# MINISTÉRIO DA DEFESA EXERCITO BRASILEIRO DEPARTAMENTO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA INSTITUTO MILITAR DE ENGENHARIA CURSO DE MESTRADO EM ENGENHARIA NUCLEAR

LEONARDO BATISTA DE FELICE

APLICAÇÃO DO CÓDIGO COMPUTACIONAL HYDRUS-1D NA AVALIAÇÃO DE SEGURANÇA DE DEPÓSITOS DE REJEITOS RADIOATIVOS – ESTUDO DE CASO: REPOSITÓRIO DE REJEITOS RADIOATIVOS DE ABADIA DE GOIÁS

> Rio de janeiro 2013

### INSTITUTO MILITAR DE ENGENHARIA

### LEONARDO BATISTA DE FELICE

# APLICAÇÃO DO CÓDIGO COMPUTACIONAL HYDRUS-1D NA AVALIAÇÃO DE SEGURANÇA DE DEPÓSITOS DE REJEITOS RADIOATIVOS – ESTUDO DE CASO: REPOSITÓRIO DE REJEITOS RADIOATIVOS DE ABADIA DE GOIÁS

Dissertação de Mestrado apresentada ao curso de Mestrado em Engenharia Nuclear do Instituto Militar de Engenharia, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciências em Engenharia Nuclear.

Orientadores: Prof <sup>a</sup> Elizabeth May Braga Dulley Pontedeiro - D.Sc. Cap. Edson Ramos de Andrade - D.Sc.

> Rio de Janeiro 2013

C2013

INSTITUTO MILITAR DE ENGENHARIA Praça General Tibúrcio, 80 – Praia Vermelha. Rio de Janeiro - RJ CEP: 22290-270

Este exemplar é de propriedade do Instituto Militar de Engenharia, que poderá incluí-lo em base de dados, armazenar em computador, microfilmar ou adotar qualquer forma de arquivamento.

É permitida a menção, reprodução parcial ou integral e a transmissão entre bibliotecas deste trabalho, sem modificação de seu texto, em qualquer meio que esteja ou venha a ser fixado, para pesquisa acadêmica, comentários e citações, desde que sem finalidade comercial e que seja feita a referência bibliográfica completa.

Os conceitos expressos neste trabalho são de responsabilidade do(s) autor(es) e do(s) orientador(es).

	Elizabeth. Il Titulo. III Instituto Militar de Engenharia. CDD 621.48
	1. Engenharia Nuclear. 2. Controle Ambiental. I Pontedeiro,
	Dissertação (mestrado) – Instituto Militar de Engenharia – Rio de Janeiro, 2013.
	87 f.: il
621.48 F314a	Felice, Leonardo Batista de Aplicação do código computacional HYDRUS-1D na avaliação de segurança de depósito de rejeitos radioativos- estudo de caso: repositório de Rejeitos Radioativos de Abadia de Goiás / Leonardo Batista de Felice; orientado por Elizabeth May Braga Dulley Pontedeiro. – Rio de Janeiro: Instituto Militar de Engenharia, 2013.

#### INSTITUTO MILITARDE ENGENHARIA

#### LEONARDO BATISTA DE FELICE

# APLICAÇÃO DO CÓDIGO COMPUTACIONAL HYDRUS-1D NA AVALIAÇÃO DE SEGURANÇA DE DEPÓSITOS DE REJEITOS RADIOATIVOS – ESTUDO DE CASO: REPOSITÓRIO DE REJEITOS RADIOATIVOS DE ABADIA DE GOIÁS

Dissertação de mestrado apresentada ao curso de Mestrado em Engenharia Nuclear do Instituto Militar de Engenharia, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências em Engenharia Nuclear.

Orientadores: Prof<sup>a</sup> Elizabeth May Braga Dulley Pontedeiro - D.Sc.

Cap. Edson Ramos de Andrade - D.Sc.

Aprovada em 01 de fevereiro de 2013 pela seguinte Banca Examinadora:

Cap. Edson Ramos de Andrade - D.Sc. do IME - Presidente

Prof<sup>a</sup> Elizabeth May Braga Dulley Pontedeiro - D.Sc da UFRJ

Prof<sup>a</sup> Nadya Maria Prado Damasceno Ferreira – D.Sc. do IME

Prof. Paulo Fernando Lavalle Heilbron Filho - D.Sc. da CNEN

Prof. Martinus Theodorus van Genuchten - Ph.D da UFRJ

Rio de Janeiro

2013

#### AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais, que com seu carinho e dedicação, foram alicerces para todas as minhas conquistas e realizações.

Aos orientadores Elizabeth May Braga e Edson Ramos de Andrade pela paciência e incentivo e toda ajuda durante todo o processo que tornaram possível a conclusão desta dissertação.

À professora e coordenadora do curso Nádya Maria Prado, pelo convívio, pelo apoio, pela compreensão e pela amizade.

Aos amigos e colegas, pelo incentivo e apoio constante, principalmente Maria Gloria da Silva.

A todos os professores do curso, que foram tão importantes na minha vida acadêmica e no desenvolvimento desta Dissertação.

Ao professor Paulo Fernando Lavalle Heilbron pela colaboração e sugestões dadas ao longo do trabalho.

A professora Celia Regina de Araujo pela atenção e ajuda no texto.

A aluna de Doutorado Camila Bezerra, do Laboratório de Geotecnia- COPPE, pelo auxílio e colaboração na parte experimental.

Ao Prof. Martinus van Genuchten, pela ajuda na modelagem com o código HYDRUS-1D.

A professora Maria Esther Soares pela oportunidade de estudar Mecânica dos Solos na turma de Engenharia Civil no IME.

Ao CNPq pelo auxílio financeiro por meio de bolsa.

A todo o corpo técnico da Seção de Engenharia Nuclear do IME, SE/7.

LISTA	A DE ILUSTRAÇÃO	7
LISTA	A DE TABELAS	9
LISTA	A DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS	10
1	NTRODUCÃO	14
<b>I.</b>		
1.1	Motivação para a pesquisa	
1.2	Revisão bibliográfica	15
1.3	Objetivo	
1.4	Organização do trabalho	
2.	ESTUDO DE CASO: DEPÓSITO DE ABADIA DE GOIÁS	22
3.	METODOLOGIA	
3.1	Método de distribuição do tamanho de partículas	
3.2	Sedimentação	30
3.3	Modelagem de local	
4.	AVALIAÇÃO DE SEGURANÇA	33
4.1	Estudos realizados	
5.	MODELOS MATEMÁTICOS	
5.1	Equações do fluxo de água e transporte de Solutos	
5.2	Balanço hídrico	39
5.3	Modelo do termo fonte	
6.	AVALIAÇÃO DE SEGURANÇA PROPOSTA - MODELAGEM	í DE
	LOCAL	44
6.1	Caracterização do problema	44
6.2	Modelagem do problema	47
6.3	Dados de campo utilizados	49
7.	RESULTADOS	55
7.1	Balanço hídrico na cobertura	55

7.2	Infiltração de água no depósito	52
7.3	Modelagem do transporte de Cs-137	55
7.4	Avaliações de segurança do depósito de rejeitos radioativos de Abadia de Goiás.7	3

9.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	
10.	APÊNDICES	
10.1	Física do solo	
10.2	Granulometria	

# LISTA DE ILUSTRAÇÃO

FIG. 2.2 Depósito provisório de rejeitos.       22         FIG. 2.3 VBA 's, conteiners e tambores contendo rejeitos.       24         FIG. 2.4 (a) Construção do depósito definitivo I (b) Depósito definitivo I finalizado.       25         FIG. 2.5 Visão esquemática do Depósito II.       26         FIG. 2.6 Construção do depósito II.       27         FIG. 2.7 Depósitos definitivos I e II.       27         FIG. 3.1 Pode-se observar as diferentes colorações das amostras analisadas:       28         FIG. 3.2 (a) Peneira n0 10 de 2 mm (b) Almofariz.       29         FIG. 3.3 Peneiramento Grosso.       29         FIG. 3.4 Béquer com a solução defloculante.       30         FIG. 3.6 Amostras de solos sendo aquecidas.       31         FIG. 3.7 Picnômetros completos e fechados, em equilíbrio térmico.       32         FIG. 6.1 Desenho esquemático do depósito.       45         FIG. 7.2 Evapotranspiração Diária no Período 2001- 2011.       55         FIG. 7.3 Infiltração na camada de 0,50 m do solo do Repositório.       57         FIG.7.4 Variação da carga de pressão hidráulica na camada de concreto da cobertura (distribuição constante de raiz).       58         FIG. 7.6 Variação da carga de pressão hidráulica na camada de concreto da cobertura (distribuição constante de raiz).       58         FIG. 7.6 Variação da carga de pressão hidráulica na camada de concreto da cobertura (distribuição linear de raiz). <th>FIG. 2.1 Fonte de Cs-137 embalada em concreto (FT-01)</th> <th>23</th>	FIG. 2.1 Fonte de Cs-137 embalada em concreto (FT-01)	23
FIG. 2.3 VBA's, conteiners e tambores contendo rejeitos.       .24         FIG. 2.4 (a) Construção do depósito definitivo I (b) Depósito definitivo I finalizado.       .25         FIG. 2.5 Visão esquemática do Depósito II.       .26         FIG. 2.6 Construção do depósito II.       .27         FIG. 2.7 Depósitos definitivos I e II.       .27         FIG. 3.1 Pode-se observar as diferentes colorações das amostras analisadas:       .28         FIG. 3.2 (a) Peneira n0 10 de 2 mm (b) Almofariz.       .29         FIG. 3.3 Peneiramento Grosso.       .29         FIG. 3.4 Béquer com a solução defloculante.       .30         FIG. 3.5 Sistema de peneiramento mecanizado da Geotecnia/UFRJ.       .31         FIG. 3.7 Picnômetros completos e fechados, em equilíbrio térmico.       .32         FIG. 6.1 Desenho esquemático do depósito.       .45         FIG. 7.1 Precipitação Diária no Período 2001- 2011.       .55         FIG. 7.2 Evapotranspiração Potencial (EVP)       .56         FIG. 7.3 Infiltração na camada de 0,50 m do solo do Repositório.       .57         FIG. 7.6 Variação da carga de pressão hidráulica na camada de concreto da cobertura (distribuição constante de raiz).       .58         FIG. 7.6 Variação da carga de pressão hidráulica na camada de concreto da cobertura (distribuição linear de raiz).       .59         FIG. 7.7 Infiltração na camada de 0,50 m de solo e 0,20 m concreto da cobertura (distrib	FIG. 2.2 Depósito provisório de rejeitos	23
<ul> <li>FIG. 2.4 (a) Construção do depósito definitivo I (b) Depósito definitivo I finalizado</li></ul>	FIG. 2.3 VBA's, conteiners e tambores contendo rejeitos	24
FIG. 2.5 Visão esquemática do Depósito II.       26         FIG. 2.6 Construção do depósito II.       27         FIG. 2.7 Depósitos definitivos I e II.       27         FIG. 3.1 Pode-se observar as diferentes colorações das amostras analisadas:       28         FIG. 3.2 (a) Peneira n0 10 de 2 mm (b) Almofariz.       29         FIG. 3.3 Peneiramento Grosso.       29         FIG. 3.4 Béquer com a solução defloculante.       30         FIG. 3.5 Sistema de peneiramento mecanizado da Geotecnia/UFRJ.       31         FIG. 3.6 Amostras de solos sendo aquecidas.       31         FIG. 6.1 Desenho esquemático do depósito.       45         FIG. 7.1 Precipitação Diária no Período 2001- 2011.       52         FIG. 7.2 Evapotranspiração Potencial (EVP)       56         FIG. 7.3 Infiltração na camada de 0,50 m do solo do Repositório.       57         FIG.7.6 Variação da carga de pressão hidráulica na camada de concreto da cobertura (distribuição constante de raiz).       58         FIG. 7.6 Variação da carga de pressão hidráulica na camada de concreto da cobertura (distribuição linear de raiz).       58         FIG. 7.7 Infiltração na camada de 0,50 m de solo e 0,20 m concreto da cobertura (distribuição linear de raiz).       59         FIG. 7.6 Variação da carga de pressão hidráulica na camada de concreto da cobertura (distribuição linear de raiz).       59         FIG. 7.8 Fluxo para estado estacionário na cob	FIG. 2.4 (a) Construção do depósito definitivo I (b) Depósito definitivo I finalizado.	25
<ul> <li>FIG. 2.6 Construção do depósito II</li></ul>	FIG. 2.5 Visão esquemática do Depósito II	
<ul> <li>FIG. 2.7 Depósitos definitivos I e II</li></ul>	FIG. 2.6 Construção do depósito II	27
<ul> <li>FIG. 3.1 Pode-se observar as diferentes colorações das amostras analisadas:</li></ul>	FIG. 2.7 Depósitos definitivos I e II	27
FIG. 3.2 (a) Peneira n0 10 de 2 mm (b) Almofariz	FIG. 3.1 Pode-se observar as diferentes colorações das amostras analisadas:	28
FIG. 3.3 Peneiramento Grosso.       29         FIG. 3.4 Béquer com a solução defloculante.       30         FIG. 3.5 Sistema de peneiramento mecanizado da Geotecnia/UFRJ.       31         FIG. 3.6 Amostras de solos sendo aquecidas.       31         FIG. 3.7 Picnômetros completos e fechados, em equilíbrio térmico.       32         FIG. 6.1 Desenho esquemático do depósito.       45         FIG. 6.2 Avaliação de propriedades hidráulicas do solo com rede neural.       54         FIG. 7.1 Precipitação Diária no Período 2001- 2011.       55         FIG. 7.2 Evapotranspiração Potencial (EVP).       56         FIG. 7.3 Infiltração na camada de 0,50 m do solo do Repositório.       57         FIG.7.4 Variação da carga de pressão hidráulica na camada de concreto da cobertura (distribuição constante de raiz).       58         FIG. 7.6 Variação na camada de 0,50 m de solo e 0,20 m concreto da cobertura (distribuição constante de raiz).       58         FIG. 7.6 Variação da carga de pressão hidráulica na camada de concreto da cobertura (distribuição linear de raiz).       59         FIG. 7.7 Infiltração na camada de 0,50 m de solo e 0,20 m concreto da cobertura (distribuição linear de raiz).       59         FIG. 7.8 Fluxo para estado estacionário na cobertura para faixa de 100 a 110 anos (transiente).       61         FIG. 7.10 Perfil de infiltração na cobertura para faixa de 100 a 200 anos (estacionário).       61	FIG. 3.2 (a) Peneira n0 10 de 2 mm (b) Almofariz	29
<ul> <li>FIG. 3.4 Béquer com a solução defloculante</li></ul>	FIG. 3.3 Peneiramento Grosso	29
<ul> <li>FIG. 3.5 Sistema de peneiramento mecanizado da Geotecnia/UFRJ</li></ul>	FIG. 3.4 Béquer com a solução defloculante	
<ul> <li>FIG. 3.6 Amostras de solos sendo aquecidas</li></ul>	FIG. 3.5 Sistema de peneiramento mecanizado da Geotecnia/UFRJ	31
<ul> <li>FIG. 3.7 Picnômetros completos e fechados, em equilíbrio térmico</li></ul>	FIG. 3.6 Amostras de solos sendo aquecidas	31
<ul> <li>FIG. 6.1 Desenho esquemático do depósito</li></ul>	FIG. 3.7 Picnômetros completos e fechados, em equilíbrio térmico	32
<ul> <li>FIG. 6.2 Avaliação de propriedades hidráulicas do solo com rede neural</li></ul>	FIG. 6.1 Desenho esquemático do depósito	45
<ul> <li>FIG. 7.1 Precipitação Diária no Período 2001- 2011</li></ul>	FIG. 6.2 Avaliação de propriedades hidráulicas do solo com rede neural	54
<ul> <li>FIG. 7.2 Evapotranspiração Potencial (EVP)</li></ul>	FIG. 7.1 Precipitação Diária no Período 2001- 2011	55
<ul> <li>FIG. 7.3 Infiltração na camada de 0,50 m do solo do Repositório</li></ul>	FIG. 7.2 Evapotranspiração Potencial (EVP)	56
<ul> <li>FIG.7.4 Variação da carga de pressão hidráulica na camada de concreto da cobertura (distribuição constante de raiz)</li></ul>	FIG. 7.3 Infiltração na camada de 0,50 m do solo do Repositório	57
<ul> <li>(distribuição constante de raiz)</li></ul>	FIG.7.4 Variação da carga de pressão hidráulica na camada de concreto da	cobertura
<ul> <li>FIG.75 Infiltração na camada de 0,50 m de solo e 0,20 m concreto da cobertura (distribuição constante de raiz)</li></ul>	(distribuição constante de raiz)	58
<ul> <li>(distribuição constante de raiz)</li></ul>	FIG.75 Infiltração na camada de 0,50 m de solo e 0,20 m concreto da	cobertura
<ul> <li>FIG. 7.6 Variação da carga de pressão hidráulica na camada de concreto da cobertura (distribuição linear de raiz)</li></ul>	(distribuição constante de raiz)	58
<ul> <li>(distribuição linear de raiz)</li></ul>	FIG. 7.6 Variação da carga de pressão hidráulica na camada de concreto da	cobertura
<ul> <li>FIG. 7.7 Infiltração na camada de 0,50 m de solo e 0,20 m concreto da cobertura (distribuição linear de raiz)</li></ul>	(distribuição linear de raiz)	59
linear de raiz)	FIG. 7.7 Infiltração na camada de 0,50 m de solo e 0,20 m concreto da cobertura (dis	stribuição
<ul> <li>FIG. 7.8 Fluxo para estado estacionário na cobertura</li></ul>	linear de raiz)	59
FIG. 7.9 Perfil de infiltração na cobertura para faixa de 100 a 110 anos (transiente)61 FIG. 7.10 Perfil de infiltração na cobertura para faixa de 100 a 200 anos (estacionário)61	FIG. 7.8 Fluxo para estado estacionário na cobertura	60
FIG. 7.10 Perfil de infiltração na cobertura para faixa de 100 a 200 anos (estacionário)61	FIG. 7.9 Perfil de infiltração na cobertura para faixa de 100 a 110 anos (transiente)	61
	FIG. 7.10 Perfil de infiltração na cobertura para faixa de 100 a 200 anos (estacionário	0)61

