



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Rodolfo de Oliveira Rosa


**Avaliação do impacto radiológico atmosférico de uma unidade de
mineração e beneficiamento de urânio**

Rio de Janeiro

2014

Rodolfo de Oliveira Rosa

**Avaliação do impacto radiológico atmosférico de uma unidade de
mineração e beneficiamento de urânio**



Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-graduação em Meio Ambiente, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Monitoramento e Controle Ambiental.

Orientadora: Prof.^a Dra. Regina Cely Rodrigues Barroso

Coorientadora: Prof.^a Dra. Mariza Ramalho Franklin

Coorientadora: Prof.^a Dra. Lene Holanda Sadler Veiga

Rio de Janeiro

2014

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

R788 Rosa, Rodolfo de Oliveira.
Avaliação do impacto radiológico atmosférico de uma unidade de mineração e beneficiamento de urânio/ Rodolfo de Oliveira Rosa. – 2014.
188f.:il.

Orientador: Regina Cely Rodrigues Barroso.
Coorientadoras: Mariza Franklin Ramalho, Lene Holanda Sadler Veiga.
Tese (Doutorado em Meio Ambiente) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

1. Urânio - Minas e mineração - Brasil - Teses. 2. Radônio - Teses. 3. Impacto ambiental - Teses. 4. Radiação atmosférica - Teses. I. Barroso, Regina Cely Rodrigues. II. Franklin, Mariza Ramalho. III. Veiga, Lene Holanda Sadler. IV. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. V. Título.

CDU 553.495:622.2(81)

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

Assinatura

Data

Rodolfo de Oliveira Rosa

**Avaliação do impacto radiológico atmosférico de uma unidade de
mineração e beneficiamento de urânio**

Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-graduação em Meio Ambiente, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Monitoramento e Controle Ambiental.

Aprovada em 29 de outubro de 2014.

Banca Examinadora:

Prof.^a Dra. Regina Cely Barroso (Orientadora)
Instituto de Física - UERJ

Prof.^a Dra. Lene Holanda Sadler Veiga (Coorientadora)
Instituto de Radioproteção e Dosimetria

Prof. Dr. Delson Braz
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Celso Marcelo Franklin Lapa
Instituto de Engenharia Nuclear

Prof. Dr. Liebert Parreiras Nogueira
Instituto de Física – UERJ

Prof. Dr. Ubirajara Aluizio de Oliveira Mattos
Faculdade de Engenharia – UERJ

Rio de Janeiro

2014

DEDICATÓRIA

Dedico esta pesquisa as pessoas que foram especiais para mim e que partiram durante a realização deste trabalho e não presenciaram sua finalização: ao meu irmão Marcio de Oliveira Rosa, a minha amiga de jornada de trabalho Ilka Helena Taam Santos Monteiro e ao meu sobrinho Patrick Amaro Pinheiro Paiva. Tenho certeza que de onde vocês estão torceram bastante por mim. A vocês dedico este trabalho com a certeza que um dia todos estaremos juntos novamente.

AGRADECIMENTOS

Durante o desenvolvimento desta tese de doutorado, especialmente por ser uma tese multidisciplinar, me foi imposta a necessidade de circular por diversas áreas do conhecimento. Tal necessidade fez com que eu conhecesse e aprendesse com várias pessoas de diversas instituições. As dificuldades foram impostas e sem a colaboração, sem a palavra de incentivo, sem o apoio destas pessoas, talvez, este trabalho não teria sido realizado e com certeza todas as etapas seriam mais difíceis ou mesmo impossíveis. Por isso, nada mais justo que agradecer, embora neste momento corra o risco de esquecer alguém.

Primeiramente, a Deus que em nenhum momento largou a minha mão, nem meus pensamentos. Agradeço ao Senhor pela vida e por mais esta etapa vencida.

As minhas orientadoras: Dra. Regina Cely Rodrigues Barroso, Dra. Lene Holanda Sadler Veiga e Dra. Mariza Franklin Ramalho, não canso de agradecer, não só pela orientação científica deste trabalho, mas também por todo aprendizado que serão por mim aplicados em toda a minha vida profissional.

A professora Dra. Regina Cely Rodrigues Barroso a quem a minha vida acadêmica me permite chamar de “minha orientadora” expresso meu muito obrigado por mais essa orientação, obrigado pela confiança depositada. E agora para completar o ciclo só falta o pós-doutorado!

A professora Dra. Lene Holanda Sadler Veiga, cuja amizade de longa data e a convivência interrompida pelas atividades rotineiras, teve seu curso retomado no desenvolvimento deste trabalho. Não te abandono mais! Muito obrigado pela sugestão de tema de tese, muito obrigado pelas discussões sobre o modelo de dispersão atmosférica. Muito obrigado por ser seu amigo. Muito obrigado por me apresentar à próxima pessoa que agradecerei!

Para a professora Dra. Mariza Ramalho Franklin, são tantos os agradecimentos que vou me limitar a dizer somente um meu sonoro “muito obrigado” por você ser esta pessoa especial, inteligente e profissional dedicada, verdadeiro exemplo a ser seguido! Muito obrigado pelo apoio e dedicação durante o período das atividades de campo. Muito obrigado pelas sugestões e discussões durante a realização deste trabalho.

Ao Programa de Pós-graduação em Meio Ambiente/UERJ e aos professores Elza Neffa de Castro, Ubajara Aluizio de Oliveira Mattos, Carlos José Saldanha Machado, Marinilza Bruno de Carvalho.

Aos ingressos no PPGMA de 2010, colegas de jornada. Turma Boa! Não vou citar nomes para não ser injusto!

A INB Indústrias Nucleares do Brasil.

Aos colegas do Instituto de Engenharia Nuclear, em especial, aos amigos da Coordenação de Segurança e Proteção Radiológica- CSPR, que foram importantes com suas palavras de incentivo e com apoio nas atividades rotineiras de trabalho. Um agradecimento especial ao amigo Danilo Lacerda Teixeira pela sua fundamental ajuda nas campanhas de monitoração.

Meu muito obrigado ao João Carlos Pereira da Silva pelo seu apoio nos tratamentos dos dados meteorológicos e discussão e auxílio durante essa missão. Muito obrigado!

A especial bibliotecária do Instituto de Engenharia Nuclear, Maria Bernarda Teixeira que muito me auxiliou na busca de livros e artigos para revisão bibliográfica, sempre com muita dedicação e presteza. Muito obrigado!

Ao amigo Vicente de Paulo do Instituto de Radioproteção e Dosimetria pela fundamental ajuda com os detectores utilizados neste trabalho. Minha eterna gratidão! Aproveite sua aposentadoria, você merece!

Aos amigos Eliane Pavessi e Claudio Reis de Sant'Anna pelas palavras e incentivos nos momentos difíceis! Que não foram poucos! Muito obrigado!

Ao meu amigo Jairo Nogueira por me incentivar e sempre se preocupar com a minha saúde. Obrigado por tudo e, principalmente, pelos remédios e palavras de incentivo!

A minha base, meu chão, meu rumo, meu porto seguro: a minha família, aos meus irmãos Rose e Ronei, aos meus sobrinhos e sobrinhas, Jean, Juliana, Andreia, Andresa, Aline, Priscila e Patrícia.

Aos meus sobrinhos netos: Gabriel, Fred, Lucas, Wendel, Miguel, Samuel, Lara e quem ainda nem chegou Geovana! Só alegria! Vocês são as sementes do futuro.

Aos meus pais Therezinha O. Rosa (in memoriam) e José Rosa (in memoriam) muito obrigado pela educação, pela formação e pela vida! Vocês sempre serão a maior razão da minha existência.

“É triste pensar que a natureza fala e que o gênero humano não a ouve”.

Vitor Hugo

RESUMO

ROSA, Rodolfo de Oliveira. Avaliação do impacto radiológico atmosférico de uma unidade de mineração e beneficiamento de urânio. 2014. 188f.: il. Tese (Doutorado em Meio Ambiente) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

Este trabalho teve como objetivo avaliar o impacto radiológico atmosférico da Unidade de Concentrado de Urânio – URA, Caetité, BA, através da modelagem da dispersão de radionuclídeos e a estimativa da dose efetiva anual (em $\text{mSv}\cdot\text{ano}^{-1}$). Para tal, utilizou-se o programa MILDOS-AREA que foi desenvolvido pelo *Argonne National Laboratory* (ANL) em conjunto com a *U.S. Nuclear Regulatory Commission* (USNRC), para avaliar impacto radiológico ambiental atmosférico nas instalações de mineração e beneficiamento de urânio. O incremento de dose efetiva anual para três grupos críticos hipotéticos e oito grupos populacionais reais foi estimado com base na medida de fluxos de radônio e na estimativa das concentrações de radionuclídeos em particulados no ar dos principais termos fontes da URA (cava da mina, depósito de estéril e britador). Paralelamente, as medidas de concentração de radônio e taxa de kerma no ar, reportadas nos relatórios dos programas de monitoração ambiental pré-operacional (PMAPO) e operacional (PMAO) da URA, foram avaliadas. Os valores de dose efetiva anual estimados para os grupos críticos hipotéticos variaram de $1,78\text{E-}02$ a $2,10\text{E-}02 \text{ mSv}\cdot\text{ano}^{-1}$, enquanto que para os grupos populacionais, variaram de $7,49\text{E-}05$ a $1,56\text{E-}02 \text{ mSv}\cdot\text{ano}^{-1}$. A maior contribuição para o incremento da dose foi devida a inalação do radônio, sendo responsável por quase a totalidade da dose efetiva anual estimada. A média da concentração de atividade de radônio no entorno da URA foi $137,21 \text{ Bq m}^{-3}$ e não sendo observada diferenças significativas entre as concentrações de radônio reportadas nos programas de monitoramento ambiental pré-operacional (valores de background) e operacional. Os valores médios de taxa de kerma no ar no entorno da URA foram de $0,136 \mu\text{Gy h}^{-1}$. No entanto, em todos os pontos de monitoramento, os valores reportados no programa operacional foram inferiores aos valores reportados no programa pré-operacional (background), o que sugere problemas de medidas ou de coleta de dados durante a realização deste programa. O operador da URA utilizou para avaliação de impacto radiológico atmosférico, resultados apresentados em seus relatórios finais de análise de segurança (RFAS), um modelo próprio de simulação de dispersão, denominado Impacto Ambiental Radiológico (IAR7). Uma comparação entre o MILDOS-AREA e o IAR7, utilizando os mesmos parâmetros de entrada reportados no RFAS sugere que o IAR7 subestimou as concentrações de radônio no ar para os grupos críticos hipotéticos. Os resultados de simulação com o MILDOS-AREA mostram que as doses efetivas estimadas para os grupos críticos hipotéticos são inferiores a $0,3 \text{ mSv}\cdot\text{ano}^{-1}$ que é a restrição de dose estabelecida pela Comissão Nacional de Energia Nuclear. Recomenda-se que o código MILDOS-AREA seja utilizado no Brasil, para fins de licenciamento e controle, tendo em vista que o mesmo é um código validado e já utilizado em outros países para avaliar impacto radiológico ambiental atmosférico em instalações de mineração e beneficiamento de urânio.

Palavras-chave: Impacto radiológico atmosférico. Radônio. MILDOS-AREA. Dispersão atmosférica. Mineração e beneficiamento de urânio. Fluxo de radônio.

ABSTRACT

ROSA, Rodolfo de Oliveira. Assessment of atmospheric radiological impact of uranium mining and processing unit. 2014. 188 f.: il. Tese (Doutorado em Meio Ambiente) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

This work aimed to evaluate the atmospheric radiological impact of the Uranium Concentration Unit - URA, Caetité, BA, by modeling the dispersion of radionuclides and estimating the annual effective dose (in $\text{mSv}\cdot\text{year}^{-1}$). For this purpose, we used the MILDOS-AREA program that was developed by Argonne National Laboratory (ANL) jointly with the US Nuclear Regulatory Commission (USNRC) specifically to evaluate the atmospheric radiological impact of uranium mining and processing facilities. Taking into account estimative of particulate radionuclide concentration and radon flux measurements performed in the main source-terms of URA (open pit, heap leaching and tailing deposit), we estimated the increase of annual effective dose for three hypothetical critical groups and eight population groups. In addition, we evaluated results of radon activity concentration and kerma rate concentration in air reported in the pre-operational environmental monitoring program (PMAPO) and in the operational environmental monitoring programs (PMAO) from URA. The estimated annual effective dose to the hypothetical critical groups ranged from $1,78\text{E-}02$ a $2,10\text{E-}02 \text{ mSv}\cdot\text{year}^{-1}$. For real populations, effective doses ranged from $7,49\text{E-}05$ to $1,56\text{E-}02 \text{ mSv}\cdot\text{year}^{-1}$. The largest contribution to the total dose was due to inhalation of radon, accounting for almost the entire estimated annual effective dose. The average radon activity concentration in the vicinity of the URA was 137.21 Bq m^{-3} and there was no apparent difference between the radon concentrations reported in the pre-operational environmental monitoring program (background values) and post-operational. The average values of kerma rate in air surrounding the URA were $0.136 \mu\text{Gy h}^{-1}$. However, for all the monitoring points, the values reported in operational environmental monitoring program were lower than the values reported in pre-operational environmental monitoring program (background), suggesting measurements or data collection problems during the pre-operational program. The miner industry used in their final report of safety analysis (RFAS), a proper dispersion model simulation, called Environmental Impact Radiological (IAR7). A comparison between the MILDOS-AREA and the IAR7 using the same input parameters in IAR7 suggested that IAR7 underestimated the radon concentrations in the air to the hypothetical critical groups. In conclusion, MILDOS-AREA simulation showed that the estimated effective doses for the hypothetical critical groups are less than $0.3 \text{ mSv}\cdot\text{year}^{-1}$, which is the operational dose limit to the public established by the National Nuclear Energy Commission. It is recommended that the MILDOS-AREA code should be used in Brazil, considering that it is a validated code and already used in other countries to assess atmospheric radiological impact on mining and uranium processing facilities.

Keywords: Atmospheric Radiological Impacts. Radon Concentration. MILDOS-AREA. Atmospheric Dispersion. Uranium Mining and Processing. Radon flux.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Média ponderada mundial da exposição humana as fontes naturais de radiação	23
Figura 2- Séries radioativas naturais	24
Figura 3- Etapas envolvidas no processo de emanção de Rn	25
Figura 4- Processo de exalação do radônio.	26
Figura 5- Transporte dos radionuclídeos nos ecossistemas.....	27
Figura 6- Transporte atmosférico de radionuclídeos.....	28
Figura 7- Diagrama esquemático do MILDOS-AREA para cálculo de dose.....	29
Figura 8- Mecanismos de dispersão: transporte e difusão.....	36
Figura 9- Comportamento dos efluentes em um modelo de pluma gaussiana	37
Figura 10- Malha de distribuição dos receptores para MILDOS-AREA	44
Figura 11- Mina Cachoeira.....	47
Figura 12- Província Uranífera de Lagoa Real. Mapa geológico com a localização de jazidas e anomalias. Projeto Lagoa Real, Jazida Cachoeira.....	49
Figura 13- Unidade de Concentrado de Urânio – URA – Vista aérea	52
Figura 14 - Fluxograma do processo de produção de concentrado de	55
Figura 15 - Britagem primária	56
Figura 16 - Processos de cominuição do minério.....	57
Figura 17 - Formação da pilha no pátio de lixiviação	58
Figura 18 - Mapa da área de estudo.....	59
Figura 19- Mapa de localização da área de estudo, mostrando as principais.....	61
Figura 20- Mapa dos municípios que compõem a região de estudo com coordenadas na projeção UTM (ZONA 23S).	62
Figura 21- Pontos de monitoração de radônio e	67
Figura 22- Estações ambientais de TLD do PMA da URA.....	71
Figura 23- Cobertura tipo “chapéu chinês” nas estações ambientais	73
Figura 24- Distribuição espacial dos pontos de monitoração utilizados atualmente pelo operador para análise de kerma e radônio no ar.....	74
Figura 25 - Fotos dos equipamentos para medições <i>in loco</i> da taxa de exalação de radônio.....	88

Figura 26- Gráfico da Concentração de radônio versus tempo de medição usando o AlphaGuard.	93
Figura 27- Gráfico da Concentração de radônio versus tempo de medição usando o EQF 3120.	93
Figura 28- Monitoração na pilha de lixiviação.....	94
Figura 29–Tipos de superfície monitorada.....	95
Figura 30 – Minério exaurido com camada de argila e Estéril com cobertura.....	95
Figura 31 - Solo da mina a céu aberto	96
Figura 32- Fluxograma de processo e potenciais emissões de radônio e particulado	97
Figura 33- Localização dos grupos receptores hipotéticos e termos fontes	101
Figura 34- Distribuição temporal das concentrações médias de radônio no ar	116
Figura 35- Variação temporal das médias da taxa de kerma no ar	121
Figura 36- Concentração de radônio no ar para cada grupo populacional	133

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Pontos de monitoração pré-operacional de radônio	65
Tabela 2- Pontos de monitoração de radônio operacional incluídos pelo operador em seu PMA.	68
Tabela 3- Pontos de Monitoração pré-operacional com TLD	69
Tabela 4- Pontos de monitoração fase operacional	72
Tabela 5- Estação meteorológica da CIC em Caetité. Número de dias de monitoramento por mês nos anos de 1997 a 2008.....	78
Tabela 6- Critérios iniciais para estimativa das classes de estabilidade de P-G.....	81
Tabela 7- Critérios de correção para a classificação das classes de P-G.....	82
Tabela 8- Dados diários do nascer do sol e do pôr do sol (exemplo para o mês de janeiro)	83
Tabela 9- Horários médios mensais do nascer e do pôr do sol.....	83
Tabela 10- Taxa de liberação de particulado para cada fonte	87
Tabela 11- Termo fonte de Particulado	87
Tabela 12- Características básicas dos equipamentos usados na monitoração ativa.....	90
Tabela 13- Localização espacial dos termos fontes.....	99
Tabela 14- Parâmetros de entrada do MILDOS-AREA e Hipóteses assumidas.....	100
Tabela 15- Coordenadas dos Grupos críticos hipotéticos	103
Tabela 16- Características geográficas dos grupos e populacionais.....	104
Tabela 17- Coeficientes de dose efetiva para irradiação externa	109
Tabela 18- Coeficiente de dose efetiva comprometida para inalação (Sv/Bq).....	109
Tabela 19- Concentração de radônio no ar para o período pré-operacional (1992-1994 e 1998-1999)	111
Tabela 20- Concentração de radônio no ar para o período operacional (2000-2011)	112
Tabela 21- Concentrações médias de radônio nos pontos situados no setor Oeste (direções preferenciais dos ventos) e no Setor leste (direção contrária aos ventos) em função da distância da Unidade de Concentrado de Urânio (URA).....	114
Tabela 22- Exposição gama integrada.....	117
Tabela 23- Taxa de dose gama para os grupos populacionais (TLD)	118

Tabela 24- Taxa de kerma obtidas indiretamente (pré-operacional- 1998-1999)	119
Tabela 25- Taxa de kerma no ar média (operacional- 2000-2011)	120
Tabela 26- Resultados da caracterização dos termos fontes.....	122
Tabela 27- Medidas de fluxo de radônio para os termos fontes da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) para várias referências.....	123
Tabela 28- Concentração de atividade por radionuclídeos na atmosfera pela simulação do MILDOS-AREA-Grupos Críticos Hipotéticos	126
Tabela 29- Concentração de atividade por radionuclídeos no solo pela simulação do MILDOS-AREA-Grupos Críticos Hipotéticos	126
Tabela 30- Estimativa de dose efetiva por imersão.....	128
Tabela 31- Estimativa de dose efetiva por exposição ao solo.	128
Tabela 32- Estimativa de dose efetiva por inalação.	129
Tabela 33- Concentração de atividade por radionuclídeos na atmosfera pela simulação do MILDOS-AREA - Grupos Populacionais.....	131
Tabela 34- Concentração de atividade por radionuclídeos no solo pela simulação do MILDOS-AREA - Grupos Populacionais.....	132
Tabela 35- Estimativa de dose efetiva por imersão para grupos populacionais.....	134
Tabela 36- Estimativa de dose efetiva externa devido ao solo para grupos populacionais....	135
Tabela 37- Estimativa de dose efetiva por inalação para grupos populacionais	136
Tabela 38- Doses efetivas Anuais Individuais – grupos populacionais	137
Tabela 39- Comparação entre os valores simulados e monitorados no PMAOP da concentração de radônio no ar.....	138
Tabela 40- Taxas de liberação radônio por termo fonte utilizadas.....	139
Tabela 41- Comparação entre o MILDOS-AREA e o IAR7 com valores de taxa de liberação estimados neste trabalho e pelo operador	139
Tabela 42 - Comparação entre o MILDOS-AREA e o IAR7- com valores de taxas de liberação estimados pelo operador	140

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

URA	Unidade de Concentrado de Urânio
MILDOS-AREA	A Computer Program for Calculation of Radiation Doses from Uranium Recovery Operations for Large-Area sources
ANL	Argonne National Laboratory
USNRC	U.S Nuclear Regulatory Commission
IAR7	Impacto Ambiental Radiológico
RFAS	Relatórios Finais de Análise de Segurança
CNEN	Comissão Nacional de Energia Nuclear
PMAPO	Programa de Monitoração Ambiental Pré-Operacional
PMAOP	Programa de Monitoração Operacional
ICRP	International Commission on Radiological Protection
NEPA	National Environmental Policy Act
INB	Indústrias Nucleares do Brasil
PLR	Projeto Lagoa Real
CDTN	Centro de desenvolvimento Tecnológico e Nuclear
TLD	Dosímetros Termoluminescentes
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IEN	Instituto de Engenharia Nuclear

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO	17
1	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	22
1.1	Algumas considerações sobre radônio-222	22
1.2	Emanação de radônio	23
1.3	Exalação de radônio	26
1.4	Comportamento dos radionuclídeos no ambiente	27
1.5	Estudos de dispersão atmosférica	30
1.6	Dispersões de efluentes na atmosfera	35
1.6.1	<u>Comportamento de efluentes na atmosfera</u>	36
1.6.2	<u>Fatores governantes da dispersão atmosférica</u>	39
1.7	Dados básicos necessários para entrada em modelos	40
1.8	MILDOS-AREA (Modelo de pluma gaussiana)	41
1.8.1	<u>Aumento da pluma</u>	45
1.8.2	<u>Fontes</u>	45
2	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	47
2.1	Província Uranífera de Lagoa Real	47
2.2	Breve histórico da Província Uranífera de Lagoa Real	48
2.3	Unidade de Concentrado de Urânio (URA)	50
2.4	Aspectos fisiográficos	52
2.4.1	<u>Clima</u>	53
2.4.2	<u>Relevo</u>	53
2.4.3	<u>Hidrografia</u>	54
2.4.4	<u>Vegetação</u>	54
2.5	Processo operacional para obtenção do “yellow-cake”	54
2.5.1	<u>Solos</u>	60
2.5.2	<u>Geologia</u>	60
2.6	Localização	60
2.7	Área de estudo sobre influência da URA	62
3	MATERIAIS E MÉTODOS	64

3.1	Avaliações dos dados pré-operacional e operacional relativos às campanhas de monitoração de taxa de kerma e concentração de radônio no ar no entorno da instalação	64
3.1.1	<u>Radônio</u>	64
3.1.2	<u>Medidas de kerma no ar pré-operacional e operacional</u>	68
3.2	Simulações da dispersão atmosférica usando MILDOS-AREA	75
3.2.1	<u>Justificativas da escolha do MILDOS-AREA</u>	75
3.2.2	<u>Parâmetros de entrada</u>	76
3.2.3	<u>Vento e estabilidade atmosférica</u>	79
3.2.4	<u>Determinação da distribuição das Classes de Estabilidade Atmosférica</u>	80
3.2.5	<u>Classificação da estabilidade de Pasquill pelo desvio da direção dos ventos</u>	80
3.2.6	<u>Poluentes atmosféricos particulados e gás radônio</u>	84
3.3	Caracterizações dos termos fontes	96
3.3.1	<u>Cava da mina</u>	97
3.3.2	<u>Pilha de lixiviação</u>	98
3.3.3	<u>Depósito de rejeitos (sólidos)</u>	98
3.4	Hipóteses assumidas	99
3.4.1	<u>Display gráfico</u>	101
3.4.2	<u>Grupo crítico hipotético e grupos populacionais reais</u>	102
3.5	Estimativas de dose a partir das liberações atmosféricas modeladas pelo MILDOS-AREA	105
3.5.1	<u>Considerações</u>	105
3.5.2	<u>Cálculo de dose efetiva</u>	107
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	110
4.1	Avaliação dos dados de monitoração ambiental	110
4.1.1	<u>Concentração de radônio pré-operacional e operacional</u>	110
4.1.2	<u>Distribuição dos pontos de monitoração em setores oeste e leste</u>	114
4.1.3	<u>Taxa de kerma pré-operacional e operacional</u>	116
4.1.4	<u>Medidas de exposição gama integrada (TLD) - pré-operacional (1998-1999)</u>	117
4.2	Resultados da caracterização dos termos fontes	121
4.3	Resultados da simulação com o MILDOS-AREA	124
4.3.1	<u>Grupo críticos hipotéticos</u>	124
4.3.2	<u>Estimativas de doses efetivas para os grupos críticos</u>	127

4.3.3	<u>Grupos populacionais</u>	130
4.3.4	<u>Estimativas de dose efetivas anuais para os grupos populacionais</u>	133
4.3.5	<u>Comparações com o programa de monitoração</u>	137
	CONCLUSÕES	141
	REFERÊNCIAS	141
	APÊNDICE A - Análise dos parâmetros meteorológicos.....	156
	APÊNDICE B - Unidades e Grandezas Radiológicas e Requisitos básicos de Proteção Radiológica.....	164
	ANEXO A - Frequências das velocidades das classes de estabilidade dos ventos.....	169
	ANEXO B - MET FILE - Entrada dos dados meteorológicos no MILDOS- AREA	175
	ANEXO C - Artigo submetido ao período internacional (Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry)	177
	ANEXO D - Display gráfico para entrada dos parametros no MILDOS- AREA	187

INTRODUÇÃO

Uma importante etapa dos processos de licenciamento nuclear e ambiental de uma unidade de mineração e beneficiamento de urânio é o estudo da dispersão das emissões de radionuclídeos na atmosfera decorrente da operação da instalação em condições rotineiras. Os resultados desse estudo são necessários para a avaliação do impacto radiológico atmosférico.

Existe uma preocupação mundial no tocante à avaliação do impacto radiológico ambiental em áreas de mineração e beneficiamento de urânio. Em especial, as operações de mineração em minas a céu aberto que podem gerar uma quantidade considerável de poeira decorrentes de suas várias atividades, como lavra, transporte, deposição de estéril, britagem, separação, etc (SILVESTER *et al.*, 2009; CHAULYA *et al.*, 2004). A poeira gerada a partir das minas que contém urânio e outros radionuclídeos, principalmente o radônio-222 e seus filhos de meia-vidas de curta duração, que podem afetar seriamente a saúde humana e o meio ambiente sobre influência da área de mineração (FERNANDES *et al.*, 1995).

A determinação das taxas de emissão de poluentes durante as várias atividades da mineração e previsão de concentração de poluentes é necessária para avaliar os impactos da mineração sobre a qualidade da água e do ar (CHAKRABORTY *et al.*, 2002). Neste contexto, muitos estudos têm quantificado o impacto radiológico ambiental em área de mineração de urânio (VANDENHOVE *et al.*, 2006; MARTIN *et al.*, 2004; GORJANACZ *et al.*, 2006; UZUNOV *et al.*, 1992; VAUPOTIC & KOBAL, 1999; CARVALHO *et al.*, 2007; WINKELMANN *et al.*, 2001).

Os impactos ambientais advindos da exploração e do beneficiamento de urânio (minério radioativo) a céu aberto são, em grande parte, semelhantes àqueles causados pelas atividades de mineração de minérios não radioativos em relação aos seus rejeitos e efluentes.

A liberação de efluentes líquidos e atmosféricos (gases e particulados) para o meio ambiente causado pela extração e pelo beneficiamento de urânio tem o potencial de alterar a qualidade do ar, do solo e da água, principalmente, pela propriedade radioativa desse minério.

Nesse contexto, as duas principais vias, através das quais a contaminação pode alcançar o meio ambiente, são a aquática e a atmosférica. Em relação à primeira via os efluentes líquidos das operações de lavra e beneficiamento de urânio, que não são reciclados no processo, são confinados na área ou tratados antes de serem liberados no ambiente.

Estudos realizados, no Brasil, sobre materiais radioativos e não radioativos em águas de superfície nas proximidades de uma instalação de mineração e beneficiamento de urânio

concluíram que a ingestão de água e vegetais é a via de exposição mais importante e os contaminantes não radioativos devem receber uma maior atenção, pois podem apresentar grande toxicidade ao serem uma vez ingeridos (VEIGA *et al.*, 1998).

Fernandes *et al.* (2007) discutiram o gerenciamento de rejeitos da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) visando à avaliação do impacto radiológico ambiental da instalação, com ênfase no impacto sobre as águas subterrâneas. A caracterização do processo demonstrou que em plantas com processo de lixiviação a maior parte do rádio-226 permanece no minério lixiviado. A complexação de urânio por carbonato se mostrou ser o principal mecanismo para responder a elevada concentração de radionuclídeos em águas subterrâneas.

Um exemplo de metodologia utilizada para avaliar impacto ambiental de instalações nucleares em outros países é a implementada no código de computador denominado: *A Computer Program for Calculation of Radiation Doses from Uranium Recovery Operations for Large-Area Sources*, 1998 (MILDOS-AREA) desenvolvida pelo *Argonne National Laboratory* (ANL), juntamente com a *U.S. Nuclear Regulatory Commission* (USNRC). Este código computacional é apropriado para ser utilizado em instalações de mineração e beneficiamento de urânio, pois possibilita a simulação de transporte e difusão de radionuclídeos a partir de termosfontes provenientes deste tipo de atividade, permitindo que se usem dados específicos de um determinado local, de maneira a obter resultados específicos para o sítio de interesse.

Apesar dos diversos estudos realizados na Unidade de Concentrado de Urânio (URA), visando a avaliar o impacto do funcionamento desta instalação no meio ambiente, poucos foram os estudos que se detiveram a avaliar, de forma sistemática, os impactos radiológicos atmosféricos dessa unidade.

Na Unidade de Concentrado de Urânio (URA), em que o processo de mineração acontece a céu aberto, há liberação de radônio-222 e de matéria particulada para a atmosfera, podendo constituir um dos vetores de impacto radiológico ambiental de significativa importância. Fernandes *et al.* (2007) concluíram que impactos devido ao transporte aéreo de aerossóis e de radônio gerados na mineração foram mínimos e restritos a uma área não superior a 15 km².

Carmo (2005) estudou o padrão de dispersão do radônio a partir da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) com vistas a fornecer as bases para uma avaliação das possíveis implicações das emissões desse gás para populações potencialmente expostas. O autor determinou, a partir de modelos de transporte de radônio, as taxas de exalação de radônio a partir de fontes áreas e em locais, em que se encontravam os grupos populacionais

de interesse. Os resultados obtidos apontaram para um potencial impacto no grupo populacional localizado a 1 km da área-fonte. Ainda, de acordo com este estudo, impactos não seriam esperados para populações localizadas a distâncias superiores a 10 km.

Pereira e Py Junior (2003) avaliaram o impacto radiológico ambiental proveniente da operação da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), através do incremento da dose efetiva anual. O cálculo de dose foi feito para os radionuclídeos naturais da série do urânio-238, considerando-se a dose devido à inalação de radionuclídeos, imersão na pluma, dose devido à deposição de radionuclídeos no solo e ingestão de vegetais e produtos animais. Os resultados apontaram o valor $3,28 \mu\text{Sv ano}^{-1}$ como o maior valor de acréscimo de dose. Os autores utilizaram, para cálculo de acréscimo de dose, um modelo baseado no MILDOS-AREA, ou seja, o Impacto Ambiental Radiológico (IAR7). Tal modelo é o mesmo utilizado pelo operador em seus relatórios finais de análise de segurança, os chamados RFAS.

No capítulo 3 do RFAS (Ver.07 – Vol.11): Impacto Ambiental Radiológico Atmosférico, o operador da URA apresenta uma estimativa do impacto radiológico ambiental para a atmosfera devido à liberação de radônio e particulado dos termos fontes cava da mina, depósito de rejeitos e pilhas de minério. Tal avaliação foi realizada por meio do código computacional chamado Impacto Ambiental Radiológico (IAR7) desenvolvido pela INB, com base nas mesmas equações de dispersão atmosféricas utilizadas no código MILDOS-AREA.

No contexto em foco, sendo o IAR7 um modelo não validado, a efetivação deste trabalho que utiliza o MILDOS-AREA contribuirá, efetivamente, para estimativa de impacto radiológico atmosférico da Unidade de Concentrado de Urânio (URA).

Justificativa

Na descrição da metodologia de avaliação de doses para fins de licenciamento, a Comissão Nacional de Energia Nuclear - CNEN - estabelece em norma (CNEN-NN-3.01, 2005) um modelo baseado no conceito de análise de vias críticas, em que se prevê um grupo homogêneo de pessoas mais expostas à liberação de radionuclídeos pela prática (grupo crítico). Prevê, também, a definição de radionuclídeos mais importantes em termos de contribuição da dose (radionuclídeos críticos) e as rotas mais importantes de exposição (vias críticas). Nesse modelo, há preocupação de cálculo de dose de forma conservativa, para que o valor real do impacto possa ser significativamente inferior ao valor calculado pelo modelo.

Nesse contexto, a utilização de um modelo de dispersão atmosférica certificado e recomendado por um organismo oficial, como é o caso do MILDOS- AREA corrobora as

premissas estabelecidas na metodologia de avaliação de dose estabelecida na norma (CNEN-NN-3.01, 2005) descritas acima.

Pelo exposto, o tema estudado no presente trabalho encontra justificativa a partir da crescente importância atribuída nos últimos anos a problemas relacionados ao meio ambiente, em nível mundial, bem como da necessidade de se desenvolver, no Brasil, estudos mais profundos com relação à previsão da dispersão de radionuclídeos na atmosfera, devido às perspectivas de aumento da utilização da energia nuclear na matriz energética nacional que é impulsionado com grande potencial do Brasil em termos de reservas de urânio. Nesse sentido, estudos de avaliação de impacto radiológico atmosférico são relevantes, principalmente, na mineração de urânio a céu aberto, em que o radônio é um dos principais potenciais poluentes atmosféricos.

O presente trabalho busca contribuir para preencher a lacuna no conhecimento técnico-científico nacional, no tocante à quantificação dos impactos radiológicos atmosféricos decorrentes da operação da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), por meio de ferramentas computacionais. Adicionalmente, a importância de estabelecer uma avaliação independente daquela apresentada pelo operador da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) em seus relatórios de análise de impacto ambiental.

Objetivo

Avaliar o impacto radiológico atmosférico ambiental da Unidade de Concentração de Urânio – URA (BA), mediante a estimativa do incremento de dose efetiva decorrentes das emissões de radionuclídeos para atmosfera mediante utilização de um código de computador de modelagem da dispersão atmosférica validado.

Objetivos específicos

- simulação com o modelo MILDOS-AREA para determinação das concentrações de radionuclídeos para grupos críticos hipotéticos e grupos populacionais;
- medição da taxa de exalação de radônio-222 nos principais termos-fontes da instalação (cava da mina, depósito de rejeitos e britador) para estimativa do fluxo de radônio para a atmosfera; e

- avaliação do programa de monitoração pré-operacional - PMAPO e do programa de monitoração operacional - PMAOP em termos de taxa de kerma no ar e concentração de radônio.

Estrutura do trabalho

Esta tese está estruturada em seis partes: uma introdução, quatro capítulos e uma conclusão. Na primeira parte faz-se a introdução ao assunto tratado no trabalho. Ainda é apresentada a justificativa do estudo, objetivo geral e específicos e a estrutura do trabalho.

No primeiro capítulo é apresentada a revisão bibliográfica sobre os seguintes temas: emanção e exalação de radônio, comportamento dos radionuclídeos no ambiente, algumas considerações sobre estudo das dispersões e o modelo de pluma gaussiana – MILDOS-AREA.

No segundo capítulo é realizada a caracterização da área de estudo e se apresenta a província Uranífera de Lagoa Real e a Unidade de Concentrado de Urânio (URA), onde é descrito o processo de extração de urânio e são apresentadas os principais termos fontes de liberação de radônio e particulado da instalação.

No terceiro capítulo são apresentadas as metodologias e os materiais utilizados no escopo dessa tese. É apresentada a metodologia de análise dos dados de monitoração ambiental pré-operacional e operacional para medidas de taxa de kerma no ar e concentração de radônio, bem como as hipóteses e considerações assumidas nas simulações realizadas.

No quarto capítulo são apresentados os resultados de monitoração pré-operacional e operacional de kerma no ar e concentração de radônio, os resultados da caracterização dos termos fontes para exalação de radônio e, finalmente, os resultados de simulação para os grupos críticos hipotéticos e grupos populacionais, bem como realizada uma comparação com os valores de monitoração do PMAPO da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) e com os resultados do IAR7 apresentados no RFAS.

Na quinta parte são apresentadas as principais conclusões de cada um dos capítulos, buscando sua integração e as sugestões de trabalhos futuros. Por fim, são enumeradas as referências bibliográficas, os apêndices e anexos.

1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

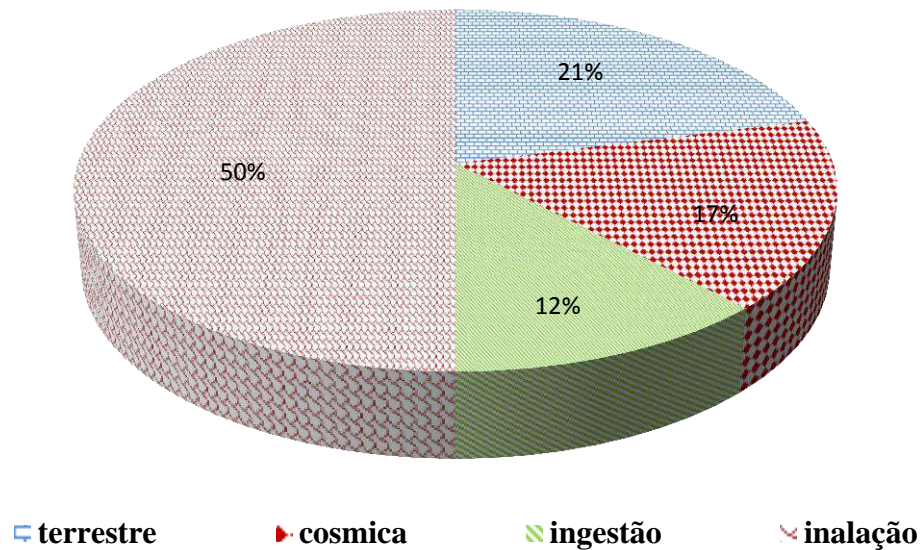
1.1 Algumas considerações sobre radônio-222

A descoberta do gás radônio-222, que emana a partir do rádio-226, é atribuído ao físico alemão Friedrich Ernst Dorn em 1900. O radônio-222 está presente na natureza como o único gás encontrado na série de decaimento radioativo do urânio natural, sendo filho direto do rádio-226, com uma meia vida de 3,82 dias, é incolor, inerte. O radônio-222 é um gás nobre, solúvel em água e altamente solúvel em solventes orgânicos (UNSCEAR, 1982). Existem outros dois isótopos de radônio na natureza (radônio-220 e radônio-219) que são membros das séries radioativas naturais do tório-232 e do urânio-235, respectivamente. As meias-vidas do radônio-220 (55,6 s) e radônio-219 (3,96 s) são muito mais curtas do que a do radônio-222, por isso, estes radionuclídeos não são tão úteis para estudos ambientais, embora a exposição ao radônio-220 e seus descendentes seja considerada para avaliação de dose radiológica em certas indústrias.

Entre as exposições as radiações naturais, em que o homem está submetido às proporcionadas pelos isótopos de radônio, especificamente o radônio-222, são relatados como os componentes que mais contribuem para a exposição humana à radiação natural, conforme se observa na Figura 1 (UNSCEAR, 2000). Tal fato se deve as quantidades vestigiais de urânio-238, tório-232, urânio-235 e seus descendentes, que sempre são encontradas em todas as rochas naturais e solos. Como resultado, isótopos de radônio são emitidos em alguma quantidade de todas as superfícies naturais e algumas espécies de superfícies artificiais. A exposição através da inalação dos isótopos de radônio e seus descendentes têm sido associados com um aumento do risco de câncer do pulmão (SMITH, 1988; JACOBI, 1988; LUBIN & BOICE, 1997; VEIGA, 2004).

As monitorações das concentrações de radônio-222 e seus descendentes, visando à determinação das doses de radiação, nas proximidades de uma instalação do ciclo do combustível nuclear, seja para indivíduos ocupacionalmente expostos, seja para indivíduos do público é uma prática corrente.

Figura 1 - Média ponderada mundial da exposição humana as fontes naturais de radiação



Legenda: (21%) terrestre; (17%) cósmica; (12%) ingestão; (50%) inalção.
 Fonte: O autor, 2013 adaptada de UNSCEAR, 2000.

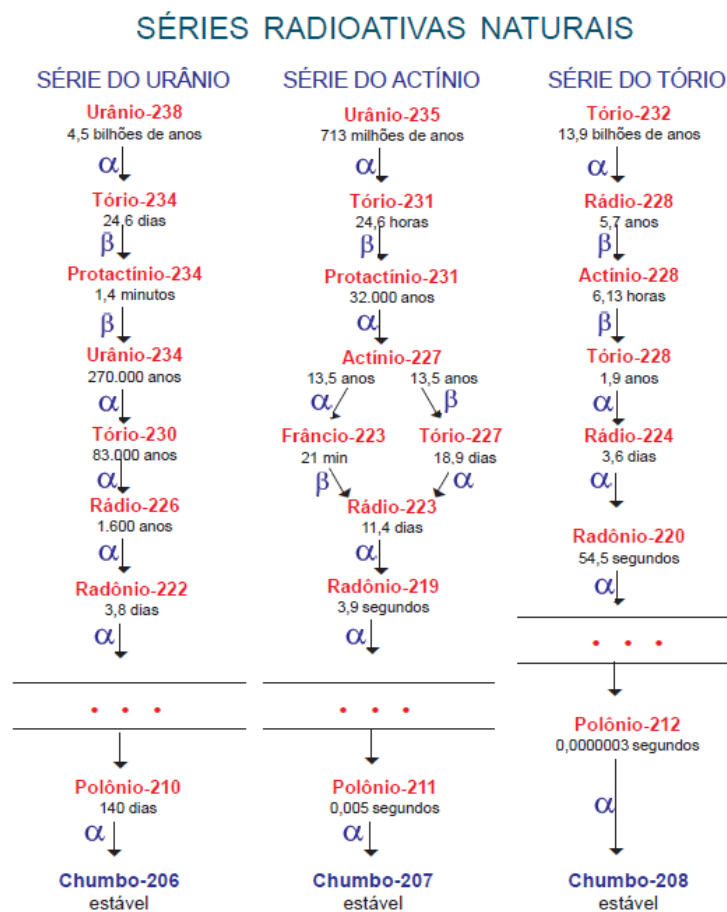
1.2 Emissão de radônio

Emissão de átomos de radônio é definida como sendo a ejeção deste radionuclídeo a partir de seu material de origem algum tempo depois do decaimento radioativo do seu pai - o rádio-226. Em outras palavras, quando o rádio-226 desintegra-se, um átomo de radônio e uma partícula alfa são formados e são ejetados, em sentido oposto um da outra. Isto pode expulsar o átomo de radônio do local na estrutura mineral ou molecular, em que o átomo de rádio estava. A distância que o átomo de radônio pode se movimentar em um grão mineral¹ de densidade normal é da ordem de 0,02-0,07 μm . Este é o principal mecanismo que permite ao átomo de radônio emanar do grão mineral. O processo de emissão para os radionuclídeos de radônio-220 e radônio-219 é o mesmo que o descrito para radônio-222, diferenciando-se somente pelo comprimento da difusão devido a diferentes energias de decaimento alfa de seus processos de formação e suas meias-vidas. Vários estudos e modelos de emissão de radônio têm sido realizados e apresentados por um número considerável de pesquisadores. Muitos

¹Em mineralogia, um grão (também chamado cristalito) é a estrutura de uma rocha formada por pequenos elementos perceptíveis a simples vista. Cada um destes elementos é um grão. GRÃO (MINERAL). In: WIKIPÉDIA, a enciclopédia livre. Flórida: Wikimedia Foundation, 2014. Disponível em: <[http://pt.wikipedia.org/w/index.php?title=Gr%C3%A3o_\(mineral\)&oldid=40888447](http://pt.wikipedia.org/w/index.php?title=Gr%C3%A3o_(mineral)&oldid=40888447)>. Acesso em: 8 jan. 2014.

desses trabalhos se concentram em fatores físicos, que podem afetar sua emanção, tais como: umidade do solo, porosidade, tamanho do poro, concentração e distribuição do rádio, tamanho e forma do grão, temperatura atmosférica e do solo, bem como a pressão atmosférica (MARKKANEN & ARVELA, 1992; BAIXERAS *et al.*, 2001; MORAWSKA & PHILLIPS, 1992; MORAWSKA & JEFFERIES, 1994; MOSLEY *et al.*, 1996; SCHUMANN & GUNDERSEN, 1996; MENETREZ *et al.*, 1996; AMIN *et al.* 1995; GREEMAN & ROSE, 1995; SUN & FURBISH, 1995; ISKANDER *et al.* 2004; GRASTY, 1997; GOH *et al.* 1991, 1986; MISDAQ *et al.* 1998).

Figura 2 - Séries radioativas naturais

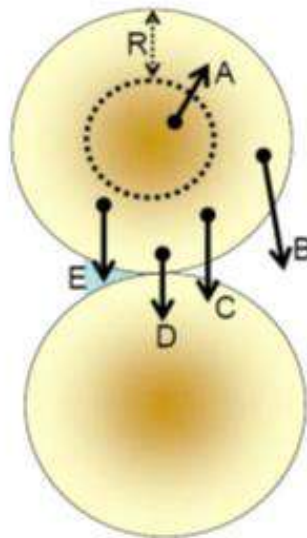


Fonte: CNEN, 2001.

Como mencionado, anteriormente, o radônio é criado após a desintegração radioativa de seu pai, um isótopo do rádio (Figura 2). Sob condições normais, antes do decaimento, o rádio e todos os nuclídeos na cadeia de decaimento estão em estado sólido. Embora alguns desses nuclídeos sejam ligeiramente solúveis em água, o rádio, em geral, será produzido no local do original do átomo de urânio ou tório. Se isto ocorre a certa profundidade, o radônio

será produzido dentro dessa espessura e permanecerá preso. Para átomos de rádio próximos a superfície ou na superfície do meio existe a possibilidade de alguns dos núclídeos de radônio produzido escapar para o espaço intersticial, devido ao impulso de recuo do decaimento radioativo. A fração de átomos de radônio que escapam do meio para o espaço intersticial é conhecido como a “energia que emana” ou "coeficiente de emanação", isto é, uma quantidade adimensional sendo a fração de núclídeos de radônio, que emanam para o total de núclídeos de radônio. TANNER, (1980) descreve que, após a criação de um átomo de radônio, um dos três processos seguintes é provável de ocorrer (Figura 3):

Figura 3 - Etapas envolvidas no processo de emanação de Rn



Fonte: Adaptada de LAWRENCE, 2009, f. 12.

- ele pode percorrer uma curta distância dentro do grão e ser incorporado dentro desde mesmo grão (A);
- ele pode viajar através do espaço intersticial entre grãos e ser incorporado no próximo grão (C e D); ou
- ele pode ser liberado no espaço intersticial, em que o mecanismo de transporte e difusão pode facilitar a exalação do radônio.

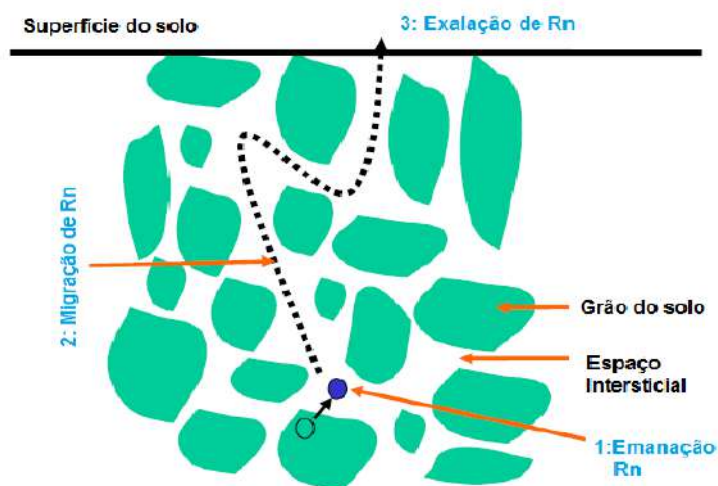
1.3 Exalação de radônio

A fração de átomos de radônio que atingem o espaço intersticial torna-se sujeita aos mecanismos de difusão e transporte dentro do solo. O tipo de mecanismo que predomina vai depender do tipo de solo, seu teor de umidade e as condições geológicas. O transporte é um fluxo de pressão impulsionada pelos gases do solo, que pode ser descrita pela lei de Darcy, enquanto a difusão é o fluxo de gases do solo devido a um gradiente de concentração e é descrita pela lei de Fick.

O radônio perto da superfície do solo se difunde para a atmosfera. Este processo é conhecido como a exalação. Parte da redistribuição natural do radônio-222 no meio ambiente é uma porção que exala do solo e dispersa na atmosfera. A profundidade a partir do qual o radônio é removido do solo para a atmosfera depende do tipo de solo, o seu teor de umidade, meia-vida dos radionuclídeos e geologia subjacente. Para radônio-222, a profundidade é, geralmente, de cerca de 1-2 m em solos não saturados, mais profundo para as areias e mais curto para solos saturados e compactados (HOLDSWORTH; AKBER, 2004). Profundidades de difusão para radônio-220 e radônio-219 são grandemente reduzidas devido a suas meias-vidas mais curtas.

O processo de emissão de radônio, migração e exalação é esboçado na (Figura 4). Para solos não saturados, rochas e solos não perturbados, a difusão é o mecanismo dominante de migração do radônio, que uma vez liberado para o espaço intersticial segue-se ao gradiente de concentração e se move em direção à superfície (HOLDSWORTH; AKBER, 2004).

Figura 4 - Processo de exalação do radônio.

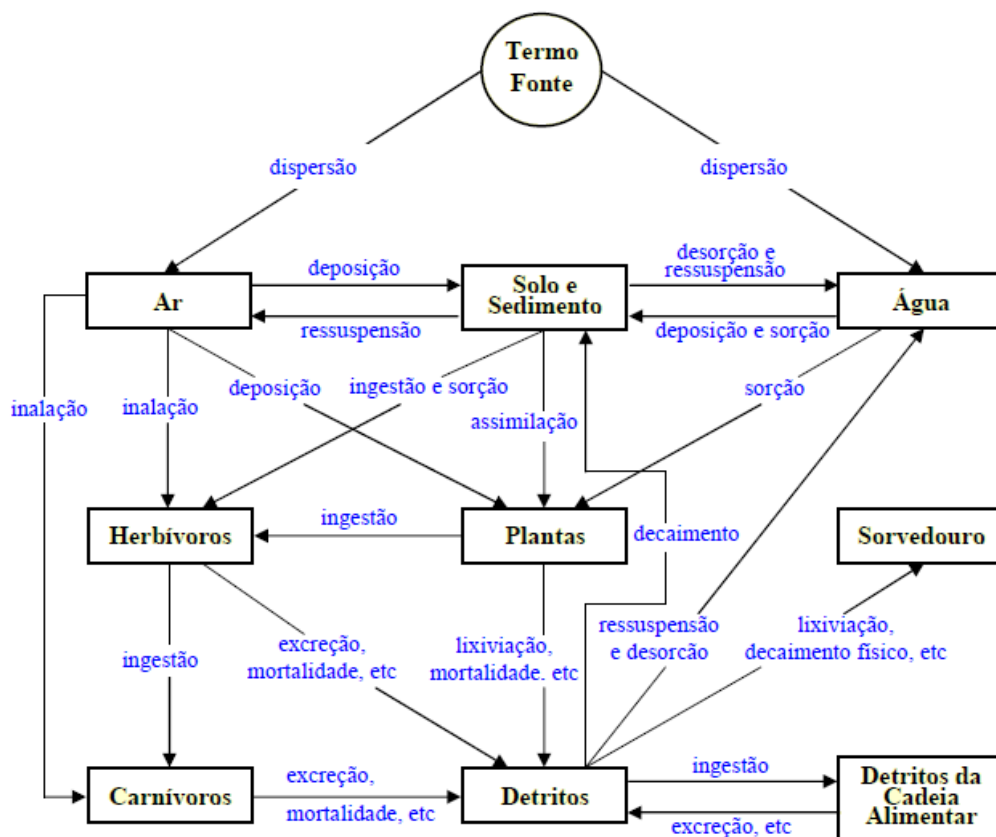


1.4 Comportamento dos radionuclídeos no ambiente

Os radionuclídeos liberados para o meio ambiente percorrem diversos caminhos, por meio de vias preferenciais de transferência, até chegarem ao homem (MAZZILLI *et al.*, 2011). Este movimento pode ser descrito matematicamente através de modelos de compartimento.

Quando ocorre a liberação de radionuclídeos para o meio ambiente, o material se dispersa pelo meio abiótico. Os compartimentos que recebem o material e que podem eventualmente concentrar quantidades consideráveis do radionuclídeo podem ser constituídos de organismos vivos ou materiais inertes e as quantidades acumuladas, em cada compartimento, dependem da importância dos processos de transportes envolvidos, (Figura 5).

