Universidade de São Paulo
Instituto de Física

Dosimetria gama e concentração de ^{222}Rn em ambientes de trabalho fechados da cidade de São Paulo

Henry Javier Ccallata

Dissertação de mestrado apresentada ao Instituto de Física da Universidade de São Paulo para a obtenção do título de Mestre em Ciências.

Orientadora: Prof^{a}. Dr^{a}. Elisabeth M. Yoshimura

Banca examinadora:
Prof^{a}. Dr^{a}. Elisabeth Mateus Yoshimura (IFUSP)
Prof^{a}. Dr^{a}. Ana Maria Osorio Arayan Balan (UNESP)
Prof. Dr. Paulo Eduardo Artaxo Neto (IFUSP)

São Paulo
2005

FICHA CATALOGRÁFICA
Preparada pelo Serviço de Biblioteca e Informação do Instituto de Física da Universidade de São Paulo

Ccallata, Henry Sixto Javier

Dosimetria gama e concentração de ^{222}Rn em ambientes de trabalho fechados da cidade de São Paulo. São Paulo - 2005.

Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo
Instituto de Física - Departamento de Física Nuclear

Orientador: Prof^{a}. Dr^{a}. Elisabeth Mateus Yoshimura
Área de concentração: Física

Unitermos

1. Radônio;
2. Dosimetria ocupacional;
3. Radiação - detector SSNTD;
4. Radiação de fundo - meio ambiente;
5. Dosimetria - Cidade de São Paulo

USP/IF/SBI-010/2005

A mis padres *Sixto* y *Teodora*
y mis hermanas *Rosmery* y *Helen*

...siempre se puede ser mas grande

Agradecimentos

A minha família, pelo imenso carinho que sempre me brindou, por ter estimulado minha formação acadêmica, e por seu alento nos momentos difíceis, que não foram poucos.

A minha orientadora, Profa. Elisabeth, (*Beth*), por ter me dado a oportunidade de ser parte do laboratório de dosimetria, pela orientação, pela paciência, pelos esclarecimentos e discussões realizadas.

Ao David, por acreditar sempre em mim, mesmo quando eu não acreditava, e por ser o meu melhor amigo na distância.

A meus amigos de hoje e sempre: Nilo, Gabriel, Rolando, Felix, Walter, Moises, Jessica, Liliana, Bertha, Luz, Arturo, Alberto, Willmer e Ruben por serem minha família neste período da minha formação, por suportar minhas brincadeiras, e por me fazer rir, mesmo quando estava triste.

Ao Carlos e a Jenny, por fazer do apartamento 309 o ambiente mais próximo a uma casa,...minha casa.

Ao Almy pela ajuda na parte experimental dos processos de revelação, pelas dicas e discussões durante o desenvolvimento do trabalho.

À Carla e ao Marcelo por sua amizade, pela ajuda e conselho com os cursos da pós, pela conversa agradável e pela torcida.

Aos companheiros do laboratório de dosimetria por sua amizade, e acolhida desde o momento que cheguei ao laboratório.

À Companhia do Metropolitano de São Paulo pelo acesso aos ambientes internos das estações do Metrô.

Ao meu amigo Antenor Sangaletti Filho, pela orientação dentro do Metrô.

Aos físicos e médicos dos centros de radioterapia a que tivemos acesso: Rosângela N. Costa (CLINRAD e do Instituto do Câncer A. V. de Carvalho), Esmeralda (Hospital São Joaquim), Danyel Scheidegger Soboll (Hospital A. C. Camargo), Regina Lopes (Clínica de Radioterapia Dr. Oswaldo Peres), Luis Carlos (Instituto de Radioterapia do ABC), Eunice Maria Correa (Centro de Radioterapia Santana), Maria José Alves (Radioterapia do HSPE), e a todos aqueles que de alguma forma contribuiram para a realização deste trabalho.

À Capes pelo apoio financeiro.

Resumo

Neste trabalho apresentamos a avaliação da taxa de dose gama ambiental e da concentração de ^{222}Rn no ar de 16 ambientes de centros de radioterapia e 15 locais de 7 estações do Metrô da cidade de São Paulo.

Os locais estudados foram ambientes fechados com permanência contínua de trabalhadores. Os ambientes de trabalho nas maiores profundidades das estações do Metrô nas linhas 1, 2 e 3 e recintos de trabalho em radioterapias da cidade de São Paulo, foram considerados.

As medidas se basearam na exposição de dois tipos de detectores passivos: TL (LiF:Mg,Cu,P) e SSNTD (LR-115 II), durante um período de 5 meses, Nov.-2003 até Mar.-2004. Na determinação da concentração do ^{222}Rn foi utilizado um monitor que evita a entrada dos descendentes de radônio no volume de detecção, e que foi calibrado contra um monitor NRPB/SSI em ambiente com e sem ventilação forçada. Além das medidas TL, foram feitas medidas da taxa de dose absorvida *in situ* com um contador Geiger Müller em cada local.

Os resultados mostraram que nos locais estudados, caracterizados por ter pequena troca de ar com o exterior, os valores médios da concentração do gás ^{222}Rn são mais altos que os relatados mundialmente para ambientes domésticos e outros recintos de trabalho fechados. O valor médio da concentração de ^{222}Rn para as estações de Metrô e para as radioterapias foram de 0,81 kBq.m^{-3} e 0,66 kBq.m^{-3} respectivamente, com desvios padrão de 0,04 e 0,08 kBq.m^{-3}. Esperava-se valores altos de concentração de ^{222}Rn, mais não tão elevados. Estes valores estariam dentro da faixa de intervenção definidas pelo ICRP, para 40 horas semanais de trabalho (500 a 1500 Bq.m^{-3}). Devido a não ter sido possível testar o ingresso de torônio (^{220}Rn) no monitor utilizado, há uma possibilidade de parte dessa concentração de ser torônio, que não contribuiria para a dose efetiva da mesma maneira que o radônio.

Adicionalmente, a taxa de dose absorvida, devida a radiação gama ambiental foi semelhante em todos os locais, com um valor médio de 220 nGy.h^{-1} com um desvio padrão de 31 nGy.h^{-1}, que está no grupo mais elevado de valores recentemente medidos em outros locais fechados da cidade de São Paulo.

Tanto a taxa de dose gama e concentração de ^{222}Rn de cada ambiente apresentaram valores homogêneos, isto devido as características similares dos locais. Como as taxas de dose gama não são especialmente altas, tudo leva a crer que a baixa troca de ar com o exterior é o fator de maior importância para os altos valores na concentração de radônio.

Abstract

In this work we present the evaluation of the ambient gamma dose rates and the concentration of ^{222}Rn in the air of 16 rooms of radiotherapy centers and 15 places of seven subway stations in the city of São Paulo.

The places included in this study were indoor places with continuous permanence of workers. The deepest working places of the subway stations in lines 1, 2 and 3 and working rooms in radiotherapy centers had been considered.

The measurements were based on the exposition of two types of passive detectors: TL (LiF:Mg, Cu, P) and SSNTD (LR-115 II) during a period of 5 months, from Nov.-2003 to Mar.-2004. In the determination of the concentration of ^{222}Rn a monitor supporting the SSNTD was used, which prevents the entrance of radon progeny in the volume of detection. It was calibrated against a monitor NRPB/SSI in environments with and without forced ventilation. Besides the TL measurements, gamma dose rates were evaluated *in situ* with Geiger Müller counter at the end of expositions.

The results show that in the studied workplaces, characterized as low ventilation rooms, the average values of the concentration of the ^{222}Rn gas are higher than reported worldwide for domestic environments and other of indoor workplaces. The average values of radon concentration in the subway stations and radiotherapy centers were 0,81 kBq.m^{-3} and 0,66 kBq.m^{-3} respectively and standard deviations of 0,04 and 0,08 kBq.m^{-3}. High values were expected but not so elevated. These values would be in the range of intervention defined by ICRP, for 40 hours of work per week (500 to 1500 Bq.m^{-3}). The impossibility of testing the entrance of thoron (^{220}Rn) in the used monitor suggests the possibility that part of this concentration would be thoron, that does not contribute to the effective dose in the same way as ^{222}Rn.

Additionally, the gamma dose rates were similar in all the studied places, with an average value of 220 nGy.h^{-1}, standard deviation of 31 nGy.h^{-1}, value that is in the highest group of values measured in other indoor places in the city of São Paulo. Both the gamma dose rate and the concentration of ^{222}Rn in each environment presented homogeneous values, due to similar characteristics of the places. As the gamma dose rates are not especially high, there is a strong indication that low air exchange with the exterior is the main cause for the high values obtained for the radon concentration.

Sumário

1 Introdução **1**

1.1 Radiação Natural 1

1.2 O radônio nas séries de decaimento radioativo 5

1.3 Efeitos na saúde devido à exposição gama e inalação do ^{222}Rn e "filhos" . . . 7

1.4 Concentração de radônio em ambientes fechados 9

1.5 Interesse desta dissertação 11

2 Materiais e métodos **12**

2.1 Introdução 12

2.2 Técnicas de medida do ^{222}Rn e seus produtos de decaimento 13

2.2.1 Técnicas de detecção ativa 13

2.2.2 Técnicas de detecção passiva 14

2.3 Métodos de medida da radiação gama ambiental 15

2.4 Sistemas de deteção utilizados neste trabalho 15

2.4.1 Detector LR-115 II 16

2.4.2 Detector CR-39 17

2.4.3 Detector LiF:Mg,Cu,P 17

2.4.4 Monitor de placas paralelas 19

2.4.5 O Monitor NRPB/SSI 20

2.4.6 Detector Geiger-Müller 21

2.5 Equipamentos 22

2.5.1 Leitor de termoluminescência 22

2.5.2 Sistema de revelação 23

2.5.3 Sistema de leitura de traços 23

2.6 Escolha dos locais monitorados 24

2.6.1 Metrô de São Paulo 24

2.6.2 Centros de radioterapia 24

3 Modelo de detecção e calibração **26**

3.1 Comportamento do ^{222}Rn e seus descendentes em ambientes fechados 26

3.1.1 Plate-out 27
3.1.2 Distribuição espacial, ventilação e aerosóis 28
3.2 Geometria de exposição para um SSNTD 28
3.3 Monitor de placas paralelas 30
3.3.1 Análise geométrica 30
3.4 Calibração do detector LR-115 II 33
3.4.1 Comportamento dos LR-115 II no monitor de placas paralelas 34
3.4.2 Calibração relativa 36

4 Resultados e discussão **39**
4.1 Dosimetria TL 39
4.1.1 Medidas *in situ* com o contador Geiger Müller 43
4.2 Concentração de ^{222}Rn 44
4.3 Comparação dos métodos utilizados 45
4.3.1 Influência do torônio 47

5 Conclusões **49**
5.1 Conclusões 49
5.2 Propostas para futuros trabalhos 51

Anexo A **53**
Questionário de características dos ambientes monitorados 53

Referências Bibliográficas **56**

1

Introdução

Esta dissertação descreve o estudo da taxa de dose gama ambiental e da concentração do gás radônio em ambientes de trabalho da cidade de São Paulo. Particularmente, nosso interesse foi nos ambientes de convívio humano fechados.

Neste capítulo, abordaremos uma visão geral das origens da radiação natural e seus efeitos danosos nos seres humanos.

Na seção 1.1 damos um resumo das diferentes classes de radiações naturais, suas fontes na natureza e as formas mais comuns de exposição dos seres humanos a elas. Na seção 1.2 lembramos a origem do radônio nas séries naturais de decaimento radioativo e justificamos nosso interesse no isótopo 222 do radônio (^{222}Rn). Os efeitos na saúde devido a exposições ambientais à radiação gama e inalação do ^{222}Rn e seus descendentes radiativos são tratados na seção 1.3. Na seção 1.4 estudamos a concentração do ^{222}Rn em ambientes de convívio humano, em especial locais fechados. Finalmente na última seção deste capítulo apresentaremos os objetivos e o interesse desta dissertação.

1.1 Radiação Natural

É possível imaginar que a cada segundo de nossa vida mais de 100 raios cósmicos atravessam nossos corpos? e que ao mesmo tempo muitos átomos radioativos são inalados e desintegram-se em nossos pulmões, junto com milhares de átomos de potássio-40 em nossos músculos e dois ou três átomos de urânio, presentes em nossa comida e bebida? e como se isto fosse

pouco, imaginar que mais de 50.000 raios gama atingem nossos corpos a partir do solo e materiais de construção? Pois queiramos ou não isso ocorre.
Ao longo da existência dos seres humanos, e em geral dos organismos vivos, todos têm sido expostos e neste instante são expostos à radiação natural. A exposição a este tipo de radiação é inevitável e representa um fator permanente na vida cotidiana [1, 2, 3, 4].

Exposição do homem à radiação natural

A natureza é uma fonte enorme de radioatividade, onde, como sabemos agora, existe um grande número de isótopos radioativos que em alguns casos têm uma meia vida muito longa, e que possivelmente foram produzidos com a matéria com que o universo foi formado, há bilhões de anos. Mas muitos desses isótopos foram decaindo, ficando só aqueles que têm meias vidas comparáveis com a idade de nosso planeta. E por outro lado, existem também isótopos radioativos de meia vida muito curta, da ordem de frações de segundo. Além disso, o desenvolvimento da tecnologia nuclear nas últimas décadas teve como conseqüência o lançamento de material radiativo no ambiente através de explosões e acidentes nucleares em diferentes partes do mundo, contribuindo assim com uma componente adicional à dose ambiental recebida pela população mundial.
Em termos da Física de radiações, a *radiação ionizante* é uma forma de energia que está representada por ondas eletromagnéticas e partículas com capacidade de ionizar[1]. Esta radiação pode ser emitida por uma fonte natural (elementos instáveis) em um processo de decaimento radioativo, ou também por fontes artificiais como aparelhos de raios X, ciclotrons, reatores nucleares e outros dispositivos [2, 5].
Podemos distinguir dois mecanismos de exposição do homem a estas fontes ambientais: *externa*, quando a radiação provém de fora do corpo, e *interna*, quando o elemento radioativo foi ingerido ou inalado, e portanto, se encontra dentro do corpo do indivíduo.

Fontes de exposição externa

Os principais responsáveis pela *exposição externa* são os *raios cósmicos* de origem extraterrestre. Esta radiação chega até nosso planeta a partir do espaço exterior e atinge isotropicamente a atmosfera com aproximadamente 87% de prótons, 11% de partículas α, 1% de núcleos atômicos com números atômicos Z entre 4 e 26, e cerca de 1% de elétrons de alta energia. Todas estas partículas constituem a radiação cósmica primária com espectro de energia entre 10^8 e 10^{20} eV [2, 5]. Estes raios cósmicos interagem com os núcleos atômicos da atmosfera produzindo reações nucleares, onde se criam novas partículas que continuam a viagem até a superfície terrestre. A radiação cósmica na superfície terrestre em geral é formada por fótons, elétrons, nêutrons, mésons, múons e outras partículas energéticas se-

[1] Entenda-se por ionização como a remoção direta ou indireta de um elétron de um átomo.

cundárias. Uma fração mínima destes raios cósmicos primários chega a nós.
Uma conseqüência do efeito absorvedor da atmosfera é que a intensidade dos raios cósmicos aumenta com a altitude a partir da superfície terrestre. Outro fator que influencia esta exposição é o campo magnético terrestre que desvia as partículas carregadas presentes nos raios cósmicos para regiões polares, e por isso as exposições à radiação deste tipo aumentam com a latitude.
Outra fonte importante de exposição externa é constituída pelos *raios gama* emitidos pelos núcleos radioativos presentes no ar e solo. Estes núcleos estáveis podem ter sido formados pela interação dos raios cósmicos com o ar, ou podem existir na crosta terrestre desde suas origens. Assim, a quantidade de radiação ao ar livre de um local está intimamente relacionada com a presença de núcleos radioativos no solo. As chamadas rochas ígneas apresentam, na sua constituição, maiores níveis de atividade que as rochas sedimentares, com uma quantidade relativamente maior dos núcleos radioativos de ^{40}K, ^{238}U e ^{232}Th.
Existem lugares na Itália, França, Índia e Nigéria onde os níveis de radiação ao ar livre devido a fontes terrestres são muito maiores que a média no resto do mundo [2]. No Brasil, nas areias monazíticas das praias de Guarapari no estado de Espírito Santo, e nas minas de urânio e tório na região de Poços de Caldas no estado de Minas Gerais, as componentes do solo são fortemente radioativas com níveis de radiação de até 10 vezes acima da radiação *normal* existente na natureza [4, 5].
Devido a que a maioria das construções utilizam materiais similares, em composição, ao solo do lugar da construção, e ao fato que a população passa a maior parte do tempo dentro dos edifícios, existe um extensivo interesse em conhecer os níveis de dose de radiação em ambientes de convívio humano. Recentes pesquisas da taxa de dose gama ambiental na cidade de São Paulo, reportaram valores relativamente altos em comparação com outros lugares no mundo [6].