FIG. 7.11 Infiltração na cobertura para regime transiente após 200 anos	63
FIG. 7.14 Infiltração no Depósito no período de 0 - 400 anos	64
FIG. 7.15 Modelagem do termo fonte	65
FIG. 7.16 Concentração do Cs-137 no final do perfil do rejeito	66
FIG. 7.17 Concentração do Cs-137 no final do perfil do concreto	67
FIG. 7.18 Concentração do Cs-137 no perfil da zona vadosa, sem decaimento	68
FIG. 7.19 Concentração do Cs-137 no perfil da zona vadosa, com decaimento	69
FIG. 7.20 Concentração do Cs-137 no perfil do concreto (5, 10 e 15 cm)	69
FIG. 7.21 Concentração Cs-137 no final da zona vadosa (10, 20 e 30 cm)	70
FIG. 7.22 Concentração do Cs-137 no final dos três perfis: rejeito (Top), concreto	(Root),
zona vadosa (Bot)	71
FIG. 7.23 (a) Concentração do Cs-137 no aquífero, com Kd = $43 \text{ cm}^3/\text{g}$	72
FIG. 7.23 (b) Concentração do Cs-137 no aquífero, com Kd nul	73
FIG. 10.1 Perfil Pedológico	84
FIG. 10.2 (a) textura arenosa (b) formas de agregados	85
FIG. 10.3 Curva de distribuição granulométrica medida para o solo analisado	87

# LISTA DE TABELAS

TAB. 2.1	Inventário dos rejeitos do Depósito de Abadia de Goiás	24
TAB. 2.2	Inventário das embalagens do Depósito II	25
TAB. 6.1	Propriedades hidráulicas das camadas da cobertura do depósito	51
TAB. 6.2	Kd e perfil pedológico do solo de subsuperfície	53
TAB. 6.3	Propriedades hidráulicas das camadas inferiores do depósito	53
TAB. 6.4	Dados para a geosfera do repositório	54

# LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

# ABREVIATURAS

ADE	-	Equação de Advecção-Dispersão
CNEN	-	Comissão Nacional de Energia Nuclear
EMBRAPA	-	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EIA	-	Energy Information Administration
ETR	-	Evapotranspiração Real
EVP	-	Evapotranspiração potencial diária
FAO	-	Food and Agriculture Organization of the United Nations
INMET	-	Instituto Nacional de Meteorologia
ICRP	-	International Commission on Radiation Protection AIEA International
		Atomic Energy Agency
AIEA	-	International Atomic Energy Agency
CONAMA	-	Conselho Nacional do Meio Ambiente
RIMA	-	Relatório de Impacto Ambiental
ISAM	-	Improvement of Safety Assessment Methodologies for Near Surface
		Disposal Facilities

# SÍMBOLOS

Р	-	Precipitação
Eint	-	Água interceptada pela vegetação
Ep	-	Transpiração pelas plantas
Es	-	Evaporação do solo
Qs	-	Escoamento superficial e sub-superficial
Qe	-	Escoamento de água para dentro do sistema
ЕТр	-	$Evapotranspiração\ Potencial\ (Eint+Es+Ep)$
$A_{r}(t)$	-	Quantidade residual do césio no tempo t

 $\lambda$  - Constante de decaimento do Cs-137 em 1/ano

ALF	-	Taxa de lixiviação anual do Cs-137, dada em 1/ano
q	-	Taxa de infiltração anual (cm/ano)
$H_d$	-	Altura do aterro em cm
$\theta_{\omega}$	-	Porosidade [-] ou o conteúdo de mistura
$ ho_{b}$	-	Densidade do meio seco (g/cm <sup>3</sup> )

- Coeficiente de distribuição em cm $^3$ /g do Cs-137 Kd -
- Temperatura média local (<sup>0</sup>C) Tmed -
- Temperatura máxima (<sup>0</sup>C) Tmax -
- Temperatura mínima (<sup>0</sup>C) *Tm*in -
- Radiação no topo da atmosfera ( $M.J.L^{-2}.T^{-1}$ ) Ra -
- Coeficiente de dispersão  $D_{\mathrm{L}}$ \_
- $D_d$ Coeficiente de difusão molecular \_

#### RESUMO

Em setembro de 1987 na cidade de Goiânia, Goiás, ocorreu um acidente com uma fonte radioativa de cloreto de césio (CsCl) no Instituto Goiano de Radioterapia que estava desativado. O equipamento de radioterapia foi violado, aberto e a fonte radioativa foi manuseada sem os cuidados necessários, contaminando vários locais da cidade.

Diferentes equipes iniciaram o processo de descontaminação das áreas afetadas, e o resultado dos trabalhos de descontaminação gerou cerca de 3.500 m<sup>3</sup> de rejeitos radioativos com aproximadamente 6.000 toneladas, na forma sólida. Para a armazenagem segura dos rejeitos radioativos foram construídos dois repositórios próximos à superfície em concreto armado.

Neste trabalho procurou-se estimar a infiltração de água através do solo da cobertura do depósito, assim como a percolação através da camada de rejeito, e das camadas de concreto e solo abaixo do repositório, até atingir a água subterrânea. Essa avaliação foi possível utilizando-se um balanço hídrico detalhado na cobertura do depósito, levando em conta as taxas de precipitação e evapotranspiração locais, incluindo a retirada de água pelas raízes da vegetação da cobertura. Todos os cálculos foram feitos com o código computacional HYDRUS-1D, avaliando o fluxo de água através de meios variavelmente saturados. Diferentes modelos para a distribuição das raízes das plantas foram considerados, avaliando a importância da retirada de água pelas plantas.

As estimativas de infiltração de água foram feitas considerando a cobertura (solo e parede de concreto), zona do rejeito, a camada de concreto abaixo do rejeito e o solo localizado entre o depósito e o aquífero. A performance do sistema da cobertura e das barreiras de engenharia foi modelada para um período de 400 anos, levando em consideração os efeitos de degradação nas propriedades hidráulicas do concreto.

O *software* HYDRUS-1D foi utilizado para simular os fluxos e o transporte de Cs-137 a longo prazo, advindo dos rejeitos radioativos do depósito, através das diferentes camadas (concreto e solo), até atingir o aquífero sob o repositório. Os cálculos do transporte de Cs-137 levaram em consideração os efeitos de sorção e decaimento radioativo do radionuclídeo. As simulações permitiram estimar o fluxo do contaminante da zona do rejeito até a água subterrânea, permitindo avaliar as consequências potenciais para o meio ambiente e público em geral a longo prazo.

#### ABSTRACT

In September 1987 an accident occurred with a CsCl teletherapy source taken from the Instituto Goiano de Radioterapia in Goiania, Brazil. Misuse of the abandoned source caused widespread contamination of radioactive material (1375 Ci of Cs-137) in the town of Goiania. Many teams worked on decontamination of affected areas, leading to about 3,500 m<sup>3</sup> of solid radioactive wastes comprising a total of about 6,000 tons of material. The wastes were disposed of in two near-surface repositories built in concrete.

This study was designed to provide estimates of water infiltrating through the soil cover above the repository into and through the repository and concrete liners towards underlying groundwater. This was done by applying first a detailed water balance to the soil cover accounting for local precipitation and evapotranspiration rates, including root water uptake by grass on the cover. All calculations were carried out using the HYDRUS-1D computational code accounting for water flow through variably-saturated media. Several root distribution profiles were further considered to evaluate the importance of root water uptake by the grass cover.

Estimates were obtained of the infiltration of water from the cover through the concrete surface of the repository and then into and through the radioactive waste and the underlying concrete liner. Performance of the cover system and engineered barriers was followed for a 400-year period, which included accounting for the effects of concrete degradation on the hydraulic properties of concrete.

The HYDRUS-1D software was used next to simulate long-term water fluxes and Cs-137 transport from the repository through the concrete liner below the waste into the underlying vadose zone until reaching the groundwater aquifer below the repository. Radionuclide transport calculations accounted for the effects Cs-137 sorption and radioactive decay. Simulations provided estimates of future radionuclide contaminant fluxes from the waste repository to groundwater, thus permitting an evaluation of potential consequences to the environment and possible long term exposure to the public.

# 1. INTRODUÇÃO

### 1.1 MOTIVAÇÃO PARA A PESQUISA

A deposição de rejeitos radioativos apresenta riscos e necessita ser gerenciada de forma segura, de acordo com as recomendações contidas nas normas nacionais e internacionais de segurança. As escolhas dos métodos de disposição dos rejeitos radioativos devem estar de acordo com sua periculosidade e longevidade.

Após o fechamento de um repositório contendo rejeitos perigosos, há um potencial de impactos ao meio ambiente devido a processos graduais de degradações das barreiras de engenharias ou naturais, e de eventos que venham a comprometer a integridade do repositório e afetem o isolamento dos resíduos, por intrusão do homem e mesmo animais.

É importante a elaboração de modelos que analisem eficientemente possíveis impactos por meio de modelos computacionais, que devem levar em conta detalhes do processo, vias de exposições e os cenários possíveis que o transporte do contaminante pode gerar desde a sua origem até o possível contato com o ser humano.

Para a análise de segurança, deve-se determinar o impacto da deposição final do rejeito radioativo na biosfera e ao ser humano em função do tempo, e para a determinação desse impacto é necessário conhecer as vias de exposição e como os contaminantes migram pelo solo e afetam a água subterrânea.

A modelagem numérica é uma ferramenta de análise de problemas complexos que trabalham com o fluxo de água e transporte de contaminantes na zona saturada (quando os poros do solo estão completamente preenchidos por água) e não saturada (os poros não estão completamente preenchidos pela água), e é muito empregada para a resolução de problemas de contaminação de solos e águas subterrâneas.

Os rejeitos radioativos e materiais nucleares sem interesse econômico, gerados ao longo dos últimos 45 anos no Brasil, estão armazenados em diversas instalações nucleares e radiativas, pertencentes a CNEN ou por ela supervisionada. O único depósito definitivo de rejeitos radioativos advindos do acidente com Césio-137 ocorrido em 1987, encontra-se próximo à Goiânia (Abadia de Goiás, 25 km do centro de Goiânia), e será objeto deste estudo.

A relevância do estudo em tela reside no fato de se fazer uma avaliação de segurança mais realista do depósito, auxiliando o aumento da confiabilidade no uso de ferramentas

computacionais na predição de possíveis eventos em instalações de deposição de rejeitos radioativos próximo à superfície.

## 1.2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Na literatura há vários estudos sobre possíveis causas da degradação em pastas de cimento e concreto devido aos fatores físicos, químicos e biológicos. Há também a determinação de parâmetros hidráulicos, e diferentes modelos matemáticos para a solução da equação de transporte para o concreto não saturado, os quais estimam a sorção por meio da penetração da água na microestrutura do concreto, para assim obter resultados relativos à permeabilidade no meio devido à sua degradação (AGUIAR, 2006).

A permeabilidade do concreto, que controla o fluxo de água através de sua matriz, não é uma função simples; depende do tamanho dos seus poros, de sua distribuição e conexões (BREYSSE, 1997). Os poros interconectados formam vasos capilares, e dependendo de sua forma, variam a mobilidade do fluxo de um líquido em seu interior devido a diferentes fenômenos, como absorção por capilaridade, difusão iônica ou mesmo por permeabilidade sob pressão hidráulica. A qualidade e a resistência do cimento vão depender muito de sua fabricação e da forma com que foi trabalhado na construção do repositório, sendo difícil estabelecer um padrão, posto que, para cada construção é definido um critério que mais seja adequado à situação.

Estudos na área apontam um consenso sobre as dificuldades para a modelagem do concreto, devido às complexas quantificações dos diversos parâmetros, e à necessidade de informações apuradas sobre o fluxo de água, além da complexidade das equações. Há ainda muitos modelos sobre a penetração de cloretos (por ser um agente corrosivo) na matriz do concreto, considerando a difusão como o principal (BREYSSE,1997).

WALTON, (1990) avaliou os modelos matemáticos utilizados na degradação do concreto utilizado como barreira para deposição de rejeitos de baixo nível de radioatividade. Considerou a difusão no concreto devido a ataque de: sulfatos, corrosão, lixiviação de hidróxido de cálcio, carbonatação e outros, e utilizou a equação para o fluxo de transporte através da matriz do concreto, considerando os poros e a tortuosidade, e fez uma crítica por não haver trabalhos bem detalhados para os diversos tipos de processos de degradação.

GIRALDELLI (1990) fez experimentos com águas quimicamente puras, destiladas e águas de poços de regiões silicosas, por não conterem sais dissolvidos e apresentarem a tendência de dissolver o Ca(OH)<sub>2</sub> formado na hidratação do cimento, tornando a matriz porosa e diminuindo sua resistência e aumentando a permeabilidade.

BREYSSE (1997) mediu a durabilidade estrutural por meio das propriedades de transporte na pasta de cimento e concreto, com o uso de parâmetros fenomenológicos, ou seja, com modelos que relacionam os parâmetros da permeabilidade através de dados estatísticos, e também modelos numéricos alimentados com dados experimentais provenientes de testes por intrusão de mercúrio, comparados com dados de literatura.

SOUZA (1998) utilizou vários tipos de ácidos perigosos para o concreto, como os inorgânicos (clorídrico, sulfídrico, nítrico, carbônico) ou orgânicos, normalmente encontrados na terra (acético, lático, esteárico), através de produtos solúveis.

LOCKINGTON (1999) estimou a penetração da água em concreto não saturado, e determinou a resistência à exposição a ambientes agressivos. Utilizou a equação da difusão (função de degradação de saturação do concreto), por meio dos parâmetros de sorção dos elementos químicos que agridem o concreto e aumentam sua porosidade. Foram levadas em conta as características geométricas dos poros do cimento.

GANJIAN *et al* (2006) utilizaram diferentes misturas para a pasta de cimento e sua resistência, variando a pressão de 500 a 2000 cm. Foram testadas duas misturas de argamassa contendo cimento *Portland* e os efeitos do tamanho da amostra também foram investigados. Para representar as condições naturais em que o cimento é exposto aos efeitos da degradação, foi utilizada água deionizada por ser considerada uma solução mais agressiva ao concreto, e verificada a lixiviação por diferentes substâncias sintéticas, que detectam as possíveis causas de degradação.

MONTES (2006) mediu a condutividade hidráulica do concreto com diferentes porosidades, considerando as estruturas geométricas, e quantificou a relação entre a porosidade e a condutividade hidráulica com base na equação Carman-Kozen, que modela a relação entre a porosidade e condutividade hidráulica no concreto.

AGUIAR (2006) definiu que as causas da degradação do concreto são devidas a processos químicos, físicos e ação de bactérias. A água é o principal fator responsável por transportar substâncias químicas que interagem agressivamente com a estrutura do concreto, por meio de águas subterrâneas ou poluídas. A degradação provoca um aumento de porosidade no concreto em função do tempo, influenciando suas propriedades hidráulicas. Quando o concreto está intacto, sua condutividade hidráulica pode ter valores em torno de

16

 $3,15 \ 10^{-5}$  m/ano, mas à medida que deteriora tem sua permeabilidade aumentada, podendo chegar a 315 m/ano.

Na literatura há vários trabalhos sobre o deposito de Abadia de Goiás, e as áreas estudadas são: registros e gerência de informações sobre os rejeitos depositados, transporte e migração dos radionuclídeos - através das zonas saturadas e não saturadas, utilizando diferentes modelagens, cenários de liberação e estimativa da exposição humana (interna e externa), determinando os riscos e comparando com os níveis pré-estabelecidos.

No estudo realizado por PEREIRA (1996) foi determinada a distribuição de partículas do solo local e realizados experimentos para determinar o coeficiente de particionamento Kd do solo de Abadia de Goiás em diferentes profundidades; para tanto, retirou-se várias amostras de solos em locais e profundidades diferentes, e foram determinadas as suas características pedológicas.

TRANJAN (1997) descreveu os principais critérios e metodologias aplicadas na concepção do projeto do repositório. ALVES (1997) fez a análise de infiltração no repositório de Abadia de Goiás utilizando valores considerados no projeto de engenharia, por meio de equações diferenciais.

A CNEN foi responsável pela avaliação de segurança no período de construção do repositório, sendo considerada segura a instalação. Após sete anos foi feita uma reavaliação da segurança por HEILBRON (2002) e não foi detectado nenhum impacto relevante ao meio ambiente. Para os cálculos no trabalho foram utilizados dados do local e o valor da infiltração foi obtido através da diferença da precipitação menos a evapotranspiração. Nessa avaliação não foram incluídas as barreiras de engenharia, como por exemplo as camadas de concreto, e considerou-se um termo fonte de primeira ordem para o rejeito radioativo, onde é considerada a lixiviação do Cs-137 com liberação para o aquífero. Neste trabalho são apresentados resultados de taxas de dose, considerando diversos cenários. É importante lembrar que o órgão regulatório brasileiro da área nuclear estabelece uma taxa de dose anual máxima permitida para o grupo crítico, dependendo da instalação em análise.

Em AGUIAR (2006) o estudo da liberação de radionuclídeos foi feito por meio de modelos probabilísticos, considerando as possíveis degradações no concreto usado em repositórios como função do tempo. Por se tratar de repositório para rejeitos tratados de baixo e médio níveis gerados em usina nuclear. Nesse estudo a probabilidade de falha do sistema é obtida por meio de estruturas lógicas provenientes de uma árvore de falha, com análise probabilística de segurança em radionuclídeos mais significativos. Como exemplo, a taxa de

liberação dos radionuclídeos na biosfera é obtida através da função da densidade de probabilidade de falha.

A Agência Internacional de Energia Atômica coordenou investigações em projetos de pesquisa, voltados para instalações de disposição de resíduos de baixa e média radioatividade próximos à superfície, para o aperfeiçoamento de metodologias de avaliação de segurança (ISAM - Improvement of Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities) (AIEA, 2004) e com o objetivo de apresentar relatórios baseados em experiências adquiridas pelos participantes, estabelecendo as normas e orientações para as várias questões que devem ser consideradas. Setenta participantes de 22 Estados-membros desempenharam um papel ativo nesse projeto. Portanto, a maioria das organizações tem usado uma variedade de métodos, que têm ajudado os estados membros em fase de implementação de instalações próximas à superfície.

Os objetivos principais desse projeto são:

- a) Apresentar uma avaliação crítica das abordagens e ferramentas utilizadas na segurança pós-encerramento e das propostas existentes para as instalações de deposição de rejeitos radioativos próximos à superfície;
- b) Reforçar as abordagens e ferramentas utilizadas, e
- c) Construção da confiança nas abordagens e ferramentas utilizadas.

O programa computacional escolhido para modelar e predizer as concentrações de Cs-137 no local, advindo do depósito de rejeitos radioativos de baixo nível em Abadia de Goiás, tem sido empregado em diferentes estudos, cobrindo uma extensa gama de situações. A utilização do HYDRUS-1D tem sido feita em áreas distintas como agricultura, irrigação, transporte de pesticidas, contaminação de solo por explosivos, hormônios, disposição de rejeitos contendo radionuclídeos, metais pesados e outros poluentes de relevância.

A utilização do código computacional HYDRUS-1D como ferramenta de avaliação de segurança na disposição de rejeitos radioativos, ou mesmo para avaliar contaminação em solos e águas subterrâneas (elementos radioativos ou não), não tem sido uma prática comum, embora se apresente, sob uma ótica moderna, como alternativa utilíssima neste mister. MALLANTS *et al* (2003) foram uns dos primeiros a utilizar essa ferramenta para modelar a migração de Ra-226, Rn-222 e Pb-210 em um repositório para rejeitos radioativos de meia

vida longa e nível de radiação muito baixo (minério oriundo do Congo Belga). Os rejeitos eram oriundos de uma planta de extração de Ra-226 em Olen, Bélgica, com uma concentração média de 7 Bq/g em um volume aproximado de 216 000 m<sup>3</sup>. Um conceito genérico de disposição é avaliado nesse trabalho, a fim de fornecer informações para se definir o projeto final de disposição, especialmente no que diz respeito ao desempenho das barreiras de engenharia.