Figura 5 - Transporte dos radionuclídeos nos ecossistemas.



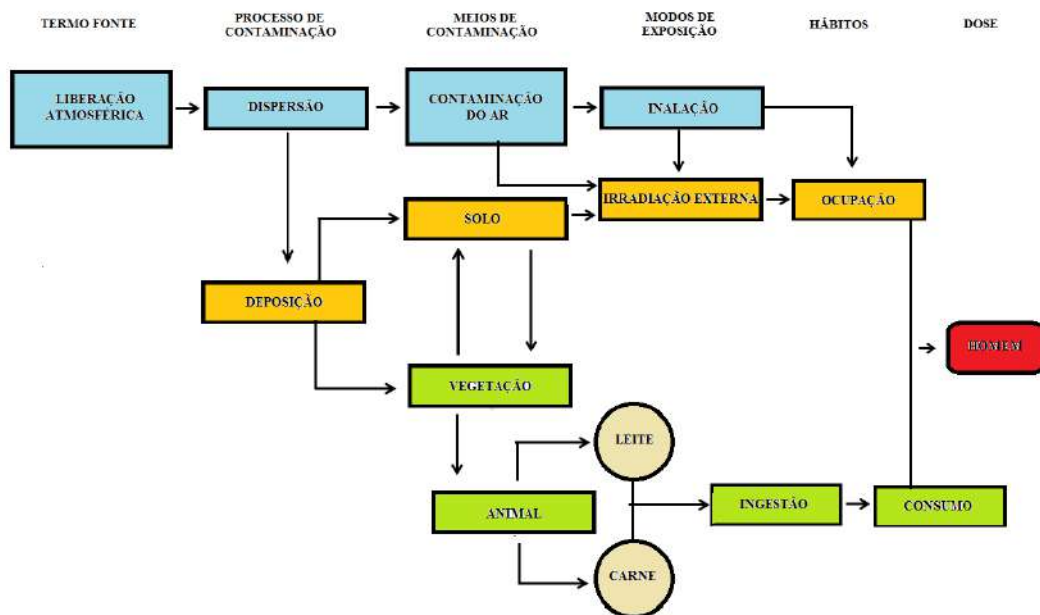
Fonte: MAZZILLI *et al.*, 2011.

Mazzilli *et al.* (2011) descreveram que a maior parte das descargas radioativas ocorre na forma de material dissolvido ou em suspensão nos efluentes líquidos ou, ainda, em gases e particulados em efluentes gasosos. O material que entra em um corpo de água ou corrente de ar é imediatamente sujeito a um processo de turbulência e difusão molecular que causa a sua dispersão.

No caso específico do transporte atmosférico de radionuclídeos (Figura 6), o mesmo pode apresentar ocorrência em diversos ambientes, tais como:

- nas águas superficiais (rios, estuários, águas costeiras, pequenos e grandes lagos);
- nas águas subterrâneas; e
- na cadeia alimentar: terrestre (solo, vegetação, alimentos consumidos pelo homem, alimento animal, leite, carne, fauna e flora) e aquática (peixes).

Figura 6 - Transporte atmosférico de radionuclídeos.

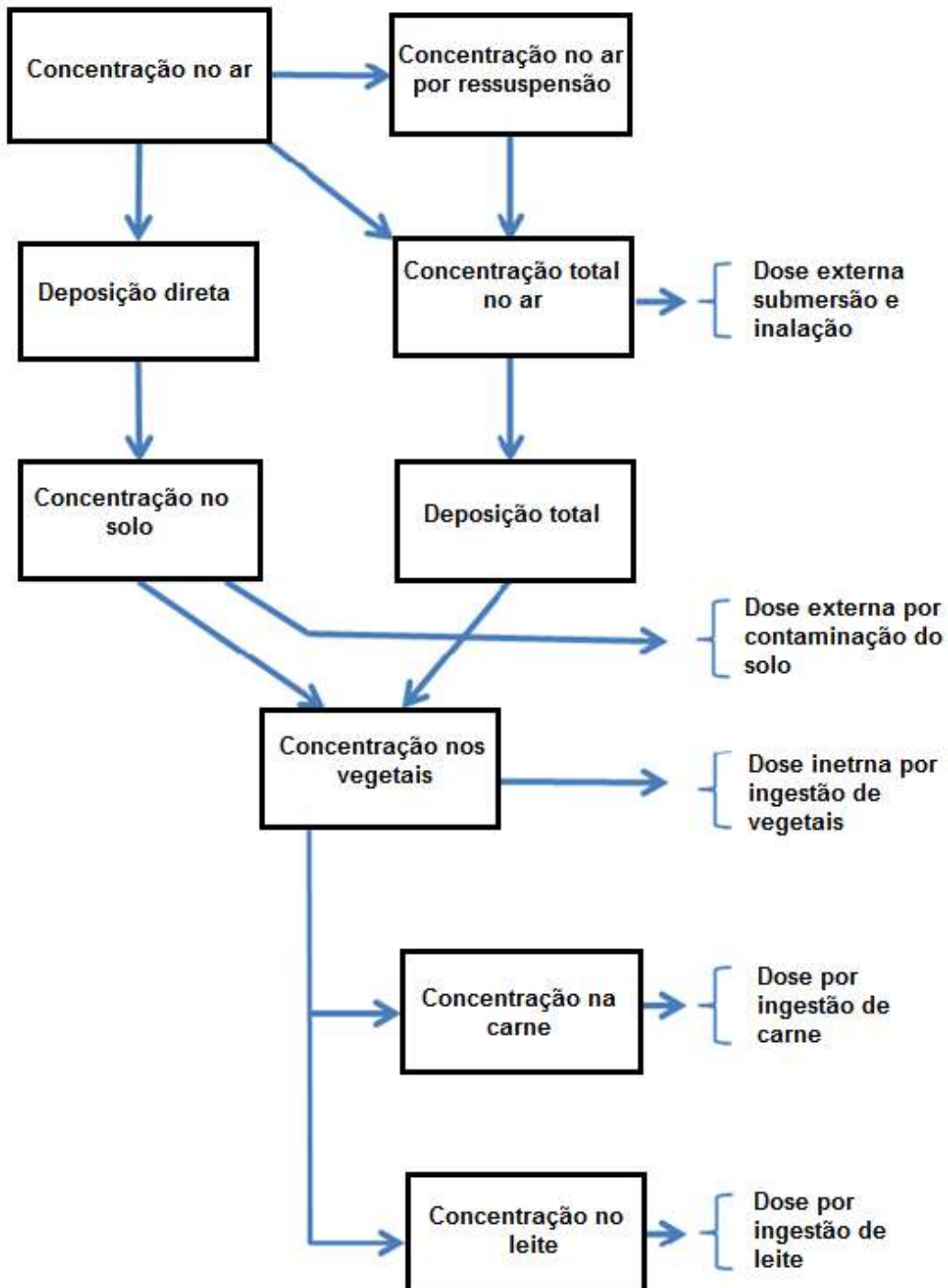


Fonte: O autor, 2014 adaptado de SILVA, 2013.

No modelo MILDOS-AREA, as concentrações no ar e no solo, em cada local de interesse, são utilizadas para calcular as doses de radiação para os indivíduos e para a população por meio das possíveis vias de exposição, conforme mostradas na Figura 7 (USNRC, 1982). As vias de exposição mostradas na Figura 7 podem ser entendidas como o resultado de lançamentos de radioatividade no ar. As vias de exposição aquáticas não são consideradas, porque normalmente não há descargas de águas superficiais provenientes de operações de beneficiamento de urânio em mina a céu aberto, como é no caso da Unidade de

Concentrado de Urânio (URA). Material depositado sobre o solo contribui para exposição à radiação externa e exposição interna por ingestão de água contaminada e produtos alimentares. A exposição interna pode ser por inalação de material em suspensão no ar, principalmente, pela inalação do gás radônio.

Figura 7 - Diagrama esquemático do MILDOS-AREA para cálculo de dose.



Fonte: O autor, 2014 adaptada de USNRC, 1982.

No modelo dosimétrico do MILDOS-AREA, a dose efetiva é calculada com base nas recomendações da *International Commission on Radiological Protection* (ICRP, 1972), utilizando-se as recomendações do *National Environmental Policy Act* (NEPA) em cumprimento aos padrões de proteção radiológica do 40 CFR Part 190-EPA e 10 CFR Part 20-NCR. Esta metodologia não atende à legislação brasileira e, por isso, seu resultado de dose não pode ser utilizado para os princípios de proteção radiológica nacional.

Diante do exposto, o cálculo de dose, após a modelagem pelo MILDOS-AREA, dos mecanismos de transporte dos radionuclídeos dispersos na atmosfera (sedimentação gravitacional, arraste por precipitação, impactação, decaimento radioativo) será feito utilizando os modelos genéricos descritos no *Safety Reports Series n^o19* (IAEA, 2001) que é um modelo baseado na modelagem de compartimentos ambientais.

1.5 Estudos de dispersão atmosférica

O início dos estudos sobre a modelagem da dispersão atmosférica de poluentes e suas implicações sobre a avaliação da qualidade do ar surgem, dentro do contexto histórico mundial, junto com os programas militares e de energia atômica desenvolvidos durante o período de 1920 a 1960. E foi durante esse período que o trabalho clássico de Taylor (1921) sobre tratamento estatístico de difusão atmosférica foi realizado, e os modelos para difusão Gaussiana foram propostos (SUTTON, 1953). Esses trabalhos foram sucedidos pelos trabalhos de Richardson (1925, 1926), Taylor (1921), Rossby (1932), Bosanquet e Pearson (1936), Hewson (1945) e Baron *et al* (1949).

Com o crescente aumento da utilização da fissão nuclear para obtenção de energia elétrica, diversos institutos de pesquisas e órgãos governamentais, entre os quais se destacam a Environmental Protection Agency (EPA) e a U.S.Nuclear Regulatory Commission (USNRC) nos Estados Unidos, o RISO National Laboratory (RISO) na Dinamarca, e o Forschungszentrum Jülich KFA (KFA) na Alemanha, têm mantido e coordenado diversos grupos envolvidos na avaliação dos processos de dispersão de radionuclídeos na atmosfera em seus laboratórios de pesquisa e custeado diversos experimentos de campo envolvendo liberações de material radioativo tanto na superfície quanto em níveis mais altos da atmosfera.

O livro *Atmospheric Diffusion*(PASQUILL, 1962) e a publicação da USNRC com o documento *Meteorology and Atomic Energy* (SLADE, 1968) apresentam uma visão geral do

desenvolvimento da modelagem atmosférica para avaliação da qualidade do ar até o ano de 1960.

A partir da década de 60, quando diversos países passaram a se utilizar da energia nuclear para a produção de energia elétrica, assim como passaram a desenvolver novos compostos químicos altamente tóxicos e prejudiciais ao meio ambiente, os estudos de dispersão atmosférica passaram a se constituir em um campo de pesquisa de grande relevância.

Após o acidente com o reator nuclear de Three Mile Island, nos Estados Unidos em 1979, e do acidente com o reator nuclear de Chernobyl, na União Soviética em 1986, recentemente, o acidente de Fukushima, em 2011 no Japão, sofisticados procedimentos de segurança passaram a ser considerados e implantados durante as etapas de projeto, construção e operação das instalações nucleares que apresentam elevado potencial de impacto ambiental.

Os modelos de dispersão atmosférica baseados na difusão de pluma gaussiana tiveram início na década de 50 e continuam até hoje como os mais comumente usados na avaliação do impacto atmosférico. Os modelos de pluma gaussiana, conforme se conhece hoje (TURNER, 1970; HANNA *et al.*, 1982), foram desenvolvidos em 1960 por PASQUILL (1961) e modificados por Gifford (1961). Seu uso foi amplamente difundido nos anos seguintes como uma poderosa ferramenta para modelagem de dispersão de efluentes. Modelos de dispersão mais sofisticados têm sido desenvolvidos desde então, porém os modelos de pluma gaussiana ainda continuam a ser uma ferramenta útil para previsão da dispersão atmosférica de poluentes, sendo recomendada a sua utilização no licenciamento e controle de instalações nucleares (IAEA, 2001; NCRP, 1987).

Os modelos de dispersão atmosférica de pluma gaussiana são amplamente utilizados hoje nos processos de licenciamento de instalações radioativas e são modelos que utilizam as classes de estabilidade PASQUILL-GIFFORD para determinar os coeficientes de dispersão (TILL; GROGAN, 2008; SEINFELD; PANDIS, 2006). Estes modelos apresentam resultados em concordância com medidas experimentais em terrenos planos e alguns ajustes podem ser feitos para levar em consideração a altura de liberação, camada limite, deposição e outros fatores. Para as normas da Nuclear Regulatory Commission NRC (1983), os modelos de pluma gaussiana são utilizados, de forma conservadora, e isto confere a estes modelos usabilidade e credibilidade para uso com fins licenciadores.

A descoberta da propriedade físsil do urânio há aproximadamente oitenta anos, em pesquisas que tiveram origem com Fermi na década de 30 e continuaram com Hahn & Strassmann; Meitner & Frisch; Bohr & Wheeler todas com início na década de 40, que

resultariam em posterior aproveitamento na produção de energia elétrica de origem nuclear levaram a uma extensa utilização global de urânio como combustível em reatores nucleares. Por sua vez, esta descoberta criou vários processos industriais anteriores à produção de energia, por exemplo, mineração e moagem do urânio, purificação e conversão química do urânio, enriquecimento do urânio e fabricação de elementos combustíveis. Ademais, processos subsequentes à produção de energia, por exemplo, tratamento de resíduos, reprocessamento de combustível.

A mineração tem potencial de impacto sobre o meio ambiente por uma série de meios, tanto físico como socialmente. Muitos trabalhos têm sido realizados para avaliar o impacto biofísico da mineração sobre as pessoas (AKBER; PFITZNER; JOHNSTON, 1992; AKBER; PFITZNER, 1994; LAWRENCE et al., 2009). A exposição radiológica (ou seja, a radiação) é um problema específico com a mineração de urânio, em contraste com outros tipos de mineração.

A mineração e o beneficiamento de urânio são conhecidos como a primeira etapa do ciclo do combustível nuclear. Métodos de mineração são, primeiramente, determinados pela profundidade, forma e grau do depósito de urânio em conjunto com a composição, hidrogeologia da rocha circundante e aspectos geotécnicos. Os dois métodos convencionais são a céu aberto e subterrâneo. Um terceiro método é a recuperação por lixiviação *in situ* (ISL) (IAEA, 2000).

Minas a céu aberto são limitadas pela relação entre o minério e os estereis e isto tem relação direta com a profundidade da jazida. Projetos e equipamentos de mineração convencionais são aplicados, no entanto, requisitos especiais de monitoramento e modificações, em alguns equipamentos, são necessários devido à propriedade radioativa do urânio.

Segundo Hart (2004), a mineração, moagem e beneficiamento de urânio produzem significativas quantidades de resíduos sólidos e líquidos. Os resíduos sólidos incluem rochas provenientes da atividade de mineração e rejeitos produzidos por processamento do minério através dos circuitos de beneficiamento. O autor destaca que esses rejeitos terão um impacto mais pronunciado sobre o meio ambiente, uma vez que representam quase a totalidade da massa de material processado nos circuitos de moagem e por conterem mais de 85% da radioatividade inicial presente no minério (HART, 2004).

Como mencionado anteriormente, os principais termos fontes da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) são aqueles provenientes da cadeia de decaimento do urânio e como um dos objetivos específicos do trabalho é a caracterização dos termos fontes a partir

das principais fontes da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), necessário se faz apresentar uma breve revisão bibliográfica sobre os processos de medições de taxas de exalação de radônio em solo e em superfícies com considerados teores de urânio.

Tem havido um grande número de estudos publicados envolvendo medições de exalação de radônio e a concentração deste gás no solo. Esses estudos podem ser divididos em categorias que vão tratar dos principais equipamentos e técnicas de medidas, medições de taxa de exalação, estudos que influenciam nas medições de taxa de exalação e suas variações temporais.

Existe grande literatura publicada dedicada a diferentes tipos de técnicas de medição de exalação de radônio (LEHMANN et al. 2003; IELSCH et al., 2002; AKBER et al., 2002; SAVVIDES et al., BALCAZAR et al., 1999; LAWRENCE, 2001; NCRP, 1988; AIEA, 1992). As técnicas são primeiramente classificadas como passivas ou ativas. Os sistemas passivos não têm componentes elétricos e contam, somente, com as propriedades naturais do radônio e / ou seus descendentes. Sistemas ativos têm associados componentes elétricos e são baseados em câmaras de cintilação acopladas a tubos fotomultiplicadores ou detectores de barreira de superfície de silício.

As taxas de exalação de radônio-222 e radônio-220 de várias fontes, tais como solos, areias minerais, rochas, materiais de construção, resíduos e minérios de urânio têm sido objeto de vários estudos (DENAGBE, 2000; JHA *et al.*, 2000; SENGUPTA *et al.*, 2001; SROOR *et al.*, 2001; El-AMRI *et al.*, 2003; SHARMA *et al.*, 2003; KUMAR *et al.*, 2003; EVANGELISTA PEREIRA, 2002; AL-JARALLAH, 2001; TUFAIL *et al.*, 2000; OUFNI & MISDAQ, 2001; RAMOLA & CHOUBEY, 2002; OUFNI, 2003; KOARASHI *et al.*, 2000; FERRY *et al.*, 2002; JOVANOVIC, 2001; IELSCH *et al.*, 2001; BOLLHÖFER *et al.*, 2003; SONTER *et al.*, 2002).

Estudos sobre as taxas de exalação radônio-222 são realizados no mundo em minas reabilitadas de urânio, corpos de minério não perturbados, as minas operacionais de urânio e amostras de rejeito de minério (BOLLHÖFER *et al.*, 2003; AKBER *et al.*, 2002; MARTIN *et al.*, 2002).

Vários estudos para medições da taxa de exalação de radônio são realizados com objetivo de entrada em modelos de dispersão atmosférica (KVASNICKA, 1990) em outros, são enfocadas a influência de condições meteorológicas na taxa de exalação, tais como: umidade do solo (FERRY *et al.*, 2002, JHA *et al.*, 2000), pressão atmosférica (JHA *et al.*, 2000), temperatura do solo (HUTTER, 1996), concentração no solo e velocidade dos ventos (WILKENING *et al.*, 1974), também é vasta a literatura para fatores como porosidade e

fraturas geológicas (SENGUPTA *et al.*, 2001; CHOUBEY *et al.*, 1999) concentração de rádio-226 (IELSCH *et al.*, 2001; OUFNI, 2003; SHARMA *et al.*, 2003; SROOR *et al.*, 2001).

Um estudo de validação do MILDOS-AREA foi conduzido por Micklich e Yuan (1990), usando medições de concentração e fluxo do radônio-222 nas pilhas de rejeitos da mina de urânio em Utah, Monticello. O resultado do estudo demonstrou que o uso do MILDOS-AREA pode resultar em boas concordâncias entre o modelo simulado e medidas de radônio-222 *in situ*.

Rana *et al.* (2011), com estudos nos arredores da mina de urânio Narwapahar, determinaram que, para a região, um incremento na concentração de radônio e taxa de dose gama pode ser encontrada em relação à radiação de fundo. O presente estudo dá um breve relato de radônio na atmosfera, da taxa de concentração, da dose absorvida de radiação gama recebida pelos membros do público nas proximidades da mineradora. A concentração de radônio no ar ambiente na área de estudo foi encontrada na faixa de 5-107 Bq m⁻³, com média geométrica de 24 Bq m⁻³ e o desvio padrão de 1,74 Bq m⁻³. A medida da taxa de dose gama no ar a 1 m acima do solo variou de 87 a 220 nGy h⁻¹, com uma média aritmética de 128 ± 18,5 nGy h⁻¹. A dose efetiva média anual recebida pelos membros do público a partir da inalação de radônio e seus descendentes e exposição gama foi estimada em 0,32 mSv ano⁻¹, segundo autores é compatível com valores relatados para outros lugares.

Tripathi *et al.* (2011) visando a investigar as condições radiológicas em torno do complexo de mineração de urânio e avaliar a dose recebida, pelo público, devido às atividades de mineração de urânio na região do estado Jharkhand Jaduguda, na Índia, realizaram um estudo de investigação das liberações radioativas das cavas das minas, unidade de processamento de minério e em uma bacia de rejeitos, que poderiam aumentar a dose de radiação natural, para os membros do público que residem em torno do complexo. Neste estudo, estimou-se que a dose de radiação média de todas as vias de exposição para a população nas aldeias do entorno do complexo mineiro é de 2,5 mSv ano⁻¹. Sendo que cerca de 50% desta é devido à inalação de radônio e seus descendentes. A dose de radiação externa, terrestre e cósmica, é estimada em 1,1 mSv ano⁻¹ o que corresponde a 40% da dose total. A dose de ingestão contribui com apenas 3% da dose total.

A estimativa das concentrações, em nível do solo, da radioatividade devido aos lançamentos de radionuclídeos e particulados no ar durante condições de operações rotineiras de instalações nucleares é um componente importante da avaliação de segurança da instalação. As determinações das taxas de emissão das várias etapas da mineração/beneficiamento de urânio e previsão das concentrações de poluentes são

necessárias para avaliação dos impactos da mineração sobre a qualidade do ar na área e da exposição do público sobre sua influência.

No que tange aos perigos à saúde e ao ambiente relacionado com a mina de urânio, uns dos principais problemas ambientais decorrentes das atividades de mineração e beneficiamento de urânio em Caetité, para a população que reside no entorno da mina é a dispersão de efluentes na atmosfera, decorrente das detonações de rochas para a extração do minério, com a liberação de poeira radioativa, radônio entre outras substâncias.

1.6 Dispersões de efluentes na atmosfera

Efluentes lançados por meio de chaminé ou ao nível do solo podem ser de uma pluma² contínua ou instantânea (*puff*). Os efluentes são transportados pelo vento e difundidos pela turbulência presente na atmosfera. Os mecanismos de transporte e difusão combinados são denominados de dispersão. No caso de instalações de mineração e beneficiamento de urânio, os efluentes podem ser os radionuclídeos da série de decaimento do urânio, em especial o radônio, ou particulados. Os efluentes lançados podem ser submetidos à deposição seca na superfície ou úmida por meio de precipitação.

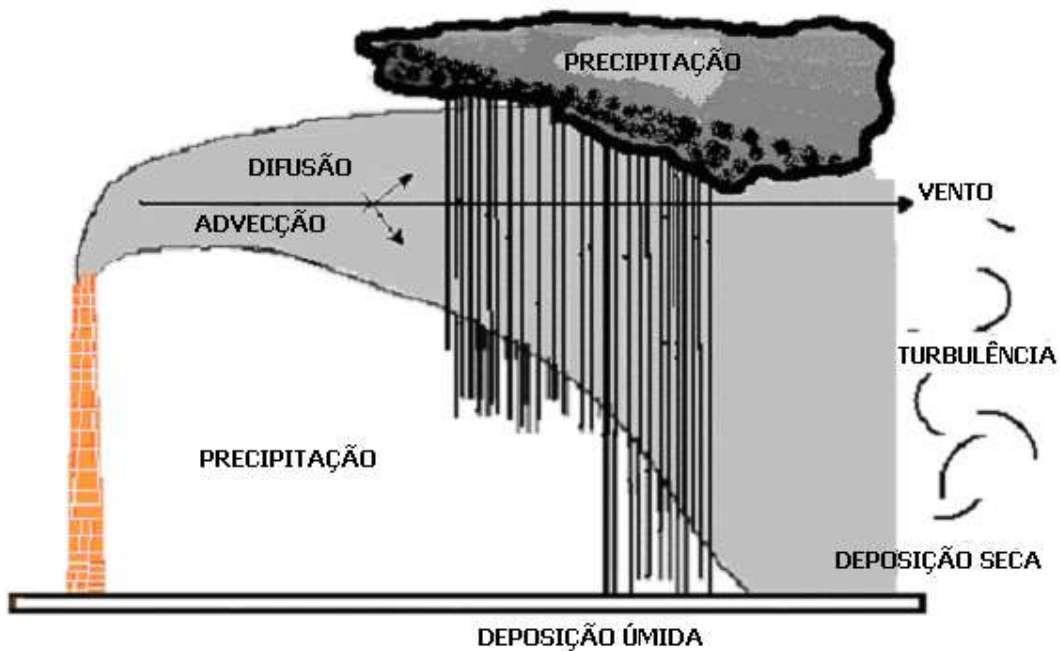
O decaimento radioativo é outro modo de redução da concentração de efluentes radioativos na pluma.

Todos os processos citados anteriormente podem ser responsáveis, isoladamente ou em conjunto, da redução da concentração do radionuclídeo na atmosfera. A maior parte desses processos podem ser expressos matematicamente e acopladas aos cálculos dos modelos, se necessário. Maiores detalhes dos cálculos destes processos podem ser encontrados em IAEA SAFETY GUIDES N.50-SG-S3 (1980).

O estudo da dispersão visa à compreensão desses vários processos, agindo individualmente e em combinação, conforme ilustra a Figura 8, em que são vistos alguns destes processos.

² Pluma significa uma distribuição de poluentes na atmosfera, liberados por uma ou mais fontes. É a tradução do inglês do termo “plume”.

Figura 1- Mecanismos de dispersão: transporte e difusão



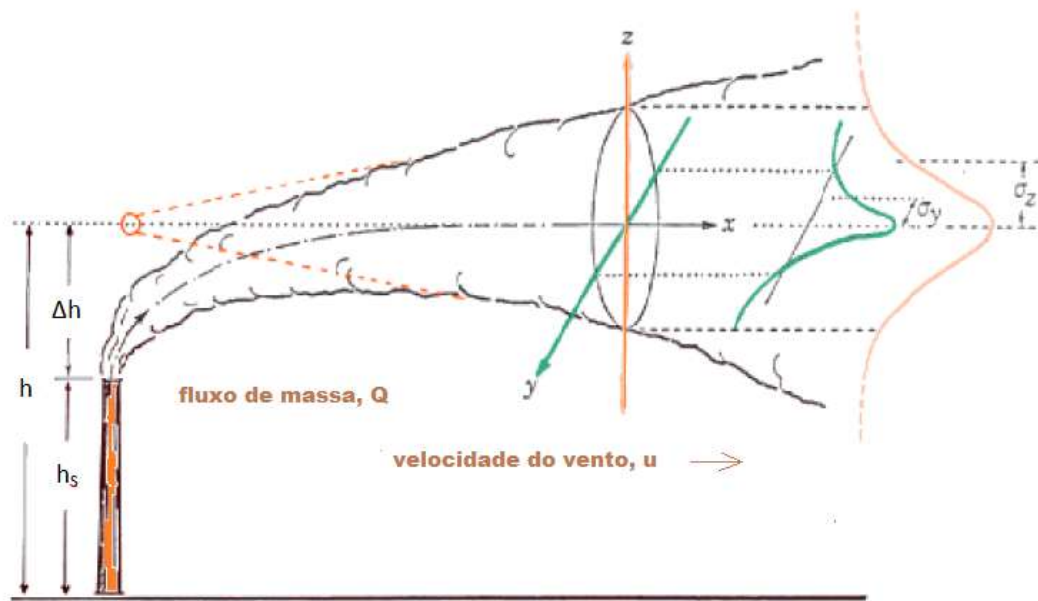
Fonte :FRANCO, 2005, f. 14

1.6.1 Comportamento de efluentes na atmosfera

O comportamento dos efluentes (a partir de instalação nuclear na forma gasosa ou de partículas) libertados para a atmosfera é mostrada na Figura 9. Os efluentes, quando liberados para a atmosfera, a partir de uma fonte de altura (h_s) e com uma temperatura mais elevada do que a ambiente ou com uma velocidade de saída finita, vão sofrer um aumento para cima definido como aumento da pluma (Δh), conforme mostrado na Figura 9.

O aumento da pluma (Δh) irá depender das condições de turbulência da atmosfera. Para uma condição instável ou neutra, a maioria dos modelos de dispersão calcula tanto a ascensão em virtude do empuxo quanto o momento. Para uma condição estável deve levar em conta o parâmetro estabilidade e a diferença das temperaturas das partículas na pluma com a temperatura do ar, no caso em que a temperatura das partículas é maior a pluma continua a se elevar.

Figura 2- Comportamento dos efluentes em um modelo de pluma gaussiana



Fonte: O autor, 2013, adaptado de FRANCO, 2005, f. 28.

O material é transportado pelo vento na direção predominante do fluxo de vento e, simultaneamente, difunde-se lateral e verticalmente devido à turbulência. A difusão é causada, principalmente, por vórtices atmosféricos. Os turbilhões variam em diferentes tamanhos consistentes com a ampla quantidade de dimensão de fluxo de movimento atmosférico. Vórtices menores do que o tamanho da pluma são os agentes da difusão, enquanto os vórtices, maiores do que o tamanho da pluma, realizam o transporte da pluma. Como a pluma viaja, os efluentes são sujeitos a esgotamento por processos de deposição úmida e seca. A deposição úmida é definida quando o material da pluma, abaixo da nuvem de precipitação, é eliminado pelas gotículas em queda ou quando a pluma se mistura com a nuvem, enquanto a chuva ocorre. A deposição seca sobre superfícies ocorre quando há deposição de efluentes na superfície por adsorção de gases, por impacto inercial e deposição gravitacional de partículas (aerossóis). Para cálculo das concentrações de radionuclídeos, em locais situados a sotavento da liberação, é importante conceber um modelo que considere todos os processos citados, para tal, um modelo conservativo, geralmente, é utilizado, em que se adota que a concentração do radionuclídeo no local de interesse (localização do receptor) é proporcional à concentração do ponto de liberação. Ou ainda,

$$C_A = \frac{P_p \cdot Q_i}{V} \quad (1.1)$$

Em que:

C_A é a concentração no ar ao nível do solo à distancia x ($Bq\ m^{-3}$)

Q_i é a taxa de descarga média do radionuclídeo i ($Bq\ s^{-1}$)

V é o fluxo volumétrico de ar da abertura ou chaminé no ponto de descarga ($m^3\ s^{-1}$)

P_p é a fração do tempo, em que o vento sopra no sentido do receptor (adimensional)

Para dispersões de liberações atmosféricas de longo prazo (*long term*), o modelo de pluma gaussiana se mostra adequado, tanto para descargas contínuas quanto para intermitentes. Este é um, entre outros, motivos pelo qual este modelo é bastante utilizado para avaliação radiológica em minas a céu aberto.

A concentração de efluentes na atmosfera diminui com a distância da fonte, conforme descrito acima. Ademais, quaisquer um ou mais dos seguintes processos (físicos ou químicos) podem diminuir a concentração do efluente durante a dispersão da pluma:

- a deposição seca: (remoção de gases e partículas via transferência direta da atmosfera para a superfície) (MASSAMBANI, 2006);
- a deposição úmida: (remoção de gases e partículas que são transportadas para a superfície via chuva, neve, neblina, etc.) (MASSAMBANI, 2006);
- decaimento radioativo: o período de tempo no qual o material radioativo permanece no ar depois de um acidente é relativamente curto e, assim, somente os radionuclídeos com meias-vidas menores que poucos dias decairão sensivelmente no intervalo de tempo de interesse; e
- as reações químicas (presença de oxigênio e de outros compostos em pequenas concentrações que podem atuar como reagentes e/ou catalisadores atribui a atmosfera uma característica reativa que se acentua pela presença de luz solar, como fonte de energia e promotora de reações (BAIRD, 2002; ROCHA *et al.*, 2009)

A deposição seca ocorre quando o efluente disperso entra em contacto com qualquer superfície. O processo de deposição seca sobre a superfície é governado pela sedimentação gravitacional, impactação, adsorção e movimento browniano. Para partículas de alta densidade ou tamanho grande ($> 15\ \mu m$), a deposição por sedimentação gravitacional é significativa. Para as partículas mais leves e / ou menores, os outros processos serão dominantes. A incorporação exata de todos esses efeitos individuais em um modelo é difícil e, portanto, apenas a parametrização bruta, em termos de velocidade de deposição é utilizada para estimar a deposição seca.

A deposição úmida pode ser tanto devido à lavagem da pluma, quando esta se encontra abaixo da nuvem de precipitação ou devido à liquefação de limpeza na nuvem quando o material da pluma se mistura com a nuvem.

O último processo (liquefação), embora menos comum, em termos de ocorrência, é mais eficiente na remoção do material efluente da nuvem. A deposição úmida é significativa para vapores solúveis e partículas e pode exceder em magnitude sobre a deposição seca de efluentes durante a precipitação. No entanto, durante longos períodos de tempo, em média, a deposição seca irá dominar, principalmente, em climas semiáridos.

Além desses processos, no caso de efluentes radioativos durante a dispersão da pluma, o decaimento radioativo precisa ser considerado, se a meia-vida radioativa é curta em comparação com o tempo de viagem da pluma até o receptor, isto irá causar uma redução significativa nos níveis de radioatividade do efluente. Por outro lado, um efluente radioativo com meia-vida longa sofrerá uma redução, na radioatividade do efluente, pouco significativa.

1.6.2 Fatores governantes da dispersão atmosférica

A dispersão é governada, basicamente, por dois fatores: (a) velocidade do vento e (b) a intensidade da turbulência. A dispersão da pluma também pode ser causada pelo deslocamento aleatório do vento. Concentrações de poluentes são medidas ao longo de um determinado período de tempo chamado de tempo médio, por exemplo, um tempo médio de uma hora. A mudança da direção do vento e da velocidade durante esse período implica em mais ou menos poluente soprado na direção do receptor. Como resultado, essas flutuações aleatórias podem causar a propagação da pluma sobre uma grande área a favor do vento a partir da fonte (COOPER; ALLEY, 2002).

A intensidade de turbulência é devida a duas causas diretas, sendo a turbulência mecânica, que é causada pela passagem do vento sobre a superfície irregular ou rugosa; e a turbulência térmica que é devida à energia térmica resultante do aquecimento solar da superfície da Terra. A turbulência mecânica será significativa quando a velocidade do vento, ao longo da superfície, for elevada e quando as características da rugosidade superficial forem grandes, diminuindo, assim, a influência da turbulência térmica (VENKATRAM, 2008). Prédios, árvores e outros obstáculos aumentam a turbulência mecânica porque esses obstáculos aumentam as forças horizontais que retardam o vento médio (VENKATRAM,

2008). A turbulência diurna é maior que a noturna pelo aquecimento nesse período do dia, enquanto os níveis de turbulência noturnos são muito baixos devido ao forte esfriamento da superfície da Terra em relação à camada de ar acima (COOPER; ALLEY, 2002). Nesse sentido, afirma-se que a turbulência atmosférica é a principal característica da Camada Limite Planetária (CLP) e que ela é a responsável pela resposta desta camada às mudanças relacionadas aos forçantes térmicos ou mecânicos, próximos à superfície (ALVES, 1996).

1.7 Dados básicos necessários para entrada em modelos

Os parâmetros básicos estimados em modelos de dispersão atmosférica podem ser resumidos como a estimativa da concentração do efluente em qualquer localização (g m^{-3} ou Bq m^{-3}) e/ou a estimativa da taxa de deposição ($\text{g m}^{-2}\text{s}$ ou $\text{Bq m}^{-2}\text{s}$). Para se chegar a essas estimativas são necessárias as seguintes informações:

- características da fonte, tais como taxa de liberação, composição do efluente, altura de lançamento e localização da liberação;
- características de liberação, como a temperatura do efluente, umidade e velocidade do vento ao nível do lançamento;
- características de dispersão, como a estabilidade atmosférica, velocidade do vento e direção, temperatura do ar, umidade e altura de mistura;
- características de deposição, tais como velocidade de deposição, a natureza do aerossol e intensidade de precipitação;
- características do terreno, como topografia, rugosidade da superfície e textura do solo;
- informações específicas, como o tempo médio utilizado para valores médios de parâmetros, a duração da liberação pela fonte etc.

Enquanto alguns modelos complexos podem exigir mais parâmetros para entrada, as informações acima abrangem adequadamente requisitos dos modelos mais simples em uso mais amplo.

Muitos modelos têm sido desenvolvidos nos últimos anos (AERB/SG/S-52, 2008; US DOE, 1984; CROM, EU, 1995; PC-CREAM, SIMMONDS *et al.*, 1995; GENII, EPA, 1999), cada um dos quais é específico para um conjunto de condições de fluxo ou de terreno.

Modelos variam em complexidade, desde modelos simples de caixa até modelos mais complexos que envolvem soluções numéricas de conjunto completo de equações de fluxo.

A escolha de um modelo para determinada situação também é determinada pelas considerações dos requisitos de saída, tais como precisão, capacidade computacional e tempo.

Estudo de dispersão em um determinado sítio envolve: (a) seleção de um modelo básico adequado para aplicação de uma dispersão em particular; e (b) a seleção de um método de avaliação dos parâmetros de entrada necessários para o modelo selecionado.

A seleção dos parâmetros meteorológicos e o modelo de dispersão adequado dependem das características do local sobre influência da instalação (McELROY, 1969). Tal seleção está fundamentada em rigoroso exame do local e das características das fontes de matérias radioativas que são importantes para a dispersão.

Ademais, o principal objetivo dos modelos de simulação de dispersão atmosférica é avaliar a concentração de radionuclídeos na atmosfera como uma função do tempo e/ou espaço, bem como a dose equivalente resultante da exposição humana a esses poluentes. A avaliação pode ser estendida à contaminação do solo devido à deposição dessas substâncias.

1.8 MILDOS-AREA (Modelo de pluma gaussiana)

As técnicas de dispersão atmosférica incorporadas no MILDOS-AREA consistem de um modelo de dispersão de pluma gaussiana com algumas modificações visando a incluir deposição no solo, ressuspensão e decaimento radioativo e crescimento de descendentes radioativos. O modelo é projetado para prever ao nível do solo a concentração no ar e contaminação de superfícies, resultantes da liberação contínua na atmosfera de urânio-238 e seus produtos de decaimento a partir de lançamentos de fontes pontuais ou fontes áreas.

Dispersão atmosférica dos materiais radioativos ocorre pelos processos de transporte e de difusão turbulenta. Metodologias para estimar concentrações de materiais em suspensão transportados diretamente de uma fonte pontual a um receptor foram delineadas por Pasquill (1974) e Haugen (1975). Para uma difusão longa em condições de estacionária e homogênea, o transporte randômico de um poluente estável pode ser estabelecido na forma da equação diferencial Fickiana sob o teorema do limite central de estatísticas (BATCHELOR, 1949; CRAMER, 1958; BARAD 1959).

A concentração média da pluma para uma simples dispersão instantânea ao nível do solo, assumindo a difusão independente nas direções das coordenadas cartesianas (x, y, z) é descrita pela (Equação 1.2) abaixo:

$$\chi(x, y, z, i, j, s) = \frac{Q(i, j, s) 2\pi^{-3/2}}{(\sigma_x \sigma_y \sigma_z)} \exp \left\{ - \left[\frac{(x - \bar{u}t)^2}{2\sigma_x^2} + \frac{y^2}{2\sigma_y^2} + \frac{z^2}{2\sigma_z^2} \right] \right\} \quad (1.2)$$

Em que:

χ é a concentração do poluente gasoso estável i localizado em (x,y,z) em relação a uma fonte de emissão j localizada nas coordenadas (0,0,0);

$Q(i, j)$ é a atividade da fonte, em curie;

$\sigma_x^2, \sigma_y^2, \sigma_z^2$ são as variações da distribuições da pluma nas direções (x, y, z); e

\bar{u} é a velocidade média do vento para uma difusão na direção x em um período de tempo t até atingir a posição (x, 0,0).

A concentração de radioatividade a partir da liberação de uma fonte ao nível do solo, a uma taxa de atividade contínua de Q (Ci s⁻¹) situado em (0,0,0) é dada pela (Equação 1.3), abaixo:

$$\chi(x, y, z, i, j, s) = \frac{Q(i, j, s)}{2\pi\sigma_y\sigma_z\bar{u}} \exp \left\{ - \left(\frac{y^2}{2\sigma_y^2} + \frac{z^2}{2\sigma_z^2} \right) \right\} \quad (1.3)$$

A difusão ao longo da direção x é praticamente desprezível em comparação com o transporte eólico. As variações nas distribuições da pluma, σ_y^2 e σ_z^2 , são apenas funções de x. Para uma fonte de descarga não localizada ao nível do solo, mas em uma elevação h (j), a correção para ressuspensão resulta em:

$$\chi(x, y, z, i, j, s) = \frac{Q(i, j, h, s)}{2\pi\sigma_y\sigma_z\bar{u}} \exp \left(- \frac{y^2}{2\sigma_y^2} \right) x \left\{ \exp \left[- \frac{[z - h(h)]^2}{2\sigma_z^2} \right] + \exp \left[- \frac{[z + h(h)]^2}{2\sigma_z^2} \right] \right\} \quad (1.4)$$

Para um receptor localizado em (x,y,0), por exemplo, para concentração ao nível do solo, a equação anterior é simplificada para :

$$\chi(x, y, z, i, j, s) = \frac{Q(i, j, (h), s)}{\pi\sigma_y\sigma_z\bar{u}} \exp \left[- \left(\frac{y^2}{2\sigma_y^2} + \frac{h^2(h)}{2\sigma_z^2} \right) \right] \quad (1.5)$$

A dispersão atmosférica de poluentes no MILDOS-AREA é modelada usando o modelo de dispersão gaussiano integrado (Equação 1.5), em linha reta, na direção do vento. A concentração de ar ao nível do solo para um receptor na direção do vento a uma distância x e outro na direção oposta ao vento y para um poluente i de uma fonte j é dada pela (Equação 1.6), abaixo:

$$\chi(x, y, i, j, s) = \frac{Q(i, j, y, s)}{\sqrt{\pi/2} \sigma_z \bar{u} (\pi x / 8)} \exp\left(-\frac{h^2}{2 \sigma_z^2}\right) \quad (1.6)$$

Em que:

$\chi(x, y, i, j, s)$ → concentração ao nível do solo, Ci m^{-3} ;

x → distância na direção do vento, m;

y → distancia na direção contrária ao vento, m;

i → poluente i ;

j → fonte j ;

s → tamanho da partícula;

$Q(i, j, y, s)$ → taxa de emissão, Ci s^{-1} ;

σ_z → desvio padrão da concentração na direção vertical, m;

\bar{u} → velocidade média do vento, m s^{-1} ;

h → altura efetiva do centro da pluma, m;

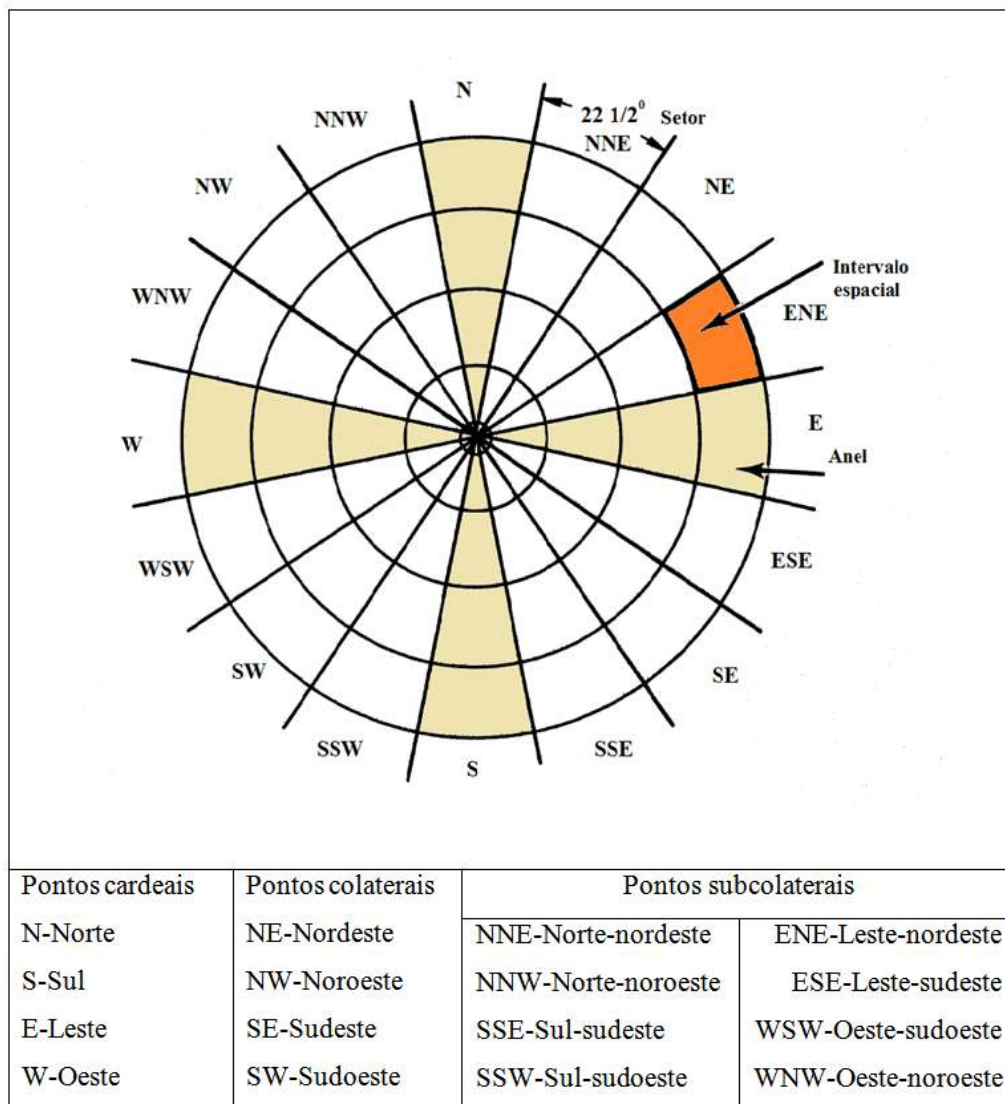
$\pi x / 8$ → largura do setor para a distância x , m.

Um problema prático associado à avaliação do impacto radiológico de uma unidade de mineração e processamento de urânio é a estimativa da concentração média de um poluente durante um longo período de tempo, por exemplo, um ano. Visto que a velocidade e direção do vento irão variar durante este período, a concentração média deve ser normalizada pela distribuição da velocidade do vento conjuntamente com frequência da direção. O perfil de concentração na direção y é assumido ser uniformemente distribuído ao longo de um setor. No entanto, em um curto período de tempo, a concentração vai mudar como resultado de mudanças na direção do vento ou intensidade.

Todos os modelos de dispersão exigem a especificação das coordenadas na direção do vento a partir de uma fonte, em que as concentrações ao nível do solo poderão ser avaliadas. A grade de receptores pode ser cartesiana ou polar, espaçadas desigual ou uniformemente (STRENGE; BANDER, 1981).

No caso do MILDOS-AREA, a área considerada é representada por um círculo, dividido em doze intervalos concêntricos com raios de até 80 km e dezesseis intervalos angulares iguais (setores), nos quais o vento sopra com uma determinada velocidade, afetando distintamente a população concentrada em cada setor. A divisão adotada no modelo para simular o transporte atmosférico em cada direção (N, NNE, NE, ENE, E, ESE, SE, SSE, S, SSW, SW, WSW, W, WNW, NW, NNW) (Figura 10) são as direções das rosas dos ventos. O centro da área de moagem e britagem da instalação será o centro da grade formada de coordenadas UTM (792307N e 8468895E). Fontes e receptores são definidos em relação a este centro com o leste representando a abscissa positiva e, o norte, pela ordenada positiva (Figura 10). A elevação com referência ao centro de moagem e britagem também é definida (STRENGE; BANDER, 1981).

Figura 10 - Malha de distribuição dos receptores para MILDOS-AREA



Fonte: O autor, 2014 adaptada de STRENGE e BANDER, 1981, p.58

1.8.1 Aumento da pluma

Comentou-se o item 2.6.1, e este foi definido e forma que, Figura 9, a altura efetiva H da chaminé é obtida pela soma da altura da chaminé (h) com a altura da elevação da pluma (Δh). Após alcançar a altura máxima da chaminé, a elevação da pluma segue a trajetória na direção do vento, ocorrendo dessa forma ao longo do percurso a dispersão da pluma.

Para qualquer lançamento na atmosfera, as condições climatológicas representam o fator fundamental na dispersão do poluente, pois é ela que irá definir os dois componentes principais: a componente vertical, comandada pela turbulência gerada pelo gradiente térmico entre as camadas da baixa atmosfera e, a componente horizontal, em que o vento é o principal agente de transporte e mistura.

A altura efetiva da pluma no modelo MILDOS-AREA leva em conta o aumento da pluma devido ao movimento violento e súbito do efluente por meio de uma fonte e também do movimento vertical devido à sedimentação de partículas. O aumento da pluma devido ao movimento ímpeto do efluente foi baseado no modelo de HOLLAND (1953 *apud* STRENGE, D.L & BANDER, T.J. 1981).

$$h_m = 1.5 \frac{VD}{\bar{u}} \quad (1.7)$$

Em que:

V é a velocidade de saída do efluente, m.s^{-1} ;

D é o diâmetro interno da chaminé, m;

\bar{u} é a velocidade média do vento, m.s^{-1} .

1.8.2 Fontes

De maneira geral, quando um modelo utiliza a matemática como ferramenta para simular uma situação real, aproximam situações físicas que representam a liberação do poluente para a atmosfera. Estas aproximações físicas são classificadas como tipos de fontes, que terão características especificadas pelo usuário, embora o próprio modelo vá descrever as características das fontes que estão sendo modeladas.

Existem, basicamente, quatro tipos de fontes utilizadas pelos modelos de dispersão: fonte pontual, fonte área, fonte linha e fonte volume.

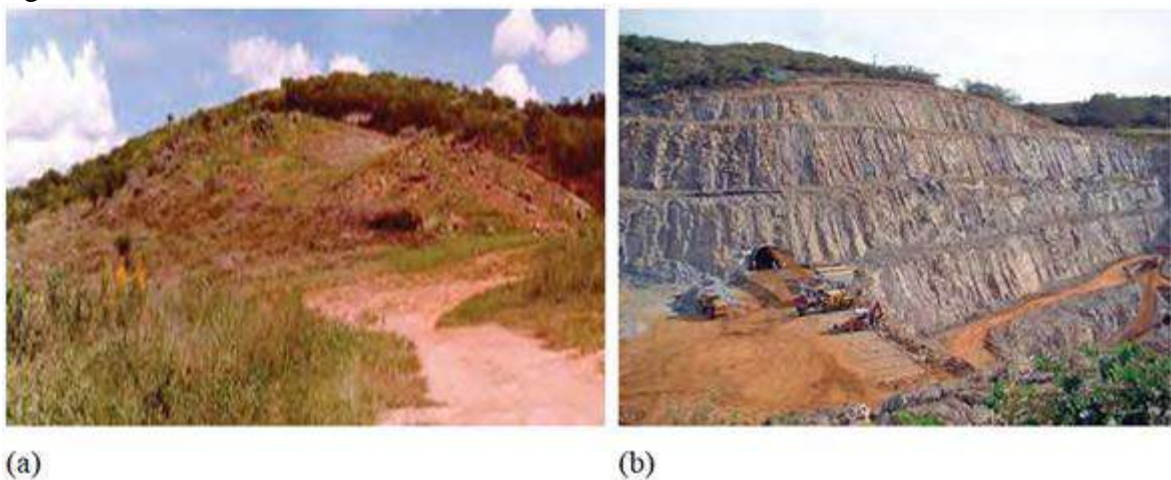
2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

2.1 Província Uranífera de Lagoa Real

Os avanços das técnicas de prospecção geológica fizeram com que novas reservas de urânio fossem descobertas no Brasil na década de 90, impulsionada pelo término da exploração no município de Caldas, em Minas Gerais, e pela demanda de abastecimento de Angra I e aplicação desse recurso natural em programas de desenvolvimentos tecnológicos (INB, 2014).

Neste contexto, surge a Província Uranífera de Lagoa Real, localizada na Fazenda Cachoeira, a mina se situa no centro-sul do Estado da Bahia, em uma área de 4.600 km², e já conta com uma lavra subterrânea, com o emboque de acesso no *pit* da mina a céu aberto, cota 860 m. A Figura 11 (a e b) mostra a mina Cachoeira antes do início da extração e em uma situação após extração. A exploração de urânio em Caetité teve início em 1998 em uma área em que existe uma reserva de 100.000 toneladas do minério, a exploração e beneficiamento do urânio no Brasil é a cargo da Indústrias Nucleares do Brasil (INB) que é uma empresa brasileira de economia mista, vinculada à Comissão Nacional de Energia Nuclear - (CNEN) e subordinada ao Ministério da Ciência e Tecnologia (INB, 2014).

Figura 11 - Mina Cachoeira



Legenda: (a)- antes do início da extração e (b)- após extração mostrando o emboque da lavra subterrânea.
Fonte: (a): REVISTA MINÉRIOS & MINERALES, 2014; (b): O autor, 2013.

2.2 Breve histórico da Província Uranífera de Lagoa Real

A Província Uranífera de Lagoa Real é a mais importante dentre as monometálicas existentes em território brasileiro. A descoberta dos depósitos na região foi em decorrência da prospecção sistemática de urânio executada na região do Espinhaço Setentrional, na porção central do Cráton do São Francisco e, em 1971, em virtude da existência de mineralizações uraníferas associadas aos metaconglomerados (oligomíticos) do Quadrilátero Ferrífero, a Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) executou um levantamento autoportado na região para investigar o potencial uranífero das formações conglomeráticas. Foram ao todo 5.773 km de perfis radiogeológicos efetivados, em que quatro anomalias de relativa significância, sendo duas em metaconglomerados da Formação Tombador (Espinhaço Setentrional – Chapada Diamantina) e duas relacionadas ao Complexo Cristalino foram localizadas. (REVISTA MINÉRIOS & MINERALES, 2014)

A extinta Nuclebrás responsável, na época, pela exploração, contratou entre 1974 e 1977 a Geofoto para a execução do levantamento aerogeofísico do Espinhaço Setentrional, efetuado ao norte do paralelo 14°00', cobrindo cerca de 60.000 km² em linhas de voo espaçadas em 4 km, totalizando 18.354 km de perfis lineares, e também para a realização do levantamento aerogeofísico de Diamantina, em uma área de 145.000 km² ao sul do paralelo 14°00', em linhas de voo distantes em 2 km, perfazendo 78.000 km de perfis.

