um SIG. Através da representação gráfica do meio físico onde o fenômeno acontece, pode-se representá-lo com grande veracidade, obtendo tendências e movimentações dele no espaço.

A dimensionalidade dos fenômenos é definida em função das características espaciais que serão representadas. Com base nas suas dimensões, o comportamento espacial dos fenômenos pode ser caracterizado como adimensional, no caso de feições pontuais; unidimensional, para feições lineares; bidimensional, quando se trata de feições de área; ou tridimensional, para feições volumétricas. O termo feição engloba todos os objetos ou conceitos que possuem uma localização específica em relação à superfície terrestre (ROBBI, 2000).

Para o intuito deste trabalho, definiremos base cartográfica como o conjunto de dados digitais que representam vetorialmente os aspectos naturais e artificiais de um determinado espaço geográfico, onde a escala de representação e o sistema de referencia utilizados dependem dos métodos de levantamento utilizados, bem como a sua aplicação final.

Dessa forma, é necessário entender o objetivo final do mapa, a sua forma de leitura ou disseminação e, a partir das bases disponíveis para aquisição, ou dos métodos de levantamentos acessíveis, obter uma base cartográfica da região de estudo que tenha as características geométricas e qualitativas necessárias.

Essa base pode ser conseguida a partir de levantamentos topográficos, restituição aerofotogramétrica, levantamento geodésico ou através de outros métodos de levantamentos precisos e compatíveis com a aplicação do SIG. Comumente, consegue-se comprar bases cartográficas digitais com qualidade

suficiente para aplicações científicas e até utilizar bases disponibilizadas gratuitamente por órgãos oficiais da cartografia nacional, como o IBGE.

Quando a base cartográfica utilizada é originalmente de outros projetos ou adquirida sem a possibilidade de se escolher suas opções geométricas, formatos de entrega e sistemas de referencia, é necessário um trabalho de adequação desta informação. Esse trabalho de adequação é desenvolvido utilizando programas especializados e que são desenhados para minimizar os erros de transformações e de manipulação de usuário.

Nesses mesmos programas, é feita a associação de informações qualitativas às feições, inserindo diretamente a informação nas planilhas associadas aos dados espaciais ou criando-se uma relação ou junção de tabelas. Assim, pode-se representar tematicamente um fenômeno no espaço geográfico ao qual ele se refere.

O sistema de informação geográfica (SIG) também é importante no processo de repetição do processo em que outros usuários têm acesso às informações conseguidas ou à metodologia aplicada utilizando o mesmo aparato tecnológico ou similar. Em várias plataformas de software voltadas à cartografia, especialmente destinados ao desenvolvimento de SIGs, é comum termos módulos que permitem a personalização de processos, o desenvolvimento de *scripts* e a criação de modelos complexos de análise espacial que permitam a otimização da obtenção da informação, assim como o compartilhamento digital do recurso.

Uma das fases do SIG é a representação, ou seja, a forma de saída do resultado das análises desenvolvidas. Na maioria das vezes, utiliza-se o mapa como meio de representação do estudo, permitindo que o leitor tenha outro entendimento do fenômeno, tal como a percepção de concentrações e movimentações dele no espaço. Esses mapas podem ser analógicos, quando o produto final é impresso e manipulado diretamente pelas mãos do leitor ou em meio digital que permite utilizar figuras, arquivos de documento portátil georeferenciado (Geo-PDF); ou mapas dinâmicos, onde tanto os mapas como o processo podem ser disponibilizados em um site para utilização via navegador.

## 2.2 Componentes de SIG

Os componentes básicos de um SIG são: interface com usuário; entrada e integração de dados; consulta e manipulação; saída de dados e sistema de gerência de banco de dados. Cada sistema de informações geográficas, em função de seus objetivos e necessidades, implementa esses componentes de forma distinta, mas todos estão presentes em um SIG.

A interação do usuário com o sistema pode ser através de uma interface gráfica com menus ou através de uma linguagem de comandos, onde o usuário determina uma sequência de operações a ser executada.

Na entrada e integração de dados, realiza-se a conversão de dados externos para um formato interno de trabalho do SIG. Os dados externos podem estar na forma de mapas e tabelas de atributos em papel, arquivos de mapas digitalizados, imagens de satélites, fotografias, etc. Atualmente, o caráter interoperável das plataformas de SIG permite que a diversidade de fontes, os formatos, e a entrada de dados não sejam mais um impeditivo de sua execução.

O componente Sistema de Gerência de Banco de Dados (SGBD) é responsável pelo armazenamento e recuperação dos dados no banco de dados geográfico digital do SIG. Para que esses dados tenham uso prático, é necessário que o SGBD possua as seguintes características: eficiência (acesso e modificações de grandes volumes de dados); integridade (controle de acesso por múltiplos usuários); e persistência (manutenção de dados por longo tempo, independentemente dos aplicativos que acessem o dado). O componente de consulta e manipulação interage com o SGBD para extrair as informações desejadas pelo usuário. Fazem parte deste módulo as funções de processamento de imagens, consulta e análise espacial.

Com o aprimoramento da tecnologia de geoprocessamento, alguns formatos de intercâmbio de dados estão se estabelecendo como padrões de fato, e isso tem permitido o uso de pacotes específicos como, por exemplo, pacotes estatísticos fora do ambiente do SIG. A conversão dos dados do formato interno para um formato de intercâmbio é feita por rotinas do componente de saída. A figura 9 ilustra o relacionamento entre os principais componentes de um SIG.

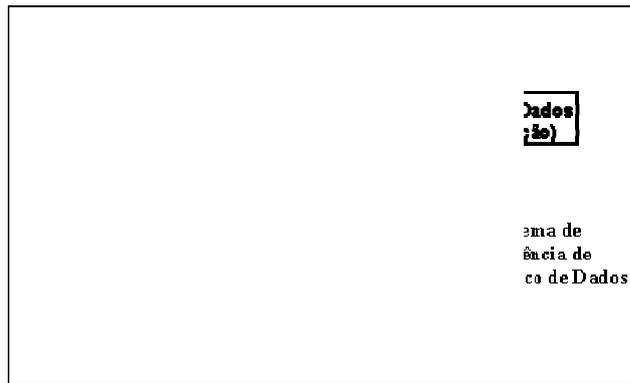


Figura 9 - Os componentes de um Sistema de Informações Geográficas (SIG) Fonte: adaptada de CÂMARA, G. (1995).

### 2.3 Do dado à informação geográfica

O fluxo dos dados no processo de conversão de dados geográficos em informações geográficas e a posterior utilização dessas informações na geração de ações de controle podem ser decompostos em várias etapas distintas, conforme ilustrado na figura abaixo.

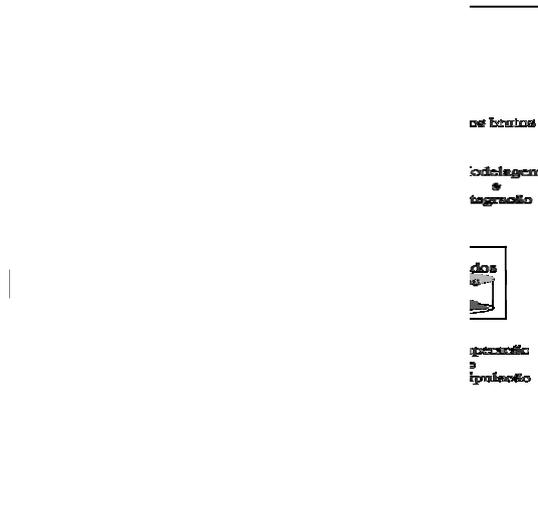


Figura 10 - Ciclo de extração e utilização de informações

Fonte: adaptada de ARONOFF (1989), pg 34.

A primeira etapa compreende a aquisição dos dados através de várias formas de levantamentos, como: satélites, aviões, equipamentos manuais em campo, etc; e os níveis de medidas (nominal, ordinal, intervalo e razão). O resultado dessa etapa pode ser uma grande massa de dados em diversos formatos, analógicos e digitais, e possivelmente sem uma organização lógica.

A etapa seguinte é a modelagem e a integração desses dados em uma base comum, gerando um banco de dados geográfico no formato digital. Esse banco pode estar associado a uma ferramenta de SGBD ou se utilizando uma plataforma proprietária.

A terceira etapa, que compreende a recuperação e a manipulação dos dados disponíveis no banco, tem por objetivo a análise e extração de informações que possam eventualmente estar implícitas nos dados. A próxima etapa é a utilização das novas informações no suporte à tomada de decisões.

## 2.4 Estruturas de dados geográficos e seus atributos

Há dois modelos de dados fundamentais para representar o componente espacial da informação geográfica: o modelo vetorial e o modelo matricial. O modelo vetorial enxerga o espaço geográfico como uma coleção de objetos que podem ser representados como pontos, linhas ou polígonos. Numa determinada escala, por exemplo, os estados de um país podem ser representados como polígonos, e suas capitais, como pontos.

O segundo modelo subdivide o espaço em campos, que podem ser modelados de diferentes maneiras, como, por exemplo, uma grade de células (*pixels*) numa imagem de satélite; uma grade de pontos regularmente espaçados no modelo de elevação digital; um conjunto de polígonos não sobrepostos em um mapa de solos ou isolinhas digitalizadas em um mapa de contorno. Enquanto o modelo vetorial é mais utilizado nas áreas de ciências sociais e epidemiologia, o modelo de campos é mais comum nas ciências ambientais.

## 2.5 Aplicações e funções de um SIG

O SIG tem aplicações numa enorme variedade de campos: Logística, Geologia, Agricultura, Planejamento, Segurança Pública, Preservação de Recursos Naturais e muitos outros. Em quase todos esses campos, há necessidade de ênfase na coleta, integração e análise de dados espaciais, que naturalmente podem ser tratados por um SIG. Um SIG executa cinco processos básicos:

- **Entrada de dados:** permite a utilização de múltiplos formatos e fontes de dados digitais. Alguns formatos de dados mais antigos precisam ser convertidos para extensões mais atuais em conformidade às plataformas SIG disponíveis no mercado. A entrada de dados pode acontecer através de inserção direta do arquivo (SHP, DWG, IMG, TIFF, JPEG, etc), conexão a um SGBD (Oracle, Microsoft SQL Server, Postgres, etc), a um serviço de dados (WFS / WMS) ou, mais modernamente, a um serviço de mapa básico composto de mapas topográficos, imagens de satélite, mapas temáticos e outras formas de visualização cartográfica pré-definidas pelo fornecedor e prontos para consumo;
- **Manipulação:** muitas vezes, os dados exigidos por um determinado SIG necessitam ser manipulados de forma que se tornem compatíveis com o sistema em uso ou aplicação em desenvolvimento. O exemplo mais típico dessa situação é o de informações disponíveis em diferentes escalas de detalhes que precisam ser trazidas para uma base única e, às vezes, são generalizadas para isso. No caso das imagens de satélite, elas devem ser processadas e interpretadas de forma controlada ou automática, e são utilizadas para compor as camadas de informação. As suas informações podem, ainda, dar origem a novos mapas, integrados a um SIG;
- **Gerenciamento de dados:** no caso de pequenos projetos, pode ser suficiente o armazenamento de dados simplesmente como um conjunto de arquivos. No entanto, quando o volume de dados, o número de usuários e a complexidade da aplicação aumentam, torna-se indispensável o uso de um Sistema Gerenciador de Bancos de Dados (SGBD).

- **Consultas e análise:** Através de um SIG pode-se obter respostas a questões simples, como: quem é o dono de um terreno? Qual a distância entre dois pontos? Onde se localiza o Distrito Industrial? Cada uma dessas questões diretas é chamada *query*, isto é, consultas a informações já conhecidas em banco. Um SIG pode também responder a questões mais complexas que requerem operadores lógicos, sobreposição de camadas, funções de distância e até modelos matemáticos sofisticados, que se transformam em *scripts* que podem ser intercambiados entre os usuários da organização;
- **Visualização:** a visualização das informações e das análises de um SIG é fundamental para o usuário entender a distribuição do fenômeno estudado, suas tendências e movimentações, bem como obter de forma executiva as respostas necessárias às tomadas de decisão de sua instituição. Atualmente as formas de saída de um SIG abrangem desde simples mapas impressos e/ou digitais, gráficos, relatórios, mapas dinâmicos; chegando até a interação com sistemas computacionais legados e corporativos da empresa, como, por exemplo, um sistema de aviso à população sobre catástrofes naturais, através do qual se pode disparar automaticamente mensagens eletrônicas, SMS ou sirenes nas áreas determinadas nas análises geográficas.

## 2.6 Arquiteturas de um SIG

Um sistema de informação geográfico (SIG) tem funções básicas bem definidas, como: capturar, armazenar, editar, consultar, analisar e visualizar dados espaciais e alfanuméricos. A relação entre como o dado espacial é armazenado e como ele é utilizado pelo sistema desenvolvido decide a usabilidade do SIG, assim como suas estratégias de implementação.

Em geral, um SIG assume a seguinte estrutura: na camada mais baixa, o armazenamento dos dados e o relacionamento com os dados relacionais; em uma

camada intermediária, as funções de entrada de dados, consulta e análise espacial, visualização e plotagem; e na última camada, a interface com o usuário, onde se gerenciam todas as informações e utilização das funções envolvidas.

Um SIG pode assumir diferentes arquiteturas de construção e depende da forma que o dado é armazenado e como se relaciona com o sistema. As arquiteturas de um SIG são a híbrida, a integrada baseada em SGDBs relacionais e a integrada baseada em extensões espaciais sobre SGDBs objeto-relacionais.

A arquitetura híbrida ou dual é baseada no modelo georrelacional, onde os arquivos de dados espaciais são armazenados em arquivos com extensão específica do sistema, muitas vezes proprietária. Os dados não espaciais são armazenados num SGBD relacional, e as tuplas de sua tabela relacionadas às feições espaciais a partir de chaves comuns.

As tuplas das tabelas do banco de dados correspondem cada uma, a uma feição espacial armazenada no arquivo de geometria. Nessas tabelas, são armazenadas características observadas ou físicas dessas feições naturais ou artificiais da superfície terrestre (Figura 11).