JACQUES et al (2008) utilizaram o código computacional HYDRUS-1D para modelar o fluxo de água e transporte de contaminante, acoplado ao código computacional PHREEQC-2 (PARKHURST e APPELO, 1999) para o modelo biogeoquímico. Nesse trabalho é simulado um caso hipotético de aplicação anual de fertilizante inorgânico em um solo por um período de 200 anos, a fim de predizer o transporte de Ca, P e U na zona vadosa. Para modelar o transporte do urânio na subsuperfície é necessário levar em consideração as interações do U com outros elementos, e nesse trabalho são modeladas reações geoquímicas ao invés de se utilizar o coeficiente de retardamento na equação de transporte do soluto. Esse mesmo tipo de trabalho foi apresentado por BATALHA et al (2010), onde são analisados os resultados para a modelagem do transporte multicomponente em solo e água subterrânea, dos contaminantes presentes no fosfogesso (um subproduto da indústria de fertilizantes), que pode apresentar altos níveis de impurezas, incluindo radionuclídeos e metais pesados. O fosfogesso é utilizado como fertilizante e condicionador em solos do Cerrado Brasileiro, e no trabalho são avaliadas as vantagens e riscos ambientais relacionados ao seu uso no longo prazo. Esse estudo trata do transporte do Ra-226, principal radionuclídeo presente no fosfogesso, quando este é aplicado na agricultura em um solo típico do Cerrado.

Em PONTEDEIRO *et al* (2009) é investigado o destino ambiental de radionuclídeos naturais e seus produtos de decaimento (especialmente as séries do U-238 e Th-232) sendo liberados de uma instalação de processamento mineral contendo material NORM. As escórias do processamento contendo radionuclídeos naturais são dispostas em um aterro industrial contendo barreiras naturais. O programa computacional HYDRUS-1D foi usado para modelar o transporte vertical dos contaminantes na zona de disposição e zona não saturada, e então lateralmente no aquífero. É assumido que um poço a jusante intercepta a água subterrânea, que é utilizada em um cenário de propriedade rural, onde a única fonte de água é proveniente desse poço e usada na biosfera. A avaliação de risco é feita tanto para o caso mais favorável (solo de textura argilosa e fluxo em equilíbrio) como para o pior caso, envolvendo fluxo preferencial e solo arenoso.

#### 1.3 OBJETIVO

Este trabalho tem como objetivo estudar o comportamento da cobertura de depósito de rejeitos radioativos de subsuperfície de Abadia de Goiás, o fluxo de água nas diversas camadas que compõem o depósito, bem como o transporte de Cs-137 na zona vadosa do local. Como complemento, procurou-se verificar o impacto futuro, tanto no ser humano quanto no ambiente, advindo da deposição desses rejeitos radioativos, por meio do cálculo de dose para um cenário de ingestão de água do aquífero em um ponto abaixo da região de deposição.

Para tanto é modelado o Depósito de Rejeitos Radioativos de Abadia de Goiás, contendo rejeitos provenientes do acidente radiológico com o Cs-137 em 1987. O código computacional HYDRUS-1D (SIMUNEK *et* al, 2008) é utilizado para simular o fluxo de água em todo o repositório e o transporte de contaminante na camada inferior de concreto e na zona vadosa, até a interface com a água subterrânea. O programa usa uma descrição conceitual e matemática detalhada dos processos de transporte de soluto e fluxo de água na zona vadosa. Nas modelagens foram usados dados de local, quando disponíveis, sendo complementados com dados de literatura.

A solução obtida para a concentração no aquífero e a respectiva dose é comparada com modelagens realizadas no passado, procurando utilizar os mesmos dados do local.

O código utiliza técnicas de elementos finitos aplicados à solução das equações que governam o fluxo e o transporte nas zonas não saturadas e saturadas e métodos alternativos para descrever e modelar as funções hidráulicas de meios porosos não saturados.

Da análise de dados meteorológicos locais é feito o balanço hídrico, levando em conta a performance do sistema de cobertura. Para isso são obtidas as taxas de infiltração para um período de 400 anos, considerando as possíveis degradações do concreto nesse período. Também é levada em conta a relevância da retirada da água pelas raízes na superfície do solo, por meio de comparações dos diferentes tipos de funções de distribuições das raízes. Por meio do estudo proposto é possível avaliar a eficácia do sistema de deposição escolhido e estimar a possível contaminação futura do aquífero, podendo-se calcular a dose para o público.

Para o estudo da degradação do concreto são utilizados dados de literatura para as propriedades hidráulicas, tanto no caso deste estar intacto quanto para as possíveis condições de degradação nos períodos de 100 a 200 anos e de 200 a 400 anos, obtendo-se as taxa de infiltrações utilizando-se o programa HYDRUS-1D.

20

#### 1.4 ORGANIZAÇÃO DO TRABALHO

O presente estudo teve como objetivo fazer uma avaliação de segurança do Depósito de Rejeitos Radioativos de Abadia de Goiás, analisando a importância das camadas de concreto e da zona vadosa para o cálculo de dose devido a possível ingestão de água subterrânea local. Para tanto, no capítulo dois é feita a apresentação do estudo de caso para o repositório de Abadia de Goiás, com uma pequena introdução histórica do acidente e informações referentes à construção dos dois repositórios e armazenamento do material radioativo.

O capítulo três aborda temas relacionados à física de solos, bem como descreve a metodologia de laboratório mais comumente usada na medição da distribuição do tamanho de partículas e como usar esses resultados para obter as propriedades hidráulicas do solo local. O capítulo quatro descreve os estudos de avaliação de segurança realizados nessa instalação.

O capítulo cinco define as equações matemáticas empregadas para modelar o fluxo de água unidimensional no perfil de solo local, o balanço hídrico, para o termo fonte e a equação para o transporte do Cs-137 até o aquífero abaixo do repositório.

No capítulo seis é definida a forma como é feita a modelagem do depósito de rejeitos, por meio de simplificações da concepção do projeto e utilizando dados de local e da literatura, e analisando as modelagens anteriores consideradas na avaliação de segurança do depósito.

No capítulo sete são apresentados os resultados das infiltrações na cobertura, com avaliação da zona da raiz das gramíneas da cobertura, e a importância da camada superior de concreto no controle de entrada de água no depósito; finalmente, são apresentados os resultados das concentrações obtidas do transporte do Cs-137 no perfil do rejeito, concreto e zona vadosa, e a importância da zona vadosa nessa avaliação de segurança. Concluindo, no capítulo oito são apresentadas as conclusões do estudo e são propostos trabalhos futuros.

# 2. ESTUDO DE CASO: DEPÓSITO DE ABADIA DE GOIÁS

Em setembro de 1987 na cidade de Goiânia, Goiás, ocorreu um acidente com uma fonte radioativa que possuía em seu núcleo 93 g de cloreto de césio (CsCl) (PEREIRA, 1996), contendo 19,3g de Cs-137, com atividade estimada de 47 a 49,6 10<sup>12</sup> TBq e meia vida de 30,07 anos (HEILBRON *et al.*, 2002). Tratava-se de um equipamento de radioterapia que fora removido do Instituto Goiano de Radioterapia que estava desativado, localizado na Avenida Paraíba Goiânia. Como o equipamento possuía muito chumbo, houve o interesse de pessoas não autorizadas retirarem esse material do local, com o intuito de comercializar o chumbo. Partes da peça foram removidas e levadas até a Rua 57, Centro de Goiânia, e vendida a um ferro-velho. O equipamento de radioterapia então foi violado, aberto e a fonte radioativa foi manuseada sem os cuidados necessários, contaminando vários locais da cidade.

Uma vez identificada a existência de radioatividade, a CNEN foi acionada e as providências necessárias foram tomadas. Diversos locais foram então isolados, milhares de pessoas monitoradas e diferentes equipes iniciaram o processo de descontaminação das áreas afetadas. Esse esforço envolveu diversos profissionais da área nuclear, além de médicos, bombeiros e policiais.

Para a descontaminação, foram seguidas as recomendações de segurança prescritas nas normas da CNEN. Os rejeitos foram caracterizados de acordo com o seu conteúdo, atividade estimada (HEILBRON *et al.*, 2002), data de recolhimento, procedência, taxa de dose na superfície e a um metro do embalado. O resultado dos trabalhos de descontaminação gerou cerca de 3.500 m<sup>3</sup> de rejeitos radioativos com aproximadamente 6.000 toneladas, na forma sólida.

Os rejeitos foram classificados e acondicionados de acordo com o tipo e atividade, em:

- uma embalagem especial para os restos da fonte de césio (FIG. 2.1);
- 4.223 tambores comuns de 200 litros;
- 1.347 caixas metálicas;
- 8 recipientes de concreto (VBA);
- 10 contêineres marítimos.



FIG.2.1 Fonte de Cs-137 embalada em concreto (FT-01) (MAGALHÃES et al, 2005)

Os rejeitos embalados foram removidos para um depósito provisório, empilhados sobre plataformas de concreto, a céu aberto, posicionadas de modo que as embalagens já identificadas com níveis mais altos de radiação ficassem no centro FIG. 2.2, cercadas por outras embalagens de menor radioatividade.



FIG.2.2 Depósito provisório de rejeitos

Seguiu-se a essa fase inicial a etapa de monitoramento de cada embalagem, com critérios mais rigorosos, para fins de cálculos de blindagem e especificação de embalagens definitivas. Esta etapa foi denominada de acondicionamento intermediário dos rejeitos, que consistiu em abrigar os mais de 4200 tambores em contêineres cilíndricos de concreto ou contêiner

marítimo, conforme a classificação de grupo prevista pelo cálculo de blindagem. Os tambores contendo os rejeitos com atividade mais alta foram acondicionados em uma embalagem com capacidade para 14 tambores de 200 L, confeccionada em concreto armado de alta densidade, tendo grau de permeabilidade bem menor do que o do concreto comum, com finalidade de blindagem para transporte e armazenamento e denominada de VBA (TELLO, 1997). Também parte do rejeito foi acondicionado em embalagens metálicas FIG. 2.3.



FIG. 2.3 VBA's, conteiners e tambores contendo rejeitos

Em 1995 foi construído o primeiro repositório em Abadia, para abrigar os rejeitos de atividade muito baixa (Depósito I – FIG 2.4 (a) ); em 1996 foi finalizada a construção de um segundo depósito, para armazenar os rejeitos de atividade mais alta, feito em concreto armado de espessura de 0,20 m, próximo à superfície, denominado de Depósito II (HEILBRON *et al*, 2002) FIG. 2.4 (b).

TAB. 2.1	Inventário dos rejeitos do Depósito de Abadia de Goiás
	(HEILBRON et al, 2002)

Grupo	Volume(m <sup>3</sup> )	Atividade (10 <sup>12</sup> Bq)	
1	1603,2	0,464	
2	801,1	0,476	
3	550,7	1,440	
4	510,9	13,670	
5	58,1	35,164	

Tipo de embalagem	Quantidade	Volume (m <sup>3</sup> )	Atividade (10 <sup>12</sup> Bq)
Restos da fonte (FT-01)	01	4,1	4,11
Embalagem de concreto (VBA)	08	10,8	6,73 x 10 <sup>-1</sup>
Embalagem de concreto (CB)	90	855,0	2,04 x 10 <sup>-1</sup>
Embalagem de concreto (CM)	16	91,2	5,04 x 10 <sup>-1</sup>
Caixa metálica	986	1677,9	3,46 x 10 <sup>-1</sup>
Total	1104	2639,0	4,01 x 10 <sup>-1</sup>

TAB. 2.2 Inventário das embalagens do Depósito II (HEILBRON et al, 2002)



FIG. 2.4 (a) Construção do Depósito Definitivo I



FIG. 2.4 (b) Depósito Definitivo I finalizado

No Depósito II, objeto da modelagem deste trabalho, os rejeitos de maior atividade foram colocados mais no centro e os espaços vazios preenchidos com o solo da região e compactados. A barreira de engenharia foi projetada para que a água da chuva seja escoada e

drenada através de uma camada de solo e de grama onde há uma melhor relação entre a inclinação da cobertura, e também há um sistema de drenagem ao redor da barreira. Na FIG. 2.5 pode-se ver um esquema do depósito, segundo SILVA (1997).



FIG. 2.5 Visão esquemática do Depósito II

Segundo TRANJAN *et* al (1997), o repositório foi concebido considerando-se que a sua estrutura seria próxima à superfície, executada em concreto armado, com paredes de 0,2 m de espessura. Tem como proteção adicional uma cobertura de aterro de modo a permitir a drenagem das águas precipitadas sobre o repositório, através dos taludes do aterro ou por intermédio do sistema de drenagem subsuperficial, drenagem esta executada pelas diversas camadas drenantes projetadas para o interior do maciço do aterro. Tais águas são direcionadas para o lençol freático local, situado aproximadamente entre 4 e 5 m abaixo da laje de fundo do depósito.

O sistema de drenagem interno ao aterro de recobrimento é dotado de um colchão de areia intercalado no aterro, sob uma camada de cobertura de solo de 0,50 m. Este filtro de areia tem a função de coletar as águas que eventualmente infiltrem no aterro durante chuvas intensas, conduzindo-as ao pé do talude. Na base do aterro de recobrimento, envolvendo a estrutura de concreto do depósito, foi implantada uma drenagem independente, constituída por uma camada de material britado, tendo entre esta e o aterro argiloso, uma transição em areia. Esta drenagem permite coletar os eventuais vazamentos provenientes do interior da estrutura de concreto e as águas de precipitação que não sejam interceptadas pela camada superior de areia.

A fundação é formada por três módulos adjacentes nas dimensões de 20,2 m por 21,4 m, separados por espaços de 0,50 m, preenchidos com pedra britada. Esquematicamente, o repositório é uma estrutura em concreto armado não totalmente enterrado, com espessura de 0,20 m, com 19,6 m de comprimento, 60 m de largura, 6,20 m de altura. No interior do deposito foram armazenados vários tipos de embalados que foram distribuídos segundo suas atividades, do centro para as extremidades, e os vazios entre as embalagens e as paredes do deposito foram preenchidos de material argiloso, composto basicamente de areia e argila FIG.2.6. Na FIG. 2.7 tem-se o aspecto externo final dos depósitos de rejeitos I e II.





FIG. 2.6 Construção do Depósito II



FIG. 2.7 Depósitos Definitivos I e II

#### **3. METODOLOGIA**

O projeto inicial desta dissertação foi combinar uma parte experimental com a modelagem de local, com o objetivo de atualizar a avaliação de segurança do depósito de rejeitos de Abadia de Goiás. Uma vez que a Comissão Nacional de Energia Nuclear não permitiu a coleta de amostras no sítio, foram utilizados os dados obtidos por PEREIRA (1996), mas a técnica experimental de análise do solo foi realizada com amostras de solo de outro local (Nordeste Brasileiro).

# 3.1 MÉTODO DE DISTRIBUIÇÃO DO TAMANHO DE PARTÍCULAS

Com o objetivo de estudar como deveria ser feita a determinação das propriedades hidráulicas do solo de Abadia de Goiás por meio do método de distribuição de partículas, foram retiradas quatro amostras compostas de solo de outra localidade, em profundidades e locais diferentes, identificadas como os seguintes pontos de monitoramento:

Ponto 65 - profundidade de 4 a 8 metros Ponto 65 - profundidade de 9 a 21 metros Ponto 61- profundidade de 4 a 8 metros Ponto 61- profundidade de 9 a 18 metros



Na Fig. 3.1 pode-se observar as diferentes colorações das amostras analisadas:

FIG. 3.1 (c) Ponto 65 (9 – 21 m) 3.1 (d) Ponto 61 (9-18 m)

As amostras foram secas ao ar, e passadas na peneira n<sup>0</sup> 10 (# de 2 mm) como mostrado na FIG 3.2; os eventuais torrões foram desmanchados através do almofariz FIG 3.2(b), e passados novamente na peneira. O material retido na peneira foi lavado, para retirar os particulados finos, e levado à estufa com temperaturas entre  $105^{0}$ C e  $110^{0}$ C. Após isso, o solo sem umidade é passado no peneiramento grosso (conjunto de peneiras de número 1 1/2 a 10), os grãos são retidos de acordo com seus diâmetros e separados pelas peneiras, e então são pesados de forma cumulativa FIG 3.3. O material "passante" foi separado para o processo de sedimentação e peneiramento fino, e desse material foi pesado 120 g para o solo arenoso, 70 gramas para solo siltoso e argiloso e 100 g para determinar a umidade higroscópica (em triplicata).





FIG. 3.2 (a) Peneira  $n^0$  10 de 2 mm FI

FIG. 3.2 (b) Almofariz



FIG. 3.3 (a) Ponto 61 (4-8 m)

FIG. 3.3 (b) Ponto 65 (4-8 m)

FIG. 3.3 Peneiramento Grosso



FIG. 3.3 (c) Ponto 65 (9-21 m)

FIG. 3.3 (d) Ponto 61 (9-18 m)

Cada amostra é colocada no béquer, e adicionada uma solução defloculante de 125 cm<sup>3</sup> hexametafosfato de sódio com concentração de 45,7 g do sal por 1,00 cm<sup>3</sup> da solução, acrescenta-se água destilada para cobrir a amostra até ficar imersa, então, a solução é agitada e deixada em repouso por 12 horas. Os materiais finos argilosos normalmente ficam unidos formando agregados, desta forma os grãos devem ser soltos para o processo de sedimentação FIG 3.4 (NBR 7181/1984).



FIG.3.4 Béquer com a solução defloculante

## 3.2 SEDIMENTAÇÃO

Com o material defloculado no béquer adiciona-se água destilada até 5 cm da borda, e coloca-se no aparelho dispersor durante 15 min, depois verte-se na proveta e completa-se com água destilada até 1.000 cm<sup>3</sup> e leva-se ao tanque de sedimentação que contém água, para que todo o sistema entre em equilíbrio térmico. Com uma paleta agita-se por um minuto para que as partículas fiquem em suspensão, e ao terminar anota-se o início da sedimentação, e inicia-se a medição com o uso do densímetro nos tempos previamente definidos. As partículas maiores caem com velocidades proporcionais ao quadrado do seu diâmetro, tornando a densidade na parte superior do frasco menor e aumentando na parte inferior.

As densidades de suspensão são determinadas com um densímetro, que indica também a profundidade. Diversas leituras do densímetro, em diversos intervalos de tempo, determinarão iguais números de pontos na curva granulométrica (PINTO, 2006).