Fontes de exposição interna

A exposição interna se deve à inalação de partículas radioativas suspensas em aerossóis, assim como à ingestão de água e alimentos que tenham incorporado algum elemento instável na sua composição. Entre outros podemos mencionar o ^{3}H, ^{14}C, ^{7}Be e ^{22}Na, que é o grupo de elementos cosmogênicos. Um segundo grupo de isótopos radioativos é formado pelo ^{40}K e aqueles das séries de desintegração do urânio e tório (rádio, radônio, polônio e chumbo), responsáveis por uma fração importante da exposição interna.
O potássio é um elemento essencial para a vida, ele se incorpora no organismo através da alimentação. Do potássio natural 0,0117% dos átomos são ^{40}K, emissor de radiação β^- e γ com uma meia vida de 1,26 bilhão de anos. Outros elementos radioativos ingeridos nos alimentos são o ^{226}Ra, ^{210}Pb e o ^{210}Po.
Entre os elementos que ingressam em nosso organismo pelas vias respiratórias se encontram

o urânio, o tório e os isótopos de ^{210}Po e ^{210}Pb, todos eles são sólidos e sua inalação ocorre ao respirar partículas de pó nas quais se ligam estes elementos com certa facilidade. Entretanto, a fonte principal de exposição interna é a inalação do gás radônio. Este elemento é produzido nos decaimentos radioativos do urânio e tório, e por sua instabilidade, o radônio e o torônio, se transformam em uma partícula α e um núcleo de polônio. Se o radônio e o torônio respirados não decaem, eles podem sair junto com o ar expirado. Mas, se algum deles decai quando está nos pulmões, o polônio, que naturalmente é um sólido, pode ficar aderido ao tecido pulmonar e a partir dali continuar seu decaimento.
Na seção 1.2 revisaremos com maior detalhe as origens do radônio e sua contribuição à dose interna nos seres humanos.

Radiação produzida pelo homem

No final do século XIX e começo do XX, o ser humano descobriu a radiação: primeiro foram os raios X, e logo depois a radioatividade. Na atualidade são inumeráveis os usos da radiação, e como conseqüência desse uso existem pessoas, dependendo da sua profissão e seus hábitos, que recebem doses de radiação adicionais às fontes naturais.
A fonte de exposição de maior importância por esta causa são os exames médicos que utilizam *raios X*. Outras práticas médicas de diagnóstico, como a Medicina nuclear, produzem doses menores comparadas com os exames radiológicos (em termos de médias populacionais).
Neste ponto pode-se considerar, também como uma fonte, a *poeira radioativa* resultante de testes e acidentes nucleares realizados na atmosfera a partir de 1945. Até nossos dias, mais de 500 explosões, na maioria dos casos por parte dos E.U.A. e da antiga União Soviética, têm depositado toneladas de material radioativo nas camadas superiores da atmosfera. Estes núcleos radioativos podem permanecer durante anos em suspensão, distribuindo-se em todo o planeta podendo cair na superfície numa chamada *chuva radioativa*.
Outra fonte de exposição à radiação é resultado da produção de *energia nuclear*. Na atualidade existem mais de 400 reatores de potência em 26 países que produzem 16% da eletricidade utilizada pelo mundo. A produção de energia em um reator nuclear precisa da elaboração prévia e tratamento posterior do combustível nuclear.
Além destas fontes, existem vários *produtos de consumo humano* que utilizam fontes radioativas em seu funcionamento. Estes produtos geralmente são relógios, aparelhos científicos, dispositivos elétricos e detectores de fumaça. Todos estes produtos, durante seu funcionamento normal produzem níveis de radiação insignificantes, mas no caso de rompimento ou violação de um produto que contenha uma fonte radioativa, esta pode causar uma exposição à radiação anormalmente alta para as pessoas expostas.
Existem também *atividades humanas* que, sem estar relacionadas com o uso da radiação, ocasionam doses adicionais para as pessoas que as praticam. Talvez a atividade moderna que implica em uma maior exposição a fontes naturais seja as *viagens em avião*. Devido à

Tabela 1.1: Valores de doses efetivas anuais dados pelo UNSCEAR, devido às diferentes fontes de radiação ionizante.

Fontes	Forma de exposição	Dose[a] (mSv)	Intervalo típico (mSv)
Naturais	Radiação cósmica	0,38	0,3 – 1,0
	Radiação gama	0,48	0,3 – 0,6
	Exposição por inalação	1,26	0,2 – 10
	Exposição por ingestão	0,29	0,2 – 0,8
Artificiais	Usos Médicos	0,40	0,04 – 1,0
	Ensaios nucleares	0,005	$< 0{,}15$
	Energia nuclear	0,0002	

[a] Dose efetiva média anual mundial relatada pelo UNSCEAR no ano 2000 [2].

altura do vôo, que em média é de 10.000 m, a camada protetora da atmosfera é fortemente diminuída e os passageiros e a tripulação são expostos à radiação cósmica em níveis várias vezes superiores aos da superfície terrestre.

Levando em conta todas as fontes de radiação mencionadas anteriormente, pode-se estimar a média mundial de dose efetiva em 2,8 mSv por ano, dos quais 2,4 mSv (85%) se devem a fontes naturais, e os 0,4 mSv restantes (15%) ao uso da radiação pelo ser humano. Na tabela 1.1 são apresentados dados do United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) [2] para diferentes fontes de radiação, e referem-se às doses efetivas médias por ano, em mSv.

1.2 O radônio nas séries de decaimento radioativo

Como dito na seção anterior, existem elementos radioativos naturais na crosta terrestre. Uma classificação das fontes terrestres pode ser feita através de três cadeias de elementos radioativos que acontecem de forma espontânea na natureza, e que são chamadas de *séries naturais de decaimento*.

Cada uma destas séries começa com um isótopo radioativo específico de vida longa, cuja meia vida é muito maior que a de qualquer de seus descendentes. As três séries naturais começam com isótopos de ^{238}U, ^{235}U e ^{232}Th e seus correspondentes produtos finais estáveis são três isótopos de chumbo ^{206}Pb, ^{207}Pb e ^{208}Pb respectivamente (tabela 1.2). Além destas séries há vários isótopos radiativos que acontecem naturalmente, como o ^{40}K, que não fazem parte de nenhuma destas séries de decaimento.

Tabela 1.2: Séries naturais de decaimento radioativo. As três famílias de elementos radioativos pesados são responsáveis pela radiação de fundo a que os seres humanos são expostos.

Séries	Isótopo inicial	Meia vida	Isótopo de Rn	Meia vida	Produto final
Urânio	^{238}U	$4{,}47 \times 10^9$ a	^{222}Rn	3,8 d	^{206}Pb
Actínio	^{235}U	$7{,}04 \times 10^8$ a	^{219}Rn	4 s	^{207}Pb
Tório	^{232}Th	$1{,}41 \times 10^{10}$ a	^{220}Rn	55,6 s	^{208}Pb

O radônio nas séries naturais de decaimento

O radônio é um gás nobre e radioativo com número atômico 86, e, como qualquer outro gás nobre, ele é incolor, inodoro, responde a gradientes de temperatura e pressão, possui mobilidade e não reage quimicamente com outros elementos. Os isótopos de radônio conhecidos estendem-se desde o ^{210}Rn ao ^{226}Rn. Todos eles são radioativos e a maioria apresenta meia vida menor do que uma hora, exceto o ^{210}Rn (2,4 h), o ^{214}Rn (14,6 h) e o ^{222}Rn (3,8 dias). O ^{219}Rn, membro da série radioativa do ^{235}U, é um isótopo relativamente raro e, devido a sua meia vida de 4 segundos pode ser ignorado no ambiente[2]. Na atmosfera a taxa de produção de ^{220}Rn é aproximadamente a mesma que a de ^{222}Rn. Por outro lado, a probabilidade do ^{220}Rn decair antes de emanar da terra para a atmosfera é muito grande (meia vida de 55,6 s), e, por esse motivo, a maioria dos estudos dá maior enfoque ao problema do ^{222}Rn, embora a contribuição do ^{220}Rn não seja totalmente ignorada.

O ^{222}Rn e seus produtos de decaimento

Quando o ^{226}Ra decai por emissão α, transmuta a ^{222}Rn (figura 1.1). Os mecanismos com que o ^{222}Rn se difunde a partir do solo (e materiais de construção) à atmosfera foram discutidos por vários pesquisadores nos últimos anos [7, 8, 9, 10, 11, 12]. Nesta linha, a motivação que leva vários pesquisadores no mundo inteiro estudar as características do ^{222}Rn no ambiente está no fato que ele tem certa facilidade de escapar do mineral onde foi produzido e se difundir pelo ar, decaindo mediante a emissão de partículas α e β, dando origem a seus descendentes que comumente são chamados de *filhos*. Estes *filhos* por serem metálicos, e com carga elétrica, são quimicamente ativos e se ligam facilmente a substâncias presentes no ar ou superfícies com as quais entram em contato[3]. Desses descendentes, os de maior importância, neste estudo, são aqueles que apresentam meia vida curta, ou seja o ^{218}Po, ^{214}Pb, ^{214}Bi e o ^{214}Po apresentados na figura 1.1.

Quando estes elementos se fixam a aerossóis presentes no ar, com massas e tamanhos variados, seu deslocamento é ditado pelo comportamento desses aerossóis. Essas diferenças no comportamento do ^{222}Rn e seus filhos são justamente as que dificultam o equilíbrio de

[2]Ou seja, praticamente todos os átomos formados deste isótopo decairão antes que possa emanar do solo.
[3]Este fenômeno atribuído aos descendentes do ^{222}Rn é chamado **plate-out**, e será visto na subseção 3.1.1.

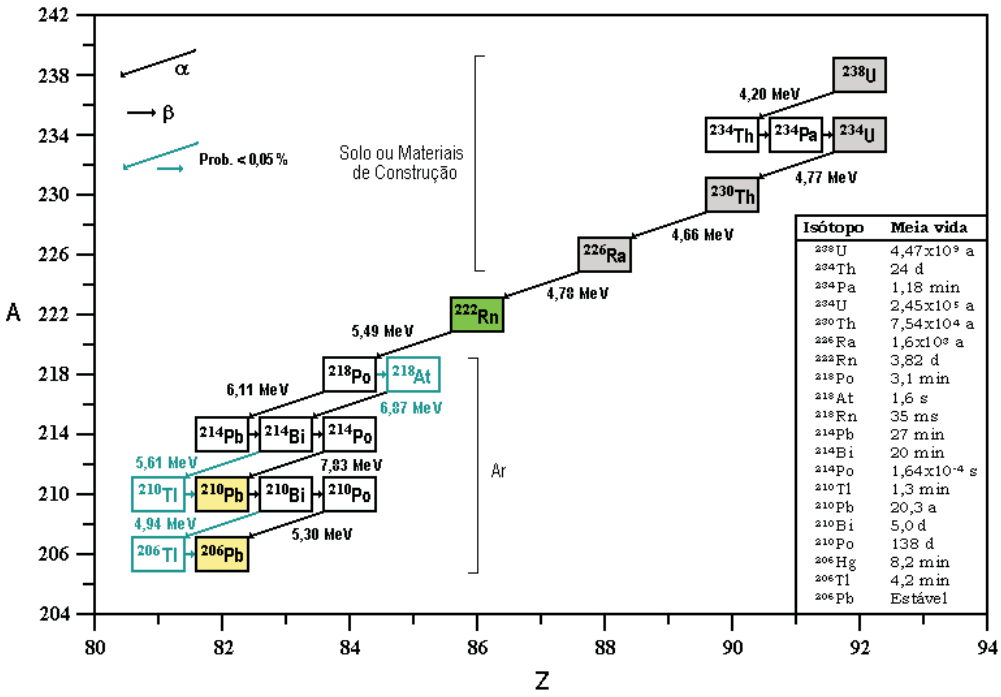

Figura 1.1: Decaimentos sucessivos da série do ^{238}U com suas respectivas meias vidas e energias das partículas alfa.

atividades, que esperaríamos, se não houvesse tais perturbações.

1.3 Efeitos na saúde devido à exposição gama e inalação do ^{222}Rn e "filhos"

Uma vez presentes no ar, o ^{222}Rn e seus descendentes, são inalados juntamente com outros gases. Os principais riscos à saúde são atribuídos aos produtos de decaimento, em especial aos isótopos de polônio ^{218}Po e ^{214}Po por serem emissores de partículas α. Estes isótopos são quimicamente ativos, e podem se alojar em células do sistema respiratório, as quais podem tornar-se cancerígenas.

Com tudo isso, estudos e estimativas das conseqüências à saúde devido à exposição a radiações ionizantes, geralmente, são baseados em estudos epidemiológicos de populações humanas. O termo *epidemiológico* se relaciona com o estabelecimento de associações estatísticas entre exposições e efeitos à saúde da população. Estes estudos introduziram uma dúvida razoável em relação da radiação ser o agente que causa o câncer em muitos órgãos e tecidos do corpo, incluindo o pulmão. Assim, em linhas gerais, o estabelecimento de uma associação quantitativa entre exposição-efeito ainda é muito difícil [13].

Ainda se sabe pouco em relação do risco de aparecimento de câncer devido à exposição gama ambiental e inalação dos *filhos* do ^{222}Rn. Os efeitos danosos da radiação ionizante nos seres humanos são sobejamente conhecidos para doses altas e intermediárias, mas existem muitas

controvérsias sobre efeitos de irradiações com baixa intensidade. Nos extremos dessa discussão há correntes que afirmam que *qualquer dose de radiação, por menor que seja, pode causar danos*, enquanto que outra linha afirma que *pequenas doses produzem benefícios diversos* (hormesis) [14, 15]. Mas, seja qual for a conclusão dessa polêmica, nada pode ser dito se as doses ambientais são desconhecidas.

Recentes estudos epidemiológicos mostraram boa correlação entre exposição à radiação e o câncer de pele e pulmão. Um exemplo desses estudos, é o realizado com sobreviventes das explosões das bombas atômicas de Hiroshima e Nagasaki [16], e com mineiros expostos ao radônio em ambientes de trabalho [17]. Estes estudos dão como resultado estimativas da fatalidade de câncer para exposições a baixas doses de radiação gama e para a concentração de radônio e seus descendentes em ambientes mineiros. Apesar de existirem essas correlações estatísticas nesses lugares e outras localidades, outros estudos têm resultados pouco claros, sendo os dados efetivamente disponíveis os obtidos em minas [18], que, em alguns casos, mostram que mineiros de diferentes partes do mundo têm uma incidência de câncer de pulmão até 50 vezes maior que a média da população mundial. Isto devido talvez a uma ventilação insuficiente e elevada concentração de urânio nos locais de trabalho [19].

Interação da radiação com o corpo humano

Para poder explicar o que ocorre com o organismo como conseqüência da exposição à radiação ionizante, é necessário compreender que o observado é resultado de um conjunto de efeitos a nível celular. Estes efeitos, e a maneira como se manifestam, dependem de fatores inerentes à radiação e às características do indivíduo ou tecido irradiado. Os principais fatores que determinam o efeito biológico em uma exposição são: o tipo de radiação e a dose absorvida[4]. Mas, a taxa com que a dose é absorvida, e o número de vezes que o indivíduo se expõe à radiação são fatores que podem modificar os efeitos produzidos.

Efeitos na célula

Quando uma partícula carregada ou um fóton com capacidade de ionizar, atravessa o meio celular, é possível que consiga arrancar elétrons das moléculas que constituem a membrana, o citoplasma e o núcleo celular. Este processo é conhecido como ionização. Assim, uma molécula que foi ionizada pode ter propriedades muito diferentes daquelas neutras, podendo, em alguns casos não cumprir suas funções originais.