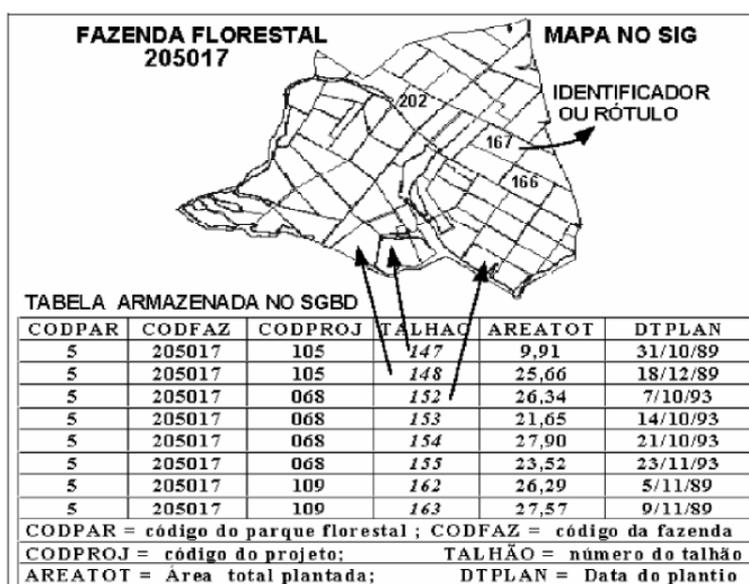


Figura 11 - Relação entre as feições geográficas e as tuplas.

## 2.7 Arquitetura integrada

A arquitetura integrada permite o armazenamento de ambas as informações espacial e relacional, diretamente no SGBD, dando ao usuário maior gerência sobre a informação, integridade de dados e controle. Atualmente, existem duas formas integradas de armazenamento de informação: aqueles SGBD's que armazenam a informação espacial em campos longos, chamados BLOB's; e aqueles que possuem a tipagem espacial definida em sua construção, prevendo operadores para manipular esses tipos, estendendo assim seu modelo de dados e sua linguagem de consulta.

### 2.7.1 Arquitetura integrada baseada em SGBD's relacionais

Na arquitetura baseada em SGBD's relacionais, as informações espaciais são armazenadas em campos longos binários, definidos como BLOB, o que permite ao usuário manter todas as informações em um único repositório, mas impede que se conheça a semântica do seu conteúdo. Dessa forma, todas as consultas e métodos de acesso espacial devem ser implementados diretamente no sistema e não no SGBD.

Hoje, existem no mercado vários fornecedores de acesso que permitem a gravação e leitura de informações espaciais armazenadas em campos longos, dando ao usuário a possibilidade de trabalhar com SGBD's integrados ao seu sistema de informação geográfica.

### 2.7.2 Arquitetura integrada baseada em extensões espaciais sobre SGDB objeto-relacionais

Nessa arquitetura, os dados espaciais são armazenados diretamente no SGBD através da criação de uma tipagem espacial definida em sua construção. Esta é a arquitetura mais adequada para trabalhar dados complexos, como o dado geográfico, fornecendo em seu modelo de dados tipos como ponto, linhas e polígonos, além de gerar meios de manipulá-los da mesma forma que a um dado relacional. Um SGBD que possui o tipo geográfico estende a linguagem SQL a operações e consultas aos dados espaciais.

As extensões comerciais baseiam-se nas especificações do OpenGIS possuindo modificações nos modelos de dados, semântica dos operadores espaciais e mecanismos de indexação. Entre as ferramentas disponíveis estão o Oracle Spatial, PostGIS e, mais recentemente, o lançamento do SQL Server 2008, que contém em sua configuração os tipos geográfico e geométrico.

### 3 IMPLEMENTAÇÃO DO SIG:

No processo de criação do SIG para a obtenção do mapa da vulnerabilidade de solos à contaminação por  $^{137}\text{Cs}$ , foi utilizado como guia um esquema macro de atividades (Figura 12), onde se pôde obter uma relação direta entre as etapas de criação e da posterior aplicação da metodologia em uma área piloto.

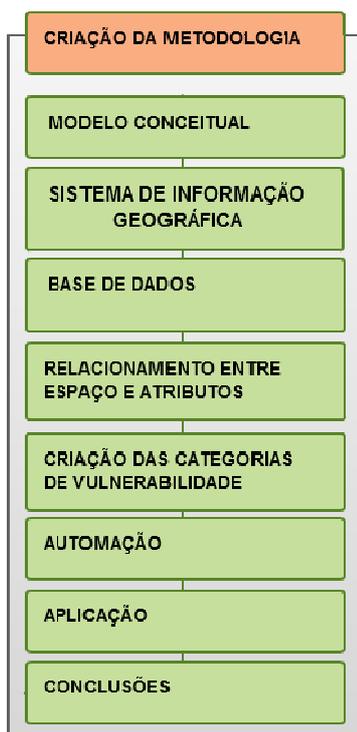


Figura 12 - Etapas do trabalho

### 3.1 Tecnologia – software SIG

Na construção de mapas ou no desenvolvimento de sistemas de informações geográficas, é fundamental o apoio tecnológico de aplicações, equipamentos e infraestrutura. Devido ao conhecimento anterior adquirido no uso da ferramenta, utilizou-se, neste trabalho, a família de produtos *ArcGIS*, da plataforma Esri, na construção da área teste conceitual, na manipulação da base cartográfica, na construção do SIG, na automatização, na visualização e representação dos resultados. Porém, outras plataformas de software SIG, inclusive produtos em Software Livre, poderiam ser utilizados sem prejuízo do resultado obtido.

A plataforma Esri divide-se em produtos para os ambientes *desktop*, servidor e móvel, que podem fazer parte de uma estrutura local, corporativa ou remota (servidores externos a organização), e tem por objetivo criar, visualizar, colaborar, publicar, gerenciar e analisar a informação geográfica (Figura 13).

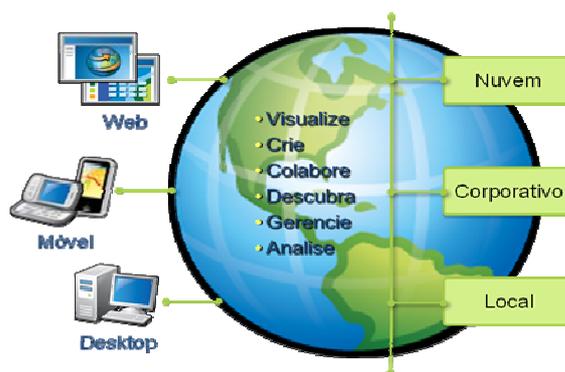


Figura 13 - Plataforma Esri. Fonte: Esri, 2010.

O produto *ArcGIS Desktop*, na sua décima versão, é composto por três aplicativos, o *ArcMap*, o *ArcCatalog* e o *ArcToolBOX*, os quais são destinados à manipulação e à representação da informação geográfica; gerenciamento de dados; e repositório de ferramentas e funções, respectivamente.

Como outras soluções que aderem aos padrões abertos, a plataforma Esri tem a característica interoperável de acesso às diversas fontes de dados, o que traz uma liberdade na composição de camadas de um SIG, mas também permite converter e centralizar em um único repositório, no formato de banco de dados geográficos, todas as informações geométricas e tabulares referentes ao trabalho desenvolvido. Por esses motivos, utilizou-se, neste trabalho, a tecnologia Esri

*Geodatabase*, no seu formato *FileGeodatabase*, para o armazenamento dos dados utilizados em seu desenvolvimento.

O *Filegeodatabase* é um banco de dados espaciais, armazenado no formato de diretório no sistema de arquivo, que prevê a centralização da informação espacial, a manutenção de um único sistema de referência, maior controle de versões, maior performance, grande capacidade de armazenamento e não precisa de um sistema de gerenciamento de banco de dados para sua manutenção. O *Geodatabase* mantém em sua estrutura feições, diretório de feições, topologias, catálogos de imagens, informações de rede, localizadores de endereços, tabelas etc. Todo o seu gerenciamento acontece através da plataforma *ArcGIS Desktop* e permite o relacionamentos como os bancos relacionais tradicionais.

O lado negativo dessa solução é o seu relativa restrição: apesar da Esri publicar uma API de acesso aos elementos do *Filegeodatabase*, essa API é limitada e não pode acessar todos os elementos. Para acesso total por outras aplicações, é necessária a aquisição de uma licença de *ArcObjectcs*. Uma solução alternativa e livre seria o uso do Banco de Dados *PostgreSQL* com sua extensão espacial *PostGIS*.

Atualmente, a infraestrutura de *hardware* utilizada não é mais um impeditivo nas análises computacionais. A plataforma de software utilizada é executada sem maiores problemas a partir de um microcomputador comum, com processador Intel Pentium 4 ou superior e com memória RAM disponível de 2GB ou superior.

## 3.2 Base de dados

A base de dados é fundamental para a análise e construção de um mapa. Definimos como base de dados necessários ao desenvolvimento deste trabalho todos os dados geográficos e não geográficos que serão associados à região de estudo. Os dados geográficos em questão são os dados vetoriais referentes ao levantamento das características físicas da área de estudo. Foi utilizado também o conceito de área teste conceitual, que corresponde a uma área de geometria regular, fictícia, que auxiliou este trabalho a determinar as categorias de classificação de radiovulnerabilidade que seriam aplicadas na área de estudo.

### 3.2.1 Área teste conceitual

Para a criação das faixas de classificação de radiovulnerabilidade, foi necessário criar uma área conceitual, fictícia, que compilasse um grupo heterogêneo de solos conhecidos, de todo o mundo, com características de clima temperado, subtropical e tropical. Através dessa compilação de classes de solos, pode-se obter a vulnerabilidade a partir da relação entre os componentes químicos do solo e seus fatores de transferência conhecidos. Para isso, foi criado um arranjo regular de 25 polígonos, com 10m de aresta e distribuição matricial de 5 linhas por 5 colunas.

Esse arranjo conceitual de 25 polígonos, chamado neste trabalho de área teste conceitual, foi construído utilizando-se as funcionalidades de criação de vetores do *ArcGIS Desktop*, no formato de uma classe de feição de polígono no *File Geodatabase* do projeto. Por uma questão prática, foram utilizadas as mesmas referências espaciais da área de estudo posteriormente utilizada para a aplicação da metodologia. Como se tratava de uma área teórica para o desenvolvimento e verificação das categorias de classificação, optou-se por identificar cada um dos polígonos por uma letra do alfabeto romano (Figura 14).

U	V	W	X	Y
P	Q	R	S	T
K	L	M	N	O
F	G	H	I	J
A	B	C	D	E

Figura 14 - Arranjo de polígonos da área teste conceitual

### 3.2.2 Área de estudo

Determinamos, como região de estudo, uma área referente ao município de Castro, no estado do Paraná, na região do segundo planalto paranaense. Essa mesma área foi objeto de estudo de IESCHECK em 2006. (Figura 15).

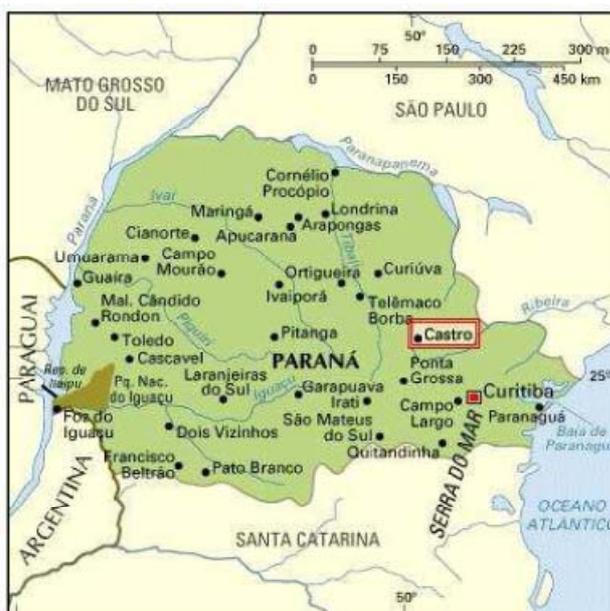
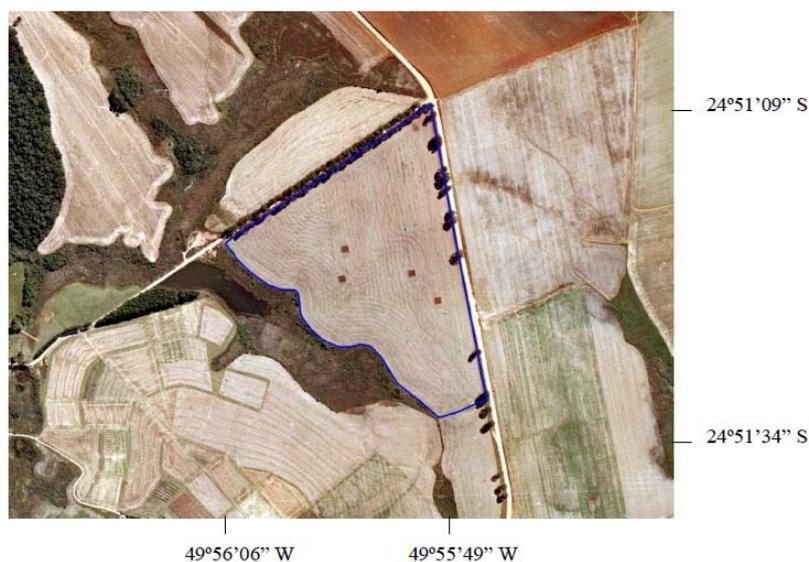


Figura 15 - Localização da área estudada (Fonte: IESCHECK, 2006).

Essa área corresponde a um talhão (Figura 16) na região central do Centro de Treinamento da Fundação ABC, abrangendo uma área de 21,5 hectares e apresentando um relevo ondulado. O talhão é caracterizado pela ocorrência de solos típicos de regiões de clima subtropical, que se assemelham pedologicamente aos solos de clima temperado, fato este que motivou sua escolha como área de estudo deste trabalho (IESCHECK, 2006).



**Figura 16 - Talhão utilizado como área de estudo (IESCHECK, 2006).**

O levantamento dessa área foi efetuado através de método topográfico, usando uma estação total Leica TC403, com precisão angular de 10", e posteriormente associada ao Datum SAD-69 (*South American Datum 1969*). Através de monólitos coletados por IESCHECK, foi executada a descrição morfológica e a análise das amostras de solos. O resultado da descrição morfológica dos 231 monólitos coletados em campo foi um mapa de solo na escala 1: 10.000, como mostrado na figura 17.

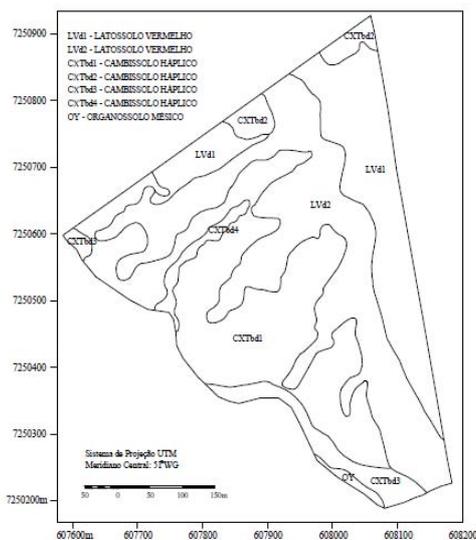


Figura 17 - Mapa de Solos (IESCHECK, 2006)

### 3.2.3 Adequação da base de dados espaciais

As bases cartográficas vetoriais podem ser construídas e estruturadas nos formatos: modelo total, modelo topológico, modelo espaguete, *Dual Independent Map Encoding*(DIME), modelo relacional, e *Digital Line Graphs*(DGL)(STAR e ESTES, J. E., 1990; ARONOFF 1989; BURROUGH, 1986).