Terminada a sedimentação, o material sedimentado na proveta é vertido em uma peneira de  $n^0$  200 (0,075 mm) e lavado; o que ficou retido é levado à estufa. Depois de seco, o material é passado por uma série de peneiras mecanizadas, por cerca de 20 minutos, e suas

massas cumulativas são pesadas para completarem os pontos do gráfico através da determinação das porcentagens dos grãos finos que passam FIG. 3.5.



FIG. 3.5 Sistema de peneiramento mecanizado da Geotecnia/UFRJ

Para o cálculo da densidade real dos grãos, primeiramente pesa-se o picnômetro vazio, depois coloca-se aproximadamente 50 g de solo seco em seu interior e o sistema é pesado. Próximo passo: coloca-se água até que todo o solo fique submerso, e leva-se ao aquecimento até a temperatura de ebulição, deixando nesse estado por 15 minutos, com objetivo de retirar o oxigênio da amostra. Após a fervura, completa-se o volume com água e fecha-se com uma tampa de vidro, evitando que tenha ar em seu interior FIG 3.6 e 3.7 e o sistema permanece em repouso para atingir equilíbrio térmico. Depois de pesado, retira-se todo o material e pesa-se somente o picnometro com água. Todo o procedimento é realizado em triplicata.



FIG. 3.6 Amostras de solos sendo aquecidas



FIG. 3.7 Picnômetros completos e fechados, em equilíbrio térmico

#### 3.3 MODELAGEM DE LOCAL

No trabalho de PEREIRA (1996) foram coletadas 32 amostras, sendo que 16 destas estão divididas em cinco perfis, nos quais os horizontes foram determinados. A partir dos dados parciais de distribuição de partículas obtidas nesse trabalho, em conjunto com dados disponibilizados pela EMBRAPA para o Cerrado Brasileiro, foram determinadas as propriedades hidráulicas do solo local.

Para a obtenção dessas propriedades hidráulicas na modelagem do local, usou-se as funções de pedotransferência, que são equações que relacionam características de retenção de umidade ou condutividade hidráulica com outras características do solo. Os dados de distribuição de partículas do solo são mais facilmente obtidas, ao contrário da determinação das propriedades hidráulicas no campo, que é laboriosa, demorada e de custo elevado.

Assim, as propriedades hidráulicas não saturadas do solo foram estimadas através de diferentes medidas, sendo uma delas pelas frações granulométricas do solo local. No código computacional HYDRUS-1D essas propriedades são obtidas utilizando as equações de VAN GENUCHTEN (1980), por meio de um programa baseado em rede neural.

# 4. AVALIAÇÃO DE SEGURANÇA

A avaliação de segurança leva em conta a natureza e a quantidade de material depositado, a migração dos radionuclídeos na geosfera ao longo do tempo, e estabelece as possíveis taxas de dose individuais calculadas com os resultados do transporte dos poluentes em estudo por diferentes vias de liberação em cenários definidos.

Para a implementação de um repositório, há três fases: (a) pré-operacional (estudo de local, do projeto), (b) fase operacional (inclui o período de operação até o fechamento) e (c) de pós-fechamento (atividades depois do fechamento, também chamado de controle institucional do local).

Para a deposição dos rejeitos do acidente de Goiânia, diversos órgãos foram responsáveis pelo (a):

- Planejamento e uso do local;
- Construção do repositório;
- Acondicionamento e transporte de rejeitos e
- Definição dos requisitos legais, institucionais e de responsabilidade civil.

A função da CNEN na época foi propor a construção de dois depósitos de rejeitos radioativos (Depósito I e II), além de avaliar a segurança, promover a fiscalização do repositório e assegurar os seguintes objetivos:

- Minimização de qualquer efeito nocivo para as gerações futuras
- Proteção à saúde humana
- Proteção ao meio ambiente

#### 4.1 ESTUDOS REALIZADOS

A CNEN especificou, no caso do Repositório de Abadia de Goiás, um limite máximo permitido de dose anual de 0,25 mSv/ano para a deposição final de rejeitos (HEILBRON *et* 

*al.*, 2002), enquanto a ICRP (International Commission on Radiological Protection, 1991) tem recomendado que o valor de dose limite seja de 0,3 mSv por ano.

Segundo HEILBRON *et al* (2002), a CNEN foi responsável pela avaliação de segurança no período da construção do repositório, em que foi comprovada a segurança da instalação.

Após sete anos foi feita uma reavaliação da segurança por HEILBRON *et al.* (2002) e não foi encontrado nenhum impacto ao meio ambiente. Os resultados entre as duas avaliações foram comparados, e os resultados obtidos foram confirmados.

Na avaliação de segurança de projeto executada por TRANJAN (1997), procurou-se seguir as recomendações das instituições internacionais especializadas, principalmente nas abordagens especificas das metodologias, levado em conta as possibilidades do projeto de engenharia utilizando as especificações técnicas do projeto do repositório de Abadia de Goiás. Através de cenários hipotéticos foram estudados possíveis liberações, tanto realistas quanto conservativas. Utilizando-se valores de concentrações foi verificado o risco para um grupo de pessoas, por meio do cálculo de dose, e comparado com o limite determinado pelo órgão competente, observando-se os critérios de segurança.

Foi concebido um acidente hipotético, com cenário de liberação conservativo, onde se admitiu uma falha das barreiras de engenharia que permitiu que toda água disponível penetrasse no interior do deposito, diluindo todo o Cs-137. O contaminante foi suposto estar homogeneamente distribuído em todo o volume da área do rejeito, e que todo esse material é liberado de forma súbita, atingindo instantaneamente o aquífero.

TRANJAN (1997), para os cenários de liberação mais realista, fez uma análise mais apurada, tanto para a infiltração de água quanto para o transporte do radionuclídeo, considerando também a capacidade de retenção do material de preenchimento do repositório ("backfill"). Para esse cenário de liberação foram estimadas as concentrações da atividade do Cs-137 e a taxa de dose ao longo do aquífero. Os dados foram adquiridos dos modelos de NUCLEN (1994, apud TRANJAN, 1997, p.6), que permitiu estimar os valores médios de infiltração anual, tempo de enchimento do volume interno do repositório com águas infiltradas pela cobertura, o fluxo de atividade de Cs-137 na água do lençol freático na região próxima da base do repositório.

Para a análise da segurança executada por HEILBRON *et al.* (2002) é feito um estudo hipotético de cenários, estimando a taxa de dose através de modelos matemáticos, que descrevam o sistema de deposição na geosfera e biosfera.

Para HEILBRON *et al* (2002) os aspectos importantes na modelagem são: a identificação do termo fonte (emissão de poluente), a análise do caminho do contaminante na geosfera, a migração dos radionuclídeos pelas zonas saturadas e não saturadas, bem como o transporte dos contaminantes na biosfera até os possíveis impactos provocados ao ser humano.

Para o impacto ambiental provocado pela deposição de resíduos radioativos foi utilizada uma análise determinística, considerando as vias de exposição do ser humano de acordo com as características ambientais locais. Para esse estudo considerou-se fatores, processos e eventos que ocorram, baseados em FEP's – *Features, Events and Processes* (AIEA, 2004).

Na primeira e segunda avaliações, as hipóteses consideradas para a geosfera foram:

- 1. Período de controle institucional estabelecido (300 anos);
- 2. Degradação contínua e linear da cobertura de concreto, e após 30 anos falha completa;
- Taxa de infiltração na cobertura, através de dados de precipitação menos evapotranspiração;
- 4. Zona não saturada negligenciada;
- 5. A concentração que migra do interior do repositório é calculada levando em consideração o coeficiente de particionamento dos resíduos Kd e da quantidade de água disponível, que infiltra pela cobertura;

Utilizando o modelo conservativo da equação do termo fonte para a geosfera (primeira ordem), que rege a evolução da atividade residual Ar, e com os dados do projeto de Goiânia, foram calculada as concentrações ao longo do tempo no aquífero. Na camada do rejeito considerou-se que o material radioativo estava distribuído homogeneamente em todo o volume, e que todo o césio foi dissolvido pela água e transportado diretamente no perfil do solo do local do repositório, admitindo uma falha total da barreira de engenharia.

Segundo HEILBRON (2001), a descrição acurada do termo fonte é uma das maiores dificuldades de um modelo de avaliação de segurança A água que infiltra na zona com resíduos pode ser contaminada pelo contato com o material radioativo. Para se calcular a concentração de poluentes na água que deixa a camada de deposição, pode-se usar diferentes modelos para o termo fonte (PONTEDEIRO, 2006). A liberação por remoção ocorre quando a água retira os radionuclídeos de uma camada com rejeitos, sendo apropriado para rejeitos não imobilizados em matriz sólida, como em Goiânia. As liberações podem ser retardadas por sorção, representada por um coeficiente de distribuição específico para cada elemento, para formas de rejeitos onde os contaminantes estejam distribuídos ou adsorvidos na superfície.
No modelo de remoção, segundo o qual os radionuclídeos são retirados do rejeito através da passagem da água, a disponibilidade destes para liberação é limitada devido a processos geoquímicos tais como adsorção, absorção, adesão e troca iônica. Essa modelagem pode ser refinada por incorporar um coeficiente de particionamento que leve em consideração todos esses processos que auxiliam no retardamento da liberação. Assim, um modelo de lixiviação de troca-iônica, sorção/dessorção é usado (HEILBRON, 2001, HEILBRON *et al.*, 2002), que se caracteriza por ser radionuclídeo-dependente. A representação conceitual baseia-se em uma taxa constante de lixiviação de primeira ordem, onde a água que entra na camada dos resíduos escoa pelo fundo da camada de rejeitos, e ainda que a região é não saturada todo o tempo.

Assim sendo, optou-se por considerar um modelo conceitual baseado em uma fração de lixiviação anual do rejeito radioativo considerando que toda a água que entra no repositório escoa pelo fundo do depósito e pelo solo da zona não saturada. A equação que governa, portanto, a quantidade residual de poluente Ar no depósito de rejeitos em função do tempo, para um modelo de lixiviação de 1<sup>ª</sup> ordem, é dada por:

$$\frac{dA_r}{dt} = -(\lambda + ALF)A_r \tag{4.1}$$

A taxa de lixiviação anual (*ALF*) do césio é igual à razão entre a quantidade perdida por lixiviação do radionuclídeo no ano A(t) e a quantidade total remanescente deste radionuclídeo neste ano  $A_r$  (t), e pode ser expressa como:

$$ALF = \frac{q}{H_d(\theta_\omega + \rho_b K_d)}$$
(4.2)

Dessa maneira, a massa de material radioativo que sai do local de deposição (base do repositório) e entra na geosfera por unidade de tempo t é dada por:

$$A(t) = A_r(t) \cdot ALF \text{ (g/ano)}$$
(4.3)

Considerando que a equação diferencial ordinária (4.3) é de primeira ordem, apenas uma condição inicial é necessária, ou seja, no tempo inicial (t = 0) uma massa de poluente (A<sub>0</sub>) existe no sistema de deposição, isto é:

$$A_r(0) = A_0 \tag{4.4}$$

A solução da equação, portanto, é:

$$A_r(t) = A_0 \cdot e^{-(\lambda + ALF)}(g)$$
(4.5)

No caso de se considerar a durabilidade da cobertura em anos, a atividade  $A_0$  deve ser corrigida pelo decaimento radioativo ocorrido durante esse tempo. Pode ser dada em grama ou Bequerel.

A concentração C(t) em g/cm<sup>3</sup> do Cs-137 na camada abaixo do depósito, no tempo t, é igual a:

$$C(t) = \left(\frac{A(t)}{q (cm/ano) \cdot \acute{A}readepósito(cm^{2})}\right)$$
(4.6)

A massa de poluentes que sai do sistema de deposição e entra na geosfera por unidade de tempo é dada por:

$$A(t) = A_0 \cdot e^{-(\lambda + ALF)t} \cdot ALF \quad (Bq/ano \text{ ou } g/ano)$$
(4.7)

A concentração C(t) na base do depósito é dada por:

$$C(t) = \{A_{0}/[(m_t(\theta/\rho_b + Kd))]\}e^{-(\lambda + ALF)t}$$

$$(4.8)$$

onde  $m_t$  é a massa total do rejeito radioativo.

## 5. MODELOS MATEMÁTICOS

### 5.1 EQUAÇÕES DO FLUXO DE ÁGUA E TRANSPORTE DE SOLUTOS

A água infiltra na superfície do solo e vai percolando os horizontes, e a velocidade vai depender do tipo de textura, estrutura e o teor de umidade do solo. O transporte de contaminantes é fortemente afetado pelo fluxo de água que atinge o solo e que passa através dele, como função das próprias condições do solo e das condições climáticas locais.

O modelo do depósito de rejeitos utilizado é caracterizado como tendo escoamento de água unidimensional em um meio poroso não saturado, e é descrito pela equação padrão de Richards, EQ (5.1), como sugerido por SIMUNEK *et al.* (2008).

$$\frac{\partial \theta(h)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[ K(h) \left( \frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right] - S(h)$$
(5.1)

onde *h* é a pressão hidráulica [L],  $\theta$  é o conteúdo volumétrico de água do solo [L<sup>3</sup>L<sup>-3</sup>], *t* é o tempo [T], z é a coordenada espacial [L] (negativo para baixo), *K* é o coeficiente de condutividade hidráulica [LT<sup>-1</sup>] e *S* [L<sup>3</sup>L<sup>-3</sup>T<sup>-1</sup>] é o termo geral para fonte (ou sumidouro) de água. O último termo, *S*(*h*), representa a retirada de água pelas raízes de plantas.

Tanto o conteúdo de água ( $\theta$ ) como a condutividade hidráulica (K) presentes na EQ (5.1) são funções não-lineares da pressão hidráulica (h). Dentre as propostas existentes para o cálculo destas duas propriedades hidráulicas do solo, aqui são adotadas as expressões analíticas de VAN GENUCHTEN (1980).

O transporte unidimensional de solutos através do solo é função do escoamento da água em sua matriz porosa, do gradiente de concentração e das características químicas do soluto em interação com os componentes sólidos da matriz. Este transporte durante escoamento no regime transiente por um meio poroso rígido variavelmente saturado é representado pela equação de advecção-dispersão (ADE) na forma:

$$\frac{\partial(\theta RC)}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\theta D \frac{\partial C}{\partial z}\right) - \frac{\partial(qC)}{\partial z} - \mu \theta RC$$
(5.2)

onde *C* é a concentração da solução no solo  $[ML^{-3}]$ , *R* é o fator de retardo [-], *D* é o coeficiente de dispersão  $[L^2T^{-1}]$ , *q* é o fluxo de água vertical  $[LT^{-1}]$ , dado pela lei de Darcy-Buckingham, e  $\mu$  é o coeficiente de decaimento  $[T^{-1}]$ . O fator de retardo (*R*) da EQ (5.2) é dado por:

$$R = 1 + \frac{\rho_b K_d}{\theta} \tag{5.3}$$

onde  $\rho_b$  é a massa específica do solo [ML<sup>-3</sup>] e Kd [L<sup>3</sup>M<sup>-1</sup>] é o coeficiente de adsorção (ou distribuição) linear. O coeficiente de dispersão (*D*) da EQ (5.2) é dado por:

$$D = D_d \tau + D_L \frac{|q|}{\theta}$$
(5.4)

onde  $D_L$  é a dispersividade longitudinal [L],  $D_d$  é o coeficiente de difusão do soluto em água  $[L^2T^{-1}]$ , e  $\tau$  é o fator de tortuosidade para meio poroso [-], considerado igual a:

$$\tau_{w} = \theta^{7/3} \theta_{s}^{-2} \tag{5.5}$$

A solução das equações (5.1) e (5.2) requer a definição das condições iniciais e de contorno para o escoamento variavelmente saturado, e para transporte de solutos, respectivamente, a serem definidas na modelagem do problema.

#### 5.2 BALANÇO HÍDRICO

Para estudar o balanço hídrico é preciso definir certos conceitos e estabelecer modelos matemáticos com os dados meteorológicos disponíveis da região em estudo. Devido às variações de temperaturas e ventos, a localização geográfica e pela incidência de radiação e tempo de exposição, faz com que a água mude seu estado físico evaporando, formando nuvens e precipitando, retornando assim para a superfície da terra. Temos assim o que se denomina ciclo da água.

Em um modelo hidrológico considera-se que a precipitação é a entrada da água no sistema, sendo a principal em forma de chuva: uma parte é interceptada pelas plantas, outra escoa na superfície ou se infiltra no solo e na sub-superfície. A água que fica na superfície das folhas e do solo se evapora, e as raízes das plantas drenam a água e transpiram através dos

seus estômatos, liberando o vapor de água para a atmosfera. A esses dois processos combinados denomina-se evapotranspiração.

São vários os modelos desenvolvidos para calcular o balanço hídrico, mas nesse trabalho será discutido o de Penman-Monteith e o de Hargreaves.

Toda a água que está na atmosfera e flui em direção à superfície da terra, pode estar na forma de neblina, chuva, granizo, orvalho, geada. A precipitação é um evento aleatório e é importante conhecer a duração, distribuição no tempo e no espaço.

A evaporação é a mudança do estado físico da água de líquido para gasoso, através da radiação solar, da temperatura do ar, difusão molecular e turbulenta, ventos e pressão de vapor. A evapotranspiração é considerada como a perda de água por evaporação do solo e transpiração das plantas.

No caso da evapotranspiração, têm-se diferentes fenômenos que retiram a água dos compartimentos solo/planta e liberam para a atmosfera. Nesse caso, há uma transformação da água líquida da superfície do solo e das folhas das plantas em vapor d'água, além do fenômeno de transpiração das plantas, as quais retiram a água do solo através das raízes, levando a água até seus estômatos e depois liberando para a atmosfera.

Segundo TUCCI (1998), um balanço hídrico em um volume de controle é o somatório das quantidades de água que entram, ou seja, precipitação mais escoamento de água para dentro do sistema, e a porção que sai, ou seja, a água interceptada pela vegetação, a transpiração pelas plantas, a evaporação do solo, e o escoamento superficial e sub-superficial, em um determinado intervalo de tempo. Assim, o balanço hídrico pode ser representado pela equação 5.6 abaixo:

$$P - Eint - Es - Ep + Qe - Qs = 0$$
(5.6)

Para se avaliar o balanço hídrico foi preciso considerar dois conceitos introduzidos por Thornthwaiter em 1994:

- Evapotranspiração potencial (ETp): é considerada a máxima evapotranspiração do compartimento solo/planta, onde o solo está sempre úmido e coberto com vegetação.

- Evapotranspiração real (ETr): as condições de evaporação e transpiração são as reais (existentes) do ambiente (fatores atmosféricos e umidade do solo). A ETr é sempre menor ou igual à ETp.

Para se calcular a evapotranspiração pode-se fazer uso de medidas diretas ou de métodos indiretos, baseados em modelos de cálculo. O método mais direto para se medir a evapotranspiração é através de lisímetros providos de um sistema de drenagem e instrumental de operação, que permitem estabelecer a evapotranspiração real e/ou potencial (PONTEDEIRO, 2006). Existem vários métodos para se estimar a ETp, e a escolha depende da precisão requerida e das medidas necessárias ao cálculo. Uma descrição dos métodos mais utilizados pode ser encontrada em diferentes referências na literatura da área.