Os efeitos biológicos resultantes da exposição às radiações ionizantes são conseqüência de

[4]Define-se a dose absorvida como o quociente dε por dm, onde dε é a energia total média depositada pela radiação ionizante na matéria de massa dm ($D = \frac{d\varepsilon}{dm}$) [20]. A dose absorvida é a principal grandeza física que caracteriza os efeitos da radiação na matéria, pois quase todos os efeitos são proporcionais ao número de ionizações produzidas no material, que por sua vez é proporcional à energia absorvida.

uma longa e complexa série de eventos que se iniciam no processo de interação. Este processo começa com um *fenômeno físico*, que consiste na ionização e excitação dos átomos que constituem as moléculas do organismo, dando como resultado uma troca de energia entre radiação e matéria. Em seguida, inicia-se o *fenômeno químico* quando ocorre uma série de rupturas de ligações químicas nas moléculas, com a formação de radicais livres e produtos moleculares. Finalmente ocorre uma série de *fenômenos bioquímicos e fisiológicos*.
Dependendo da molécula atingida inicialmente pela radiação, os mecanismos de interação podem ser classificados como diretos e indiretos. Na forma *direta*, a radiação pode agir sobre biomoléculas importantes como o ácido desoxirribonucléico (DNA), aminoácidos e proteínas, rompendo as ligações entre elas. Na forma *indireta*, moléculas como as de água (que representam 70% da massa do corpo humano), podem ser danificadas dando origem a espécies químicas bastante difusíveis e reativas, como é o caso dos radicais livres OH - hidroxila, (criados no trajeto da radiação), e que podem atingir as moléculas biologicamente importantes, e desse modo danificá-las[5](ver figura 1.2). Conclui-se então que qualquer lesão provocada pela radiação ionizante no organismo, sempre é conseqüência de um dano molecular.
Quando uma estrutura do organismo humano é danificada pela radiação, existe um resposta desse organismo no sentido de reparar esse dano. Obviamente, dependendo da dose absorvida, da densidade de ionizações e do tipo de célula atingida, esse reparo pode ser impossível. Por exemplo, a nível celular este poder de restauração está ligado ao fato da célula poder ressintetizar ou restaurar uma estrutura danificada [2].

1.4 Concentração de radônio em ambientes fechados

A concentração de radônio em ambientes de convívio humano é diferente para cada localidade devido, principalmente, às diferenças na geologia do solo, materiais de construção, tipo de clima e até costumes domésticos [13].
Em uma moradia, se todas as portas e janelas fossem abertas, o ar no interior desses ambientes, não seria diferente do ar exterior. Mas, de forma inversa, se todas as aberturas num ambiente forem fechadas, a concentração de radônio no interior seria significativamente alta em comparação com ambientes ao ar livre.
Um caso especial na classificação de ambientes de trabalho, adotado pela International Commission on Radiological Protection no ano de 1993 (ICRP 65), são aqueles locais que ficam no subsolo [13]. Um exemplo desses ambientes são os túneis, ambientes de minas, e alguns centros de radioterapia que têm suas máquinas de tratamento abaixo da superfície terrestre. Estes ambientes são pouco comuns, e as opções de reduzir a concentração de radônio e seus filhos radioativos são de algum modo diferentes dos disponíveis para ambientes de convívio humano.

[5] A radiólise da água é um dos processos indiretos mais importantes, em que há formação de radicais livres, além de produtos oxidantes como a água oxigenada H_2O_2.

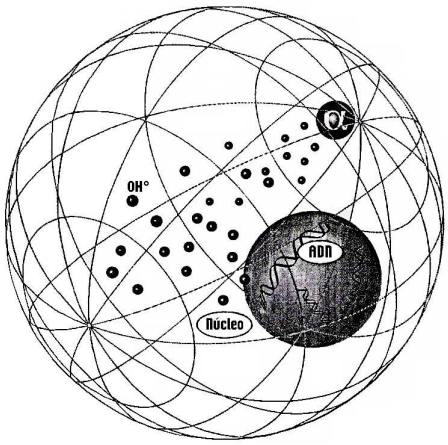

Figura 1.2: Caminho de destruição. Nesta figura é apresentada de forma esquemática como as partículas alfa de alta energia passam através de uma célula podendo danificar o DNA diretamente. Isto também pode criar radicais livres OH°, que são altamente reativos, que podem atacar e danificar partes da célula, incluindo o DNA no núcleo. Se o gene danificado está relacionado com a reprodução celular, a célula e seus descendentes se dividem sem controle. Se pensa que este fato pode ser uma das causas da formação de tumores e também do câncer [1, 2].

Estudos feitos em diferentes partes do mundo a partir de 1950, revelaram que ambientes de trabalho em minas e alguns sistemas de transporte subterrâneo (Metrô), têm alta concentração de radônio e filhos em relação às médias mundiais. Por exemplo, uma das primeiras medidas de radônio em ambientes de trabalho foi feita na Finlândia em 1972, em uma escavação subterrânea da linha do Metrô de Helsinque [19]. Medidas entre 4000 e 7000 Bq m^{-3} foram relatadas, dando uma clara indicação que os trabalhadores nesses locais poderiam receber doses de radiação significativas.

A partir dessa época até nossos dias, as técnicas de detecção de radônio e filhos foram melhorando, fornecendo aos pesquisadores valores mas precisos. Assim, levantamentos para a determinação da concentração de ^{222}Rn em ambientes fechados foram realizados em vários países do mundo. Os valores estão resumidos na tabela 1.3. O valor médio relatado por UNSCEAR no ano 2000 é de 40 Bq m^{-3}.

Para residências e ambientes de trabalho as distribuições têm uma tendência log-normal. A média geométrica (MG) e o desvio geométrico padrão (DGP) caracterizam a distribuição. A média arirmética (MA) é usada para estimar a probabilidade média do efeito pernicioso à saúde [13].

No Brasil, recentes medidas da concentração de ^{222}Rn e filhos feitas em casas da cidade de São Paulo, relataram concentrações entre 32 e 561 Bq m^{-3} para a concentração alfa total com uma valor médio de 147 Bq m^{-3} [21], que são valores relativamente altos para ambientes bastante ventilados em países tropicais.

Tabela 1.3: Concentrações de radônio em residências. Levantamentos feitos no interior das casas [2].

País	População[a] (10^6)	Concentração de radônio (Bq m^{-3})			DPG[e]
		MA[b]	MG[c]	VM[d]	
Egito	63,27	9		24	
Canadá	29,68	34	14	1 720	3,6
EUA	269,4	46	25		3,1
Argentina	35,22	37	26	211	2,2
Paraguai	4,96	28		51	
China	1232	24	20	238	2,2
Índia	944,6	57	42	210	2,2
Japão	125,4	16	13	310	1,8
Armênia	3,64	104		216	1,3
Finlândia	5,13	120	84	20 000	2,1
França	58,33	62	41	4 690	2,7
Alemanha	81,92	50	40	>10 000	1,9
R. Tcheca	10,25	140		20 000	
Portugal	9,81	62	45	2 700	2,2
Espanha	39,67	86	42	15 400	3,7

[a]Valores correspondentes ao ano de 1996.

[b]Média aritmética, [c]Média geométrica, [d]Valor máximo, [e]Desvio padrão geométrico [2].

1.5 Interesse desta dissertação

O trabalho foi desenvolvido no laboratório de Dosimetria do Instituto de Física da Universidade de São Paulo e faz parte de um estudo mais amplo que tem como propósito fazer um levantamento das doses ambientais às quais a população da cidade de São Paulo está exposta.

Assim, seguindo esta linha de pesquisa, nosso objetivo principal foi avaliar a taxa de dose gama e a concentração de radônio e seus descendentes radioativos no ar de ambientes de trabalho fechados da cidade de São Paulo.

A relevância do projeto se tornou maior devido à escassa literatura a respeito do tema, e a inexistência de estudos similares na cidade de São Paulo. Os resultados deste estudo poderiam indicar a necessidade ou não de um estudo epidemiológico específico para os trabalhadores envolvidos, a fim de avaliar conseqüências para sua saúde.

2

Materiais e métodos

Como foi dito anteriormente a radiação natural está presente em todo lugar, e pode causar alguns efeitos danosos a nossa saúde. É por esse motivo que é muito importante sua determinação, seja em ambientes abertos ou fechados.
Neste capítulo damos uma revisão sumária dos diferentes métodos de medida, tanto dos isótopos do radônio e seus descendentes radioativos, como da radiação gama ambiental (seções 2.2 e 2.3). Em seguida, descrevemos os materiais e métodos utilizados durante a execução deste trabalho (seções 2.4 e 2.5), o qual teve como objetivo medir a radiação ambiental em locais de trabalho fechados da cidade de São Paulo.

2.1 Introdução

Ao longo do avanço da ciência e da tecnologia foram desenvolvidos diferentes materiais e métodos de medida da radiação, produzindo temas de pesquisa completos, os quais são muito ativos atualmente [22]. Os materiais detectores em alguns casos são relativamente simples, como filmes e materiais termoluminescentes. Há também outros sistemas de detecção mais elaborados com muitos detectores, numerosos processos e grandes equipamentos de medida, como é o caso de detectores semiconductores em aceleradores e reatores nucleares.
Os detectores de radiação podem ser classificados de acordo com as conseqüências das interações da radiação incidente com o meio detector. Vários tipos de detectores, como os detectores a gás e os semicondutores, operam em virtude da ionização que é produzida neles

pela passagem de radiação ionizante. Em outro tipo de detector, um papel importante é representado pela excitação e, às vezes, pela dissociação molecular. Estes fenômenos, em combinação com a emissão de luz, mudança de temperatura ou efeitos químicos, podem produzir pares de íons nos detectores a gás, a luminescência nos detectores de cintilação e as imagens e traços latentes nas emulsões e substratos dos detectores de filme.
Nas próximas duas seções revisaremos alguns dos métodos de maior aplicação na detecção da radiação ambiental, tanto alfa como gama.

2.2 Técnicas de medida do ^{222}Rn e seus produtos de decaimento

O ^{222}Rn sendo um gás inerte é relativamente difícil de ser capturado, porém pode ser detectado pelas suas características radioativas tanto em seu próprio decaimento, como no decaimento de seus descendentes radioativos. Assim, a maioria das técnicas de medida baseia-se na detecção de partículas alfa emitidas pelo ^{222}Rn ou seus descendentes, o ^{218}Po e o ^{214}Po, ou também pela radiação beta ou gama emitida por outros dois produtos, ^{214}Pb e o ^{214}Bi [23].
Levando em conta esse fato, os detectores freqüentemente utilizados são os detectores de traços, chamados SSNTD's (Solid State Nuclear Track Detectors) como o nitrato de celulose (LR-115 e DNC[1]), o di allil carbonato de dietileno glicol (CR-39) e o policarbonato (Makrofol E) [24], cujas características foram revisadas recentemente por J. P. Y. Ho *et al.* na diferenciação de traços e danos, J. C. H. Miles na calibração e padronização, e F. Bagnoli *et al.* na sensibilidade [25, 26, 27].
Outros detectores alfa usados com freqüência são o cintilador inorgânico de sulfeto de zinco ativado com prata (ZnS(Ag)) e detectores semicondutores de silício de barreira de superfície. Além destes materiais, outros tipos de detectores visam a medição da radiação emitida pelo decaimento do ^{222}Rn ou seus filhos. Nesta linha, um trabalho recente utiliza carvão ativado e detectores termoluminescentes de LiF e CaF_2 junto com filtros e materiais permeáveis [28]. Junto com estes materiais têm-se desenvolvido também numerosos métodos de medida tanto do ^{222}Rn como de seus descendentes radiativos, que podem ser classificados em passivos e ativos, levando em conta a coleção de ar no ambiente de estudo.

2.2.1 Técnicas de detecção ativa

Uma técnica de detecção ativa implica na coleção de uma amostra de ar do lugar de interesse, e sua introdução num sistema de detecção de radioatividade. Aqui se pode medir separadamente o ^{222}Rn de seus descendentes mediante o uso de filtros, campos eletrostáticos

[1] Detector de nitrato de celulose produzido na Rússia.

negativos ou simplesmente deixando a amostra de ar em repouso durante 3 horas para que a maioria dos descendentes do ^{222}Rn que ingressaram no volume de detecção decaia radioativamente e se possa medir só o ^{222}Rn e seus descendentes produzidos após a coleção.
Os dispositivos mais populares que usam esta técnica são as células de Lucas, câmaras de ionização, espectrômetros α e eletretos [18, 29]. Outras técnicas utilizadas também são: o método de dois filtros e o método de contagem integrada [30].

Célula de Lucas

A célula de cintilação utilizada neste método é conhecida como célula de Lucas. Uma célula de Lucas consiste basicamente em um frasco, com poucos cm^3 de volume, cujas paredes internas são revestidas com uma fina camada de ZnS(Ag). Neste sistema, a célula é previamente evacuada e selada antes de ser enviada ao local que se deseja analisar, onde a amostra de ar é coletada. Estando no local, a célula é aberta e torna a ser lacrada quando existe equilíbrio entre o ar interior e exterior a ela. Após a coleta, a célula é posicionada sobre um fotomultiplicador para efetuar a contagem.

2.2.2 Técnicas de detecção passiva

Os métodos de detecção passiva são convenientes para a avaliação de exposições de radônio em longos períodos de tempo, podendo ser dias, semanas ou meses.
Estes métodos se baseiam em dispositivos integradores e, conseqüentemente, os dados obtidos representam médias temporais das concentrações locais. Neste campo, os SSNTD's são os mais utilizados. A detecção de radônio e seus descendentes, por este tipo de detectores, é feita em geral por materiais sensíveis às partículas alfa, que são registradas em um SSNTD em forma de traços latentes. Depois de um tratamento químico ou eletroquímico adequado, esses traços latentes são suficientemente alargados e alongados, podendo ser visíveis em um microscópio ótico. O número de traços contados por unidade de área do detector tem como resultado um valor que se relaciona diretamente com a exposição acumulada, e portanto com a concentração média de emissores α no período de monitoramento [31].
Com o objetivo de medir separadamente o ^{222}Rn de seus produtos de decaimento, vários pesquisadores têm desenvolvido diferentes métodos de medida usando as propriedades de absorção, difusão e permeabilidade de diferentes materiais [24, 32, 33]. Emprega-se, por exemplo, um filme de polietileno com uma espessura de dezenas de micrometros que provoca um atraso na entrada de isótopos de radônio dentro do volume de detecção. Os arranjos experimentais usados para este fim, geralmente são pequenas câmaras de difusão com geometrias variáveis que dependem dos objetivos do estudo e do ambiente monitorado [24, 33]. Conhecendo-se as características do recipiente e da membrana, bem como o fator de calibração do SSNTD, é possível relacionar a densidade de traços no detector com a concentração de ^{222}Rn no local estudado.

Apesar de estas técnicas serem muito simples do ponto de vista operacional, a detecção depende, em grande parte, das condições ambientais, das propriedades do detector e da geometria do monitor. Além disto, como veremos adiante, a existência de certos fenômenos, relacionados com as propriedades dos produtos do ^{222}Rn no ar (plate-out) torna impossível a aplicação de um único fator de calibração para detecção de ^{222}Rn e de seus produtos de decaimento [18].

2.3 Métodos de medida da radiação gama ambiental

Como vimos anteriormente o desenho dos detectores de radiação envolve o tipo de radiação que queremos medir, a faixa de energia em que ela se encontra e as condições experimentais de medida.

Para nosso interesse, que é a medida de doses gama ambientais, as dificuldades específicas se devem essencialmente a valores muito baixos de taxas de doses e também à complexidade inerente ao campo da radiação natural que tem componentes de origem terrestre e cósmica, podendo estar presentes vários tipos de radiação muito diferentes (predominando a contribuição da radiação gama nas altitudes usuais). Por tudo isto é necessário utilizar sistemas de medida de desenho específico, sempre com alta sensibilidade, boa reprodutibilidade e com independência dos fatores ambientais tais como luz, temperatura e umidade.

Levando esses fatores em conta, a maioria de pesquisadores vem utilizando câmaras de ionização, espectrômetros gama e detectores integradores isolantes como o LiF, dopados com distintos elementos (chamados comumente de impurezas) na detecção de radiação gama ambiental [6, 34, 35, 36]. Um dos materiais termoluminescentes amplamente usado em dosimetria ambiental é o LiF:Mg,Cu,P, por suas características convenientes no monitoramento de campo, o que será descrito com maior detalhe na subseção 2.4.3.