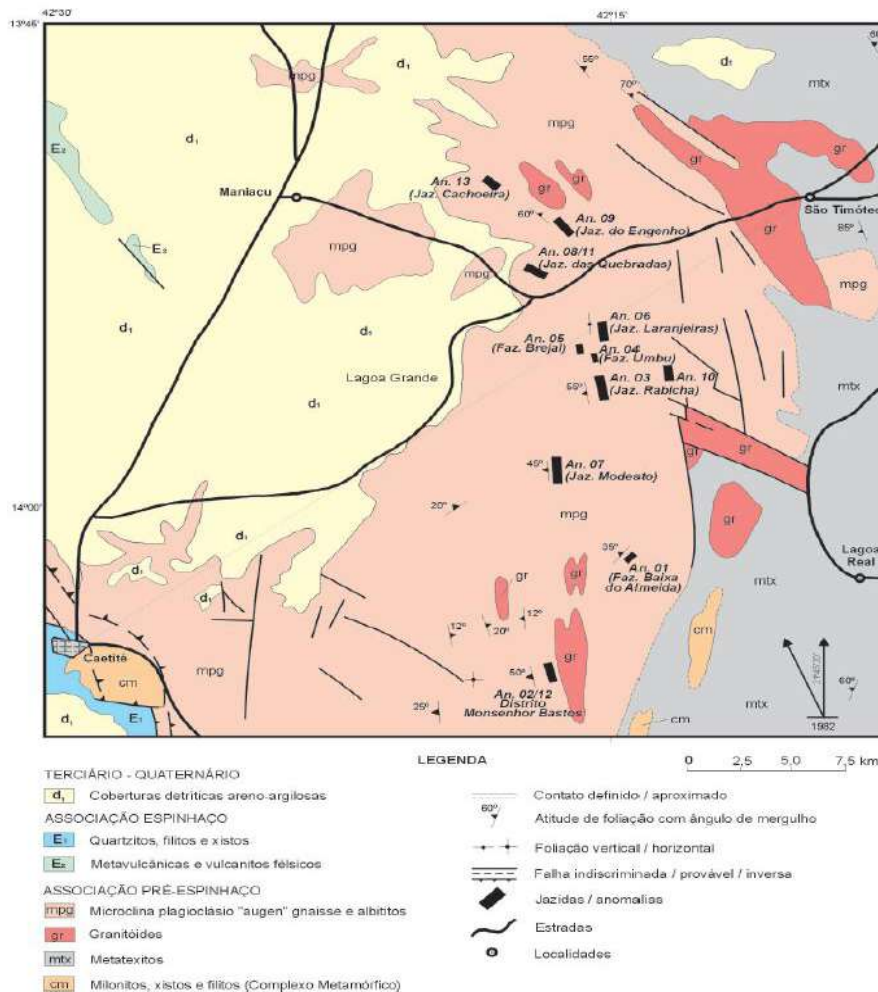
Essas análises aéreas detectaram em junho de 1977 uma anomalia com forte contribuição no canal de urânio, 50 vezes acima do normal, nas proximidades do distrito de Lagoa Real. A Nuclebrás, através de seu corpo técnico, comprovou no terreno a existência de uma anomalia densamente uranífera, com mineralização secundária visível (uranofano), exibindo radioatividade superior a 15.000 cps e encaixada em diatexitos. Três meses depois, a estatal foi informada da existência de outra anomalia ao sul do paralelo 14°00', 7 km a sudoeste da primeira, sendo as duas futuramente denominadas de Lagoa Real nº 1 (LR-1) e Lagoa Real nº 2 (LR-2) (REVISTA MINÉRIOS & MINERALES, 2014)

Em função do potencial uranífero, a estatal fez mais análises sobre as principais anomalias e, em relatório, foi mencionada a existência de uma anomalia com 3 km de comprimento por 20 m de largura, apresentando radioatividade entre 5.000 e 15.000 cps (SPP-2), exibindo mineralização secundária de urânio (uranofano), associada à rocha plutônica alcalina. Foi, então, verificada que essa anomalia era constituída por depósitos intermitentes e, devido ao caráter lenticular e descontínuo apresentado pelos corpos de

minério, ela foi subdividida em duas, passando a receber as denominações LR-3 (jazida da Rabicha) e LR-6 (jazida Laranjeiras). Concomitantemente a essa verificação, foram descobertas na mesma região, por meio do levantamento radiométrico autoportado, as anomalias LR-4 e LR-5, além de mais duas, a LR-7 e a LR-8. Nessa época, as rochas hospedeiras da mineralização uranífera foram denominadas de albitos, em analogia àqueles existentes na plataforma Rússia-Casaquistão (REVISTA MINÉRIOS & MINERALES, 2014).

Em março de 1978 foi implantado o Projeto Lagoa Real, com sede em Caetité (BA), para avaliação das anomalias descobertas. Em 1978, vinculado à Divisão de Pesquisa do Escritório Regional de Belo Horizonte, deu-se início ao Projeto Lagoa Real com sondagens testemunhadas buscando definir a geometria dos corpos mineralizados em urânio, realizando o trabalho que detectou as anomalias 9, 10, 11 e 12. Na Figura 12 são mostradas as localizações dessas anomalias e jazidas (REVISTA MINÉRIOS & MINERALES, 2014).

Figura 3- Província Uranífera de Lagoa Real. Mapa geológico com a localização de jazidas e anomalias. Projeto Lagoa Real, JazidaCachoeira.



Fonte: GOMES *et al*, 2003.

A verificação desse levantamento e o do Urandi, com a realização do Projeto São Timóteo / Urandi, mostrou a existência de 18 anomalias, que apresentaram contextos radiológicos semelhantes ao Projeto Lagoa Real (perfazendo o total de 30). Dentre essas, destacou-se a de São Timóteo nº 41 (ST-41), que, devido às suas características, foi de imediato incorporada ao projeto, recebendo a numeração Lagoa Real nº 13 (LR-13), hoje Jazida Cachoeira.

Em julho de 1980 foram iniciados os trabalhos de avaliação de indícios e de sondagem de cubagem, que mostraram se tratar de mineralização de urânio de alto teor, fácil tratamento e de ótimas perspectivas econômicas.

Futuramente, mais quatro anomalias com as mesmas características litológicas foram detectadas, elevando para 34 o número de anomalias que constituem a Província Uranífera de Lagoa Real e estão todas localizadas em um polígono que se estende por meio dos municípios de Caetité e de Lagoa Real. Desses depósitos, 12 têm urânio de alto teor (2.500 ppm em U_3O_8) e sete desses evoluíram para a categoria de jazida.

Com o encerramento da exploração de urânio no Complexo Minerário-Industrial do Planalto de Poços de Caldas (MG), as Indústrias Nucleares do Brasil em parceria com a CNEN, iniciaram um projeto piloto na região de Lagoa Real visando à instalação de uma unidade de concentrado de urânio (URA), naquela região.

2.3 Unidade de Concentrado de Urânio (URA)

A Unidade de Concentrado de Urânio (URA) é responsável, atualmente, por toda produção nacional de urânio, dentre as principais atividades da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) estão a pesquisa, a lavra e os beneficiamentos físicos e químicos do minério até a produção. A Unidade de Concentrado de Urânio (URA) entrou em funcionamento efetivo em 1999 no município de Caetité, criando novas perspectivas em uma região distante do único centro industrial consumidor de urânio, ou seja, o complexo formado pelas usinas nucleares de Angra 1, 2 e futuramente Angra 3.

A unidade é constituída por uma mina a céu aberto e uma mina subterrânea, ainda inoperante, localizada na Fazenda Cachoeira, áreas para tratamento físico do minério, usina de tratamento químico, instalações administrativas, áreas de depósitos de estéreis e bacias de decantação de despejos de processo. A (Figura 13) ilustra o arranjo geral da Unidade de

Concentrado de Urânio. A Unidade de Concentrado de Urânio (URA) é um empreendimento minero-industrial modular, com o objetivo de promover o aproveitamento do urânio nas 36 ocorrências de anomalias que, atualmente, compõem a reserva do minério de urânio da região.

A INB utiliza, por razões operacionais e econômicas, lavras a céu aberto, principalmente, nos primeiros anos de produção, necessitando, evidentemente, que o modelo geométrico-estrutural do corpo mineralizado seja compatível com esse método de extração.

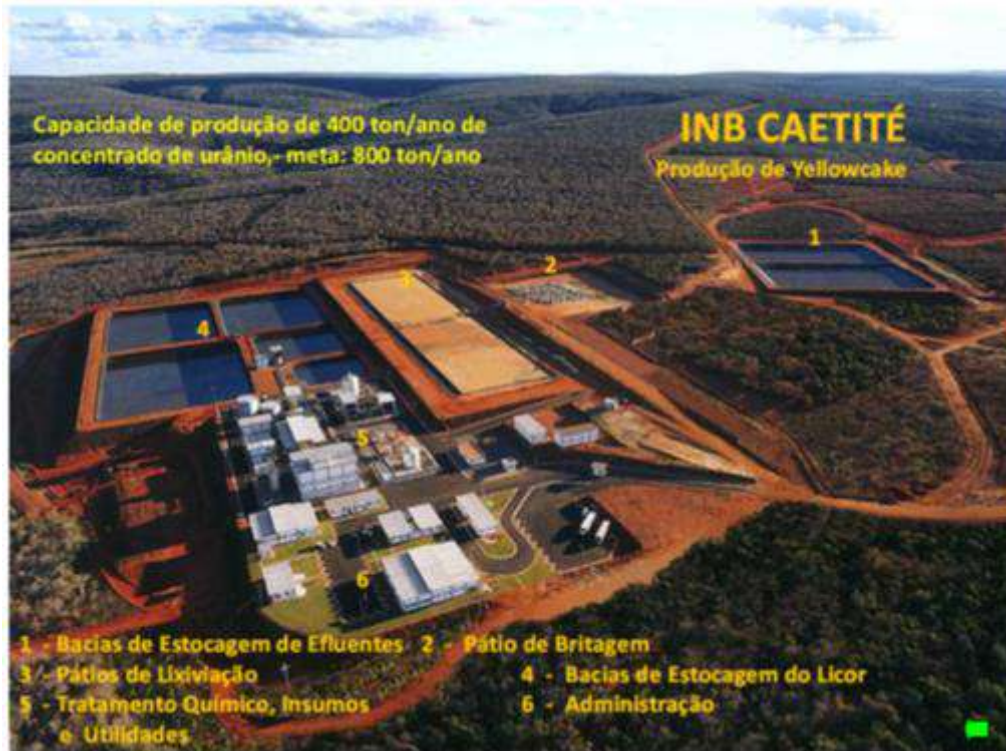
Os depósitos na região apresentam configurações filonianas, de pequenas a médias espessuras, contendo concentrações uraníferas consideradas elevadas e somente os jazimentos de Cachoeira e das Quebradas apresentam, nas suas partes mais superficiais, até cerca de 80 m de profundidade, volumes mineralizados de geometria tal que permite a lavra em cava. O maior teor está realmente na jazida Cachoeira (3.350 ppm em U_3O_8), que armazena a maior reserva entre os 38 depósitos distintos e 17 sondados, sendo que oito são considerados jazidas.

O processo atual de beneficiamento do minério de urânio é o de lixiviação em pilhas (estática). Depois de britado, o minério é disposto em pilhas e irrigado com solução de ácido sulfúrico para a retirada do urânio nele contido.

O processo de beneficiamento do minério de urânio de lixiviação em pilhas dispensa as fases de moagem, lixiviação dinâmica e filtração, permitindo, além de substancial redução nos investimentos, uma operação a custos menores em face do reduzido número de equipamentos e unidades operacionais envolvidas. Se comparada à técnica de lixiviação agitada convencional, apresenta imensas vantagens na demanda de infraestrutura e impacto ambiental. A concentração do urânio será realizada pelo processo de extração por solventes orgânicos.

No aspecto ambiental, a ausência de rejeitos sólidos finos evita a necessidade de barragens para sua contenção e diminui a utilização de insumos químicos, minimizando os impactos. No projeto, destaca-se a utilização de bacias com drenagem subaérea que promovem a reciclagem da fase líquida dos efluentes ao processo, garantindo a ausência de liberação desta para o meio ambiente.

Figura 4- Unidade de Concentrado de Urânio – URA – Vista aérea



Fonte: FILHO *et al.* 2011.

2.4 Aspectos fisiográficos

Os aspectos fisiográficos são de suma importância para a efetivação de qualquer modelagem computacional, em especial, a modelagem da dispersão atmosférica. Nesta seção faz-se uma descrição dos aspectos fisiográficos da área de estudo que incluíram as características climáticas, geomorfológicas, hidrográficas, biológicas (vegetação) e pedológicas observadas na área de estudo. Estas características se constituem informações de grande importância no auxílio à interpretação dos resultados obtidos neste trabalho, visto que as condições de escolha do programa computacional ocorrem em função das mesmas, para que os resultados das simulações sejam coerentes com os aspectos fisiográficos da região em estudo e representa uma modelagem bem próxima a realidade.

2.4.1 Clima

Segundo Nimer (1977), a região de Lagoa Real apresenta o clima tropical quente e semiúmido, com duas estações distintas: a época de seca, que ocorre de maio a setembro; e a úmida, de outubro a abril, período quando ocorrem 80% das chuvas. A temperatura média anual da região é de 22 °C, com temperatura mínima mensal de 18 °C e máxima de 25 °C. A precipitação média anual é de aproximadamente 800 mm, com duas estações bem definidas: a estação seca, de maio a setembro e uma estação úmida, de outubro a abril, período em que ocorrem 80% das chuvas. A temperatura média do mês de Fevereiro, o mês mais quente do ano, é de 23 °C, sendo 19.5 °C a temperatura média de Julho. É a temperatura média mais baixa de todo o ano. O mês mais seco tem uma diferença de precipitação 178 mm em relação ao mês mais chuvoso. As temperaturas médias, durante o ano, variam 3.5 °C. A direção predominante dos ventos é a sudeste.

2.4.2 Relevo

A região de estudo se encontra na porção central do cráton do São Francisco, denominada Serra Geral do Espinhaço ou Espinhaço Setentrional. Influência, ainda, na composição do relevo parte da Chapada Diamantina e depressões periféricas (área deprimida que aparece na zona de contato entre terrenos sedimentares e o embasamento cristalino) e interplanálticas (área de altitude mais baixa em relação à dos planaltos que a circundam). A altitude média dos municípios da região é de 635 m que variam de 750 a 1100 m acima do nível do mar, sendo o relevo colinoso, modelado pela ação erosiva dos rios São João e Paramirim, que progressivamente avançam sobre o platô de Maniaçu (SEI, 2011).

A cobertura vegetal predominante é secundária, havendo um revezamento entre antigas pastagens e culturas de subsistências. As baixadas aluvionares ocupam as calhas dos vales e planícies de inundação das principais drenagens da região e são preenchidas por sedimentos aluvio-coluvionares, de composição areno-argilosa de granulometria fina a média (SEI, 2011).

2.4.3 Hidrografia

A área é drenada pelo riacho das Vacas, tributário do alto curso do Riacho Fundo, englobando na margem direita as sub-bacias dos córregos Gameleira, Cachoeira e do Engenho e na esquerda o córrego Varginha, pertencentes a bacia hidrográfica do rio das Contas. Todos se caracterizam por regime temporário, seco no inverno e torrencial na estação chuvosa. O padrão de drenagem é de forma geral dendrítico e com densidade variável (PIMENTEL, 1994).

A região está relacionada ao conjunto de planaltos que constituem o divisor de águas da bacia hidrográfica de São Francisco, situada a uma dezena de quilômetros a oeste das jazidas, e os rios pertencentes a bacia do rio das Contas, que flui de leste em direção ao oceano Atlântico (PIMENTEL, 1994).

2.4.4 Vegetação

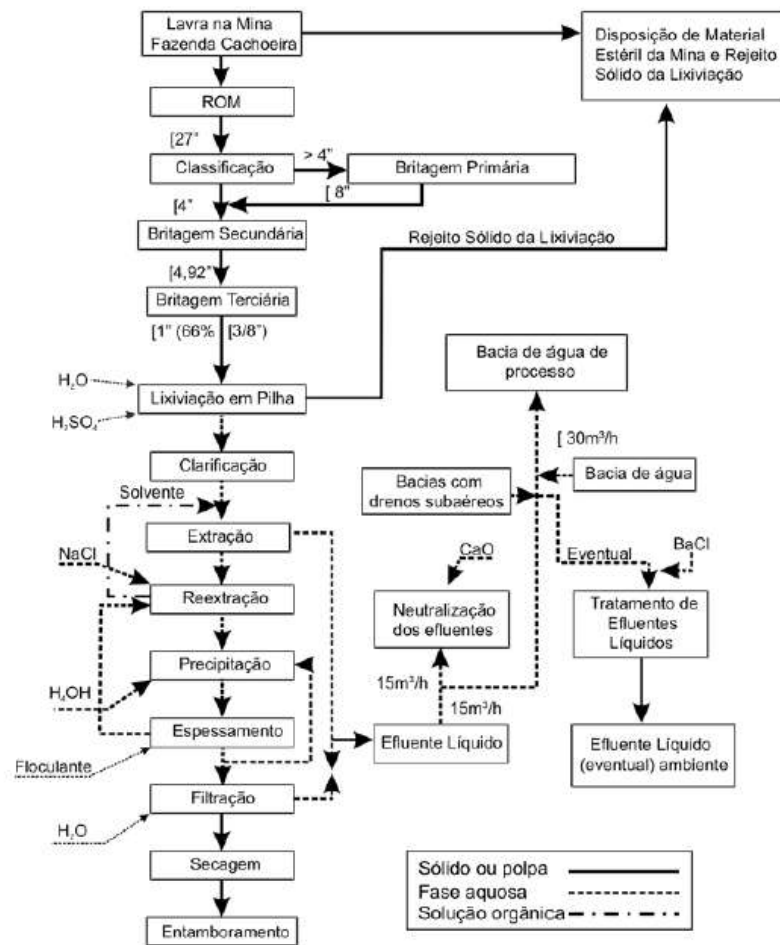
A vegetação dominante é do tipo caatinga, sendo que nos pontos mais elevados ocorre cerrado denso, de natureza semiagreste e de porte médio, dentre os tipos de árvores mais comuns são: baraúna, angico-vermelho, aroeira-do-sertão, casca-fina, juazeiro, barriguda, pau-ferro, peroba, umburana-macho, figueira, quixabeira, carobinha, sibipiruna, cássia, chuva-de-ouro, dentre outras (IBGE, 2011).

2.5 **Processo operacional para obtenção do “yellow-cake”**

A Unidade de Concentrado de Urânio (URA) tem como atividades principais a extração de urânio e a produção de Diuranato de Amônio (DUA), conhecido como “yellow-cake”. As fases que compõem o conjunto de atividades passam pela pesquisa, lavra e beneficiamento de minérios de urânio.

A Figura 14 apresenta todas as fases operacionais do complexo até a obtenção do "yellow-cake" e seu posterior entamboramento.

Figura 5 - Fluxograma do processo de produção de concentrado de urânio na URA.



Fonte: INB, 2004.

O processo operacional pode ser, resumidamente, descrito pelas principais etapas:

- Britagem;
- Lixiviação em pilha;
- Clarificação do licor;
- Extração e reextração de urânio;
- Precipitação, filtração e secagem do diuranato de amônio (DUA).

A Britagem é considerada o primeiro processo de fragmentação, e também o mais importante, segundo os especialistas, pois é responsável por boa parte do que se entende por beneficiamento mineral.

Na Unidade de Concentrado de Urânio (URA) a britagem consiste de uma unidade de britagem primária, secundária, terciária, demais componentes do circuito de britagem e pátios, em que se promove a lixiviação ácida em pilhas.

Após o minério ser extraído da mina, os blocos são encaminhados ao britador para que sejam reduzidos a uma granulometria conveniente para alimentação dos moinhos conforme mostrado na Figura 6.

Figura 6 - Britagem primária

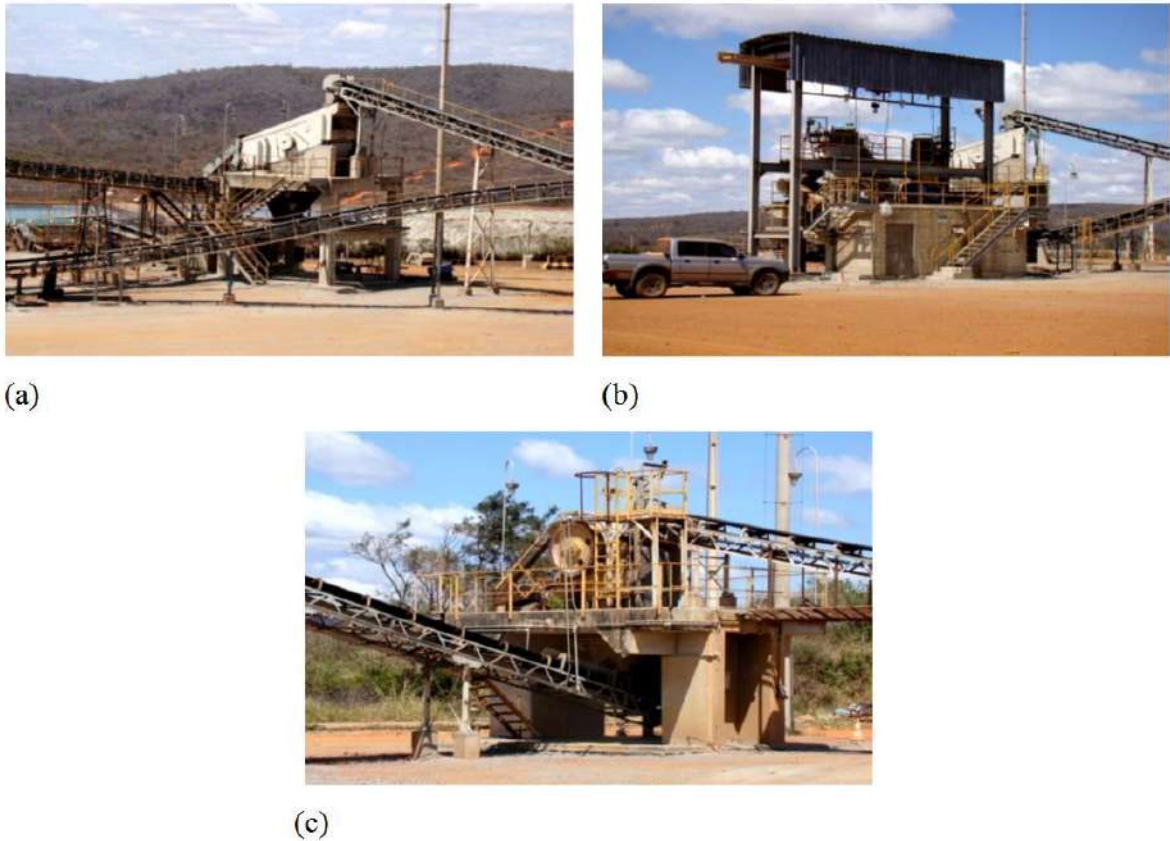


Legenda: (a) – início do processo de britagem; (b), (c) e (d) – formação de pilhas de minério britado para alimentação dos moinhos.

Fonte: O autor, 2013.

Dentro do processo de cominuição de minérios, a britagem é responsável, entre outras coisas, pelo tamanho e pela forma dos fragmentos de minério, tendo os processos divididos em secundário, terciário e quaternário, sendo que este último é mais utilizado para produzir areia. As dimensões dos blocos vindos da mina, minério bruto (ROM) irá definir qual britador deverá ser utilizado no primeiro processo de britagem. Caso a granulometria desejada não seja atingida no primeiro processo (britador primário), o material resultante desta primeira britagem é encaminhado ao britador secundário, terciário ou quaternário, em que geralmente a granulometria desejada é alcançada (Figura 16).

Figura 7 - Processos de cominuição do minério.



Legenda: (a) – britagem secundária; (b) – britagem terciária e (c) – britagem quaternária.
 Fonte: o autor, 2013.

A lixiviação em pilha é formada pelo descarregamento do tambor rotativo sobre um conjunto de correias transportadoras móveis, que alimentam um “stacker”, o qual descarrega o minério aglomerado formando a pilha em pátio impermeabilizado com mantas de PEAD, objetivando uma impermeabilização eficaz.

O projeto básico da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) tinha uma produção estimada em torno de $180.000 \text{ t ano}^{-1}$ de urânio com teor médio de 0,29% de U_3O_8 após extração por solvente, nos quais se estima uma eficiência de 70%, existindo uma parcela remanescente de urânio (agregado minério exaurido) a que será disponibilizada para serem disposta de forma consorciada com o estéril da mina. A área do depósito de rejeitos e instalações de apoio ocupam uma área com cerca de 95 ha constituindo-se uma das principais fontes de radônio da instalação.

Figura 17 - Formação da pilha no pátio de lixiviação



(a)

(b)

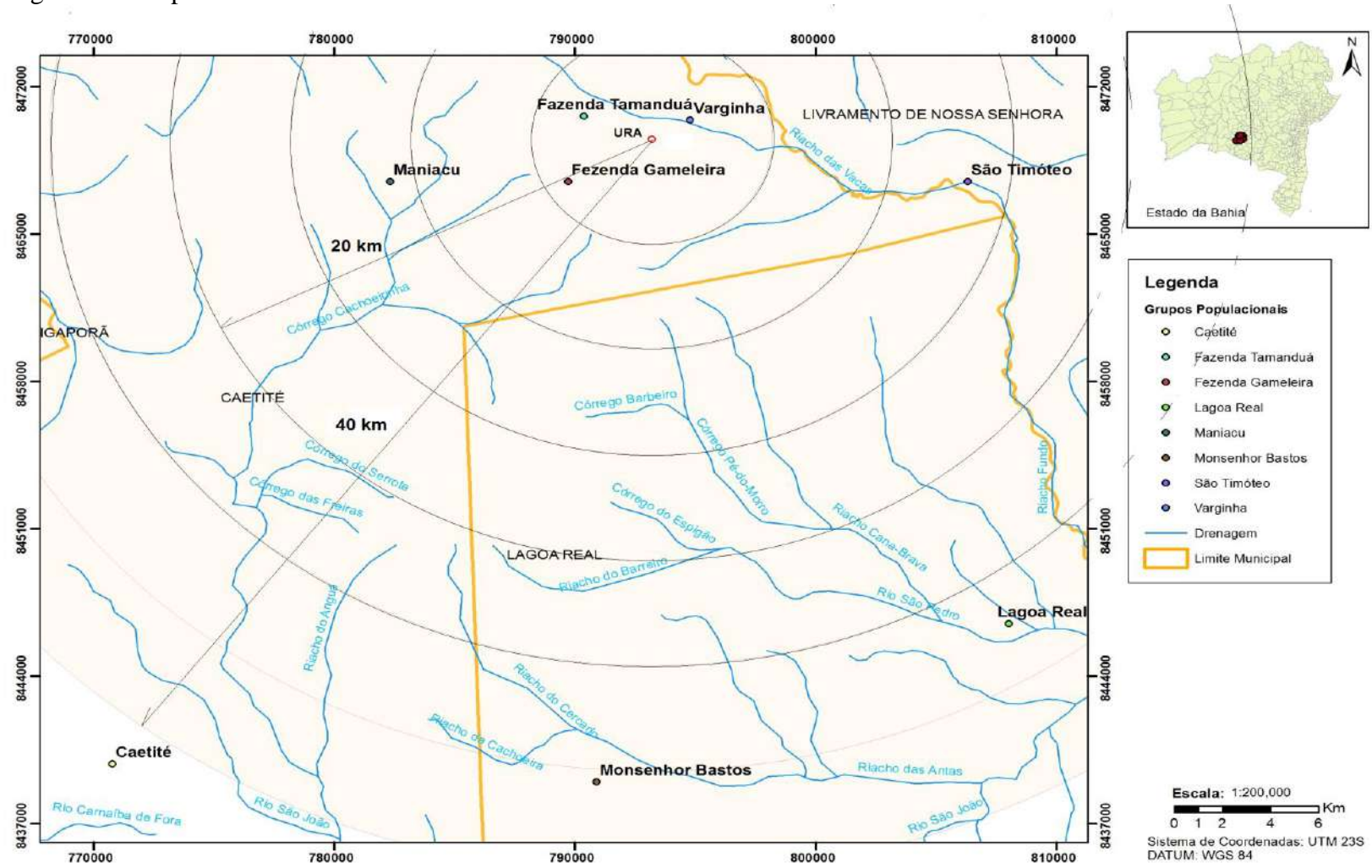
Legenda: (a) – formação de pilha de lixiviação por deposição; (b) – pilha formada.
Fonte: O autor, 2013.

A pilha de minério é submetida a três lavagens sucessivas, sendo a primeira chamada de lixiviação é feita com solução de ácido sulfúrico (H_2SO_4) a 25 gL^{-1} na relação de $0,6 \text{ m}^3\text{t}^{-1}$ de minério irrigada por tubos gotejadores a uma taxa de $30 \text{ Lh}^{-1}\text{m}^{-2}$. A segunda lavagem, também com solução de ácido sulfúrico (H_2SO_4) a 5 gL^{-1} na relação de $0,3 \text{ m}^3\text{t}^{-1}$ com a mesma taxa de percolação. A terceira lavagem é realizada com água, na relação de $0,3 \text{ m}^3\text{t}^{-1}$ mantendo-se a taxa de percolação.

A instalação de beneficiamento químico consiste de um pátio de lixiviação e várias bacias escavadas em terreno natural. Os licores gerados são recolhidos nas bacias, em que ocorrem trocas entre elas visando a mistura do licor.

A clarificação do licor de urânio é realizada durante a primeira e a segunda lavagem em que é adicionado na canaleta de transferência do licor para a bacia uma solução aquosa de floculante sintético com o objetivo aglomerar o precipitado fino de fosfato de cálcio e titânio e outros particulados formados na etapa de lixiviação. O licor passa por sucessivas lavagens e posterior secagem, em que após é transferido para etapa de separação e purificação. Esta etapa é realizada com extração de solvente e seguida pela re-extração com solução de cloreto de sódio, em que o urânio é precipitado por adição de solução de hidróxido de amônio e posteriormente espessado. Após etapas de diluição e centrifugação o produto final seco é embalado em tambores, já nesta fase é chamado de DUA ou “yellow-cake”.

Figura 18 - Mapa da área de estudo.



Fonte: O autor, 2014

2.5.1 Solos

A classificação na literatura dos tipos de solo no âmbito da região de estudo ocorre de forma muito restrita. Uma exceção disto, por ser objeto de estudo é a região da PULR, que possui seus solos classificados em: Cambissolo eutrófico (horizontes pouco espessos e textura argilosa), latossolo vermelho-amarelo distrófico (com profundidade em torno de 1 m e textura argilosa), podzólico vermelho-amarelo distrófico (solos profundos com horizonte A de textura arenosa) e solos hidromórficos (solos minerais com a presença de horizonte Glei).

2.5.2 Geologia

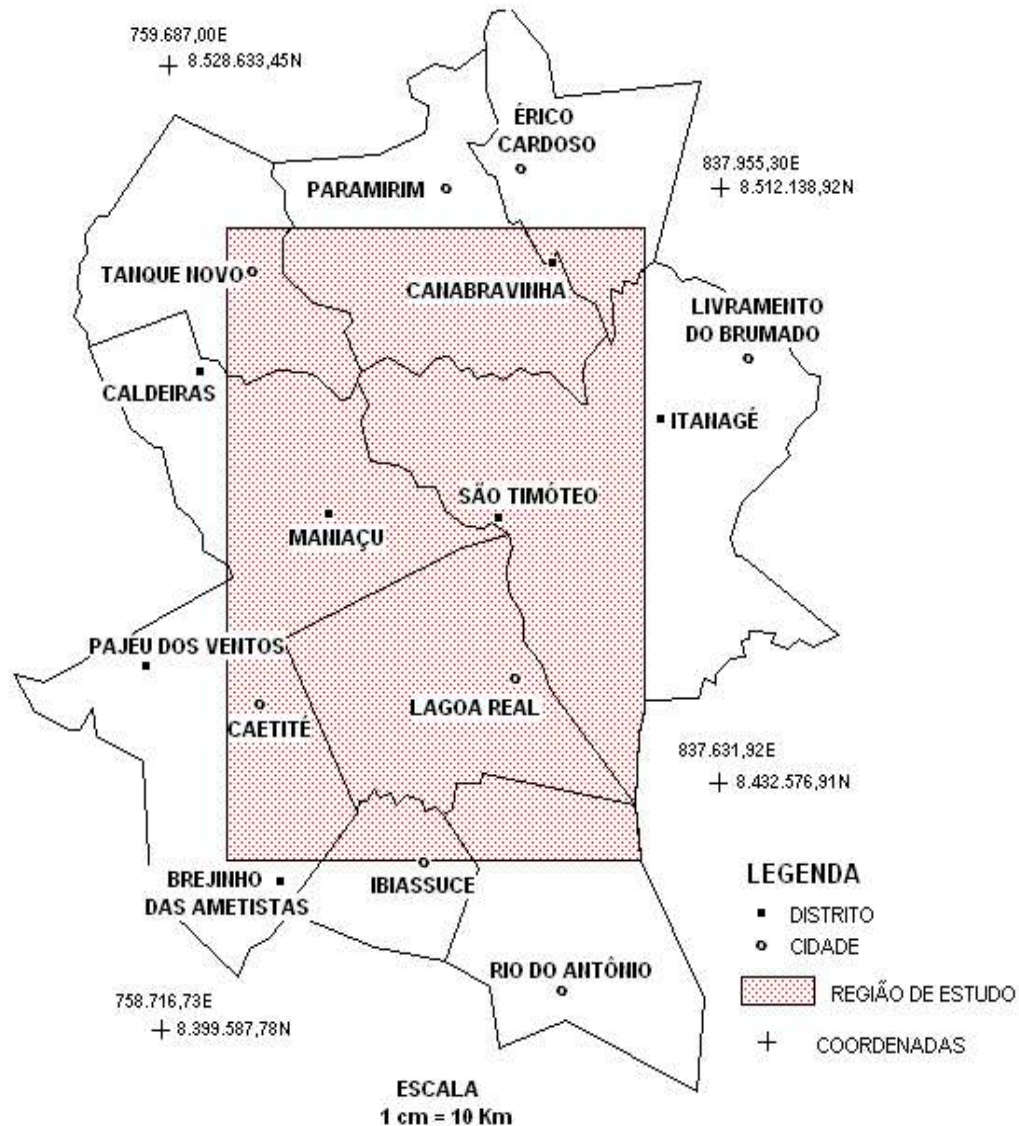
A mineralização uranífera tem um controle eminentemente litológico. O principal mineral de urânio é a uraninita, ocorrendo em segundo plano pechblenda e uranofano (BRITO et al., 1984)

O número de anomalias mapeadas, atualmente, é de 36, que confere a esta região status de província uranífera, isto é, por processos naturais, o urânio se encontra mais concentrado nas matrizes ambientais dessa região do que em matrizes ambientais de outras regiões, em que não existem anomalias uraníferas. Cabe ressaltar que o urânio presente nesses compartimentos ambientais já existia bem antes da existência do homem na Terra, e que continuará a existir por muitos anos devido a seu longo tempo de meia-vida.

2.6 **Localização**

A província uranífera de Lagoa Real abrange uma área bastante extensa, de aproximadamente 1.200 km², daí a importância da limitação espacial da área de estudo, bem como a localização da população circunvizinha ao empreendimento, buscando sempre a caracterização ambiental das cidades, dos lugarejos, vilas e distritos da região. A área de estudo abrange os municípios de Caetité, Lagoa Real e pequena parte do município de

Figura 20 - Mapa dos municípios que compõem a região de estudo com coordenadas na projeção UTM (ZONA 23S).



Fonte: SANTOS, 2006, f. 10.

2.7 Área de estudo sobre influência da URA

A área de influência da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) compreende um círculo de raio igual a 40 km centrado no centro do empreendimento. A **Erro! Fonte de referência não encontrada.** ilustra a situação territorial, em que se destacam: (1) o mapa de região em que se destaca ao centro a local da Unidade de Concentrado de Urânio (URA); (2) a indicação da área de influência de 20 e 40 km de raio a partir do centro da Unidade de

Concentrado de Urânio (URA); (3) apenas as localidades de Maniaçu, Fazenda Gameleira e Fazenda Tamanduá estão na direção preferencial dos ventos; (4) são cinco as localidades que estão dentro da área de influência: Maniaçu (12 km da URA) que pertence a Caetité e São Timóteo (12 km da URA), Varginha, Fazenda Gameleira e Fazenda Tamanduá pertencente a Livramento de Nossa Senhora.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Avaliações dos dados pré-operacional e operacional relativos às campanhas de monitoração de taxa de kerma e concentração de radônio no ar no entorno da instalação

Estudos preliminares para a caracterização ambiental pré-operacional na região circunvizinha do Projeto Lagoa Real (PLR), foram iniciados em 1982 pelo Centro de Desenvolvimento Tecnológico e Nuclear (CDTN). Contudo, somente em 1989 foi iniciado um amplo e sistemático programa de monitoração ambiental pré-operacional que visava ao empreendimento em questão, inicialmente pela então Universidade do Brasil (UB), atual Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), e, posteriormente, pela INB. Buscou-se, inclusive, a caracterização dos locais que seriam ocupados pelas unidades do empreendimento. Os resultados mostram que até hoje não foi detectada qualquer mudança significativa no meio ambiente causada pela operação da Unidade de Concentrado de Urânio (URA).

3.1.1 Radônio

Para avaliação das concentrações de radônio no ar a partir dos dados do operador foram considerados os períodos de 1992-1993 e 1998-1999 e os pontos de monitoração mostrados na **Erro! Fonte de referência não encontrada..**

Tabela 1- Pontos de monitoração pré-operacional de radônio

Código Ponto	Ponto de Monitoração	Coordenadas	
		UTM E	UTM N
LR001(b)	Aerossol Maniaçu	782300,000E	8467500,000N
LR005 (a)	Fazenda Angico	786000,000E	8476900,000N
LR007(b)	Lagoa Grande	789300,000E	8457300,000N
LR008(a)	Aerossol Gameleira	789700,000E	8467500,000N
LR009(b)	Fazenda Buracão	790700,000E	8468800,000N
LR010(a)	Aerossol – Tamanduá	790350,000E	8470600,000N
LR013(b)	Fazenda Cachoeira	792300,000E	8469400,000N
LR042(b)	Aerossol - Juazeiro	797700,000E	8465100,000
LR043(b)	Distrito de São Timóteo	806300,000E	8467500,000N
LR044(b)	Lagoa Real	808000,000E	8446500,000N
LR046(b)	Fazenda Garapa	786400,000E	8467100,000N

Legenda: (a) médias do período entre de 1998-1999 e (b) médias dos períodos 1992-1994 e 1998-1999
 Fonte: O autor, 2014 a partir de dados do operador.

Para a monitoração pré-operacional da concentração de radônio no ar o operador considerou, segundo RFAS, 2003, a predominância dos ventos na região como sendo os setores leste-sudeste (ESE) (52%), sudeste (SE) (26%) e leste (E) (8%), o que torna os setores oeste-noroeste (WNW), oeste (W) e noroeste (NW) os setores de impacto preferencial dos aportes de poluentes transportados na atmosfera (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**).

- (a) LR001 - Distrito de Maniaçu - setor de difusão W, dentro de um raio de 10,5 km do centro da área do empreendimento;
- (b) LR005 - Fazenda Angico- situado no setor de difusão NW, dentro de um raio de 10 ou 15 km do centro da área do empreendimento;
- (c) LR010 - Fazenda Tamanduá – setor de difusão WNW, dentro de um raio de 5 km do centro da área do empreendimento;
- (d) LR013 - Fazenda Cachoeira – situado no setor de difusão WNW, dentro da área do empreendimento, local escolhido para a instalação da estação meteorológica;

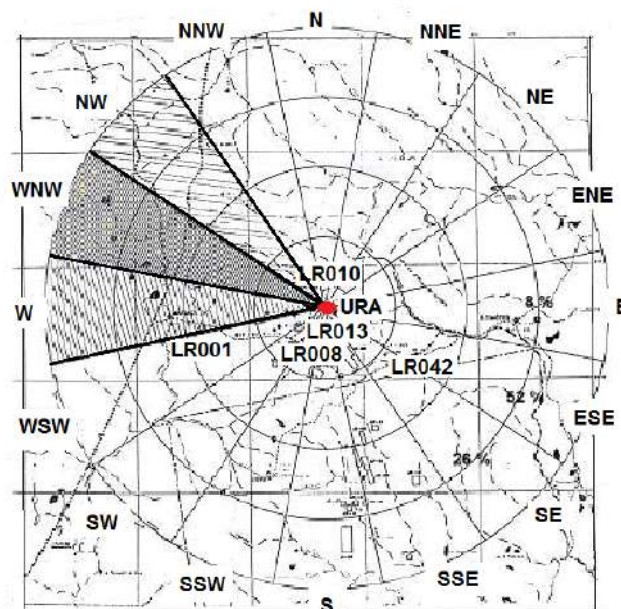
- (e) LR042 - Distrito de Juazeiro - situado no setor SE, “background” regional a 6,5 km do centro da área do empreendimento, a montante em relação à direção predominante dos ventos (município de Caetité);
- (f) LR043 – Distrito de São Timóteo – situado no setor E a 14,5 km da área do empreendimento;
- (g) LR044 – Lagoa Real – situado no setor SSE, A 27 km do centro da área do empreendimento;
- (h) LR046 – Fazenda Garapa – situado no setor WSW, dentro de um raio de 5 km do centro do empreendimento, a jusante com relação à direção predominante do vento.

Foram realizadas 86 medidas, relativamente à monitoração realizada pelo operador para o radônio-222 pré-operacional. Os pontos de monitoração foram escolhidos segundo critérios de direções predominantes do vento e localização de núcleos habitacionais significativos nas vizinhanças do empreendimento. As medições foram feitas empregando-se detectores de acetato de celulose colocados em suportes à altura de 1 m em relação ao solo. A frequência das medições foi trimestral.

A monitoração radiológica do meio ambiente ao redor da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) tem por objetivo verificar a ocorrência de possíveis impactos causados pela operação da mesma. O Programa de Monitoração Ambiental Radiológico foi implementado para atender às exigências de licenciamento da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) pela Comissão Nacional de Energia Nuclear. Esse programa estabelece os tipos de amostras, os pontos e as frequências das coletas e as análises radiométricas que são realizadas para detectar a presença e o incremento de radionuclídeos naturais no ambiente. Os resultados obtidos são comparados com aqueles observados no período pré-operacional realizado entre 1992-1994 e 1998-1999, antes da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) entrar em operação em 2000.

Os resultados pré-operacionais e operacionais das medições das variações temporais da concentração de radônio no ar foram tratados estatisticamente por meio de estatística descritiva utilizando-se, principalmente, medidas de tendência central e medidas de variabilidade e valores de máximos e mínimos, com descartes de valores considerados discrepantes com relação ao histórico de valores medidos.

Figura 21 - Pontos de monitoração de radônio e direção dos ventos



Fonte: O autor, 2014 adaptado de FERNANDES *et al.*, 2006.

Os dados do Programa de Monitoração Ambiental operacional da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) utilizados neste trabalho foram obtidos experimentalmente pelo operador no período de 2000-2011.

Na presente tese, para análise dos dados operacionais de concentração de radônio no ar foram analisadas medidas de 25 (vinte e cinco) pontos de monitoração, ou seja, além dos 11(onze) anteriores foram incluídos ao longo do tempo quatorze (14) novos pontos, que são mostrados na Tabela 1. Alguns pontos foram incluídos e outros excluídos do PMA ao longo do tempo, por exemplo, o ponto LR007 teve suas medições acompanhadas até o ano de 2010. Para indicação do período de inclusão do ponto de monitoração no PMA será feita a indicação, entre parênteses, da data do início do mesmo no PMA da instalação.

O aumento das concentrações de radônio no ar poderia estar ligado a exalação das principais fontes da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), entre elas, a pilha de lixiviação, por essa possibilidade, esta fonte tem sua frequência de monitoração definida como mensal, por ser uma potencial fonte de emissão de radônio, que depois irá contribuir para a formação da pilha de minério lixiviado. Sendo, finalmente, disposta sobre a pilha de rejeitos sólidos consorciada com os estéreis.

No caso da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), todos os resíduos sólidos da usina são provenientes das pilhas de lixiviação e de estéreis da mina. Que tem suas disposições finais sobre pilhas encapsuladas por camadas de 1 metro de argila compactada, sobre a qual, em seguida, é aplicado o solo “*top soil*” previamente removido do próprio local.

Tabela 1- Pontos de monitoração de radônio operacional incluídos pelo operador em seu PMA.

Código Ponto	Ponto de Monitoração	Coordenadas UTM E	Coordenadas UTM N
G001(2003)	Aerossol Usina	794253,000 E	8468933,000 N
G003A(2005)	Depósito de Estéril-Módulo SA3	793990,000 E	8468950,000 N
G003D(2005)	Depósito de Estéril-Módulo SA1	792717,000 E	8469100,000 N
G008(2003)	Aerossol – Drenos Sub-aéreos	794011,000 E	8468962,000 N
G009(2003)	Divisa-Anomalia 09	793587,000 E	8468502,000 N
G010(2003)	Cava da Mina –Corpo III	791865,000 E	8469315,000 N
G011(2003)	Divisa Faz. Buracão	791459,000 E	8468743,000 N
LR006 (2000)	Fazenda Jatobá	783200,000 E	8472300,000 N
LR501(2006)	Divisa- Anomalia 09	793484,000 E	8465299,000 N
LR502(2006)	Vale do Engenho	794341,000 E	8466903,000 N
LR503(2007)	Divisa Fazenda Espigão	793785,000 E	8467039,000 N
LR504(2006)	Anomalia 09-Cava 01	793939,000 E	8467259,000 N
LR508(2006)	Anomalia 09	794937,000 E	8464721,000 N
LR513(2006)	Estação- Anomalia 09	794975,000 E	8466308,000 N

Legenda: valores entre parênteses indicam o ano de início da monitoração para o referido ponto no PMA.

Fonte: O autor, 2014 baseada em dados do operador.

3.1.2 Medidas de kerma no ar pré-operacional e operacional

No presente estudo, para avaliação das taxas de kerma no ar, com os dados do programa de monitoração ambiental pré-operacional da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), não foi possível fazer uma análise estatística direta dos dados para essa grandeza, visto que o relatório do PMAPO do operador não apresenta medidas de taxa de kerma com

dosímetros termoluminescentes (TLD) que é a técnica utilizada na fase operacional. O referido relatório apresenta taxa de kerma instantânea medida com cintilômetro. As taxas de kerma foram obtidas, então, a partir das medidas de taxas de dose gama local que foram obtidas com TLD pelo operador no local e apresentadas no seu relatório de PMAPO. Neste estudo foi considerado o período de um ano com 8760 horas e determinada a taxa de kerma indiretamente pela taxa de dose gama local em cada ponto de monitoração.

No presente estudo, o período analisado na etapa pré-operacional compreende os dois últimos trimestres de 1998 e os três primeiros trimestres de 1999. Como as medições tiveram periodicidade trimestral foram avaliadas em média em cinco períodos, ou seja, o número de medidas foram 5 para cada ponto de monitoração.

Os pontos de monitoração pré-operacional com TLD são os apresentados na Tabela 2, que difere da **Erro! Fonte de referência não encontrada.**, apenas pelos pontos LR008 e R299.

Tabela 2 - Pontos de Monitoração pré-operacional com TLD

Código Ponto	Ponto de Monitoração	Coordenadas	
		UTM E	UTM N
LR001	Aerossol Maniaçu	782300,000E	8467500,000N
LR005	Fazenda Angico	786000,000E	8476900,00N
LR008	Fazenda Gameleira	789700,000E	8467500,000N
LR009	Fazenda Buracão	790700,000E	8468800,000N
LR010	Aerossol – Tamanduá	790350,000E	8470600,000N
LR013	Fazenda Cachoeira	792300,000E	8469400,000N
LR041	Córrego do Engenho	796200,000E	8469350,000N
LR042	Aerossol - Juazeiro	797700,000E	8465100,000
LR043	Distrito de São Timóteo	806300,000E	8467500,000N
LR044	Lagoa Real	808000,000E	8446500,000N
LR299 (*)	Caetité	770596,000E	8443437,000N

Legenda: (*) Ponto não incluído na fase operacional da URA.

Fonte: O autor, 2014 a partir dos dados do operador.

Os pontos de monitoração de taxa de kerma com TLD na fase operacional, neste trabalho, foram avaliados no período de 2000 até 2011, alguns pontos foram incluídos ao

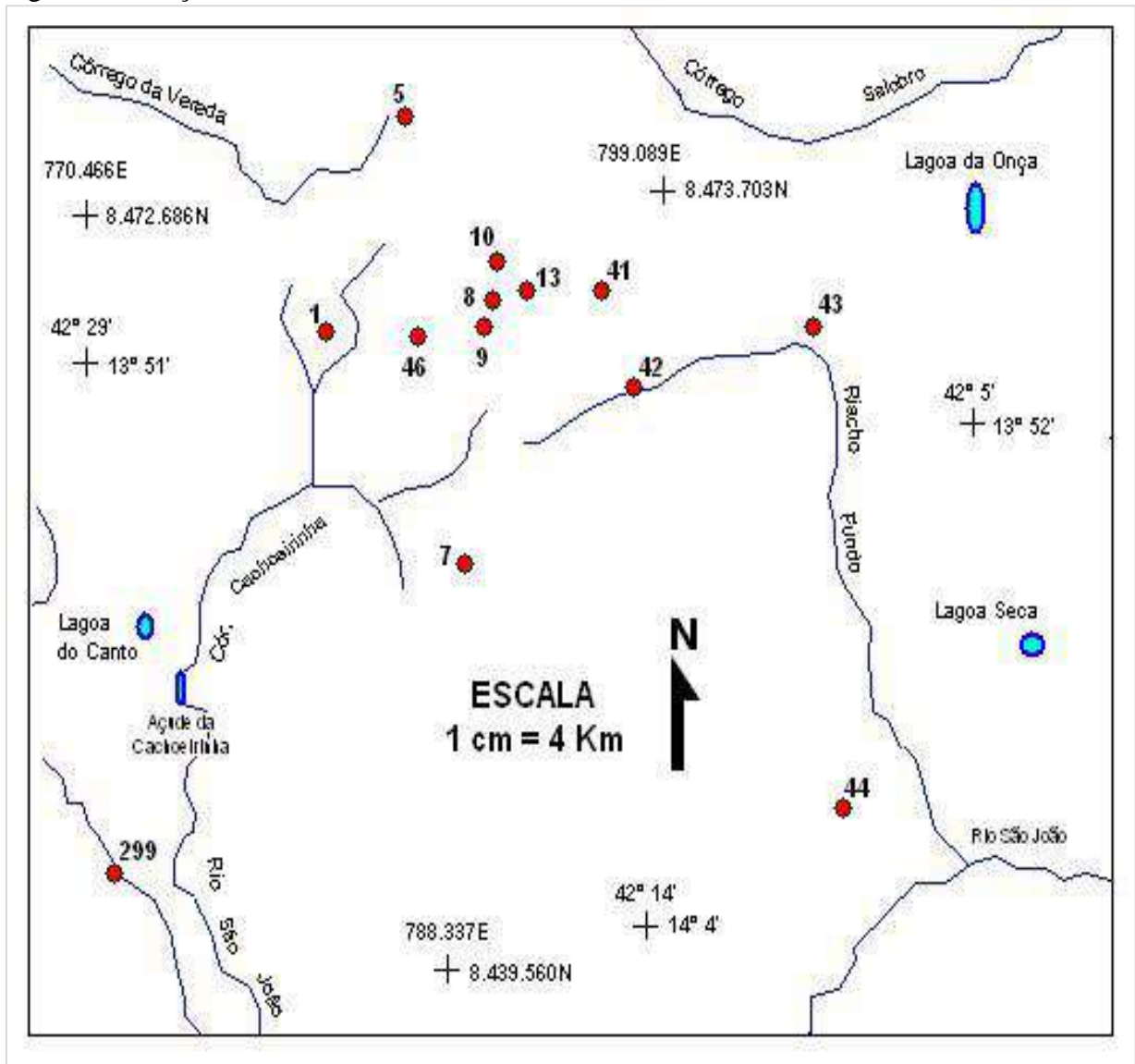
longo do período avaliado a **Erro! Fonte de referência não encontrada.** mostra os pontos de monitoração com a indicação do ano de sua inclusão no PMAOP da Unidade de Concentrado de Urânio (URA). Logo, os pontos de monitoração da fase operacional incluem os apresentados na **Erro! Fonte de referência não encontrada.**(com exceção do LR299) em adição aos apresentados na **Erro! Fonte de referência não encontrada.**.

Para análise estatística dos valores de taxa de kerma operacional, nesta tese, foram excluídos valores médios considerados anômalos, que não encontraram explicação por estarem muito superiores em relação aos outros valores de média. A maioria dos valores descartados foi referente às médias do ano de 2005. Que não apresenta nenhuma justificativa operacional para a ocorrência de tais discrepâncias. Uma possível explicação estaria na mudança de metodologia do laboratório responsável pela avaliação dos dosímetros de TLD.

Para a realização da comparação de resultados pré-operacional com os resultados da fase operacional, cuja comparação será apresentada no capítulo de resultados do presente trabalho, em que foram selecionados resultados de nove estações de monitoração, critério de coincidência pela técnica de monitoração utilizada (TLD) e pela utilização nas duas fases.