A base cartográfica original deste trabalho foi disponibilizada no formato CAD (*Computer-aided design*), sob a extensão DWG, onde as feições de ponto, linhas e polígonos são estruturados de acordo com o Modelo Total. Por isso, foi necessário a sua adequação para o Modelo Topológico para que fosse possível o seu uso no software SIG escolhido.

O formato DWG é um formato de arquivo binário utilizado para armazenar dados tridimensionais, feições múltiplas e metadados, geralmente comuns a diversas plataformas de software CAD no mercado. O *ArcGIS Desktop* abre nativamente esses arquivos sob a extensão DWG, DGN e DXF e mantém suas características originais, mas não permite a sua edição ou vinculação de informações tabulares às feições.

Operacionalmente, o arquivo DWG, quando aberto pela plataforma Esri *ArcGIS* (Figura 18), possibilita a escolha de qual dos tipos de geometria (ponto, linha ou polígono) ou dados disponíveis se quer adicionar ao projeto. Dessa forma, é possível separar os tipos de geometria necessários e efetuar as adequações

geométricas requisitadas para se obter resultados melhores e uma usabilidade superior da informação.

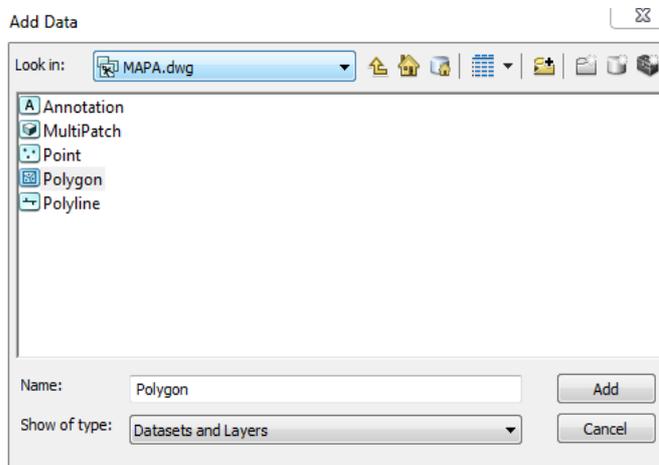


Figura 18 - Formato de abertura de um arquivo CAD no software ArcGIS

Nesse caso, as feições lineares foram as únicas feições geométricas disponibilizadas. Elas definem o limite dos diferentes tipos de solos do talhão (Figura 19) e deram origem aos novos polígonos de solos, em uma estrutura topológica, criados para este estudo.

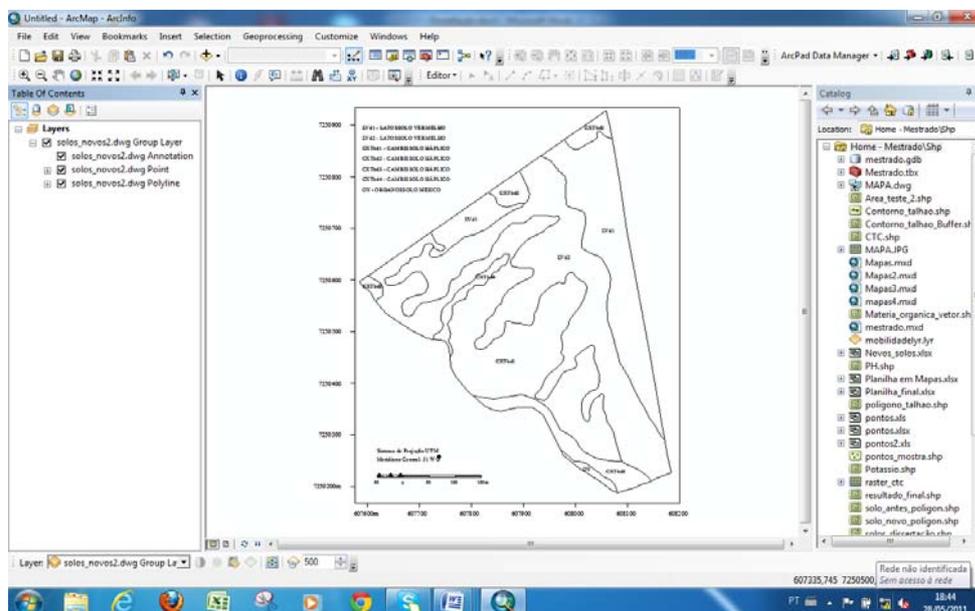


Figura 19 – Polígonos de solos definidos pelo agrupamento de feições lineares no arquivo CAD.

Os novos polígonos de solo foram digitalizados manualmente devido às suas pequenas extensões e da disponibilidade apenas das linhas que limitam as porções

de solo originais do levantamento. A criação dos novos polígonos dependia da existência de uma classe de feição, criada e preparada no *geodatabase*, para que fosse possível receber a digitalização das feições. A partir disso, com o *Filegeodatabase* (Figura 20) criado, pôde-se criar a estrutura de diretórios de feições e, em seguida, a classe de feição de polígono necessária.

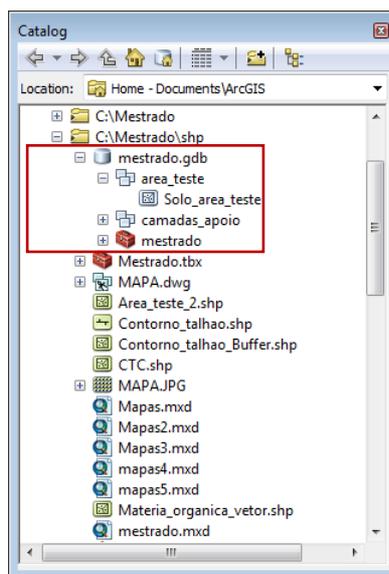


Figura 20 - Filegeodatabase criado para o desenvolvimento deste trabalho.

Para a criação dos diretório de feições no *Filegeodatabase*, foi preciso a escolha de um sistema de referência que modelasse as particularidades geométricas das feições. Para isso, foi escolhido um sistema de referência que privilegiasse as representações da superfície em escalas locais, isto é, um sistema com coordenadas planas utilizando o *Datum* Sad69 e o sistema de projeção UTM (Figura 21).

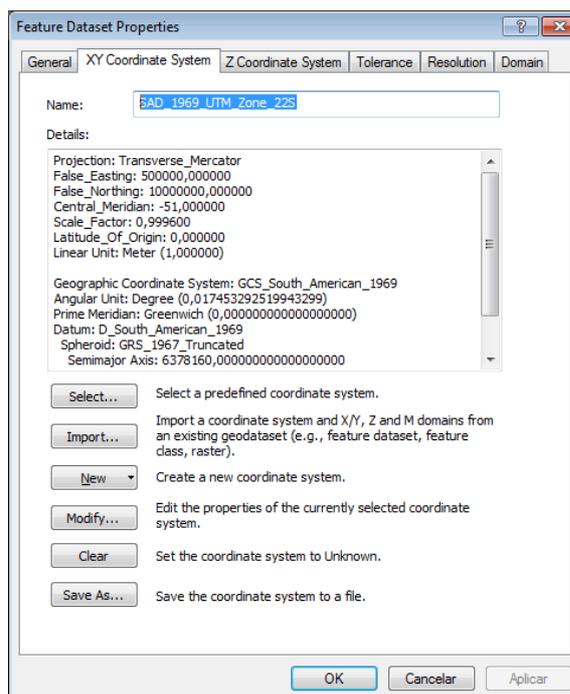


Figura 21 - Detalhe da definição do sistema de referência

Tendo-se a estrutura de dados já definida e criada, pôde-se iniciar a digitalização das feições a partir da função de criação de feições do aplicativo *ArcMap* do *ArcGIS Desktop* (Figura 22). Em um projeto MXD novo, inseriu-se a camada CAD com os vetores originais e a nova camada de feição criada para receber os novos polígonos de solos.

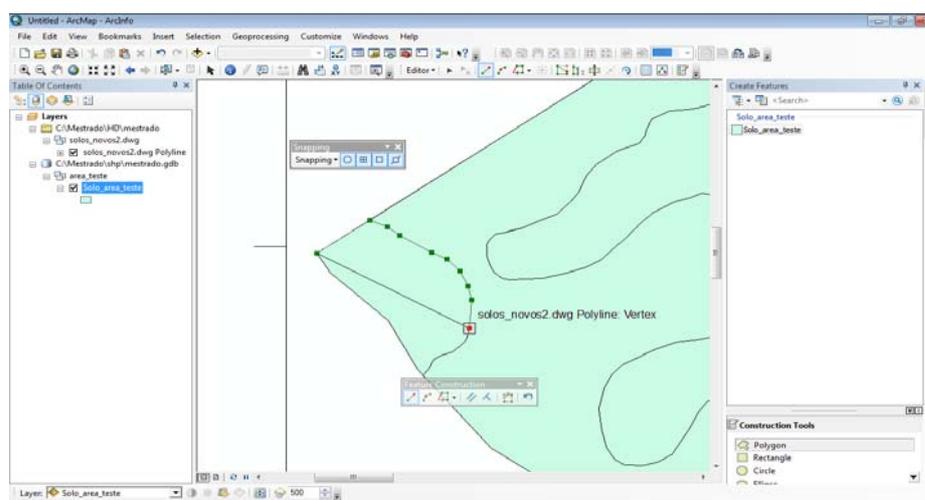


Figura 22 - Criação das feições através do software ArcGIS Desktop

Foram aplicadas, durante a edição, regras de atração do cursor, disponíveis pela ferramenta *Snap tools*, que favorece a correta digitalização das feições baseadas nos arcos e nós dos vetores já existentes. O resultado final da digitalização foram 10 polígonos de solos, como mostrado na figura 23.

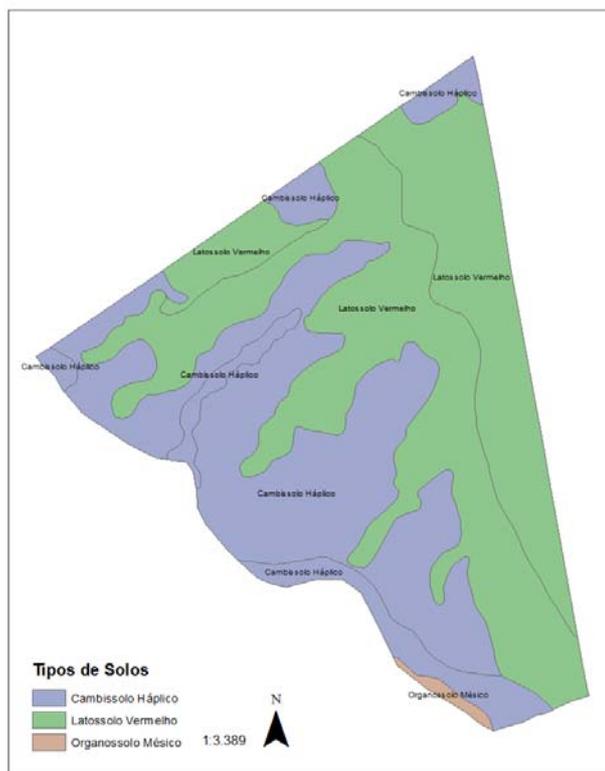


Figura 23 - Polígonos de solos correspondentes da digitalização da área de estudo.

### 3.2.4 Base de dados pedológicos

Os dados pedológicos são os dados não geográficos utilizados como variáveis para a identificação das áreas vulneráveis à contaminação com o  $^{137}\text{Cs}$ . Os dados pedológicos essenciais ao desenvolvimento desta pesquisa são o conteúdo de Potássio trocável (K), a acidez do solo (pH) e sua capacidade de troca catiônica (CTC), pois, essas variáveis se correlacionam direta ou indiretamente com a mobilidade do  $^{137}\text{Cs}$  no sistema solo/planta. Abaixo, uma das bases de dados pedológicos usadas nesta dissertação e suas respectivas referências bibliográficas estão detalhada na tabela 1. Buscou-se, para sua elaboração, dados pedológicos associados ao fator de transferência do  $^{137}\text{Cs}$  para milho ou outro cereal, como arroz ou trigo, disponíveis na literatura; e dados pedológicos de diferentes regiões do país, também disponíveis na literatura (SKARLOU et al, 2003; WASSERMAN et al, 2002b).

Tabela 1 - Base de dados pedológicos e respectivas referências bibliográficas

NOME	TIPO DE SOLO	LOCALIDADE	POTÁSSIO (K)	PH	CTC	FONTE
A	Solo Floresta 3	Londrina / Paraná	0,40	5,5	13	Wasserman e Pérez, dados não publicados
B	Solo Floresta 4	Mamboré/ Paraná	0,18	4,5	11	Wasserman e Pérez, dados não publicados
C	Solo Floresta 5	Ponta Grossa / Paraná	0,03	4,9	6	Wasserman e Pérez, dados não publicados
D	Latossolo	Latossolo vermelho	0,09	4,5	5	Wasserman, 2002
E	Fluvisso solo	Bulgária	0,60	6,6	19	
F	Nitossolo	Rio Grande do Sul	0,18	4,2	11	Wasserman, 2002
G	Latossolo	Latossolo vermelho	0,04	4,5	5	Wasserman, 2002
H	Solo Floresta 1	Passo Fundo / Rio Grande do Sul	0,24	4,7	19	Wasserman e Pérez, dados não publicados
I	Solo Agrícola / Soja 1	Campo Mourão / Paraná	0,70	5,6	13	Wasserman e Pérez, dados não publicados
J	Solo Floresta 2	Campo Mourão / Paraná	0,18	4,4	12	Wasserman e Pérez, dados não publicados
K	Argissolo	-	0,02	4,2	2	Wasserman, 2002
L	Xerosol	Síria	1,20	8,1	39	Al-oudat et al, 1998
M	Argissolo	Rio de Janeiro	0,02	5,4	6	Wasserman, 2002
N	Solo Agrícola / Trigo 1	Passo Fundo / Rio Grande do Sul	0,48	4,9	13	Wasserman e Pérez, dados não publicados
O	Argissolo	Rio de Janeiro	0,02	5,4	6	Wasserman, 2002
P	Calcissolo	Ilhas Marshal - Ilha do Bikini	0,04	8,1	10	Robison et al, 2003
Q	Cambissolo	Paraná	0,34	4,8	12	lescheck, 2006
R	Latossolo	Paraná	0,39	5,5	13	lescheck, 2006
S	Organossolo	Rio de Janeiro	0,20	3,5	42	Wasserman, 2002
T	Chernossolo	Canadá	0,50	6,8	40	Site deSolos / UNBC
U	Nitossolo	Rio Grande do Sul	0,18	4,2	11	Wasserman, 2002
V	Latossolo 1	Paraná	0,39	5,2	11	lescheck, 2006
W	Andossolo	Grécia	0,39	5,8	3,48	Skarlou et al, 2002
X	Luvissolo	Bulgária	7,80	5,6	37	Djingova
Y	Organossolo	Síria	1,20	8,1	39	Al-oudat et al, 1998

### 3.3 Associação entre atributos e polígonos de solos

Após a base de dados espacial e a tabela de dados pedológicos prontos, o próximo passo foi associar as características dos solos à tabela de atributos das classes de feição das áreas de estudo e teste conceitual. Numa classe de feição de um *Filegeodatabase*, a geometria é associada a uma tabela, onde cada linha corresponde a uma feição e cada coluna a uma característica física ou observada (Figura 24). A associação dos dados pedológicos aos vetores acontece através do relacionamento entre a tabela (Figura 25) de dados pedológico e a tabela de atributos dos dados geográficos. Dessa forma, é possível empregar essas informações, antes desconectada das feições, na criação, seleção e análises espaciais, expandindo o potencial de análise e possibilidades de representação.