2.4 Sistemas de deteção utilizados neste trabalho

Neste trabalho foram utilizados três métodos experimentais. O primeiro método consistiu na detecção passiva da concentração de emissores alfa nos ambientes monitorados com o uso do detector plástico LR-115 tipo II. O segundo método foi empregado na medida da radiação gama com o uso do detector termoluminescente de LiF:Mg,Cu,P e o último método foi o uso de um contador portátil Geiger Müller modelo FH40F2 com o objetivo de medir a taxa de radiação gama ambiental *in situ* e fazer comparações com o método de termoluminescência.

2.4.1 Detector LR-115 II

O detector LR-115 foi desenvolvido pela Kodak-Pathé e é fabricado e comercializado pela DOSIRAD (França). O detector é composto de uma parte sensível de cor avermelhada que é depositada sobre um suporte de poliester de 100 μm de espessura que é base do substrato sensível. A camada sensível do detector é nitrato de celulose ($C_5H_8O_9N_2$) com um valor de 1,52 g cm^{-3} de densidade [31, 37, 38]. O LR-115 pode ser encontrado em dois tipos, I e II: o LR-115 tipo I é produzido com uma espessura de substrato de 6,0 μm e o LR-115 tipo II em lâminas (9 x 12 cm^2) e rolos (1,6 cm x 30 m) com 12,0 μm de espessura de substrato[2].
O detector usado neste trabalho foi o LR-115 tipo II. Ele tem sensibilidade para partículas alfa numa faixa de energia entre 1,7 e 4,2 MeV [40, 41]. Embora outros valores para esta faixa de energia tenham sido medidos recentemente por F. Bagnoli *et al.* e D. Marocco e F. Bochicchio com limites de 1,6 e 3,9 MeV [27, 42] e 1,0 até 5,0 MeV por A. A. R. Da Silva e E. M. Yoshimura [43], esta característica depende principalmente das condições experimentais e das técnicas de detecção dos traços utilizada pelo pesquisador.
Para partículas nessas faixas de energia o LR-115 II apresenta um *ângulo crítico de detecção*[3] situado entre 50 e 60° [38, 42]. Um problema que apresenta o detector está no fato que algumas das figuras observadas ao microscópio não representam traços deixados por partículas alfa, sendo estas defeitos do próprio detector, sujeira ou danos produzidos na manipulação ou ataque químico. Esta dificuldade pode ser minimizada com a utilização de um sistema de detecção de traços apropriado (ver subseção 2.5.3).

Ataque químico

Quando uma partícula pesada e eletricamente carregada como próton, fragmento de fissão ou alfa (com energia na faixa sensível do detector) incide sobre a superfície de um detector do tipo SSNTD, provoca um desarranjo na sua estrutura molecular em uma região cilíndrica (com diâmetro da ordem de angstroms) a partir da superfície até uma distância igual ao alcance máximo da partícula no material. Este desarranjo formado é chamado de *traço latente* pois não pode ser notado antes de um tratamento químico adequado. Este tratamento comumente é chamado de *ataque químico*. Durante este *ataque químico* o traço latente é ampliado significativamente formando buracos e figuras cônicas, que podem ser visíveis ao microscópio óptico [29, 38].
Os parâmetros para o *ataque químico* são recomendados pelo fabricante, mas nem sempre esses parâmetros são ideais para o sistema de visualização utilizado, dependendo estes

[2] Segundo Yip *et al.* este valor de espessura pode ser menor, chegando até valores de $(11,11 \pm 0,11)\mu$m [39].

[3] O ângulo crítico de detecção é medido a partir da normal à superfície do detector até a direção inicial da partícula incidente, e deve-se entender como o máximo valor do ângulo com o qual os danos deixados pelas partículas incidentes podem ser visíveis através do microscópio ótico depois de serem submetidos a um tratamento químico adequado (ataque químico).

parâmetros dos objetivos dos experimentos e condições de observação de traços utilizada por cada pesquisador.
Neste trabalho, o ataque químico do detector LR-115 II foi feito, em todos os casos, com uma solução de NaOH 2,5 N a (60 ± 1) °C durante um período de tempo de 110 minutos. Atualmente estas condições de *ataque químico* são amplamente utilizadas por muitos pesquisadores, e podem ser consideradas como recomendadas para o LR-115 II [25, 29, 31, 44]. O tempo de ataque utilizado foi o mais adequado, levando em conta que nosso sistema de detecção de traços é semi-automático (ver subseção 2.5.3).

2.4.2 Detector CR-39

Como foi visto na seção 2.2, o detector CR-39 é um detector plástico muito utilizado por diferentes pesquisadores. Esta popularidade é devido a sua alta eficiência ao contraste ideal na visualização dos traços e a sua resposta favorável frente a diferentes condições ambientais. O CR-39 é um polímero conhecido como Columbia Resin 39. Ele é um plástico transparente preparado a partir da polimerização do monômero liquido conhecido como *di allil carbonato de dietileno glicol* ($C_{12}H_{18}O_7$). Quimicamente o CR-39 apresenta-se como uma macromolécula insolúvel e resistente a recombinações mesmo a altas temperaturas caracterizando-se como um polímero *thermoset*. Essa propriedade permite a integração de leituras durante vários meses [29].
O intervalo de energia sensível do CR-39 é da ordem de keV até dezenas de MeV, permitindo assim a visualização de diferentes comprimentos de traços a multiplos ângulos de incidência. Estas características fazem com que o CR-39 possa ser usado como espectrômetro alfa [18, 45].
Os detectores CR-39 usados neste trabalho foram fabricados pela American Acrylics dos EUA com uma espessura de 500 μm. O ataque químico do CR-39 foi feito utilizando uma solução aquosa de 30% de KOH a (80 ± 1) °C durante 300 minutos. Estas condições de ataque são as mais apropriadas segundo C. Orlando *et. al.* [46] no caso de exposições do CR-39 junto com o monitor ambiental NRPB/SSI (ver subseção 2.4.5).

2.4.3 Detector LiF:Mg,Cu,P

Nakajima *et al.* [47] foram os primeiros a descrever as propriedades dos cristais de LiF dopados com impurezas de Mg, Cu e P. Este material termoluminescente combina duas propriedades muito interessantes, alta sensibilidade e boa equivalência ao tecido humano. Como resultado o LiF:Mg,Cu,P gerou muito interesse na comunidade da dosimetria de radiações como um material TLD altamente sensível. Esta sensibilidade é entre 20 e 40 vezes maior que a do LiF:Mg,Ti (TLD-100). Muita pesquisa foi realizada para melhorar as propriedades do LiF:Mg,Cu,P, conduzindo a um material com uma sensibilidade elevada, estável, com

sinal residual baixo[4], resposta quase constante em energia, taxa de fading (a temperatura ambiente) baixa e uma resposta linear com a dose.
Atualmente o LiF:Mg,Cu,P é comercializado por: Solid Dosimetric and Detector Laboratory em Pequim-China como GR-200, Nemoto no Japão como NTL-500, Institute of Nuclear Physics na Polônia como MCP-N, e pela Saint-Gobain Crystals and Detectors nos EUA como TLD-100H, TLD-600H e TLD-700H, dependendo da composição isotópica do lítio.
O cristal de LiF:Mg,Cu,P que usamos em nossas medidas ambientais foi o NTL-50-P em pó fabricado pela Nemoto.

Tratamento térmico e calibração

O tratamento térmico da amostra de LiF:Mg,Cu,P, prévio às irradiações, foi feito a 240 °C durante um tempo de 1 hora, este procedimento pode ser considerado como de iniciação, garantindo a eliminação de todo sinal residual na amostra. A quantidade de pó em cada leitura foi controlada por um dosador, o qual consiste em um cilindro de latão com um pequeno furo com volume aproximado de 0,25 mm^3. As doses de calibração foram dadas no intervalo de 0,2 e 2,0 mGy com uma fonte de ^{137}Cs. Para cada leitura, o aquecimento do pó de LiF:Mg,Cu,P foi feito a uma taxa de 5,0 °C s^{-1} partindo de 40 °C até 240 °C. Todas as leituras TL foram feitas em penumbra para evitar infiltrações de iluminação externa no tubo fotomultiplicador do leitor TL (ver figura 2.4). O equipamento de leitura TL é descrito na subseção 2.5.1. A figura 2.1 mostra os picos termoluminescentes do LiF:Mg,Cu,P para diferentes doses.
Para avaliar incertezas do procedimento com uso de pó, a reprodutibilidade do processo e o planejamento de nossas calibrações, analisamos a emissão termoluminescente do material TL levando em conta a altura máxima e a área sob a curva TL dos picos de 125 e 210 °C em duas faixas de temperatura, 100-230 °C e 150-230 °C. Nesta comparação observamos que ambas as análises são equivalentes, mas para irradiações ambientais de tempos longos usamos a área sob o pico entre 150 e 230 °C pois o pico de 125 °C não é estável nas exposições de longos períodos de tempo (fading). Assim, o pico de 210 °C pode ser considerado como pico dosimétrico por sua estabilidade, pelo crescimento proporcional à dose de radiação e por apresentar incertezas menores. Toda a análise foi feita com o programa TLTools [48].
As curvas de calibração resultaram, como esperado, em funções lineares entre a área sob os picos TL (entre 150 e 230 °C) e a dose absorvida. Também foi feita a avaliação da radiação de fundo com a leitura de pó não irradiado. O valor desta intensidade TL foi subtraído das leituras do grupo de estudo e dos dosímetros de calibração. Este procedimento é muito importante, pois as doses ambientais avaliadas são baixas.
Devido à pequena dependência energética do LiF e à calibração efetuada, os resultados TL

[4] O sinal residual é definido como a intensidade do sinal de uma segunda leitura, e comumente é expresso como uma porcentagem do sinal da primeira leitura.

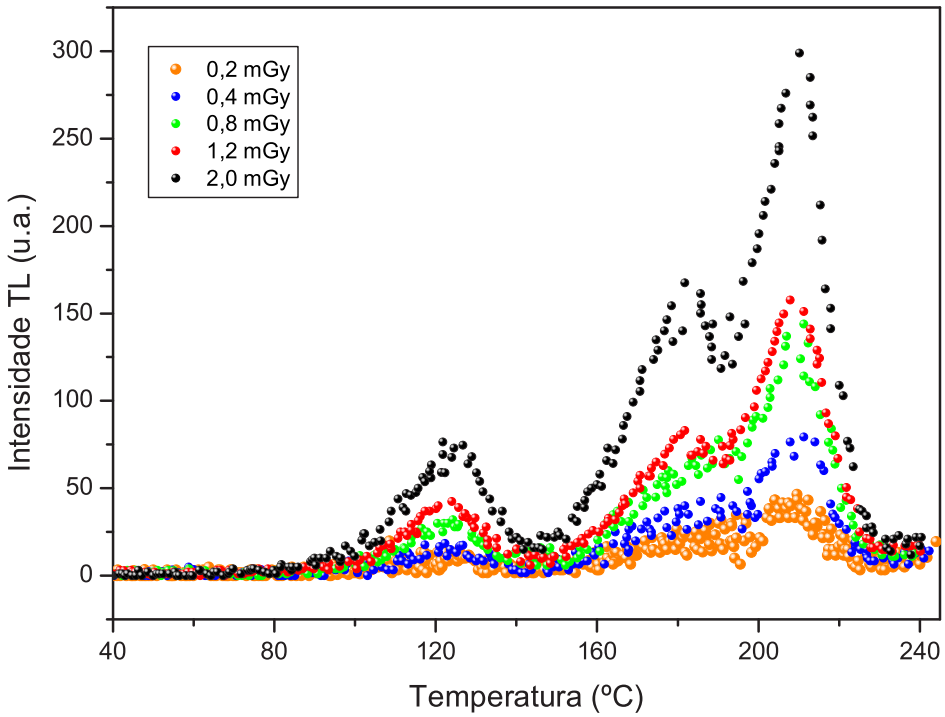

Figura 2.1: Curvas de emissão TL típicas do LiF:Mg,Cu,P. O tratamento térmico foi feito a 240 °C durante 1 hora, e a leitura com uma taxa de aquecimento de 5 °C s^{-1}.

são de dose absorvida no ar, isto devido a uma resposta semelhante do LiF em relação ao ar (para as energias dos fótons da radiação ambiental).

2.4.4 Monitor de placas paralelas

Pode-se definir um monitor dosimétrico como um dispositivo cuja resposta esteja diretamente relacionada com algumas das grandezas que queremos medir.
O monitoramento da concentração do ^{222}Rn em ambientes fechados precisa da medida separada da atividade deste gás e de seus produtos de decaimento (filhos), que são os verdadeiros responsáveis pela dose recebida no aparelho respiratório [2, 13, 17, 49]. É por esse motivo que necessitamos de um arranjo que hospede o detector de partículas alfa LR-115 II e também seja capaz de atuar como separador, além de obter atividades integradas em muitos meses de exposição, e de ter características pouco dependentes da taxa de ventilação.
O arranjo utilizado para este fim foi feito de duas placas de acrílico[5]de 14,2 cm x 14,2 cm de área e 3,0 mm de espessura, separadas paralelamente por uma distância de 4,0 mm [50, 51]. O tamanho das placas tem dimensão suficiente para que os filhos do radônio se depositem ne-

[5]O material escolhido para a construção do monitor foi o polimetil metacrilato chamado também PMMA ou comercialmente conhecido como Plexiglass ou Acrílico.

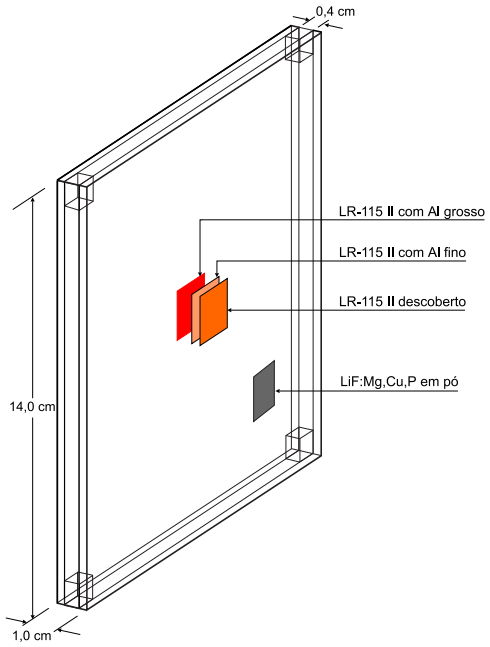

Figura 2.2: Monitor de placas paralelas. Nesta figura é apresentada a posição dos detectores LR-115 II tanto dentro como fora do monitor com dois diferentes tipos de atenuadores de alumínio. As folhas de Al grosso e Al fino tem uma espessura de 25 e 22 μm respectivamente. O detector TLD foi colocado na parte externa num saquinho de PVC preto.

las antes de atingir aos detectores LR-115 II que estão cobertos com atenuadores de alumínio de 25,0 e 22,0 μm de espessura e centrados na parte interior das placas (Figura 2.2).
Todo este sistema foi envolto com um filme fino de PVC transparente para evitar que, mesmo que ocorra alta ventilação no período de exposição, haja ingresso de torônio ou dos descendentes de ^{222}Rn e ^{220}Rn no interior do volume de detecção. Também foi colocado um detector na parte externa do monitor, sem atenuador, para poder avaliar a concentração total de emissores alfa no ambiente monitorado.
Uma das características deste monitor é que utiliza o fenômeno de plate-out como forma de evitar a entrada de filhos de radônio no sistema de detecção e avalia em separado a concentração de ^{222}Rn (detector interno) e a concentração total de emissores alfa[6](detector externo).

2.4.5 O Monitor NRPB/SSI

Este monitor de radônio, primeiro foi desenvolvido pela National Radiation Protection Board (NRPB), no Reino Unido, para dosimetria individual em minas, mas foi sucessivamente aperfeiçoado pelo Swedish Radiation Protection Authority (SSI) [46].
O monitor é composto de duas peças de polipropileno e é usado junto com um detector CR-39 no seu interior (ver figura 2.3). O recipiente fechado é impermeável e atua como

[6]O monitor de placas paralelas será analisado com maior detalhe na seção 3.3.