Atualmente, o programa de monitoração ambiental radiológica da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) apresenta 26 estações de monitoramento ambiental de TLD e radônio, entre elas duas não estão em atividade devido a não autorização da exploração da mina subterrânea pela CNEN e pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Na presente tese o foco do trabalho observará os resultados dos pontos de monitoração operacional coincidentes com os do pré-operacional para que se possa realizar uma avaliação quanto ao possível impacto da Unidade de Concentrado de Urânio (URA). A análise dos dados no presente estudo se dará até o ano de 2011. A Figura 22 apresenta a distribuição espacial dos pontos de monitoração da fase pré-operacional.

Figura 8 - Estações ambientais de TLD do PMA da URA



Legenda: fase pré-operacional e coordenada na projeção UTM (zona 23S)

Fonte: SANTOS, 2006, f. 21.

Tabela 4 - Pontos de monitoração fase operacional

Código Ponto	Ponto de Monitoração	Coordenadas UTM E	Coordenadas UTM N
LR006(2000)	Fazenda Jatobá	783200,000 E	8472300,000 N
LR041(2002)	Riacho do Engenho	796150,000 E	8469175,000 N
LR046(2002)	Fazenda Garapa	787100,000 E	8467200,000 N
G001(2004)	Aerossol Usina	794253,000 E	8468933,000 N
G003A(2006)	Depósito de Estéril-Módulo SA3	793990,000 E	8468950,000 N
G003D(2005)	Depósito de Estéril-Módulo SA1	792717,000 E	8469100,000 N
LR508(2006)	Anomalia 09	794937,000 E	8464721,000 N
G008(2004)	Aerossol – Drenos Sub-aéreos	794011,000 E	8468962,000 N
G009(2004)	Divisa-Anomalia 09	793587,000 E	8468502,000 N
G010(2004)	Cava da Mina –Corpo III	791865,000 E	8469315,000 N
G011(2004)	Divisa Faz. Buracão	791459,000 E	8468743,000 N
LR501(2006)	Divisa- Anomalia 09	793484,000 E	8465299,000 N
LR502(2006)	Vale do Engenho	794341,000 E	8466903,000 N
LR503(2006)	Divisa Fazenda Espigão	793785,000 E	8467039,000 N
LR513(2006)	Estação-Anomalia 09	794975,000 E	8466308,000 N
LR504(2006)	Anomalia 09-Cava 01	793939,000 E	8467259,000 N

Fonte: O autor, 2014 com dados do operador.

Os dosímetros termosluminescentes (TLD) são cristais capazes de armazenar a quantidade de radiação presente no ambiente, permitindo a determinação da dose no local. Esse tipo de detector possui uma vasta gama de aplicações, sendo utilizado também para monitoramento da dose na medicina e na indústria.

Os dosímetros são fixados em estações ambientais distintas distribuídas ao redor da Unidade de Concentrado de Urânio (URA). Segundo o PMAO da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), para a exposição dos TLD, utilizados na fase operacional, todas as estações ambientais foram alocadas em locais protegidos por cobertura do tipo “chapéu chinês” (**Erro! fonte de referência não encontrada.**), este tipo de cobertura ajuda na proteção contra intempéries (chuva, vento etc.) e minimiza as intervenções externas (homem, animais e plantas). Para instalação dos TLD’s foram obedecidos os seguintes critérios:

- i) posicionou-se o TLD a um metro do solo;
- ii) os TLD's foram mantidos a uma distância mínima de três metros de matérias que possam interferir na leitura da dose, como rochas e construções; e
- iii) seguir o protocolo de instalação do Laboratório de Dosimetria Termoluminescente (LDOS/IEN) do Instituto de Engenharia Nuclear da CNEN.

Figura 23 - Cobertura tipo “chapéu chinês” nas estações ambientais



(a)

(b)

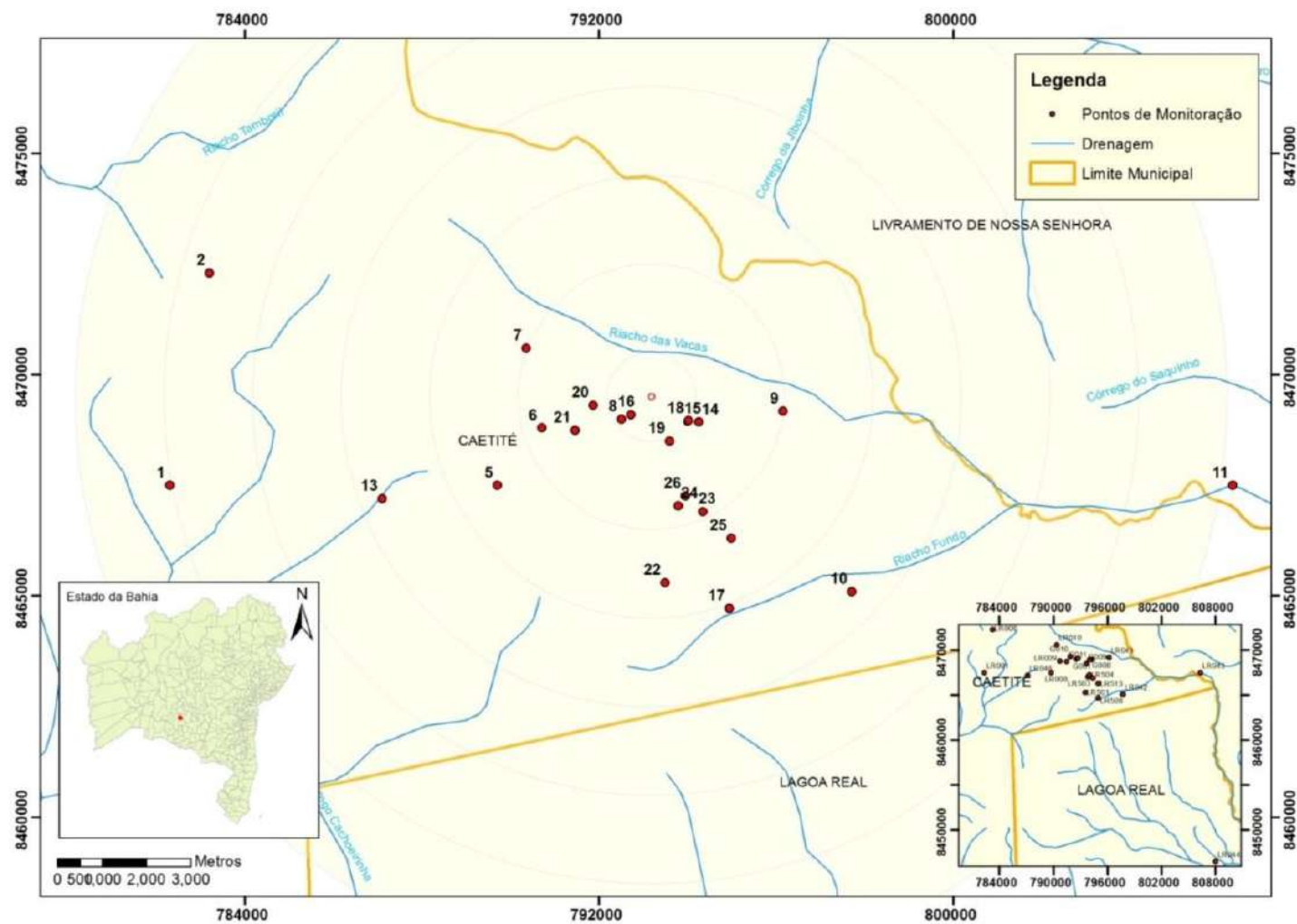
Legenda: (a) - Detalhe dos detectores de radônio e TLD no chapéu chinês. (b) - Chapéu chinês sobre a pilha de lixiviação 1m do solo.

Fonte: O autor, 2013.

O PMAPO apresenta resultados de dose gama integrada para os principais grupos populacionais do entorno da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), após análise das taxas de kerma no ar para estes grupos populacionais foi determinada a dose gama integrada para os grupos populacionais, bem como a dose gama integrada média considerando-se os pontos monitorados nas duas fases.

Para a exposição da fase pré-operacional os detectores foram fornecidos por um laboratório não identificado no PMAPO e avaliados segundo critérios do mesmo. Este fato pode corroborar para que as medidas com esses dosímetros tenham sido obtidas com metodologias diferentes ou mesmo com dosímetros TLD diferentes.

Figura 24 - Distribuição espacial dos pontos de monitoração utilizados atualmente pelo operador para análise de kerma e radônio no ar



Fonte: O autor, 2014.

3.2 Simulações da dispersão atmosférica usando MILDOS-AREA

3.2.1 Justificativas da escolha do MILDOS-AREA

Antes de ser descrita toda a metodologia e parâmetros utilizados nos cenários simulados, é feita uma breve descrição das justificativas que permearam a escolha do modelo MILDOS-AREA.

O código computacional MILDOS-AREA responde por deposição seca de partículas, re-suspensão, decaimento radioativo e crescimento de filhos do radônio e reflexão da pluma. Acúmulo de deposição e o crescimento de descendentes radioativos são considerados quando as concentrações de superfície são estimadas (ORNL, 1996). No MILDOS-AREA, em que se podem variar as taxas de emissão das fontes como uma função do tempo. Isto é usado para modelar fontes como pilhas de rejeitos, em que as emissões de radônio e de partículas podem aumentar ao longo do tempo.

O código computacional MILDOS-AREA, possui algoritmos capazes de simular, de forma contínua, os principais processos físicos que descrevem a dispersão de poluentes na atmosfera. O processo de dispersão é descrito em termos de uma pluma gaussiana. A escolha pelo código computacional MILDOS-AREA se deu pelas características do modelo na simulação numérica dos processos de dispersão dos poluentes na atmosfera, considerando-se:

- O fato de ser bem documentado (testado) e recomendado por um organismo oficial, tal como a Environmental Protection Agency (EPA);
- O fato de ser capaz de calcular as concentrações de poluentes a distâncias determinadas a partir das fontes de emissão;
- O fato de ser específico para cálculos de concentrações para os principais termos fontes que surgem da mineração e beneficiamento de urânio;
- O fato de ser capaz de simular a dispersão atmosférica de radônio;
- O fato de ser capaz de utilizar fontes áreas e fontes pontuais; e
- O fato de ser de fácil aquisição, preferencialmente de uso livre e aberto.

O código de computador MILDOS-AREA foi concebido como uma ferramenta de licenciamento e avaliação preliminar e fornece os elementos necessários ao licenciamento, regulamentação e tomadas de decisões. Ele é usado por vários órgãos reguladores nuclear na

realização de avaliações de impacto e de análise de conformidades radiológicas de rotina para várias operações de extração e beneficiamento de urânio. O código é concebido para instalações de moagem de urânio, e não deve ser utilizada para operações com radionuclídeos ou processos. Ao longo dos anos, o código passou por muitas mudanças. A versão 1981 do MILDOS foi projetada para uso em computadores de grande porte. A versão mais recente do MILDOS-ÁREA tem uma interface gráfica de usuário, usa o Windows 95 ou superior como sistemas operacionais, e roda em computadores pessoais.

Neste trabalho foi utilizada a versão 3.1 de fevereiro de 2012 disponível em <http://web.ead.anl.gov/mildos/miltile.html>

3.2.2 Parâmetros de entrada

Esta seção apresenta, além da metodologia da simulação com o MILDOS-AREA, enfatizando os parâmetros necessários para a efetivação do exercício de simulação, também a inclusão, nesta seção, da determinação da distribuição das classes de estabilidade e a caracterização dos termos fontes. Uma análise dos parâmetros meteorológicos será realizada detalhadamente, com vistas a uma discussão dos valores encontrados para as avaliações dos dados de monitorações de radônio e taxa de kerma apresentadas pelo operador, tal análise será apresentada em forma de Apêndice (apêndice A). A caracterização dos termos fontes quanto à liberação na atmosfera de radônio foi realizada *in loco* para determinação da taxa de liberação desses radionuclídeo na atmosfera pelas principais fontes da Unidade de Concentrado de Urânio (URA). Para estimativas de liberações de particulados foram utilizados, como base, publicações na literatura pertinente.

Na literatura pertinente sobre o potencial de dispersão de um local, existem algumas ideias que são consensuais entre os autores. Entre elas, a de que as características meteorológicas de um sítio podem governar a dispersão, transformação e eventual remoção de poluentes da atmosfera (SEWELL, 1978; PASQUILL e SMITH, 1983; GODISH, 1990). A extensão em que a poluição se acumula ou dispersa na atmosfera é dependente do gradiente térmico e da turbulência mecânica dentro da camada limite da terra. Dispersão compreende a componente vertical e horizontal do movimento. A estabilidade da atmosfera e a profundidade da superfície da camada da mistura definem a componente vertical. A dispersão horizontal de

poluição na camada limite é uma função, principalmente, do campo de vento e da estabilidade atmosférica. A velocidade do vento determina tanto a distância de transporte a favor do vento e a taxa de diluição, bem como um alongamento da pluma. A geração de turbulência mecânica é uma função da velocidade do vento, em combinação com a rugosidade da superfície. A direção do vento e a variabilidade na direção do vento determinam o caminho geral que o poluente vai seguir, e na extensão dos ventos laterais espalhados (SHAW; MUNN, 1971; PASQUILL; SMITH, 1983; OKE, 1990).

Portanto, níveis de concentração de radionuclídeos no ar flutuam em resposta as mudanças na estabilidade atmosférica, nas variações simultâneas na profundidade e altura da camada da mistura, bem como para mudanças no campo de vento (GOLDREICH; TYSON, 1988). Processos atmosféricos em macro (regional) e meso escala (local), portanto precisam ser levados em consideração, a fim de parametrizar com precisão o potencial de dispersão atmosférica de uma área em particular. A utilização de modelo gaussiano impõe algumas limitações acerca da topografia e ocupação do solo tornando sua utilização justificada em regiões de topografia plana e ocupação de solo homogênea (FINARDI et al., 1997).

A análise dos dados meteorológicos observados para o local fornece a base para a parametrização do potencial de ventilação na escala do local, e fornece os requisitos de entrada para as simulações de dispersão. Os parâmetros que devem ser considerados na caracterização do potencial de ventilação em escala local incluem: a velocidade do vento, a direção do vento, a extensão da turbulência da atmosfera, a temperatura do ar ambiente e da profundidade e altura da camada da mistura. Um banco de dados abrangente, definido para pelo menos um ano de dados da velocidade média horária do vento, direção do vento e temperatura específica do local, é necessário para as simulações de dispersão.

Pelo exposto acima, acrescenta-se que a concentração de um poluente no ar é o resultado final de processos complexos, sujeitos a vários fatores, que compreendem não só a emissão pelas fontes, como também suas interações físicas (diluição) e químicas (reações) na atmosfera.

Segundo Sewell (1978), os fatores que determinam a severidade da poluição do ar podem ser classificados em duas grandes categorias, uma associada às atividades humanas e, a outra, ao meio natural. A humanidade cria e desenvolve tecnologias que produzem energia ao mesmo tempo, em que criam novas fontes poluidoras. No entanto, há um conjunto de fatores naturais que influenciam a localização e a severidade de um problema de poluição. Os mais importantes são meteorológicos (relacionados com a atmosfera e seus fenômenos,

especialmente o clima) e topográficos. Sewell (1978) ainda destaca que, para evitar um acúmulo desastroso de poluentes, depende-se de movimentos do ar para diluir os gases e partículas e, por fim, facilitar sua remoção por precipitação, lavagem e reações químicas.

A fim de compreender o potencial de dispersão em um dado local, é imprescindível se ter no local uma estação meteorológica. O Complexo Industrial de Caetité (CIC) possui uma estação meteorológica localizada nas coordenadas UTM: 792.263,76 E; 8.468.159,47 N, numa altitude de 982,65 m. A estação começou a operar em abril de 1997, de modo descontínuo (RFAS, 2000). A Tabela 5 abaixo mostra um mapa dos dados coletados pela estação em cada mês dos anos de 1997 (início em 05/04/97) a 2008 (final em 06/10/08). No total, foram registradas 78.216 horas de monitoramento, isto equivale a 78 % do tempo do período. Quando se analisam os dados para medidas de ventos, verifica-se que foram registrados 80.971 eventos válidos, que correspondem a 80,7% dos eventos possíveis para o período, com percentual de 1,8% de calmos e 17,5% de vazios ou nulos. Isto pode ser considerado como perfeito, com a disponibilidade de mais de 80% de dados.

Tabela 5 - Estação meteorológica da CIC em Caetité. Número de dias de monitoramento por mês nos anos de 1997 a 2008.

Mês	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
1	0	0	31	31	31	0	31	31	31	31	31	30
2	0	0	28	2	28	0	28	29	28	28	28	29
3	0	0	31	17	31	0	31	31	31	31	31	31
4	30	0	30	15	30	0	30	30	30	30	30	30
5	4	0	31	0	31	0	31	31	31	24	31	31
6	0	0	16	28	30	0	30	30	30	22	30	30
7	0	31	0	31	31	7	31	31	31	31	31	31
8	23	31	0	31	31	31	31	31	31	31	31	30
9	0	30	0	30	30	30	30	30	20	30	30	11
10	0	31	0	3	31	31	31	31	31	31	31	0
11	0	30	0	22	30	30	30	30	30	30	30	0
12	0	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	0

Legenda: Dados recuperados (17,5%) – Calmos (1,8%)

Fonte: O autor com dados do RFAS, 2003

Na avaliação dos dados meteorológicos do obtidos pelo operador nem todos os dados coletados puderam ser utilizados, pois ou apresentaram falhas ou erros evidentes. De maneira geral, os dados podem ser resumidos como: média geral da temperatura do ar, obtidas na análise de todas as medidas fornecidas pelo operador, para os períodos de 1997 a 2008, foi de 21,19 °C, a média da umidade relativa foi de 75,16 %, a média da temperatura do solo foi de 24,16 °C e a média da pressão atmosférica foi de 906,3 hPa.

3.2.3 Vento e estabilidade atmosférica

Dentre os principais parâmetros meteorológicos, o comportamento da direção e velocidade do vento é fundamental para a análise do transporte e da capacidade de dispersão em uma determinada região. Vale ressaltar que a velocidade do vento é extremamente importante na diluição de contaminantes presentes no ar atmosférico. A ocorrência de ventos fracos, por exemplo, certamente terão influência na dispersão de poluentes, porventura presentes no ar da região.

Como mencionado na revisão bibliográfica, a velocidade do vento determina a quantidade de diluição inicial vivida por uma pluma, por isso aparece na equação de dispersão gaussiana em modelos de dispersão desse tipo. Isto resalta a sua importância, em conjunto com outras variáveis, na determinação da estabilidade atmosférica que é o parâmetro meteorológico utilizado para definir as condições de dispersão de uma área. A velocidade média dos ventos registrados para o período de 1997-2008 foi de 2,72 m s⁻¹ com valor máximo de 8,70 m s⁻¹ e mínimo de 0,01 m s⁻¹ com desvio padrão de 1,33 m s⁻¹. A velocidade média foi calculada segundo a referência “*Meteorological Monitoring Guidance for Regulatory Modeling Applications*”.

A classificação da estabilidade atmosférica é necessária para quantificar a capacidade de dispersão da atmosfera ambiente. Algumas classificações são usadas como rotinas nos modelos convencionais gaussianos.

A tipificação da estabilidade atmosférica é empregada na modelagem de dispersão de poluentes no ar para facilitar estimativas dos parâmetros de dispersão lateral e vertical (por exemplo, o desvio padrão da concentração lateral (σ_y) e vertical (σ_z) na pluma) utilizados em modelos da pluma de gaussiana.

Os valores de desvio padrão da direção dos ventos foram fornecidos pelo operador, que segundo o RFAS, volume 11, foram obtidos conforme os dados coletados na estação meteorológica da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), em que foi utilizado o método de Yamartino (1992) para obtenção dos dados.

3.2.4 Determinação da distribuição das Classes de Estabilidade Atmosférica

Com base em conhecimentos climatológicos da região, em dados das normas climatológicas e com base em princípios de física atmosférica foi feita uma distribuição percentual das classes de estabilidade de Pasquill para a região da Unidade de Concentrado de Urânio (URA). Para efetivação da distribuição das classes de estabilidade foram utilizadas as recomendações do “*Meteorological Monitoring Guidance for Regulatory Modeling Applications*” da EPA (EPA-454/R-99-005, fevereiro 2000) e a norma da CNEN-NE 1.22 “Programas de meteorologia de apoio de usinas nucleoeletricas” (CNEN, 1989). Esta última recomenda usar uma classe de estabilidade “fortemente estável”, representada pela letra G. Com as informações de desvio padrão da direção dos ventos combinadas com os métodos de Pasquill (1974), pode-se arbitrar, com razoável realismo, a distribuição das frequências das classes de estabilidade atmosférica de Pasquill para o local.

A estação meteorológica da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), em Caetité, monitora os ventos e a variância de sua direção horizontal. Com base nos desvios padrões obtidos da variância dos ventos foi realizada a classificação das classes de estabilidade no sítio da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) para o período de 1997 a 2008.

3.2.5 Classificação da estabilidade de Pasquill pelo desvio da direção dos ventos

O método σ_A (Tabela 6 e Tabela 7) é um método baseado em turbulência que utiliza o desvio padrão da direção do vento, em combinação com a velocidade escalar média do vento. Os critérios mostrados nas Tabela 6 e Tabela 7 são para dados coletados a 10 m de altura e um comprimento de rugosidade de 15 cm. A Tabela 6 apresenta a estimativa inicial para a

classificação das classes de estabilidade de Pasquill-Gifford (P-G) pelo critério de turbulência lateral, ou seja, do desvio padrão do ângulo azimute σ_A da direção do vento.

Tabela 6 - Critérios iniciais para estimativa das classes de estabilidade de P-G

Classe de estabilidade de P-G	Desvio padrão do ângulo de azimute σ_A
A	$22,5 \leq \sigma_A$
B	$17,5 \leq \sigma_A < 22,5$
C	$12,5 \leq \sigma_A < 17,5$
D	$7,5 \leq \sigma_A < 12,5$
E	$3,8 \leq \sigma_A < 7,5$
F	$2,1 \leq \sigma_A < 3,8$
G	$\sigma_A < 2,1(*)$

Legenda: (*) Este critério é sugerido pela norma da CNEN (CNEN-NE 1.22, 1989) não sendo recomendado pela referência da EPA (EPA-454/R-99-005, 2000).

Fonte: O autor, 2013 obtida de EPA-454/R-99-005, 2000, f. 15.

Muitas vezes, podem ocorrer falsas determinações das classes instáveis A, B e C à noite ou mesmo durante o dia. Para corrigir esse problema, a Environmental Protection Agency dos USA (EPA) recomenda o emprego de ajustes de velocidade do vento para determinação final da estimativa da classe de estabilidade de P-G. Os critérios para as correções são apresentados na Tabela 7.

Para classificação dos períodos “dia” ou “noite” foram utilizados dados de horário de nascer do sol e pôr do sol, obtidos no registro de internet que segue abaixo:

<http://br.weather.com/weather/climatology/BRXX0518.htm?dayofyear=360>

Os dados foram tratados para obter as médias dos registros diários do nascer e do pôr do sol de todos os meses do ano. A Tabela 8 mostra exemplo dos dados para o mês de janeiro.

Período da noite é considerado a começar uma hora antes do pôr do sol e terminar uma hora depois do nascer do sol.

Tabela 7 - Critérios de correção para a classificação das classes de P-G

Período	Velocidade do vento a 10 m (m s^{-1})	Estimativa de classe PG	
		inicial	final
<i>Dia</i>	$u < 3$	A	A
	$3 \leq u < 4$	A	B
	$4 \leq u < 6$	A	C
	$6 \leq u$	A	D
	$u < 4$	B	B
	$4 \leq u < 6$	B	C
	$6 \leq u$	B	D
	$u < 6$	C	C
	$6 \leq u$	C	D
	Nenhum	D,E OU F	D
<i>Noite</i>	$u < 2.9$	A	F
	$2.9 \leq u < 3.6$	A	E
	$3.6 \leq u$	A	D
	$u < 2.4$	B	F
	$2.4 \leq u < 3.0$	B	E
	$3.0 \leq u$	B	D
	$u < 2.4$	C	E
	$2.4 \leq u$	C	D
	Nenhum	D	D
	$u < 5$	E	E
	$5 \leq u$	E	D
	$u < 3$	F	F
	$3 \leq u < 5$	F	E
	$5 \leq u$	F	D

Fonte: O autor, 2013 obtida da EPA-454/R-99-005, 2000, f.35.

Tabela 8 - Dados diários do nascer do sol e do pôr do sol (exemplo para o mês de janeiro)

Janeiro	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Nascer do sol	06:25	06:25	06:26	06:27	06:27	06:28	06:28	06:29	06:29	06:30	06:31	06:31
Pôr-do-sol	19:22	19:22	19:23	19:23	19:23	19:24	19:24	19:24	19:24	19:25	19:25	19:25
Média das máximas	27°C	27°C	27°C	27°C	27°C	27°C	27°C	27°C	27°C	27°C	27°C	27°C
Média das mínimas	17°C	17°C	17°C	17°C	17°C	17°C	17°C	17°C	17°C	17°C	17°C	17°C
Média	22°C	22°C	22°C	22°C	22°C	22°C	22°C	22°C	22°C	22°C	22°C	22°C
	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Nascer do sol	06:32	06:32	06:33	06:34	06:34	06:35	06:35	06:36	06:36	06:37	06:37	06:38
Pôr-do-sol	19:25	19:25	19:26	19:26	19:26	19:26	19:26	19:26	19:26	19:26	19:26	19:26
Média das máximas	27°C	27°C	27°C	27°C	27°C	27°C	27°C	27°C	27°C	27°C	27°C	27°C
Média das mínimas	17°C	17°C	17°C	17°C	17°C	17°C	17°C	17°C	17°C	17°C	17°C	17°C
Média	22°C	22°C	22°C	22°C	22°C	22°C	22°C	22°C	22°C	22°C	22°C	22°C
	25	26	27	28	29	30	31	Média				
Nascer do sol	06:38	06:39	06:39	06:40	06:40	06:41	06:41	06:33				
Pôr-do-sol	19:26	19:26	19:26	19:26	19:26	19:25	19:25	Média				
Média das máximas	27°C	27°C	27°C	27°C	27°C	27°C	27°C	19:24				
Média das mínimas	17°C	17°C	17°C	17°C	17°C	17°C	17°C					
Média	22°C	22°C	22°C	22°C	22°C	22°C	22°C					

Fonte: O autor, 2013.

Todos os dados foram introduzidos no Excell® e foram construídos algoritmos para tratamento, tendo como objetivo o refinamento dos dados visando à determinação da distribuição da frequência relativa da direção e velocidade dos ventos pela classe de estabilidade. Visando a uma acurácia dos dados foram introduzidos algoritmos para a substituição de dados inválidos ou perdidos, conforme recomendações do “*Meteorological Monitoring Guidance for Regulatory Modeling Applications*” da EPA (EPA-454/R-99-005, fevereiro 2000). Foram utilizados procedimentos para preenchimento ou descarte de lacunas mais longas. Basicamente, o programa foi usado para avaliar a distribuição de frequência de ventos associada à rosa dos ventos, velocidade média, calmaria, separação por períodos (diurno, noturno e 24 horas) e a estabilidade local está baseada na relação entre o desvio padrão da direção dos ventos e as classes de P-G (Tabela 6). Nos algoritmos, adotou-se a seguinte conceituação para o início do período diurno e início do período noturno (Tabela 9), conforme médias obtidas na Tabela 8.

Tabela 9 - Horários médios mensais do nascer e do pôr do sol

Meses	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
Diurno	7:30	7:30	7:00	7:00	7:00	7:00	7:00	7:00	6:30	6:30	7:00	7:00
Noturno	18:30	18:00	17:00	17:00	16:00	16:30	16:30	16:30	16:30	17:00	18:00	18:00

Fonte: O autor, 2013.

Períodos com pouca ou nenhuma circulação de ar exigem uma atenção especial na preparação e seleção de dados meteorológicos para entrada em modelos. Esses períodos são chamados de “calmos”. Modelos de estado estacionário podem ser utilizados para fins de aplicações em modelagem visando à regulamentação, se e somente se, condições de calmos não são esperados, uma vez que sua presença é fator limitante para a dispersão do poluente. Condições de calmos exigem tratamento especial em tais aplicações para evitar a divisão por zero no algoritmo de dispersão em modelo de estado estacionário. A EPA recomenda que a velocidade do vento inferior a 1 m s^{-1} deve ser substituída por 1 m.s^{-1} para uso em modelos de dispersão de estado estacionário. Para a determinação objetiva das condições de calmaria aplicáveis a uma monitoração *in situ*, uma condição de ventos calmos ocorre quando a velocidade do vento for inferior ao limiar da velocidade de partida do anemômetro ou do cata-vento, o que for maior. A calmaria é toda situação na qual a velocidade do vento está abaixo da velocidade de partida do sensor. Os limites recomendados para a direção e velocidade do vento, geralmente, apresentados para que ocorra uma condição de calmaria são baseados nas características dos sensores meteorológicos, sendo apresentados pelos fabricantes pela velocidade de partida desses instrumentos. No caso do anemômetro ou cata-vento, a velocidade, geralmente, é menor do que $0,5 \text{ m s}^{-1}$. Este valor foi utilizado como limite de corte para o tratamento de condições de ventos calmos (ANS, 1984).

Com base nos valores das frequências das velocidades dos ventos e respectivas frequências das classes de estabilidade foram construídas tabelas, que são mostradas no ANEXO A. Os valores encontrados deram origem à construção de arquivos no formato “txt” chamado MET FILE do (ANEXO B) para entrada no MILDOS-AREA.

3.2.6 Poluentes atmosféricos particulados e gás radônio

O estudo da simulação da dispersão de um poluente, em um determinado local, depende das características da fonte, da liberação, da dispersão, da deposição e das características do terreno.

Considerações iniciais sobre a dispersão atmosférica durante a mineração e o beneficiamento de urânio em uma mina a céu aberto devem levar em conta como principais

poluentes atmosféricos os particulados e gás radônio. Para facilitar a compreensão, os dois tipos diferentes de poluentes serão tratados individualmente neste trabalho.

Um acidente postulado é a liberação de uma nuvem de pó de urânio liberada pela explosão do minério em mina a céu aberto. A recirculação de particulado pode ocorrer na cava da mina, embora as operações estejam abrigadas dos fluxos diretos de vento pela profundidade da cava. A literatura indica que, para cavas com profundidade superior a 30 m, não deverá ocorrer liberação de particulado para atmosfera (EPS 2MM Report, 1986). A descarga de partículas continua durante o processo de trituração do minério e na formação de pilha de lixiviação.

Para a liberação de gás radônio, as principais fontes contínuas são a cava da mina (paredes e piso das bermas e rampas), pilha de lixiviação e pátio de britagem e depósito de rejeitos. Neste trabalho serão consideradas, apenas, as três fontes anteriormente citadas na determinação/caracterização dos termos fontes tanto para particulado como para radônio.

3.2.6.1 Particulado de urânio

As diferentes fontes de particulados ao redor de uma mina de urânio terão, provavelmente, uma distribuição de tamanho de partículas variável, conseqüentemente, diferentes velocidades de deposição. Por exemplo, a suspensão de poeiras de minério nas pilhas de lixiviação será influenciada não só pelas condições meteorológicas, mas também pelas características da superfície, tais como: compactação, erosão, distribuição do tamanho das partículas no solo e a própria natureza química do solo (AAEC-505, 2006).

Na mineração a céu aberto, particulados liberados pela explosão do minério e pelo movimento veicular se mostram difíceis de serem monitorados. Cada explosão será única em termos de aspecto de tamanho das partículas produzidas e diversidade de minério e rocha envolvidos.

Segundo Clark (1977), as influências atmosféricas na dispersão atmosférica, na deposição (seca e úmida) e na (re)suspensão de partículas de urânio exigem técnicas muito sofisticadas de medição.

Atualmente, na Unidade de Concentrado de Urânio (URA), as taxas de liberação de particulados para a atmosfera não estão determinadas e, neste trabalho, ficam além do alcance

das campanhas de viagem de campo realizadas no mês de junho de 2013 para a Unidade de Concentrado de Urânio (URA). Existem poucas publicações referentes à taxa de exalação de radônio para a atmosfera das principais fontes da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) (cava da mina, britador e pilha e depósito de rejeitos), isto foi realizado neste trabalho utilizando-se um método de detecção ativo.

Diante do exposto, para determinação dos termos fontes de liberação de particulados na atmosfera foram utilizadas publicações da área, tais como: *An Assessment of The Radiological Impact of Uranium Mining in Northern Saskatchewan, Report EPS2/MM/1* de junho de 1986 (EPS 2MM Report) e a publicação da U.S. *Regulatory Commission, Methods for Estimating Radiactive and Toxic Airborne Source Terms for Uranium Milling Operations, Regulatory Guide 3.59*, de 1987 (RG 3.59).

De maneira geral, o método descrito em (EPS Report) para a determinação do termo fonte de partículas radioativas ou não radioativas consiste em multiplicar os valores da taxa de emissão normalizada, a concentração do poluente, o fator de controle de emissão e a taxa de produção para cada processo avaliado. Os processos que podem liberar partículas incluem movimentação do minério, moagem e britagem, transporte, secagem e embalagem do “yellowcake”. A equação básica é mostrada abaixo.

$$S = MCEN(1 - R) \quad (3.1)$$

Em que: S = termo fonte, quantidade por tempo, (Ci a^{-1});

M = taxa de produção, massa por tempo, (t a^{-1});

C = concentração do radionuclídeo no minério, (Bq kg^{-1});

E = fator de emissão do processo (produção de poeira), (kg t^{-1});

N = taxa de atividade de enriquecimento, adimensional;

R = fator de controle de emissão, adimensional;

A taxa de atividade de enriquecimento, N, expressa o aumento da concentração de radionuclídeos na poeira em relação ao material para partículas menores que 20 μm em diâmetro. Um valor de $n = 2,5$ pode ser utilizado e é conservativo em relação a valores medidos (SEARS et al, 1975; SCHWENDIMAN, 1980 apud EPS Report)

Valores para o fator de emissão do processo, que é a razão entre a massa de poeira gerada e a massa processada, bem como valores para o fator de redução de controle de emissão, R, são tabelados e apresentados nos anexos do EPS Report.

O RFAS em sua sétima revisão do capítulo 3, volume 1, apresenta uma tabela de taxa de liberação de particulados para os principais termos fontes (Tabela 10).

Tabela 10 - Taxa de liberação de particulado para cada fonte

Fonte	M (t a ⁻¹)	C (Bq kg ⁻¹)	E (kg t)	N	R (%)	Taxa de liberação (Ci a ⁻¹)
Britador	140.000	3,0E4	9,0E-4	2,5	95	1,28E-5
Cava da mina	140.000	3,0E4	7,79E-5	2,5	0	2,21E-5
Dep. de rejeitos	798.000	7,4E2	7,79E-5	2,5	75	7,78E-7

Fonte: O autor, 2013 adaptado de Rev7Cap3Vol1RFAS, 2003.

Os principais radionuclídeos disponíveis para liberação na atmosfera a partir da cava da mina, da pilha de lixiviação e do depósito de rejeitos são os da cadeia de decaimento do urânio-238 (urânio-238, urânio-234, tório-230, rádio-226, chumbo-210, polônio-210 e radônio-222). Para caracterização do termo fonte é necessária para a determinação da taxa de liberação dos mesmos em cada fonte.

Lançando mão dos valores apresentados na Tabela 10, os dados obtidos no RFAS (2003) e considerando o equilíbrio secular no minério é possível determinar os termos fontes de particulado para cada radionuclídeo. Os valores obtidos são os apresentados na **Erro! fonte de referência não encontrada.**

Tabela 11 - Termo fonte de Particulado

Radionuclídeo	Atividade liberada (Ci a ⁻¹)		
	Cava da mina	Depósito de rejeitos	Britador
²³⁸ U	2,21E-5	7,78E-7	1,28E-5
²³⁴ U	2,21E-5	7,78E-7	1,28E-5
²³⁰ Th	2,21E-5	7,78E-7	1,28E-5
²³⁶ Ra	2,21E-5	7,78E-7	1,28E-5
²¹⁰ Pb	2,21E-5	7,78E-7	1,28E-5
²¹⁰ Po	2,21E-5	7,78E-7	1,28E-5

Fonte: O autor, 2013 adaptado de Rev7Cap3Vol1RFAS, 2003.

3.2.6.2 Radônio

O processo de exalação de radônio em solos não é simples e depende de muitos fatores, não apenas das características do solo em relação à concentração de rádio-226, densidade, porosidade, permeabilidade, mas indiretamente das condições meteorológicas, em particular, a temperatura do solo e a umidade influenciam fortemente a taxa de exalação.

Para caracterização do termo fonte de radônio a partir das principais fontes da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) foi realizada uma campanha de monitoração na qual foram escolhidos dois detectores ativos para as medições, AlphaGuard da Saphyno® e EQF3120, da Sarad®. A Tabela 24 apresenta uma foto de cada um desses equipamentos. Na seção seguinte são descritas as principais características desses instrumentos.

Figura 25 - Fotos dos equipamentos para medições *in loco* da taxa de exalação de radônio.



(a) (b)

Legenda: (a) – AlphaGuard e (b) – EQF3120

Fonte: O autor, 2013.

3.2.6.3 Monitoração ativa (AlphaGuard e EQF3120)

O AlphaGUARD PQ2000 é um monitor que emprega uma câmara de ionização para medições de radônio-222 e é tipo multiparâmetro, frequentemente usado em ambiente interno. Esse instrumento também é capaz de medir outros parâmetros relevantes, entre os quais a pressão atmosférica, a temperatura e a umidade relativa (Genrich, 1993). O volume ativo do

detector é de 0,56 litros, sendo separada do ambiente por um filtro de fibra de vidro para evitar influência dos filhos do radônio. A sensibilidade do detector varia de 1 cps a 20 Bq m^{-3} . O erro de calibração do instrumento é de 3%, acrescentando-se a incerteza do desvio padrão. Ele tem uma ampla faixa de resposta linear entre $2 \text{ a } 2 \text{ E}+6 \text{ Bq m}^{-3}$. Apresenta um erro de linearidade menor que 3%, dentro do intervalo total. Para mais esclarecimentos, indica-se o sítio da fabricante: www.saphymo.com.

O AlphaGuard PQ2000 foi usado para realizar as medições de taxa exalação de radônio dos solos.

A priori, apresenta-se uma breve introdução, mais detalhes serão discorridos na seção 6.5: A taxa de exalação ou densidade de fluxo de radônio-222 emanada por meio da superfície do solo tem uma grande importância para caracterização do potencial de uma fonte de radônio de um determinado local. A medição da taxa de exalação de radônio-222, geralmente, ocorre em um acumulador cilíndrico ou retangular, inserido a poucos centímetros de profundidade do solo. O radônio-222 exalado do solo entra no acumulador e sua concentração cresce com o tempo. No início, em um curto tempo, parte da concentração dentro do acumulador tem comportamento crescente, quase linear e o grau de inclinação desse crescimento determina a taxa de exalação do solo. Ademais, no início, o processo não é sensível à retrodifusão e à fuga do gás por meio do solo.

O EQF3120 está equipado com detectores de radiação a semicondutor, tanto na câmara de medição de radônio quanto na parte específica para medidas dos produtos de decaimento do radônio-222. Isto permite uma separação entre esses diferentes produtos de decaimento por espectroscopia alfa. (<http://www.sarad>).

Um acumulador de $430 \times 430 \text{ mm}^2$, proporcionando um volume de 27,7 L foi desenvolvido para inibir os efeitos de retrodifusão e fuga durante o processo de medição na superfície de exalação. A Tabela 12 mostra as características básicas dos dois detectores ativos usados no escopo deste trabalho.

Tabela 12 - Características básicas dos equipamentos usados na monitoração ativa

Característica	Alpha Guard	EQF 3120
Tipo detecção	Câmara de ionização	eletrodeposição
Volume do detector (L)	0,56	0,25
Fluxo de medição (L min ⁻¹)	difusão	2,4
Peso (kg)	4,5	9,0
Largura (mm)	350	350
Altura (mm)	120	150
Profundidade (mm)	140	370
Autonomia (h)	240	12

Fonte: O autor, 2013.

Na campanha realizada foi possível perceber que os dois equipamentos apresentaram, inicialmente, resultados satisfatórios para medições de fluxo na primeira fonte, ou seja, na pilha de lixiviação. No bojo deste trabalho surgiu o primeiro artigo intitulado “Preliminary comparison of two monitors to determine radon flux from crushed ore pile at uranium concentrate unit in Caetité, Brazil” que é apresentado no ANEXO C.

Embora os dois equipamentos tenham resultados satisfatórios, o AlphaGuard mostrou-se mais apropriado para uso em campo devido ao fato do filtro ser externo e não ser necessária a sua manipulação a cada nova tomada de valores. A concomitância entre os dois detectores ocorreu somente para medições na pilha de lixiviação. Decidiu-se, então prosseguir somente com o AlphaGuard.

3.2.6.4 Monitores ativos na medição de taxa de exalação de radônio-222

Os monitores ativos foram acoplados aos seus respectivos acumuladores e circuitos fechados, de modo a permitir o crescimento da concentração de radônio no interior do acumulador, em função do tempo de exposição.

O termo fonte relativo ao radônio será a grandeza chamada exalação ou fluxo, que mede a taxa de emissão de atividade de radônio por unidade de área (em Bq m⁻² s⁻¹).

Conforme já discorrido em capítulos anteriores, o radônio é liberado para a atmosfera durante algumas fases da mineração e processamento do urânio. Pesquisas anteriores a este trabalho identificaram as principais fontes de radônio da Unidade de Concentrado de Urânio (URA): a cava da mina a céu aberto, o britador, a pilha de lixiviação e o depósito de rejeitos (estéril + minério lixiviado). A determinação do termo fonte proveniente da exalação do radônio dessas fontes é um dos objetivos desse trabalho para se atingir o objetivo principal.

Para as medições do fluxo de radônio nas fontes foi estabelecido um protocolo de medições que visam a, não somente um dado de entrada no modelo de simulação, mas também fornecer informação sobre as taxas de exalação de radônio na Unidade de Concentrado de Urânio (URA), já que os mesmos são escassos até a presente data. Adotou-se, como metodologia de cálculo, o método apresentado pela SARAD® GmbH em sua Application Note NA-006_EN (Quantifying of Radon Exhalation on Surfaces, março de 2008).

Para cada um dos ambientes monitorados foram realizadas medições iniciais para caracterizar a evolução da concentração no tempo, permitindo definir as escalas de tempo para os procedimentos que aperfeiçoassem o processo de monitoração, segundo as etapas a seguir:

- a) foi adotado um intervalo de integração (intervalo de tempo no qual os monitores registraram os valores de concentração) de 1 minuto, de modo a permitir um número significativo de eventos durante o crescimento linear da concentração;
- b) foi adotado um período de monitoração entre 20 a 30 min, de modo a evitar a região de saturação da concentração, uma vez que o comportamento da concentração nessa região é oscilante, ademais, nesta fase, fenômenos como retrodifusão pelo solo e vazamento pelo acumulador são incontroláveis, em medidas de campo;
- c) em dois pontos diferentes, entre duas monitorações consecutivas, o sistema monitor-acumulador era suspenso e a bomba de ar do equipamento permanecia ligada, de modo a permitir a purga do sistema, sendo realizado um acompanhamento da redução da concentração até que fosse alcançada condição adequada para nova monitoração, concentração ambiente ordem de 1 kBq m^{-3} .

A quantificação da taxa de exalação de radônio através de superfícies é baseada na observação do aumento da concentração da atividade em relação a um volume definido até a concentração estabilizar em certo tempo. Assumindo que o ar no acumulador (caixa) é bem misturado e que a concentração na caixa permanece suficientemente baixa para evitar eventos

de retrodifusão e escape de gás pelo caixa, assumindo ainda, que a concentração inicial no interior da caixa é zero, quando a mesma é fechada, o crescimento inicial segue a curva exponencial dada pela Equação 3.2

$$C(t) = \frac{E_{Rn}S}{V(\lambda_{Rn} + \lambda_v)} (1 - \exp(-\lambda_{Rn} + \lambda_v) \cdot t)) \quad (3.2)$$

em que, $C(t)$ = concentração de radônio no acumulador (caixa), em $Bq\ m^{-3}$;

$\lambda_{Rn} = 2,1\ E-6$ é a constante de decaimento do radônio, em s^{-1} ;

$\lambda_v =$ é a constante de decaimento efetiva do radônio (soma da constante de decaimento com o coeficiente de retrodifusão e coeficiente de escape da caixa), em s^{-1} ;

E_{Rn} = fluxo de radônio ou taxa de exalação, em $Bq\ m^{-2}\ s^{-1}$.

O acumulador (caixa) tem um formato retangular com uma área na base S (m^2), com uma altura h (m) e um volume V (m^3). Devido à condição de linearidade a concentração é governada pela Equação 3.3.

$$\frac{dC(t)}{dt} = \frac{E_{Rn}S}{V} \quad (3.3)$$

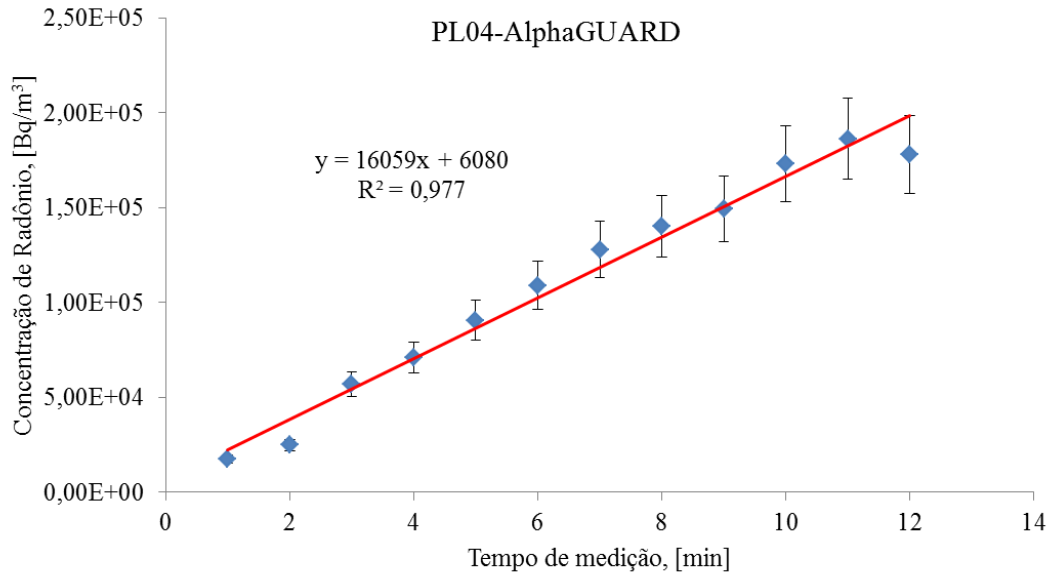
Utilizando os parâmetros acessíveis e com a medida da concentração $C(t)$ a taxa de exalação de radônio pode ser expressa pela Equação 3.4.

$$E_{Rn} = \frac{C(t)}{t} \cdot h \quad (3.4)$$

Finalmente, substituiu-se $C(t)$ por $\Delta y/\Delta x$ (coeficiente angular da reta) obtido pelo gráfico da concentração em função do tempo. As Figuras 26 e 27 mostram os gráficos típicos obtidos para um ponto de monitoração sobre a pilha de lixiviação com os monitores AlphaGuard e EQF 3120, respectivamente.

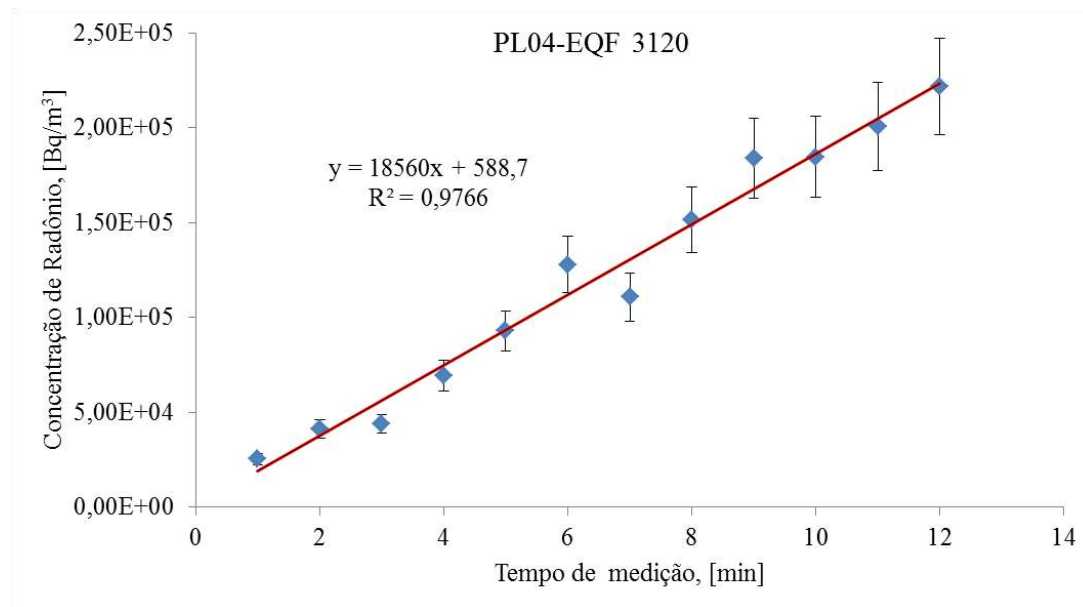
As Figura 26 e Figura 27 são exemplos para o ponto de monitoração número PL04 sobre a pilha de lixiviação, a campanha foi realizada em diversas fontes da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), em vários ambientes da mesma.

Figura 26 - Gráfico da Concentração de radônio versus tempo de medição usando o AlphaGuard.



Fonte: O autor, 2013.

Figura 27 - Gráfico da Concentração de radônio versus tempo de medição usando o EQF 3120.



Fonte: O autor, 2013.

- a) Pilha de lixiviação, antes do processo de lixiviação, no momento da campanha somente metade de uma pilha pode ser monitorada, pois a outra metade encontrava-se com o processo de lixiviação iniciado.

Figura 28 - Monitoração na pilha de lixiviação



Fonte: O autor, 2013.

b) Depósito de Estéril e de Minério Lixiviado

Na monitoração do Depósito de Estéril e de Minério Lixiviado é fundamental distinguir três regiões distintas:

- i) local de deposição do minério lixiviado que ainda não apresenta cobertura de argila compactada;
- ii) local de deposição do minério lixiviado em que já existe a camada de argila compactada em torno 1 m; e
- iii) local de deposição dos rejeitos.

As figuras mostram as características físicas de cada superfície monitorada na área do depósito de rejeitos. Para a área do depósito de estéril os resultados de monitoração não foram satisfatórios, poucas foram as medidas, efetivamente, com resultado próprio para o cálculo do fluxo de radônio pelo método acima descrito. Este fato pode ser explicado pela baixa concentração registrada o que é indicativo de fluxo de radônio muito baixo.

Figura 29 –Tipos de superfície monitorada



Legenda: Minério (exaurido) sem camada de argila
 Fonte: O autor, 2013.

Figura 30 – Minério exaurido com camada de argila e Estéril com cobertura



(a)



(b)

Legenda : (a) – Minério exaurido com cobertura e (b) – Estéril com cobertura
 Fonte: O autor, 2013.

c) Mina a céu aberto

A **Erro! Fonte de referência não encontrada.** a e b mostra a superfície da cava da mina. Não foi possível a monitoração da berma mais profunda, pois a mesma se encontrava com água de chuva (Fig. 31(b)).

Figura 31 - Solo da mina a céu aberto



(a)

(b)

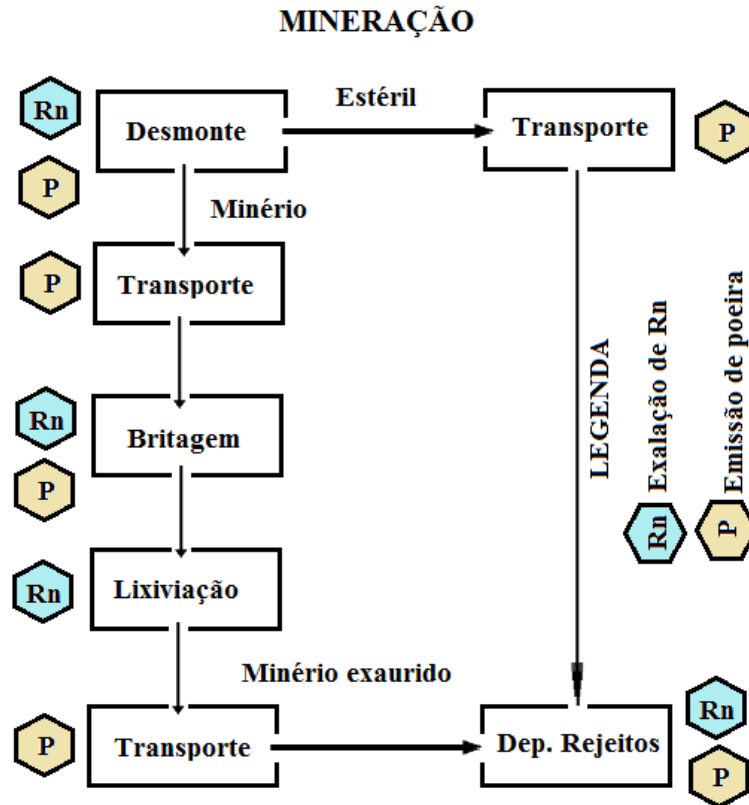
Legenda: (a) – berma mineralizada e (b) – berma mais profunda com água de chuva
Fonte: O autor, 2013.

3.3 Caracterizações dos termos fontes

O fluxograma de processo da instalação, Figura 32, mostra as principais etapas e indica qual é a sua contribuição para descarga atmosférica, seja para radônio seja para particulado.