O método de Penman-Monteith (método de Penman modificado por Monteith), com parametrização mais consistente com a estimativa de evapotranspiração em culturas, foi recomendado pela FAO 56 (*Food and Agriculture Organization of the United Nations*) em 1990 como referência para estimar a evapotranspiração. Esse método introduz termos de resistência no método de Penman para estimar a  $ET_0$  de superfícies com suprimento ótimo ou limitado de água, e utiliza dados climatológicos padrões que podem ser facilmente medidos. Propõem um método de combinação com a introdução de balanço de energia e um termo de transferência de massa na fórmula aerodinâmica em uma única equação para calcular a evapotranspiração, desenvolvida para calcular a evaporação da água na superfície livre, descrevendo a soma das taxas de evaporação devido a incidência das radiações, transferência de massa turbulenta e equação para o fluxo de calor latente.

Apesar de mais acurada, a formulação de Penman-Monteith requer dados de temperatura, umidade do ar, radiação solar, horas diárias de insolação, velocidade do vento, coordenadas de local, além de dados de precipitação, o que torna essa abordagem conveniente quando se deseja a avaliação da evapotranspiração em regime transiente para períodos sazonais.

No presente problema, como o horizonte de tempo para a modelagem é de quatrocentos anos, optou-se por uma abordagem mais genérica através do método de Hargreaves, que fornece resultados compatíveis com Penman-Monteith quando usados a longo prazo (HARGREAVES *et al*, 2003).

O método de Hargreaves é baseado na temperatura e na radiação solar. Na sua primeira equação, Hargreaves considerou em sua formulação a umidade relativa do ar e dados de latitude, com medidas feitas em diversos países e obtidas através de evaporímetros vegetados com grama. Posteriormente apresentou uma das suas formulas simplificadas, suprimindo a umidade relativa.

$$ETp = 0.0023(T_{med} + 17.8) * (T_{max} - T_{min})^{0.5} * Ra$$
(5.7)

onde *ETp* é a evapotranspiração potencial obtida pelo método de Hargreaves (L .T<sup>-1</sup>), o valor de 0,0023 é uma constante de ajuste,  $T_{med}$  é a temperatura média (<sup>0</sup>C), e  $T_{max}$  e  $T_{min}$  são as temperaturas máximas e mínimas diária, e *Ra* é a radiação no topo de atmosfera, em MJ.L<sup>-2</sup>.T<sup>-1</sup>, onde L refere-se à comprimento e T é a unidade de tempo. A radiação no topo da atmosfera é obtida pela equação:

$$Ra = 37,586 \left[ 1 + 0,033 \cos\left(\frac{2\pi}{365}J\right) \right] \left( w_s \sin\varphi \sin\delta + \cos\varphi \cos\delta \sin w_s \right)$$
(5.8)

e

$$\delta(J) = 0,4093 \sin\left[\left(\frac{2\pi}{365J}\right) - 1,405\right]$$
(5.9)

sendo *J* o dia do ano,  $\omega_s$  o ângulo horário do por do sol, em radianos,  $\varphi$  a latitude local, em radianos, e  $\delta$  a declinação do sol, em radianos. Todos os cálculos dos parâmetros necessários do modelo de Hargreaves são realizados internamente pelo código computacional HYDRUS-1D.

#### 5.3 MODELO DO TERMO FONTE

Os possíveis impactos radiológicos podem ocorrer devido à degradação das barreiras de engenharia, e de eventos discretos que afetam o isolamento do concreto. Tal avaliação deve mostrar que o repositório resiste aos efeitos de vários possíveis eventos de falhas.

Para o modelo do termo fonte do HYDRUS-1D, os solutos podem existir nas três fases (solido, liquido e gasoso) e para cada fase os processos de produção e "transformação" podem ser diferentes. Os solutos são transportados através dos processos de convecção e dispersão na fase liquida e difusão para a fase gasosa. No presente caso, o termo fonte é modelado através das equações diferenciais parciais para o fluxo transiente de água no meio poroso com conteúdo de água variável e pela equação de advecção-dispersão (ADE) na forma da EQ. (5.2), considerando o decaimento do Cs-137. Contudo, deve-se ter um cuidado ao definir a condição inicial do termo fonte, que neste trabalho é modelado utilizando somente o soluto na fase líquida, desprezando-se a modelagem da fase gasosa.

Para se definir a condição inicial, tem-se:

$$C(0) = A_0 / Vol \tag{5.10}$$

onde C(0) é a concentração inicial total (ou massa total do soluto) por volume do solo, a ser definida para o HYDRUS-1D. O volume na região do rejeito é dado em cm<sup>3</sup> e neste caso, a concentração inicial de Cs-137 é dividida pelo volume da camada, exatamente o mesmo que avaliado por HEILBRON *et al.* (2002):

C (0) = 4,565 
$$10^{13}$$
 Bq/(4381 x 960 x 6000) cm<sup>3</sup> = 8862,6 Bq/cm<sup>3</sup> (5.11)

Tomando como base esse termo fonte, a modelagem de HEILBRON *et al.* são apresentadas nos resultados (CAP. 7) e analisadas.

### 6. AVALIAÇÃO DE SEGURANÇA PROPOSTA - MODELAGEM DE LOCAL

Segundo AGUIAR (2006), a avaliação de risco de um repositório pode prover informações importantes para a escolha das barreiras. Antes da construção de qualquer depósito de rejeitos radioativo, deve ser realizada uma avaliação de segurança sistemática, tanto para o período de operação, como para a fase de pós-fechamento ou pós-operacional. A quantidade de água que entra no repositório, ficando em contato com o rejeito, é elemento importante na avaliação de segurança.

A utilização de programas computacionais para a simulação de fluxo de água e transporte de contaminantes, acoplado com o cálculo de dose em cenários pré-definidos, caracteriza-se como uma ferramenta útil na predição de possíveis impactos da deposição final de rejeitos radioativos. A simulação do problema estudado aqui foi realizada por meio do código HYDRUS-1D para simulação unidimensional, para descrever o fluxo de água e o processo de transporte de soluto em meio variavelmente saturado. Os resultados das concentrações no aqüífero são usados em cenários de avaliação de dose, utilizando modelos consagrados pela comunidade internacional.

Neste trabalho a modelagem de todo o conjunto do repositório foi feita em duas etapas: (a) um estudo do comportamento da cobertura ao longo de um período de 400 anos, com degradação parcial da camada de concreto, (b) os fluxos de água obtidos no perfil completo do depósito com as infiltrações obtidas nessas modelagens, e (c) a modelagem do transporte do Cs-137 até a região do aquífero.

A modelagem do fluxo de água no perfil do depósito, ou seja, na área dos rejeitos propriamente dita, camada de concreto inferior e zona não saturada, foi feita a partir da determinação das infiltrações na cobertura. Após a determinação desse fluxo é então avaliado o transporte do soluto nesse perfil. Os dados e as modelagens são apresentados de acordo com essa metodologia proposta, e depois os resultados são comparados com outras avaliações (HEILBRON *et al.*, 2002; TRANJAN, 1997) realizadas no passado.

#### 6.1 CARACTERIZAÇÃO DO PROBLEMA

O problema aqui tratado consiste no estudo do transporte do contaminante Cs-137, depositado no Repositório de Abadia de Goiás, rejeito este advindo da descontaminação da parte da cidade de Goiânia após o acidente radiológico ocorrido em 1987, pela avaliação da

concentração deste elemento ao longo de um período de 400 anos e o comportamento do concreto utilizado na construção do depósito.

Na concepção do depósito a ser modelado foram feitas simplificações. O repositório é uma estrutura em concreto armado não totalmente enterrado, com espessura de 20 cm, com 19,6 m de comprimento, 60 m de largura, 6,20 m de altura, conforme mencionado no Cap 2. No interior do deposito foram armazenados vários tipos de embalados com diferentes atividades, mas que neste estudo de caso são considerados homogeneamente distribuídos. Na região dos rejeitos os vazios foram preenchidos com material natural, composto basicamente de areia e argila formando uma altura media de 4,38 m de altura. Em todas as avaliações de segurança feitas, nessa área será considerado que todo o material esteja homogeneamente distribuído, e as características hidráulicas do rejeito é o de solo compactado. O depósito foi aterrado com solo da região e coberto com grama, sendo a geosfera composta por uma zona não saturada, com distância média ao aquífero de 5 m.

Para esta análise, considera-se a cobertura como um perfil uniforme composto por uma camada de 50 cm de solo típico do local com grama, recobrindo uma camada de concreto de 20 cm de espessura. Essa cobertura, como visualizado no esquema da FIG 6.1, é seguida de uma camada denominada de rejeito (basicamente constituída de solo compactado contaminado com Cs-137), sobre uma base de concreto de 20 cm, e todo o sistema descrito está a 5 m acima do freático local.



FIG. 6.1 Desenho esquemático do depósito

O repositório encontra-se sujeito às variações meteorológicas de precipitação atmosférica e de evaporação em sua superfície. A água da chuva é considerada quantitativamente, pela precipitação diária. O balanço hídrico é realizado na cobertura e a infiltração obtida irá percolar toda a camada de rejeito e se infiltrar no solo abaixo do repositório.

O solo considerado apresenta-se não-saturado ao longo de seu perfil; na cobertura é usada a condição de contorno de *seepage face* logo abaixo da camada de concreto. Essa condição de contorno assume que o fluxo no contorno inferior é zero enquanto a pressão for negativa, e quando o meio fica saturado a carga de pressão hidráulica é imposto ser zero ou outro valor positivo e o fluxo nesse ponto é então calculado. Essa condição é frequentemente usada no estudo de lisímetros ou colunas quando se deseja modelar a drenagem por gravidade de uma coluna finita.

No presente estudo, existe uma face de drenagem, onde a carga de pressão hidráulica na base da camada de concreto é mantida nula, o que permite que a água infiltre no concreto, e com a saturação do perfil ocorre a drenagem, permitindo livre drenagem dos fluxos de água e solutos na base do depósito.

Para este estudo foram adotadas as seguintes hipóteses:

- o solo é um meio poroso, uniforme física e isotrópico;
- não há fendas que caracterizem escoamento preferencial, ou dupla porosidade;
- existem raízes vegetais (grama) retirando água da matriz do solo (30 cm de profundidade, em *slope*) e transpiração pelas plantas;
- há o fenômeno de *run-off* (escoamento superficial) no caso de precipitações que tenham intensidade que ultrapasse a capacidade de infiltração no solo;
- não existe drenagem horizontal em qualquer ponto do perfil;
- o nível do lençol freático encontra-se a 5 m abaixo do perfil do depósito;
- não há variação da densidade do solo e dos seus parâmetros hidráulicos e de transporte em função do tempo;
- há variação dos parâmetros hidráulicos da camada superior de concreto em função da sua degradação ao longo dos anos, e consequentemente variação na infiltração de água no depósito de rejeitos;
- as variações de temperatura no ambiente e as reações químicas que ocorrem não justificam adotarem-se modelos de transporte de calor.

#### 6.2 MODELAGEM DO PROBLEMA

O transporte de contaminantes é fortemente afetado pelo fluxo de água que atinge o solo e que passa através dele, como função das próprias condições do solo e das condições climáticas locais. O destino e transporte do césio são analisados através de suas concentrações como soluto na água que deixa o repositório e o solo.

O problema definido no item 6.1 é caracterizado como escoamento de água unidimensional em um meio poroso variavelmente saturado, e é descrito pela equação padrão de Richards, EQ (5.1).

O transporte unidimensional de solutos através do solo é função do escoamento da água em sua matriz porosa, do gradiente de concentração e das características químicas do soluto em interação com os componentes sólidos da matriz. Este transporte durante escoamento no regime transiente por um meio poroso rígido variavelmente saturado é representado pela equação de advecção-dispersão (ADE) dada pela e EQ (5.2) e o fator de retardamento dado em 5.3.

A solução das equações (5.1) e (5.2) requerem a definição das condições iniciais e de contorno para o escoamento variavelmente saturado, e para transporte de solutos, respectivamente.

Para a EQ (5.1), é considerada como condição inicial a pressão hidráulica no tempo t = 0:

$$h(x,t) = h_0(x), \quad t = 0$$
 (6.1)

onde  $h_0$  [L] é uma função prescrita de x. No problema em estudo, o solo é considerado inicialmente seco, portanto com uma pressão hidráulica menor do que zero. Após atingir o estado estacionário, as pressões ao longo do perfil da cobertura são usadas nos cálculos seguintes. Para a geração das diferentes taxas de infiltração modelou-se inicialmente o problema transiente (0 a 20 anos), e verificou-se que o estado estacionário já havia sido atingido em 10 anos. Assim, para 10 a 100 anos usou-se o perfil de pressão de coluna obtido em 10 anos e modelou-se o fluxo de água em regime permanente. Com as pressões ao final de 100 anos, modelou-se o fluxo transiente de 100 a 110 anos, e com o perfil de carga de pressão hidráulica para 110 anos modelou-se o regime permanente de água entre 110 e 200 anos. Por fim, fez-se o mesmo procedimento entre 200 e 210 anos, e com as pressões finais modelou-se a infiltração em regime permanente de 200 até 400 anos. Para condição de contorno na superfície do solo (x = 0), e na base do perfil (x = L, onde L é a profundidade da cobertura) são especificadas:

$$h(x,t) = h_0(t)$$
 (6.2.a)

$$-K\left(\frac{\partial h}{\partial x}+1\right) = q_0(t) \qquad x = 0 \tag{6.2.b}$$

seepage face, com 
$$h=0$$
  $x=L$  (6.2.c)

A consideração de condições atmosféricas (transiente) impõe a alternância entre as condições de fluxo prescrito da EQ (6.2.b) e pressão hidráulica prescrita da EQ (6.2a). Isto ocorre porque o fluxo potencial de água é controlado por condições externas ao sistema, porém o fluxo real depende do conteúdo de água (também transiente) da superfície do solo. Assim, quando o módulo do fluxo (q) for menor ou igual à taxa de evapotranspiração ou infiltração máxima potencial (E), e a pressão hidráulica estiver na faixa entre o mínimo valor permitido para as condições do solo considerado e a máxima que pode ocorrer para o solo saturado EQ (6.3) (NEUMAN *et al.*, 1974, *apud* SIMUNEK *et al.*, 2008), a condição de fluxo prescrito (3° tipo, EQ (6.2.b)) é substituída pela condição de pressão hidráulica prescrita (1° tipo, EQ (6.2.a), adotando-se os valores dos limites mínimo ou máximo para h, ( $h_A$  ou 0).

Os limites explicitados acima para a condição de contorno de fluxo prescrito EQ (6.b) ser substituída por pressão hidráulica prescrita EQ (6.3) são dados por:

$$|q| \le |E| \qquad \text{e} \qquad h_A \le h \le 0 \tag{6.3}$$

onde *E* é a taxa de infiltração ou evapotranspiração máxima potencial para as condições atmosféricas do local e  $h_A$  é a pressão hidráulica mínima permitida para as condições do solo considerado.

Para o caso do fluxo de água no regime estacionário, a EQ (6.2.b) representa a condição de contorno na superfície do solo, adotando-se o fluxo ( $q_0$ ) constante. Para permitir a livre drenagem de água na base do perfil, em  $x = L_1$  (onde  $L_1$  representa a profundidade da camada de rejeitos + base de concreto do depósito + solo entre a base do depósito e o lençol freático), é considerada condição de gradiente igual a zero, definida no *software* HYDRUS-1D como drenagem livre. Essa condição de contorno pode ser usada quando se deseja simular a

drenagem de um perfil de solo; essa condição de contorno inferior normalmente ocorre em estudos de campo de drenagem da zona vadosa, sendo seu uso apropriado para situações onde a zona saturada está localizada exatamente abaixo da zona em estudo.

De forma similar à adotada para o escoamento de água, a condição inicial e de contorno para o transporte do soluto EQ (5.2) devem ser estabelecidas.

A condição inicial para concentração do Cs-137 é da forma:

$$C(x,t) = C_0(x), \quad t = 0$$
 (6.4)

onde  $C_0$  [ML<sup>-3</sup>] é uma função prescrita de *x*.

Para a superfície do solo, é considerada condição de fluxo de concentração, por traduzir uma situação fisicamente mais realista do que uma concentração prescrita, com a seguinte forma:

$$-\theta D \frac{\partial C}{\partial x} + qC = qC_0 \qquad \qquad x = 0 \tag{6.5}$$

onde  $C_0$  é a concentração inicial na superfície do solo [ML<sup>-3</sup>].

E a livre drenagem de solutos na base do perfil, é representada por:

$$\frac{\partial C}{\partial x} = 0 \qquad \qquad x = L \tag{6.6}$$

A distribuição de solutos como função de tempo e/ou espaço pode ser estimada por várias técnicas que obtêm soluções para o resultado da equação de advecção-dispersão, ADE (LEIJ e VAN GENUCHTEN, 2000).

#### 6.3 DADOS DE CAMPO UTILIZADOS

Os dados climáticos requisitados pelo programa HYDRUS-1D, para o caso específico deste estudo, são a precipitação e as temperaturas mínima e máxima diárias. Os dados meteorológicos disponibilizados pelo INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) foi uma

estação meteorológica de observação de superfície automática, com início de funcionamento em maio de 2001, localizada em:

Latitude: -16,6428<sup>0</sup> Longitude: -49,2200<sup>0</sup> Altitude: 770 metros

Esta escolha deveu-se ao fato desta ser a estação meteorológica mais próxima da região de Abadia de Goiás, com dados atuais disponíveis e séries maiores. Contudo, o Repositório de Abadia de Goiás se encontra na seguinte coordenada geográfica:

e assim na simulação do problema utilizou-se essas coordenadas com os dados meteorológicos da estação do INMET.

A fim de simular a cobertura e obter a taxa de infiltração ao longo dos anos, foi feita a suposição de uma camada de solo, típico do Cerrado brasileiro, cujos dados locais foram obtidos na literatura (PEREIRA, 1996 e BATALHA, 2010). Dos dados apresentados nas referências citadas, utilizou-se o horizonte AB (perfil com profundidade de 20 a 60 cm). Os dados de distribuição de tamanho de partículas foram 52,6% de areia, 10,3% de silte e 37,1% de argila. Segundo TRANJAN *et al.* (1997), a cobertura do repositório possui 50 cm de solo com grama, com uma camada de areia e solo arenoso entre a cobertura com grama e o concreto (espessura de 20 cm). Uma vez que não foram dadas as dimensões das camadas drenantes (areia e solo arenoso), estas serão desconsideradas na presente modelagem. Para se determinar as propriedades hidráulicas iniciais do concreto utilizou-se os dados de SCHNEIDER *et al.* (2012) e a condutividade hidráulica foi escolhida na faixa de valores desse trabalho, como reportados na TAB. 6.1.