Figura 2.3: Monitor ambiental NRPB/SSI junto com o detector plástico CR-39

uma câmara de difusão discriminado a entrada dos filhos do radônio, o ingresso do torônio, limitando a umidade, e excluindo a poeira no volume de detecção.
Este monitor passivo foi testado em rigorosas condições ambientais de minas, com resultados muito satisfatórios. A maioria dos requerimentos mais estritos para um dosímetro individual são reunidos pelo monitor NRPB/SSI, tais como:

1. alta sensibilidade, fading insignificante, pequenas dimensões, resistência e baixo custo;
2. resposta relativamente independente das condições ambientais.

O uso deste monitor é muito popular ao redor do mundo, e na atualidade é usado em um grande número de monitoramentos de área do radônio, em avaliações de níveis de radônio em residências, ambientes de trabalho e em estudos epidemiológicos de populações [46, 52, 53]. Um estudo recente feito por C. Orlando *et. al.* [46] registra o valor de sensibilidade de:

$$f = (2,8 \pm 0,2)\frac{tracos.m^3}{cm^2.kBq.h} \tag{2.1}$$

que será usado na seção 3.4.2 para determinar a concentração de ^{222}Rn em um ambiente de calibração.

2.4.6 Detector Geiger-Müller

O detector Geiger-Müller é um detector de radiação beta e gama, que opera em uma região de campo elétrico onde existe a multiplicação dos pares de íons produzidos pela radiação incidente, mas não há proporcionalidade entre os pares de íons formados originalmente e a

altura do pulso de saída, bastando apenas um par de íons para dar origem à multiplicação. Portanto o detector fornece sempre o mesmo sinal de saída, não mede energias e nem consegue distinguir os tipos de partículas através da altura dos sinais produzidos. *O detector Geiger-Müller indica a presença da radiação, mas não mede sua energia.* Como a radiação dá inicio ao processo de multiplicação de cargas no interior do volume de detecção, o detector Geiger-Müller tem alta sensibilidade comparada com outros detectores de gás.
Neste trabalho foi utilizado o detector portátil Geiger-Müller modelo FH40F2 (com sonda interna) fabricado pela FAG e calibrado pelo Laboratório de Calibração de Instrumentos do IPEN. A faixa de sensibilidade em taxa de dose está entre 0,01 μSv h^{-1} e 10 mSv h^{-1} e de energia entre 45 keV e 1,3 MeV [54]. A unidade Sv (Sievert), utilizada neste detector, é uma simples multiplicação de Gy (dose absorvida no ar) por 1,0, não estando ligada a qualquer grandeza dosimétrica específica.

2.5 Equipamentos

2.5.1 Leitor de termoluminescência

O leitor de termoluminescêcia utilizado está montado no Laboratório de Dosimetria do Instituto de Física USP (figura 2.4). O sistema exerce basicamente duas funções principais: aquecimento controlado e detecção de luz.
O sistema de aquecimento é composto por uma lâmina (prancheta) de liga de platina com uma pequena cavidade (chamada também de panela ou de porta-amostra) que é aquecida pela passagem controlada de corrente elétrica. Um termopar (Chromel-alumel) soldado na parte inferior monitora continuamente a temperatura da panela, permitindo ao controlador de temperatura, a cada instante, aplicar ou não tensão ao porta-amostra para o aquecimento controlado. A panela e o termopar ficam situados numa câmara escura com forma de gaveta, na qual há também uma fonte de luz de referência, e uma entrada para nitrogênio.
Quando a panela é aquecida, os fótons emitidos pela amostra são detectados por uma fotomultiplicadora EMI 9789B montada sobre a câmara escura, cujo sinal de saída é modificado por um pré-amplificador Stanford Research SR445 (DC 300MHz) e enviado como pulso ao contador de fótons Stanford Research SR 400 (two channel gated photon counter). O sinal é enviado a um microcomputador PC486 através de uma interface GPIB/ISA, juntamente com a informação da temperatura.
O gerenciamento de todo este sistema é feito por um software em LabView, que também foi desenvolvido em nosso laboratório[7]. Uma das vantagens deste software é que o usuário pode configurar parâmetros experimentais, como taxa de aquecimento, tempo de integração das contagens e intervalo de temperatura. Todas as leituras TL foram feitas num ambiente com um pequeno fluxo de nitrogênio, para evitar o sinal de TL espúria.

[7]Por Marcelo de Almeida e Emico Okuno.

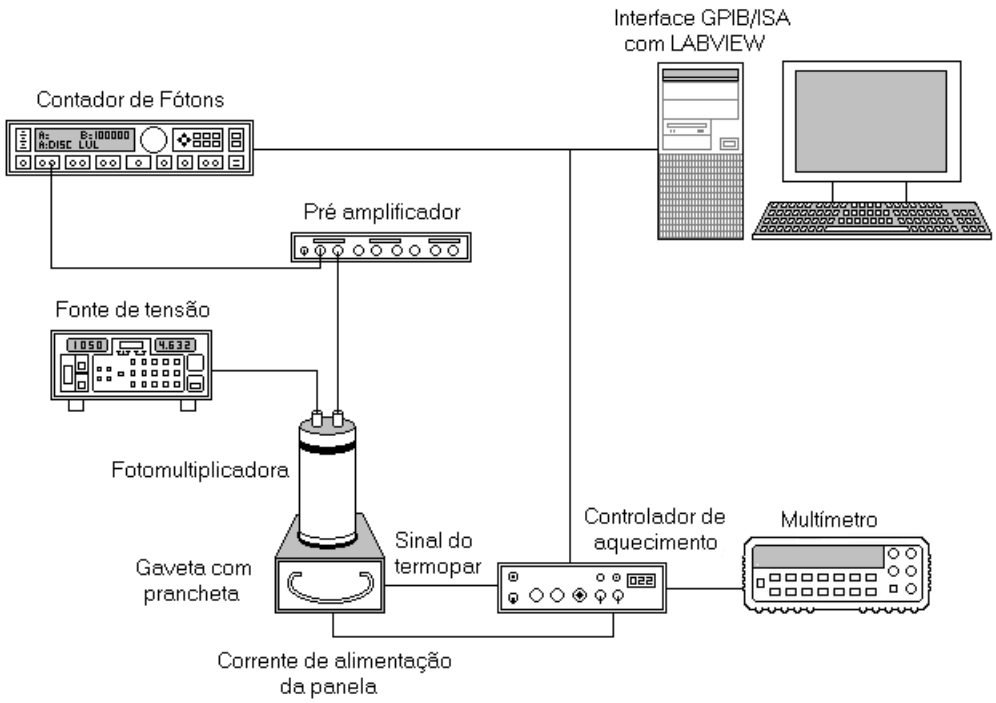

Figura 2.4: Leitor de termoluminescência. Representação esquemática do leitor TL montado no Laboratório de Dosimetria do IFUSP.

2.5.2 Sistema de revelação

A revelação dos detectores plásticos LR-115 II e CR-39 foi feita em um banho-maria modelo Quimis-Q334. O sistema é composto por um tanque de aço inox de 15x50x30 cm^3 de volume, com o aquecimento feito por uma resistência tubular controlada por um termostato tipo bulbo capilar com 1,5 °C de precisão.

No processo de revelação (ataque químico), os diferentes detectores foram colocados em um recipiente de plástico preenchido com solução reveladora correspondente a uma altura conveniente. Este recipiente foi imerso no tanque durante o tempo requerido para a revelação. Para garantir as condições de revelação, a temperatura da solução foi verificada ao longo do tempo de ataque com auxílio de um termômetro de mercúrio. Após a revelação, os detectores foram lavados com água comum e com uma solução aquosa de álcool etílico.

2.5.3 Sistema de leitura de traços

O Sistema de visualização e aquisição de imagens é composto de um microscópio Leitz (modelo Diaplan), uma câmara de vídeo CCD color JVC (modelo TK-C1380) acoplada ao microscópio e uma placa digitalizadora (Leica Meteor II Image Driver) e um programa, Leica QWin, desenvolvido pela Leica Microsystems, que permite a aquisição e análise de imagens em um micro computador.

O microscópio é composto por um tubo de observação binocular e oculares com um aumento de 1,25 e 10 vezes respectivamente. As objetivas têm aumento de 4, 10, 20, 40 e 63 vezes. Em todas nossas leituras foi utilizada a objetiva de 20 vezes resultando um aumento total de 200 vezes aproximadamente. Para uma melhor análise e visualização dos traços nos detectores LR-115 II, foi utilizado um filtro vermelho entre a lâmpada de intensidade regulável do microscópio e o detector.

2.6 Escolha dos locais monitorados

O intuito do trabalho, como já dito, é o de contribuir para o estudo das doses recebidas pela população da cidade de São Paulo, levando em conta especificamente os ambientes de trabalho. Inicialmente planejou-se fazer medidas em companhias de estacionamento subterrâneo e grandes depósitos de material de construção, mas o acesso a estes locais é restrito com problemas burocráticos na concessão de permissões. Entretanto nosso laboratório tem acesso facilitado em algumas clínicas, hospitais e centros de radioterapia da cidade São Paulo, e boa parte deles têm instalações no subsolo. Também contamos com a colaboração da Companhia do Metropolitano de São Paulo para realizar nossas medidas em algumas estações do Metrô.

2.6.1 Metrô de São Paulo

No mês de janeiro do 2003 contatamos a Gerência de Operação da Companhia do Metropolitano de São Paulo solicitando a colaboração da instituição para a realização de nossa pesquisa acadêmica, mas somente depois de 10 meses de negociações tivemos uma resposta afirmativa ao nosso pedido.
O critério de escolha das estações do Metrô foi feito levando em consideração aquelas que tinham maior profundidade. Levando em conta este critério, foram monitorados um total de 15 locais de 7 estações do Metrô em um período de tempo de 5 meses (Nov./2003 - Mar./2004). As salas onde foram colocados os monitores são aquelas onde há maior presença de pessoal durante o dia. Em cada ambiente monitorado foi preenchido um questionário de dados e características do local (ver anexo 1). Na tabela 2.1 apresentamos as estações monitoradas das linhas 1, 2 e 3 (linhas azul, verde e vermelha) respectivamente.

2.6.2 Centros de radioterapia

O critério para a escolha dos centros de radioterapia foi a facilidade em obter autorização em clínicas e hospitais no município de São Paulo.
Foram selecionados 8 centros de radioterapia onde foram monitorados 16 ambientes entre salas de físicos, salas de comando e salas de espera. Em cada centro de radioterapia foram colocados os monitores nos locais de maior presença de médicos, técnicos e físicos. Um cuidado

Tabela 2.1: Estações do Metrô monitoradas. A escolha destas estações foi feita juntamente com os representantes da Gerência de Operação da Companhia do Metropolitano de São Paulo.

Estação	Linhas	Ambientes monitorados	Profundidade (m) [a]
Paraíso	Verde-Azul	Copa e corredor de acesso geral	4,5
Consolação	Verde	Copa e sala do supervisor	6,0
Clínicas	Verde	Copa e sala do supervisor	5,2
República	Vermelha	Copa e sala do supervisor	21,6
Sé	Vermelha-Azul	Copa e sala do supervisor	13,0
Tiradentes	Azul	Copa e sala do supervisor	4,5
São Bento	Azul	Copa e corredor de acesso	6,0

[a] Dados fornecidos pela Coordenadoria de Equipamentos Auxiliares e Instalações da Companhia do Metropolitano de São Paulo.

experimental a mais a tomar nesses locais foi evitar a irradiação dos detectores com feixes intensos de elétrons, raios X e gama, pois, apesar de o LR-115 II e outros detectores plásticos (SSNTD´s) não responderem a esse tipo de radiação, pode haver algum dano que modifique suas propriedades químicas, afetando a qualidade ou os parâmetros estabelecidos para a revelação química dos traços [55]. Na tabela 2.2 apresentamos os centros de radioterapia incluídos neste estudo.

Tabela 2.2: Instituições hospitalares incluídas neste estudo. A maioria dos ambientes tem presença continua de médicos, físicos e técnicos durante o dia. Tempo de monitoramento; *a*:134d, *b*:132d, *c*:131d, *d*:130d, *e*:120d.

Instituição Hospitalar	Ambientes monitorados
CLINRAD	Copa e Dep. de Física[a]
Hospital São Joaquim	Sala dos físicos e comando[a]
Hospital A. C. Camargo	Sala dos físicos e salas de comando[a]
Clinica de Radioretapia Dr. Oswaldo Peres	Sala dos físicos e recepção[a]
Centro de Terapia Santana	Sala dos físicos e administração[b]
Inst. de Radioterapia do ABC	Sala dos físicos e espera[c]
Radioterapia do HSPE	Sala dos físicos e reuniões[d]
Inst. do Câncer A. V. de Carvalho	Sala dos físicos[e]

3

Modelo de detecção e calibração

Para compreender melhor o mecanismo da formação de traços no detector LR-115 II, e em geral da geometria de exposição ambiental proposta, neste capítulo desenvolvemos um modelo teórico que tem como base considerações geométricas[1].
Também é apresentado o procedimento de calibração que permitiu relacionar a densidade de traços no detector LR-115 II, na geometria de placas paralelas, com a atividade de ^{222}Rn no ar dos ambientes monitorados.
Antes de começar a descrição do modelo revisaremos alguns conceitos básicos relacionados com o comportamento do ^{222}Rn e seus descendentes em ambientes de convívio humano fechados.

3.1 Comportamento do ^{222}Rn e seus descendentes em ambientes fechados

Quando o ^{226}Ra decai radioativamente, um átomo de ^{222}Rn e uma partícula α (5,49 MeV) são formados e ejetados em sentido oposto um ao outro. Isto pode expulsar o átomo de radônio da estrutura mineral, ou molecular, em que o ^{226}Ra estava[2]. Este é o principal

[1] A primeira parte deste modelo foi proposto por S. R. de Paulo no ano de 1991 [18], o qual é muito atraente devido a sua simplicidade e clareza no tratamento das grandezas envolvidas.

[2] A distância que o átomo de radônio pode se movimentar em um grão mineral de densidade normal é de 0,02 até 0,07 μm [56].

mecanismo que permite ao átomo de radônio emanar do grão mineral [56].
Depois que o radônio se difunde no grão mineral até o ar ambiental, ele permanece no ar durante seu tempo de vida. No caso de ambientes fechados, o radônio se concentra de forma homogênea no interior desse local, mas a existência de agentes externos pode perturbar esse estado. Um caso que merece especial atenção é o fenômeno de *plate-out* atribuído ao comportamento dos filhos do ^{222}Rn.

3.1.1 Plate-out

Um dos principais fatores que pode afetar uma concentração homogênea do ^{222}Rn, de seus filhos radioativos de meia vida curta, e conseqüentemente dos emissores alfa em um ambiente, está no fato que átomos de ^{218}Po e ^{214}Po são elementos com comportamento metálico, que, na maioria dos casos, apresentam carga elétrica positiva, podendo estabelecer ligações químicas com facilidade [57]. Esta propriedade que os filhos do ^{222}Rn têm de se depositar nas superfícies materiais (como solo, paredes, teto, móveis e até o mesmo detector) chama-se de *fenômeno de plate-out*. O *plate-out* pode ser explicado através do processo de difusão de partículas carregadas e substâncias suspensas no ar. Assim qualquer superfície material pode ser um absorvedor de filhos do radônio. É claro que a concentração de ^{222}Rn não é afetada, por ser um gás nobre e, conseqüentemente, de difícil associação.
Uma limitação dos efeitos do *plate-out* em regiões próximas a estruturas, está no fato que os filhos do radônio têm um tempo de existência curto. No caso de uma exposição em um ambiente de convívio humano, o aumento da distância entre a posição do elemento (filho) e a superfície faz com que a probabilidade de que esse elemento alcance a estrutura seja pequena.
Finalmente, quando somente consideramos o movimento devido à difusão dos filhos do ^{222}Rn, pode ser definida uma *distância máxima efetiva* (DME) onde podem ocorrer efeitos de *plate-out*. Portanto para distâncias maiores que DME pode-se assumir o equilíbrio secular entre o ^{222}Rn e seu descendentes com boa aproximação. Mas, em um caso geral, isto também depende de outros fatores ambientais, que serão vistos na subseção 3.1.2.