O modelo matemático MILDOS-AREA, como dito anteriormente, utiliza a estimativa atmosférica gaussiana, considerando todas as fontes contínuas e sem elevação. Neste trabalho, todas as fontes foram consideradas fontes pontuais, sendo o britador a pilha de lixiviação considerada um único termo fonte devido a aproximação de uma em relação à outra. As principais características físicas de cada termo fonte são apresentadas, resumidamente nos itens 3.3.1; 3.3.2 e 3.3.3 a seguir. Sendo a localização de cada termo apresentada na Tabela 13.

Figura 32 - Fluxograma de processo e potenciais emissões de radônio e particulado



Fonte: O autor, 2013 adaptada de CARMO, 2005, f. 12.

3.3.1 Cava da mina

A cava da mina é composta por três frentes de lavra denominadas de corpo 1, 2 e 3. A área do minério exposto é considerada como sendo a soma das três frentes, ou seja, como se operando simultaneamente. Cada frente da lavra tem 20 m de largura, 5 m de altura e 5 m de profundidade. A área exposta é considerada como um cone invertido e com área total aproximada de 93.008 m² (RFAS, 2001).

3.3.2 Pilha de lixiviação

No pátio de lixiviação são processadas seis pilhas no período de um ano. Cada pilha possui em média 35.000 t de minério com teor de 0,29% em U_3O_8 . Cada pilha permanece em média 60 dias (montagem, lixiviação e desmonte). O formato da pilha é semelhante ao de um prisma de base retangular (50 m x 100 m x 3,5 m) com uma área total aproximada de 6740 m² (RFAS, 2001).

3.3.3 Depósito de rejeitos (sólidos)

O depósito de rejeitos sólidos é formado, basicamente, por três materiais com características distintas, do ponto de vista geotécnico e ambiental: solo, rocha e minério exaurido. As rochas possuem teores médios de 0,007% de U_3O_8 . O solo está depositado na parte superior da encosta, servindo como barreira de proteção do minério exaurido. O minério exaurido está confinado entre o solo, a montante e o estéril em bloco de rocha a jusante. O estéril rochoso está disposto na posição inferior da encosta. O depósito está localizado em uma encosta ao sul do talvegue do córrego Cachoeira, que mostra uma topografia relativamente plana (CONCEIÇÃO *et al.*, 2005).

Atualmente, a pilha de estéril está, praticamente, formada integralmente, ocupando uma área de 50 m por 700 m de comprimento. Pilhas de minério lixiviado, em forma de paralelepípedo de 100 m por 100 m, com altura de 40 m, são construídas ao lado da pilha de estéril. As pilhas de estéril, composta por rochas com dimensões de 100 m por 200 m com altura de 40 m, são construídas ao lado das pilhas de estéril composta por solo. A área total do depósito de rejeitos é da ordem de 263.100 m². Para o minério exaurido (lixiviado), o teor de rádio é, praticamente, o mesmo que antes da lixiviação (RFAS, 2001).

Tabela 13 - Localização espacial dos termos fontes

Fonte	Abcissa(x) (m)	Ordenada (y) (m)	Direção preferencial do Vento
Cava da mina	-970	-380	ESE⇒WNW
Pilha de lixiviação	1030	-709	WNW⇒ESE
Depósito de rejeitos	-261	-500	ESE⇒WNW

Fonte: O autor, 2014.

3.4 Hipóteses assumidas

O MILDOS-AREA permite ao usuário definir e ajustar vários parâmetros de entrada. Os parâmetros de entrada para o modelo MILDOS-AREA podem ser classificados em sete categorias relacionadas com: controle de trabalho (produção), termos fonte, meteorologia, parâmetros das vias de ingestão de alimentos, distribuição da população, receptores individuais e histórico de tempo. A Tabela14 mostra um resumo dos parâmetros preparados para a efetivação das simulações com o MILDOS-AREA para a Unidade de Concentrado de Urânio (URA).

Para entrada no modelo visando à efetivação das simulações, os parâmetros de entrada assumidos são resumidos na Tabela 14, que de modo geral são: fonte pontual para os três termos fontes, grupo hipotético e grupos populacionais, os valores de granulometria das partículas em cada fase do processo foram considerados “*default*” do programa, não são considerados os parâmetros das vias de ingestão, pois não serão apresentadas estimativas de dose por essa via, o período de tempo considerado foi de um ano. Para valores das áreas dos principais termos fontes foram consideradas as apresentadas pelo operador no RFAS, 2001, visando comparação dos resultados de concentrações de radônio para os grupos críticos simulados.

Tabela 14 - Parâmetros de entrada do MILDOS-AREA e Hipóteses assumidas

	Parâmetro	Valor
Minério	Qualidade do minério, U ₃ O ₈	0,3 %
	Taxa de Produção do minério	3,8 10 ² ton ano ⁻¹
De taxa de exalação de radônio foram determinados Dados Populacionais e do vento	Estatística do vento	Arquivo MET. FILE(*)
	Estatística da população	Grupos hipotéticos e grupos populacionais
Distribuição de partículas por tamanho	Secagem e embalagem do Yellowcake	3 µm (default)
	Atividade do minério (trituradores e moinhos)	1.5 µm(default)
	Pilha de minério e rejeitos 30 (%)	7,7 µm(default)
	70 (%)	54 µm (default)
Cava da mina	Taxa de liberação de radionuclídeos	Tabelas 10 e 11
Britador	Taxa de liberação de radionuclídeos	Tabelas 10 e 11
Depósito de Rejeito	Taxa de liberação de radionuclídeos	Tabelas 10 e 11

Legenda: (*) Anexo B

Fonte: O autor, 2013.

As hipóteses básicas assumidas pelo modelo de dispersão atmosférica de poluentes no MILDOS-AREA e as tratadas no escopo deste trabalho de tese estão resumidas abaixo:

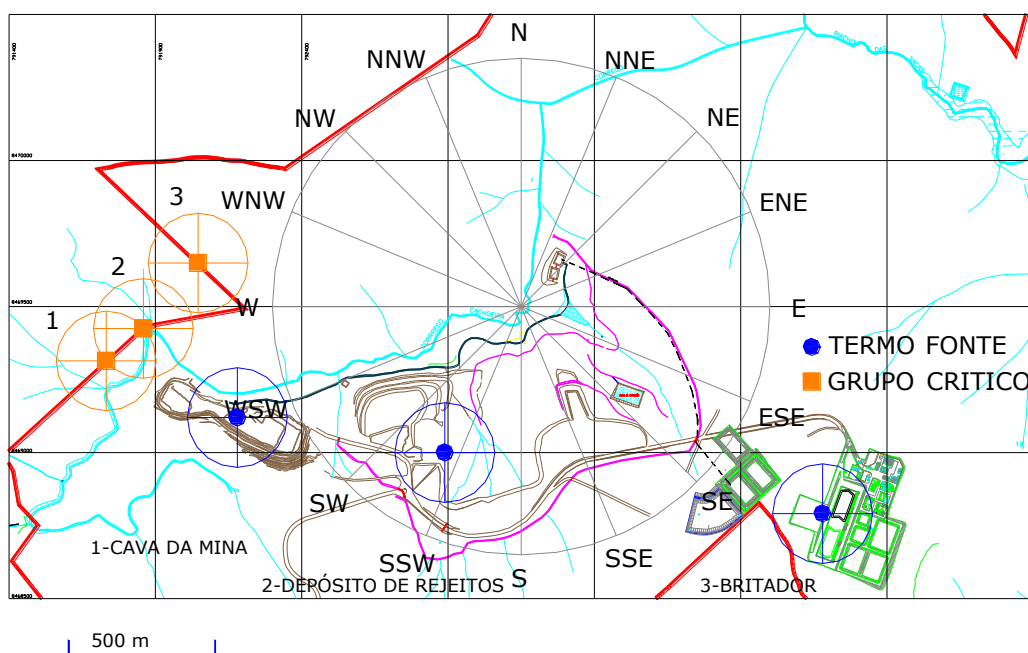
- o modelo matemático utiliza a estimativa de dispersão atmosférica “gaussiana”, considerando todas as fontes contínuas e sem elevação;
- foram considerados três fontes pontuais, que são a cava da mina, depósito de rejeitos sólidos, britador e a pilha que devido a proximidade de mútua são considerados como um único “termo-fonte”;
- os efeitos de elevações do terreno nas proximidades das fontes não são considerados;

- o modelo considera a dispersão atmosférica vertical, com estimativas válidas ao nível do solo e dentro de 16 setores definidos pela rosa dos ventos,
- o modelo é estacionário, fornecendo estimativas de valores médios anuais.

3.4.1 Display gráfico

A navegação para a entrada dos parâmetros do MILDOS-AREA pode ser feita por meio do menu principal, na barra de ferramentas ou graficamente com a janela de display gráfico (ANEXO D). Os usuários têm a possibilidade de desenhar ou ler em uma imagem para exibir como referência de fundo. A imagem a ser lida pode ser gerada por uma gama de aplicativos e programas ou pode ser uma imagem digitalizada. A utilização da ferramenta de desenho pode resultar em um desenho esquemático, conforme o mostrado na Figura 33. A partir da ilustração pode-se especificar a localização das fontes e receptores. Uma vez localizados os objetos podem ser movidos e suas propriedades acessadas com o botão direito do mouse. Para usar este método de localização, o usuário deve especificar uma escala por meio da colocação de dois pontos como âncora de referência.

Figura 33 - Localização dos grupos receptores hipotéticos e termos fontes



Fonte: O autor, 2014 adaptada do RFAS, 2001, f. 29.

3.4.2 Grupo crítico hipotético e grupos populacionais reais

O complexo industrial da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) está situado em uma região em que não existem assentamentos humanos permanentes na proximidade imediata do projeto de mineração proposto. Os assentamentos permanentes mais próximos são grupos populacionais, como mostrado na **Erro! Fonte de referência não encontrada.** do capítulo anterior, cujas localizações em relação ao centro do empreendimento são mostradas na Tabela 15.

Por definição, um grupo crítico é um grupo de membros do público que é razoavelmente homogêneo em relação às vias de exposição a fonte de radiação e exposição específicas, e que são representativos daqueles indivíduos que receberam a dose de exposição mais elevada ao longo da via de exposição, dada a partir das fontes sob consideração. Um grupo crítico é selecionado, identificando-se os grupos de pessoas dentro da população potencialmente exposta e refletem as várias características de estilo de vida e uso do solo da área, que resultaria nas maiores exposições no âmbito do respectivo cenário. As exposições potenciais desses grupos são então avaliadas, com base em seu potencial de ser exposto por meio das vias de exposição consideradas.

Consideram-se três receptores críticos hipotéticos e oito receptores populacionais reais. Os receptores críticos hipotéticos são indivíduos que são postulados para viverem, hipoteticamente, na parte mais exposta do perímetro da área de licença de mineração, ou seja, no limite da cerca do empreendimento, na direção preferencial dos ventos com relação aos termos fontes. Estes receptores críticos hipotéticos são definidos para medir as exposições no pior caso que seriam atribuíveis às operações da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) sobre os membros do público. Em contraste, os grupos populacionais reais são membros das pequenas comunidades nos arredores da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) (Figura 18). O impacto radiológico dos membros dos grupos populacionais é avaliado no caso das exposições aos receptores críticos hipotéticos, que correspondem ao “pior caso” o que indicam que doses de exposição podem exceder o limite de dose do público aplicável.

3.4.2.1 Grupos críticos

Foram postulados três grupos críticos hipotéticos, que foram posicionados sobre o empreendimento, na direção preferencial dos ventos, com relação aos termos fontes cava da mina, depósitos de rejeitos e britador, respectivamente. Esses grupos críticos hipotéticos foram os seguintes:

- **Grupo crítico hipotético número 1:** Indivíduo do público situado a 500 m do termo fonte cava da mina e a 1431 m do centro do empreendimento na direção preferencial dos ventos (ESE⇒WNW), no lado externo da cerca do empreendimento.
- **Grupo crítico hipotético número 2:** Indivíduo do público situado a 1110 m do termo fonte depósito de rejeitos e a 1294 m do centro do empreendimento, na direção preferencial dos ventos (ESE⇒WNW), no lado externo da cerca do empreendimento.
- **Grupo crítico hipotético número 3:** Indivíduo do público situado a 2250 m do termo fonte britador e a 1114 m do centro do empreendimento, na direção preferencial dos ventos (ESE⇒WNW), no lado externo do empreendimento.

A Figura 33 mostra as posições dos termos fontes e dos grupos críticos hipotéticos e a Tabela 15 mostra as coordenadas cartesianas dos grupos críticos hipotéticos em relação a um referencial, cuja origem é o ponto central da rosa dos ventos. Considera-se que a abcissa X tem crescimento positivo no sentido da esquerda para a direita e que a ordenada Y tem crescimento positivo no sentido de baixo para cima.

Tabela 15 - Coordenadas dos Grupos críticos hipotéticos

	Abcisa(X) (m)	Ordenada(Y) (m)	Distância ao cento do empreendimento (m)
Grupo hipotético número 1	-1418	-186	1431
Grupo hipotético número 2	-1291	-75	1294
Grupo hipotético número 3	-1104	149	1114

Legenda: distâncias em metros.

Fonte: O autor, 2014.

3.4.2.2 Grupos populacionais reais

Para os grupos populacionais reais foram feitas estimativas de incremento de dose efetivas individuais para habitantes de Caetité, a 33,4 km da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), no setor NE⇒SW, Maniaçu, a 10,9 km, no setor E⇒W, Varginha, a 3,5 km, no setor SSW⇒NNE, São Timóteo, a 13,4 km, no setor W⇒E, Lagoa Real, 27 km, no setor NNW⇒SSE e Monsenhor Bastos, a 29,2 km, no setor N⇒S, que são os grupos populacionais dentro de um raio de 35 km do empreendimento. As posições desses grupos populacionais em relação aos setores da rosa dos ventos são mostradas na **Erro! Fonte de referência não encontrada..** Os grupos populacionais mais próximos da instalação, nas direções de ventos mais frequentes são a Fazenda Tamanduá e a Fazenda Gameleira que ficam 3 km e a 3,5 km da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), na direção ESE⇒WSW e ENE⇒WSW, respectivamente. Estes grupos populacionais correspondem aos pontos de monitoração LR010 e LR008, respectivamente.

A **Erro! Fonte de referência não encontrada.** mostra a localização dos grupos populacionais e a Tabela 16 apresenta as coordenadas em relação ao centro do empreendimento. As coordenadas foram obtidas com auxílio do ArcGIS® a partir do mapa da **Erro! Fonte de referência não encontrada..**

Tabela 16 - Características geográficas dos grupos e populacionais

	Abcissa (X) (m)	Ordenada (Y) (m)	Direção preferencial do vento
Maniaçu	-10800	-2000	E⇒W
Fazenda Gameleira	-3500	-2000	ENE⇒WSW
Fazenda Tamanduá	-2800	1100	ESE⇒WNW
Varginha	1500	900	SSW⇒NNE
São Timóteo	13100	-2000	W⇒E
Lagoa Real	14700	-22900	NNW⇒SSE
Monsenhor Bastos	-2200	-30500	N⇒S
Caetité	-22500	-29500	NE⇒SW

Fonte: O autor, 2013.

3.5 Estimativas de dose a partir das liberações atmosféricas modeladas pelo MILDOS-AREA.

3.5.1 Considerações

Qualquer prática que envolva a liberação de materiais radioativos na atmosfera deve sempre ser submetida a uma avaliação de dose nos indivíduos do público. A finalidade desse procedimento é verificar as conformidades com os limites estabelecidos em normas de proteção radiológica (CNEN-NN-3.01, 2011). As normas internacionais e nacionais estabelecem que as estimativas de dose nos indivíduos de público devem fazer parte do processo de descargas de efluentes líquidos e atmosféricos, este é um critério adotado, por exemplo, pela Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA, 2001).

Para verificar o atendimento às citadas normas foi realizada uma avaliação simplificada, partindo de hipóteses conservativas, sendo utilizados modelos genéricos, conforme critérios estabelecidos pela (AIEA, 2001) quando as estimativas de dose postuladas para indivíduos do público são esperadas muito baixas, não exigindo a utilização de modelos muito complexos. Segundo a AIEA (2001), quando resultados de estimativas de dose para indivíduos do público fiquem 10% abaixo do limite de dose estabelecida, não há necessidade de refinamento da avaliação.

Para estimativas de dose, no presente trabalho, postulou-se a existência de três grupos críticos nas proximidades da instalação, ainda foram realizadas estimativas de doses para os grupos populacionais que estão mais próximos da instalação. Os resultados de concentração dos radionuclídeos nas principais vias de exposição e cenários simulados são apresentados, bem como são expostas as estimativas de dose para todos os cenários simulados. Os resultados são apresentados para as estimativas de dose para cada radionuclídeo disperso e por via de exposição considerada. As estimativas de dose por via de exposição de ingestão para os cenários simulados (grupos críticos, grupos populacionais) não foram determinadas, visto que a literatura informa (TRIPATHI *et al.*, 2011) que a contribuição para essa via se mostra insignificante para a determinação da dose efetiva.

Convém observar que a avaliação de doses auxilia a definição das vias de exposição e dos radionuclídeos mais relevantes, em termos do impacto radiológico resultante. Segundo a

IAEA (2000), o grau (dimensionamento) de monitoração ambiental requisitado está associado à dose nos indivíduos do grupo crítico.

Para os coeficientes de dose foram utilizados os valores especificados na posição regulatória da CNEN 3.01/011. Algumas informações adicionais como, por exemplo, taxa de consumo de leite, vegetais e carnes pela população local foram obtidas do Relatório Final de Análise de Segurança (RFAS, 2001) ou do EIA/RIMA da instalação.

Os cálculos das estimativas de dose foram realizados em planilha eletrônica do Excell®. As concentrações no ar e do solo foram obtidas da simulação computacional com o MILDOS-AREA.

Para estimativas de dose no presente estudo foram utilizados o modelos genéricos descritos no Safety Reports Series nº 19 (IAEA, 2001)

Para taxa de ocupação sempre foram considerados valores conservativos, para tal se levou em consideração um fator de ocupação de 8.760 horas por ano e para a taxa de inalação de adulto foi considerado o valor de 8.400 m³ ano⁻¹, para a absorção pelos pulmões foi considerado a taxa moderada. As estimativas de dose foram realizadas para indivíduo adulto, não sendo levada em consideração a faixa etária dos indivíduos hipotéticos simulados.

No caso da exposição externa, a fração do ano, em que um indivíduo de um grupo crítico é exposto a uma determinada via de exposição irá depender de vários fatores particulares a exposição. Para estimativa de dose externa por imersão e para exposição ao solo foi considerado o valor igual 1, conforme recomendações transcritas no Safety Reports Series nº 19 (IAEA, 2001).

Como foi considerado indivíduo adulto (>17 anos de idade) foram utilizados os valores de correção de dose sugeridos pela posição regulatória CNEN-NN-3.01/011, que são os valores de 1 para indivíduos maiores que 17 anos e, para geometria de exposição, o valor 1 para imersão no ar e solo contaminado.

O impacto radiológico atmosférico, devido aos termos fontes de particulado e radônio da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), foi avaliado se utilizando os dados descritos no presente capítulo e nos capítulos anteriores, incorporados ao MILDOS-AREA via interfaces gráficas apresentadas no ANEXO D. O cálculo de dose efetiva foi realizado e suas equações apresentadas a seguir.

3.5.2 Cálculo de dose efetiva

Neste trabalho não foi estimada a dose equivalente em decorrência da irradiação beta devido a imersão na pluma, visto que a CNEN não fornece dados de coeficientes de dose para essa via de exposição. Segundo JNESO (2012), a dose decorrente por exposição a irradiação beta não é significativa, quando comparada à irradiação gama, especialmente, para condições rotineiras, não acidentais (JNESO, 2012 *apud* Alves, 2013).

A seguir são apresentadas as equações utilizadas para estimativa de dose individual decorrente da transferência dos radionuclídeos para os diferentes compartimentos do ecossistema.

1) Estimativa da dose externa para imersão em uma pluma radioativa emissora gama

A dose efetiva anual E_{im} (Sv.a^{-1}) decorrente da imersão em uma pluma radioativa contendo radionuclídeos emissores gama é dada pela equação:

$$E_{im} = C_A D F_{im} O_f \quad (3.5)$$

Em que:

C_A =é a concentração média anual do radionuclídeo i no ar (Bq.m^{-3}) (valores obtidos pelo MILDOS-AREA);

$D F_{im}$ =é o coeficiente de dose efetiva para imersão em uma pluma radioativa emissora gama (Sv.ano^{-1} por Bq.m^{-3});

Esses valores foram obtidos da Posição Regulatória 3.01 / 011:2011 – “Coeficientes de Dose para Exposição do Público” (CNEN, 2011), sendo considerados os coeficientes de dose para adultos, acima de 17 anos, membros do público para geometria de contaminação ambiental relativa à imersão no ar.

O_f =é a fração de ano na qual um membro do grupo crítico é exposto a uma determinada via de exposição, no caso, exposição externa devido à imersão em uma nuvem radioativa (adimensional).

O valor de O_f depende das circunstâncias particulares de exposição. No presente trabalho foi assumido um valor igual a 1, de acordo com recomendação do Safety Reports Series nº19 (IAEA, 2001).

2) Estimativa da dose externa decorrente da deposição de radionuclídeos no solo

A dose efetiva anual E_{gr} para irradiação externa decorrente da deposição de radionuclídeos no solo é dada por:

$$E_{gr} = C_{gr}DF_{gr}O_f \quad (3.6)$$

Em que:

C_{gr} = é a taxa total de deposição seca do radionuclídeo i no solo (Bq.m⁻².s⁻¹). Esses valores foram obtidos a partir dos resultados do MILDOS-AREA;

DF_{gr} = é o coeficiente de dose efetiva para irradiação externa decorrente da deposição de radionuclídeos no solo (Sv.a⁻¹ por Bq.m⁻²). Esses valores foram obtidos da Posição Regulatória 3.01 / 011:2011 – “Coeficientes de Dose para Exposição do Público” (CNEN, 2011), sendo considerados os coeficientes de dose para adultos membros do público para geometria de contaminação ambiental relativa à deposição dos radionuclídeos no solo superficial.

Estimativa da dose interna decorrente da inalação

Neste trabalho para a estimativa da dose efetiva comprometida decorrente da inalação de radionuclídeos foi realizada utilizando-se a equação dada por (IAEA, 2001):

$$E_{inh} = C_A R_{inh} DF_{inh} \quad (3.7)$$

Em que:

C_A = é a concentração média anual do radionuclídeo no ar (Bq.m⁻³) (valores obtidos pelo MILDOS-AREA);

R_{inh} = é a taxa de inalação anual para adultos ou crianças (m³.ano⁻¹); Para adultos foi considerado o valor de 8.400 m³.ano⁻¹ (IAEA, 2001);

DF_{inh} = é o coeficiente de dose efetiva comprometida para inalação (Sv/Bq). Esses valores foram obtidos da Posição Regulatória 3.01 / 011:2011 – “Coeficientes de Dose para Exposição do Público” (CNEN, 2011).

As Tabela 17 e Tabela 18 abaixo mostram os valores dos coeficientes de dose para exposição do público obtida na Posição Regulatória 3.01 / 011:2011. São mostrados apenas os coeficientes para os radionuclídeos utilizados como termo fonte neste trabalho.

Tabela 17 - Coeficientes de dose efetiva para irradiação externa

Meio	Ar	solo superficial
Unidade	Sv.h ⁻¹ por Bq.m ⁻³	Sv.h ⁻¹ por Bq.m ⁻²
U-238	9,00E-15	1,52E-15
Th-230	5,33E-14	2,29E-15
Ra-226	1,02E-12	2,20E-14
Pb-210	1,61E-13	7,67E-15
Rn-222	6,37E-14	1,38E-15
Po-218	1,52E-15	3,12E-17
Pb-214	3,92E-11	8,64E-13
Bi-214	2,61E-10	5,18E-12
Bi-210	9,29E-13	1,26E-13
Po-210	1,40E-15	2,91E-17

Fonte: O autor, 2014 com valores obtidos na Posição Regulatória 3.01 / 011:2011, f. 1-101.

Tabela 18 - Coeficiente de dose efetiva comprometida para inalação (Sv/Bq).

(Via de inalação)	
e(g) (Sv.Bq⁻¹)	
U-238	2,90E-06
Th-230	4,30E-05
Ra-226	3,50E-06
Pb-210	1,10E-06
Rn-222	4,45E-07
Pb-214	1,40E-08
Bi-214	1,40E-08
Pb-210	1,10E-06
Bi-210	9,30E-08
Po-210	3,30E-06

Fonte: O autor, 2013 com valores obtidos na Posição Regulatória 3.01 / 011:2011, f. 1-101.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Avaliação dos dados de monitoração ambiental

Neste capítulo são apresentados os resultados para as etapas desenvolvidas e descritas no capítulo anterior, começando com a avaliação dos dados pré-operacional e operacional de radônio, em seguida é feita a análise dos dados de taxa de kerma, prosseguindo-se com a avaliação dos dados meteorológicos, os resultados de caracterização dos termos fontes e, finalmente, os dados das simulações com MILDOS-AREA e estimativas de dose efetivas.

4.1.1 Concentração de radônio pré-operacional e operacional

Foram realizadas, pelo operador, 86 medidas de concentração de radônio nos períodos pré-operacional de (1992-1994) e (1998-1999) com média aritmética de $45,4 \text{ Bq m}^{-3}$ e média geométrica de $39,47 \text{ Bq m}^{-3}$ com desvio padrão de $23,28 \text{ Bq m}^{-3}$ variando em um intervalo de $9-122 \text{ Bq m}^{-3}$. Os resultados pré-operacionais das medições das variações temporais da concentração de radônio são apresentados na Tabela 19, em que é mostrado o resumo da estatística dos valores de concentração de radônio para os pontos monitorados.

O ponto LR010 (Fazenda Tamanduá) é o ponto que apresentou maior concentração de radônio para o período pré-operacional, seguido pelo ponto LR008 (Fazenda Gameleira). Os pontos de monitoração que apresentaram a menor concentração de radônio no ar, período pré-operacional, foram os pontos LR043 (Distrito de São Timóteo) e LR044(Lagoa Real).

Tabela 19 - Concentração de radônio no ar para o período pré-operacional (1992-1994 e 1998-1999)

Concentração de radônio no ar – pré-operacional (Bq m ⁻³)					
Ponto	Máximo	Mínimo	Méd Arit.	Méd Geom,	Desvio Padrão
Aerossol - Maniaçú (LR001)	71,00	15,00	45,30	39,80	21,49(n=8)
Faz. Angico (LR005) (*)	78,00	28,00	53,00	48,74	23,8(n=4)
Lagoa Grande (LR007)	65,00	12,00	31,42	27,37	17,88(n=7)
Aerossol - Gameleira (LR008)	96,00	24,00	46,75	41,03	26,29(n=8)
Fazenda Buracão (LR009) (*)	93,00	23,00	53,90	48,80	23,80(n=10)
Aerossol - Tamanduá (LR010)	122,00	14,00	55,71	44,80	38,94(n=7)
Aerossol - Faz. Cachoeira (LR013)	71,20	9,00	41,57	34,07	23,08(n=9)
Aerossol - Juazeiro (LR042)	69,00	21,00	42,00	27,43	12,67(n=7)
Distrito de São Timóteo (LR043)	48,00	10,00	30,33	27,43	12,67(n=6)
Lagoa Real (LR044)	48,00	25,00	35,42	34,48	8,73(n=7)
Faz. Garapa (LR046)	87,00	23,00	54,86	49,39	22,93(n=13)

Legenda: (*) somente período 1998-1999, (os dados foram tratados de forma excluir valores anômalos).

Fonte: O autor, 2014 com dados brutos do INB, 2000 p. 1-204.

Os pontos monitorados no período pré-operacional que apresentaram maior concentração de radônio no ar, ou seja, LR010 e LR008 são pontos localizados na direção preferencial dos ventos, respectivamente, nas direções ESE⇒WSW e ENE⇒WSW. É importante observar que, antes mesmo da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) entrar em operação, estes pontos que efetivamente correspondem aos grupos populacionais Fazenda Tamanduá e a Fazenda Gameleira já apresentavam concentração de radônio maior que os outros pontos monitorados.

A Tabela 20 mostra os resultados da avaliação das medições de concentração de radônio do período operacional

Tabela 20 - Concentração de radônio no ar para o período operacional (2000-2011)

Concentração de radônio no ar – operacional (Bq m ⁻³)					
Ponto	Máximo	Mínimo	Méd Arit.	Méd Geom,	Desvio Padrão
Aerossol - Maniaçú (LR001)	147,00	28,00	81,38	75,02	31,54 (n=35)
Fazenda Jatobá (LR006)	110,00	16,00	61,80	54,64	27,67 (n=26)
Aerossol - Gameleira (LR008)	166,00	25,00	61,40	54,96	32,09 (n=43)
Fazenda Buracão (LR009)	171,00	19,00	75,30	66,40	36,01 (n=36)
Aerossol - Tamanduá (LR010)	198,00	22,00	65,85	57,60	36,98 (n=35)
Aerossol - Faz. Cachoeira (LR013)	127,00	17,00	68,10	61,27	29,89 (n=38)
Aerossol - Juazeiro (LR042)	97,00	14,00	54,83	48,77	23,79 (n=37)
Distrito de São Timóteo (LR043)	157,00	23,00	53,48	45,12	36,08 (n=31)
Lagoa Real (LR044)	149,00	16,00	60,28	52,99	31,66 (n=32)
Fazenda Garapa (LR046)	208,00	34,00	96,83	87,38	45,51 (n=38)
Divisa-Anomalia 09 (LR501)	54,00	7,00	24,88	20,62	15,07 (n=17)
Vale do Engenho (LR502)	510,00	75,00	168,27	142,29	122,35 (n=22)
Divisa Fazenda Espigão (LR503)	230,00	58,00	123,90	115,20	46,91 (n=21)
Anomalia 09 - Cava 01 (LR504)	230,00	58,00	123,90	115,20	46,91 (n=21)
Anomalia 09 (LR508)	181,00	37,00	98,25	92,18	34,13 (n=20)
Estação - Anomalia 09 (LR513)	433,00	65,00	174,31	158,94	80,82 (n=22)
Aerossol - Usina (G001)	118,00	13,00	68,89	60,65	30,91 (n=28)
Dep. Estéril - Módulo SA3 (G003A)	1465,00	173,00	733,56	641,49	347,25 (n=30)
Dep. Estéril - Módulo SA1 (G003D)	868,00	243,00	559,52	522,13	195,86 (n=25)
Aerossol - Drenos subaéreos (G008)	301,00	50,00	109,09	99,15	55,49 (n=31)
Divisa-Anomalia 09 (G009)	155,00	17,00	68,35	55,90	42,42 (n=28)
Cava da Mina - Corpo III (G010)	214,00	37,00	97,93	86,38	51,18 (n=30)
Divisa Fazenda Buracão (G011)	254,00	39,00	96,25	83,10	60,91 (n=27)

Legenda: G001; G003A; G003D; G008; G009; G010 e G011- início da campanha de monitoração em 2003.

LR501; LR502; LR503; LR504; LR508 e LR513 – início da campanha de monitoração em 2006.

Os dados foram tratados de forma a excluir valores anômalos.

Fonte: Própria com dados brutos do operador

O valor médio para a concentração de radônio no ar no ambiente *outdoor* da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) é em torno de $137,21 \text{ Bq m}^{-3}$. O maior valor de concentração de radônio no ar corresponde ao ponto de monitoração G003A, que é um ponto que fica localizado sobre o depósito de estéril, é também neste ponto que se apresenta a maior média aritmética $733,56 \text{ Bq m}^{-3}$ e a maior média geométrica $641,49 \text{ Bq m}^{-3}$, seguido pelo ponto G003D, com médias aritméticas e geométricas de $559,52$ e $522,13 \text{ Bq m}^{-3}$, respectivamente. O ponto G003D também fica localizado sobre a pilha de estéril.

Realizou-se o cálculo das diferenças entre os valores das médias geométricas das concentrações de radônio no ar dos períodos pré-operacional e operacional, em que se pode observar que as maiores diferenças são para os pontos de monitoração LR046 e LR001 com valores de incremento de concentração de $37,99$ e $35,22 \text{ Bq m}^{-3}$, respectivamente e os menores valores para os pontos LR010 e LR008 com incremento de $12,8$ e $13,9 \text{ Bq m}^{-3}$. Estes pontos (LR008 e LR010) são os pontos mais próximos dos termos fontes na direção preferencial do vento, o que era de se esperar serem os pontos, possivelmente, mais impactados, tal fato corrobora com a possibilidade que os pontos com maior incremento na concentração de radônio no ar estar sendo influenciados, não pela dispersão de efluentes para atmosfera a partir dos termos fontes, e sim pelas suas localizações próximas a anomalias ou geologia do terreno ou mesmo pela não acurácia das medidas que vem sendo realizadas.

Para determinação da diferença mínima significativa entre as médias aritméticas das medidas realizadas nos períodos pré-operacional e operacional, tanto para concentração de radônio no ar como para taxa de kerma foi realizado o teste *p-valor* entre as médias encontradas, para cada ponto coincidente, em ambos os períodos das campanhas de monitoração. Para o teste foi utilizado o *STATA - Statistics/Data Analysis*®.

Os resultados do teste *p-valor* de comparações de médias foram os seguintes: para as médias de taxa de kerma no ar, todas as médias foram consideradas estatisticamente diferentes para um nível de significância de 0,05. Com nível de confiança de 95%.

Para a concentração de radônio no ar, os valores de *p-valor* tiveram significância estatística entre as médias pré-operacional e operacional para os seguintes grupos populacionais: Fazenda Gameleira (0,23); Fazenda Buracão (0,08); Fazenda Tamanduá (0,51); Fazenda Juazeiro (0,17); e São Timóteo (0,13) para os demais grupos populacionais o teste *p-valor* entre as médias não apresentou significância estatística.

4.1.2 Distribuição dos pontos de monitoração em setores oeste e leste

A Tabela 21 mostra a comparação entre as concentrações médias de radônio dos grupos populacionais situados na direção preferencial dos ventos, em relação aos da direção oposta. Os grupos populacionais são mostrados em ordem crescente das distâncias em relação a Unidade de Concentrado de Urânio (URA).

Tabela 21 - Concentrações médias de radônio nos pontos situados no setor Oeste (direções preferenciais dos ventos) e no Setor leste (direção contrária aos ventos) em função da distância da Unidade de Concentrado de Urânio (URA).

Setor Oeste			Setor Leste		
Ponto	Distância da URA (m)	Concentração (Bq.m ⁻³)	Ponto	Distância da URA (m)	Concentração (Bq.m ⁻³)
Fazenda Buracão (LR009)	2500	75.30	LR013	780	68.10
LR010	3000	65.85	LR042	6225	54.83
LR008	3940	61.40	LR044	22850	60.28
LR046	6700	96.83			
LR001	11163	81.38			
Média		76,15	Média		61,07

Fonte: O autor, 2013.

A partir da Tabela 21 para o setor Oeste, é possível observar que, guardando as devidas incertezas nas medidas, existe um gradiente das concentrações, ou seja, a medida aumenta a distância em relação a Unidade de Concentrado de Urânio (URA) as concentrações de radônio diminuem. Para o setor leste a mesma situação não é observada.

Os valores tomados como *background* (pré-operacional), quando analisados em relação aos valores operacionais, não apresentam incrementos significativos para a concentração de radônio no ar, mesmo quando analisados na direção preferencial do vento. Fazendo a análise em relação à posição geográfica dos pontos, verifica-se que para os pontos localizados no setor oeste em relação à instalação, ou seja, LR001; LR008; LR009; LR010 e LR046 que são pontos na direção de aporte dos ventos, a razão entre as médias geométricas da concentração de radônio para os dois períodos analisados diferem de um fator médio de 1,5 vezes maior para o período operacional. No entanto, para o setor leste, que é o setor contrário

ao aporte dos ventos, este fator médio é da ordem de 1,70 vezes maior para o período operacional.

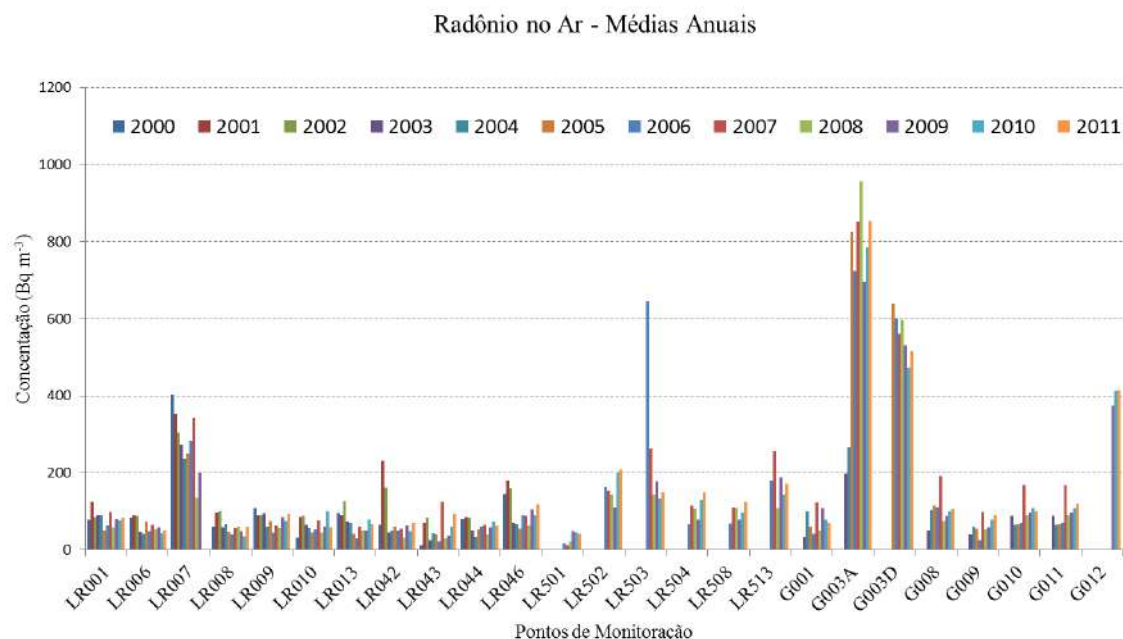
Segundo Carmo (2005), em seu estudo foi mostrado um incremento de 1,5 vezes para o setor oeste e 1,3 vezes para o leste, quando comparado com valores do PMAPO de 2003. De acordo com o autor, o fato do PMAPO (2003) apresentar para o setor oeste valores superiores aos do PMAPO, poderia ser uma evidência favorável a hipótese que a entrada em funcionamento da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) poderia estar impactando a área sobre sua influência, em especial, aquela na direção preferencial dos ventos. Neste trabalho não compartilhamos com a mesma hipótese. Acredita-se que pelo fato do setor leste, oposto a direção preferencial dos ventos, apresentar um incremento maior (1,7), podemos estar diante da hipótese, que diz respeito a uma possibilidade de grande variação da velocidade e direção dos ventos, tal hipótese foi por nós tratada (Apêndice A), em que se fez uma análise detalhada dos dados meteorológicos. E foi possível concluir que valores das médias das velocidades e variações das frequências das direções dos ventos não encontraram, nesse trabalho, explicação pelos fatores meteorológicos, visto que variação significativa na direção preferencial dos ventos não ocorreu para períodos diários e noturnos. Embora tenha ocorrido uma inversão na frequência da classe de estabilidade entre esses períodos, o que era de se esperar, uma vez que a turbulência da atmosfera está diretamente ligada ao gradiente de temperatura, as direções preferenciais dos ventos não tiveram mudança que justifiquem tal incremento da concentração de radônio na direção do setor leste.

A Figura 34 apresenta os valores para as variações temporais da concentração de radônio no ar para todos os pontos de monitoração que, atualmente, estão sendo utilizados pelo operador em suas campanhas visando ao atendimento do PMA.

Pela análise da Figura 34 foi possível verificar que os pontos que apresentaram maior concentração no ar de radônio são aqueles mencionados, anteriormente, como pontos localizados sobre as pilhas de estéreis (G003A e G003D).

Algumas considerações sobre os pontos de monitoração apresentados pelo operador, que foram objeto de análise neste trabalho: o ponto LR005 teve sua campanha de monitoramento descontinuada no ano de 2005, o mesmo ocorrendo com o ponto LR007 que teve sua campanha de monitoração interrompida no ano de 2010. O ponto LR006 teve sua campanha de monitoramento iniciada em 2003. Os pontos LR043; LR042; G001; G003A; G003D; G008; G009; G0010e G0011 tiveram campanhas iniciadas em 2003. Os pontos LR501; LR502; LR503; LR504; LR508; LR513 tiveram campanhas iniciadas em 2006.

Figura 34 - Distribuição temporal das concentrações médias de radônio no ar



Fonte: O autor, 2013.

4.1.3 Taxa de kerma pré-operacional e operacional

Uma das grandezas mais estudadas para avaliar a radiação gama *outdoor* proveniente dos radionuclídeos tório-232, urânio-238 e potássio-40 é a taxa dose absorvida no ar a 1 m da superfície do solo. A faixa típica do valor da taxa de dose absorvida no ar no mundo é de 10-200 nGy.h⁻¹. Além da variação de lugar para lugar, a taxa de dose gama no ar também pode variar com o tempo. Diversos autores (LU; ZHANG, 2006; LU; ZHANG, 2008; LU et al., 2008; MALANCA et al., 1995; VEIGA et al., 2006; MOHANTY et al., 2006) apontam que, excetuando-se o impacto nuclear, a alta dose absorvida no ar em todo mundo está associada a presença de minerais ricos em tório e urânio presentes no solo.

Valores de taxa de dose gama na área de estudo foram obtidos por Santos (2006) pela técnica de espectrometria gama aérea. Nesse estudo, os valores reportados estão na ordem de 61,08 nGy h⁻¹ excetuando-se a radiação gama cósmica, que segundo dados da UNSCEAR (1994), a taxa de dose absorvida no ar em razão da radiação cósmica na área é de 30 nGy h⁻¹, o que confere à área uma radiação de background em torno de 91,08 nGy h⁻¹.

No mundo todo, o valor médio para a taxa de dose gama absorvida no ar externa devido a fontes terrestres é de 54 nGy h⁻¹ e as contribuições relativas ao potássio-40, urânio-238 e tório-232 a essa taxa de dose é de cerca de 35%, 25%, e 40%, respectivamente devido a cada radionuclídeo. (UNSCEAR, 1982).

Grande parte da radiação a que se está submetido se deve à exposição externa, da qual uma contribuição considerável corresponde à radiação que penetra a atmosfera de natureza cósmica e, a restante, deve-se aos radionuclídeos naturais que compõem os solos, as rochas, o ar e até o interior do corpo humano. A dose gama em qualquer localização é uma combinação de radiação gama emitida a partir da série de decaimento natural urânio-238, tório-232, potássio-40 e da radiação cósmica.

4.1.4 Medidas de exposição gama integrada (TLD) - pré-operacional (1998-1999)

Para medições integradas de exposição gama (entre 1998-1999), o operador utilizou dosímetros termoluminescentes (TLD), sendo realizadas 54 medições, obtendo-se uma média de 3,55 mSv ano⁻¹. A frequência das medidas foi trimestral. Foram onze os pontos monitorados, sendo dez já mencionados anteriormente: LR001; LR005; LR008; LR009; LR010; LR041; LR042; LR043; LR044; LR299 e incluindo-se o ponto LR013- Fazenda Cachoeira – situado no setor de difusão WNW, dentro da área do empreendimento (onde foi instalada a estação meteorológica, coordenadas 792300,000E e 8469400,000N). A Tabela 22, resumidamente, as medidas para exposição gama integrada (1998-1999).

Tabela 22 - Exposição gama integrada

Taxa de exposição gama integrada com TLD (mSv ano ⁻¹)	
Média	3,55 ± 0,38
Mínimo	0,91 ± 0,05
Máximo	6,30 ± 0,20
11 pontos monitorados com 54 medidas efetuadas	

Fonte: O autor com dados de INB, 2000.

Algumas considerações acerca das condições das medições são fornecidas pelo operador em seu relatório de impacto ambiental pré-operacional, dentre as quais se podem

destacar as medições diretas de radiação que foram realizadas a 1m do solo em pontos escolhidos, segundo os setores de difusão meteorológicos mais significativos e núcleos habitacionais mais relevantes, dentro de um círculo de raio 20 km, centrado na área do empreendimento.

A dose gama global média, tomadas com TLD, para o ambiente em que se situa o PLR é de $1 \pm 0,5$ mSv ano⁻¹, em que as taxas de dose mais elevadas coincidem com as jazidas de minério já identificadas. Para os núcleos populacionais mais significativos situados na vizinhança do empreendimento, a dose gama média anual são as apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3- Taxa de dose gama para os grupos populacionais (TLD)

Taxa de dose gama anual para os grupos populacionais (TLD) (mSv ano ⁻¹)	
Média	1,0 ± 0,5
São Timóteo	0,58 ± 0,32
Maniaçú	1,73 ± 0,61
Caetité	0,21 ± 0,11
Lagoa Real	0,52 ± 0,13

Fonte: O autor com dados de INB, 2000.

Como mencionado no capítulo de materiais e métodos, no relatório de avaliação de impacto pré-operacional da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), não existem medidas de taxa de kerma no ar, o relatório apresenta valores de exposição gama integrada obtidas com TLD.

A **Erro! Fonte de referência não encontrada.** apresenta os valores médios para a taxa de kerma pré-operacional. Estes valores foram obtidos dos valores da exposição gama integrada apresentados no relatório do PMAPO do PLR. Para efeito de cálculo foi considerado que um ano corresponde a 8.760 h.

Tabela 24 - Taxa de kerma obtidas indiretamente (pré-operacional- 1998-1999)

Taxa de kerma no ar – pré-operacional ($\mu\text{Gy h}^{-1}$) – (1998-1999)					
Ponto	Máximo	Mínimo	Méd Arit,	Méd Geom,	Desv. Padrão
Distr. de Maniaçu (LR001)	0,769	0,531	0,650	0,638	0,168 (n=5)
Faz. Angico (LR005)	0,144	0,143	0,144	0,144	0,001(n=4)
Faz. Gameleira (LR008)	0,142	0,131	0,137	0,137	0,007(n=5)
Faz. Buracão (LR009)	0,176	0,167	0,171	0,171	0,006(n=5)
Faz. Tamanduá (LR010)	0,593	0,559	0,576	0,576	0,024(n=5)
Faz. Cachoeira (LR013)	0,580	0,560	0,570	0,560	0,014(n=5)
Faz. Juazeiro (LR042)	0,585	0,519	0,552	0,551	0,040(n=5)
Distr. São Timóteo (LR043)	0,144	0,143	0,144	0,144	0,001(n=5)
Lagoa Real (LR044)	0,570	0,547	0,559	0,559	0,016(n=5)

Fonte: O autor com dados de INB, 2000.

Atualmente, o programa de monitoração ambiental conta com 24 pontos de monitoração, dentre os quais 18 são mostrados nas Tabelas 24 e 25 e mais dois, que são os pontos G 012 Rampa da Mina Subterrânea (20m) e G 013 Rampa da Mina Subterrânea (180m) que se encontram com a monitoração interrompida, totalizando 26 pontos de monitoração. Mostram-se os resultados das monitorações dos pontos, que são coincidentes com as duas fases pré-operacional e operacional do PMA do operador.

Tabela 4 - Taxa de kerma no ar média (operacional- 2000-2011)

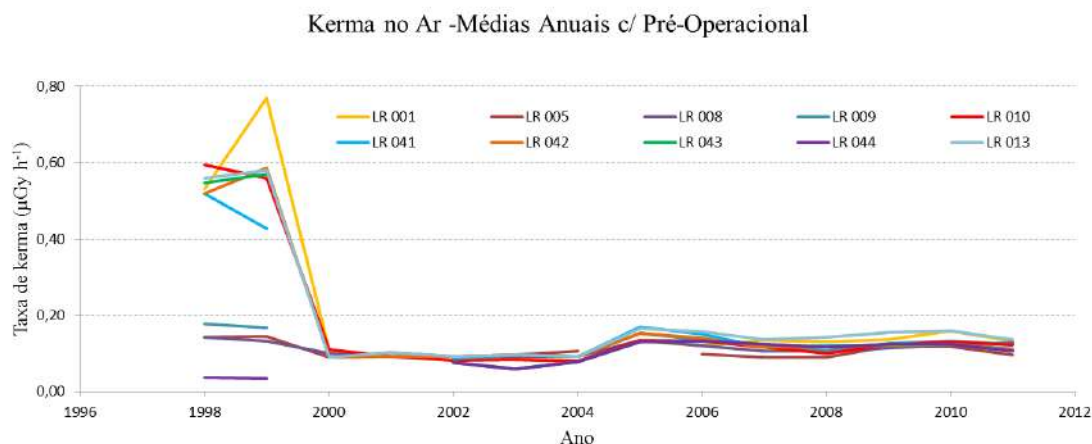
Taxa de kerma no ar – operacional ($\mu\text{Gy h}^{-1}$) – (2000-2011)					
Ponto	Máximo	Mínimo	Méd Arit,	Méd Geom,	Desv. Padrão
Distr. de Maniaçu (LR001)	0,158	0,080	0,117	0,114	0,025 (n=46)
Faz. Angico (LR005)	0,119	0,089	0,099	0,098	0,010 (n=39)
Faz. Gameleira (LR008)	0,134	0,091	0,108	0,107	0,015 (n=45)
Faz. Buracão (LR009)	0,153	0,860	0,117	0,115	0,021 (n=40)
Faz. Tamanduá (LR010)	0,131	0,080	0,109	0,106	0,020 (n=46)
Faz. Cachoeira (LR013)	0,164	0,090	0,127	0,123	0,029 (n=46)
Faz. Juazeiro (LR042)	0,134	0,090	0,109	0,107	0,016 (n=46)
Distr. São Timóteo (LR043)	0,112	0,046	0,088	0,084	0,025 (n=37)
Lagoa Real (LR044)	0,133	0,058	0,107	0,103	0,026 (n=39)

Fonte: O autor com dados de INB, 2000.

Os valores para a taxa de kerma no ar na fase operacional e pré-operacional mostram que todos os valores para o pré-operacional são maiores que os valores do operacional, chegando alguns pontos a serem cinco vezes maiores: LR001 (5,6); LR010 (5,3); LR042 (5,1); LR044 (5,2). Esse fato sugere que os valores de taxa de kerma no ar do pré-operacional não devem ser utilizados como valores de background. Seria interessante a utilizações da média dos pontos no período operacional como valores de linha de base. A **Erro! Fonte de referência não encontrada**. mostra como se apresenta a diferença entre os valores do pré-operacional e do operacional.

Da análise da **Erro! Fonte de referência não encontrada**. verifica-se que o valores médios da taxa de kerma, considerando-se os pontos coincidentes nas duas fases, para a área da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) é de $0,112 \mu\text{Gy h}^{-1}$ para média aritmética, $0,109 \mu\text{Gy h}^{-1}$ para média geométrica com um desvio padrão $0,023 \mu\text{Gy h}^{-1}$ em um intervalo de $0,058-0,169 \mu\text{Gy h}^{-1}$ com número de medidas $n=111$.

Figura 35 - Variação temporal das médias da taxa de kerma no ar



Fonte: O autor, 2012 com dados de INB, 2000-2011.

Fica evidente, por meio da observação das Tabelas 24 e 25, que existe uma inconsistência entre os valores encontrados no período pré-operacional com aqueles do período operacional, em que a diferença entre a média do período pré-operacional é superior ao período operacional por um fator de 3,6. A média do período operacional foi realizada para $n = 411$ medidas, o que confere a esta uma significância estatística com maior credibilidade devido a sua maior magnitude em comparação a média do pré-operacional com $n = 44$ medidas.

Valores das médias da taxa de kerma para área da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) tem valor médio igual $0,136 \mu\text{Gy h}^{-1}$ com desvio padrão de $0,053 \mu\text{Gy h}^{-1}$ em um intervalo de $0,046-0,410 \mu\text{Gy h}^{-1}$ para $n= 223$ medidas de médias.

4.2 Resultados da caracterização dos termos fontes

Para estimativas de liberação de radionuclídeos, a partir dos termos fontes da mineração e beneficiamento de urânio, existem na literatura especializada estimativas que consideram a concentração de óxido de urânio, ou seja, do concentrado de urânio U_3O_8 e outras estimativas são realizadas em função da concentração de rádio-226 presente no minério. Da literatura, destaca-se:

- i) Regulatory Guide 3.59- Methods for estimating radioactive and toxic airborne sources terms for Uranium milling operations –U.S. Regulatory Commission- 1987, que considera um fluxo de $1 \text{ E-2 Bq.cm}^{-2} \text{ s}^{-1}$ por percentual (%) de U_3O_8 no minério ($1 \text{ E-2 Bq cm}^{-2} \text{ s}^{-1}/\% \text{ U}_3\text{O}_8$);
- ii) An assessment of the Radiological Impact of Uranium Mining in Northern Saskatchewan, Report EPS2/MM/1, que considera uma faixa entre 2,3 a $10 \text{ E-3 Bq cm}^{-2}\text{s}^{-1} (\% \text{U}_3\text{O}_8)^{-1}$ nas estimativas da taxa de liberação de radônio para a atmosfera.

Conforme descrito na metodologia, foram realizadas medições da taxa de exalação de radônio nos principais termos fontes da Unidade de Concentrado de Urânio (URA). Os resultados das taxas médias de fluxo de radônio para os termos fontes monitorados nessa campanha são apresentados na (Tabela 26)

Tabela 26 - Resultados da caracterização dos termos fontes

Termo Fonte	Número de Medidas	Exalação ($\text{Bq m}^{-2}\text{s}^{-1}$)	
		Média	Desvio Padrão
Mina a Céu Aberto	15	1,4	0,7
Pilha de Lixiviação	15	56,2	35,2
Depósito de Rejeitos	30	34	15

Fonte: O autor, 2013.