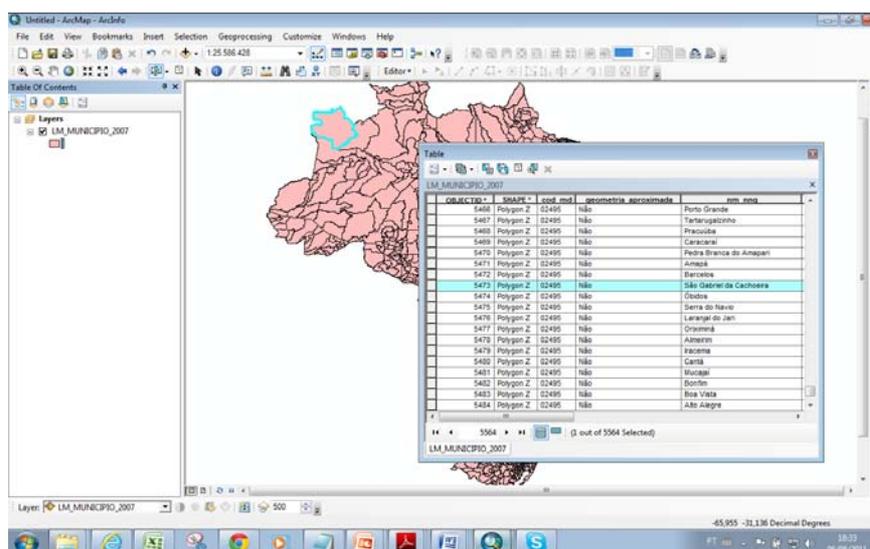


Figura 24 - Relação entre a geometria e a tabela de uma classe de feição.

O relacionamento entre a tabela de dados topológicos e a tabela de atributos da classe de feição (Figura 25), agrega valor ao dado geográfico, transformando-o em informação geográfica.

Parcels feature class

Shape	ID	PIN	Area	Addr	Code
1	334-1626-001	7,342	341 Cherry Ct	SFR	
2	334-1626-002	8,020	343 Cherry Ct	UND	
3	334-1626-003	10,031	345 Cherry Ct	SFR	
4	334-1626-004	9,254	347 Cherry Ct	SFR	
5	334-1626-005	8,656	348 Cherry Ct	UND	
6	334-1626-006	9,975	346 Cherry Ct	SFR	
7	334-1626-007	8,230	344 Cherry Ct	SFR	
8	334-1626-008	8,645	342 Cherry Ct	SFR	

Related ownership table

PIN	Owner	Acq.Date	Assessed	TaxStat
334-1626-001	G. Hall	1995/10/20	\$115,500.00	02
334-1626-002	H. L. Holmes	1993/10/06	\$24,375.00	01
334-1626-003	W. Rodgers	1980/09/24	\$175,500.00	02
334-1626-004	J. Williamson	1974/02/20	\$135,750.00	02
334-1626-005	P. Goodman	1968/06/08	\$30,360.00	02
334-1626-006	K. Staley	1982/10/24	\$120,750.00	02
334-1626-007	J. Demerdy	1998/01/27	\$110,650.00	01
334-1626-008	S. Goolley	2000/05/31	\$145,750.00	02

Figura 25 - Relacionamento entre tabelas

Esse processo é valioso para as organizações que desenvolvem sistemas de informações geográficas por deixar de trabalhar com simples conjuntos compilados de dados e passar a associar inteligência a dados que antes possuíam apenas a geometria como seu aspecto mais importante.

Para a criação do relacionamento entre as tabelas mencionadas, esta análise valeu-se da função de *join* do *ArcGIS Desktop* (Figura 26), relacionando os registros das duas tabelas através dos valores de uma coluna em comum. A função *join* reconhece as colunas de mesmas características de dados e permite a sua associação. Obtendo a correspondência dos valores da tabela principal com os valores da coluna da tabela secundária, os valores da tabela secundária são inseridos temporariamente na tabela principal e podem ser utilizados para posteriormente agregar definitivamente novos atributos às geometrias existentes.

Esses atributos podem ser acessados pelas demais ferramentas de seleção, categorização e simbologia, gerando mapas temáticos aproveitando a geometria de uma fonte e os atributos de outra fonte.

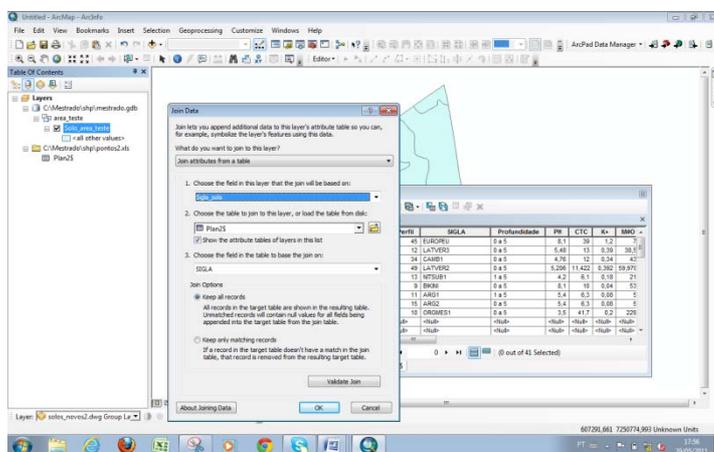


Figura 26 - Função "Join" do ArcGIS Desktop



da água, uma vez que grande parte de sua concentração estará dissolvido na água ou disponível para passar com facilidade da fase sólida para a solução.

Considerando-se que foi observada uma certa proporcionalidade entre o fator de transferência obtido para diversas plantas para um mesmo radionuclídeo, tem-se optado por trabalhar com plantas de referência para se determinar o FT e estimar o FT para outras culturas, através do uso de um fator de conversão, conforme tabela 2, obtida de FRISSEL et al (2002).

**Tabela 2 - Tabela de conversão de fator de transferência entre culturas. Fonte: FRISSEL et al 2002**

	Cereais	Repolho	Vegetais verdes	Legumes, Vagens	Tubérculos	Raízes	Gramas	Forragens	Frutas <sup>b</sup>	Cebolas
Cs Fator de conversão recomendado	1	7	9	5	4	3	4.5	4	5	1
Range			4-14	1-11	1-7	1-5	1-10			

As plantas de referência sugeridas pela IUR têm sido plantas do grupo dos cereais e o repolho. Nesse contexto, buscando elucidar os processos envolvidos no transporte do  $^{137}\text{Cs}$  no sistema solo/planta, FRISSEL et al (2002), após manipularem a informações contidas no banco de dados da IUR (compilando dados obtidos de transferência solo/planta para  $^{137}\text{Cs}$  em solos de clima temperado e dados obtidos em regiões de clima tropical e outras áreas distantes da área afetada por Chernobyl), conseguiu determinar um padrão de comportamento radioecológico para o  $^{137}\text{Cs}$  e resumir esse padrão em termos de FT para cereais, e as variáveis ambientais críticas para sua maior ou menor transferência para planta, conforme apresentado na tabela 3.

**Tabela 3 - Valores de FT para  $^{137}\text{Cs}$  esperados para cereais em função de propriedades dos solos e do tempo decorrido após o acidente (segundo Frissel et al.,2002).**

Nutrientes	Tipos de Solos	FT esperado para Cs liberado em estado de equilíbrio		FT esperado para Cs liberado acidentalmente	
		Valore Esperado	Inter valo	Valor Esperado	Inte rval o
Estado de Nutrientes Elevado pH > 4,8	Todos os Solos	0,006	0,01	0,05	0,0
					2-
Estado de Nutrientes Médio pH > 4,8	Solos Argilosos Areia, turfa e outros solos	0,03	0,01-	0,1	0,0
					5-
Estado de Nutrientes Baixo pH < 4,8	Solos Argilosos Areia e outros solos	0,2	0,1-	0,5	0,5
					0,1-
	Umidade Normal	0,3	0,1-	0,2	0,5
					0,2-
pH < 4,8	Úmido Solos com K trocável < 0,05 cmol(+)/kg	0,3	0,5	0,5	1
					0,2-
		0,6	0,1-1	0,7	2
		3	0,1-1	0,7	0,2-
		2	0,2-2	1,4	2
			1-10	8	0,4-
					4
					2-
					20
					2-
					10

De acordo com essa tabela, observamos que solos férteis com valores de pH maior do 4.8 são solos cuja transferência já é baixa logo após a contaminação e se reduz ainda mais em situação de equilíbrio. Esse cenário corresponde ao cenário observado na maior parte dos solos de clima temperado contaminados com  $^{137}\text{Cs}$  no acidente de Chernobyl, no qual o FT chegava a ser inferior a 0,01, podendo chegar a valores de FT= 0,002. O cenário mais extremo observado por Frissel correspondeu aos solos extremamente deficientes em K, com baixa fertilidade ou pH 4,8; situação essa observada nas Ilhas Marshall, mais especificamente no atol de Bikini, onde testes nucleares vinham sendo realizados até a década de 1960. Nesse cenário, observou-se a concentração do  $^{137}\text{Cs}$  na planta, gerando FT >1.

Embora os processos relevantes para o Cs no sistema solo/planta ficassem bastante claros naquela tabela e as faixas de variação esperadas para FT do Cs em

cereais em escala global também fosse definida, ainda existia um longo trajeto para a definição de critérios e categorias que pudessem modelizar o comportamento do Cs em solos em termos do FT esperado e, a partir daí, avaliar a radiovulnerabilidade do solo.

No entanto, todos os fatores relevantes já tinham sido identificados na literatura e estavam todos abordados nesse sumário de FRISSEL et al (2002): pH; K trocável; matéria orgânica e estado nutricional do solo (fertilidade). Na tabela 4, estão inventariados os fatores considerados para a análise da vulnerabilidade dos solos à contaminação por  $^{137}\text{Cs}$  e seus indicadores.

**Tabela 4 - Indicadores utilizados para a análise da vulnerabilidade dos solos à contaminação por  $^{137}\text{Cs}$ .**

<b>Fatores da radiovulnerabilidade</b>	<b>Aspecto pedológico</b>	<b>Parâmetro Indicador</b>
Capacidade de sorção de um solo	Reação do solo	pH
	Composição e mineralogia dos solos	CTC
Estado nutricional	Nível de fertilidade do solo, composição de um solo e mineralogia favorável ou não à elevada produtividade da planta; Conteúdo de matéria orgânica no solo	CTC
	Competição com nutriente de comportamento químico similar	K trocável

### 3.4.1 O pH

Embora estatisticamente FRISSEL et al (2002) tenha definido como valor crítico o pH de 4,8, esse valor entrava em conflito com o conceito de fertilidade de solos e de disponibilidade de nutrientes, devido à possibilidade de ocorrência, nesse pH, de quantidades importantes de  $Al^{+++}$  que é tóxico às plantas (MELLO, 1989). Desse modo, optou-se por considerar como valor crítico o pH no qual a disponibilidade de nutrientes no solo é máxima e o problema de toxidez do  $Al^{+++}$  está reduzido. Segundo LARCHER (2000), a faixa de valor de pH na qual ocorre a maior disponibilidade de macro e micronutriente vai de 5,5 a 7. Então definiu-se, para este trabalho, que solos com valores de  $pH < 5,5$  corresponderiam a um dos cenários mais críticos para a transferência do Cs presente nos solos para a planta: o cenário de máxima fertilidade corresponderia à faixa de valores de pH superiores a 5,5. Porém, observou-se que um dos cenários mais críticos para a mobilidade do Cs ocorre independente do pH, embora extremos de pH ( $>12$  e  $<3$ ), além de dificilmente ocorrerem em solos, são capazes de destruir importantes suportes e mobilizar o  $^{137}Cs$ , pois, segundo alguns estudos de dessorção do Cs em solos tropicais em função do pH (WASSERMAN et al 2011, no prelo), a dessorção do Cs é tão importante em pH alcalino, como em pH muito ácido.

### 3.4.2 CTC

Com o intuito de caracterizar os processos de fixação do Cs, devido à composição mineralógica e presença significativa de matéria orgânica nos solos, selecionou-se os valores de CTC como parâmetro do modelo conceitual. Lembrando que os componentes dos solos individualmente podem ter valores bem característicos (por exemplo: óxidos e hidróxidos de Fe, CTC de 2 a 6; caulinita, de 3 a 15; illita, de 10 a 40; vermiculita, de 100 a 150; montemorilonita, de 80 a 150 e a matéria orgânica de 200 a 400), a composição de um solo já não varia tanto, devido à presença de minerais primários com baixíssima CTC. Logo, a CTC de um solo será principalmente decorrente da mineralogia e do teor de matéria orgânica. Assim sendo, nesta pesquisa, definiu-se que os valores de CTC inferiores a 10

correspondem a solos com predominância de argilas de baixa atividade e/ou ricos em óxidos e hidróxidos de Fe e Al, no qual a possibilidade de ocorrer a fixação irreversível do Cs é baixa,. Os valores de CTC > 10 correspondem a solos em geral, do ponto de vista agrônômico, sendo aqueles com boa capacidade de troca catiônica e com possibilidade de ocorrência de materiais como as argilas de alta atividade e/ou rico em matéria orgânica, indicativo de uma capacidade de sorção do  $^{137}\text{Cs}$  mais significativa, indicativos da retenção mais efetiva do  $^{137}\text{Cs}$  a longo prazo.