A principal causa da degradação do concreto é devido a processos químicos, físicos e ação de bactérias. A água é a principal responsável por transportar substâncias químicas que interagem agressivamente na estrutura do concreto, através de águas subterrâneas ou poluídas. A degradação provoca um aumento de porosidade no concreto em função do tempo, influenciando suas propriedades hidráulicas. Quando o concreto está intacto, sua condutividade hidráulica pode ter valores em torno de 3,15 10<sup>-5</sup> m/ano, mas à medida que deteriora tem a permeabilidade aumentada, podendo chegar a 315 m/ano (AGUIAR, 2006).

Na presente modelagem, os valores das propriedades hidráulicas utilizados para a escala de tempo entre 0 e 100 anos para o concreto são os reportados por SCHNEIDER *et al* (2012) e decidiu-se adotar uma condutividade hidráulica de 3,15  $10^{-3}$  m/ano. De 100 a 200 anos, conforme comunicação pessoal de VAN GENUCHTEN (2012), adotou-se discreta degradação do concreto, ocasionando aumento de porosidade (dobro do inicial) assim como para  $\alpha$ , e uma nova condutividade hidráulica Ks = 3,15  $10^{-2}$  m/ano (3,15 cm/ano) ; e de 200 a 400 anos ocorreu nova degradação, assumindo-se Ks = 0,32 m/ano (32,00 cm/ano) e os valores de  $\theta_s$  e  $\alpha$  conforme tabela abaixo.

Material	$\theta_{r}$	$\theta_{\rm s}$	$\alpha$ (cm <sup>-1</sup> )	n	Ks (m/ano)	1
Solo	0,067	0,386	0,0267	1,307	48,22	0,5
Concreto (0 - 100 anos)	0	0,204	0,00142	1,521	3,15 10 <sup>-3</sup>	0,5
Concreto (100 - 200 anos)	0	0,306	0,00204	1,521	3,15 10 <sup>-2</sup>	0,5
Concreto (200 - 400 anos)	0	0,306	0,00204	1,521	3,15 10 <sup>-1</sup>	0,5

TAB. 6.1 Propriedades hidráulicas das camadas da cobertura do depósito

Na modelagem do problema com o código computacional HYDRUS-1D para a cobertura do depósito, utilizou-se uma camada de solo de 50 cm (propriedades da tabela 6.1), recoberta com grama, sendo considerado o crescimento máximo da raiz na camada de solo em torno de 30 cm, e supondo retirada da água do solo pelas raízes das plantas. Foi feita uma análise de sensibilidade quanto à retirada de água pelas raízes em função do tipo de distribuição dessas no subsolo (constante ou linear (*slope*)).

Quanto ao fluxo de água, a condição de contorno utilizada na parte superior do depósito foi variável, com escoamento lateral do excesso de água (*run off*). Foram utilizados dados atmosféricos (precipitação, temperatura máxima e mínima diária) de uma série histórica (2001 a 2011), fornecida pelo INMET (2012, acesso direto ao website). Os dados que porventura estavam incompletos (perda ocasional de dados pela estação meteorológica),foram completados com valores de outros anos. O cálculo da evapotranspiração potencial foi feita usando a fórmula de Hargreaves, implementada no código HYDRUS-1D, assumindo como

condição inicial na cobertura a mesma carga de pressão negativa ao longo de todo o perfil da cobertura.

Na base da cobertura considerou-se uma laje de concreto armado de 20 cm de espessura, abaixo da camada de solo com grama, cuja condição de contorno inferior foi de *seepage face* (ou seja, o concreto vai ficando saturado ao longo do tempo, até permitir que o excesso de água drene para dentro do repositório). As propriedades hidráulicas que foram usadas estão reportadas na TAB. 6.1.

Para o solo da região, foram utilizados os dados de PEREIRA (1996), que fez um estudo da mobilidade e comportamento químico dos radionuclídeos no meio geológico da região do repositório através de amostras de solo em diversas profundidades. Na determinação do coeficiente de particionamento ele utilizou dois métodos: o de batelada, encontrando um valor médio para o Kd de 430 cm<sup>3</sup>/g e "in situ", com um Kd de 501 cm<sup>3</sup>/g (TAB. 6.2).

Na modelagem do depósito propriamente dito foi considerada uma camada de rejeito radioativo de 4,38 m, sobreposta a uma camada de concreto de 0,20 m, seguida de uma zona vadosa de 4 a 5 m, com dados do solo dados pela média de PEREIRA (1996), cujos dados estão reportados na TAB 6.3. Para a área do rejeito utilizou-se as porcentagens de distribuição de partículas do solo da cobertura, mas usando a densidade de 1,7 g/cm<sup>3</sup>, ou seja, considerou-se que o rejeito estaria sem imobilização e compactado, e um Kd de 463 cm<sup>3</sup>/g (HEILBRON *et al*, 2002). A camada de concreto inferior possui as mesmas propriedades hidráulicas da cobertura para o período de 200 a 400 anos, ou seja, considerou-se o concreto já com a degradação após 200 anos, e foi usado um coeficiente de particionamento conservativo de 10 cm<sup>3</sup>/g (AGUIAR, 2006).

Para se obter as propriedades hidráulicas e de transporte para a zona não saturada, foram utilizado os dados medidos por PEREIRA (1996) para profundidades maiores que 75 cm no solo do local (FIG. 6.2), e essas propriedades foram estimadas através de rede neural, com o código Rosetta (SCHAAP *et al.*, 1998).

52

Perfil (cm)	Kd (cm <sup>3</sup> g <sup>-1</sup> )	Argila (%)	Silte (%)	Areia (%)
75-150	415	34	28	38
110-180	343	31	13	56
180-190	531	36	17	47
Média	430	34	19	47

TAB. 6.2 Kd e perfil pedológico do solo de subsuperfície

TAB. 6.3 Propriedades hidráulicas das camadas inferiores do depósito

Material	$oldsymbol{ heta}_{ m r}$	<b>θ</b> s	α (cm <sup>-1</sup> )	n	Ks (m/a)
Rejeito	0,07	0,365	0,0281	1,177	21,86
Concreto da base	0	0,306	0,002	1,521	3,15 10 <sup>-1</sup>
Solo	0,078	0,409	0,023	1,291	27,26

\* HEILBRON et al, 2002 \*\* AGUIAR, 2006

A obtenção das propriedades hidráulicas foi feita utilizando rede neural através do programa Rosetta, incluído no código HYDRUS-1D (SCHAAP *et al.*, 1998), fornecendo ao programa as porcentagens de silte, argila e areia dos respectivos solos.

Na TAB. 6.4 são dados os valores dos parâmetros de transporte usados na modelagem da geosfera.

Rosetta Lite v. 1.1 (June 2003)					
Select Model         Textural classes         SSCBD+ water content at 33 kPa (TH33)         Sand, Silt and Clay (SSC)         Same + water content at 1500 kPa (TH1500)         Sand, Silt, Clay and Bulk Density (BD)					
Input           Textural Class         Unknown           Sand [%]         47           Silt [%]         19           Clay [%]         34           BD [gr/cm3]	Output           Theta r [cm3/cm3]         0.0783           Theta s [cm3/cm3]         0.4088           Alpha [1/cm]         0.0232           n [-]         1.2908           Ks [cm/day]         7.47           Help!         Predict         Accept				

FIG. 6.2 Avaliação de propriedades hidráulicas do solo com rede neural

Materiais	Kd (cm <sup>3</sup> .g <sup>-1</sup> )	ho (g.cm <sup>-3</sup> )	Espessuras (m)
Rejeito	463*	1,7*	4,38*
Concreto (base)	$10^*$	1,6**	0,20 **
Solo (vadosa)	430****	1,3	4,00*/5,00***

TAB. 6.4 Dados para a geosfera do repositório

\* HEILBRON *et al*, 2002 \*\*AGUIAR, 2006 \*\*\*\*TRANJAN, 1997 \*\*\*\*\*PEREIRA (1996)

### 7. RESULTADOS

### 7.1 BALANÇO HÍDRICO NA COBERTURA

Com o objetivo de se avaliar a infiltração e comparar com modelagens prévias, foi inicialmente calculada a infiltração supondo somente a cobertura com solo e gramínea; uma segunda avaliação foi feita utilizando a parede de concreto.

Abaixo tem-se o gráfico da precipitação diária, em que se observa uma distribuição média de chuvas bem definida.



FIG. 7.1 Precipitação Diária no Período 2001-2011

Com os dados meteorológicos da série histórica no período de dez anos (2001 a 2011, INMET), foi possível a determinação da evapotranspiração potencial diária (EVP) FIG. 7.1. A EVP inicial foi obtida usando as EQs 5.7 a 5.9, onde o código HYDRUS-1D realiza internamente os cálculos de radiação no topo da atmosfera, e considerando somente a camada de solo de 50 cm com grama (sem concreto). Observa-se que nesse período o comportamento da evapotranspiração é estável, apenas com um pico ocorrendo próximo 1825 dias (cinco anos).

A retirada de água pela raiz da planta é um processo importante e que afeta o movimento de água e soluto em um perfil de solo (FEDDES *et al.*, 1978). Geralmente existem duas abordagens na modelagem de retirada de água do solo pela planta, isto é, abordagem microscópica e a macroscópica (HAO *et al.*, 2005). No código computacional HYDRUS-1D

se utiliza a abordagem macroscópica, onde o sistema de raízes extrai água da zona da raiz em uma certa taxa, e a extração pelas raízes da planta é representada por um termo "sumidouro" na equação Richards. Esses modelos não requerem informação detalhada sobre o processo físico de retirada de água pela raiz e os parâmetros desses modelos estão disponíveis no código HYDRUS-1D de acordo com o tipo de planta (grama, alfafa, batata, beterraba etc). No caso da modelagem utilizada neste trabalho, o código computacional possui vários tipos de cultura, e os respectivos parâmetros, bem como diferentes funções para as raízes.

A função mais simples para modelar a distribuição das raízes é a uniforme ou constante (FEDDES *et al.*, 1978), que não leva em consideração a variação da distribuição das raízes em função da profundidade. Para caracterizar a situação com maior densidade de raízes no topo e menor densidade no final da zona de raiz, PRASAD (1988) propôs um modelo usando uma função linear para representar a distribuição das raízes, e neste trabalho é denominado de linear ou *slope*. Foi feito um estudo de sensibilidade para verificar se no problema modelado existe alguma diferença na infiltração de água na cobertura, dependendo do modelo para a distribuição das raízes.



FIG. 7.2 Evapotranspiração Potencial (EVP)

A modelagem transiente do fluxo de água na cobertura foi feita para um período inicial de 10 anos. Para o período de 10 à 20 anos, foi feita a modelagem utilizando os valores de pressão hidráulica ao final de 10 anos (dia 3652), obtido na modelagem do período inicial. O valor encontrado para a infiltração foi de 2,80 10<sup>-3</sup> m/ano. Isso demonstra que em 10 anos o valor da infiltração ficou constante.

O código HYDRUS-1D permite a obtenção do fluxo cumulativo na base do perfil de solo. Com esse valor, dividido pelo espaço de tempo considerado, pode-se fazer o balanço hídrico e avaliar a infiltração ocorrida no período desejado, ou seja, dez anos. O perfil da FIG. 7.3, como segue, foi gerado pelo programa HYDRUS 1D, e o valor da infiltração de 0,58 m/ano foi obtido dividindo-se a infiltração no período de maior regularidade pelo número de dias considerados. Esse valor é alto quando comparado com o reportado por HEILBRON *et al* (2002) (0,14 m/ano), que considerou a média pluviométrica anual subtraída a evapotranspiração média anual do local.



FIG. 7.3 Infiltração na camada de 0,50 m do solo da cobertura do Repositório

Na segunda avaliação foi introduzida uma camada de concreto de 0,20 m abaixo do solo da cobertura, usando as propriedades hidráulicas da TAB. 6.1. Na FIG. 7.4 é apresentado o gráfico das cargas de pressão hidráulica (h) na camada de concreto da cobertura, e o resultado para a infiltração obtida encontra-se na FIG. 7.5.



FIG. 7.4 Variação da carga de pressão hidráulica (h) na camada de concreto da cobertura (distribuição constante de raiz)



FIG. 7.5 Infiltração na camada de 0,50 m de solo e 0,20 m concreto da cobertura (distribuição constante de raiz)

Dessa simulação, para uma condutividade hidráulica saturada de  $3,15 \ 10^{-3}$  m/ano, obtevese uma infiltração de 2,67  $10^{-3}$  m/ano, supondo que as raízes da grama tenham distribuição constante ao longo do perfil de 0,30 m.

Para o mesmo caso, agora, supõe-se que a distribuição das raízes seja de *slope* (linear), ou seja, há maior quantidade de raiz próxima à superfície e diminuindo linearmente até 0,30 m de profundidade. A FIG. 7.6 é mostrada a variação da carga de pressão na interface

solo/concreto, usando distribuição linear para as raízes da grama da cobertura. Na FIG. 7.7 é dada a infiltração no perfil modelado.



FIG. 7.6 Variação da carga de pressão hidráulica na camada de concreto da cobertura (distribuição linear de raiz)



FIG. 7.7 Infiltração na camada de 0,50 m de solo e 0,20 m concreto na cobertura (distribuição linear de raiz)

Nessa simulação, para a mesma condutividade hidráulica usada no caso anterior, obtevese uma infiltração de 2,71  $10^{-3}$  m/ano, supondo que as raízes da grama tenham distribuição linear ao longo do perfil de 0,30 m. Na FIG. 7.8 tem-se o resultado para variação da carga de pressão hidráulica próxima à superfície do concreto, em que se pode observar uma maior saturação em relação a distribuição constante da raiz FIG.7.6. Para fins ilustrativos da importância da retirada de água pelas raízes da grama, foi feita uma simulação considerando o mesmo perfil de solo e concreto, mas sem nenhuma vegetação na superfície. A infiltração anual modificou levemente (2,75 10<sup>-3</sup> m/ano), mas o perfil de pressão na interface da camada de solo/concreto sofreu menor variação, mostrando que vai haver maior quantidade de água sobre a camada de concreto.

Por entender que a distribuição de raízes de forma linear reproduz com maior fidelidade a realidade, para todos os cálculos de infiltração foi adotada essa distribuição para as raízes da grama da cobertura. Uma vez que o fluxo fica constante a partir de 10 anos, utilizou-se o cálculo de infiltração para estado estacionário para a modelagem de 100 anos, e obteve-se o gráfico da FIG. 7.8, resultando em uma infiltração de 2,80 10<sup>-3</sup> m/ano.



FIG. 7.8 Fluxo para estado estacionário na cobertura

Na faixa de tempo de 100 a 110 anos, foi obtida a infiltração de 2,88  $10^{-2}$  m/ano para regime transiente (FIG. 7.9), e de 100 a 200 anos (estado estacionário) a infiltração foi de 2,90  $10^{-2}$  m/ano (FIG. 7.10), para a cobertura do depósito.



FIG. 7.9 Perfil de infiltração na cobertura para faixa de 100 a 110 anos (transiente)



FIG. 7.10 Perfil de infiltração na cobertura para faixa de 100 a 200 anos (estacionário)

Finalmente, para a faixa de tempo acima de 200 anos, foi obtida a infiltração de 2,38  $10^{-1}$  m/ano para o cálculo transiente FIG. 7.11, e 2,38  $10^{-1}$  m/ano para o estacionário FIG. 7.12, utilizando os dados do concreto para esse período de tempo, conforme TAB. 6.1.



FIG. 7.11 Infiltração na cobertura para regime transiente após 200 anos



FIG. 7.12 Infiltração na cobertura para regime estacionário após 200 anos

Assim, comparando os valores de infiltração da cobertura calculados em regime transiente e estacionário, pode-se ver que êles se equivalem, permitindo então utilizar a infiltração em estado estacionário para a modelagem de todo o repositório.

# 7.2 INFILTRAÇÃO DE ÁGUA NO DEPÓSITO

Foram feitas simulações para o comportamento da cobertura do repositório ao longo de 400 anos, e obteve-se três resultados da infiltração, que foram: 2,80 10<sup>-3</sup> m/ano para o período

inicial de 100 anos, 2,90  $10^{-2}$  m/ano de 100 até 200 anos e de 2,38  $10^{-1}$  m/ano para o período de 200 a 400 anos.

A fim de modelar o fluxo de água no interior do depósito que percola os três materiais do perfil considerado, as infiltrações calculadas para a cobertura do depóstio, distribuídas ao longo do período de 400 anos, se constituíram nas três condições de contorno para esse horizonte de tempo. A modelagem do depósito propriamente dito considerou: (a) uma camada de rejeito de 4,38 m, (b) uma base de concreto de 0,20 m e (c) uma zona não saturada de 4 a 5 m.

Como condição de contorno na parte inferior do perfil considerou-se pressão constante igual a zero (interface com a zona do aquífero), e a condição inicial para o perfil estudado das três camadas foi uma carga de pressão hidráulica (*head de pressão*) distribuída ao longo do perfil, variando de zero (na interface zona vadosa/aquífero) até -289,36 cm na parte superior da camada de rejeito. O perfil das cargas de pressão de hidráulicas foi obtido fazendo uma simulação longa (400 anos) do perfil do depósito com a infiltração de água do primeiro período de 0 a 100 anos como condição inicial de fluxo na superfície do rejeito. Uma vez atingido o fluxo estacionário dessa simulação (por volta de 50 anos), usou-se essa distribuição de cargas de pressão hidráulica ao longo de todo o perfil como condição inicial para simular a entrada de água na camada de rejeito, camada inferior de concreto e zona vadosa.



FIG.7.13 Editor gráfico da distribuição de materiais no HYDRUS-1D.

Os parâmetros hidráulicos para a zona do rejeito foram obtidos das medidas de distribuição de partículas realizada por PEREIRA (1996) na região próxima ao repositório em profundidade até 0,60 m, mas usando a densidade de 1,7 g/cm<sup>3</sup>, ou seja, solo da cobertura, porém compactado. Já os parâmetros utilizados para a base do concreto são aqueles definidos para o concreto da cobertura após 200 anos. Essa escolha levou em conta que, no estudo de infiltração de água na cobertura, o principal responsável pela retenção da água foi o concreto, que irá controlar o escoamento de água para dentro do depósito. Assim, optou-se por usar os parâmetros hidráulicos do concreto de 200 a 400 anos, por representarem o caso mais conservativo, ou seja, condutividade hidráulica maior.



FIG.7.14 Infiltração no Depósito no período de 0 - 400 anos

No gráfico acima pode-se observar a entrada de água no depósito devido às três infiltrações para os diferentes períodos de degradação do concreto da cobertura; nos primeiros 100 anos a infiltração foi insignificante, devido ao concreto da cobertura estar intacto, entre 100 a 200 anos há uma pequena variação, e após 200 anos pode-se verificar que houve um significativo aumento, sendo este o período mais critico e determinante para a lixiviação do termo fonte.