Para efetivação das simulações os valores de taxa de exalação de radônio foram determinados *in loco* conforme valores máximos e mínimos apresentados na Tabela 26. Os valores de taxa de exalação de radônio na cava da mina, determinados na campanha de monitoração, apresentaram-se baixos, decidiu-se utilizar como taxa de exalação para esta fonte os valores estimados por (CARMO, 2005). Tal escolha se justifica por serem valores mais conservativos em relação aos encontrados na literatura. Para a área de estudo, a Tabela 27 mostra um resumo das estimativas de fluxo radônio por termo fonte para as principais fontes da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) com suas respectivas referências.

Uma quantidade maior de medidas se faz necessária para ser possível ter valores de fluxo mais realistas possível deste termo fonte.

Tabela 27 - Medidas de fluxo de radônio para os termos fontes da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) para várias referências

Termo Fonte	Fluxo de ^{222}Rn ($\text{Bq m}^{-2}\text{s}^{-1}$)	Referência
Cava da Mina	13-48	1
	30	2
	27	3
	1,0-1,4	4
Pilha de Minério (Britador)	55-15	1
	30	2
	51	3
	146-11	4
Depósito de Rejeitos	55-15	1
	30	2
	0,8	3
	65-4	4

Legenda: (1) - Carmo (2005)- valores estimados pelo autor, (2) - RFAS (2003) valores calculados pelo operador baseado na referência Regulatory Guide 3.59- Methods for estimating Radioactive and Toxic airborne Sources Terms for Uranium Milling Operations –U.S. Regulatory Commission-1987, (3) - Py Junior et al., 2007-(valores medidos in loco), (4) - Neste trabalho.(valores medidos in loco), (*)Valores médios

Fonte: O autor, 2013.

O termo fonte cava da mina apresentou durante a campanha de monitoração de fluxo de radônio um valor abaixo do esperado, visto que esta fonte possui grande teor de rádio-226, embora possua pouca superfície de exalação. Ademais, a berma mais profunda estava inundada com água de chuva o que impediu uma monitoração nesta superfície.

Uma explicação para esta baixa taxa de exalação ocorre devido a presença de poucas rochas mineralizadas expostas na superfície. Exalação apenas das poucas fraturas e fissuras expostas do material fragmentado na superfície. Com isso se caracteriza este ambiente como sendo de baixo nível de exalação, bem como o setor de estéril. Outra possível explicação advém das medições terem sido realizadas em dia com baixa insolação e com umidade elevada, variações de temperatura e umidade influenciam na taxa de exalação do radônio para atmosfera.

A pilha de lixiviação foi o local que apresentou maior taxa de exalação em relação aos outros, tal resultado pode ser explicado pelo fato de o minério de urânio e a concentração de

rádio-226 aumentada, nesta etapa, possuem baixa granulometria e a pilha ser montada por deposição simples, o que faz com o minério não se encontre compactado, aumentando assim, a taxa de exalação do radônio para a atmosfera. Este termo fonte teve um máximo isolado registrado de $146 \text{ Bqm}^{-2}\text{s}^{-1}$.

Para o minério lixiviado sem cobertura, embora nessa etapa o teor de rádio-226 seja o mesmo da pilha de lixiviação. Neste momento, todo lixiviado apresenta-se umedecido pelo processo de lixivia com ácido sulfúrico, o material também apresenta baixa granulometria mas se encontra compactado pelo tráfego de tratores e carregadeiras.

Minério lixiviado com cobertura apresenta as mesmas características físicas e químicas do minério sem cobertura, exceto pelo fato de estar coberto por uma camada de argila, fazendo com que a exalação do radônio diminua.

4.3 Resultados da simulação com o MILDOS-AREA

4.3.1 Grupo críticos hipotéticos

A Tabela 28 e Tabela 29 apresentam os resultados das simulações para concentração no ar e deposição no solo, em que foram considerados os três grupos críticos hipotéticos.

Para a concentração no ar o radônio-222 foi o radionuclídeo que apresentou maior concentração. Este fato corrobora com o conceito já bem estabelecido que o radônio é o radionuclídeo que mais contribui com a dose ambiental, em que o homem está submetido.

As concentrações simuladas de radônio no ar para os grupos críticos variaram de 4,75 a $5,58 \text{ Bq m}^{-3}$. Este resultado é um indício que o impacto da operação rotineira da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) não é significativo diante das concentrações de radônio monitoradas na área de sua influência. A média da concentração de radônio no entorno da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), como já mencionado, tem valor em torno de $137,21 \text{ Bq m}^{-3}$.

Para deposição no solo os grupos críticos 2 e 1 foram os que apresentaram maiores valores deposição.

Os radionuclídeos que tiveram uma maior deposição no solo e que, conseqüentemente, apresentam uma maior concentração de atividade foram o polônio-218, o chumbo-214 e bismuto-214.

A partir dos resultados de simulação, algumas considerações podem ser mencionadas entre elas a que diz respeito aos radionuclídeos que merecem atenção especial durante o controle ambiental da mineração de urânio a céu aberto. Entre eles o chumbo-210 devido a sua meia vida de 21 anos e a sua forma singular da sua formação na atmosfera e deposição no solo em função da liberação nos termos fontes, em particular na cava, transporte atmosférico e decaimento radioativo do radônio-222 e filhos.

A possível contaminação da população em torno da URA, pode ocorrer por radionuclídeos de meia vida curta, por inalação, enquanto que a contaminação por vias indiretas deve-se em grande parte, aos radionuclídeos depositados, como por exemplo, o chumbo-210, o polônio-218, o chumbo-214 e bismuto-214.

Os resultados das simulações para os grupos críticos hipotéticos simulados corroboram com a premissa que o impacto radiológico atmosférico devido a dispersão de atmosférica de radônio e particulado, proveniente das operações normais da URA, é muito pequeno, tais resultados reforçam as conclusões que não há incremento de radônio e taxa de kerma no ar entre os períodos operacional e pré-operacional da URA.

Tabela 28 - Concentração de atividade por radionuclídeos na atmosfera pela simulação do MILDOS-AREA-Grupos Críticos Hipotéticos

Concentração de atividade na atmosfera (Bq m ⁻³) por termo fonte - Simulação dos Grupos Críticos Hipotéticos												
GRUPO	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²²² Rn	²¹⁸ Po	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Bi	²¹⁰ Po	Total
Hipotético1 ^(a)	3,62E-07	3,62E-07	3,62E-07	3,62E-07	4,75E+00	3,49E+00	4,31E-01	6,86E-02	3,22E-08	3,17E-11	1,16E-15	8,74E+00
Hipotético2 ^(b)	4,23E-07	4,23E-07	4,23E-07	4,22E-07	5,58E+00	3,91E+00	4,45E-01	6,75E-02	3,02E-08	2,86E-11	1,01E-15	1,01E+01
Hipotético3 ^(c)	1,44E-07	1,44E-07	1,44E-07	1,43E-07	4,76E+00	3,42E+00	4,18E-01	6,70E-02	3,08E-08	2,93E-11	1,02E-15	8,67E+00

Legenda: (a) Indivíduo do público situado a 500 m do termo fonte cava da mina e a 1431 m do centro do empreendimento na direção preferencial dos ventos (ESE⇒WNW).

(b) Indivíduo do público situado a 1110 m do termo fonte depósito de rejeitos e a 1294 m do centro do empreendimento, na direção preferencial dos ventos (ESE⇒WNW) (c) Indivíduo do público situado a 2250 m do termo fonte britador e a 1114 m do centro do empreendimento, na direção preferencial dos ventos (ESE⇒WNW).

Fonte: O autor, 2014.

Tabela 29 - Concentração de atividade por radionuclídeos no solo pela simulação do MILDOS-AREA-Grupos Críticos Hipotéticos

Concentração de atividade no solo (Bq m ⁻²) por termo fonte - Simulação dos Grupos Críticos Hipotéticos									
GRUPO	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁸ Po	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi	²¹⁰ Pb	Total
Hipotético1 ^(a)	7,19E-02	7,19E-02	7,19E-02	7,19E-02	2,77E+00	2,77E+00	2,77E+00	2,99E-03	8,60E+00
Hipotético2 ^(b)	8,41E-02	8,41E-02	8,41E-02	8,41E-02	3,10E+00	3,10E+00	3,10E+00	2,80E-03	9,64E+00
Hipotético3 ^(c)	2,99E-02	2,99E-02	2,99E-02	2,99E-02	2,71E+00	2,71E+00	2,71E+00	2,85E-03	8,25E+00

Legenda: (a) Indivíduo do público situado a 500 m do termo fonte cava da mina e a 1431 m do centro do empreendimento na direção preferencial dos ventos (ESE⇒WNW).

(b) Indivíduo do público situado a 1110 m do termo fonte depósito de rejeitos e a 1294 m do centro do empreendimento, na direção preferencial dos ventos (ESE⇒WNW) (c) Indivíduo do público situado a 2250 m do termo fonte britador e a 1114 m do centro do empreendimento, na direção preferencial dos ventos (ESE⇒WNW)

Fonte: O autor, 2014.

4.3.2 Estimativas de doses efetivas para os grupos críticos

Segundo recomendações da IAEA, para fins de avaliação de impacto radiológico ambiental a partir de liberações de rotina, recomenda-se a utilização de modelos simples, multiplicativos, pois é levado em conta que as liberações de rotina estão restritas por conta de legislação específica. As alterações introduzidas não modificariam uma situação de equilíbrio ambiental. Sendo assim, as interações entre os diversos compartimentos ambientais podem ser correlacionadas por meio do uso de fatores de transferência.

No caso deste trabalho, para as avaliações de impacto radiológico ambiental devido às liberações de ter fontes para o meio ambiente, resultado das operações de extração e beneficiamento de urânio são consideradas as estimativas de dose para os grupos críticos hipotéticos.

Os valores para estimativa de dose efetiva anual por via de exposição e por radionuclídeos para os grupos críticos são apresentados nas Tabelas 30, 31 e 32. Com relação aos valores encontrados pode-se verificar que o grupo crítico hipotético 2 apresentou maior valor para a dose efetiva anual, ou seja, $2,10 \text{ E-02 mSv ano}^{-1}$, seguido dos outros dois grupos críticos com $1,79 \text{ E-02 mSv ano}^{-1}$, ambos. Esses valores não levam em conta a dose efetiva pela via de ingestão de alimentos.

Pode-se, ainda, observar que a maior contribuição da dose é devida à via de inalação, correspondendo em quase sua totalidade ao radônio-222.

A via de inalação é o caminho crítico mais significativo na distribuição da dose efetiva anual para o grupo crítico.

Tabela 30 - Estimativa de dose efetiva por imersão.

ESTIMATIVA DE DOSE EFETIVA (mSva ⁻¹) POR IMERSÃO- GRUPOS CRÍTICOS HIPOTÉTICOS												
	U-238	Th-230	Ra-226	Pb-210	Rn	Po-218	Pb-214	Bi-214	Pb-210	Bi-210	Po-210	Total
EimHip_1 ^(a)	2,86E-17	1,69E-16	3,24E-15	5,10E-16	2,65E-09	4,65E-11	1,48E-07	1,57E-07	2,62E-16	3,89E-22	1,42E-26	3,08E-07
EimHip_2 ^(b)	3,33E-17	1,97E-16	3,78E-15	5,95E-16	3,11E-09	5,20E-11	1,53E-07	1,54E-07	2,46E-16	3,51E-22	1,23E-26	3,10E-07
EimHip_3 ^(c)	1,13E-17	6,71E-17	1,28E-15	2,02E-16	2,66E-09	4,56E-11	1,44E-07	1,53E-07	2,50E-16	3,59E-22	1,25E-26	3,00E-07

Legenda: (a) Indivíduo do público situado a 500 m do termo fonte cava da mina e a 1431 m do centro do empreendimento na direção preferencial dos ventos (ESE⇒WNW).

(b) Indivíduo do público situado a 1110 m do termo fonte depósito de rejeitos e a 1294 m do centro do empreendimento, na direção preferencial dos ventos

(ESE⇒WNW) (c) Indivíduo do público situado a 2250 m do termo fonte britador e a 1114 m do centro do empreendimento, na direção preferencial dos ventos (ESE⇒WNW).

Fonte: O autor, 2014.

Tabela 31 - Estimativa de dose efetiva por exposição ao solo.

ESTIMATIVA DE DOSE EFETIVA (mSva ⁻¹) POR EXPOSIÇÃO AO SOLO- GRUPOS CRÍTICOS HIPOTÉTICOS									
	U-238	Th-230	Ra-226	Pb-210	Po-218	Pb-214	Bi-214	Pb-210	Total
EsoloHip_1 ^(a)	9,57E-13	1,44E-12	1,38E-11	4,83E-12	7,56E-13	2,09E-08	1,25E-07	3,3E-12	1,46E-07
EsoloHip_2 ^(b)	1,12E-12	1,69E-12	1,62E-11	5,65E-12	8,46E-13	2,34E-08	1,4E-07	3,09E-12	1,63E-07
EsoloHip_3 ^(c)	3,99E-13	6,01E-13	5,77E-12	2,01E-12	7,41E-13	2,05E-08	1,23E-07	3,14E-12	1,44E-07

Legenda: (a) Indivíduo do público situado a 500 m do termo fonte cava da mina e a 1431 m do centro do empreendimento na direção preferencial dos ventos (ESE⇒WNW).

(b) Indivíduo do público situado a 1110 m do termo fonte depósito de rejeitos e a 1294 m do centro do empreendimento, na direção preferencial dos ventos

(ESE⇒WNW)(c) Indivíduo do público situado a 2250 m do termo fonte britador e a 1114 m do centro do empreendimento, na direção preferencial dos ventos (ESE⇒WNW).

Fonte: O autor, 2014.

Tabela 32 - Estimativa de dose efetiva por inalação.

ESTIMATIVA DE DOSE EFETIVA (mSva ⁻¹) POR INALAÇÃO - GRUPOS CRÍTICOS HIPOTÉTICOS											
	U-238	Th-230	Ra-226	Pb-210	Rn	Pb-214	Bi-214	Pb-210	Bi-210	Po-210	Total
EinhHip_1 ^(a)	8,83E-09	1,31E-07	1,07E-08	3,34E-09	1,78E-02	5,07E-05	8,07E-06	2,52E-11	8,79E-13	3,20E-17	1,79E-02
EinhHip_2 ^(b)	1,03E-08	1,53E-07	1,24E-08	3,90E-09	2,09E-02	5,23E-05	7,94E-06	2,36E-11	7,94E-13	2,79E-17	2,010E-02
EinhHip_3 ^(c)	3,50E-09	5,19E-08	4,22E-09	1,32E-09	1,78E-02	4,92E-05	7,88E-06	2,40E-11	8,12E-13	2,83E-17	1,79E-02

Legenda: (a) Indivíduo do público situado a 500 m do termo fonte cava da mina e a 1431 m do centro do empreendimento na direção preferencial dos ventos (ESE⇒WNW).

(b) Indivíduo do público situado a 1110 m do termo fonte depósito de rejeitos e a 1294 m do centro do empreendimento, na direção preferencial dos ventos (ESE⇒WNW) (c) Indivíduo do público situado a 2250 m do termo fonte britador e a 1114 m do centro do empreendimento, na direção preferencial dos ventos (ESE⇒WNW).

(ESE⇒WNW).

Fonte: O autor, 2014.

4.3.3 Grupos populacionais

As Tabela 33 e 34 apresentam os resultados das concentrações no ar e deposição no solo para os grupos populacionais considerados na simulação.

Para a concentração de atividade na atmosfera o grupo populacional Tamanduá é o que apresenta as maiores concentrações, em especial para o radônio que é o radionuclídeo de maior concentração no ar para todos os grupos populacionais simulados. Em seguida, aparecem os grupos populacionais Varginha, Fazenda Gameleira e Maniaçu. A menor concentração na atmosfera é para o grupo populacional Caetité.

As concentrações de radônio no ar variaram de $8,97E-03$ a $4,18E+00$ este é um intervalo com valores de concentração baixa de radônio em relação aos valores monitorados pelo PMA para estes pontos.

Para a deposição no solo, o grupo populacional Tamanduá também é o que apresenta maior deposição no solo e Varginha aparece logo em seguida, e Caetité é o grupo populacional que apresenta a menor deposição no solo.

Em relação às concentrações de atividade no ar por radionuclídeos, o radônio-222 foi o que apresentou maior concentração no ar, seguido pelo polônio-218, chumbo-214 e bismuto-214. As concentrações no ar para os demais radionuclídeos são relativamente pequenas em relação aos anteriores.

Para as concentrações de atividade no solo o bismuto-214 e o chumbo-214 apresentaram as maiores concentrações, seguidos pelo polônio-218 e chumbo-210. Os outros radionuclídeos tiveram concentrações de atividade no solo muito pequenas.

Tabela 33 - Concentração de atividade por radionuclídeos na atmosfera pela simulação do MILDOS-AREA - Grupos Populacionais

GRUPO	Concentração de atividade na atmosfera (Bq m ⁻³) por termo fonte - Simulação dos Grupos Populacionais											
	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²²² Rn	²¹⁸ Po	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Bi	²¹⁰ Po	Total
Maniaçu (LR001) ^(a)	1,66E-09	1,66E-09	1,66E-09	1,66E-09	2,47E-01	2,47E-01	1,75E-01	1,12E-01	3,21E-07	1,89E-09	3,87E-13	7,81E-01
Faz. Gameleira (LR008) ^(b)	2,04E-09	2,04E-09	2,04E-09	2,04E-09	2,52E-01	2,49E-01	1,06E-01	4,81E-02	6,85E-08	1,33E-10	7,49E-15	6,55E-01
Varginha ^(c)	3,1E-09	3,1E-09	3,1E-09	3,09E-09	3,17E-01	3,08E-01	1,05E-01	3,73E-02	3,96E-08	6,38E-11	3,08E-15	7,67E-01
São Timóteo (LR043) ^(d)	1,98E-10	1,98E-10	1,98E-10	1,97E-10	4,05E-02	4,05E-02	3,50E-02	2,81E-02	1,37E-07	1,23E-09	3,74E-13	1,44E-01
Lagoa Real (LR044) ^(e)	8,54E-11	8,54E-11	8,54E-11	8,52E-11	1,90E-02	1,90E-02	1,81E-02	1,66E-02	1,36E-07	2,07E-09	1,21E-12	7,27E-02
Mons. Bastos ^(f)	3,67E-11	3,67E-11	3,67E-11	3,66E-11	1,02E-02	1,02E-02	1,01E-02	9,76E-03	1,19E-07	2,37E-09	1,65E-12	4,03E-02
Caetité ^(g)	2,87E-11	2,87E-11	2,87E-11	2,86E-11	8,97E-03	8,97E-03	8,98E-03	8,92E-03	1,57E-07	3,97E-09	3,37E-12	3,58E-02
Tamanduá (LR010) ^(h)	5,56E-08	5,56E-08	5,56E-08	5,52E-08	4,18E+00	8,11E+00	1,99E+00	4,80E-01	3,05E-07	3,71E-10	1,54E-14	1,48E+01

Legenda: (a) - dista 10,9 km da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), no setor E⇒W, (b) - dista 3,5 km da URA, no setor ENE⇒WSW, (c) - dista 3,5 km da URA, no setor SSW⇒NNE, (d) - dista 13,4 km da URA, no setor W⇒E, (e) - dista 27 km da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), no setor NNW⇒SSE, (f) - dista 29,2 km da URA, no setor N⇒S, (g) - dista 33,4 km da URA, no setor NE⇒SW, (h) - dista 3 km da URA, no setor ESE⇒WSW

Fonte: O autor, 2014.

Tabela 34 - Concentração de atividade por radionuclídeos no solo pela simulação do MILDOS-AREA - Grupos Populacionais

Concentração de atividade no solo (Bq m ⁻²) por termo fonte - Simulação dos grupos populacionais									
GRUPO	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁸ Po	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi	²¹⁰ Pb	Total
Maniaçu (LR001) ^(a)	3,29E-04	3,29E-04	3,29E-04	3,29E-04	1,96E-01	1,96E-01	1,96E-01	2,97E-02	6,19E-01
Faz. Gameleira (LR008) ^(b)	4,20E-04	4,20E-04	4,20E-04	4,20E-04	1,97E-01	1,97E-01	1,97E-01	6,34E-03	5,99E-01
Varginha ^(c)	6,16E-04	6,16E-04	6,16E-04	6,16E-04	2,44E-01	2,44E-01	2,44E-01	3,67E-03	7,38E-01
São Timóteo (LR043) ^(d)	3,87E-05	3,87E-05	3,87E-05	3,87E-05	3,21E-02	3,21E-02	3,21E-02	1,27E-02	1,09E-01
Lagoa Real (LR044) ^(e)	1,66E-05	1,66E-05	1,66E-05	1,66E-05	1,50E-02	1,50E-02	1,50E-02	1,26E-02	5,77E-02
Mons. Bastos ^(f)	7,10E-06	7,10E-06	7,10E-06	7,10E-06	8,11E-03	8,11E-03	8,11E-03	1,11E-02	3,55E-02
Caetité ^(g)	5,54E-06	5,54E-06	5,54E-06	5,54E-06	7,11E-03	7,11E-03	7,11E-03	1,45E-02	3,59E-02
Tamanduá (LR010) ^(h)	1,12E-02	1,12E-02	1,12E-02	1,12E-02	6,43E+00	6,43E+00	6,43E+00	2,83E-02	1,94E+01

Legenda: (a) - dista 10,9 km da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), no setor E⇒W, (b) - dista 3,5 km da URA, no setor ENE⇒WSW, (c) - dista 3,5 km da URA, no setor SSW⇒NNE, (d) - dista 13,4 km da URA, no setor W⇒E, (e) - dista 27 km da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), no setor NNW⇒SSE, (f) - dista 29,2 km da URA, no setor N⇒S, (g) - dista 33,4 km da URA, no setor NE⇒SW, (h) - dista 3 km da URA, no setor ESE⇒WSW

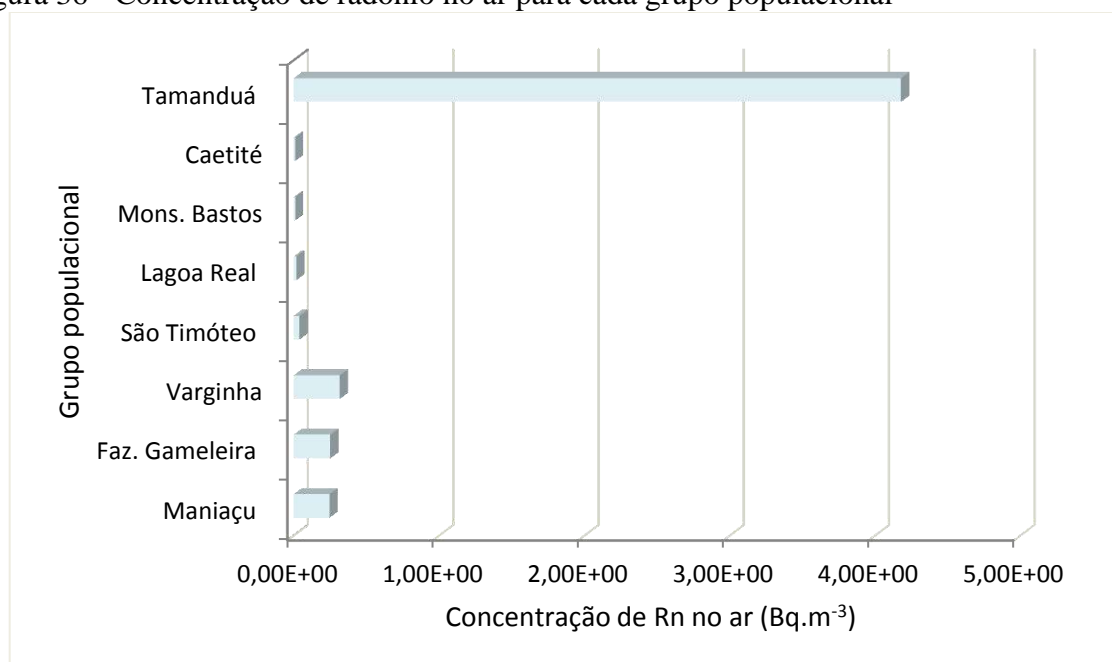
Fonte: O autor, 2014.

4.3.4 Estimativas de dose efetivas anuais para os grupos populacionais

A Tabela 35, Tabela 36 e Tabela 37 apresentam, respectivamente, as estimativas de dose para os grupos populacionais, para as vias de exposição por imersão, externa devido ao solo e por inalação. A principal via de exposição é a inalação. O radionuclídeo que mais contribui para a estimativa da dose efetiva individual foi o radônio.

A Figura 36 mostra como se comporta o radônio para contribuição da dose efetiva para os grupos populacionais.

Figura 36 - Concentração de radônio no ar para cada grupo populacional



Fonte: O autor, 2014.

Tabela 35 - Estimativa de dose efetiva por imersão para grupos populacionais

	ESTIMATIVA DE DOSE EFETIVA (mSva ⁻¹) POR IMERSÃO - GRUPOS POPULACIONAIS											
	U-238	Th-230	Ra-226	Pb-210	Rn-222	Po-218	Pb-214	Bi-214	Pb-210	Bi-210	Po-210	Total
EimPOP_1(Maniaçu) ^(a)	1,31E-19	7,75E-19	1,48E-17	2,34E-18	1,38E-10	3,29E-12	6,00E-08	2,57E-07	2,61E-15	2,32E-20	4,75E-24	3,17E-07
EimPOP_2 (Faz. Gameleira) ^(b)	1,61E-19	9,54E-19	1,83E-17	2,88E-18	1,41E-10	3,31E-12	3,66E-08	1,1E-07	5,57E-16	1,63E-21	9,19E-26	1,47E-07
EimPOP_3(Varginha) ^(c)	2,44E-19	1,45E-18	2,77E-17	4,36E-18	1,77E-10	4,1E-12	3,6E-08	8,52E-08	3,22E-16	7,82E-22	3,78E-26	1,21E-07
EimPOP_4 (São Timoteo) ^(d)	1,56E-20	9,24E-20	1,77E-18	2,78E-19	2,26E-11	5,39E-13	1,2E-08	6,42E-08	1,11E-15	1,51E-20	4,59E-24	7,62E-08
EimPOP_5 (Lagoa Real) ^(e)	6,74E-21	3,99E-20	7,63E-19	1,2E-19	1,06E-11	2,52E-13	6,2E-09	3,79E-08	1,11E-15	2,53E-20	1,49E-23	4,41E-08
EimPOP_6 (Mons. Bastos) ^(f)	2,89E-21	1,71E-20	3,28E-19	5,16E-20	5,71E-12	1,36E-13	3,46E-09	2,23E-08	9,72E-16	2,91E-20	2,02E-23	2,58E-08
EimPOP_7 (Caetité) ^(g)	2,26E-21	1,34E-20	2,56E-19	4,03E-20	5,00E-12	1,19E-13	3,08E-09	2,04E-08	1,28E-15	4,86E-20	4,13E-23	2,35E-08
EimPOP_8(Tamanduá) ^(h)	4,38E-18	4,38E-18	4,38E-18	4,36E-18	2,33E-09	4,53E-09	1,11E-09	2,68E-10	1,7E-16	2,07E-19	8,61E-24	8,24E-09

Legenda: (a) - dista 10,9 km da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), no setor E⇒W, (b) - dista 3,5 km da URA, no setor ENE⇒WSW, (c) - dista 3,5 km da URA, no setor SSW⇒NNE, (d) - dista 13,4 km da URA, no setor W⇒E, (e) - dista 27 km da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), no setor NNW⇒SSE, (f) - dista 29,2 km da URA, no setor N⇒S, (g) - dista 33,4 km da URA, no setor NE⇒SW, (h) - dista 3 km da URA, no setor ESE⇒WSW

Fonte: O autor, 2014.

Tabela 36 - Estimativa de dose efetiva externa devido ao solo para grupos populacionais

ESTIMATIVA DE DOSE EFETIVA (mSv ^a) POR EXPOSIÇÃO EXTERNA PELO SOLO- GRUPOS POPULACIONAIS									
	U-238	Th-230	Ra-226	Pb-210	Po-218	Pb-214	Bi-214	Pb-210	Total
Esolopop_1 (Maniaçu) ^(a)	4,39E-15	6,61E-15	6,35E-14	2,21E-14	5,34E-14	1,48E-09	8,87E-09	3,28E-11	1,04E-08
Esolopop_2 (Faz. Gameleira) ^(b)	5,59E-15	8,42E-15	8,09E-14	2,82E-14	5,38E-14	1,49E-09	8,94E-09	7E-12	1,04E-08
Esolopop_3 (Varginha) ^(c)	8,2E-15	1,24E-14	1,19E-13	4,14E-14	6,67E-14	1,85E-09	1,11E-08	4,05E-12	1,30E-08
Esolopop_4 (São Timóteo) ^(d)	5,16E-16	7,77E-16	7,46E-15	2,60E-15	8,77E-15	2,43E-10	1,46E-09	1,40E-11	1,72E-09
Esolopop_5 (Lagoa Real) ^(e)	2,21E-16	3,33E-16	3,20E-15	1,11E-15	4,10E-15	1,14E-10	6,81E-10	1,39E-11	8,09E-10
Esolopop_6 (Mons. Bastos) ^(f)	9,45E-17	1,42E-16	1,37E-15	4,77E-16	2,22E-15	6,14E-11	3,68E-10	1,22E-11	4,42E-10
Esolopop_7 (Caetité) ^(g)	7,38E-17	1,11E-16	1,07E-15	3,72E-16	1,94E-15	5,38E-11	3,23E-10	1,60E-11	3,93E-10
Esolopop_8 (Tamanduá) ^(h)	1,48E-13	1,48E-13	1,48E-13	1,48E-13	1,76E-12	1,76E-12	1,76E-12	7,73E-15	5,88E-12

Legenda: (a) - dista 10,9 km da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), no setor E⇒W, (b) - dista 3,5 km da URA, no setor ENE⇒WSW, (c) - dista 3,5 km da URA, no setor SSW⇒NNE, (d) - dista 13,4 km da URA, no setor W⇒E, (e) - dista 27 km da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), no setor NNW⇒SSE, (f) - dista 29,2 km da URA, no setor N⇒S, (g) - dista 33,4 km da URA, no setor NE⇒SW, (h) - dista 3 km da URA, no setor ESE⇒WSW

Fonte: O autor, 2014.

Tabela 37 - Estimativa de dose efetiva por inalação para grupos populacionais

ESTIMATIVA DE DOSE EFETIVA (mSv ^a) POR INALAÇÃO- GRUPOS POPULACIONAIS											
	U-238	Th-230	Ra-226	Pb-210	Rn-222	Pb-214	Bi-214	Pb-210	Bi-210	Po-210	Total
Einhpop_1 (Maniaçu) ^(a)	4,04E-11	6,00E-10	4,88E-11	1,53E-11	9,23E-04	2,06E-05	1,32E-05	2,97E-09	1,48E-12	1,07E-14	9,57E-04
Einhpop_2 (Faz. Gameleira) ^(b)	4,98E-11	7,38E-10	6,01E-11	1,88E-11	9,43E-04	1,25E-05	5,66E-06	6,33E-10	1,04E-13	2,08E-16	9,61E-04
Einhpop_3 (Varginha) ^(c)	7,54E-11	1,12E-09	9,10E-11	2,86E-11	1,19E-03	1,23E-05	4,38E-06	3,66E-10	4,98E-14	8,54E-17	1,21E-03
Einhpop_4 (São Timóteo) ^(d)	4,82E-12	7,14E-11	5,82E-12	1,82E-12	1,51E-04	4,11E-06	3,3E-06	1,26E-09	9,64E-13	1,04E-14	1,58E-04
Einhpop_5 (Lagoa Real) ^(e)	2,08E-12	3,09E-11	2,51E-12	7,88E-13	7,08E-05	2,12E-06	1,95E-06	1,26E-09	1,61E-12	3,36E-14	7,49E-05
Einhpop_6 (Mons. Bastos) ^(f)	8,93E-13	1,32E-11	1,08E-12	3,38E-13	3,83E-05	1,19E-06	1,15E-06	1,1E-09	1,85E-12	4,56E-14	4,06E-05
Einhpop_7 (Caetité) ^(g)	6,98E-13	1,04E-11	8,42E-13	2,64E-13	3,35E-05	1,06E-06	1,05E-06	1,45E-09	3,1E-12	9,34E-14	3,56E-05
Einhpop_8 (Tamanduá) ^(h)	1,35E-09	1,35E-09	1,35E-09	1,35E-09	1,56E-02	7,42E-06	1,79E-05	1,14E-09	1,39E-12	5,77E-17	1,56E-02

Legenda: (a) - dista 10,9 km da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), no setor E⇒W, (b) - dista 3,5 km da URA, no setor ENE⇒WSW, (c) - dista 3,5 km da URA, no setor SSW⇒NNE, (d) - dista 13,4 km da URA, no setor W⇒E, (e) - dista 27 km da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), no setor NNW⇒SSE, (f) - dista 29,2 km da URA, no setor N⇒S, (g) - dista 33,4 km da URA, no setor NE⇒SW, (h) - dista 3 km da URA, no setor ESE⇒WSW

Fonte: O autor, 2014.

A Tabela 38 mostra que o grupo populacional com maior dose efetiva anual individual estimada é o grupo Fazenda Tamanduá (excluindo-se os grupos críticos), que corresponde ao ponto de monitoração LR010.

Tabela 38 - Doses efetivas Anuais Individuais – grupos populacionais

Grupo Populacional	Dose efetiva anual individual (mSv a ⁻¹)
Grupo Populacional 1 - Maniaçu ^(a)	9,57E-04
Grupo Populacional 2 - Fazenda Gameleira ^(b)	9,61E-04
Grupo Populacional 3 – Varginha ^(c)	1,21E-03
Grupo Populacional 4 - São Timóteo ^(d)	1,58E-04
Grupo Populacional 5 - Lagoa Real ^(e)	7,49E-05
Grupo Populacional 6 - Monsenhor Bastos ^(f)	4,06E-05
Grupo Populacional 7 – Caetité ^(g)	3,56E-05
Grupo Populacional 8 - Tamanduá ^(h)	1,56E-02

Legenda: (a) - dista 10,9 km da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), no setor E□W, (b) - dista 3,5 km da URA, no setor ENE□WSW, (c) - dista 3,5 km da URA, no setor SSW□NNE, (d) - dista 13,4 km da URA, no setor W□E, (e) - dista 27 km da Unidade de Concentrado de Urânio (URA), no setor NNW□SSE, (f) - dista 29,2 km da URA, no setor N□S, (g) - dista 33,4 km da URA, no setor NE□SW, (h) - dista 3 km da URA, no setor ESE□WSW

Fonte: O autor, 2014

Como os resultados apresentam cálculos para as parcelas que contribuem para o acréscimo na dose efetiva anual seja do indivíduo do grupo crítico hipotético, seja dos grupos populacionais considerados. E, ainda, são apresentados resultados de concentração na atmosfera, para os radionuclídeos da cadeia do urânio, e resultados de atividade depositada no solo. Isto favorece para que os resultados de monitoração sejam comparados com dados de monitoração, seja do PMAPO ou do PMAOP da Unidade de Concentrado de Urânio (URA).

4.3.5 Comparações com o programa de monitoração

Todos os grupos populacionais, com exceção de Varginha possuem resultados de concentração de radônio. A **Erro! Fonte de referência não encontrada.** mostra uma

comparação entre alguns valores monitorados no PMAPO da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) e os valores simulados.

Tabela 39 - Comparação entre os valores simulados e monitorados no PMAOP da concentração de radônio no ar

Ponto	Méd. Geométrica Monitorados (Bq m ⁻³)	Valores simulados (Bq m ⁻³)	Razão percentual
Maniaçú	39,8	0,25	0,62%
Gameleira	41,0	0,25	0,61%
Tamanduá	44,8	4,18	9,33%
Distrito de São Timóteo	27,4	0,04	0,15%
Lagoa Real	34,4	0,02	0,06%

Fonte: O autor, 2014.

Pela Tabela 39 se observa que o maior acréscimo estimado pelo MILDOS-AREA é para o valor médio monitorado no PMAPO para o ponto de monitoração LR010- Fazenda Tamanduá, que corresponde ao acréscimo de 9,33%. Observa-se que os valores para as variações ambientais são sempre maiores que este valor, seja pelas variações naturais ou devido a incertezas associadas com as medidas. Observa-se que todos os acréscimos são muito pequenos. Este fato corrobora para a limitação da verificação das concentrações de radônio estimadas pelo modelo, tendo em vista as baixas concentrações estimadas e o limite de detecção da técnica, visto que o MILDOS-AREA fornece as medidas de incremento de concentração de radionuclídeos, nos diversos compartimentos ambientais, sem levar em conta valores de concentrações pré-existentes (valores de background).

A Tabela 40 mostra os valores de fluxo de Rn e os valores das taxas de liberação utilizadas nesse trabalho e os valores de fluxo estimado pelo operador, bem como as taxas de liberação utilizadas pelo operador que são apresentadas no RFAS. As razões entre taxas para cada termo fonte foram as seguintes: Cava da Mina (1,60); Depósito de estéril (1,13) e Britador (1,88).

Com esses valores de taxas foram realizadas simulações no MILDOS-AREA e foram comparadas as concentrações de radônio na atmosfera, para as simulações entre MILDOS-AREA com IAR7 com fluxos deste trabalho e fluxos do operador apresentados RFAS. Os valores de concentração de radônio na atmosfera são apresentados na Tabela 41, onde, ainda,

são apresentadas as razões entre os valores de concentração simulados com o MILDOS-AREA e os valores estimados pelo operador com o IAR7.

Tabela 40 - Taxas de liberação radônio por termo fonte utilizadas

Termo fonte	Fluxo (Bq/m ² .s)		Área (m ²)	Taxa de Liberação (Ci/a)		Razão entre as Taxas
Cava da mina	48 ^(a)	30 ^(b)	600	24,54 ^(a)	15,40 ^(b)	1,60
Dep. estéril	34 ^(a)	30 ^(b)	90000	2608,1 ^(a)	2301,3 ^(b)	1,13
Britador	56,2 ^(a)	30 ^(a)	6000	286,48 ^(a)	153,51 ^(b)	1,88

Legenda: (a) – neste trabalho, (b) – pelo operador.
Fonte: O autor, 2014.

As razões entre as concentrações de radônio na atmosfera simuladas, utilizando-se o MILDOS-AREA e os valores estimados pelo operador com IAR7 para cada grupo crítico, são as apresentadas na Tabela 41.

A Tabela 41 apresenta, ainda, os valores de concentração de Rn no ar estimados pelo operador que foram obtidos utilizando-se os valores de fluxo Rn mostrados na Tabela 40.

Tabela 5- Comparação entre o MILDOS-AREA e o IAR7 com valores de taxa de liberação estimados neste trabalho e pelo operador

	Modelo	Concentração de Rn (Bq/m ³)	Razão entre MILDOS/IAR7
Grupo Crítico 1	MILDOS-AREA	4,75	4,2
	IAR7	1,11	
Grupo Crítico 2	MILDOS-AREA	5,58	4,8
	IAR7	1,16	
Grupo Crítico 3	MILDOS-AREA	4,76	4,5
	IAR7	1,04	

Fonte: O autor, 2014.

No MILDOS-AREA, ainda foram realizadas simulações, utilizando-se os valores de taxa de liberação de Rn do operador (valores apresentados na Tabela 40). Os resultados de concentração no ar para este cenário são apresentados na Tabela 42.

A Tabela 42 apresenta ainda, as razões entre as concentrações de Rn na atmosfera para este cenário, ou seja, utilizou-se o MILDOS-AREA considerando-se os valores de taxa de liberação do operador (Tabela 40).

Tabela 6 - Comparação entre o MILDOS-AREA e o IAR7- com valores de taxas de liberação estimados pelo operador

	Modelo	Concentração de Rn (Bq/m ³)	Razão entre MILDOS/IAR7
Grupo Crítico 1	MILDOS-AREA	3,32	2,9
	IAR7	1,11	
Grupo Crítico 2	MILDOS-AREA	3,96	3,4
	IAR7	1,16	
Grupo Crítico 3	MILDOS-AREA	4,73	4,5
	IAR7	1,04	

Fonte: O autor, 2014.

Observa-se que as razões que apresentam maiores variações são justamente as que são comparadas do MILDOS-AREA com IAR7 para a mesma taxa de liberação do RFAS.

CONCLUSÕES

A utilização de modelos de dispersão atmosférica constitui-se em uma ferramenta de grande importância para a avaliação de impacto radiológico ambiental atmosférico em uma indústria de mineração de urânio. No entanto, deve-se ter em mente que os modelos são aproximações da realidade e, sendo assim, os resultados devem ser vistos sempre como uma estimativa.

Os valores de dose efetiva anual estimados, através da simulação com o MILDOS-AREA, para os grupos críticos hipotéticos variaram de $1,78E-02$ a $2,10E-02$ mSv.ano⁻¹. Para os grupos populacionais, a dose efetiva estimada variou de $7,49E-05$ a $1,56E-02$ mSv.ano⁻¹. A maior contribuição para o incremento da dose foi devida a inalação do radônio, sendo responsável por quase a totalidade da dose efetiva anual estimada.

A média da concentração de atividade de radônio no entorno da URA foi 137,21 Bq m⁻³ e não foram observadas diferenças significativas entre as concentrações de radônio reportadas nos programas de monitoramento ambiental pré-operacional (valores de background) e operacional. Os valores médios de taxa de kerma no ar no entorno da URA foram de 0,136 µGy h⁻¹. No entanto, para todos os pontos de monitoramento, os valores reportados no programa operacional foram inferiores aos valores reportados no programa pré-operacional (background), o que sugere problemas de medidas ou de coleta de dados durante o programa de monitoramento pré-operacional.

O operador da URA utilizou na avaliação de impacto radiológico atmosférico (RFAS), um modelo próprio de simulação de dispersão, denominado Impacto Ambiental Radiológico (IAR7). Uma comparação entre o MILDOS-AREA e o IAR7, utilizando os mesmos parâmetros de entrada reportados no RFAS (RFAS), sugere que o IAR7 subestimou as concentrações de radônio no ar para os grupos críticos hipotéticos.

Os resultados da simulação com o MILDOS-AREA mostraram que as doses efetivas estimadas para os grupos críticos hipotéticos e para os grupos populacionais são inferiores ao limite de dose operacional (restrição de dose) da instalação para indivíduo do público estabelecido pela Comissão Nacional de Energia Nuclear de $0,3$ mSv.ano⁻¹.

Recomenda-se que o código MILDOS-AREA seja utilizado no Brasil, para fins de licenciamento e controle, tendo em vista que o mesmo é um código validado e já utilizado em

outros países para avaliar impacto radiológico ambiental atmosférico em instalações de mineração e beneficiamento de urânio.

Os resultados obtidos neste trabalho reforçam a tese que um bom programa de monitoramento ambiental pré-operacional e uma detalhada caracterização dos potenciais termos-fontes são de fundamental importância para uma adequada avaliação de impacto radiológico ambiental de uma instalação nuclear.

Sugestões para trabalhos futuros

- Apesar das doses estimadas pelos diferentes modelos estarem abaixo da restrição de dose estabelecida pela autoridade regulatória nacional, é necessário verificar em detalhe as diferenças observadas entre os resultados do MILDOS-AREA e o IAR7. Esforços devem ser envidados para garantir que os modelos usados na avaliação de impacto radiológico ambiental sejam modelos verificados e validados, de forma a garantir a confiabilidade dos resultados obtidos;
- Estudos visando à caracterização de particulados liberados a partir dos termos fontes da Unidade de Concentração de Urânio (URA) devem ser realizados, contribuindo para a melhoria da avaliação do impacto radiológico desta instalação;
- A determinação das taxas de exalação de radônio a partir dos termos fontes da Unidade de Concentrado de Urânio (URA) deve ser melhorada levando em consideração a homogeneidade e a sazonalidade das medições;
- Utilização de outros modelos validados para comparar resultados obtidos com o MILDOS-AREA e com o IAR7.

REFERENCIAS

AKBER, R. A.; PFITZNER, J. L. **Atmospheric concentrations of radon and radon daughters in Jabiru East**. Canberra: Scientist for the Alligator Rivers Region, 1994. Technical Memorandum 45

AKBER, R. A.; PFITZNER, J. L. Attached and unattached radon daughters in Jabiru East. In: INTERNATIONAL WORKSHOP ON THE HEALTH EFFECTS OF INDUCED RADIONUCLIDES: IMPLICATIONS FOR RADIATION PROTECTION IN MINING, Jabiru, Sep. 1992. **Proceeding...** Sydney: Australian Government Publishing Service, 1992.

AKBER, R.; JEFFERIES, C.; DHARMASIRI, J. **Rn-222 emission due to mining and milling activities at WMC Olympic Dam Operations**. Sydney: Western Mining Corporation, 2002.

AKBER, R.; LAWRENCE, C.; BOLLHÖFER, A.; MARTIN, P.; MARSHMAN, I. **Rn-222 activity flux from open ground surfaces at ERA Ranger Uranium Mine**. Darwin: Environmental Research Institute of the Supervising Scientist, 2004. Internal Report 477.

AL-JARALLAH, M. Radon exhalation from granites used in Saudi Arabia. **Journal of Environmental Radioactivity**, Oxford, v. 53, p. 91-98, 2001.

ALVES, R. C .M. **Estudo da dispersão do SO₂ emitido pela Usina Termoeletrica Presidente Médici, Candiota- RS, Brasil**. 1996. Dissertação (Mestrado) - Instituto Astronômico e Geofísico, Universidade de São Paulo, São Paulo.

ALVES, S. F. **Utilização do modelo de dispersão artm associado a recursos de geoprocessamento para simulação do impacto ambiental radiológico de emissões atmosféricas de um reator de pesquisa, B.H**. 2013. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia das Radiações, Minerais e Materiais) - Comissão Nacional de Energia Nuclear, Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear, Belo Horizonte.

AMIN, Y. M.; MAHAT, R. H.; DORAISAMY, S. J.; SUBRAMANIAM, S. Y. The effect of grain size on the radon emanation rate. **Applied Radiation and Isotopes**, New York, v. 46, n. 6/7, p. 621-622, 1995.

ARGONNE NATIONAL LABORATORY. Environmental Assessment Division. **MILDOS-AREA User's guide**. Argonne, Sep. 1998.

BAIRD, C. **Química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.

BAIXERAS, C.; ERLANDSSON, B.; FONT, L. L. JONSSON. Radon emanation from soil samples. **Radiation Measurements**, Oxford, v. 34, p. 441-443, 2001.

BALCAZAR, M.; CHAVEZ, A.; PINA-VILLALPANDO, G.; NAVARRETE, M. Radon detection system, design, test and performance. **Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A.**, Amsterdam, v. 422, n. 1, p. 809-811, 1999.

BARAD, M. L.; HAUGEN, D. A. A preliminary evaluation of sutton's hypothesis for diffusion from a continuous point source. **Journal of the Meteorology**, Boston, v. 16, n. 1, p. 12-20, 1959.

BATCHELOR, G. K. Diffusion in a field of homogeneous turbulence. i. eulerian analysis, **Australian Journal of Scientific Research, Series A: Physical Sciences**, Melbourne, v. 2, p. 437-450, 1949.

BOÇON, F. T. **Modelagem matemática do escoamento e da dispersão de poluentes na microescala atmosférica**. 1998. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

BOLLHÖFER, A.; STORM, J.; MARTIN, P.; TIMS, S. **Geographic variability in radon exhalation at the rehabilitated Nabarlek uranium mine, Northern Territory**. Canberra: Environmental Research Institute of the Supervising Scientist, 2003. Internal Report 465

BOSANQUET, C. H.; PEARSON, J. L. The spread of smoke and gases from chimneys. **Transactions of the Faraday Society**, London, v. 32, p. 1249-1263, 1936.

CAN - CANADIAN STANDARDS ASSOCIATION. **Guidelines for calculating derived release limits for radioactive material in airborne and liquid effluents for normal operation of nuclear facilities**. Toronto, Aug., 1987. CAN/CSAN288.1- M87.

CARDOSO, G. V.; SOBRINHO N. M. B. A.; WASSERMAN, M. A. V.; MAZUR, N. Geoquímica de radionuclídeos naturais em solos de áreas circunvizinhas a uma unidade de mineração e atividade de urânio. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 1909-1917, 2009.

CARMO, R. F. **Modelagem da dispersão do radônio na área circunvizinha à unidade de concentrado de uranio-Caetité-BA**. 2005. Dissertação (Mestrado) - Instituto De Radioproteção e Dosimetria, Rio de Janeiro.

CARVALHO, F. P.; MADRUGA, M. J.; REIS, M. C.; ALVES, J. G.; OLIVEIRA, J. M.; GOUVEIA, J.; SILVA, L. Radioactivity in the environment around past radium and uranium mining sites of Portugal. **Journal of Environmental Radioactivity**, Oxford, v. 96, p. 39 - 46, 2007.

CHAKRABORTY, M. K.; AHMAD, M.; SINGH, R. S.; PAL, D.; BANDOPADHYAY, C.; CHAULYA, S. K. Determination of the emission rate from various opencast mining operations. **Environmental Modelling & Software**, Oxford, v. 17, p. 467-480, 2002.

CHAULYA, S. K.; AHMAD, M.; SINGH, M. R. S; PAL, D.; BANDOPADHYAY, C; MONDAL, G. C. Validation of two air quality models for Indian mining condition, **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 82, n. 1, p. 23-43, 2004.

CHOUBEY, V. M.; BIST, K. S.; SAINI, N. K.; RAMOLA, R. C. Relation between soilgas radon variation and different lithotectonic units, Garhwal Himalaya, India. **Applied Radiation and Isotopes**, New York, v. 51, p. 587-592, 1999.

CNEN - COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR. **CNEN-NE 1.04**: licenciamento de instalações nucleares. Rio de Janeiro, 2002.

_____. Radioatividade. Rio de Janeiro: CNEN, 2001.

_____. **CNEN-NN 3.01**: diretrizes básicas de radioproteção, Rio de Janeiro, 1988.

_____. **Coefficientes de dose para exposição do público**: posição regulatória 3.01/011. Rio de Janeiro, 2011.

_____. Diretrizes básicas de Radioproteção, Posição regulatória NN 3.01. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, jan. 2005.

_____. Programas de meteorologia de apoio de usinas nucleoeletricas: portaria DEx-I nº 04/89 NE-1.22. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, ago. 1989.

CNSC - CANADIAN NUCLEAR SAFETY COMMISSION. **Annual report on uranium management activities 2009**: a joint report by the Canadian Nuclear Safety Commission and Environment Canada. Ottawa, 2011.

CONCEIÇÃO, E. G.; SOUZA, M. C. B.; FRANKLIN, M. R.; FERNANDES, H. M. Estudo preliminar da lixiviação das pilhas de minério exaurido da Unidade de Concentração de Urânio (URA/INB), com vistas a avaliação de impacto ambiental. In: INTERNATIONAL NUCLEAR ATLANTIC CONFERENCE, 2002, Rio de Janeiro. **Proceedings...** Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Energia Nuclea, 2002. CD-Room.

COOPER, C. D; ALLEY, F. C. **Air pollution control**: a design approach. Long Grove, Illinois: Waveland Press, 2002.

DENAGBE, S. J. Radon-222 concentration in subsoils and its exhalation rate from a soil sample. **Radiation Measurements**, Oxford, v. 32, p. 27-34, 2000.

EL-AMRI, E. A.; AL-JARALLAH, M.; ABU-JARAD, F.; FAZAL-UR-REHMAN, E. A. Uniformity in radon exhalation from construction materials using can technique. **Radiation Measurements**, Oxford, v. 36, n. 1-6, p. 453-456, 2003.

EVANGELISTA, H.; PEREIRA, E. B. Radon flux at King George Island, Antarctic Peninsula. **Journal of Environmental Radioactivity**, Oxford, v. 61, n. 3, p. 283-304, 2002.

FERNANDES, H. M.; FRANKLIN, M. R.; VEIGA, L. H. S.; FREITAS, P.; GOMIEIRO, L. A. Management of uranium mill tailings: geochemical processes and radiological risk assessment. **Journal of Environmental Radioactivity**, Oxford, v.30, n.1, p. 69-95, 1996.

FERNANDES, H. M.; LAMEGO SIMÕES FILHO, F. F.; PEREZ, V.; FRANKLIN, M. R.; GOMIERO, L. A. Radioecological characterization of a uranium mining site located in a semi-arid region in Brazil. **Journal of Environmental Radioactivity**, Oxford, v. 88, n. 2, p. 140-157, 2007.

FERRY, C.; RICHON, P.; BENEITO, A.; CABRERA, J. SABROUX, J.-C. An experimental method for measuring the radon-222 emanation factor in rocks. **Radiation Measurements**, Oxford, v. 35, n. 6, p. 579-583, 2002.

FILHO, FRANCISCO F. *et al.* **Impactos de mineração e sustentabilidade no semi-árido. estudo de caso: unidade de concentração de urânio – URA (Caetité, Ba)**. XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Curitiba, 2003. Disponível em <<http://www.cetem.gov.br/publicacao/CTs/CT2003-137-00.pdf>> acesso em 08/05/2011.

FRANCO, N. J. N. **Aplicação de um modelo de trajetória na simulação do transporte de radionuclídeos na atmosfera**. 2005. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

GIFFORD, F. A. Turbulent diffusion-typing schemes: a review. **Nuclear Safety**, Oak Ridge, v. 17, p. 68-86, 1976.

GIFFORD, F. A. Use of routine meteorological observations for estimating atmospheric dispersion. **Nuclear Safety**, Oak Ridge, v. 2, p. 47-51, 1961

GIPSON, G. L. **A modeling protocol for applying MESOPUFF II to long range transport problems**. Research Triangle Park, NC: U.S. Environmental Protection Agency, 1992. (EPA-454/R-92-021).