O valor limite de 10 para CTC foi obtido também a partir da experiência realizada com a TF do  $^{137}\text{Cs}$  no nitossolo de clima subtropical (CTC=10,9), no qual quantidades de traços de argila de alta atividade (no caso, a vermiculita) foram capazes de diferenciar o comportamento do  $^{137}\text{Cs}$  observado nesse solo de outro nitossolo (CTC= 6,1), porém de clima tropical, no qual argilas de alta atividade estão totalmente ausentes (WASSERMAN, 2009)

#### 3.4.3 K (Potássio)

O potássio é um nutriente essencial para plantas e necessita ser absorvido em grandes quantidades para que a planta não tenha seu desenvolvimento comprometido. A fisiologia das plantas de um modo geral absorve o Cs com a mesma facilidade que absorve o K, devido à semelhança química entre eles. Porém, já que o conteúdo de K em solos é maior que o conteúdo de Cs, a planta preferencialmente acumula o K em detrimento do Cs. Contudo, como dito anteriormente, em solos com deficiência de potássio trocável (valores < 0,05 cmolc/kg), a planta pode absorver o Cs em grandes quantidades e apresentar FT > 1, enquanto em solos com suprimento adequado de potássio, o FT já não será influenciado por esse parâmetro e o FT será < 1.

#### 3.4.4 Estabelecimento dos limites de critérios

Na tabela 5, conjugou-se as observações estabelecidas por FRISSEL et al (2002) com outras informações bem estabelecidas pela literatura especializada, sumariadas nas discussões precedentes do item 4.4, e estabeleceu-se os limites de

influência de cada um dos parâmetros críticos para cada uma das categorias identificadas de radiovulnerabilidade.

Tabela 5 - Limites dos critérios utilizados na análise da radiovulnerabilidade

Classes de radiovulnerabilidade	K (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	pH	CTC (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )
<b>EXTREMA</b> F.T. ≥ 1	< 0.05	< 12	≤10
<b>ELEVADA</b> 0.1 ≤ F.T. < 1	≥ 0.05 < 0.50	≤5.5	≤10
<b>MODERADA</b> 0.01 ≤ F.T. < 0.1	≥ 0.05 < 0.50	≤ 5.5	>10
<b>BAIXA</b> F. T. < 0.01	≥ 0.50	> 5.5	>10

De acordo com a tabela 5, verificamos que as classes temáticas consideradas foram as de vulnerabilidade baixa, moderada, elevada e extrema. Cada uma delas foi relacionada a uma ordem de grandeza da faixa de valores de variação de fator de transferência solo-planta, observada para Cs em cereais cultivados, desde os cenários agrícolas mais críticos até às situações mais favoráveis de fertilidade.

Assim, podemos compilar as categorias de vulnerabilidade da seguinte forma:

- **Mobilidade Baixa** - é categorizada principalmente pelos valores de CTC elevados e pH de máxima disponibilidade de nutrientes, que permitem, além da baixa absorção, a fixação permanente do <sup>137</sup>Cs. Nesses cenários, esperam-se valores do fator de transferência inferiores a 0,01;
- **Mobilidade Moderada** – nesta categoria, a vulnerabilidade é derivada a partir dos valores intermediários de valores de CTC

elevados, mas o pH é relativamente limitante do processo de absorção de nutrientes, em relação ao cenário anterior. O fator de transferência solo-planta desta categoria está entre 0,01 e 0,1, que traduz uma vulnerabilidade média do solo. Esse cenário é geralmente observado em solos de clima subtropical;

- **Mobilidade Elevada** – Nesta categoria, a vulnerabilidade é derivada a partir dos baixos valores de CTC e pH. Esse cenário é principalmente observado em solos de clima tropical, no qual se tem observado fator de transferência solo-planta entre 0,1 e 1, para cereais;
- **Mobilidade Extrema** – Essa categoria de vulnerabilidade é decorrente principalmente da deficiência de potássio e baixa CTC, o que favorece a elevada absorção e acumulação do radionuclídeo no cereal. Nesses cenários, o fator de transferência observado tem sido maior que 1. Vale a pena ressaltar que, nesses contextos, o valor de pH não interfere no padrão de absorção do Cs.

### 3.5 Projeto temático do mapa

A cartografia temática é o ramo da cartografia que se preocupa com as formas de representação e visualização dos fenômenos que acontecem no espaço geográfico. As variáveis dessa representação podem potencializar o entendimento da concentração, movimentação e distribuição do fenômeno estudado, que pode ter características quantitativas ou qualitativas.

Na representação do fenômeno da radiovulnerabilidade de solos ao  $^{137}\text{Cs}$ , é necessário entender como acontece sua distribuição no espaço físico, como representá-lo, e na forma que o resultado final dessa representação será disponibilizada aos leitores do mapa.

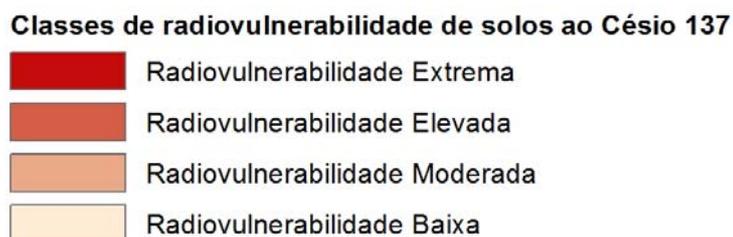
A mobilidade do radionuclídeo, que caracteriza a sua liberdade de migração da superfície de contaminação a outros horizontes do solo, acontece no espaço tridimensional do solo, mas a sua representação na forma cartográfica planimétrica se dá no espaço bidimensional de um polígono. Cada polígono representado

vetorialmente possui o mesmo tipo de solo em toda a sua extensão, contendo as mesmas características físicas e químicas.

O conceito de vulnerabilidade do solo deriva de uma combinação de faixas específicas de valores numéricos de  $K^+$ , pH e CTC; e representa uma condição mais ou menos favorável à transferência e retenção da contaminação radioativa do solo. Aplicando-se os conceitos de baixo, moderado, elevado e extremo, as classes de radiovulnerabilidade ganham uma característica qualitativa, mas derivada de um caráter hierárquico da informação de origem. Essa hierarquia entre as categorias traduz a conjugação de fatores favoráveis à vulnerabilidade ao  $^{137}\text{Cs}$ .

Para a representação quantitativa de fenômenos utilizando a primitiva gráfica de polígonos, deve-se empregar o conceito de mapas coropléticos, onde a concentração de fenômenos é representada pela variação de luminosidade e ou saturação de um mesmo tom de cor. Nesse caso, os polígonos com menos concentração do fenômeno, ou seja, menor radiovulnerabilidade, serão representados com o tom de cor mais luminoso e menos saturado. Abaixo, segue a figura da composição das classes temáticas utilizadas para a representação cartográfica da vulnerabilidade de solo ao  $^{137}\text{Cs}$ , neste trabalho (Figura 28).

**Figura 28 - Representação Temática das categorias de radiovulnerabilidade.**



Baseado nas categorias de radiovulnerabilidade definidas para o  $^{137}\text{Cs}$  e utilizando as funções de simbologia da ferramenta de geoprocessamento, aplicam-se as classes temáticas às feições de polígonos que representam os solos na área teste conceitual ou na região de estudo.

Para facilitar a aplicação do projeto temático às feições classificadas, foi criado um arquivo *layer*. O arquivo *layer*, sob a extensão *.lyr*, armazena todas as informações necessárias para a aplicação das características temáticas ao polígonos, tais como: valores RGB das cores de preenchimento e contorno das classes, textos das legendas etc. Esse arquivo *layer* pode ser utilizado como referência nas funções de simbologia e pode ser incluído no modelo criado para a automatização do mapa no *ModelBuilder*.

### 3.6 Criação do processo e sua automação

Na aplicação das categorias de radiovulnerabilidade ao processo de classificação das feições de solo, foi preciso desenhar esse processo e criar um modelo que guiasse o processo de classificação dos solos e ajudasse na sua automação. Nesse modelo, consideraram-se as informação de entrada, as funções executadas, a sua representação temática final e a informação de saída.

A figura 29 mostra as etapas do processo de aplicação do modelo de classificação de radiovulnerabilidade de solos ao  $^{137}\text{Cs}$ :

- A. Seleção do dado de entrada. Classe de feição contendo os polígonos que representam os solos da área teste conceitual e da área de estudo;
- B. Seleção dos polígonos que atendem às características de cada uma das classes de radiovulnerabilidade;
- C. Edição da tabela de atributos da classe de feição, da área teste conceitual ou da área de estudo, relacionando cada feição com o nome da sua classe de radiovulnerabilidade correspondente;
- D. Aplicação da simbologia definida no projeto temático para a representação cartográfica da radiovulnerabilidade de solos ao  $^{137}\text{Cs}$ ;
- E. Resultado final - Mapa de radiovulnerabilidade de solos ao  $^{137}\text{Cs}$ .

Para a operacionalização do processo descrito acima, optou-se automatizá-lo utilizando os recursos computacionais presentes na ferramenta utilizada neste trabalho. Essa automação elimina o erro operacional e acelera o processo de classificação de inúmeras feições de polígonos simultaneamente.

Na plataforma *ArcGIS*, a automação de um processo acontece através da utilização do recurso chamado *ModelBuilder*. O *ModelBuilder* permite criar, de forma gráfica, um processo único contendo todas as operações necessárias a uma análise e à representação de seus resultados. Nele, assim como no processo criado, são considerados os dados de entrada, as funções e os formatos de saída. A ferramenta cria também os arquivos intermediários que são necessários durante todo o processo. O resultado final desse *ModelBuilder* é uma ferramenta, armazenada na área “Caixa de ferramentas” do *geodatabase* e que pode ser compartilhada com outros usuários através de um arquivo com a extensão *.tbx* (Figura 30).

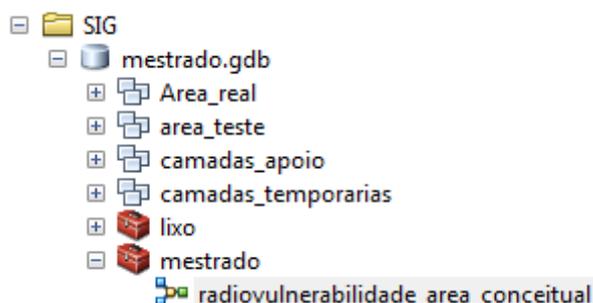


Figura 30 - Ferramenta criada com o processo de aplicação das classes de radiovulnerabilidade

O automação do processo de aplicação das classes de vulnerabilidade de solos ao  $^{137}\text{Cs}$  começa informando ao sistema quais os dados de entrada (Figura 31) que darão origem ao mapa final. Esse dado de entrada pode ser pré-definido ou informado pelo usuário no momento da execução da ferramenta.

Após o usuário informar ao sistema qual o dado de estrada, começa a etapa de seleção das feições (Figura 31) dessa camada de entrada, que atendem aos argumentos das classes de radiovulnerabilidade definidos no modelo. Essa etapa foi separada em 4 funções de seleção e os argumentos de cada função estão descritos abaixo:

- **Vulnerabilidade Baixa** – "K\_"  $\geq$  0.5 AND "PH"  $>$  5.5 AND "CTC"  $>$  10;
- **Vulnerabilidade Moderada** – ( "K\_"  $\geq$  0.05 AND "K\_"  $<$  0.50) AND "PH"  $\leq$  5.5 AND "CTC"  $>$  10;
- **Vulnerabilidade Elevada** – ( "K\_"  $\geq$  0.05 AND "K\_"  $<$  0.50) AND "PH"  $\leq$  5.5 AND "CTC"  $\leq$  10;
- **Vulnerabilidade Extrema** - "K\_"  $<$  0.05 AND "PH"  $<$  12 AND "CTC"  $\leq$  10;

onde, K é a concentração de potássio trocável; pH é a acidez; e o CTC é capacidade de troca catiônica característica em solos com cada tipo de vulnerabilidade. Como saída das quatro funções de seleção, foram criadas quatro classes de feições temporárias contendo somente os polígonos selecionados em cada uma delas.

A etapa seguinte é a edição das planilhas de cada uma das classes de feições temporárias, onde o campo "Radiovulnerabilidade" ganhará a nomenclatura da classe de radiovulnerabilidade que corresponde a cada seleção.

Em seguida, foi efetuada a junção das quatro camadas temporárias, criando uma camada única para a representação do fenômeno. Essa camada foi posteriormente simbolizada utilizando o projeto temático definido e o campo "Radiovulnerabilidade" da tabela de atributos, e imediatamente adicionado ao projeto corrente no ArcGIS.

Esse processo automatizado pode ser executado sozinho ou em sequência pré-definida *BATCH* com outros processos. Ele também pode ser disponibilizado em um SIGWEB para ser utilizado remotamente diretamente no servidor de origem.