Efeito do plate-out na densidade de traços em um SSNTD

A influência do *plate-out* na densidade de traços dos detectores tipo SSNTD se relaciona com a quantidade de emissores alfa em um *volume crítico de detecção*. De fato, a densidade de traços tem duas contribuições, uma devido aos filhos do ^{222}Rn depositados na superfície do proprio detector (*plate-out*), e outra devido ao ^{222}Rn e seus filhos presentes no ar do ambiente estudado. Ambas as contribuições dependem criticamente das condições ambientais.
No caso de detectores sensíveis a estas duas componentes (CR-39), o efeito do *plate-out* retira filhos do ^{222}Rn do ar e os deposita sobre o detector, podendo levar a uma superestimativa da atividade alfa no ar. Evidências teóricas e experimentais relataram que a distribuição

de traços na superfície do CR-39 não é homogênea, e que as bordas apresentam maior densidade de traços, isto devido ao *plate-out* [58]. Este efeito não ocorre com os detectores LR-115 devido a sua faixa de sensibilidade em energia (secção 2.4.1), podendo haver uma subestimativa da atividade alfa no ar.

3.1.2 Distribuição espacial, ventilação e aerosóis

O processo de difusão do radônio no ar de um local é bastante complexo e depende de muitos fatores, alguns deles ambientais, ocupacionais, e até hábitos culturais. Com tudo isso, se houver uma distribuição homogênea do ^{222}Rn (não afetada pelo plate-out), é impossível garantir que os filhos do ^{222}Rn estejam uniformemente distribuídos no ar ambiental.
Em geral sabe-se que a maior fonte de altas concentrações de radônio num local é devida às componentes do solo. Uma segunda fonte importante são os materiais de construção. Para ambientes de convívio humano, se espera que correntes de ar penetrem através de portas e janelas e exerçam uma influência significativa sobre as concentrações de ^{222}Rn e filhos no ar. Este efeito pode se dar de duas maneiras. A ventilação faz com que o ar interior esteja sempre se renovando por meio de troca entre o ar interno e externo, e também pode "*lançar*" filhos do ^{222}Rn contra as paredes e outras superfícies do ambiente, fazendo com que haja um aumento na retirada desses radionuclídeos do ar por meio do plate-out [18].
Os aerosóis, de composição muito variada, também podem ser encontrados em ambientes de convívio humano com tamanhos diferentes. A faixa de diâmetros destes aerosóis está entre 0,01 e 1 μm. As componentes destes aerosóis podem ser partículas de poeira, moléculas de resíduos industriais, H_2SO_4, e outros. O tipo de aerosóis em um local depende muito da localização geográfica e em geral do ambiente em si. A concentração destes aerosóis, num ambiente, fez com que os filhos de ^{222}Rn não se movimentem com um coeficiente de difusão específico.

3.2 Geometria de exposição para um SSNTD

A relação entre a densidade de traços ρ apresentada por um detector plástico (SSNTD) depois de um tempo de exposição t (num determinado ambiente) e a concentração média alfa A (nesse intervalo t), presente no ar desse ambiente ou depositada em alguma superfície, tem um carácter *geométrico* e pode ser analisada pela equação 3.1.

$$\rho = \int_V AtP_\alpha \varepsilon dV \tag{3.1}$$

onde ε é a eficiência intrínseca do detector, e P_α é a probabilidade de que uma partícula alfa emitida em um ponto do espaço, dV, tem de chegar até a superfície do detector.

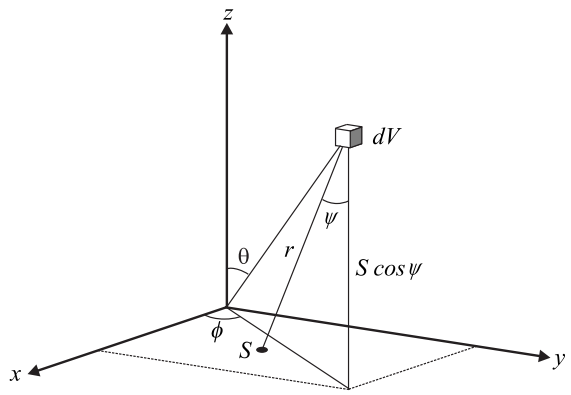

Figura 3.1: Representação gráfica das coordenadas de posição. O detector se encontra no plano xy.

A quantidade AtP_α é o número N de partículas α em um volume diferencial dV.
Uma boa aproximação para o cálculo de P_α é assumir que seja dada pela razão entre o ângulo sólido representado por S (em relação a dV) e o ângulo sólido representado por todas as direções (4π). O ângulo sólido representado por S pode ser calculado como $\frac{S\cos\psi}{r^2}$, onde r é a distância entre dV e S (figura 3.1).
Assim o número (N) de partículas α que atinge S seria:

$$\frac{N}{S} = \frac{1}{S}\left\{At\left[\frac{S\cos\psi/r^2}{4\pi}\right]\right\} \tag{3.2}$$

então para um dV a probabilidade de uma partícula α atingir S seria:

$$P_\alpha = \frac{\cos\psi}{4\pi r^2}. \tag{3.3}$$

Para um *caso geral*, podemos supor que a concentração média A dos átomos de radônio e filhos está distribuída de forma homogênea no espaço (como o ^{222}Rn nas proximidades do detector), e que o volume V está delimitado pelo alcance, R, das partículas α no ar. Assumimos também que o detector é exposto aberto (geometria 2π). Neste caso, podemos resolver a equação 3.1 em todo o *volume específico* onde todos os emissores α podem produzir traços no detector. Levando em conta isto integramos a equação 3.1 em coordenadas esféricas com $\psi = \phi$.

$$\rho = \int_0^{2\pi}\int_0^{\pi}\int_0^{R} At\varepsilon\left(\frac{\cos\phi}{4\pi r^2}\right) r^2 \operatorname{sen}\phi dr d\theta d\phi$$

$$\rho = \frac{1}{4}AtR\varepsilon \tag{3.4}$$

Isto quer dizer que, se temos a densidade de traços ρ no detector, o tempo de exposição t, o alcance R da partícula α no ar e a eficiência intrínseca de detecção ε do SSNTD, podemos calcular a concentração média A dos átomos de ^{222}Rn no ambiente de interesse.
Um fato importante é que a aplicação deste cálculo é impossível para o caso dos filhos de

^{222}Rn devido à depleção provocada pelo fenômeno do plate-out. Nessa situação, a concentração média depende das coordenadas espaciais ($A = A(r, \theta, \phi)$) e criticamente das condições ambientais.

3.3 Monitor de placas paralelas

A medida isolada da concentração do ^{222}Rn e de seus descendentes radioativos no ar pode ser obtida utilizando câmaras de difusão (subseção 2.2.2) com geometrias bem definidas junto com membranas permeáveis que permitam apenas a entrada do gás radônio no volume de detecção.

Uma geometria utilizada por S. R de Paulo [18], consiste em duas placas paralelas de acrílico (figura 2.2). O principio básico desta disposição experimental está no fato que a distância de separação entre as placas é muito menor que a distância percorrida pelos filhos do ^{222}Rn no ar, até chegar ao centro do monitor, onde se encontra o detector. Assim, os filhos não se difundem no interior do volume de detecção, ficando depositados nas placas. Portanto, a maioria dos traços registrados pelo detector, situado na parte central-interior dessa geometria, se deve às partículas α produzidas no decaimento do ^{222}Rn e seus filhos radioativos criados no ar interior.

No caso de exposições ambientais, um fator que pode favorecer a entrada de filhos de ^{222}Rn do ar externo para o interior do volume de detecção, é a ventilação. Para evitar isto é colocada uma membrana semi-permeável de PVC[3]que envolve o monitor completamente.

Uma análise geométrica deste monitor pode ser feita verificando-se se existe equilíbrio secular (de atividades) entre átomos de ^{222}Rn e seus descendentes no interior do volume de detecção. Se isso ocorre podemos relacionar a concentração média α de ^{222}Rn com a densidade de traços no SSNTD através da equação 3.1.

3.3.1 Análise geométrica

Para resolver a equação 3.1 nesta geometria de exposição, consideraremos a representação gráfica dada pela figura 3.2. Para facilitar o cálculo dividimos o espaço interior em duas partes I) emissões ocorridas no espaço delimitado por $0 \leq \theta \leq \arccos\left(\frac{d}{R}\right)$ e II) emissões ocorridas no espaço delimitado por $\arccos\left(\frac{d}{R}\right) \leq \theta \leq \frac{\pi}{2}$.

Vamos calcular então as densidades de traços separadamente, primeiro devido a partículas α produzidas no decaimento do ^{222}Rn e depois devido as partículas α do decaimento de seus filhos (^{218}Po e ^{214}Po).

[3]O filme utilizado como membrana semi-permeável foi da marca MasterPack transparente que tem uma espessura na ordem de micrômetros.

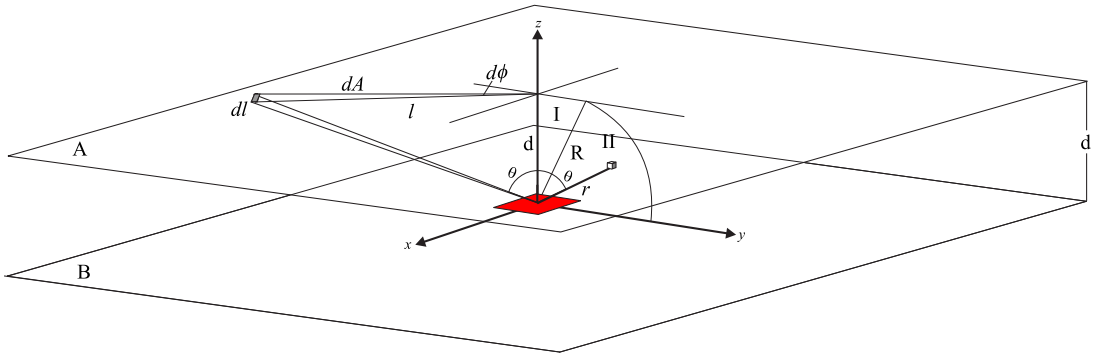

Figura 3.2: Esquema dos diferentes parâmetros envolvidos na análise geométrica do monitor de placas paralelas.

Densidade de traços devido ao ^{222}Rn

A densidade de traços ρ_0 devido ao ^{222}Rn pode ser calculada através da integração da equação 3.1 em duas partes onde o A_0 é a concentração média do ^{222}Rn no ar interno ao monitor.

$$\rho_0 = \int_V A_0 t P_\alpha \varepsilon dV = \rho_{0I} + \rho_{0II} \tag{3.5}$$

$$\rho_{0I} = \int_0^{2\pi} \int_0^{\arccos \frac{d}{R_0}} \int_0^{\frac{d}{\cos\theta}} A_0 t\varepsilon \left(\frac{\cos\theta}{4\pi r^2}\right) r^2 \operatorname{sen}\theta dr d\theta d\phi$$

$$\rho_{0II} = \int_0^{2\pi} \int_{\arccos \frac{d}{R_0}}^{\frac{\pi}{2}} \int_0^{R_0} A_0 t\varepsilon \left(\frac{\cos\theta}{4\pi r^2}\right) r^2 \operatorname{sen}\theta dr d\theta d\phi$$

$$\rho_0 = A_0 t\varepsilon \left[\frac{1}{2} d \left(1 - \frac{d}{R_0}\right) + \frac{d^2}{4R_0}\right]$$

$$\rho_0 = \frac{1}{2} A_0 t\varepsilon d \left(1 - \frac{d}{2R_0}\right) \tag{3.6}$$

Densidade de traços devido aos filhos do ^{222}Rn

A densidade de traços ρ_i devido aos filhos do ^{222}Rn pode ser calculada através da integração da equação 3.1. Mas aqui vamos supor que átomos de ^{218}Po e ^{214}Po estão totalmente depositados sobre as placas, incluindo a superfície do detector (isso é possível pelo fato que $d \leq$ DME das partículas α no ar). Assim, considerando o equilíbrio de atividades entre estes elementos, a concentração média por unidade de área na superfície do detector é

$$G_i = \frac{1}{2} A_i d = \frac{1}{2} A_0 d \tag{3.7}$$

onde i pode tomar valores de 1 e 3, os quais representam átomos de ^{218}Po e ^{214}Po respectivamente[4]. O fator $\frac{1}{2}$ representa o fato de que os átomos filhos do ^{222}Rn se distribuem em duas placas.
Então a densidade de traços devido aos filhos tem duas fontes:

1. devido aos átomos que estão na superfície interna da placa A

$$\rho_{iA} = \int\int G_i t\varepsilon \left(\frac{\cos\theta}{4\pi r^2}\right) dA \tag{3.8}$$

onde $dA = ldld\phi$ é um elemento de área sobre a placa A, e l é a distância entre um ponto sobre a placa A e o eixo z (figura 3.2).
Então l pode ser expresso em função de θ como $l = d\,\mathrm{tg}\,\theta$, para logo depois obter dA:

$$dA = d^2 \left(\frac{\mathrm{tg}\,\theta}{\cos^2\theta}\right) d\theta d\phi \tag{3.9}$$

com ajuda da equação 3.9 podemos integrar 3.8

$$\rho_{iA} = \int_0^{\arccos\frac{d}{R_i}} \int_0^{2\pi} G_i t\varepsilon \left(\frac{\cos\theta}{4\pi(d/\cos\theta)^2}\right) d^2 \frac{\mathrm{tg}\,\theta}{\cos^2\theta} d\theta d\phi$$

dando como resultado a equação 3.10

$$\rho_{iA} = \frac{1}{4} A_0 t\varepsilon d \left(1 - \frac{d}{R_i}\right) \tag{3.10}$$

2. devido aos átomos depositados na superfície do detector (ρ_{iB})

$$\rho_{iB} = \frac{1}{2} G_i t\varepsilon d = \frac{1}{4} A_0 t\varepsilon d \tag{3.11}$$

onde o fator $\frac{1}{2}$ inclue-se devido a que as emissões α se dão igualmente na direção da superfície do detector ou oposta a ela. Note-se que esta contribuição, denominada de *auto plate-out*, é praticamente nula para o detector LR-115 II descoberto, pois ele não responde a partículas α com energias acima de $\sim$4 MeV. O uso de atenuadores de energia, ou filtros, adequados permite a detecção dessa contribuição.

Agora somamos as equações 3.11 e 3.10 para obter a densidade total de traços devido aos filhos do ^{222}Rn.

$$\rho_i = \frac{1}{2} A_0 t\varepsilon d \left(1 - \frac{d}{2R_i}\right) \tag{3.12}$$

[4] O valor de $i = 2$ é atribuído ao elemento ^{214}Pb [59], que neste caso não é considerado, por ser emissor β, não detectável em nosso sistema.

Esta expressão é a mesma que obteríamos se considerassemos que os filhos do ^{222}Rn estão distribuídos de forma homogênea no ar entre as placas do monitor (equação 3.6). Ou seja, a relação geométrica entre a atividade α no interior do monitor e a densidade de traços no SSNTD tem uma forma única que é independente da posição dos átomos entre as placas do monitor. Assim, o fenômeno de *plate-out* tem pouca importância para esta geometria de exposição, podendo medir apenas ^{222}Rn e seus filhos criados depois do ingresso no volume do monitor.

Então, podemos dizer que o resultado desta análise são equações para ρ_0 e ρ_i que estabelecem relações bem definidas entre a densidade de traços apresentada pelo detector LR-115 II, no interior do volume de detecção, e a concentração do ^{222}Rn no ar do ambiente estudado. Isto implica que para tornar o detector LR-115 II apto à detecção da concentração do ^{222}Rn e filhos, através da geometria de exposição de placas paralelas, é necessário conhecer o valor da eficiência intrínseca ε, levando em conta detalhes experimentais envolvidos no processo de exposição e formação dos traços.

Uma equação que relaciona toda a análise anterior pode ser escrita como:

$$\rho = \frac{1}{2} A_0 t \varepsilon d \sum_{i=0,1,3} \left(1 - \frac{d}{2R_i}\right) \tag{3.13}$$

onde: $R_0 = 38,3$ mm, $R_1 = 45,2$ mm e $R_3 = 67,1$ mm [37] são os alcances máximos no ar (a pressão e temperatura normais) das partículas alfa, emitidas no decaimento radioativo do ^{222}Rn, ^{218}Po e ^{214}Po respectivamente.

O cálculo de ε pode ser feito de forma experimental ou teórica com diferentes técnicas e métodos.