GIRI, S.; SINGH, G.; JHA, V. N.; TRIPATHI, R. M. Ingestion of U(nat), ^{226}Ra , ^{230}Th and ^{210}Po in vegetables by adult inhabitants of Bagjata uranium mining area, Jharkhand, India. **Radioprotection**, Paris, v. 45, n. 2, p. 183-199, 2010.

GOH, T. B.; OSCARSON, D. W.; CHESLOCK, M.; SHAYKEWICH, C. Fluence rate of radon from soil: effect of sorption barriers, moisture content and temperature. **Health Physics**, Hagerstown, v. 61, p. 359–365, 1991.

GOMES, A. J. P.; CRUZ, P. R.; BORGES, L. P. **Recursos minerais energéticos: carvão e urânio**. In: BIZZI, L. A.; SCHOBENHAUS, C.; VIDOTTI, R. M.; GONÇALVES, J. H (Ed.). **Geologia, tectônica e recursos minerais do Brasil**. Brasília: CPRM, 2003. p. 577-601.

GORJÁNÁ CZ, Z.; VÁRHEGYI, A.; KOVÁCS, T.; SOMLAI, J. Population dose in the vicinity of closed hungarian uranium mine. **Radiation Protection Dosimetry**, Kent, v. 118, n. 4, p. 448–452, 2006.

GRASTY, R. L. Radon emanation and soil moisture effects on airborne gamma-ray Measurements. **Geophysics**, Tulsa, v. 62, n. 5, p. 1379–1385, 1997.

GREEMAN, D. J.; ROSE, A.W. Factors controlling the emanation of radon and thoron in soils of the eastern U.S.A. **Chemical Geology**, Amsterdam, v. 129, p. 1–14, 1996.

HANNA, R. S.; BRIGGS, G. A.; HOSKER, R. P. **Handbook on Atmospheric Diffusion. Technology Information Center, U.S.** Whashington: Department of Energy, 1982.

HART, K. Reducing the long-term environmental impact of wastes arising from uranium mining. In: GIERÉ, R.; STILLE, P. **Energy, waste and the environment: a geochemical perspective**. London: Geological Society, 2004. P. 25-35. (Special Publication, 236)

HAUGEN, D. A. Lectures on air pollution and environmental impact analysis. **American Meteorological Society**, Boston, 1975.

HEWSON, E. W. The Meteorological control of atmospheric pollution by heavy industry. **Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society**, Berks, v. 71, p. 266, 1945.

HOLDSWORTH, S.; AKBER, R. Diffusion length and emanation coefficient of Rn-220 for a zircon and monazite sample. **Radiation Protection in Australia**, Sydney, v. 21, n. 1, p. 7-13, 2004.

HOLLAND, J. Z. **A Meteorological survey of the Oak Ridge Area**. Oak Ridge: Wcather Bureau, Nov. 1953.

HUTTER, A. Spatial and temporal variations of soil gas Rn-220 and Rn-222 attwo sites in New Jersey. **Environment International**, New York, v. 22, Sup. 1, p. S455-S469, 1996.

IAEA - INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. **Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment**. Vienna, Aut., 2001. Safety Reports Series, n. 19.

_____. **Measurement and calculation of radon release from uranium mill tailings**. Vienna, Aut., 1992. Technical Report Series, n. 333.

_____. **Measurement and calculation of radon release from uranium mill tailings**, Vienna, 1992. Technical Report Series, n. 333.

_____. **Monitoring and surveillance of residues from the mining and milling of uranium and thorium.**, Vienna: International Atomic Energy Agency, 2002. Safety Report Series, n. 27

IBGE. **Censo demográfico 2010**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 10 mar. 2014.

ICRP - INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. **1990 recommendations of the International Commission on Radiological Protection**. Ottawa, 1991. ICRP Publication 60 (user's edition)

_____. **A User's Guide for the CALPUFF Dispersion Model: version 5**. Ottawa, 2000.

IEC BEAK CONSULTANTS. **An assessment of the radiological impact of uranium mining in northern saskatchewan**. Ottawa: Environment Canada, 1986. Environmental Protection Series Reports.

IELSCH, G.; FERRY, C.; TYMEN, G.; ROBE, M. Study of a predictive methodology for quantification and mapping of the radon-222 exhalation rate. **Journal of Environmental Radioactivity**, Oxford, v. 63, p. 15-33, 2002.

IELSCH, G.; THIEBLEMONT, D.; LABED, V.; RICHON, P.; TYMEN, G.; FERRY, C.; ROBE, M.; BAUBRON, J.; BECHENNEC, F. Radon (Rn-222) level variations on a regional scale: influence of the basement trace element (U, Th) geochemistry on radon exhalation rates. **Journal of Environmental Radioactivity**, Oxford, v. 53, p.75-90, 2001.

INB - INDÚSTRIAS NUCLEARES DO BRASIL. **Relatório final de análise de segurança**. Rio de Janeiro, 2001. v. 7: Gerência de rejeitos. revisão

INDIA. Government. Atomic Energy Regulatory Board. **AERB safety guide: atmospheric dispersion and modelling**. Mumbai, Feb. 2008. Disponível em: <http://www.aerb.gov.in/AERBPortal/pages/English/t/publications/CODESGUIDES/sg-s-1.pdf>. Acesso em: 20 ago. 2014.

IRD - INSTITUTO DE RADIOPROTEÇÃO E DOSIMETRIA. **RI-SEAIA-000-2007: relatório de inspeção em radioproteção ambiental**. Rio de Janeiro, 2007.

ISKANDER, D.; YAMAZAWA, H.; IIDA, T. Quantification of the dependency of radon emanation power on soil temperature. **Applied Radiation and Isotopes**, New York, v. 60, p. 971-973, 2004.

JACOBI, W. Lung cancer risk from environmental exposure to radon daughters: ICRP publication 50. **Radiological Protection Dosimetry**, Oxford, v. 24, n. 14, p 19-22, 1998.

JHA, S.; KHAN, A. H.; MISHRA, U. C. A study of the Rn-222 flux from soil in the U mineralised belt at Jaduguda. **Journal of Environmental Radioactivity**, Oxford, v. 49, p. 157- 169, 2000.

JOVANOVIC, P. Radon Exhalation rate measurements on and around the premises of a former coal mine. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 272, p. 147-149, 2001.

KOARASHI, J.; AMANO, H.; ANDOH, M.; IIDA, T. Estimation of Rn222 flux from ground surface based on the variation analysis of Rn222 concentration in a closed chamber. **Radiation Protection Dosimetry**, Kent, v. 87, n. 2, p. 121-131, 2000.

KUMAR, R.; SENGUPTA, D.; PRASAD, R. Natural radioactivity and radon exhalation studies of rock samples from Surda Copper deposits in Singhbhum shear zone. **Radiation Measurements**, Oxford, v. 36, n. 1-6, p. 551-553, 2003.

KVASNICKA, J. **Radon daughters in tropical northern Australia and the environmental radiological impact of uranium mining**. Darwin: Northern Territory Department of Mines and Energy, 1990.

LAWRENCE, C. **A device to distinguish between radon (Rn-222), thoron (Rn-220) and actinon (Rn-219) on the basis of alpha pair counting**. Brisbane: Queensland University of Technology, 2001. pp 120.

LAWRENCE, C. E.; AKBER, R. A.; BOLLHÖFER, A.; MARTIN, P. Radon-222 exhalation from open ground on and around a uranium mine in the wet-dry tropics. **Journal of Environmental Radioactivity**, Oxford, v. 100, p. 1-8, 2009.

LEHMANN, B. E.; IHLY, B.; SALZMANN, S.; CONEN, F.; SIMON, E. An automatic chamber for continuous Rn-220 and Rn-222 flux measurements from soil. **Radiation Measurements**, Oxford, v. 38, p. 43-50, 2003.

LUBIN, J. H.; BOICE JR, J. D. Lung cancer risk from residential radon: Metaanalysis of eight epidemiologic studies. **Journal of the National Cancer Institute**, Bethesda, v. 89, n. 1, p. 49-57, 1997.

MARKKANEN, M.; ARVELA, H. Radon emanation from soils. **Radiation Protection Dosimetry**, Kent, v. 45, n. 1, p. 269-272, 1992.

MARTIN, P.; TIMS, S.; RYAN, B.; BOLLHÖFER, A. A radon and meteorological measurement network for the Alligator Rivers Region, Australia. **Journal of Environmental Radioactivity**, Oxford, v. 76, p. 35 -49, 2004.

MARTIN, P.; TIMS, S.; STORM, J. **Radon exhalation rate from the rehabilitated Nabarlek surface**. Canberra: Supervising Scientist Division, 2002. Supervising Scientist Report 166.

MASSAMBRINI, O. **Microfísica da precipitação**. São Paulo: Departamento de Ciências Atmosféricas IAG- USP, 2006. Disponível: <<http://www.dca.iag.usp.br/www/material/omassamb/Microfisica/Cap.%201%20%20Introdu%20%E3o%20%E0%20f%20EDsica%20da%20precipita%20%E3o%20-%20SF%20-%20Microf%20EDsica%20da%20precipita%20%E3o%20-%202006.pdf>>. Acesso em: 20 maio 2012.

MAZZILLI, B. P.; MÁDUAR, M. F.; CAMPOS, M. P. **Radioatividade no meio ambiente e avaliação de impacto radiológico ambiental**. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, 2011.

McELROY, J. L.; POOLER, F. **The St. Louis dispersion study, US Public Health Service, National Air Pollution Control Administration**. Cincinnati, OH, 1969.

MENETREZ, M.; MOSLEY, R.; SNODDY, R.; BRUBAKER JR, S. Evaluation of radon emanation from soil with varying moisture content in a soil chamber. **Environment International**, New York, v. 22, Sup. 1, p. S447-S453, 1996.

MICKLICH, B. J.; YUAN, Y. Validation study of the radionuclide transport code MILDOS-AREA. **Transactions of the American Nuclear Society**, Illinois, v. 61 p. 42-44, jun. 1990.

MISDAQ, M. A.; KHAJMI, H.; KTATA, A. Study of the influence of porosity on the radon emanation coefficient in different building material samples by combining the SSNTD technique with Monte Carlo simulations. **Radiation Physics and Chemistry**, Kent, v. 53, p. 385-390, 1998.

MORAWSKA, L.; JEFFERIES, C. Distribution of radium in mineral sand grains and its potential effect on radon emanation. **Radiation Protection Dosimetry**, Kent, v. 56, n. 1/4, p. 199-200, 1994.

MORAWSKA, L.; PHILLIPS, C. Dependence of the radon emanation coefficient on radium distribution and internal structure of the material. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, London, v. 57, p. 1783-1797, 1992.

MOSLEY, R.; MENETREZ, M.; SNODDY, R.; BRUBAKER JR, S. The influences of diffusion and advective flow on the distribution of radon activity within USEPA's soil chamber. **Environment International**, New York, v. 22, Sup. 1, p. S521-S533, 1996.

MUDD, G. M. Radon releases from Australian uranium mining and milling projects: assessing the UNSCEAR approach. **Journal of Environmental Radioactivity**, Oxford, v. 99, p. 288-315, 2008.

NCRP - NATIONAL COUNCIL ON RADIATION PROTECTION AND MEASUREMENTS. **Exposure to the population in the United States and cad from natural background radiation**. Bethesda, 1987. Report n. 94

_____. **Measurement of radon and radon daughters in air**. Bethesda 1988.

NIMER, E. Clima. In: IBGE. **Geografia do Brasil**: região nordeste. Rio de Janeiro, 1977. p. 47-84.

NRC - NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Risk assessment in the federal government: managing the process**. Washington, DC: National Academy Press, 1983.

OUFNI, L. Determination of the radon diffusion coefficient and radon exhalation rate in Moroccan quaternary samples using the SSNTD technique. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, Lousanne, v. 256, n. 3, p. 581-586, 2003.

OUFNI, L.; MISDAQ, M. A. Radon emanation in a limestone cave using CR- 39 and LR-115 solid state nuclear track detectors. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, Lousanne, v. 250, n. 2, p. 309-313, 2001.

PASQUILL, F. **Atmospheric diffusion**. London: D. Van Nostrand Company Ltd., 1962.

_____. **Atmospheric diffusion**. New York: Halsted Press, 1974.

_____. The estimation of the dispersion of windborne material. **The Meteorological Magazine**, London, v. 90, n. 1063, p.33-53, Feb. 1961.

PEREIRA, W. S.; PY JUNIOR, D. A.; ROCHA, R. B. Modeling environmental transport of radionuclides in uranium mining and milling in tropical ecosystems, Caetité, Ba. In: BRAZILIAN SYMPOSIUM ON MATHEMATICAL AND COMPUTATIONAL BIOLOGY, 3., Rio de Janeiro, 2003. **Proceedings...** Rio de Janeiro: E-Papers, 2003. v. 1. Disponível em: http://www.researchgate.net/publication/256096320_Modeling_environmental_transport_of_radionuclides_in_uranium_mining_and_milling_in_tropical_ecosystems_Caetit_Ba_Br. Acesso em: 20 maio 2012.

PIMENTEL, M. M.; MACHADO, N.; LOBATO, L. M. Geocronologia U - Pb de rochas graníticas e gnáissicas da região de Lagoa Real, Bahia, e implicações para a idade de mineralização de Urânio. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 38., Balneário Camboriú, 1994. **Boletim dos Resumos Expandidos...** Balneário Camboriú: SBG, 1994. p. 389-390.

PLANARQ & INB. **Estudo de impacto ambiental do complexo minero-industrial de Lagoa real**: caetité – Ba, Brasil. Salvador, 1996. v. 2, T. 2, pt. 3a.

PY JUNIOR, D. A. **Determinação de coeficientes de transporte para aerossol radioativo gerado em áreas de mineração de urânio a céu aberto**. 1978. Dissertação (Mestrado) – Instituto Militar de Engenharia, Rio de Janeiro.

40 ANOS de história em Lagoa Real. **Revista Minérios & Minerale**s, São Paulo, 23 ago. 2003. Disponível em: <http://www.revistaminerios.com.br/Publicacoes/4532/40_anos_de_historia_em_Lagoa_Real.aspx>. Acesso em: 20 ago. 2014.

RAMOLA, R.C.; CHOUBEY, V. M. Measurement of radon exhalation rate from soil samples of Garhwal Himalaya, India. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, Lousanne, v. 256, n. 2, p. 219-223, 2002.

RANA, B. K.; MEENA, J. S.; SAHOO, S. K; TOPNO, R.; SHUKLA, A. K.; PURANIK V. D. Assessment of radon concentration and external gamma radiation level in the environs of Narwapahar uranium mine, India and its radiological significance. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, Lousanne, v. 290, n. 2, p. 347-352, Nov. 2011.

RICHARDSON, L. F. Atmospheric diffusion shown on a distance-neighbor graph. **Proceedings of the Royal Society of London A**, London, v. 110, p.709, 1926.

RICHARDSON, L. F.; PROCTOR, D. Diffusion over distances ranging from 3 km to 86 km. **Memoirs of the Royal Meteorological Society**, London, v. 1, n. 1, p. 555-570, 1925.

ROCHA, E. B. **Dispersão e redistribuição de urânio e acompanhadores em mineralizações uraníferas submetidas a alteração laterizante**: exemplo da jazida Laranjeiras, Província Uranífera de Lagoa Real, Bahia. 1992. Tese (Doutorado) - Instituto de Astronomia e Geofísica, Universidade de São Paulo, São Paulo.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. C. **Introdução a química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009.

ROSSBY, C. G. **A Generalization of the theory of the mixing length with applications to atmospheric and oceanic turbulence**. Cambridge: Massachusetts Institute of Technology Meteorological, 1932. Meteorological Paper, v. 1, n. 4.

SANTOS, E. F. S. **Espectrometria Gama Aérea da Província uranífera de Lagoa Real (Caetitê, BA)**: aspectos geoambientais e distribuição da dose absorvida no ar. 2006. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Radioproteção e Dosimetria, Rio de Janeiro.

SARAD GMBH. **Application note AN-006_EN**: quantifying of radon exhalation on surfaces. Mar. 2008. Disponível em: <www.sarad.de/>. Acesso em: 06 jun. 2013.

SCHUMANN, R.; GUNDERSEN, L. Geological and climatic controls on the radon emanation coefficient. **Environment International**, New York, v. 22, Sup. 1, p. S439-S446, 1996.

SEI SUPERINTENDÊNCIA DE ESTUDOS ECONÔMICOS E SOCIAIS DA BAHIA. **Informações geoambientais**. Disponível em: <<http://www.sei.ba.gov.br/geoambientais/>>. Acesso em: 20 abr. 2012.

SEINFELD, J.; PANDS, J. S. **Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change** 2nd ed. London: J. Wiley, 2006

SENGUPTA, D.; KUMAR, R.; SINGH, A. K.; PRASAD, R. Radon exhalation and radiometric prospecting on rocks associated with Cu-U mineralizations in the Singhbhum shear zone, Bihar. **Applied Radiation and Isotopes**, New York, v. 55, p. 889-894, 2001.

SHARMA, D. K.; KUMAR, A.; KUMAR, M.; SINGH, S. Study of uranium, radium and radon exhalation rate in soil samples from some areas of Kangra district, Himachal Pradesh, India using solid-state nuclear track detectors. **Radiation Measurements**, Oxford, v. 36, n. 1-6, p. 363-366, 2003.

SILVA, C. **Modelagem lagrangeana da dispersão atmosférica de radionuclídeos e sistemas de informação geográfica como ferramentas de suporte ao planejamento de emergência na área de influência do complexo nuclear de Angra dos Reis**. 2013. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

SILVESTER, S. A.; LOWNDES, I. S.; HARGREAVES, D. M. A computational study of particulate emissions from an open pit quarry under neutral atmospheric conditions, **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 43, n. 40, p. 6415-6424, 2009.

SLADE, D. H. **Meteorology and atomic energy**. Washington, D.C: US Nuclear Regulatory Commission, 1968. TID-24190.

SMITH, H. ICRP publication 50: Lung cancer risk from indoor exposures to radon daughters. **Journal of the Canadian Association of Radiologists**, Montreal, v. 39, Sup. 1, p. 144-147, 1988.

SONTER, M.; AKBER, R.; HOLDSWORTH, S. Radon flux from rehabilitated and unrehabilitated uranium mill tailings. **Radiation Protection in Australia**, Sydney, v. 19, n. 1, p. 36-48, 2002.

SROOR, A.; EL-BAHI, S. M.; AHMED, F.; ABDEL-HALEEM, A. S. Natural radioactivity and radon exhalation rate of soil in southern Egypt. **Applied Radiation and Isotopes**, New York, v. 55, p. 873-879, 2001.

STRENGE D. L.; BANDER, T. J. **MILDOS**: a computer program for calculating environmental radiation doses from uranium recovery operations. Washington: US Nuclear Regulatory Commission, 1981. NUREG/CR-2011, PNL-3767.

SUN, H.; FURBISH, D. Moisture content effect on radon emanation in porous media. **Journal of Contaminant Hydrology**, Amsterdam, v. 18, p. 239-255, 1995.

SUTTON, O. G. **Micrometeorology**. New York: Mc Graw-Hill, 1953.

TANNER, A. B. Radon migration in the ground: a supplementary review. **The Natural Radiation Environment**, Chicago, v. 3, p. 5-56, 1980

TAUHATA, L.; SALATI, I. P. A.; PRINZIO, R. D.; PRINZIO, M. A. R. R. D.
Radioproteção e dosimetria: fundamentos. Rio de Janeiro: IRD/CNEN, 2003.

TAYLOR, G. I. Diffusion by continuous movements. **Proceedings of London Mathematical Society**, London, v. 20, p. 196-1921.

TILL, J. E.; GROGAN, H. **Radiological risk Assessment and environmental analysis.** New York, N.Y.: Oxford University Press, 2008.

TRIPATHI, R. M.; SAHOO, S. K.; JHA, V. N.; KUMAR, R.; SHUKLA, A. K.; PURANIK, V. D.; KUSHWAHA, H. S. Radiation dose to members of public residing around uranium mining complex, Jaduguda, Jharkhand, India. **Radiation Protection Dosimetry**, Kent, v. 147, n. 4, p. 565-572, 2011.

TUFAIL, M.; MIRZA, S. M.; MAHMOOD, A., QURESHI, A. A.; ARFAT, Y.; KHAN, H. A. Application of a "closed can" technique for measuring radon exhalation from mine samples of Punjab, Pakistan. **Journal of Environmental Radioactivity**, Oxford, v. 50, p. 267-275, 2000.

TURNER, D. B. **Workbook of atmospheric dispersion estimates.** 2nded. New York: Lewis Publishers, 1994.

_____. **Workbook of atmospheric dispersion estimates.** Cincinnati: US Department of Health, Education and Welfare, 1970.

UNSCEAR - UNITED NATION SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECT OF ATOMIC RADIATION. **Sources, effects and risks of ionizing radiation.** New York. 1993. v.1: Report to the General Assembly

_____. **Sources and effects of ionizing radiation.** New York, 2000.

_____. **Ionizing radiation: sources and biological effects.** New York, 1982. E.82.IX.8

_____. **Sources and effects of ionizing radiation.** New York, 2000. v. 1: Report to the General Assembly

USNRC - U.S. NUCLEAR REGULATORY COMMISSION. **Regulatory guide 3.51 (task RH 802-4):** Calculational models for estimating radiation doses to man from airborne radioactive materials resulting from uranium milling operations. Washington, D. C., 1982.

UZUNOV, I.; DIMITROV, M.; STEINHÄUSLER, F. Environmental radiation levels and occupational exposure due to uranium mining and milling operations in Bulgaria. **Radiation Protection Dosimetry**, Kent, v. 45, n. 104, p. 141-143, 1992.

VANDENHOVE, H.; SWEECK, L.; MALLANTS, D.; VANMARCKE, H.; AITKULOV, A. SADYROV, O.; SAVOSIN, M.; TOLONGUTOV, B. Assessment of radiation exposure in the uranium mining and milling area of Mailuu Suu, Kyrgyzstan. **Journal of Environmental Radioactivity**, Oxford, v. 88, p. 118-139, 2006.

VAUPOTI, J.; KOBAL, I. Releases of radium from an abandoned uranium mine site: Zirovski Vrh uranium mine, Slovenia. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, Lousanne, v. 241, n. 1, p. 107-111, 1999.

VEIGA L. H. S.; KOIFMAN, S.; MELO, V. P.; SACHET, I.; AMARAL, E. C.S. Preliminary indoor radon risk assessment at the Poços de Caldas Plateau, MG – Brazil- **Journal of Environmental Radioactivity**, Oxford, v. 70, p. 161–176, 2004.

VENKATRAM, A.; PRINCEVAC, M. Using measurements in urban areas to estimate turbulent velocities for modeling dispersion. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 42, p. 3833–3841, 2008.

WILKENING, M. H.; CLEMENTS, W. E.; STANLEY, D. Radon 222 flux in widely separated regions. **The Natural Radiation Environment**, Chicaco, v. 2, p. 717-730, 1974.

WINKELMANN, I.; THOMAS, M.; VOGL, K. Aerial measurements on uranium ore mining, milling and processing areas in Germany. **Journal of Environmental Radioactivity**, Oxford, v. 53, p. 301-311, 2001.

YAMARTINO, R. J.; SCIRE, J. S.; HANNA, S. R.; CARMICHAEL, G. R.; CHANG, Y. S.; **The CALGRID mesoscale photochemical grid model**. Concord: Sigma Research Corp, 1992. v. 1: Model formulation document

APÊNDICE A - Análise dos parâmetros meteorológicos

Apêndice A - Análise dos parâmetros meteorológicos.

As condições de estabilidade atmosférica têm forte influência na dispersão dos poluentes. Condições instáveis se caracterizam por altos níveis de turbulência e observa-se intensa dispersão dos contaminantes na atmosfera. Em condições estáveis, os níveis de energia cinética turbulenta são muito menores e a dispersão dos poluentes é suprimida, ocasionando altos níveis de concentrações no centro da pluma.

Após a avaliação da estabilidade local pelo critério de P-G, verificou-se que as classes predominantes foram as D, E e F com 60% das ocorrências. A partir disso, avaliamos as classes de estabilidade com a direção a velocidade dos ventos. A principal frequência da classe D basicamente concentra-se nas direções ESE e SE, considerando-se o período completo (diurno e noturno). Nessa situação são considerados 1,8% de calmo.

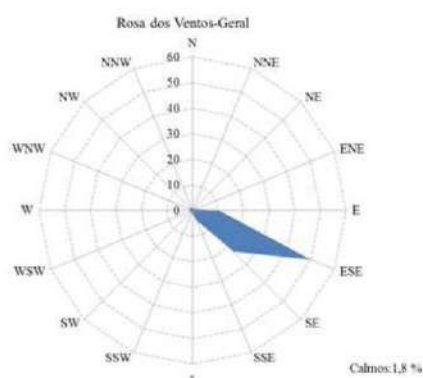


Figura A.1- Rosa-dos-ventos para a região período completo

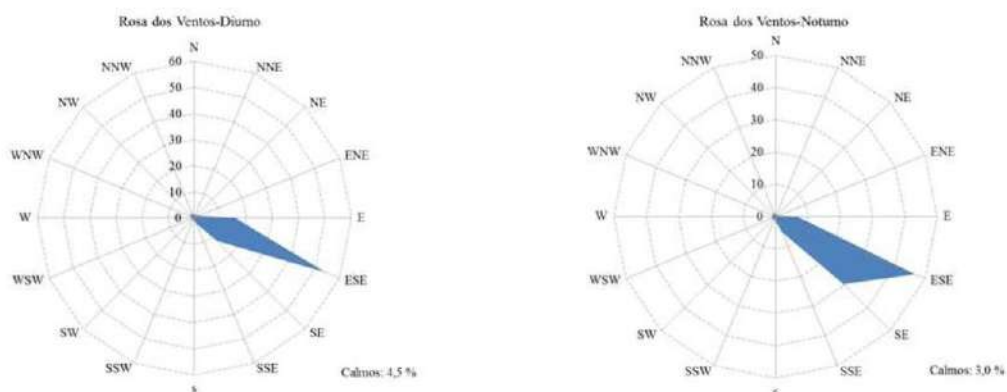


Figura A.2(a) e (b) – Rosa-dos-ventos para a região período diurno (a) e noturno (b)

As Figuras A.2 (a) e (b) representam, respectivamente, as rosa-dos-ventos para o período diurno e noturno obtidas a partir de dados da torre meteorológica a 10 m. Nesses períodos, observa-se que as direções predominante são a ESSE e SE, não diferenciando em relação ao período completo. O período noturno apresenta uma melhor distribuição entre estes setores.

As Figuras A.3, A.4 e A.5 representam as frequências (%) da direção do vento versus as classes de estabilidade para o período completo. A classe A apresentou uma redistribuição nos setores NNE, NE e ENE com frequências acima de 60%. A classe D com frequência em torno de 30%, apresentou uma redistribuição nas direções ESSE, SE, SSE, S, OSO, NO e NNO. A classe F concentrou-se em todas as direções com maiores frequências para as direções SO, SSO e S, em torno de 40%.

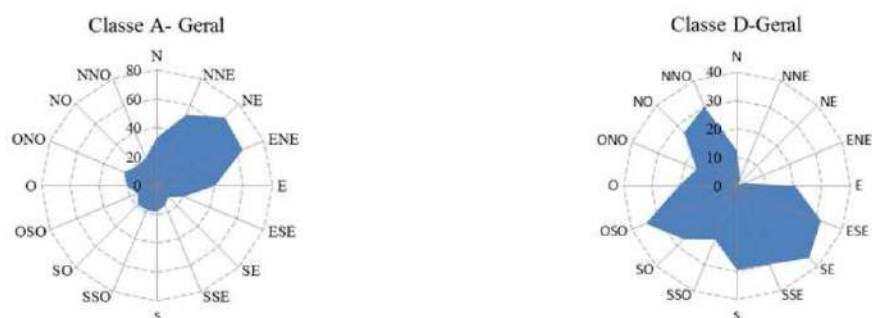


Figura A.3.- Frequência (%) da direção do vento (0^0) versus as classes de Estabilidade A e D

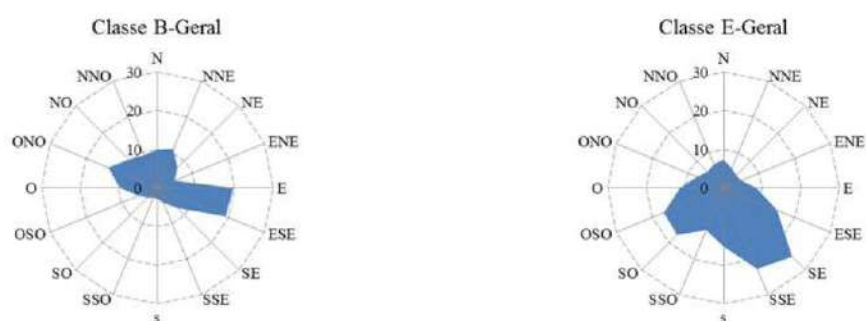


Figura A.4.- Frequência (%) da direção do vento (0^0) versus as classes de Estabilidade B e E

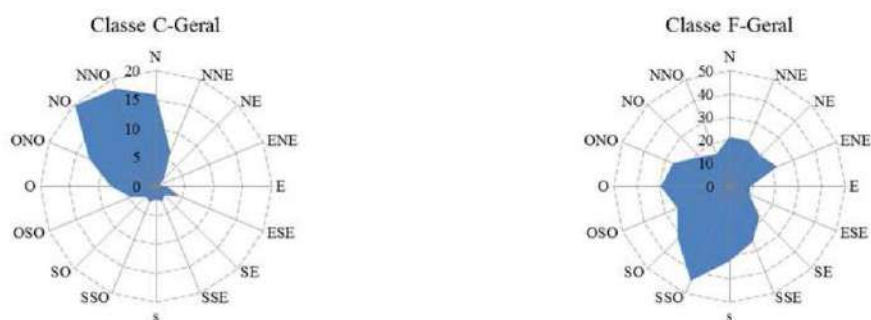


Figura A.5.- Frequência (%) da direção do vento (0^0) versus as classe de Estabilidade C e F.

Para o período diurno, Figuras A.6 e A.7, as principais frequências da classe A foram distribuídas pelas direções NNE, NE, ENE, S, SSO e SO, com amplitude em torno de 80%. Para a classe B, a maior frequência percentual ocorre na direção ESE. A classe C tem frequência acentuada nas direções NNO e NO e, para a classe D, as frequências nas direções NNO, OSO e SSO ocorrem de forma inexpressiva. As classes E, F e G não ocorrem para o período diurno .

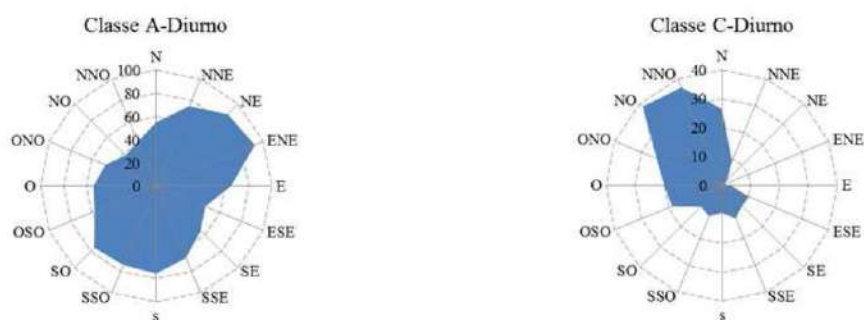


Figura A.6 -.Frequência (%) da direção do vento (0^0) no período diurno versus as classes de Estabilidade A e C

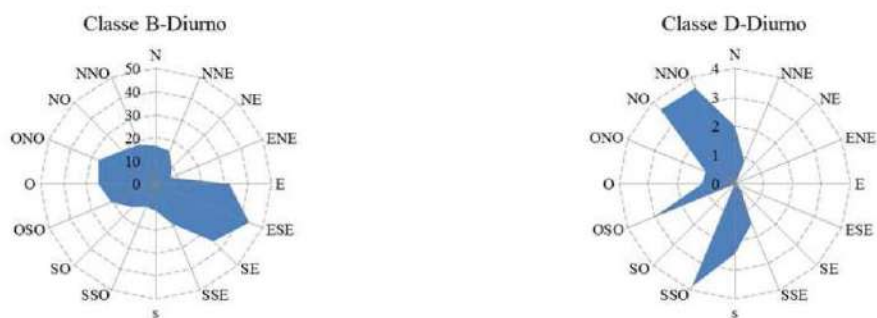


Figura A.7 – Frequência (%) da direção do vento (0^0) no período diurno versus as classes de Estabilidade B e D

Para o período noturno, Figuras A.8 e A.9, a maior frequência ocorre para a classe F nas direções NNE, NE, ENE e SSO, sendo que essa classe apresenta distribuição em todas as direções. As frequências da classe D estão distribuídas nas direções E a NNO, no sentido horário, com frequências médias em torno de 40%. A classe E, semelhante à classe F, também apresenta frequências em todas as direções com intensidade média em torno de 20%.



Figura A.8 – Frequência (%) da direção do vento (0^0) no período noturno versus as classes de Estabilidade D e E



Figura A.9 – Frequência (%) da direção do vento (0^0) no período noturno versus a classe de Estabilidade F

Para análise da frequência da faixa de velocidade, foram construídos os histogramas relativos às classes de estabilidade em que as velocidades ocorrem. Para o período completo, Figuras A.11 a A.12, a velocidade que ocorre com maior frequência é 10 mph nas classes A, B C e D. Na classe D, a frequência desse valor é maior que 35%, esta classe ainda apresenta frequência expressiva para os valores 21,5 mph (12%) e 5,5 mph (10%). Para as classes E e F, as maiores frequências são para a faixa de velocidade de 5,5 mph. A classe apresenta uma frequência de faixa de velocidade abaixo de 10% para todos os valores analisados.

Observamos que para a classe G, extremamente estável, conforme requisito da norma CNEN-NE 1.22 (1989) não ocorreu eventos em quaisquer faixas de velocidade.

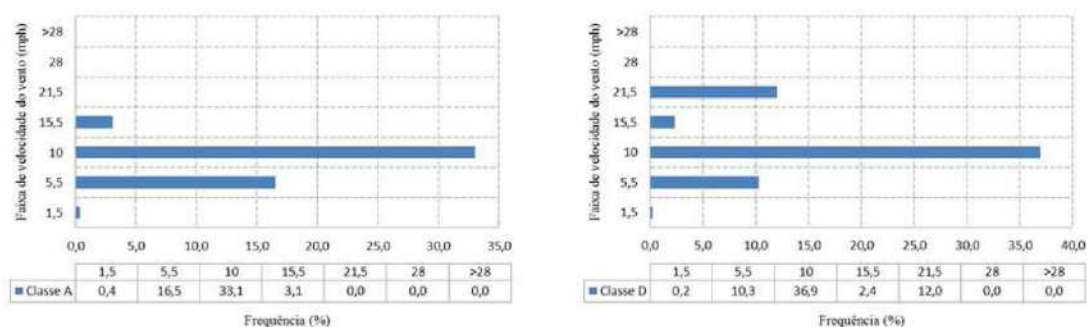


Figura A.10 – Frequência da faixa de velocidade para as classes A e D período completo.

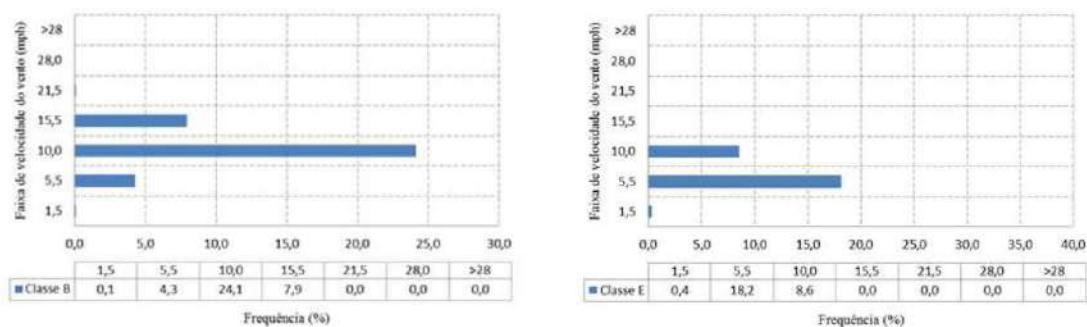


Figura A.. – Frequência da faixa de velocidade para as classes B e E período completo.

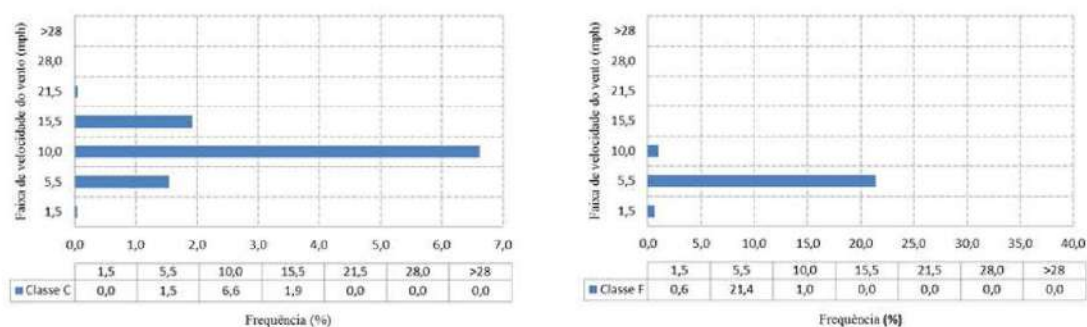


Figura A.12 – Frequência da faixa de velocidade para as classes C e F período completo.

Para os períodos diurno e noturno, analisamos as ocorrências das classes de estabilidade para cada direção das rosas dos ventos. Os resultados para as maiores e menores frequências para os períodos são apresentadas nos histogramas das Figuras A.13 a A.18.

As maiores frequências da classe de estabilidade A, B e C ocorrem para as direções leste, leste-sudeste e sudeste, análise em relação ao período diurno. Nessas direções são poucos os eventos para a classe D e inexistente para as outras classes. As classes A, B e C ocorrem com menores frequências para as direções sul, sul-sudeste e sudoeste no período diurno. Nas direções sul e sul- sudoeste ocorre uma pequena frequência da classe D.

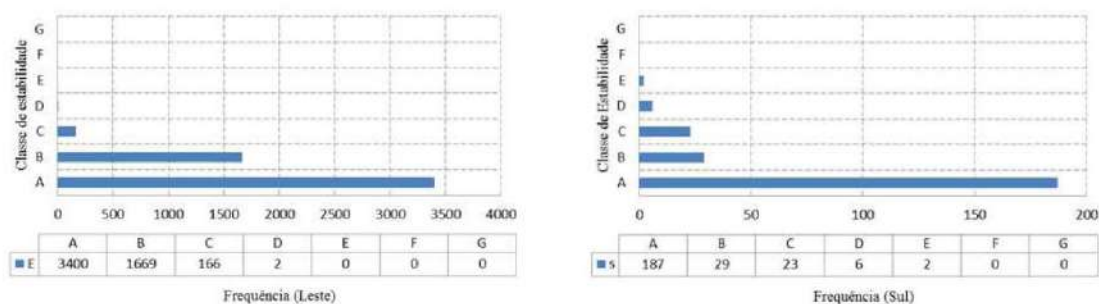


Figura A.13 – Frequência de classe nas direções leste e sul (diurno).

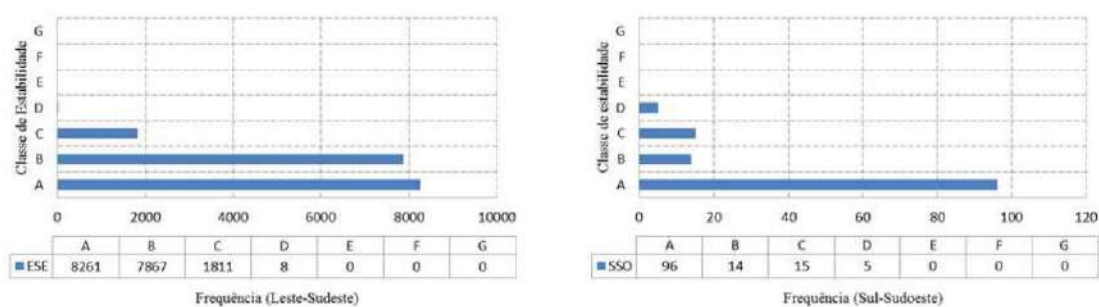


Figura A.14 – Frequência de classe nas direções leste-sudeste e sul-sudoeste (diurno).

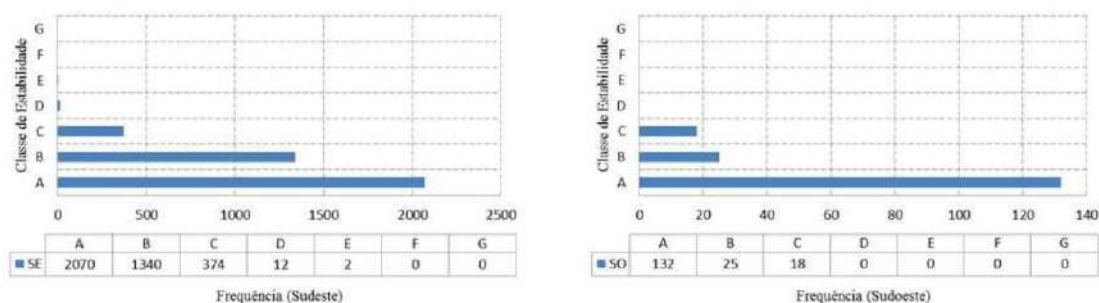


Figura A.15 – Frequência de classe nas direções sudeste e sudoeste (diurno).

Para o período noturno, foi realizada a mesma análise, sendo verificado que as maiores frequências ocorreram para as classes D, E e F nas direções, em ordem crescente, sul-Sudeste, norte-nordeste e sul-sudoeste. No período noturno não ocorrem classes de estabilidade para as direções ESE (leste-sudeste), SE (sudeste), ONO (oeste-nordeste) e NO (nordeste); as direções leste, oeste apresentam baixas frequências para a classe D; e para a direção sul ocorrem as classes D, E e F com baixa amplitude.

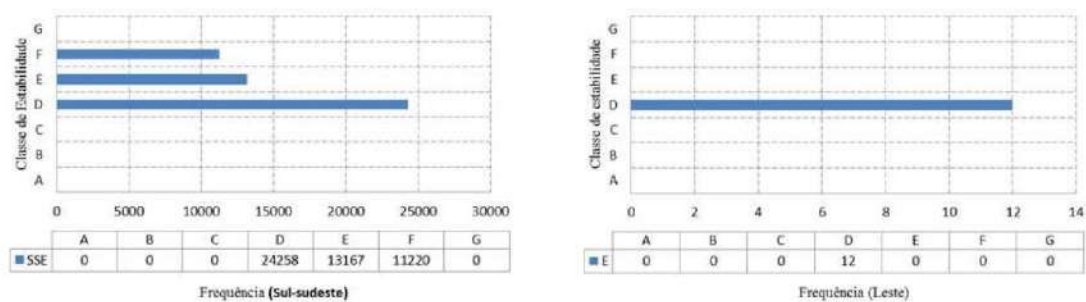


Figura A16. – Frequência de classe nas direções sul-sudeste e leste (noturno)

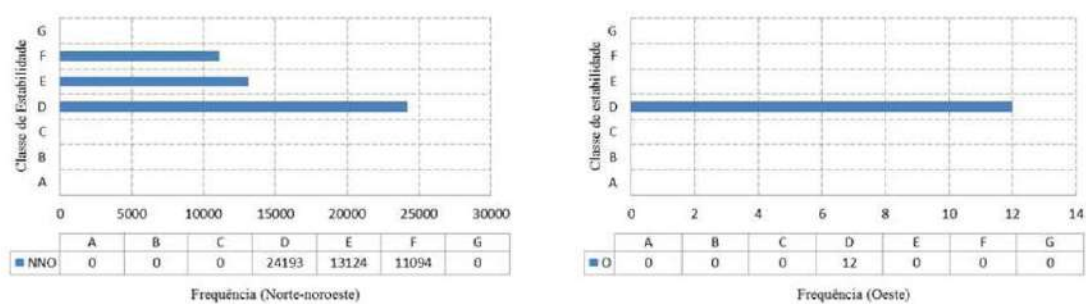


Figura A.17 – Frequência de classe nas direções norte-noroeste e oeste (noturno)

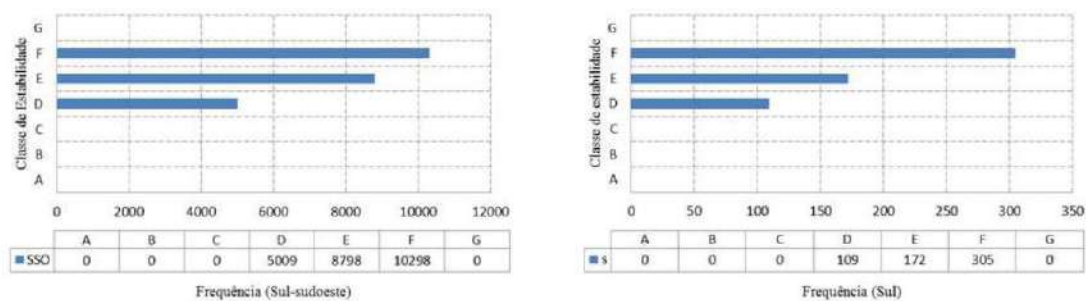


Figura A.18 – Frequência de classe nas direções sul-sudoeste e sul (noturno).

APÊNDICE B - Unidades e Grandezas Radiológicas e Requisitos Básicos de Proteção Radiológica

Unidades e Grandezas radiológicas

O nosso objetivo é proporcionar uma aproximação as unidades e grandezas radiológicas, utilizadas no escopo dessa tese, aos leitores cujo terminologia não seja familiar. Algumas destas grandezas serão definidas a seguir, segundo o documento Grandezas e Unidades para Radiação Ionizante, publicadas pela Comissão Nacional de Energia Nuclear em 2002 [IRD/CNEN/MCT, 2002]. Disponível em: http://www.ird.gov.br/index.php?option=com_docman&task=doc_download&gid=14&Itemid=49.

Atividade (A): é o número de transformações nucleares que ocorrem numa fonte radioativa por unidade de tempo, dando origem aos diversos tipos de radiação.

$$A = \frac{dN}{dt} \quad (\text{B.1})$$

Sendo N a quantidade de núcleos radioativos num estado de energia particular e t o intervalo de tempo.

No Sistema Internacional (SI), a unidade de atividade é o becquerel (Bq) e refere-se a uma transformação por segundo (s^{-1}). O bequerel substituiu a unidade antiga, curie (Ci), com 1 Ci sendo equivalente a $3,7 \cdot 10^{10}$ Bq.

Exposição (X): é a quantidade de ionização produzida pela radiação no ar.

$$X = \frac{dQ}{dm} \quad (\text{B.2})$$

Onde dQ é o valor absoluto da carga total de íons de um dado sinal, produzida no ar, quando todos os elétrons liberados pelos fótons no ar, em uma massa dm , são completamente freados no ar.

A unidade de exposição é representada por $C.kg^{-1}$ (coulomb / quilograma); a unidade antiga é o röntgen (R), sendo $1 R = 2,58 \cdot 10^{-4} C.kg^{-1}$.

Dose absorvida (D): refere-se à relação entre a energia absorvida e a massa num determinado ponto P do material atingido.

$$D = \frac{d\bar{E}}{dm} \quad (\text{B.3})$$

Onde $d\bar{E}$ é a energia média depositada pela radiação na matéria de massa dm , num ponto de interesse.

A unidade de dose absorvida é o gray (Gy), que substituiu a unidade antiga rad (radiation absorbed dose), com $1 \text{ Gy} (\text{J.kg}^{-1}) = 100 \text{ rad}$.

Equivalente de Dose (H): refere-se à dose absorvida D num ponto do tecido multiplicada pelo fator de qualidade Q. Q é adimensional e depende do tipo de radiação.

$$H = D \cdot Q \quad (\text{B.4})$$

A unidade do equivalente de dose é o sievert (Sv), sendo $1 \text{ Sv} = 1 \text{ J.kg}^{-1}$.

O fator de qualidade, relacionado com os diferentes tipos de ionização das radiações é apresentado na Tabela 1.

Tabela 1: Fator de qualidade para os diferentes tipos de radiação e energia.

Tipo de Radiação e energia	Fator de Qualidade (Q)
Raios X ou γ	1,0
Partículas β (energia < 0,03 MeV)	1,0
Partículas β (energia > 0,03 MeV)	1,7
Partículas α	20,0

Fonte: O autor, 2014 adaptado de CNEN, 2014, f 26.

Dose equivalente (H_T): é o equivalente de dose médio em um tecido específico, ou seja, refere-se ao valor médio da dose absorvida D_T num tecido ou órgão T, devido à radiação R.

$$H_T = \sum_R W_T D_T \quad (\text{B.5})$$

Onde W_T é o fator de peso para tecido ou órgão T.

A unidade de dose equivalente é sievert (Sv), e 1 Sv equivale a 1 J.kg^{-1} .

Dose efetiva (E): está relacionada com a dose equivalente do corpo inteiro, isto é, a soma ponderada das doses equivalentes recebidas em todos os tecidos ou órgãos do corpo.

$$E = \sum_T W_T H_T \quad (\text{B } 6)$$

Onde W_T é o fator de peso para o tecido ou órgão T e H_T é a dose equivalente em T.

A ICRP 60, publicada em 1990, estabeleceu valores para o fator de peso em órgãos que não haviam sido incluídos na ICRP 26 em 1977, bem como alguns ajustes para certos órgãos presente neste documento. Valores tabelados de valores do fator de peso W_T para tecido e órgão podem ser consultados em Recommendations of the International Commission on Radiological Protection ICRP 26 e ICRP 60.

Kerma (K): quando um feixe de radiação passa através de um meio absorvedor e interage com este meio ocorrem as seguintes etapas:

- i) a primeira etapa ocorre quando, ao interagirem com os elétrons, a energia carregada pelos fótons é transformada em energia cinética dos mesmos;
- ii) a segunda etapa ocorre quando esses elétrons são lentamente “freados” depositando energia no meio.

A ICRU (Comissão Internacional de Unidades Radiológicas) introduziu a quantidade chamada kerma (K) para descrever a energia cinética liberada no meio. Essa quantidade não estocástica é relevante para interações de radiações indiretamente ionizantes (fótons e nêutrons), ou para radiações diretamente ionizantes, neste caso, desde que a fonte encontre-se no interior do meio absorvedor.

O kerma (kinectic energy released per unit of mass) é definido pela relação:

$$K = \frac{dE_{tr}}{dm} \quad (\text{B } 7)$$

Onde dE_{tr} são as energias cinéticas iniciais de todas as partículas carregadas liberadas por partículas neutras ou fótons, incidentes em um material de massa dm .

A unidade de kerma no SI é J.kg^{-1} .

Como o kerma inclui a energia recebida pelas partículas carregadas, normalmente elétrons de ionização, e estes podem dissipá-la nas colisões sucessivas com outros elétrons ou por emissão de radiação de frenamento (bremsstrahlung), este pode ser escrito como:

$$K = K_c + K_r \quad (\text{B } 8)$$

Onde: K_c é o kerma de colisão, quando a energia é dissipada localmente, por ionizações e/ou excitações, e K_r é o kerma de radiação, quando a energia é dissipada longe do local, por emissão de raios X.

Resumindo, o kerma é o valor esperado da energia transferida da radiação para as partículas carregadas por unidade de massa em um ponto de interesse, incluindo a energia radiante e excluindo a energia transferida entre as partículas carregadas.

Requisitos básicos de proteção radiológica

Os requisitos básicos de proteção radiológica apresentados neste apêndice foram retirados da norma CNEN-NN-3.01:2014 de março/2014. Tal documento pode ser consultado na página da CNEN (<http://www.cnen.gov.br>), os conceitos apresentados aqui limitam-se no auxílio da compreensão do texto desta tese.

Justificação

“Nenhuma prática ou fonte associada a essa prática será aceita pela CNEN, a não ser que a prática produza benefícios, para os indivíduos expostos ou para a sociedade, suficientes para compensar o detrimento correspondente, tendo-se em conta fatores sociais e econômicos, assim como outros fatores pertinentes.”

A exposição normal dos indivíduos deve ser restringida de tal modo que nem a dose efetiva nem a dose equivalente nos órgãos ou tecidos de interesse, causadas pela possível combinação de exposições originadas por práticas autorizadas, excedam o limite de dose especificado na tabela a seguir, salvo em circunstâncias especiais, autorizadas pela CNEN. Esses limites de dose não se aplicam às exposições médicas.

Tabela 2- Limites de dose Anuais

Limites de Dose Anuais ^[a]			
Grandeza	Órgão	<i>Indivíduo ocupacionalmente exposto</i>	<i>Indivíduo do público</i>
<i>Dose efetiva</i>	Corpo inteiro	20 mSv ^[b]	1 mSv ^[c]
<i>Dose equivalente</i>	Cristalino	20 mSv ^[b] <i>(Alterado pela Resolução CNEN 114/2011)</i>	15 mSv
	Pele ^[d]	500 mSv	50 mSv
	Mãos e pés	500 mSv	---

[a] Para fins de controle administrativo efetuado pela CNEN, o termo dose anual deve ser considerado como dose no ano calendário, isto é, no período decorrente de janeiro a dezembro de cada ano.

[b] Média aritmética em 5 anos consecutivos, desde que não exceda 50 mSv em qualquer ano.

Fonte: CNEN, 2014, f.13

Pelo critério de Otimização, ou seja, às exposições causadas por uma determinada fonte associada a uma prática, a proteção radiológica deve ser otimizada de forma que a magnitude das doses individuais, o número de pessoas expostas e a probabilidade de ocorrência de exposições mantenham-se tão baixas quanto possa ser razoavelmente exequível, tendo em conta os fatores econômicos e sociais.