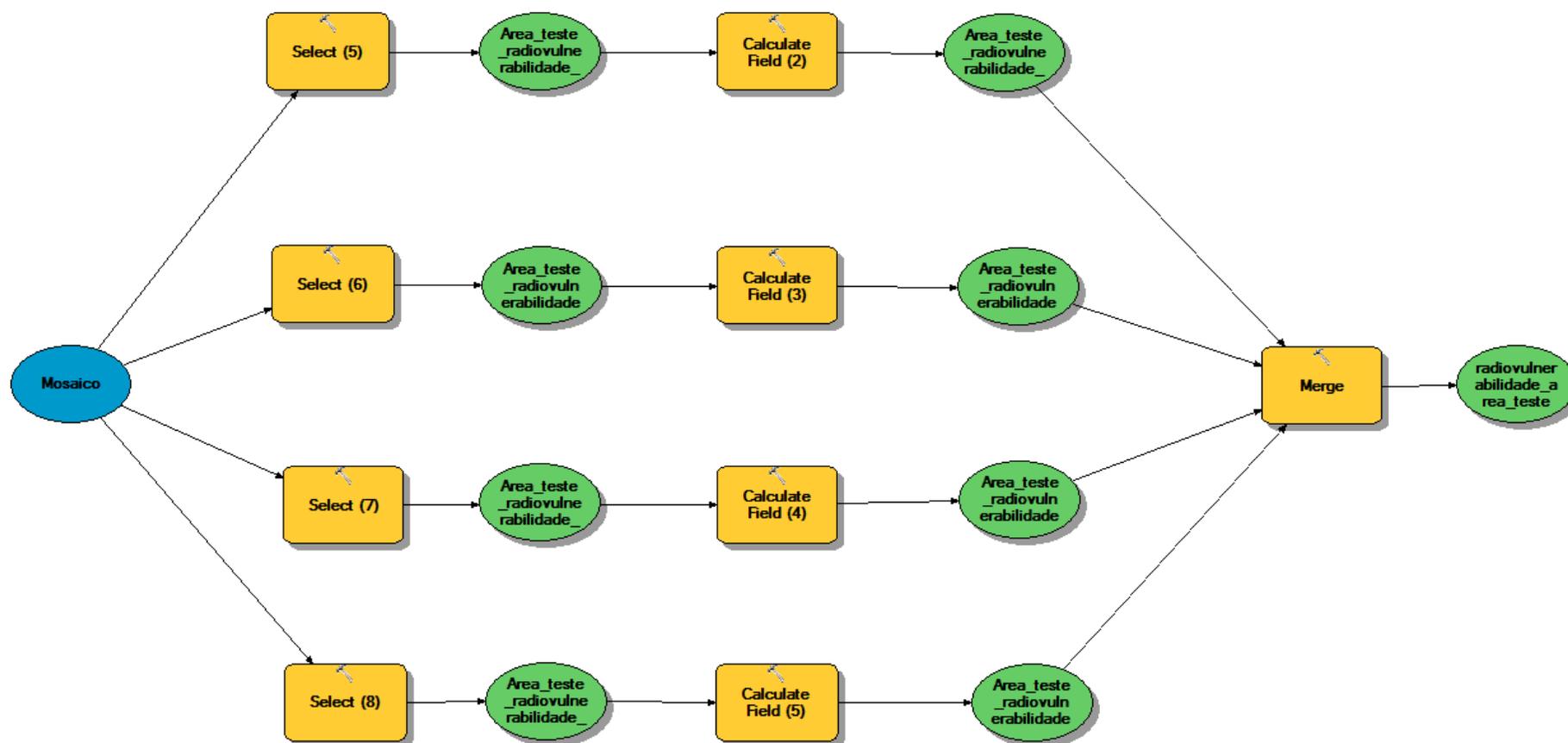


Figura 31 - Resultado Gráfico da Automação do Processo de Classificação da Radiovulnerabilidade de Solos ao <sup>137</sup>Cs

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 4.1 Aplicação das classes de radiovulnerabilidade a partir do modelo automatizado na área teste conceitual

O modelo foi aplicado na área teste conceitual (em verde), composto por 25 solos representantes dos climas mais diferenciados, muitos dos quais com fator de transferência solo/planta conhecido para o  $^{137}\text{Cs}$ , de modo que pudessem ser visualizados em uma mesma região para a execução do modelo automatizado criado (Figura 21). Após algumas interações com o processo automatizado e ajustes nos valores limites das categorias, bem como nos argumentos das equações, foi finalmente obtido um resultado para a classificação de radiovulnerabilidade para todos os solos compilados, considerado abrangente e coerente com dados de FT disponíveis na literatura ou com resultados esperados para algumas regiões em função das premissas teóricas já bastante conhecidas sobre o comportamento do Cs em solos (representado na figura 32).

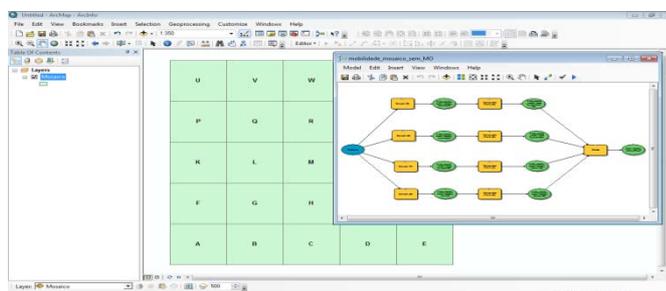


Figura 32 - Aplicação do modelo automatizado na área teste conceitual

De acordo com a figura 33, foram identificados 6 solos com características que favorecem a elevada transferência solo/planta do Cs (C, G, K, M, O e P) e que, portanto, foram classificados com solos de extrema radiovulnerabilidade. Nesse conjunto, encontram-se solos como os da Ilha Marshall, nos quais o FT de transferência medido em cereais foram efetivamente maiores que 1 (ROBISON et al, 2003), como também solos tropicais com baixa fertilidade como os Argissolos e Latossolos do Rio de Janeiro, nos quais o cultivo de rabanete também evidenciou fatores de concentração elevados ( $>1$ ) (WASSERMAN et al, 2008) e

um solo da região subtropical do Brasil, com baixa fertilidade, do qual não temos FT disponível na literatura (C).

Confirmando também algumas tendências já observadas na literatura, os solos da Bulgária (E) e Síria (L e Y) foram classificados como solos que apresentam baixa radiovulnerabilidade e, efetivamente, esses solos apresentaram baixos valores de FT para  $^{137}\text{Cs}$  em cereais. Também foram incluídos nessa categoria um solo brasileiro da região sub-tropical (I) e um solo canadense (T), também da região de clima temperado, ambos de elevada fertilidade, validando os parâmetros do modelo automatizado.

Os solos da Grécia (W) e um Latossolo Vermelho brasileiro foram os únicos solos do conjunto classificados como solos de elevada radiovulnerabilidade, o que também foi coerente com resultados de FT relatados na literatura (SKARLOU et al, 2003 - FT = 0,13; e WASSERMAN et al, 2002b - FT = 0,37).

A categoria de solos com radiovulnerabilidade moderada foi praticamente composta por solos da região Sul do país, composta por solos de fertilidade média típicos da região subtropical do Brasil. O único solo desse conjunto que já tem seu FT determinado para Cs em cereais é o nitossolo, também da região subtropical do país (U e F), o que valida o resultado da automatização uma vez que o FT encontrado para cereais foi de 0,07(WASSERMAN et al, 2002b).

Assim, os resultados obtidos para a área teste conceitual, através das técnicas de SIG, foram validados pelos resultados de FT disponíveis pela literatura especializada. Para as áreas sem informação de FT, os resultados obtidos foram coerentes com o esperado devido às propriedades físico-químicas dos solos. No entanto, esses resultados já evidenciam que no Brasil é possível encontrar solos com características que os classifiquem em todas as categorias, desde as mais radiovulneráveis, até aquelas de baixa vulnerabilidade. Outra observação importante é que as classificações agronômicas dos solos por si só não podem ser indicativos da radiovulnerabilidade, pois, só no cenário observado, encontramos latossolos em três das quatro categorias de radiovulnerabilidade.

<b>U</b> K: 0,18 pH: 4,2 CTC: 10,7 Nitossolo Rio Grande do Sul	<b>V</b> K: 0,392 pH: 5,206 CTC: 11,422 Latossolo 1 Paraná	<b>W</b> K: 0,4 pH: 5,2 CTC: 3 Grécia	<b>X</b> K: 7,8 pH: 5,6 CTC: 36,84 Luvisol Bulgária	<b>Y</b> K: 1,2 pH: 8,1 CTC: 39 Xerosol Syria
<b>P</b> K: 0,04 pH: 8,1 CTC: 10 Calcisol Bikini	<b>Q</b> K: 0,34 pH: 4,76 CTC: 12 Cambisol Paraná	<b>R</b> K: 0,39 pH: 5,48 CTC: 13 Ferralsol Paraná	<b>S</b> K: 0,2 pH: 3,5 CTC: 41,7 Histosol Rio de Janeiro	<b>T</b> K: 0,5 pH: 6,8 CTC: 40 Chernossolo Canada
<b>K</b> K: 0,02 pH: 4,2 CTC: 2,098802 Acrisol Argissolo	<b>L</b> K: 1,2 pH: 8,1 CTC: 39 Xerosol Syria	<b>M</b> K: 0,02 pH: 5,4 CTC: 6,3 Acrisol Rio de Janeiro	<b>N</b> K: 0,48 pH: 4,9 CTC: 12,95 Solo Agrícola / Trigo 1 Passo Fundo / Rio Grande do Sul	<b>O</b> K: 0,02 pH: 5,4 CTC: 6,3 Acrisol Rio de Janeiro
<b>F</b> K: 0,183 pH: 4,2 CTC: 10,653549 Nitossolo Rio Grande do Sul	<b>G</b> K: 0,044631 pH: 4,5 CTC: 4,929663 Ferralsol latossolo vermelho Passo Fundo / Rio Grande do Sul	<b>H</b> K: 0,24 pH: 4,7 CTC: 18,8 Solo Floresta 1 Passo Fundo / Rio Grande do Sul	<b>I</b> K: 0,7 pH: 5,6 CTC: 12,9 Solo Agrícola / Soja 1 Campo Mourão / Paraná	<b>J</b> K: 0,18 pH: 4,4 CTC: 11,8 Solo Floresta 2 Campo Mourão / Paraná
<b>A</b> K: 0,4 pH: 5,5 CTC: 12,9 Solo Floresta 3 Londrina / Paraná	<b>B</b> K: 0,18 pH: 4,5 CTC: 11,3 Solo Floresta 4 Momboré / Paraná	<b>C</b> K: 0,03 pH: 4,9 CTC: 5,5 Solo Floresta 5 Ponta Grossa / Paraná	<b>D</b> K: 0,094122 pH: 4,5 CTC: 5,067236 Ferralsol latossolo vermelho	<b>E</b> K: 0,6 pH: 6,6 CTC: 18,94 Fluvisol Bulgária

### Classes de radiovulnerabilidade de solos ao Césio 137

	Radiovulnerabilidade Extrema
	Radiovulnerabilidade Elevada
	Radiovulnerabilidade Moderada
	Radiovulnerabilidade Baixa

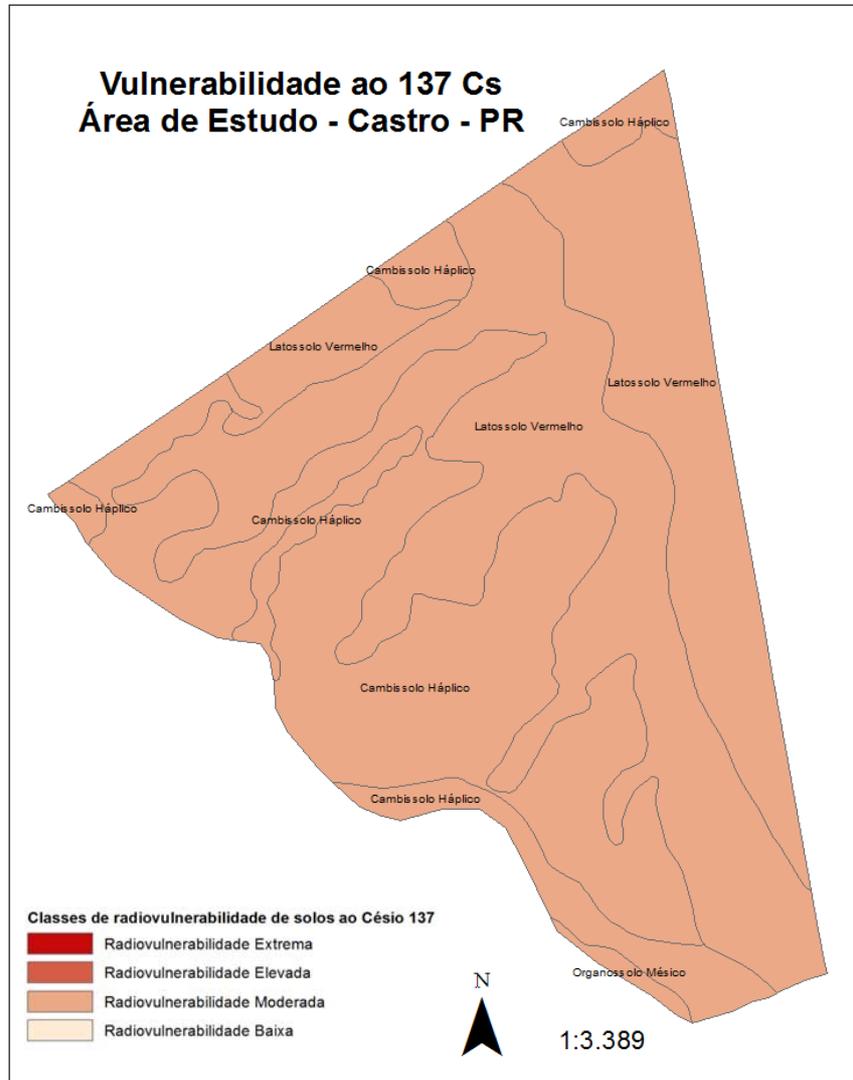
**Figura 33 - Resultado da aplicação do modelo automático de classificação de radiovulnerabilidade de solos ao <sup>137</sup>Cs**

#### 4.2 Aplicação do modelo na área de estudo (Castro – PR)

A aplicação do modelo automatizado para a classificação da vulnerabilidade de solos ao  $^{137}\text{Cs}$  foi executada de modo análogo ao executado na área teste conceitual, onde foi obtida uma nova classe de feição com as feições de solos, a nomenclatura da radiovulnerabilidade de cada polígono de solo e sua representação temática.