3.4 Calibração do detector LR-115 II

Um processo de calibração consiste basicamente na determinação da resposta do detector estudado em relação a outro de referência, padrão ou de resposta conhecida. O resultado desta calibração é um *fator* que relaciona os dois sistemas de medida.

O método de maior uso na calibração de detectores do tipo SSNTD e a determinação do *fator de calibração* é realizado através de exposições a uma atmosfera conhecida que contenha o gás ^{222}Rn e seus descendentes. Essa atmosfera geralmente representa um local com condições ambientais controláveis, como taxa de ventilação, umidade e temperatura. Mas estas condições nem sempre são equivalentes às que serão encontradas em medidas de campo.

No processo de calibração, foi utilizada uma sala do Laboratório de Dosimetria do IFUSP, onde estão armazenadas fontes de ^{226}Ra em desuso e outras fontes radioativas diversas. Este local permanece fechado a maior parte do tempo, não tem janelas, e seu acesso é restrito. Este ambiente reúne boas características experimentais para nossa calibração.

A relação entre a densidade de traços ρ no SSNTD, o tempo de exposição t_e e a concentração média de emissores alfa A no ambiente foi determinada através da equação 3.14.

$$\rho = At_e f \tag{3.14}$$

onde f é o *fator de calibração* próprio do detector, que pode depender das condições ambientais.

3.4.1 Comportamento dos LR-115 II no monitor de placas paralelas

O monitor de placas paralelas foi submetido a uma atmosfera de ^{222}Rn e filhos durante diferentes intervalos de tempo (10, 18 e 35 dias de exposição) em distintas datas.
O motivo destas provas foi observar a resposta dos detectores LR-115 II, tanto na parte externa (detectores descobertos) como aqueles que ficaram no interior do volume de detecção (cobertos com folhas de alumínio fino e grosso).
Os monitores foram colados nas paredes da sala mencionada a 1,70 m de altura em três posições fixas de medida para todos os casos. A densidade de traços de cada detector é apresentada na tabela 3.1.
Na figura 3.3 apreciamos o gráfico da relação da densidade de traços no LR-115 II coberto por cada um dos atenuadores de alumínio. O comportamento de ambos é semelhante frente a partículas α provenientes do decaimento de radônio e filhos. A pequena dispersão dos pontos da figura 3.3 em relação à reta $x = y$ mostra a equivalência dos dois atenuadores.
A proporção entre as leituras nos detectores externo e interno varia de 5,0 e 7,9 nos resultados da tabela 3.1.
O comportamento da densidade de traços ρ dos diferentes detectores em relação do tempo de exposição pode ser apreciado na figura 3.4. Aqui podemos ver que o detector externo é sensível a variações ambientais externas, que os internos não podem detectar, justificando a variação encontrada nas razões entre densidades de traços.
O menor coeficiente linear foi do detector com alumínio grosso, com um valor de 91,3 traços cm^{-2}, e um coeficiente angular de 17,3 traços cm^{-2} dia^{-1}. Como a concentração de radônio foi constante no tempo, pode-se dizer que a concentração de emissores alfa é bem maior no exterior que no interior do volume de detecção. Esses resultados reforçam nossa hipótese de entrada exclusiva de radônio no volume de detecção.
A escolha do detector interno, a ser utilizado na determinação da concentração de radônio, foi feita levando em consideração a energia residual de uma partícula α incidente proveniente do decaimento do ^{222}Rn, ^{218}Po e ^{214}Po no detector LR-115 II, depois de atravessar 4 mm de ar e os atenuadores de alumínio respectivos, em incidência normal.
Para o detector coberto com alumínio fino (22 μm de espessura), esta análise mostrou que só as partículas α emitidas por átomos de ^{214}Po (no interior das placas A e B do monitor, figura 3.2) incidem no detector com energias de 4,5 e 4,8 MeV. Estas partículas não poderiam

Tabela 3.1: Exposição de 3 monitores placas paralelas na sala de fontes durante 35, 18 e 10 dias.

Identificação	Condição do detector	35 dias	18 dias	10 dias
		ρ (10^2 traços cm^{-2})		
Monitor 1	Externo	4,08 ± 0,17	1,78 ± 0,11	1,43 ± 0,07
	Al Fino	0,71 ± 0,07	0,34 ± 0,05	0,32 ± 0,04
	Al Grosso	0,73 ± 0,06	0,30 ± 0,05	0,26 ± 0,04
Monitor 2	Externo	3,93 ± 0,16	2,37 ± 0,12	1,80 ± 0,08
	Al Fino	0,56 ± 0,07	0,44 ± 0,06	0,29 ± 0,04
	Al Grosso	0,58 ± 0,07	0,47 ± 0,06	0,26 ± 0,04
Monitor 3	Externo	4,10 ± 0,17	2,39 ± 0,10	2,14 ± 0,15
	Al Fino	0,81 ± 0,08	0,34 ± 0,05	0,27 ± 0,03
	Al Grosso	0,78 ± 0,08	0,44 ± 0,06	0,28 ± 0,05

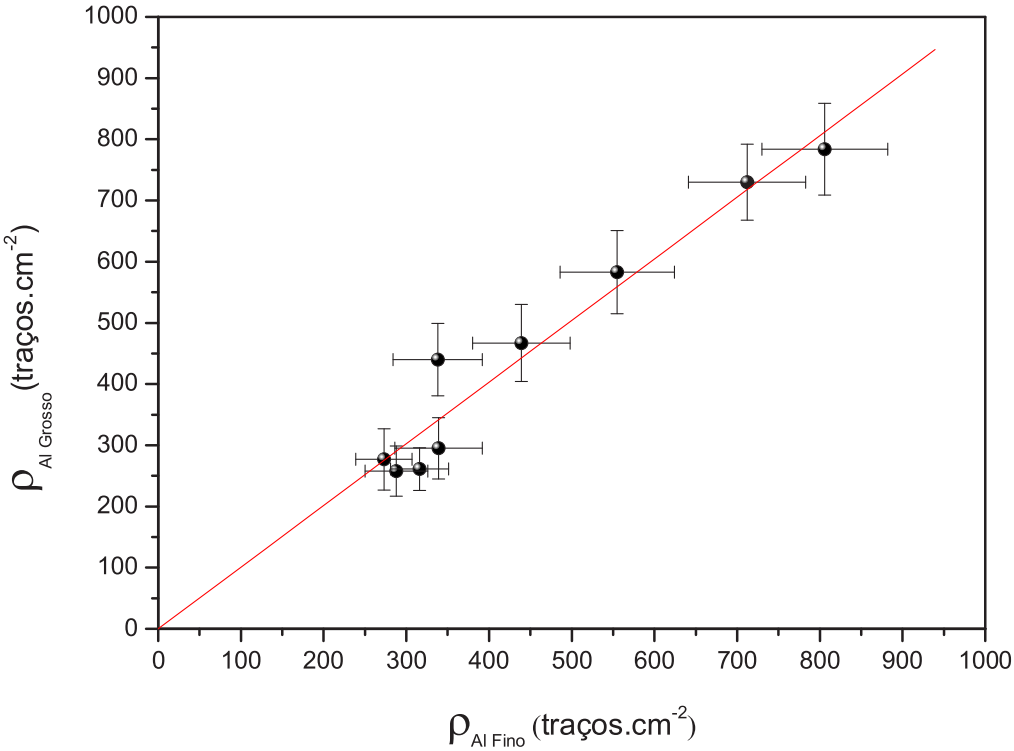

Figura 3.3: Relação de densidades de traços dos detectores cobertos com alumínio fino e grosso no volume de detecção do monitor de placas paralelas. Uma reta com coeficiente angular 1,0 e linear 0,0 foi colocada para guiar os olhos.

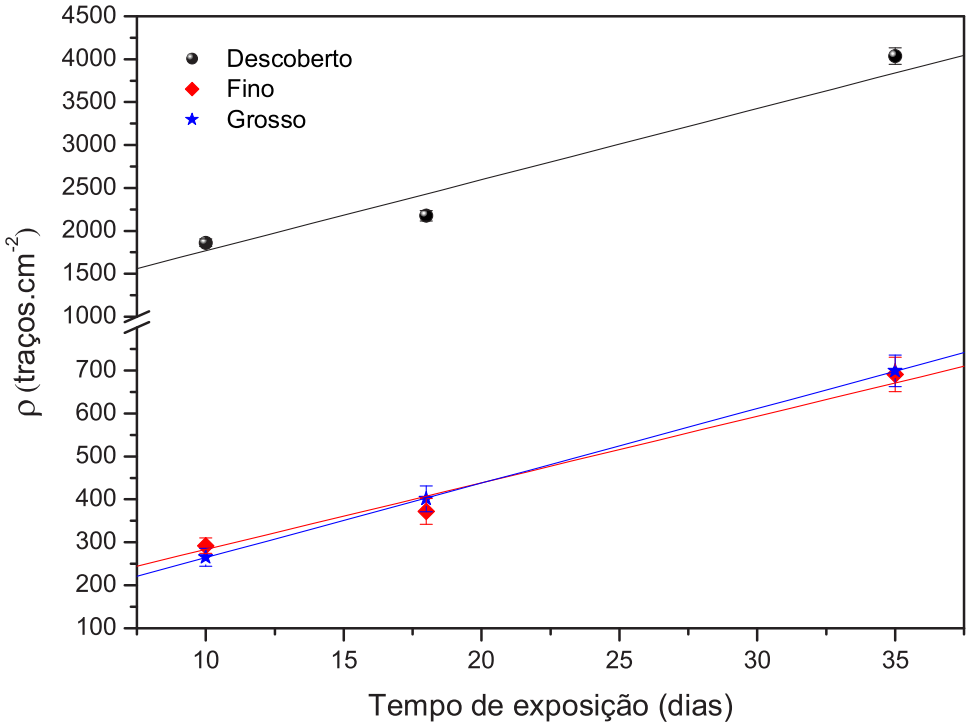

Figura 3.4: Relação de densidades de traços dos detectores expostos no exterior e interior do monitor de placas paralelas para diferentes tempos de exposição.

ser detectadas, devido à faixa sensível em energia do LR-115 II.

Este fato não ocorre completamente com o detector coberto com alumínio grosso (25 μm de espessura). Neste caso, só partículas α provenientes dos átomos de ^{214}Po que estiveram na placa B, chegam ao detector LR-115 II com energia de 4,4 MeV. A probabilidade destas partículas serem detectadas é pequena.

Assim, a escolha do detector coberto com alumínio grosso foi feita levando em conta a maior probabilidade de detecção de traços.

3.4.2 Calibração relativa

Uma calibração relativa utilizando dois tipos de detectores plásticos em monitores distintos foi feita.

No processo de calibração foram expostos simultaneamente dois tipos de monitores ambientais: o monitor de placas paralelas (detectores LR-115 II cobertos com alumínio grosso, ver figura 2.2) e o monitor NRPB/SSI (detector CR-39, ver figura 2.3).

Foram colocados 6 monitores NRPB/SSI e 4 monitores de placas paralelas em diversas posições dentro da mesma sala. Todos ficaram a 1,70 m do solo, alguns pendurados e ou-

tros colados na parede. As exposições foram feitas durante um tempo de 10,5 dias em duas condições ambientais: com e sem ventilação forçada.

Calibração sem ventilação

Para os CR-39 expostos nos monitores NRPB/SSI, a atividade média de ^{222}Rn foi calculada com o fator de calibração próprio do monitor, dado na subseção 2.4.5, equação 2.1, dando como resultado:

$$A_{sv} = (1,54 \pm 0,21) kBq.m^{-3}. \tag{3.15}$$

Assim, com o uso deste valor para a concentração de ^{222}Rn para a sala de fontes, podemos calcular um fator de calibração f_{sv} para o LR-115 II coberto com alumínio grosso

$$f_{sv} = (0,68 \pm 0,10) \frac{tracos.m^3}{cm^2.kBq.h} \ . \tag{3.16}$$

Calibração com ventilação

De forma similar ao caso anterior, tanto os detectores CR-39 e LR-115 II foram expostos em suas respectivas geometrias de exposição. Mas neste caso, um ventilador foi colocado na sala de calibração, voltado para o interior dela.
O ventilador utilizado é de uso comum, e a taxa de ventilação utilizada foi escolhida de maneira que o movimento do ar no ambiente fosse homogêneo e constante. O ventilador esteve ligado durante todo o tempo de exposição.
Neste caso a atividade média de ^{222}Rn obtida com os monitores NRPB/SSI foi:

$$A_{cv} = (1,00 \pm 0,15) kBq.m^{-3} \tag{3.17}$$

e o fator de calibração f_{cv} para o LR-115 II no interior do monitor de placas paralelas é:

$$f_{cv} = (0,73 \pm 0,18) \frac{tracos.m^3}{cm^2.kBq.h}. \tag{3.18}$$

Como era esperado, notou-se uma variação na concentração do radônio na sala devido à ação da ventilação. Isto se deve a que o ambiente não é completamente isolado, ele apresenta pequenas trocas de ar através do teto e porta.
Este resultado é de especial interesse, pois mostra que a resposta do monitor de placas paralelas é independente das taxas de ventilação no ambiente, ao menos na faixa estudada.

Para obter um *fator de calibração* "f_o" que relacione as duas condições experimentais de calibração, calculamos a média ponderada dos resultados 3.16 e 3.18.

$$f_o = (0,70 \pm 0,09)\frac{tracos.m^3}{cm^2.kBq.h}. \tag{3.19}$$

Este valor de f_o será utilizado posteriormente para obter as concentrações de ^{222}Rn nos diferentes ambientes de trabalho monitorados.

4

Resultados e discussão

Neste capítulo apresentamos os resultados experimentais do monitoramento da taxa de dose gama ambiental e da concentração de ^{222}Rn nos diferentes locais estudados de acordo com o método de medida utilizado. Em primeiro lugar apresentamos as medidas TL com diferentes partes no tratamento de dados experimentais e curvas de calibração, logo depois as leituras *in situ* com contador manual Geiger-Müller, e finalmente os resultados das concentrações do ^{222}Rn nos locais monitorados.

Os monitores ambientais de placas paralelas foram recolhidos sem inconvenientes de todos os locais de medida, a menos de um monitor que não foi encontrado, pois o ambiente onde foi colocado sofreu uma reforma total durante o período de exposição.

4.1 Dosimetria TL

Para avaliar as flutuações na TL, tanto pela quantidade de pó como do sinal TL em si (doses baixas), foram feitas 5 leituras de cada amostra de LiF.

O pó de LiF:Mg,Cu,P usado neste trabalho recebeu um único tratamento térmico (240 °C por uma hora) um dia antes de colocar os monitores nos ambientes de trabalho. O pó para avaliação de sinal de fundo foi guardado em um *castelinho* de chumbo no laboratório de dosimetria do IFUSP. A dose de fundo foi avaliada e descontada de todas a medidas.

O total de leituras TL foi dividido em duas séries de medida, uma para os centros de radioterapia e outra para o Metrô. Isto devido à quantidade de leituras e ao tempo relativamente longo tomado por cada uma destas. Além disso, foram levantadas curvas de calibração no

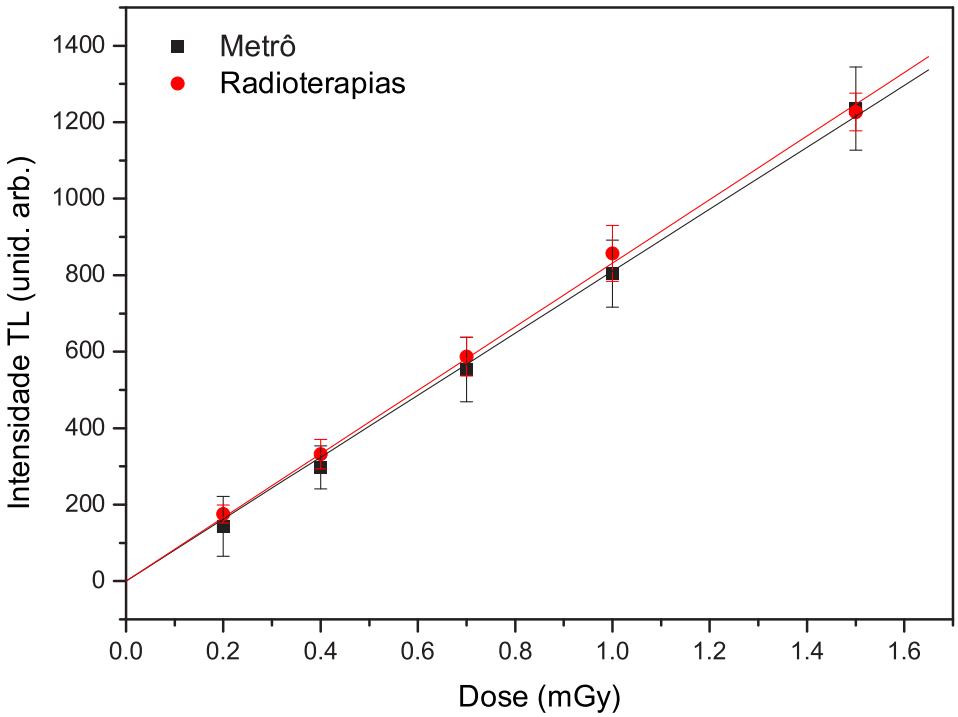

Figura 4.1: Curvas de calibração para as séries de medida feitas para o Metrô e Radioterapias.