A menos que a CNEN solicite especificamente, a demonstração de otimização de um sistema de proteção radiológica é dispensável quando o projeto do sistema assegura que, em condições normais de operação, se cumpram as 3 (três) seguintes condições:

- a) a dose efetiva anual média para qualquer IOE não excede 1 mSv;
- b) a dose efetiva anual média para indivíduos do grupo crítico não ultrapassa 10 μ Sv;
- c) a dose efetiva coletiva anual não supera o valor de 1 pessoa.Sv.

Como condição limitante do processo de otimização da proteção radiológica em uma instalação, deve ser adotado um valor máximo de 0,3 mSv para a restrição da dose efetiva anual média para indivíduos do grupo crítico, referente à liberação de efluentes.

ANEXO A - Frequências das velocidades das classes de estabilidade dos ventos

Direção	Norte (N)					
	Velocidade do vento (mph)					
Classe de Estabilidade	1,5	5,5	10	15,5	21,5	28
A	0,000090	0,001640	0,000640	0,000010	0	0
B	0,000010	0,000300	0,000360	0,000050	0	0
C	0,000010	0,000210	0,000730	0,000190	0,000010	0
D	0,000040	0,000220	0,000590	0,000020	0,000010	0
E	0,000020	0,000410	0,000100	0	0	0
F	0,000090	0,001380	0,000090	0	0	0
subtotal	0,000260	0,004165	0,002590	0,000272	0,000020	0

Direção	Norte-Nordeste (NNE)					
	Velocidade do vento (mph)					
Classe de Estabilidade	1,5	5,5	10	15,5	21,5	28
A	0,000120	0,002630	0,000430	0,000020	0	0
B	0,000010	0,000410	0,000250	0	0	0
C	0	0,000200	0,000170	0,000020	0	0
D	0,000010	0,000070	0,000070	0,000010	0	0
E	0	0,000270	0,000060	0	0	0
F	0,000190	0,001060	0,000050	0	0	0
subtotal	0,000330	0,004640	0,001030	0,000060	0	0

Direção	Nordeste (NE)					
	Velocidade do vento (mph)					
Classe de Estabilidade	1,5	5,5	10	15,5	21,5	28
A	0,000070	0,004200	0,000750	0	0	0
B	0,000060	0,000400	0,000100	0	0	0
C	0	0,000110	0,000040	0	0	0
D	0,000020	0,000010	0,000010	0,	0	0
E	0,000020	0,000280	0,000040	0	0	0
F	0,000190	0,001190	0,000050	0	0	0
subtotal	0,000360	0,0006190	0,000990	0	0	0

Direção	Leste-Nordeste (ENE)					
	Velocidade do vento (mph)					
Classe de Estabilidade	1,5	5,5	10	15,5	21,5	28
A	0,000110	0,005340	0,002370	0,000150	0	0
B	0	0,000300	0,000220	0,000090	0	0
C	0,000010	0,000050	0,000010	0,000000	0	0
D	0,000020	0,000150	0,000160	0,000010	0	0
E	0,000050	0,000280	0,000040	0	0	0
F	0,000270	0,002410	0,000090	0	0	0
subtotal	0,000460	0,008530	0,002890	0,000250	0	0

Direção	Leste (E)					
	Velocidade do vento (mph)					
Classe de Estabilidade	1,5	5,5	10	15,5	21,5	28
A	0,000170	0,001270	0,024830	0,004310	0	0
B	0,000050	0,001950	0,010660	0,007920	0,000040	0
C	0,000020	0,000410	0,001170	0,000440	0	0
D	0,000060	0,002270	0,017670	0,001360	0	0
E	0,000200	0,005680	0,002990	0	0	0
F	0,000400	0,008510	0,000330	0	0	0
subtotal	0,000900	0,020090	0,057650	0,014030	0,000040	0

Direção	Leste-Sudeste (ESSE)					
	Velocidade do vento (mph)					
Classe de Estabilidade	1,5	5,5	10	15,5	21,5	28
A	0,000260	0,018620	0,075980	0,007230	0	0
B	0,000060	0,008170	0,067230	0,021750	0,000010	0
C	0,000060	0,002510	0,015580	0,004200	0,000020	0
D	0,000480	0,025410	0,126880	0,009170	0	0
E	0,000830	0,047920	0,027200	0	0	0
F	0,000580	0,044020	0,002520	0	0	0
subtotal	0,002270	0,146650	0,315390	0,042350	0,000030	0

Direção	Sudeste (SE)					
	Velocidade do vento (mph)					
Classe de Estabilidade	1,5	5,5	10	15,5	21,5	28
A	0,000100	0,008000	0,017230	0,000260	0	0
B	0,000020	0,003180	0,012430	0,000930	0	0
C	0,000050	0,001030	0,003370	0,000170	0	0
D	0,000540	0,025350	0,054230	0,000980	0	0
E	0,000670	0,039300	0,016880	0	0	0
F	0,000540	0,039090	0,001660	0	0	0
subtotal	0,001920	0,115950	0,105800	0,002340	0	0

Direção	Sul-Sudeste (SSE)					
	Velocidade do vento (mph)					
Classe de Estabilidade	1,5	5,5	10	15,5	21,5	28
A	0,000090	0,003230	0,002780	0,000010	0	0
B	0,000020	0,000470	0,001210	0	0	0
C	0	0,000350	0,000740	0,000040	0	0
D	0,000120	0,003760	0,008140	0,000270	0	0
E	0,000120	0,007510	0,001720	0	0	0
F	0,000310	0,010020	0,000320	0	0	0
subtotal	0,000660	0,025340	0,014910	0,000320	0	0

Direção	Sul (S)					
	Velocidade do vento (mph)					
Classe de Estabilidade	1,5	5,5	10	15,5	21,5	28
A	0,000040	0,001350	0,000900	0,000020	0	0
B	0	0,000160	0,000200	0	0	0
C	0	0,000110	0,000150	0,000020	0	0
D	0,000040	0,001200	0,002510	0,000050	0	0
E	0,000020	0,001110	0,000800	0	0	0
F	0,000250	0,003600	0,000270	0	0	0
subtotal	0,000350	0,007530	0,004830	0,000090	0	0

Direção	Sul-Sudoeste (SSW)					
	Velocidade do vento (mph)					
Classe de Estabilidade	1,5	5,5	10	15,5	21,5	28
A	0,000020	0,000790	0,000360	0,000010	0	0
B	0	0,000110	0,000050	0,000010	0	0
C	0	0,000070	0,000100	0,000010	0	0
D	0	0,000490	0,000790	0,000040	0	0
E	0	0,000560	0,000210	0	0	0
F	0,000120	0,002600	0,000140	0	0	0
subtotal	0,000140	0,004620	0,001650	0,000070	0	0

Direção	Sudoeste (SW)					
	Velocidade do vento (mph)					
Classe de Estabilidade	1,5	5,5	10	15,5	21,5	28
A	0,000010	0,001040	0,000570	0,000010	0	0
B	0	0,000160	0,000150	0	0	0
C	0	0,000110	0,000090	0,000020	0	0
D	0,000010	0,001220	0,001080	0,000020	0	0
E	0,000090	0,001200	0,000220	0	0	0
F	0,000170	0,002520	0,000100	0	0	0
subtotal	0,000280	0,006250	0,002210	0,000050	0	0

Direção	Oeste-Sudoeste (WSW)					
	Velocidade do vento (mph)					
Classe de Estabilidade	1,5	5,5	10	15,5	21,5	28
A	0,000060	0,000950	0,000590	0,000020	0	0
B	0,000010	0,000270	0,000300	0,000010	0	0
C	0	0,000250	0,000280	0	0	0
D	0,000010	0,001160	0,002670	0,000100	0	0
E	0,000020	0,001530	0,000360	0	0	0
F	0,000140	0,002500	0,000160	0	0	0
subtotal	0,000240	0,006660	0,004360	0,000130	0	0

Direção	Oeste (W)					
	Velocidade do vento (mph)					
Classe de Estabilidade	1,5	5,5	10	15,5	21,5	28
A	0,000040	0,001400	0,000800	0,000100	0	0
B	0,000010	0,000310	0,000690	0,000060	0	0
C	0	0,000260	0,000510	0,000100	0	0
D	0,000010	0,000260	0,001880	0,000120	0,000010	0
E	0,000040	0,000960	0,000260	0	0	0
F	0,000190	0,002940	0,000170	0	0	0
subtotal	0,000290	0,006130	0,004310	0,000380	0,000010	0

Direção	Oeste-Noroeste (WNW)					
	Velocidade do vento (mph)					
Classe de Estabilidade	1,5	5,5	10	15,5	21,5	28
A	0,000060	0,001220	0,001370	0,000040	0	0
B	0	0,000250	0,000930	0,000350	0	0
C	0	0,000160	0,000800	0,000410	0,000010	0
D	0,000040	0,000210	0,001060	0,000400	0	0
E	0,000010	0,000610	0,000210	0	0	0
F	0,000170	0,002680	0,000070	0	0	0
subtotal	0,000280	0,005130	0,004440	0,001200	0,0000010	0

Direção	Noroeste (NW)					
	Velocidade do vento (mph)					
Classe de Estabilidade	1,5	5,5	10	15,5	21,5	28
A	0,000050	0,001300	0,001410	0,000040	0	0
B	0	0,003600	0,000850	0,000300	0,000010	0
C	0	0,000160	0,001420	0,001290	0,000020	0
D	0	0,000320	0,002580	0,000930	0,000020	0
E	0,000020	0,000640	0,000200	0	0	0
F	0,000150	0,002390	0,000110	0	0	0
subtotal	0,000220	0,008410	0,006570	0,002560	0,000050	0

Direção	Norte-Noroeste (NNW)					
	Velocidade do vento (mph)					
Classe de Estabilidade	1,5	5,5	10	15,5	21,5	28
A	0,000110	0,001530	0,000890	0,000020	0	0
B	0	0,003200	0,000590	0,000220	0	0
C	0	0,000190	0,001250	0,000730	0,000110	0
D	0	0,000470	0,002210	0,000910	0,000150	0
E	0,000020	0,000670	0,000140	0	0	0
F	0,000110	0,001740	0,000020	0	0	0
subtotal	0,000240	0,007800	0,005100	0,001880	0,000260	0

ANEXO B - Met file para entrada dos dados meteorológicos no Mildos-Area

N	A	0,00009	0,00164	0,00064	0,00001	0,00000	0,00000
NNE	A	0,00012	0,00263	0,00043	0,00002	0,00000	0,00000
NE	A	0,00007	0,00420	0,00075	0,00000	0,00000	0,00000
ENE	A	0,00011	0,00534	0,00237	0,00015	0,00000	0,00000
E	A	0,00017	0,01270	0,02483	0,00431	0,00000	0,00000
ESSE	A	0,00026	0,01862	0,07598	0,00723	0,00000	0,00000
SE	A	0,00010	0,00800	0,01723	0,00026	0,00000	0,00000
SSE	A	0,00009	0,00323	0,00278	0,00001	0,00000	0,00000
S	A	0,00004	0,00135	0,00090	0,00002	0,00000	0,00000
SSW	A	0,00002	0,00079	0,00036	0,00001	0,00000	0,00000
SW	A	0,00001	0,00104	0,00057	0,00001	0,00000	0,00000
WSW	A	0,00006	0,00095	0,00059	0,00002	0,00000	0,00000
W	A	0,00004	0,00140	0,00080	0,00010	0,00000	0,00000
WNW	A	0,00006	0,00122	0,00137	0,00004	0,00000	0,00000
NW	A	0,00005	0,00130	0,00141	0,00004	0,00000	0,00000
NNW	A	0,00011	0,00153	0,00089	0,00002	0,00000	0,00000
N	B	0,00001	0,00030	0,00036	0,00005	0,00000	0,00000
NNE	B	0,00001	0,00041	0,00025	0,00000	0,00000	0,00000
NE	B	0,00006	0,00040	0,00010	0,00000	0,00000	0,00000
ENE	B	0,00000	0,00030	0,00022	0,00009	0,00000	0,00000
E	B	0,00005	0,00195	0,01066	0,00792	0,00004	0,00000
ESSE	B	0,00006	0,00817	0,06723	0,02175	0,00001	0,00000
SE	B	0,00002	0,00318	0,01243	0,00093	0,00000	0,00000
SSE	B	0,00002	0,00047	0,00121	0,00000	0,00000	0,00000
S	B	0,00000	0,00016	0,00020	0,00000	0,00000	0,00000
SSW	B	0,00000	0,00011	0,00005	0,00001	0,00000	0,00000
SW	B	0,00000	0,00016	0,00015	0,00000	0,00000	0,00000
WSW	B	0,00001	0,00027	0,00030	0,00001	0,00000	0,00000
W	B	0,00001	0,00031	0,00069	0,00006	0,00000	0,00000
WNW	B	0,00000	0,00025	0,00093	0,00035	0,00000	0,00000
NW	B	0,00000	0,00036	0,00085	0,00030	0,00001	0,00000
NNW	B	0,00000	0,00032	0,00059	0,00022	0,00000	0,00000
N	C	0,00001	0,00021	0,00073	0,00019	0,00001	0,00000
NNE	C	0,00000	0,00020	0,00017	0,00002	0,00000	0,00000
NE	C	0,00000	0,00011	0,00004	0,00000	0,00000	0,00000
ENE	C	0,00001	0,00005	0,00001	0,00000	0,00000	0,00000
E	C	0,00002	0,00041	0,00117	0,00044	0,00000	0,00000
ESSE	C	0,00006	0,00251	0,01558	0,00420	0,00002	0,00000
SE	C	0,00005	0,00103	0,00337	0,00017	0,00000	0,00000
SSE	C	0,00000	0,00035	0,00074	0,00004	0,00000	0,00000
S	C	0,00000	0,00011	0,00015	0,00002	0,00000	0,00000
SSW	C	0,00000	0,00007	0,00010	0,00001	0,00000	0,00000
SW	C	0,00000	0,00011	0,00009	0,00002	0,00000	0,00000
WSW	C	0,00000	0,00025	0,00028	0,00000	0,00000	0,00000
W	C	0,00000	0,00026	0,00051	0,00010	0,00000	0,00000
WNW	C	0,00000	0,00016	0,00080	0,00041	0,00001	0,00000
NW	C	0,00000	0,00016	0,00142	0,00129	0,00002	0,00000

NNW	C	0,00000	0,00019	0,00125	0,00073	0,00011	0,00000
N	D	0,00004	0,00022	0,00059	0,00002	0,00001	0,00000
NNE	D	0,00001	0,00007	0,00007	0,00001	0,00000	0,00000
NE	D	0,00002	0,00001	0,00001	0,00000	0,00000	0,00000
ENE	D	0,00002	0,00015	0,00016	0,00001	0,00000	0,00000
E	D	0,00006	0,00227	0,01767	0,00136	0,00000	0,00000
ESSE	D	0,00048	0,02541	0,12688	0,00917	0,00000	0,00000
SE	D	0,00054	0,02535	0,05423	0,00098	0,00000	0,00000
SSE	D	0,00012	0,00376	0,00814	0,00027	0,00000	0,00000
S	D	0,00004	0,00120	0,00251	0,00005	0,00000	0,00000
SSW	D	0,00000	0,00049	0,00079	0,00004	0,00000	0,00000
SW	D	0,00001	0,00122	0,00108	0,00002	0,00000	0,00000
WSW	D	0,00001	0,00116	0,00267	0,00010	0,00000	0,00000
W	D	0,00001	0,00026	0,00188	0,00012	0,00001	0,00000
WNW	D	0,00004	0,00021	0,00106	0,00040	0,00000	0,00000
NW	D	0,00000	0,00032	0,00258	0,00093	0,00002	0,00000
NNW	D	0,00000	0,00047	0,00221	0,00091	0,00015	0,00000
N	E	0,00002	0,00041	0,00010	0,00000	0,00000	0,00000
NNE	E	0,00000	0,00027	0,00006	0,00000	0,00000	0,00000
NE	E	0,00002	0,00028	0,00004	0,00000	0,00000	0,00000
ENE	E	0,00005	0,00052	0,00005	0,00000	0,00000	0,00000
E	E	0,00020	0,00568	0,00299	0,00000	0,00000	0,00000
ESSE	E	0,00083	0,04792	0,02720	0,00000	0,00000	0,00000
SE	E	0,00067	0,03930	0,01688	0,00000	0,00000	0,00000
SSE	E	0,00012	0,00751	0,00172	0,00000	0,00000	0,00000
S	E	0,00002	0,00111	0,00080	0,00000	0,00000	0,00000
SSW	E	0,00000	0,00056	0,00021	0,00000	0,00000	0,00000
SW	E	0,00009	0,00120	0,00022	0,00000	0,00000	0,00000
WSW	E	0,00002	0,00153	0,00036	0,00000	0,00000	0,00000
W	E	0,00004	0,00096	0,00026	0,00000	0,00000	0,00000
WNW	E	0,00001	0,00061	0,00021	0,00000	0,00000	0,00000
NW	E	0,00002	0,00064	0,00020	0,00000	0,00000	0,00000
NNW	E	0,00002	0,00067	0,00014	0,00000	0,00000	0,00000
N	F	0,00009	0,00138	0,00009	0,00000	0,00000	0,00000
NNE	F	0,00019	0,00106	0,00005	0,00000	0,00000	0,00000
NE	F	0,00019	0,00119	0,00005	0,00000	0,00000	0,00000
ENE	F	0,00027	0,00241	0,00009	0,00000	0,00000	0,00000
E	F	0,00040	0,00851	0,00033	0,00000	0,00000	0,00000
ESSE	F	0,00058	0,04402	0,00252	0,00000	0,00000	0,00000
SE	F	0,00054	0,03909	0,00166	0,00000	0,00000	0,00000
SSE	F	0,00031	0,01002	0,00032	0,00000	0,00000	0,00000
S	F	0,00025	0,00360	0,00027	0,00000	0,00000	0,00000
SSW	F	0,00012	0,00260	0,00014	0,00000	0,00000	0,00000
SW	F	0,00017	0,00252	0,00010	0,00000	0,00000	0,00000
WSW	F	0,00014	0,00250	0,00016	0,00000	0,00000	0,00000
W	F	0,00019	0,00294	0,00017	0,00000	0,00000	0,00000
WNW	F	0,00017	0,00268	0,00007	0,00000	0,00000	0,00000
NW	F	0,00015	0,00239	0,00011	0,00000	0,00000	0,00000
NNW	F	0,00011	0,00174	0,00002	0,00000	0,00000	0,00000

ANEXO C - Artigo submetido ao período internacional (Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry)

A preliminary comparison of two monitors to determine radon flux from the crushed ore pile at the uranium concentrate unit in Caetité, Brazil

R. O. Rosa . R. C. Barroso . M. R. Franklin
L. H. S. Veiga. L. B. Carvalho.
D. L. Teixeira

Abstract This study was under taken to compare two radon flux monitors, AlphaGUARD PQ2000 and the EQF 3120, in detecting sources due to radon exhalation from the crushed uranium ore pile before leaching at the uranium concentrate unit (URA) in Caetité, the semi-arid zone of Bahia state, Brazil. The results were compared and show good agreement although practicality of handling should be pointed. The optimum exposure time of the accumulative chambers depending on a detector type and measurement conditions was determined and results are presented in this work. This method with these detectors can be used to study, in the short term, in places with no homogeneous radium distribution and high levels of radon concentration and flux.

Keywords Radon concentration . Radon flux . Crushed uranium ore pile . AlphaGUARD . EQF3120

Universidade do Estado do Rio de Janeiro-UERJ, Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente-PPGMA, Rua São Francisco Xavier 524 Maracanã, CEP 20550-013, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. oliveira@ien.gov.br
Instituto de Engenharia Nuclear-IEN, Rua Hélio de Almeida, 74, Cidade Universitária, CEP 200000-0, Rio de Janeiro, RJ, Brasil
Instituto de Radioproteção e Dosimetria-IRD, Av. Salvador Allende, s/n, Recreio, CEP 22780-160, Rio de Janeiro, RJ, Brasil
Indústrias Nucleares do Brasil-INB, Fazenda Cachoeira s/n, Caixa Postal 746400 000, Caetité, Bahia, Brasil.

INTRODUCTION

The comparison of instruments to measure radon flux is an important issue and large differences between instruments have been reported in previous works [1,2]. There is no international standard for measuring the flux of radon; measurements are performed by the manufacturer's instructions. In your study we compare two commercial instruments. Rn²²² exhalation rate (or Rn²²² flux density) measurements on all kind of soil surfaces can have a great importance in charactering the radon source potential of a give site. Here, we work with the crushed ore pile surface in mining plant in our country. Brazil has two nuclear power plants currently in operation and a third one has expectation to start producing electricity in July 2016. Uranium is a natural resource used for nuclear energy production, is extracted from the earth in uranium mines located in various countries worldwide. Uranium mining is the process of extracting uranium ore from the ground. Up to now, open-pit, also known as opencast or open-cut mining, is a type of surface mining is the only mining method used in Brazil. Open-pit mining is the process of extracting rock or minerals from an open pit and is used when minerals are near the Earth's surface. While uranium ore itself is barely radioactive, the mined ore is associated with radioactive elements from the ²³⁸U radioactive decay chain such as radium and radon. The various isotopes

of radon (^{219}Rn , ^{220}Rn and ^{222}Rn) are present to a greater or lesser degree in all environmental media—air, water, and soil—and arise naturally from the radioactive decay of radium, whose isotopes are members of the decay series starting with uranium and thorium, primordial constituents of the Earth's crust. A principal characteristic of radon that gives it more radiological significance than earlier members of the decay chains is the fact that it is a noble gas. The presence of radon is expected everywhere, but found in high concentration in soil and rocks enriched in radium and uranium elements [12]. As such, once is formed in radium-bearing material, a radon atom is relatively free to move. Once in the pore space, macroscopic transport of radon is possible, either by molecular diffusion or by flow of the fluid in the pore space. Radon can therefore reach air to which humans have access. Formed in the ^{238}U decay chain from decay of ^{226}Ra , ^{222}Rn is the radiologically most important radon isotope because it has the longest half-life, 3.8 days. In this context, the mining process can increase radiation exposure due to radon concentration, flux and particulates in the atmosphere. The ore crushing process releases ^{222}Rn that might have otherwise been trapped within the rock fragment. As ore passes through the crushing and grinding phases it is broken into smaller and smaller grain sizes. Smaller grains have greater ^{222}Rn emanation rates due to their larger surface area to volume ratio. Before, being leached the crushed ore is stored in piles (fig. 1). In the courtyard of leaching, each of the six stacks of ore (35000 tonnes, 0.3% U_3O_8) processed during one year remains around 60 days (assembly / leaching / disassemble). The pile has a superficial area of about 6050 m^2 each one. Thus a little higher ambient radon concentration radiation level may be expected in comparison with natural background. The characterization of the crushed ore pile as a source term requires measurements of the

radon flux rate released to the atmosphere and it must have been accurately and easily obtained. The measurement of radon surface flux, the rate at which radon atoms cross a unit area of the soil-atmosphere interface per unit time, has been studied for over 80 years and this includes the surfaces of some crushed uranium ores piles [4,6,8,9,10,11]. Radon exhalation rate is of prime importance for the estimation of radiation risk from crushed uranium ore pile. In-situ experiments were conducted at several locations of this source to determine the radon fluxes. The radon concentrations have been measured by two different monitor Saphino's AlphaGUARD PQ2000 and Sarad's EQF 3120 (fig. 2). Radon flux average values determined through these two monitor show a good agreements for URA's uranium crushed ore pile. In this paper, these agreements are analyzed and explained in term of precision and handling of each monitor and time save in measurements.



Fig. 1. The crushed uranium ore pile formation.



Fig. 2. The two monitors used: on the left AlphaGUARD PQ2000 and on the right the EQF 3120.

The theory of radon flux.

The physical quantity called radon flux that arises randomly of radon emission over the soil surface is governed by Fick's law [15,18,19,20,21]. The radon flux density depends on the soil type, moisture and its porosity [18], the content of uranium and radium, and other aspects that may influence the gas flow in the soil [8,12,19]. In case of surface radon flux, some atoms of the isotopes of radon are released from the solid matrix "Setback" (recoil), when the radium decays by alpha emission. The location of the atom of radium in mineral grain, the density of the medium and the direction that the atom of radon assumed at the time of emanation are the main determinants for the output of the medium in which it lies. If the radio atom is located in a very inner region in the mineral structure, hardly radon is exhaled (released to the atmosphere), even if the direction taken by the atom is in towards the surface of the grain. On the other hand, if the radon is located near the generated surface and its direction is in this sense, it can break free and spread into space pore between grains, or plans of fractures in rocks. For most soils, only 10% to 50 % of the radon produced manages to free the grain mineral in which it is located and enter the pores [23]. For an atom radon exhaust the mineral grain into the interstitial space (pores) the decay should occur within the range of indentation in the surface of the grain, and the order of 20 - 70 nm in common minerals . The atoms of radon entering the interstices are transported by diffusion and advection through these spaces interstitial until to decline or are released to the atmosphere (exhalation). Therefore, releases of radon ground and deposited on a heap leach ore to the atmosphere occur for the following series of processes (Fig. 3)[3].

- Emanation - radon atoms formed from the decay of radium (^{226}Ra) fleeing grains (mainly due to backward) into the interstitial space between the grains.
- Transportation - diffusion and advective flow can cause the movement of the atoms of radon emanated through the waste or the soil profile to the upper surface of the soil.
- Exhalation - radon atoms were transported to the soil surface and then vented to the atmosphere.

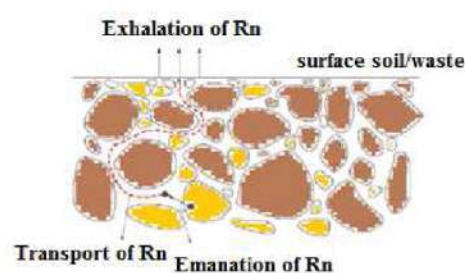


Fig. 3 Radon emanation, migration and exhalation Chain. Adapted from Y. Ishimori et al, 2013.

The physical basics in quantifying radon exhalation on surfaces

The quantifying of radon exhalation on surfaces is based on observing the increase of radon activity concentration related to a well-defined gas volume until a steady concentration level is obtained in a certain time [5,8,9]. Assuming that the air in the chamber is well mixed and that the concentration in the accumulator remains low enough to prevent appreciable back diffusion, the initial build-up of radon in the accumulation chamber (assuming that the radon concentration is zero when the chamber closes at $t = 0$) follows the exponential grow curve given by (eq. 1): where $C(t)(\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3})$ is the radon concentration in the accumulation box, λ_{Rn} ($2.1 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$) is the radioactive decay constant of radon, $\lambda_v(\text{s}^{-1})$ and $E_{Rn}(\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1})$ is the radon flux (or exhalation rate) on a surface [11,23]. The

concentration in the accumulation box at the beginning of the process is linear and for a short measurement time back diffusion and leakage are inconsiderable.

$$C = \frac{E_{Rn}S}{V(\lambda_{Rn} + \lambda_v)}(1 - \exp(-\lambda_{Rn} + \lambda_v) \cdot t) \quad (1)$$

Consider an exhalation box with the shape of a rectangular solid and with covered area S (m^2) and height h (m), also with volume V (m^3) due to the condition of linearity the concentration is governed by:

$$\frac{dC(t)}{dt} = \frac{E_{Rn}S}{V} \quad (2)$$

Utilizing the parameters accessible by measurements $C(t)$ (concentration), h , t , the exhalation rate can be expressed as

$$E_{Rn} = \frac{C(t)}{t} \cdot h \quad (3)$$

where $C(t)/t$ can be substituted by Δ_y/Δ_x after the linear fit has been determined by plotting the graph of concentration vs time and determination of angular coefficient.

MATERIAL AND METHODS

Site description

The uranium concentrate unit-URA is a mining and milling facilities constituted of an open-pit mine and a physical and chemical processing plant, constructed to carry out uranium ore mining and milling activities in the Uraniferous Province of Lagoa Real region. URA is owned by INB and is located in the Municipality of Caetité occupying a surface area of 1,200 ha, 45 km from the centre of the Municipality. Mining, milling, waste deposits and support facilities occupy a surface area of some 95 ha. The basic projected processing capacity is 180,000 ton/year of run of mine ore with an estimated average content of 0.29% of

U_3O_8 and an average uranium recovery of 70% to produce some 400 ton/year of U_3O_8 as Ammonium Diuranate – ADU. The geological aspect of the region is mostly constituted of migmatites, granites, gneisses, and albitites partially covered by residual soils or poorly transported sediments. It comprises Lagoa Real Granite Complex. Gneisses of medium and high-level metamorphic facies constitute the normal encasements of uranium-mineralized albitites which present a northwest dipping into the southern portion of the area, perpendicular to the center, and an inverse northeast dipping into the northern portion thus characterizing a helicoids structure. The study was carried out only in half part the crushed ore pile due the other part was wetted with sulfuric acid. The measurement campaign in URA was performed during the winter of 2013, at the beginning of June. In order to avoid rainy episodes that may influence soil humidity then radon flux (citar artigos), the campaign was carried out during the most typical northeast Brazilian weather conditions.

The AlfaGUARD and EQF 3120

The AlphaGUARD PQ2000 is an ionization chamber type multiparameter ^{222}Rn monitor, frequently used in indoor or outdoor environment to monitor ^{222}Rn and some other relevant parameters (most commonly atmospheric pressure, temperature and relative humidity) It has an active detector volume of 0.56 liter, which volume is separated from the environment by a glass fiber Rn-progeny filter. The sensitivity of the detector is 1 count per minute at $20 Bqm^{-3}$. The instrument's calibration error is 3 % (plus the uncertainty of the primary standard). It has a wide dynamic range of linear response between 2 - 2 000 000 Bqm^{-3} . Linearity error is < 3 % within the total range. The EQF-3120 is an electron-deposition monitor type multiparameter radon/thoron and radon/thoron progeny

analysis for researching, observation and reference measurements [7]. Its can work two automatic swivelling detector heads for separate measurement of attached and unattached fraction of radon/thoron progeny using an "open face" screen/filter arrangement. Table 1 summarizes the basics characteristics of these two equipments.

Protocol of measurement

The two measurements systems are based on the well-known accumulation method [2,4,6,] This method uses the measured value before the radon concentration in the flow-through accumulation chamber reaches a steady state. The main features of the radon flux measurement systems are shown in Figure 2. We first flush the radon monitors and the air loop with fresh air for at least 15 minutes. The EQF 3120 monitor with an internal and AlphaGUARD with a connected external pump are switched on for measuring the radon activity concentration in the ambient air. Then, the exhalation boxes of height $h=12$ cm were placed upon the surface to be investigated. For ^{222}Rn exhalation rate measurements an airtight, sharp-edged rectangular

exhalation box (inner dimension 556 x 356 x 120 mm) were inserted at a few cm depth into crushed ore surface. The inner boxes dimensions were quite different, but the heights were the same). The equipment integrates the radon concentration increase over several times intervals. We choose 1(one) minute intervals when the accumulation box are closed. We then obtain the temporal variation of radon concentration in the flow-through accumulation box when the effects of leakage and back diffusion are neglected. Between two consecutive monitoring devices, the monitor-accumulator system was suspended and air pump connected to the equipment remained so as to allow the purging of the system. Was done monitoring the concentration reduction was achieved until suitable condition (background level) for further monitoring. We observed that short cycle time and large flow rate were appropriate in reducing measurements error and the accumulation time can be changed according to the required sensitivity of the monitor. Fifteen radon concentration/flux measurements were performed with AlphaGuard and only

Table 1 The basics characteristics of equipment used in the campaign

Equipment	Type	Detector volume (L)	Flow (Lpm)	Wigth (kg)	Width (mm)	Height (mm)	Depth (mm)	Autonomy (h)
AlphaGuard	Ionization chamber	0.56	diffusion	4.5	350	120	150	240
EQF 3120	Electro-Deposition	0.25	2.4	9.0	350	140	370	12

eight with EQF 3120. This difference is explained by the fact that the last one has "open face" screen/filter arrangement what is inappropriate to use *in situ* when both equipment must be used simultaneously for radon measurements exhalation rate of the crushed ore pile's surfaces.

RESULTS AND DISCUSSION

^{222}Rn , exhaled from the ore surface, enters the box and its concentration in it grows up with time. The initial - a few minutes (10-25 min) part of ^{222}Rn accumulation in the box is quasi-linear and the steepness of its growth is determined by the exhalation rate from the ore surface. At the beginning the process is not sensitive for the troubling

processes such as “back-diffusion” and ^{222}Rn escape through the soil [18,19]. For that situation the value of ^{222}Rn exhalation rate (E_{Rn} , ($\text{Bqm}^{-2}\text{s}^{-1}$)) can be calculated using the model described above. Such a model, after adjustment relates to the radon exhalation with the angular coefficient ($\Delta y/\Delta x$) ($\text{Bqm}^{-3}\text{s}^{-1}$) of the straight line obtained by plotting the graphs of the concentrations of radon as a function of time (min) and equation 3 above. The fig. 4 and 5 shows a typical graphic plotted for the described purpose. Table 2 show arithmetic means for concentration (kBqm^{-3}) of radon in the box for all different monitored points and statically evaluation for both monitors. The concentration

values from both monitors show great variation during this campaign.

The values obtained in concentration vs. time linear correlation (r^2) for AlphaGUARD monitor were in a range from 0.9452 to 0.9976 while values to the same correlation (r^2) from EQF 3120 were in a range from 0.9631 to 0.9927. The flux values determined by the AlphaGUARD monitor were in the range from $11 \pm 1,7$ to $146 \pm 23,3$ ($\text{Bq.m}^{-2}\text{s}^{-1}$) with an average of $56.2 \pm 8,9$ $\text{Bq.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ and SD of 35.2. The time to reach steady-state condition in both systems were very similar, it was in the range of 10-25 min. This shows that the optimal exposure time does not vary greatly between the systems.

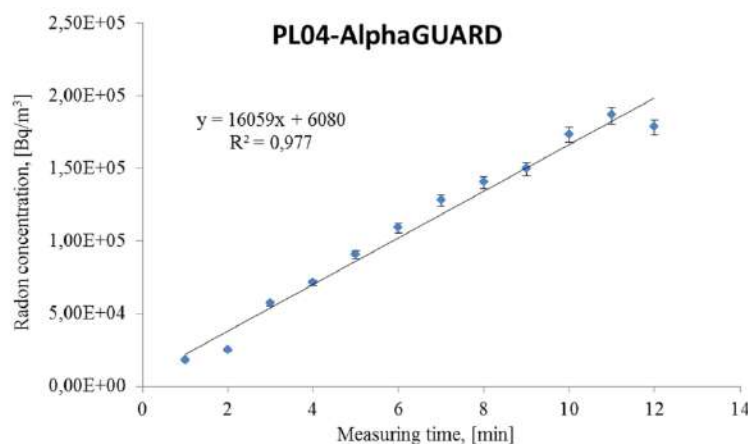


Fig. 4 Concentration vs. time for point PL04 AlphaGUARD

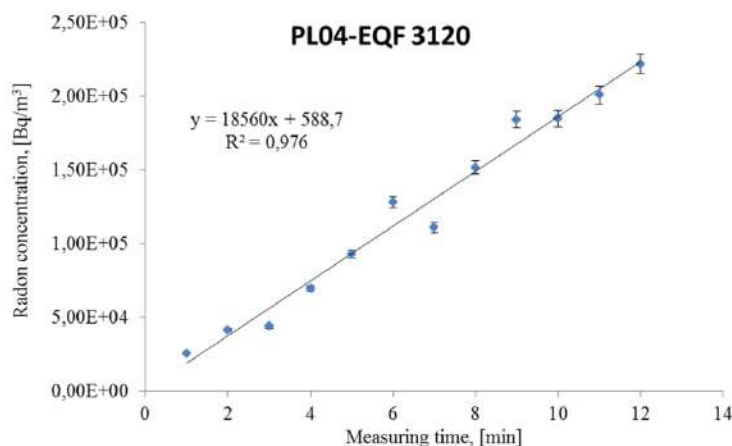


Fig 5 Concentration vs. time for point PL04 EQF 3120

Table 2 Arithmetic means of concentration and statically evaluation

Point	AlphaGUARD						EQF 3120					
	Arith. mean	SD	Min	Max.	SD/mean	Max./Min	Arith. mean	SD	Min	Max	SD/mean	Max./Min
PL01	173.8	96.6	30.5	278.5	0.5	9.1	*	*	*	*	*	*
PL02	140.6	69.7	28.9	262.1	0.4	9.0	269.6	169.0	0.6	542.0	0.6	851.0
PL03	186.2	125.1	11.1	391.1	0.6	35.1	*	*	*	*	*	*
PL04	110.4	58.5	17.5	186.3	0.5	10.6	253.3	152.1	10.1	519.7	0.6	51.0
PL05	382.9	181.7	62.4	638.9	0.4	10.2	*	*	*	*	*	*
PL06	160.2	85.9	44.2	260.0	0.5	5.8	*	*	*	*	*	*
PL07	179.7	122.0	8.6	385.0	0.6	44.5	*	*	*	*	*	*
PL08	73.3	40.7	1.8	134.1	0.5	70.7	61.5	44.4	0.6	139.4	0.7	219.0
PL09	239.9	125.4	25.9	409.6	0.5	15.7	480.8	246.5	62.4	910.0	0.5	14.5
PL10	108.7	61.2	12.3	203.7	0.5	16.4	172.5	109.9	8.9	363.6	0.6	40.7
PL11	480.2	306.4	2.4	954.3	0.6	392.4	234.5	165.7	3.1	498.2	0.7	157.2
PL12	496.9	280.7	3.6	901.1	0.5	243.8	*	*	*	*	*	*
PL13	483.4	326.0	3.1	987.1	0.6	311.5	*	*	*	*	*	*
PL14	239.8	175.7	3.8	512.0	0.7	133.8	317.3	184.7	25.9	645.2	0.5	24.8
PL15	51.9	44.4	3.1	108.0	0.8	34.1	294.1	168.8	24.9	635.5	0.5	25.4

The flux values determined by the EQF 3120 monitor were in the range from $16 \pm 2,5$ to $91 \pm 14,5$ ($\text{Bq.m}^{-2}\text{s}^{-1}$) with an average of $52.0 \pm 8,3$ $\text{Bq.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ and SD of 25.4 as showing in table 3.

The correlation of $E_{Rn(\text{alphaGUARD})}$ and $E_{Rn(\text{EQF 3120})}$ is plotted and show good agreement with $r^2 = 0,9946$ (Fig. 6).

Table 3 The angular coefficient ($\Delta y/\Delta x$), E_{Rn} , C_{Rn} and the ratio of $E_{Rn}/(\Delta y/\Delta x)$ and E_{Rn}/C_{Rn} to both monitor

Point	AlphaGUARD					
	$\Delta y/\Delta x$ [Bq.m^{-3}]	E_{Rn} [$\text{Bq.m}^{-2}\text{s}^{-1}$]	C_{Rn} [Bq.m^{-3}]	$E_{Rn}/(\Delta y/\Delta x)$	E_{Rn}/C_{Rn}	
PL01	$59.9 \pm 9,5$	$12 \pm 1,9$	$173.8 \pm 5,2$	0,2	0,1	
PL02	$15.2 \pm 2,4$	$30 \pm 4,8$	$140.6 \pm 4,2$	2,0	0,2	
PL03	$21.9 \pm 3,5$	$44 \pm 7,0$	$186.2 \pm 5,5$	2,0	0,2	
PL04	$16.0 \pm 2,5$	$32 \pm 5,1$	$110.4 \pm 3,3$	2,0	0,3	
PL05	$28.9 \pm 4,6$	$58 \pm 9,2$	$382.9 \pm 11,4$	2,0	0,2	
PL06	$25.2 \pm 4,0$	$50 \pm 8,0$	$160.2 \pm 4,8$	2,0	0,3	
PL07	$22.6 \pm 3,6$	$45 \pm 7,2$	$179.7 \pm 5,3$	2,0	0,3	
PL08	$5.4 \pm 0,8$	$11 \pm 1,7$	$73.3 \pm 2,1$	2,0	0,2	
PL09	$31.7 \pm 5,0$	$64 \pm 10,2$	$239.9 \pm 7,1$	2,0	0,3	
PL10	$14.4 \pm 2,3$	$29 \pm 4,6$	$108.7 \pm 3,2$	2,0	0,3	
PL11	$49.3 \pm 7,8$	$99 \pm 15,8$	$480.2 \pm 14,4$	2,0	0,2	
PL12	$41.1 \pm 6,5$	$82 \pm 13,2$	$496.9 \pm 14,9$	2,0	0,2	
PL13	$72.8 \pm 11,6$	$146 \pm 23,3$	$483.4 \pm 14,5$	2,0	0,3	
PL14	$36.6 \pm 5,8$	$73 \pm 11,6$	$239.8 \pm 7,1$	2,0	0,3	
PL15	$34.2 \pm 5,4$	$68 \pm 10,8$	$51.9 \pm 1,5$	2,0	1,3	
AVERAGE	$31.7 \pm 5,0$	$56.2 \pm 8,9$	$233.9 \pm 7,1$	1,8	0,2	
STANDARD DEVIATION	18.2	35.2	152.9			
Point	EQF 3120					
	$\Delta y/\Delta x$ [Bq.m^{-3}]	E_{Rn} [$\text{Bq.m}^{-2}\text{s}^{-1}$]	C_{Rn} [Bq.m^{-3}]	$E_{Rn}/(\Delta y/\Delta x)$	E_{Rn}/C_{Rn}	
PL02	$17.6 \pm 2,8$	$35 \pm 5,6$	$269.6 \pm 8,0$	2,0	0,1	
PL04	$18.5 \pm 3,0$	$37 \pm 5,9$	$253.3 \pm 7,5$	2,0	0,1	
PL08	$7.7 \pm 1,2$	$16 \pm 2,5$	$61.5 \pm 1,8$	2,1	0,3	
PL09	$30.8 \pm 1,9$	$62 \pm 9,9$	$480.8 \pm 14,4$	2,0	0,1	
PL10	$16.3 \pm 2,6$	$33 \pm 5,2$	$172.5 \pm 5,1$	2,0	0,2	
PL11	$45.5 \pm 7,3$	$91 \pm 14,5$	$234.5 \pm 7,0$	2,0	0,4	
PL14	$35.9 \pm 5,7$	$72 \pm 11,5$	$317.3 \pm 9,5$	2,0	0,2	
PL15	$34.8 \pm 5,6$	$70 \pm 11,2$	$294.1 \pm 8,8$	2,0	0,2	
AVERAGE	$25.9 \pm 4,1$	$52.0 \pm 8,3$	$260.4 \pm 7,8$	2,0	0,2	
STANDARD DEVIATION	12.7	25.4	120,1 ±			

The methodology developed by this study proved to be a time save effective procedure, although in order to minimize artifacts, special attention should be paid to purge the instrument between two measurements because small amounts of radon in the system can result in unbelievable high radon concentrations and negative radon increase. This process can last up to 30 min. which is significantly prolonging time of measurements.

Calculation of uncertainty

The measurement uncertainty was calculated by $\Delta E_{Rn}/E_{Rn} = \Delta S/S + \Delta h/h$

where ΔE_{Rn} – radon surface flux; S= sampled surface; h – height of sampling box. As we are dealing (*in situ measurements*) with varying conditions and short measurements time will probably result in higher uncertainty, we added any of relative uncertainty based on subjective evaluation 20% [22]. Although, due to penetration of the air into the system and residual radon in the system from previous measurements. Square root of the sum of the measurements errors results (~23%) for E_{Rn} [$Bq \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$]

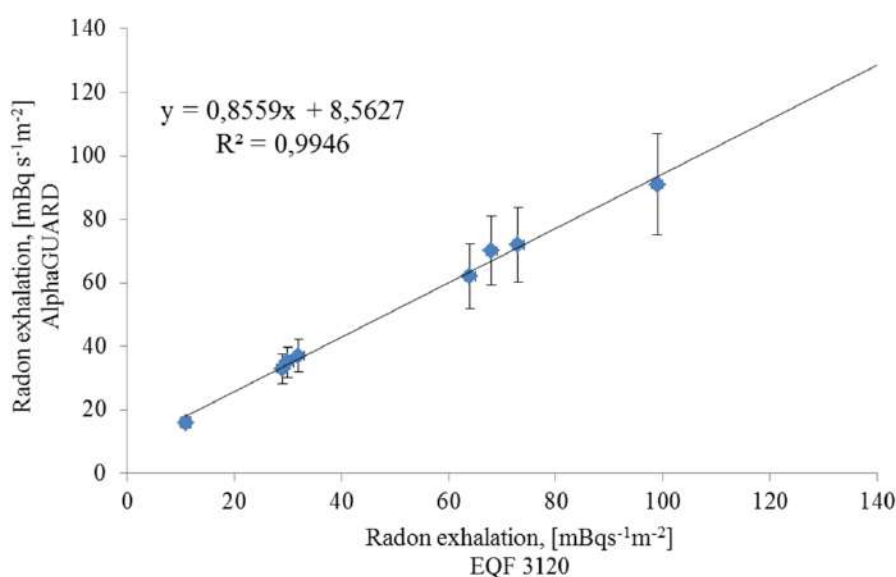


Fig 6. The correlation of $E_{Rn}(\text{alphaGUARD})$ and $E_{Rn}(\text{EQF 3120})$ -linear fit

CONCLUSION

The radon exhalation rates obtained by the two chosen monitors for in situ verification are in good agreement with previous values [14]. This method can be applied to develop and improve the instruments for measuring radon exhalation rate. The performance of two different types of detectors for measurements of the radon

flux density from the crushed ore pile surface was assessed. The AlphaGUARD PQ2000 was more easily operated than the EQF 3120, although both showed excellent results in this first campaign of radon exhalation at URA as showing in figure 6. The methodology used in this study proved to be a time/cost-effective procedure, and can be subsequently applied to more measurements at this source in uranium mining. The results show a large range in

radon concentration/exhalation. This variation may have been influenced by the following factors:

- ✓ The heap leach, for not being compressed (assembly deposition), has a non-homogeneous distribution of pores, which can provide preferential pathways for migration of radon emanated;
- ✓ Spatial variation of the concentration of radium ore, because there is no previous control of the levels present in the ore stacked in order to ensure its homogeneity.

The comparison between the two detectors indicated that the radon concentration (Bq m^3) and radon flux ($\text{Bqm}^{-2}\text{s}^{-1}$) measured with the AlphaGUARD and the EQF 3120 detectors were in a good agreement.

References

- 1 T, Szegvary et al.; Interactive comment on "Predicting terrestrial ^{222}Rn flux using gamma dose rate as a proxy" by T. Szegvary et al, Atmos. Chem. Phys. Discuss., 7, S501–S503, 2007.
- 2 Hutter, A. R.; Knutson, E., 1998, Intercomparison measurement of soil-gas radon concentration, Radiation Protection Dosimetry, vol. 72, pp 139–144.
- 3 United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 2010. Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly United Nations, New York.
- 4 Girault, F.; Gajurel, A. P.; Perrier, F.; Upreti B. N.; Richon P., Radon emanation of heterogeneous basin deposits in Kathmandu Valley, Nepal, 2011, Journal of Asian Earth Sciences 40 (2011) 595–610.
- 5 Tan, Y.; Xiao D., 2013, Measurement of the radon exhalation rate from the medium surface by tracing the radon concentration, J Radioanal Nucl Chem 295:2295–2299.
- 6 Lin, C-F; Wang, J-J; Lin S-J; Lin, C-K, 2013, Performance comparison of electronic radon monitors, Applied Radiation and Isotopes 81 (2013) 238–241.
- 7 SARAD GmbH, 2008, APPLICATION NOTE AN-006_EN, Quantifying of Radon Exhalation on Surfaces, Version March 2008, in www.sarad.de/ Accessed in 06 Jun 2013.
- 8 National Bureau of Standards Technical Note 1139 Nat. Bur. Stand. (U.S.), Tech. Note 1139, 101 pages (Sept. 1981) CODEN: NBTNAE
- 9 Mudd, GM, 2004, A Compendium of Radon Data For the Rehabilitation of Australian Uranium Projects. Proc. 11th International Conference on Tailings & Mine Waste, Taylor & Francis Group, ISBN 04 1535 939 2, pp. 247–260.
- 10 Stieff, L. R.; Kotrappa, P., 1994, Measurement of the radon surface flux from undisturbed soil using electret ion chambers, International Radon Symposium.
- 11 Sahoo, B.K., Mayya, Y.S., Sapra, B.K., Gaware, J.J., Banerjee, K.S., Kushwaha, H.S., 2010, Radon exhalation studies in an Indian uranium tailings pile, Radiation Measurements xxx (2010) 1–5
- 12 Ahmad, N.; Jaafar M. S.; Khan, S. A.; Nasir, T.; Ahmad, S.; Rahim, M., 2014, Measurement of radon exhalation rate, radium activity and annual effective dose from bricks and cement samples collected from Dera Ismail Khan, American Journal of Applied Sciences 11 (2): 240–247, 2014.
- 13 Technical Meeting on Sources and Measurements of Radon and Radon Progeny Applied to Climate and Air Quality Studies Sources and measurements of radon and radon progeny applied to climate and air quality studies: proceedings of a technical meeting held in Vienna /

- organized by the International Atomic Energy and co-sponsored by the World Meteorological Organization.– Vienna: International Atomic Energy Agency, 2011.
- 14 Py Junior, D. A., Carmo, R. F., Pereira, W. S., Measurement of Rn-222 exhalation flux at the Brazilian uranium mine, IAEA-CN-145/142P.
 - 15 Y. S. Mayya., Theory of radon exhalation into accumulators placed at the soil-atmosphere interface, *Radiation Protection Dosimetry* (2004) Vol. 111, No. 3, pp. 305–318
 - 16 Morawska, L., Phillips, C.R., Determination of the radon surface emanation rate from laboratory emanation data. *Sci. of The Total Environ.* **106** (1980) 253–262.
 - 17 Y Tan, D Xiao, H Yuan, Q Tang and X Liu, Revision for measuring radon exhalation rate in open loop, *Journal of Instrumentation* Vol. 8 Jan., 2013.
 - 18 Christopher Y. H. Chao and Thomas C. W. Tung, Radon emanation of building material-impact of back diffusion and difference between one-dimensional and three-dimensional tests. *Health Phys.* 76(6):675681; 1999
 - 19 C. E. Lawrence, R. A. Akber , A. Bollhofer, P. Martin., Radon-222 exhalation from open ground on and around a uranium mine in the wet-dry tropics *Journal of Environmental Radioactivity* 100 (2009) 1–8
 - 22 Y. Ishimori, K. Lange, P. Martin, Y.S. Mayya, M. Phaneuf Measurement and Calculation of Radon Releases from NORM Residues Technical Reports Series No. 474 International atomic energy agency Vienna, 2013
 - 21 S. Jhaa,* , A.H. Khana, U.C. Mishrab A study of the technologically modified sources of ²²²Rn and its environmental impact in an Indian U mineralised belt, *Journal of Environmental Radioactivity* 53 (2001) 183±197
 - 22 Taylor, B., Kuyatt, C., Guidelines for evaluating and expressing the uncertainty of nistmeasurement results. NIST Technical Note 1297. National Institute of Standards and Technology, US Government Printing Office, Washington, (1994).
 - 23 Tanner, A., B., Radon Migration in the Ground: A Supplementary Review Vol. 78, Ed. 1050 de Reports-Open file series - United States Geological Survey, U.S. Geological Survey, 1978 122 pg.

ANEXO D - Display gráfico para entrada dos parâmetros no Mildos-Area.

Source Parameters

Source List
To rename a source, highlight current name and type. Double click to open the form for the desired source.

Default

New Copy Delete

Particle Size Distributions Nuclide Mixes Offsite Radon Time Parameters

Close

Nuclide Mix Sets

Mix 1 Mix 2 Mix 3

Radon Release Rate (SRNS) 0 0 0 pCi/(m² s)

Particulate Release Rate (FAS) g/(m² s)

Use Wind Erosion Model

Solubility Class (PSOL) Isotopic Compositions (PACT)

U-238	Y	0	0	0	pCi/g
U-234	Y				
Th-230	W	0	0	0	pCi/g
Ra-226	W	0	0	0	pCi/g
Pb-210	W	0	0	0	pCi/g
Po-210	W				

Save Cancel

Particle Distribution Sets

Distribution : 1 2 3

Particulate Size (PTSZ) Fractional Size Composition

1.5	μ m	0	1	0
3	μ m	1	0	0
7.7	μ m	0	0	0.3
54	μ m	0	0	0.7

OK Cancel

Time Parameters

Beginning Year 1998 Save

Number of Time Steps 1 < >

Time Increment (Years) 5 Print Option Population Adjustment (PAJUST) 1 Source Adjustment (QAJUST) 1 Particulates Radon

Weather Distribution

Mixing Heights Morning Afternoon
 m m

Briggs height cutoff (HDP) m

Wind Speed (mph)

	1.5	5.5	10.0	15.5	21.5	28.0
A	1,74E-03	1,74E-03	1,74E-03	1,74E-03	1,74E-03	1,74E-03
B	1,74E-03	1,74E-03	1,74E-03	1,74E-03	1,74E-03	1,74E-03
C	1,74E-03	1,74E-03	1,74E-03	1,74E-03	1,74E-03	1,74E-03
D	1,74E-03	1,74E-03	1,74E-03	1,74E-03	1,74E-03	1,74E-03
E	1,74E-03	1,74E-03	1,74E-03	1,74E-03	1,74E-03	1,74E-03
F	1,74E-03	1,74E-03	1,74E-03	1,74E-03	1,74E-03	1,74E-03

Stability Class

Direction: NNE ▾ Read Met File

Save Cancel Clear Met Data

Receptor Parameters

Receptor List

Receptor 1

New Copy Delete

Receptor Properties

Name

Print Option Totalled Doses ▾

X km

Y km

Z m

Close