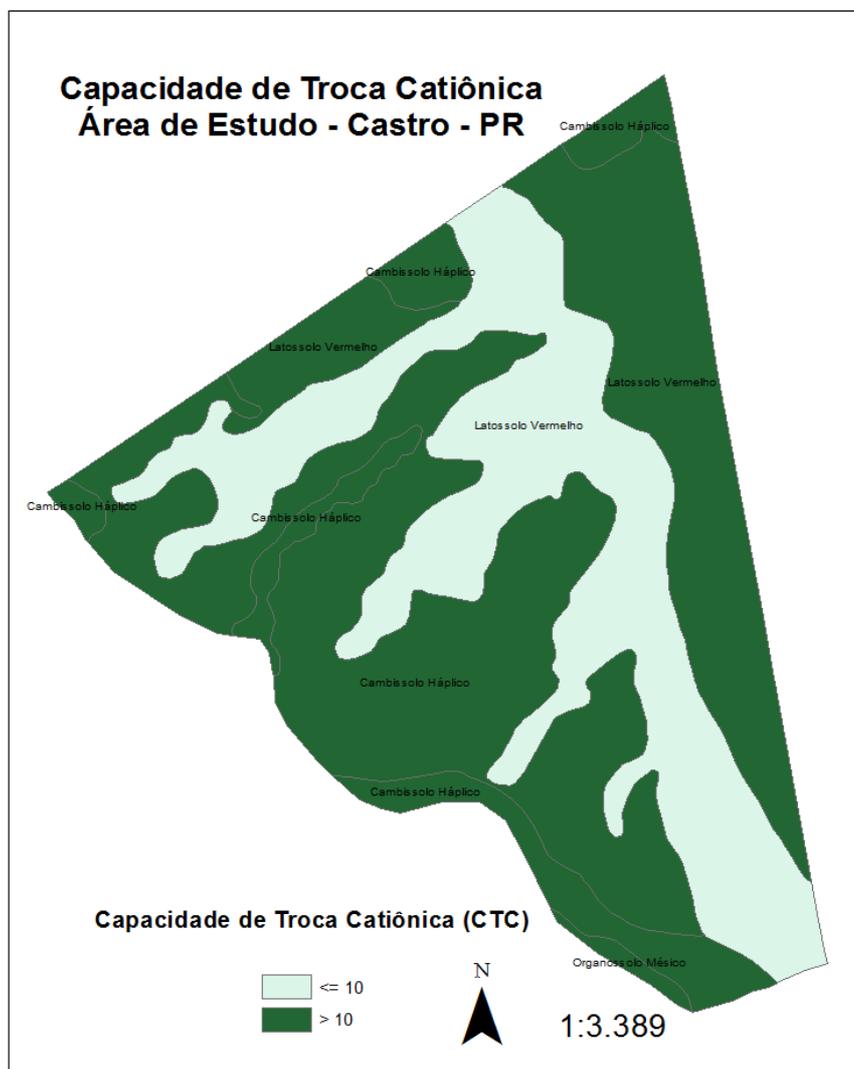
O resultado apresentado na figura 34, da execução do modelo automatizado em função dos parâmetros pedológicos considerados (pH, CTC e teor de K trocável), indicou, para todos os polígonos da área de estudo, uma vulnerabilidade de solos moderada à contaminação com  $^{137}\text{Cs}$ . Essa homogeneidade já era esperada, visto que, do ponto de vista pedológico, esses solos não diferem muito entre si, o que pode ser explicado pela extensão geográfica considerada, pela similaridade climática dos solos de clima subtropical e de relevo da região. Esse resultado também era esperado, pois, de um modo geral, os solos de clima subtropical apresentam características não tão restritivas à transferência solo\planta como solos de clima temperado, porém apresentam características mais férteis que solos de clima tropical. Esse resultado confirma estudos anteriores no qual o FT para  $^{137}\text{Cs}$  determinado para cereais em Nitossolo do Rio Grande do Sul, ou seja, também localizado na área subtropical do Brasil foi de 0,03 (Wasserman et al. 2006).

Com essa classificação, essa região não necessitaria de nenhuma remediação especial em caso de contaminação dos solos. No entanto, ao mapearmos as propriedades dos solos relevantes para a radiovulnerabilidade, podemos definir áreas nas quais algumas ações podem ser eficientes.



**Figura 34 - Resultado da aplicação do modelo automático de classificação de radiovulnerabilidade de solos ao  $^{137}\text{Cs}$**

De acordo com o mapeamento da CTC (figura 35), podemos observar que somente o Latossolo vermelho (em verde claro) deveria receber algum tratamento que aumentasse a CTC desse solo. Provavelmente, a adubação orgânica seria a prática mais recomendável para a região.



**Figura 35 - Mapa da Capacidade de Troca Catiônica na Área de Estudo**

Uma outra contramedida eficiente para toda a região, caso fosse necessário reduzir ainda mais o nível de radiovulnerabilidade, seria a calagem, pois desse modo o pH da região poderia ser elevado para >5,5, aumentando a produtividade do local, o que promoveria a diluição do material radioativo

assimilado e, com isso, a dose por ingestão também poderia ser reduzida (Figura 36).

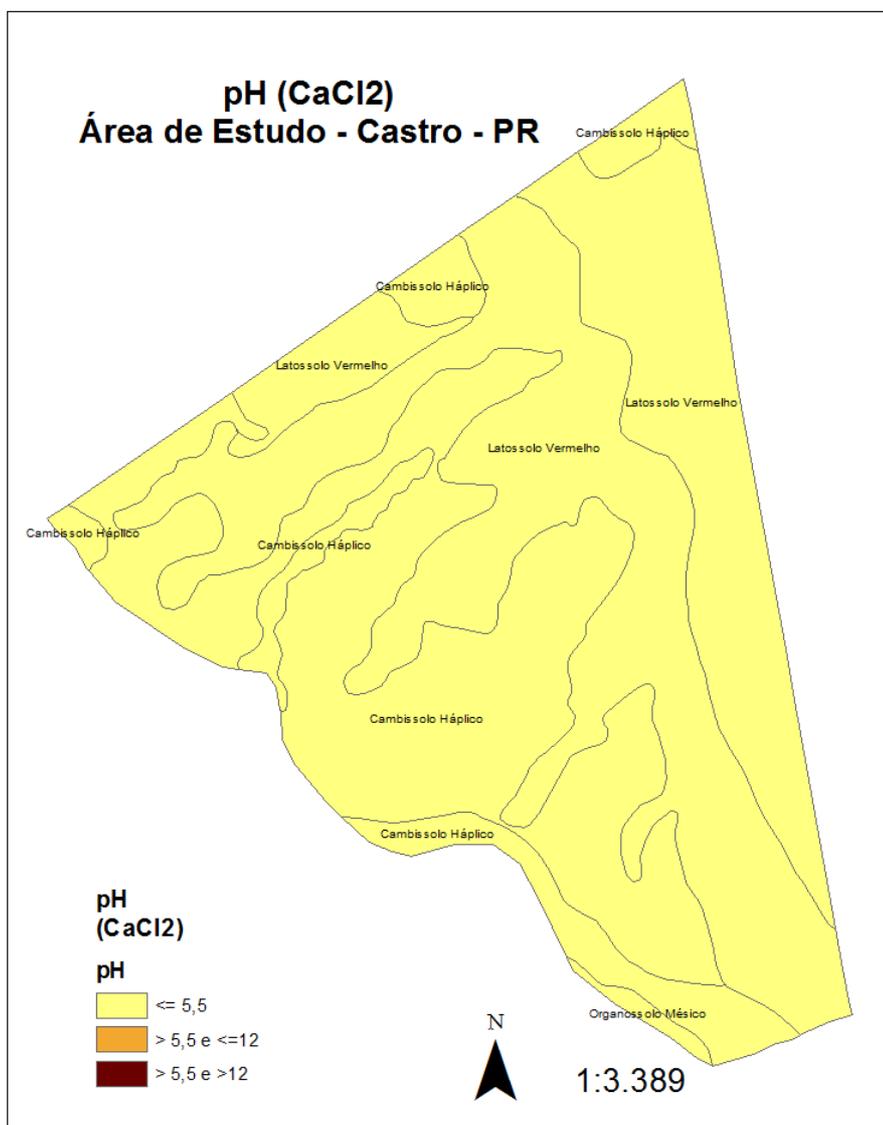


Figura 36 - Mapa de pH da Área de Estudo

Por outro lado, a adubação com potássio deve ser realizada somente em função da necessidade da espécie cultivada, já que melhores condições de solo são fundamentais para o aumento da produtividade, porém sabe-se que como contramedida, a adubação potássica só é eficiente em casos de restrições nutricionais severas ( $K < 0,05$ ).

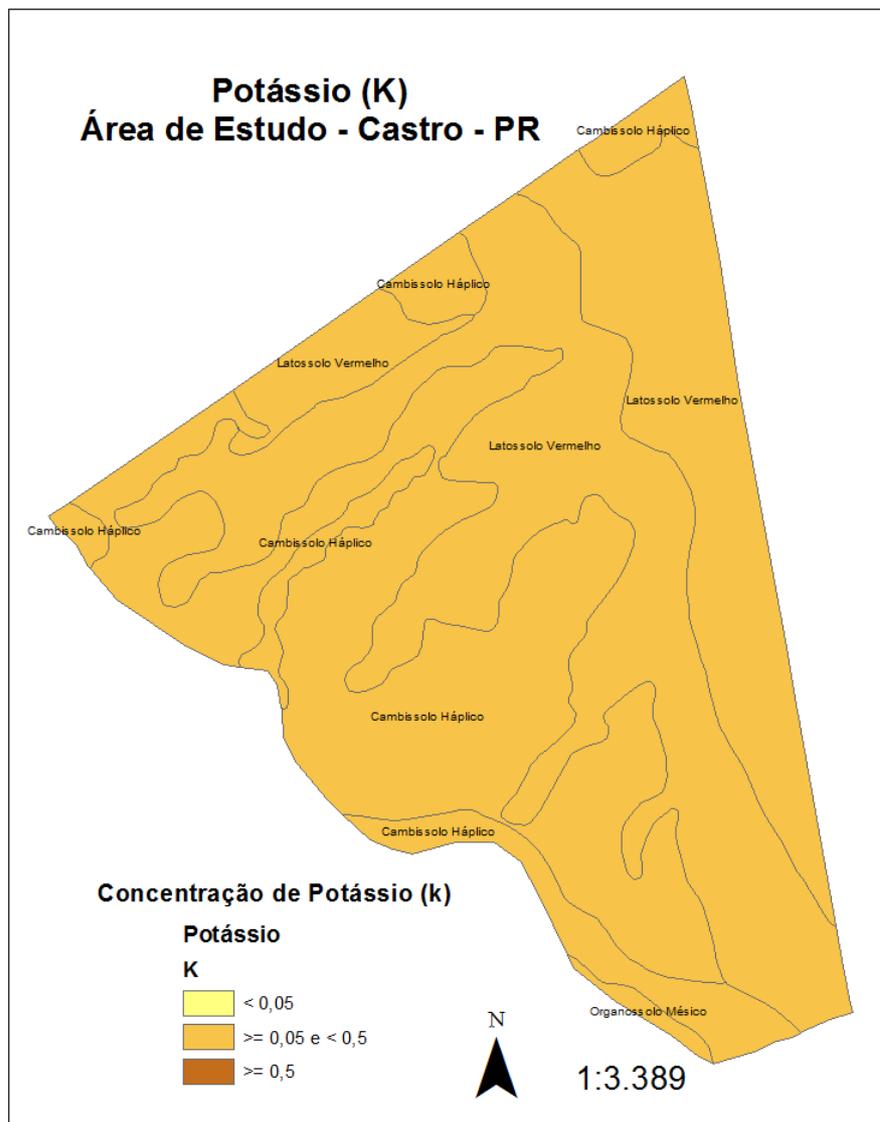


Figura 37 - Mapa de Potássio Trocável na Área de Estudo

De qualquer modo, essas considerações devem ter por base o cálculo de dose, que será função do FT estimado para a área (no caso, FT entre 0,01 e 0,1 para cereais), ajustado pelo fator de conversão para a espécie a ser cultivada no local após o acidente, pela taxa de consumo local do alimento e ainda pelas possíveis reduções observadas devido o processamento do alimento. As contramedidas poderão ser aplicadas se a dose por ingestão, após as correções do solo propostas, for diminuir de modo significativo (o que pode ser avaliado pelo modelo automatizado, inserindo-se os novos valores de parâmetro), e se for economicamente viável.

Outra importante consideração a ser feita é que esse modelo pode estimar o FT esperado para espécies que já estejam em campo no momento do acidente. E com base no valor esperado realizar o cálculo de dose para auxiliar no processo de tomada de decisão quanto às ações de remediação. Porém, uma prática agrícola, para ser eficiente, deve ser aplicada na época adequada ao ciclo de cada espécie; de outro modo será apenas um desperdício de tempo, investimento e exposição desnecessária de trabalhadores.

## 5 CONCLUSÕES

O SIG utilizado nesta dissertação foi desenvolvido e adaptado para o  $^{137}\text{Cs}$  e sua utilização para outros elementos estáveis ou radioativos necessita de estudos biogeoquímicos que correlacionem o comportamento do elemento químico às propriedades dos solos e sua absorção biológica.

A ferramenta de análise da vulnerabilidade de solos à contaminação por materiais radioativos apresentada neste trabalho auxilia no processo de tomada de decisão para ações de emergência radiológica e nucleares para áreas rurais, onde devem ser adotadas ações de remediação, e também para ações como a escolha de sítios para implantação de atividades relacionadas ao ciclo nuclear.

As categorias de vulnerabilidade identificadas foram trabalhadas em função dos valores de FT observados na literatura regional e internacional. Cada ordem de grandeza observada categorizou um nível de vulnerabilidade e assim foram identificados os seguintes níveis de radiovulnerabilidade: **extrema com  $\text{FT} \geq 1$  ; elevada, com  $0.1 \leq \text{F.T.} < 1$ ; moderada com  $0.01 \leq \text{F.T.} < 0.1$  e baixa com  $\text{F. T.} < 0.01$**

Os indicadores selecionados relativos à sensibilidade de solos à contaminação por  $^{137}\text{Cs}$  – pH, CTC e K trocável – fazem parte de análises pedológicas padrão para qualquer região agrícola do Brasil. Esses dados podem ser obtidos a partir de bases de dados disponíveis ao público, como os mapas de solo estaduais e municipais de Secretarias de Agricultura e Planejamento ou mesmo serviços de análises pedológicas oferecidos por empresas, como a EMBRAPA.

A automação do processo através de ferramentas de geoprocessamento se mostrou eficiente, acelerando a classificação e minimizando os possíveis erros num processo manual de construção de um mapa, além de facilitar o compartilhamento com outros usuários que necessitam da mesma análise.

O processo de classificação automatizado permite a aplicação do mesmo modelo conceitual a qualquer classe de feição que possua as informações pedológicas de K, pH e CTC associados a polígonos de solos.

O modelo conceitual, que define as classes de radiovulnerabilidade, é um primeiro passo para o estudo e determinação de um índice numérico de

vulnerabilidade de solos ao  $^{137}\text{Cs}$ . Esse modelo pode ser utilizado na tarefa de remediação de áreas que tiveram algum tipo de contaminação por  $^{137}\text{Cs}$ , estabelecendo as áreas geográficas onde se deve priorizar o tratamento devido a uma radiovulnerabilidade maior. Um dos tratamentos previstos seria, por exemplo, a calagem, para a correção do pH, ou a adubação potássica, no caso de solos deficientes em K, ou ainda a adubação orgânica, que aumentaria a CTC dos solos com  $\text{CTC} < 10$ .

A região de Castro, localizada na área subtropical do Brasil, apresentou o nível moderado de vulnerabilidade de solos à contaminação por  $^{137}\text{Cs}$ , o que significa para o país que esta é uma das regiões menos vulneráveis à contaminação radioativa, uma vez que a maioria dos solos brasileiros classificam-se como extrema ou elevada vulnerabilidade. Esse resultado confirma estudos anteriores no qual o FT para  $^{137}\text{Cs}$  determinado para cereais em Nitossolo do Rio Grande do Sul, ou seja, também localizado na área subtropical do Brasil, foi de 0,03.