#### 7.3 MODELAGEM DO TRANSPORTE DE Cs-137

Para efeitos de comparação foi modelada a quantidade de soluto que deixa a zona do rejeito, segundo a proposta de avaliação de segurança de 2002 (HEILBRON *et al*), e comparado com a obtida pelo código HYDRUS-1D, utilizando os mesmos dados (taxa de infiltração, densidade e porosidade do rejeito, Kd) que HEILBRON FIG. 7.15.



FIG. 7.15 Modelagem do Termo Fonte (HEILBRON et al, 2002) e HYDRUS-1D

O valor calculado por HEILBRON *et al.* (2002) para a atividade que deixa a zona do rejeito inicialmente é praticamente a mesma do que o código HYDRUS-1D calcula como sendo a atividade na fase líquida (11,16 Bq/cm<sup>3</sup>). Para o período inicial até 400 anos, os valores de concentração que deixam a área do rejeito foram muito próximos. Isso mostra que a utilização de um termo fonte de lixiviação de primeira ordem, nesse caso, se equivale a usar a modelagem dessa zona através da equação de transporte de advecção-dispersão.

Para a modelagem apresentada neste trabalho, os dados para  $\theta$  são aqueles avaliados através da rede neural com os dados de distribuição de partículas de PEREIRA (1996), assim como a infiltração anteriormente calculada com o código HYDRUS-1D.

Com os resultados do perfil de infiltração obtido, foi modelado o transporte do soluto. Em termos de parâmetros de transporte, no HYDRUS-1D usou-se o mesmo valor para o coeficiente de dispersão nas três camadas (rejeito, concreto e zona vadosa),  $D_L = 25$  cm, e considerou-se transporte em equilíbrio. O coeficiente de difusão molecular  $D_d$  do soluto foi de 365 cm<sup>2</sup>/ano, e os valores de Kd conforme reportados na TAB.6.4. A condição de contorno superior adotada foi de fluxo prescrito (ou condição de contorno de Cauchy - EQ 6.5) e a condição de contorno no aquífero foi de gradiente de concentração zero. Como condição inicial foi assumida a concentração total do soluto (4, 565 x 10<sup>13</sup> Bq) pelo volume da camada de rejeito (19,60 x 60,00 x 4,38 m<sup>3</sup>).

O código computacional HYDRUS-1D permite que se coloque pontos de observação no perfil estudado, e na presente modelagem foi colocado um ponto de observação ao final da camada de rejeito, tendo como resultado a curva de concentração do gráfico apresentado na FIG. 7.16.



FIG. 7.16 Concentração do Cs-137 no final do perfil do rejeito

Comparando-se o termo fonte da avaliação de segurança de HEILBRON FIG. 7.15, foi possível verificar que há compatibilidade entre as avaliações. Como a infiltração agora é variável ao longo do tempo, observa-se um aumento discreto da concentração no período inicial. Isso é creditado ao fato do Cs-137 estar uniformemente distribuído em todo volume do rejeito, havendo um acúmulo do lixiviado antes da camada de concreto, uma vez que a camada seguinte possui menor condutividade hidráulica. Esse efeito é negligenciável, ocorrendo somente nos primeiros anos. Após isso a quantidade de material lixiviado vai

decrescendo em função do decaimento radioativo e do material que vai deixando a zona de deposição.

No gráfico da FIG. 7.17, com o ponto de observação no final do perfil do concreto, o resultado da concentração foi significativamente inferior se comparada com os dados apresentados na FIG. 7.16, possivelmente devido à barreira de concreto. Mesmo se considerando que essa camada de concreto esteja degradada, se pode verificar significativa retenção do Cs-137. Em aproximadamente quarenta anos as concentrações atingiram o seu máximo, decaindo até próximo de zero por volta de 350 anos. Mesmo que o concreto possua um coeficiente de particionamento menor que a camada de solo, a infiltração do soluto parece também depender das propriedades hidráulicas do meio. Os dois pontos de inflexão da curva (100 e 200 anos) deve-se à mudança da infiltração no depósito, já demonstrado na FIG. 7.14.



FIG. 7.17 Concentração do Cs-137 no final do perfil de concreto

Com o objetivo de verificar a importância do decaimento do soluto e do coeficiente de particionamento no transporte do Cs-137 até o aquífero sob a zona de deposição, foi feito um estudo da concentração do Cs-137 ao longo da zona vadosa. Para que se pudesse verificar os valores da concentração ao longo do perfil modelado, foram alocados dois pontos de observação na zona vadosa: N1, um pouco abaixo do concreto (distância de 4 cm) e N2, ao final da zona vadosa (próximo à entrada do aquífero).

Inicialmente considerou-se o soluto sem decaimento ao longo do tempo ( $\lambda = 0$ ), cujo resultado é mostrado na FIG. 7.18. Pode-se verificar que no caso de não haver decaimento do

Cs-137 no período considerado, a diminuição da concentração ao longo do perfil é devido a retenção do poluente, dado pelo Kd do Cs-137 no solo.



FIG. 7.18 Concentração do Cs-137 no perfil da zona vadosa, sem decaimento

É possível verificar que no final da zona vadosa não se observa qualquer concentração relevante, enquanto que no ponto N1 em aproximadamente 100 anos já se verificam valores mensuráveis de concentração de Cs-137.

A seguir é apresentada a simulação anterior, mas com a introdução do decaimento do Cs-137 no transporte do soluto no perfil do depósito FIG. 7.19. O resultado mostra que há influência do decaimento no resultado para o período modelado, especialmente após 200 anos, quando vai haver maior infiltração de água no local, mas haverá menor quantidade de Cs-137 devido ao fenômeno de decaimento do radionuclídeo.



FIG. 7.19 Concentração do Cs-137 no perfil da zona vadosa, com decaimento

Para fins de verificação da influência das barreiras de engenharia na retenção do Cs-137, foram colocados pontos de observação ao longo do perfil do concreto, sendo N1 (5 cm abaixo do rejeito), N2 (10 cm abaixo do rejeito) e N3 (15 cm abaixo do rejeito).



FIG. 7.20 Concentração do Cs-137 no perfil do concreto (5, 10 e 15 cm)

Na Fig. 7.21 são apresentadas as concentrações ao longo do tempo na zona vadosa (solo abaixo do concreto) com as distâncias de N1 (10 cm abaixo da camada de concreto), N2 (20 cm abaixo) e N3 (30 cm abaixo).



FIG. 7.21 Concentração do Cs-137 no perfil da zona vadosa (10, 20 e 30 cm)

Os resultados apresentados na FIG.7.21 sugerem que tanto o concreto quanto a zona vadosa tem contribuição significativa no processo de diminuição da concentração do Cs-137 em função da distância observada. A zona vadosa mostrou ser a camada mais eficiente na retenção do Cs-137 e também no aumento do tempo de chegada do contaminante: no ponto N1 o Cs-137 levou 100 anos e no ponto N2 chegou após 200 anos, sendo que no concreto não foram observadas mudanças.

É de notável relevância o Kd na contenção do soluto, uma vez que a zona vadosa possui um coeficiente de particionamento igual a 430 cm<sup>3</sup>/g, muito mais alto do que o assumido para o concreto (Kd =  $10 \text{ cm}^3$ /g), contribuindo para uma maior retenção do soluto em sua matriz. Pode-se verificar a importância dessa zona em uma avaliação de segurança, pois dependendo do valor do Kd, pode haver significativa retenção ou retardamento do contaminante nessa zona, como mostrado na FIG. 7.22.

Com o objetivo de mostrar de forma mais clara o transporte do Cs-137 em todo o perfil modelado, utilizou-se no HYDRUS-1D a opção de colocar as curvas de concentração nas interfaces das três regiões do depósito: (a) (Top) para a interface da camada de rejeito/concreto, (b) (Root) interface concreto/zona não saturada e (c) (Bot) na interface zona vadosa/aquífero.



FIG. 7.22 Concentração do Cs-137 no final dos três perfis: rejeito (Top), concreto (Root), zona vadosa (Bot)

Como pode ser visto na figura acima, só foi possível observar a concentração do final da camada do rejeito, sendo que nas outras interfaces as concentrações obtidas foram negligenciáveis. Nesse gráfico pode-se notar a importância de se considerar as barreiras de engenharia e as naturais, que impedem a chegada do radionuclídeo ao aquífero, mesmo se considerando degradação significativa do concreto.

Para demonstrar a importância do Kd na retenção de contaminante em modelagens considerando a zona vadosa, foram usados coeficiente de particionamento dez vezes menor (43 cm<sup>3</sup>/g) que o medido por PEREIRA (1996) e outro nulo para essa camada e com as mesmas condições iniciais e de contorno da modelagem anterior.

Nos dois casos FIG. 7.23a e b, considerou-se duas espessuras para a zona vadosa: (a) 4 m, segundo HEILBRON *et* al (2002), e (b) 5 m segundo TRANJAN *et al* (1997). O cálculo das concentrações foi feito nos respectivos pontos de observação, colocados a 4 m abaixo da zona do rejeito (N1 – HEILBRON *et al*) e outro a 5 m abaixo da zona de disposição do Cs-137 (N2 – TRANJAN *et al*).

Conforme definido por HEILBRON *et al* (2002), levando-se em conta o fator de conversão de dose para um cenário residencial e o limite de dose adotado de 0,25 mSv/ano (CNEN), o limite máximo permitido de concentração do Cs-137 na água subterrânea seria de 25 Bq/L.

Na FIG. 7.23 (a) é apresentado o resultado do transporte de Cs-137 em N1 e N2, com Kd dez vezes menor que o obtido experimentalmente. Como nesse caso foi utilizado um
coeficiente de particionamento menor, foi possível obter valores de concentração mensuráveis, o que mostra a relevância desse parâmetro na modelagem. Pode-se observar que a maior concentração é atingida em 561 anos para N1 (C = 1,433 10<sup>-4</sup> Bq/L) e 616 anos para N2 (C = 1,022 10<sup>-5</sup> Bq/L). No caso do Kd de 43 cm<sup>3</sup>/g, foi observada a chegada do contaminante no aquífero após o período de 400 anos. Observa-se ainda que independentemente do aquífero estar localizado a 4 ou 5 metros de profundidade da base do depósito de rejeitos radioativos, a maior concentração aí obtida (C = 1,433 10<sup>-4</sup> Bq/L) é muito inferior ao definido em HEILBRON *et al* (2002) para o cenário residencial, qual seja, 25 Bq/L.



FIG. 7.23 (a) Concentração do Cs-137 no aquífero, com Kd =  $43 \text{ cm}^3/\text{g}$ 

Na FIG. 7.23 (b) é apresentado o resultado de uma avaliação onde se considera o coeficiente de particionamento nulo, ou seja, a zona vadosa atua somente como um retardante na chegada da frente de concentração do contaminante na zona saturada. Esse cálculo foi feito somente para ilustrar o que ocorre em uma avaliação quando se despreza a zona não saturada ou mesmo quando esta não é modelada usando a equação de advecção-dispersão. Isso pode fornecer resultados muito superiores, inviabilizando a concepção da disposição de um rejeito. Mesmo assim, caso se fizesse o cálculo da dose anual usando esse valor, seria ainda da ordem da dose média anual devido à radiação natural.



FIG. 7.23 (b) Concentração do Cs-137 no aquífero, com Kd nulo

Na FIG. 7.23 (b), nos pontos de observação N1 e N2, as concentrações apareceram por volta de 40 anos, atingindo um máximo na profundidade de 4 m em 143 anos, com uma concentração de 0,33 Bq/cm<sup>3</sup> (330 Bq/L), ou seja, muito superior ao limite definido pelo órgão regulatório.

# 7.4 AVALIAÇÕES DE SEGURANÇA DO DEPÓSITO DE REJEITOS RADIOATIVOS DE ABADIA DE GOIÁS

A avaliação das prováveis consequências radiológicas para o público pode seguir diferentes metodologias abordando dois tipos de modelos: (a) modelos de pesquisa detalhados ou (b) modelos simplificados, cuja análise é mais robusta (HEILBRON *et al*, 2002).

Quando se usa os cenários convencionais para avaliar o impacto de uma instalação de deposição de rejeitos radioativos, as escolhas dos dados são conservativas e simplificam algumas incertezas. Com isso evita-se a coleta de grandes quantidades de dados e levam-se em conta os principais cenários para a previsão de possíveis impactos de um depósito próximo à superfície, otimizando o processo decisório.

Os poluentes contidos nos rejeitos depositados podem chegar ao homem por meio de diferentes vias de exposição, incluindo a cadeia alimentar, inalação ou ingestão de poeira com a presença de particulados radioativos, embora o caminho crítico até o homem advindo dessa

deposição seja por meio da água. Internacionalmente, é sugerido que a dose ou risco radiológico sejam avaliados, usando como referência os indivíduos da população sujeitos às maiores doses ou riscos, ou seja, o utilizando-se o conceito de grupo crítico.

Um dos cenários comumente utilizados para avaliar o impacto da lixiviação de uma fonte poluidora em um aquífero é o de propriedade rural. Nesse cenário faz-se uso de água contaminada decorrente da lixiviação dos rejeitos dispostos, após migração do radionuclídeo através do aquífero. A água subterrânea é então retirada de um poço arbitrariamente localizado a jusante do depósito. Um conjunto de caminhos de exposição pode ser definido, supondo que um indivíduo do grupo crítico utilize a água do poço para abastecer uma propriedade rural, ou seja, a água contaminada será utilizada para irrigar solo e plantas, para dessedentar o gado e ser utilizada pelo homem diretamente.

De acordo com a primeira avaliação de HEILBRON *et al* (2002), o resultado da dose para um grupo crítico considerando o cenário de propriedade rural que utiliza a água de um poço situado a 1 m e 2 m, apresentaria dose máxima de 4 mSv/a e 0,3 mSv/,respectivamente. Nessa avaliação é mostrado que no caso do poço estar localizado a 3 metros do repositório, já produziria dose abaixo de 0,02 mSv/a para esse mesmo cenário. No caso deste trabalho, como se obteve concentração nula de Cs-137 no aquífero durante o período modelado (400 anos), essa avaliação implicaria em dose nula, independente da localização do poço de água.

O objetivo desta avaliação de segurança era, por meio das concentrações liberadas no aquífero no período de 400 anos, calcular as doses do cenário de propriedade rural para comparar com os resultados de HEILBRON *et al* (2002). Contudo, uma vez que não se obteve concentrações mensuráveis no aquífero no período de 400 anos, o cálculo de dose para o cenário de propriedade rural ficou nulo considerando o uso da água subterrânea.

Neste trabalho procurou-se avaliar o deslocamento da pluma de contaminação ao longo do perfil estudado. Na FIG. 7.17, para o final do perfil do concreto, a quantidade máxima de concentração obtida foi de 450 Bq/L. Já na FIG.7.21, em apenas 10 cm do solo, a concentração já diminuiu para 6 Bq/L, mostrando que não há possibilidade de chegar nenhuma concentração no aquífero ao longo dos 4 m de zona vadosa considerada, utilizando a média do coeficiente de particionamento medido na região (430 cm<sup>3</sup>/g).

Complementarmente, fez-se um estudo considerando um Kd dez vezes menor e também com um Kd nulo, para se verificar a importância da zona não saturada nesse tipo de avaliação FIG 7.23 (a) e (b). No primeiro caso, a concentração máxima obtida em um ponto abaixo do depósito, na interface entre a zona vadosa e o aquífero, foi de 1,43 x  $10^{-4}$  Bq/L, em 572 anos.

Na segunda simulação, considerando o Kd nulo, o resultado foi de 330 Bq/L em 142 anos, mostrando a importância da zona vadosa para a retenção do contaminante. Em certos países é usual se definir valores de concentração de radionuclídeos em água subterrânea em normas, não sendo o caso do Brasil. Assim, utilizou-se como parâmetro aquele definido em HEILBRON *et al* (2002) para o cenário residencial, qual seja, 25 Bq/L.

Como os resultados de concentração no aquífero, usando o Kd medido para o local, foram nulos (independente da localização da água subterrânea estar a 4 e 5 metros de profundidade), não foi factível realizar os cálculos de dose para as vias de exposição do cenário de propriedade rural (ingestão de água do aquífero, irrigação de plantação com água do aquífero, dessedentação do gado usando essa água etc).

### 8. CONCLUSÕES E TRABALHOS FUTUROS

Neste trabalho foi utilizado o código computacional HYDRUS-1D, permitindo o emprego de uma metodologia integrada capaz de fazer uma avaliação de segurança detalhada do depósito de rejeitos radioativos em Abadia de Goiás, onde foram dispostos os rejeitos do acidente radiológico ocorrido em 1987 com uma fonte radioativa com Cs-137. Dessa forma foi possível analisar a relevância das barreiras de engenharia/naturais na contenção do contaminante em todo o perfil analisado, qual seja, da cobertura até o aquífero abaixo do repositório.

A fim de melhor estudar as barreiras de engenharia/naturais, o perfil em estudo foi dividido em compartimentos, o que permitiu uma avaliação modular do problema. Os resultados obtidos nos diferentes compartimentos com o programa HYDRUS-1D foram comparados com os resultados da avaliação de segurança realizada em 2002, em HEILBRON *et al.* 

O primeiro compartimento estudado refere-se ao desempenho da cobertura do repositório, que teria como um dos objetivos minimizar a entrada de água na zona dos rejeitos. Dessa forma, foi feito o balanço hídrico através do código HYDRUS-1D, obtendo-se valor superior àquele obtido por HEILBRON *et al* (2002), ou seja, 58,04 cm/ano contra 13,53 cm/ano. Isso pode ser explicado pelo fato de se considerar somente a grama da cobertura, enquanto a evapotranspiração da região leva em conta toda a vegetação local. Nessa parte do estudo procurou-se também mostrar a relevância da camada de concreto e possíveis degradações ao longo do tempo, assim como utilizar um modelo de raiz mais próximo do real (distribuição linear). Assim foi possível fazer estimativas mais detalhadas da infiltração na cobertura do repositório. Como foram considerados três períodos de degradação do concreto, para as infiltrações na cobertura, este estudo contribuiu para melhorar as estimativas das quantidades de água disponíveis para a lixiviação do rejeito.

No caso da modelagem para o termo fonte com o código HYDRUS-1D, utilizou-se a equação de Richards para determinar o fluxo de água e a equação de advecção-dispersão para avaliar a lixiviação do Cs-137; apesar de HEILBRON *et al* (2002) usar uma abordagem distinta, os resultados obtidos foram praticamente os mesmos utilizando, uma lixiviação de primeira ordem. Isso demonstra que as duas formas de avaliação para o termo fonte se equivalem, podendo se utilizar nesse caso a formulação mais simples, como a de HEILBRON *et al* (2002).

A análise do transporte do soluto no perfil estudado mostrou que ao se utilizar o coeficiente de particionamento médio, medido experimentalmente por PEREIRA (1996), não se observa qualquer traço de Cs-137 na interface zona não saturada/saturada, no período de 400 anos. Assim, a presente modelagem mostra que as barreiras do depósito em estudo oferecem uma contenção segura aos rejeitos radioativos ali depositados.