## REFERÊNCIAS

- AARKROG, A. *Environmental Studies on Radiological Sensitivity and Variability with Special Emphasis on the Fallout Nuclides Sr-90 and Cs-137*. Report Risö R437, 1979.
- ACSELRAD, H. *Vulnerabilidade, processos e relações*. In: Ferreira, Heline Sivini; Leite, Jose Rubens Morato; Boratti, Larissa Verri.. (Org.). *Estado de Direito Ambiental: tendências*. 2 ed. Rio de Janeiro: Forense Universitária, v. , p. 95-103, 2010.
- AL-OU DAT, M.; ARSLAN, A.; KANAKRI, S. Physical and chemical properties, plant growth, and radionuclide accumulation effects from mixing phosphogypsum with some soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. Volume 29, Issue 15-16, 1998
- ARONOFF S. *Geographic Information Systems: A Management perspective*. Ottawa: WDL Publications, 1989.
- BOLT, G. H.; MCBRITE, M. B.; BOODT M. F., et al. *Interactions at the Soil Colloid-Soil Solution Interface*, vol. 190, Editora Kluwer, 1991.
- BOUWMAN, L.A., BLOEM, J., VAN DEN BOOGERT, P.H.J.F., BREMER, F., HOENDERBOOM, G.H.J., DE RUITER, P.C. *Short-term and long-term effects of bacterivorous nematodes and nematophagous fungi on carbon and nitrogen mineralization in microcosms*. *Biol. Fertil. Soils* ,17: 249-256, 1994.
- BURROUGH P.A. *Principles of Geographic Information Systems for Land Resources Assessment, em "Monographs on Soil and Resources Survey"*. Oxford: Clarendon Press, 1986.

CÂMARA, G. *Modelos, Linguagens e Arquiteturas para Bancos de Dados Geográficos*. São José dos Campos, SP: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 1995.

CAMARGO, O.A.; ALLEONI, L.R.F. e CASAGRANDE, J.C. *Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos no solo*. **In:** FERREIRA, M.E., ed. *Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura*. Jaboticabal, CNPQ; FAPESP; POTAFOS, 2001. 599p.

CARTER, G.F. Bonham. *Geographic Information Systems for Geoscientist - Modeling with GIS*. Nova Iorque: Pergamon, 1994.

CAWSE, P.A. e TURNER, G.S. *The Uptake of Radionuclides by Plants: A review of Recent Literature*. Environ. and Medical Science Division. AERE-R-9887, 1982. 47p.

COWEN D.J. *SIG versus CAD versus DBMS: what are the differences?*, em *"Introductory readings in Geographic Information Systems"*. Londres: Taylor and Francis, 1988.

DELAZARI, L.S. *Modelagem e Implementação de um Atlas Eletrônico Interativo utilizando métodos de visualização cartográfica*. 2004. 155p. Tese (doutorado)- Departamento de Engenharia de Transportes – USP. São Paulo, 2004.

DE-POLLI, H. et al. *Manual de Adubação para o Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: Editora da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1988.

DESMET, G., NASSIMBENI, P. e BELLI, M. *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*. (693pp.) London: Elsevier Applied Science, 1990.

DUEKER K.J. *Land Resources information systems: a review of fifteen years experience*, em *"Geo-processing"* no. 1, 1979.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa em Solos. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Brasília, DF: Embrapa Produção de Informação, 1999. 412 p.

EVANS, E.J. e DEKKER, A.J. *Plant Uptake of Caesium-137 from Nine Canadian Soils*. Can. J. Soil Sci.,46:167-176, 1966.

FRANKLIN, M. R. *Estudo da circulação hidrodinâmica e do transporte de radionuclídeos na Baía de Ilha Grande – RJ*, Tese (Mestrado), UFRJ, Rio de Janeiro, 2001.

FRISSEL, M.J.; DEB, D.L.; FATHONY, M.; LIN, Y.M. ; MOLLAH, A.S.; NGO, N.T. OTHMAN, I. ROBISON, W.L. SKARLOU-ALEXIOU, V. TOPCUOGLU, S. TWINING, J.R. UCHIDA, S. E WASSERMAN, M.A. *Generic Values for Soil-to-Plant Transfer Factors of Radiocesium*. *Journal of Environmental Radioactivity*. Inglaterra: v.58, n.2-3, p.113 – 128, 2002.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Measurement of radionuclides in food and the environment – a guidebook- Technical Reports Series N° 363*. Viena, 1989.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Guidelines for agricultural countermeasures following and accidental release of radionuclides Technical Reports Series N° 295*. Viena, 1994.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Characterization of Radioactively Contaminated Sites for Remediation Purposes*, IAEA-TECDOC-1017. IAEA, Vienna, 1998.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Planning for Cleanup of Large Areas Contaminated as a Result of a Nuclear Accident*, Technical Reports Series No. 327, IAEA, Vienna, 1991.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Present and Future Environmental Impact of the Chernobyl Accident*, IAEA-TECDOC-1240, IAEA, Vienna, 2001.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Non-technical Factors Impacting on the Decision Making Processes in Environmental Remediation*, IAEA-TECDOC-1279, IAEA, Vienna, 2002.

INTERNATIONAL UNION OF RADIOECOLOGISTS. *Report of the Working Group Soil-to-Plant Transfer Factors*, International Union of Radioecologists: Bilthoven, Netherlands, 1989.

KARASYOVA, O. M., IVANOVA, L. I., LAKSHTANOV, L. Z. e LOVGREN, L. *Strontium sorption on hematite at elevated temperatures*, Journal of Colloid and Interface Science, v. 220, pp. 419 – 428, 1989.

KIEHL, E.J. *Manual de Edafologia: Relações Solo/Planta*. Editora Agronômica CERES. São Paulo, 1979.

KRUYTS, N. e DELVAUX, B. *Soil organic horizons as a major source for radiocaesium biorecycling in forest ecosystems*. Journal of Environmental Radioactivity: 58: 175-190, 2002.

LARCHER. W. *Ecofisiologia Vegetal*. Editora RiMa, São Carlos, São Paulo, 2000: 531p

LEPSCH, I. F. *Formação e Conservação dos Solos*, 1ª edição, São Paulo, Oficina de Textos, 2002.

MANZATTO, Celso. V., FREITAS JUNIOR, Elias de; PERES, José Roberto R., *Uso agrícola dos solos brasileiros*. (ed.). – Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. 174 p.

McBRIDE, M.B., RICHARDS, B.K., STEENHUIS, T., RUSSO, J.J. e SAUVE, S. *Mobility and Solubility of Toxic Metals and Nutrients in Soil Fifteen Years After Sludge Application*. Soil Science: 162: 487-500, 1997.

MELLIS, E. V. *Adsorção e dessorção de Cd, Cu, Ni e Zn, em solo tratado com lodo de esgoto*. Tese (Doutorado) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2006.

MELLO, F.A.F. *Fertilidade do solo*. Editora Nobel. São Paulo, 1989.

MÉTIVIER, H. e LORTHIOIR, S. *Propriétés physiques e chimiques du césium. Le Césium: de L'environnement à l'Homme*. EDP Sciences. Institute de Protection et de Surete Nucleaire. França, 3-11, 2000.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT - OECD. Desenvolvido por Vignette Corporation. Apresenta o Glossário de termos estatísticos, baseado na publicação: Glossary of Environment Statistics, Studies in Methods, Series F, No. 67, United Nations, New York, 1997. Disponível em: <<http://stats.oecd.org/glossary/detail.asp?ID=2886>>. Acesso em: 13 julho 2011.

OUGHTON, D.H. *Radiocaesium Association with Soil Components: The Application of Sequential Extraction Technique*. In *VIIth Report of Working Group Soil-to-Plant Factors*, p. 182-188. IUR, Uppsala, Sweden, 1990.

PARKER, H.D. *The Unique Qualities of a Geographic Information-System -A Commentary*, em *"Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 1988.

PEREIRA, T. R., *A Influência da adubação Orgânica nos Mecanismos de Sorção do Amerício 241 em Solos Tropicais*. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Radioproteção e Dosimetria. (IRD/CNEN), 2009.

PINA, M. F; SANTOS, S. M. *Conceitos básicos de Sistemas de Informação Geográfica e Cartografia aplicados à saúde*. Brasília: OPAS, 2000. 122 p.

PORTILHO, A. P. *A influência da adição de composto orgânico na mobilidade e biodisponibilidade do  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{60}\text{Co}$  em solos tropicais*, Tese de Mestrado em Radioproteção e Dosimetria, Instituto de Radioproteção e Dosimetria, CNEN, 2005.

RIISE, G., H.E. BJRNSTAD, H.N. LIEN, D.H. OUGHTON e B. SALBU. *A Study on Radionuclide Association with Soil Components Using a Sequential Extraction Procedure*. J. Radioanal. and Nuclear Chemistry, 142 (2): 531-538, 1990.

ROBBI, C. *Sistema para visualização de informações cartográficas para planejamento urbano*. São José dos Campos. 369 p. Tese de Doutorado. Doutorado em Computação Aplicada, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2000.

ROCHEDO, Elaine R R ; WASSERMAN, M. A. V. ; CONTI, Cláudio C ; Salinas, I. C. P. . *Modelos ambientais, valores de parâmetros e incertezas associadas ao processo de avaliação de impacto radiológico ambiental em situações de acidentes radiológicos*. In: 2º Congresso Acadêmico sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento: Gestão de Recursos Naturais Para Um Desenvolvimento Sustentável, 2006, Niterói. CADMA 2006, 2006. v. 1. p. 1-11.

ROBISON, W.L; HAMILTON, T.F.; CONRADO, C.L.; KEHL, S. Uptake of caesium-137 by leafy vegetables and grains from Calcareous soils. Report of the final research coordination meeting organized by the Joint FAO/IAEA Programme of Nuclear Techniques in Food and Agriculture held in Chania, Crete, 2003.

SALAM, A.K. e HELMKE, P.A. *The pH Dependence of Free Ionic Activities and Total Dissolved Concentration of Copper and Cadmium in Soil Solution*. Geoderma, 83: 281-291, 1998.

SHAW, G., BELL, J. N. B. *Competitive effects of potassium and ammonium on caesium uptake kinetics in wheat*. J. Environ. Radioact. 13, 283-296, 1991.

SILVA, Diogo N. G., ROCHEDO, Elaine R. R., WASSERMAN, Maria Angélica V., CONTI, Luiz Fernando C. *Medidas de Proteção para o Público e de Recuperação de Áreas Contaminadas por Acidentes Radiológicos*. Resumo submetido ao IV Simpósio Internacional de Meio Ambiente: PAS para a PAZ. Rio de Janeiro, 2009.

SKARLOU V., MASSAS I., ANOUSSIS J., HAIDOUTI C., ARAPIS G. *Cs-134 uptake for crop crops grown on representative and volcanic Greek soil*. XXXI Annual E.S.N.A. Meeting, Crete Greece.: 12-18, 2003.

SLOCUM, T. A. *Thematic cartography and visualization*. Upper-Saddle River, Nova Jersey: Prentice-Hall, 1999. 293p.

STAR J. e ESTES J. *Geographic Information Systems*. Upper Saddle River: Prentice Hall, 1990.

STEVENSON, F.J., *Humus chemistry : Genesis, composition, reactions*. 2 end. John Wiley and Sons, Inc., New York, NY, 1994.

STUMM, W., MORGAN, J.J. *Aquatic Chemistry*, 2nd edn, Wiley, New York, 1981.

SUTCLIFFE, J.F. e BAKER, D.A. *As Plantas e os Sais Minerais*. Editora Pedagógica e Universitária Ltda. Vol. 33: 80p, 1989.

UNIVERSITY OF NORTHERN BRITISH COLUMBIA – UNBC, *Soils of Canada Home Page*. Desenvolvido por UNBC. Apresenta uma coleção preliminar de classes de solos que representam os grandes grupos de solos no sistema de classificação canadense. Disponível em:<  
<http://web.unbc.ca/~soc/ggroup/ggroups.html>>. Acesso em: 05 julho 2011.

WASSERMAN, M. A., WASSERMAN, J. C., SILVA-FILHO, E. V. e VILLAS-BOAS, R. *Geochemical partitioning related to soil-plant transfer of cesium-137 in oxisoils of tropical areas*, In: *Environmental Geochemistry in the Tropics*, Springer-Verlag, Germany, n. 72, pp. 25 – 34, 1998.

WASSERMAN, M. A.; VIANA, A.G.; BARTOLY, F.; PEREZ, D.V.; CONTI, C.C.; ROCHEDO, E.R. , WASSERMAN , J.C. e VIVONE, R.J. *Bio-Geochemical Behavior of <sup>90</sup>Sr and <sup>137</sup>Cs In Tropical Soil*. ECORAD 2004. Radioprotection – colloquies, 2004a. 6p.

WASSERMAN, M. A.; VIANA, A.G.; BARTOLY, F.; PEREZ, D.V.; CONTI, C.C.; ROCHEDO, E.R. e VIVONE, R.J. *A way to assess radio-vulnerability of agro-ecosystems. Submitted to the "Journal Environmental Science and Pollution Research", 2004b*. 6p

WASSERMAN, M. A.; VIANA, A.G.; ROCHEDO, E.R; PEREZ, D.V.e FERREIRA, A.C.M. *Uptake of radionuclides by plants growing on Brazilian soil: the effect of soil ageing* 12th Congress of the International Radiation Protection Association. Buenos Aires, Argentina, 2008.

WASSERMAN, M.A, PEREZ, D.V. e BARTOLY, F. *Biogeochemical Behavior of <sup>137</sup>Cs and <sup>60</sup>Co in Tropical Soils", In: Radioprotection Colloques-The Radioecology-Ecotoxicology of Terrestrial and Estuarine Environments*, v. 1, 37, F. Bréchnignac, pp. 277-282, 2002a.

WASSERMAN, M.A.; Perez, D.V.; CONTI, C.C.; BARTOLY, F.; VIANA, A.G.; WASSERMAN, J.C. e MOURA, G.P. *Transfer and Mobility of <sup>137</sup>Cs and <sup>60</sup>Co in Oxisol and Alfisol. VI National Meeting on Nuclear Applications*. Rio de Janeiro, 2002b. Cd-rom.

WHICKER, F.W. e V. SCHULTZ. *Radioecology: Nuclear Energy and the Environment*. Vol.1. Florida, 1983, CRC Press.

WORBOYS, M. F. *GIS: A Computing Perspective*. Londres: Taylor and Francis, 1995.

ZECH, Z., SENESI, N., GUGGENBERGER, G., KAISER, K., LEHMANN, J., MIANO, T.M., MILTNER, A., SCHROTH, G. *Factors controlling humification and*

*mineralization of soil organic matter in the tropics*. *Geoderma*. v. 79, p. 69-116, 1997.

ZHU, Y. G. e SHAW, G. *Soil contamination with radionuclides and potential remediation*, *Chemosphere*, v. 41, pp. 121-128, 2000.