A fim de verificar o comportamento da frente de contaminação na zona vadosa, foram colocados pontos de observação na camada de concreto e no solo abaixo do depósito, mostrando que o meio físico mais eficiente na retenção do contaminante foi o solo, evidenciando a importância de se incluir a zona não saturada nas avaliações de segurança desse tipo de instalação. Os pontos de observações na zona vadosa (10, 20 e 30 cm) mostraram que uma pequena espessura do solo contribui efetivamente para a retenção do contaminante, mostrando que em apenas 10 cm a concentração inicial diminuiu 75 vezes.

Finalmente, foram feitas modelagens variando o Kd, para se mostrar não somente a importância deste parâmetro quando se utiliza a ADE mas também que a zona não saturada atuou como um filtro no transporte do Cs-137.

No que diz respeito às recomendações para trabalhos futuros, pode-se aprimorar a modelagem do depósito de rejeitos radioativos de baixo nível de Abadia de Goiás, estendendo a degradação do concreto na cobertura como uma função linear no tempo, além de avaliar experimentalmente os valores de Kd do local.

## 9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIAR, L.A. Avaliação de Risco de um Repositório Próximo à Superfície na Fase Pós – Fechamento em Cenários de Liberação de Radionuclídeos por Infiltração de Água.2006. Tese de Doutorado, Engenharia Nuclear - COPPE/ UFRJ. 2006
- AIEA, ISAM, 2003. Considerations in the Development of Near Surface Repositories for Radioactive Waste. Vol. 1, Viena, 2003. n<sup>0</sup> 417.
- AIEA, ISAM, 2004, Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities. Vol. 1, Viena, 2004.
- ALVES, A. S. M, PASSOS, A M. M. Análise de infiltração para o repositório de Abadia de Goiás: solução numérica. Conferência Goiânia 10 Anos Depois, Goiânia, Brasil 1997.
- BATALHA, M., BEZERRA, C., PONTEDEIRO, E., VAN GENUCHTEN, M., 2010. Environmental Fate of Natural Radioactive Contaminants in Fertilizers and Phosphogypsum. 13<sup>th</sup> Brazilian Congress of Thermal Sciences and Engineering, Uberlandia, MG, Brasil.
- BREYSSE, D.; GERARD, BRUNO Modelling of Permeability In Cement-Based Materials: Part I- Uncracked Medium. Cement and Concrete Research Elsevier Science Ltd Printed in the USA 1997. Vol. 27. No. 5, pp. 761-775.
- CAMARGO, A.P., CAMARGO, M. B. P. Uma revisão analítica da evapo-transpiração potencial. Revista Bragantina, Campinas 2000. v. 59, n. 2, p.125-137.
- CENTRO REGIONAL DE CIÊNCIAS NUCLEARES DO CENTRO OESTE (CRCN-CO). I Relatório de Atividades 2007-2010. Goiás 2010.
- COUTO, E. G., 2009. **Morfologia do Solo**, Curso de Especialização em Solos. <u>http://www.solos.ufmt.br/solos\_esp.php</u>, acesso em abril 2012.
- FEDDES, R. A., P. J. KOWALIK, H. ZARADNY. Water uptake by plant roots: in Simulation of field water use and crop yield (eds). John Wiley & Sons, Inc., New York, 1978 pp. 16-30.
- GANJIAN, E; CLAISSE, P. R, TYRER, M; ATKINSON, A Factors Affecting measurement of hydraulic conductivity in low-strength cementitious materials Elsevier 2006.
- GIRALDELLI, M. A. Alguns aspectos sobre a utilização de cimento Portland como matriz para imobilização de rejeitos radioativos. Dissertação (Mestre em Ciências na Área De Reatores Nucleares de Potencia e Tecnologia do Combustível Nuclear) IPEN SÃO PAULO, 1990.

- HEILBRON, P. F. L. F., 2001. Modelo analítico para cálculo de impacto ambiental devido à deposição de resíduos sólidos provenientes da geração de energia elétrica. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, 2001.
- HEILBRON, P. F., PONTEDEIRO, E. M, COTTA, R. M., GUERRERO, J. P., RUPERTI, N. **Re-Assessment of the Safety of the Goiania Repositories**. Private Communication 2002.
- HAO, X ; ZHANG, R; KRAVCHENKO, A. Effects of root density distribution models on root water uptake and water flow under irrigation Printed in USA, 2005 Vol.170, N<sup>0</sup> 3.
- HARGREAVES, G., ASCE, F. e ALLEN, R. History and Evaluation of Hargreaves Evapotranspiration Equation, Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 2003. jan-feb, vol. 59.
- HILLEL, D. Introduction to Environmental Soil Physics, Dept. of Plant and Soil Sciences, University of Massachusetts, U.S.A, 2003.
- ICRP, International Commission on Radiation Protection –"Recommendations of the International Commission on Radiation Protection", ICRP Publication 60, Ann. ICRP 21, 13, 1991.
- INMET. Instituto Nacional de Metrologia Qualidade e Tecnologia <u>http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas,</u> acesso em junho de 2012.
- JACQUES, D., SIMUNEK, J., MALLANTS, D. e VAN GENUCHTEN, M. TH., 2008. Modeling Coupled Hydrologic and Chemical Processes: Long-Term Uranium Transport following Phosphorus Fertilization, Vadose Zone Journal, Vol. 7, n.2, pp 698-711, May 2008.
- LOCKINGTON, D.; PARLANGE, J.Y; DUX P. Sorptivity and the estimation of water penetration into unsaturated concrete University of Queensland Brisbane Australia vol 32, 1999. pp 342-347.
- MAGALHÃES, M. H., MEZRAHI, A., XAVIER, A. M. Considerations on the licensing of Brazilian waste repository in Goiania. International Nuclear Atlantic Conference - INAC Santos, SP, Brazil, September, 2005.
- MALLANTS, D., JACQUES, D. e ZEEVAERT, T., 2003. Modelling Ra-226, Rn-222 and Pb-210 Migration in a Proposed Surface Repository of Very Low-Level Long-Lived Radioactive Waste. Proceedings of ICEM '03: The 9th International Conference on Radioactive Waste Management and Environmental Remediation September 21 – 25, 2003, Examination School, Oxford, England, ICEM 03-4632
- MIAW, S. T. W, SILVA, F. Registro e gerência de informações referentes aos rejeitos depositados em Abadia de Goiás, CDTN/CNEN, Conferência Goiânia 10 Anos Depois, Goiânia, Brasil,1997.

- MONTES, F.; HASELBACH, L. Measuring Hydraulic Conductivity in Pervious Concrete Department of Civil and Environmental Engineering University of South Carolina Columbia, SC, 2006. Volume 23, Number 6.
- NATIONAL REPORT OF BRAZIL Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management and on the Safety of Radioactive Waste Management 4th REVIEW MEETING 2011
- NBR 7181/1984. Solo: Análise Granulométrica. ABNT Associação Brasileira de Normas Técnicas.
- PARKHURST, D.L., ae APPELO, C.A.J. ,1999. "User's guide to PHREEQC (Version 2) A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations." WATER-RESOURCES INVESTIGATIONS, Report 99-4259, Denver, Co, USA, 312 pp.
- PEREIRA, J. C. A. Determinação da Velocidade de Migração e das Razões de Partição de Cs-137 em Solos da Região do Futuro Repositório de Rejeitos de Abadia de Goiás, Goiás, 1996. Dissertação (Mestrado em química analítica) - Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Departamento de Química, 1996.
- PINTO, C.S. "**Curso básico de mecânica dos solos**" 3<sup>a</sup> edição oficina de texto São Paulo SP 2006.
- POLIVANOV, H. **Pedologia Notas de Aula**, Programa de Geologia, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2000.
- PONTEDEIRO, E. M. Avaliação de modelos de impacto ambiental para deposição de resíduos sólidos contendo radionuclídeos naturais em instalações minero-industriais. Tese de Doutorado, Rio de Janeiro, 2006, COPPE/UFRJ.
- PONTEDEIRO, E., VAN GENUCHTEN, M., COTTA, R., SIMUNEK, J., 2010. The effects of preferential flow and soil texture on risk assessments of a NORM waste disposal site, Journal of Haz. Material, 174, pp. 648-655, doi:10.1016/j.jhazmat.2009.09.100
- PRASAD, R. A linear root water uptake model. Journal of Hydrology., 1988. 99:297-306.
- REINERT, D. J; REICHERT, J. M. Propriedades físicas do solo Santa Maria UFSM, 2006
- SCHNEIDER, S., JACQUES, D. e MALLANTS, D., *Estimating unsaturated hydraulic properties of concrete C-15-A and mortar M1*. Mater. Res. Soc. Symp. Proc. Vol. 1475 © 2012 Materials Research Society,2012, DOI: 10.1557/opl.2012.601.
- SCHAAP, M.G., F.J. LEIJ, e M.Th. van GENUCHTEN. Neural network analysis for hierarchical prediction of soil hydraulic properties. Soil Sci. Soc. Am, 1998. J. 62: 847–855.
- SILVA, E. M., MIAW, S.T. Conteiner de Grande Porte Deposição dos Rejeitos do Grupo 1, CDTN/CNEN, Conferência Goiânia 10 Anos Depois, Goiânia, Brasil, 1997.

- SIMUNEK, J., SEJNA, M. e VAN GENUCHTEN, M. Th, The HYDRUS-1 D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media, 2008. Version 4.14.
- SOUZA,V.C.M; RIPPER,T **Patologia, recuperação e reforço de estrutura de concreto** editora Pine São Paulo, 1998.
- TELLO, C. **O Estudo das Bentonitas Nacionais: utilização em Goiânia.** Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear CDTN / CNEN, Conferência Goiânia 10 Anos Depois, Goiânia, Brasil, 1997.
- TRANJAN, A.F., ALVES, A. S., SANTOS, C. D., PASSOS, E. M., COUTINHO, F. P.,. **Repositório de Rejeitos Radioativos de Césio – Abadia de Goiás. Concepção e Projeto**, Conferência Goiânia 10 Anos Depois, Goiânia, Brasil, 1997.
- TUCCI, C.E.M. Modelos hidrológicos. Porto Alegre, 1998, Ed. Universidade UFRGS.
- VAN GENUCHTEN, M. Th; LEIJ, F. J; YATES. S. R. The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils, Environmental Protection Agency, United States, 1991.
- VAN GENUCHTEN, M. Th. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils, Soil Science Society of America Journal, 1980. 44, pp.892-898.
- VAN GENUCHTEN, M. Th. Definição de parâmetros hidráulicos para a degradação do concreto em depósitos de rejeitos radioativos de baixo nível, Comunicação Privada, 2012.
- WALTON, J. C; PLANSK, L. E; SMITH, R.W. Models for estimation of servisse life of concrete barriers in low-level radioactive waste disposal NUREG/CR-5542 EGG-2597- Idaho National Engineering Laboratory Washington 1990.

# 10. <u>APÊNDICES</u>

## 10.1 FÍSICA DO SOLO

Na formação da Terra, inicialmente, havia rochas compactas que foram expostas ao intemperismo (chuvas, ventos, reações químicas e mudanças de temperatura) e ao longo de milhares de anos foram sendo fragmentadas e formando partículas menores, assim como fissuras, onde a água se infiltrou. Com o congelamento durante o período glacial, houve aumento da pressão interna nas rochas, ocasionando sua maior fragmentação. Esses fragmentos ficaram acima das camadas mais compactas, onde surgiram as primeiras colônias de seres vivos, contribuindo na formação do material orgânico denominado de húmus. A partir daí surgiram as vegetações maiores, que junto com os animais e restos de vegetação seca, contribuíram para a formação do material orgânico, que compõem a primeira camada do solo, formando o horizonte (A), com uma estrutura agregada dando forma ao solo primitivo (HILLEL, 2003).

Dependendo da composição química da rocha e do clima, foram surgindo diferentes tipos de solo. Algumas delas foram migrando para baixo juntos com outros materiais (tais como sais solúveis), e se acumularam formando uma zona intermediária no horizonte (B), entre a zona da superfície de atividade biológica maior e do material de maior profundidade, denominado horizonte (C). Os materiais como a argila e os carbonatos foram lixiviados por percolação pela água até o horizonte (B), que tem maior densidade que o horizonte de cima devido à pressão que reduz a sua porosidade.

Para o estudo das delimitações do solo não há uma norma técnica definida, sendo dependente da análise de profissionais de pedologia que utilizam seus sentidos táteis e visuais para dividir o solo em horizontes em suas diferentes morfologias. Sua separação pode ser vista na (FIG 10.1) (COUTO, 2009). Tipicamente o perfil do solo consiste de uma sucessão de distintos extratos, onde o padrão é determinado pela deposição ou sedimentação. Abaixo é dada uma descrição sucinta.

**Horizonte O** – é a primeira camada, constituído de material orgânico (restos de folhas e animais que ainda não se deterioraram).

**Horizonte** A - e a zona de maior atividade biológica, geralmente enriquecida com matéria orgânica de cor mais escura do que o solo mais abaixo. Nessa camada há uma deposição de restos de plantas e animais que são decompostos pelos microrganismos tais como bactérias, protozoários e fungos, sendo assim a zona mais fértil do solo, mas vulnerável à erosão pela água e pelo vento. No estado natural tem uma espessura de 0,1 a 0,5 metros.

83

**Horizonte E** - é a região onde há perdas de argilas silicatadas, óxidos de ferro e alumínio ou matéria orgânica, individualmente ou em conjunto, resultando no conjunto de agregados de areia e silte, constituídos de quartzo ou outros minerais resistentes.

**Horizonte B** – é formado pela acumulação de materiais provenientes do horizonte (A) ou pela acumulação de argila (cor mais avermelhada). É a zona de iluviação, que é o processo de deslocamento de matéria pelo lençol freático (POLIVANOV, 2000).

**Horizonte C** - é a camada da rocha não consolidada, com pouca ou nenhuma ação biológica e com características físicas, químicas e mineralógicas presumivelmente iguais às da rocha matriz. Este horizonte pode atingir grandes espessuras em regiões tropicais e subtropicais, sendo genuinamente residual e guardando a estrutura da rocha de origem.

**Rocha Consolidada** – é a região onde não houve total desintegração, sendo formada por rochas mais inteiras, com algumas fissuras, onde a água encontra melhor caminho para percorrer.

Dizemos que o solo é maduro quando encontramos o perfil completo com todos os horizontes claramente reconhecidos.



FIG. 10.1 Perfil Pedológico

Em um solo existem diferentes tamanhos de grãos e distribuições; em texturas arenosas não há coesões entre si, formando um grupo de partículas FIG. 10.2 (a); em texturas argilosas há coesão entre as partículas formando grupos de agregados, que podem se organizar de diversas formas (achatada, colunar, prismática, em forma de bloco, granular e grumosa) mostradas na FIG. 10.2 (b), que vão influenciar na forma geométrica dos poros. Essas estruturas vão dar as características do solo que influenciará na movimentação da água, na transferência de calor, aeração e na densidade aparente (HILLEL, 2003).

A maneira como os poros podem estar configurados depende das pressões de compactação do solo, que diminuem os espaços. Os grãos podem se ajustar através de vibração, se reorganizando, e diminuindo os espaços entre êles. A estrutura do solo consiste na disposição geométrica das partículas primárias e secundárias; as primárias são isoladas e as secundárias são um conjunto de primárias dentro de um agregado mantido por agentes cimentantes. O ferro, a sílica e a matéria orgânica são os principais agentes cimentantes. A textura e a estrutura do solo influenciam na quantidade de ar e de água que as plantas em crescimento podem obter (HILLEL, 2003).





FIG. 10.2 (a) textura arenosa

FIG. 10.2 (b) formas de agregados

A cada perfil do solo é encontrada uma estrutura, que também varia com a profundidade (REINERT, 2006). Todos os solos, em sua fase sólida, contêm partículas de diferentes tamanhos em proporções as mais variadas. A determinação do tamanho das partículas e suas respectivas porcentagens de ocorrência permitem obter a função distribuição de partículas do solo e que é denominada distribuição granulométrica. A distribuição granulométrica dos materiais granulares, areias, siltes e pedregulhos é obtida através do processo de peneiramento de uma amostra seca em estufa, enquanto que para argilas se utiliza a sedimentação dos

sólidos no meio líquido. Para solos que possuem partículas tanto na fração grossa (areia e pedregulho) quanto na fração fina (silte e argila) se torna necessária a análise granulométrica conjunta (PINTO, 2006).

A textura é a proporção relativa das partículas que constituem o solo (REINERT, 2006). As frações texturais são classificadas em grupos de tamanho, tomando como base o diâmetro equivalente e são denominadas areia, silte e argila. A fração mineral com partículas de diâmetro menor que 2,0 mm constituem a fração identificadora da textura do solo (PEREIRA, 1996). A classificação de um solo pode ser dada através da identificação dessas frações em uma amostra de solo seco em estufa e desagregado, pelo uso de peneiras sequenciais de diferentes aberturas (# - meshs). Este processo é adotado para partículas (sólidos) com diâmetros maiores que 0,075mm (#200). Para tal, utiliza-se uma série de peneiras de abertura de malhas conhecidas, determinando-se a percentagem em peso retida ou passante em cada peneira. A amostra é colocada na peneira de maior abertura da série previamente escolhida e levada a um vibrador de peneiras onde permanecerá pelo tempo necessário à separação das frações classificadas conforme a seguir:

Pedregulho – solos formados por minerais ou partículas de rocha, com diâmetro compreendido entre 2,0 e 60,0 mm. Divide-se quanto ao diâmetro em: pedregulho fino – (2 a 6 mm), pedregulho médio (6 a 20 mm) e pedregulho grosso (20 a 60 mm).

Areia – solo não coesivo e não plástico com diâmetros compreendidos entre 0,06 mm e 2,0 mm. As areias de acordo com o diâmetro classificam-se em: areia fina (0,06 mm a 0,2 mm), areia média (0,2 mm a 0,6 mm) e areia grossa (0,6 mm a 2,0 mm).

Silte – solo formado por partículas com diâmetros compreendidos entre 0,002 mm e 0,06 mm. Argila – solo de graduação fina constituída por partículas com dimensões menores que 0,002 mm.

#### 10.2 GRANULOMETRIA

O solo é formado por partículas de diversos tamanhos, e na análise granulométrica são determinadas as porcentagens dos grãos através de dois métodos: peneiramento e sedimentação. A textura do solo é classificada pelos tamanhos dos grãos, sendo o silte e a argila as frações finas do solo, enquanto as areias e pedregulhos são as frações grossas.

Uma análise granulométrica consiste de duas fases: peneiramento e sedimentação. Em uma amostra representativa do solo, o peso seco que passa em cada peneira é considerado a

"porcentagem que passa", de acordo com o diâmetro da abertura da trama da peneira, que está identificada por números na FIG 10.3, onde os diâmetros são representados em escala logarítmica. Para as partículas mais finas, emprega-se o processo de sedimentação, que se baseia na lei de Stokes.



FIG. 10.3 - Curva de distribuição granulométrica medida para o solo analisado