Tabela 4.1: Valores dos coeficientes angulares a das curvas de calibração ajustadas em cada série de medida.

Grupo de medida	a (cont./mGy)	TL de fundo (cont.)
Estações do Metrô	810 ± 10	206 ± 19
Centros de radioterapia	829 ± 26	152 ± 10

começo, no meio e ao final de cada série para obter leituras confiáveis que correspondam à dose calculada. Na figura 4.1 e a tabela 4.1 são apresentados as curvas de calibração e os coeficientes angulares, com as leituras de fundo de cada série de medida.

Os valores das contagens TL e sua respectiva conversão a taxa de dose absorvida para os ambientes monitorados nas estações do Metrô e nos centros de radioterapia são apresentados nas tabelas 4.2 e 4.3 respectivamente. As incertezas de todos os valores apresentados foram calculadas pelas fórmulas usuais de propagação de incertezas.

Os histogramas de cada série de medida são apresentados na figura 4.2. A taxa de dose média para o Metrô foi de 0,216 μGy h^{-1} e de 0,225 μGy h^{-1} para as radioterapias. Valores da dispersão, σ, são 17 nGy h^{-1} e 38 nGy h^{-1} para os locais do Metrô e Radioterapias respectivamente. Esta diferença na dispersão se deve fundamentalmente à diferença nas características ambientais e de construção dos dois grupos de medida. Os ambientes do Metrô têm, todos

Tabela 4.2: Contagens TL do LiF:Mg,Cu,P e sua respectiva taxa de dose absorvida para ambientes monitorados nas estações do Metrô.

Estação	Local	Int. TL (Contagens)	Taxa de dose (μGy h^{-1})	Taxa de dose* (μSv h^{-1})
Paraíso	Copa	701 ± 66	**0,240 ± 0,023**	0,27
	Corredor de acesso	685 ± 64	0,233 ± 0,022	0,26
Consolação	Copa	680 ± 19	0,233 ± 0,006	0,17
	Sala do supervisor	694 ± 18	0,236 ± 0,007	0,22
Clínicas	Copa	669 ± 31	0,228 ± 0,010	0,21
	Sala do supervisor	626 ± 26	0,211 ± 0,010	0,25
República	Copa	716 ± 37	0,229 ± 0,012	0,25
	Sala do supervisor	689 ± 33	0,220 ± 0,011	0,24
Sé	Copa	658 ± 52	0,210 ± 0,017	0,17
	Sala do supervisor	601 ± 31	0,192 ± 0,010	0,18
Tiradentes	Copa	679 ± 17	0,217 ± 0,006	0,21
	Sala do supervisor	609 ± 30	0,195 ± 0,010	0,18
São Bento	Copa	639 ± 51	0,204 ± 0,016	0,15
	Sala do supervisor	592 ± 14	**0,189 ± 0,005**	0,15
	Sala de máquinas	620 ± 42	0,198 ± 0,016	0,16

*Taxa de dose gama média medida com o detector Geiger no momento da retirada dos detectores TL.

as mesmas características em materiais de construção e arquitetura. Isto não ocorre no caso dos ambientes dos centros de radioterapia, devido a suas diferentes posições geográficas na cidade, as diversas disposições no interior do centro hospitalar, e características em arquitetura e construção de cada sala monitorada. Na figura 4.3 podemos ver a distribuição de frequências dos valores de taxa de dose das duas séries de medida. O valor médio de todo este conjunto (Metrô e Radioterapias) é de 220 nGy h^{-1} com um desvio padrão de 31 nGy h^{-1}.

Em um trabalho anterior, a dose de radiação gama ambiental foi medida na cidade de São Paulo, usando um espectrômetro gama [6]. As medidas nesse trabalho reportaram um valor médio da taxa de dose absorvida de (88 ± 2) nGy h^{-1} para ambientes ao ar livre, e (129 ± 2) nGy h^{-1} para locais fechados. Nesta comparação os ambientes de maior semelhança, ao Metrô e radioterapias, são as agências de bancos (fechadas e com muito concreto ao redor) que têm uma média de 138 nGy h^{-1}, e uma faixa de variação de 110 a 240 nGy h^{-1}. Estes resultados médios são consideravelmente menores que os obtidos neste trabalho, mas os intervalos de variação se assemelham.

Outros trabalhos similares feitos recentemente em Nigéria, Bulgária e Hong Kong reporta-

Tabela 4.3: Contagens TL do LiF:Mg,Cu,P e sua respectiva taxa de dose absorvida para ambientes monitorados nos centros de radioterapia.

Instituição	Local	Int. TL (Contagens)	Taxa de dose (μGy h^{-1})	Taxa de dose$^{\diamond}$ (μSv h^{-1})
Radioterapia 1	Sala 1.1	512 ± 33	0,192 ± 0,014	0,19
	Sala 1.2	488 ± 34	0,183 ± 0,014	0,23
Radioterapia 2	Sala 2.1	592 ± 27	0,222 ± 0,012	0,28
	Sala 2.2	729 ± 14	0,273 ± 0,010	0,16 - 0,32
Radioterapia 3	Sala 3.1	395 ± 22	**0,148 ± 0,009**	0,20
	Sala 3.2	500 ± 32	0,187 ± 0,013	0,18
	Sala 3.3	457 ± 27	0,171 ± 0,011	0,33 - 0,58
Radioterapia 4	Sala 4.1	627 ± 58	0,236 ± 0,023	0,33
	Sala 4.2	665 ± 64	0,249 ± 0,025	0,35 - 0,83
Radioterapia 5	Sala 5.1	677 ± 53	0,258 ± 0,022	0,33
	Sala 5.2	618 ± 29	0,235 ± 0,013	0,30
Radioterapia 6	Sala 6.1	661 ± 25	0,255 ± 0,013	0,23
	Sala 6.2	643 ± 14	0,248 ± 0,010	0,25
Radioterapia 7	Sala 7.1	600 ± 51	0,230 ± 0,021	0,24
	Sala 7.2	759 ± 34	**0,291 ± 0,016**	0,25 - 0,97
Radioterapia 8	Sala 8.1	519 ± 28	0,217 ± 0,013	0,24

$^{\diamond}$Taxa de dose gama média medida com o detector Geiger no momento da retirada dos detectores TL. Os ambientes que ficam perto das salas de tratamento apresentam muita flutuação nos valores medidos.

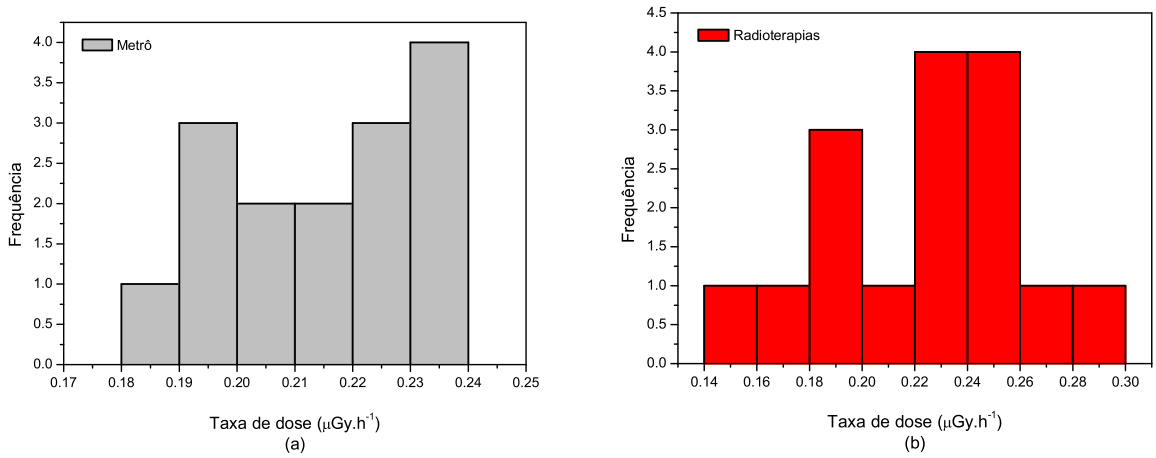

Figura 4.2: Histograma das taxas de dose gama ambiental. (a) Metrô (b) Radioterapias.

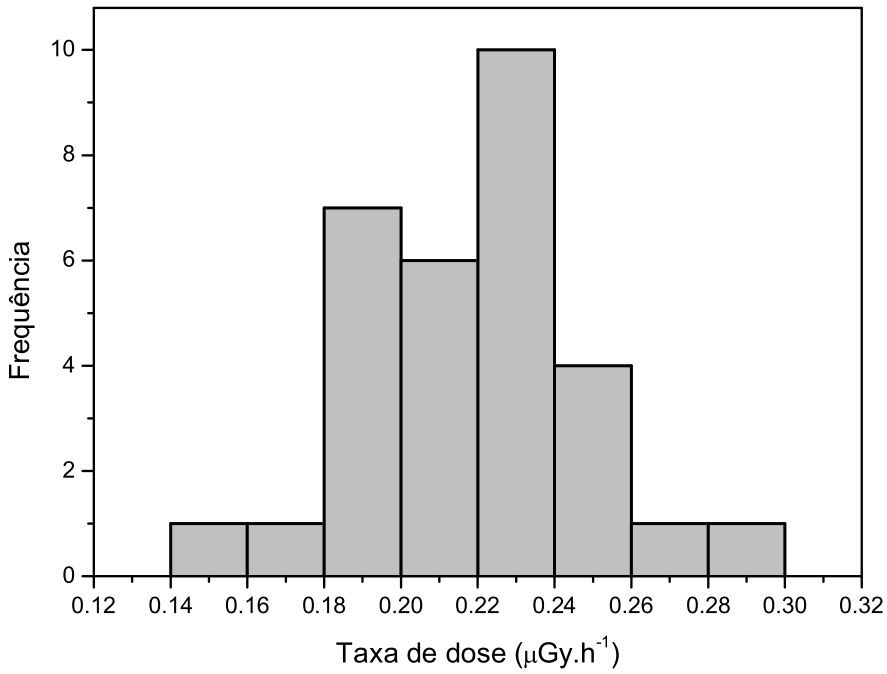

Figura 4.3: Histograma das taxas de dose gama dos diferentes ambientes monitorados.

ram valores médios muito parecidos aos apresentados neste trabalho, o que é justificável por serem ambientes com muito concreto [35, 60, 61].

4.1.1 Medidas *in situ* com o contador Geiger Müller

As medidas da taxa de dose *in situ* foram feitas colocando o contador Geiger perto da posição do monitor ambiental de placas paralelas. Devido a estabilidade do equipamento, todas as medidas foram realizadas depois de 2 minutos da sua colocação na posição de medida (1,5 m acima do solo).

Os resultados obtidos na maioria dos locais das estações do Metrô foram iguais aos dados obtidos com dosimetria TL (ver última coluna das tabelas 4.2 e 4.3). Notou-se, também, uma alta flutuação instantânea da dose gama nos locais dos centros de radioterapia, principalmente naqueles que ficam perto das salas de tratamento. Em alguns casos as leituras instantâneas foram até 5 vezes mais altas que os valores médios.

Como os valores médios obtidos para as salas de trabalho das radioterapias não são distintos dos valores nas salas das estações do Metrô, a influência desses picos de dose não é significativa em tempos longos de medida, predominando a componente γ da radiação ambiental.

4.2 Concentração de ^{222}Rn

Para obter resultados confiáveis na determinação das densidades de traços de cada detector LR-115 II, foi feita uma média da densidade de 200 campos retangulares de 466 x 344 μm^2, a incerteza desse conjunto foi avaliada pela estatística de Poisson.

Durante a manipulação dos detectores, tivemos um sério problema com os detectores descobertos (*externos*) ver figura 2.2. Este detector foi fixado na superfície externa do monitor com uma fita adesiva dupla face para evitar que decolasse durante o período de exposição (5 meses). Passado esse tempo, os detectores foram retirados com ajuda de uma espátula, cuidando para não danificar a parte sensível. Mas esse procedimento fez com que o substrato sensível ficasse menos aderido à base de polyester, tal que no momento do ataque químico toda a camada sensível do detector foi retirada. A perda desta informação foi inevitável, pois esse comportamento só foi notado depois de realizado o ataque químico.

Os valores das densidades efetivas de traços dos detectores LR-115 II cobertos com alumínio grosso, o tempo de exposição e sua respectiva conversão a concentração[1] de ^{222}Rn para ambientes nas estações do Metrô e centros de radioterapia, são apresentados nas tabelas 4.4 e 4.5 respectivamente.

Na figura 4.4 podemos ver a distribuição de frequências dos valores da concentração de ^{222}Rn para as duas séries de medida. Os valores da concentração de ^{222}Rn para os ambientes nas estações do Metrô são todos similares, com um valor médio de 0,81 kBq m^{-3} e o desvio padrão 0,04 kBq m^{-3}, que é $\sim$5 % do valor médio. Já as concentrações nos centros de radioterapia têm uma flutuação absoluta e relativa mais alta, o valor médio do conjunto é 0,66 kBq m^{-3} com um desvio padrão de 0,08 kBq m^{-3} ($\sim$12 % do valor médio).

Um trabalho recente desenvolvido por A. A. R. Da Silva [21] obteve valores da concentração de ^{222}Rn e filhos de domicílios da cidade de São Paulo. O valor médio desse levantamento foi de 147 Bq m^{-3} e o desvio padrão de 112 Bq m^{-3}, para a concentração de alfa total, onde o valor máximo foi de 561 kBq m^{-3}. Os valores obtidos nesta dissertação são amplamente maiores e menos variados.

Um trabalho similar ao nosso foi feito em túneis do Metrô de Caracas - Venezuela. Os resultados deste estudo relataram um valor médio da concentração de radônio de 30 Bq m^{-3}, que são consideravelmente menores, comparados com os obtidos nesta dissertação. Uma diferença, na metodologia foi que as medidas foram feitas em lugares com alta ventilação provocada pelo passagem dos trens, e alta taxa de troca de ar interior com o exterior. Os monitores ambientais usados nesse trabalho foram do tipo NRPB [62].

Outro estudo similar ao nosso foi feito em uma escavação subterránea do Metrô de Helsinque em 1972. Os resultados desse estudo relataram valores de concentração de radônio entre 4 e 7 kBq m^{-3}.

[1] O cálculo destes valores foi feito com o uso do fator f_o dado pela equação 3.19.

Tabela 4.4: Densidade de traços no LR-115 II coberto com alumínio grosso e sua conversão a concentração de ^{222}Rn para ambientes nas estações do Metrô.

Estação	Local	ρ_{LR115} traços cm^{-2}	t_e h	A kBq m^{-3}
Paraíso	Copa	2162 ± 71	3624	**0,86 ± 0,11**
	Corredor de acesso	1950 ± 72	3624	0,78 ± 0,10
Consolação	Copa	1769 ± 66	3624	**0,70 ± 0,09**
	Sala do Supervisor	2128 ± 70	3624	0,85 ± 0,11
Clínicas	Copa	2035 ± 72	3624	0,81 ± 0,11
	Sala do Supervisor	2010 ± 73	3624	0,80 ± 0,10
República	Copa	2081 ± 68	3864	0,78 ± 0,10
	Sala do Supervisor	2258 ± 69	3864	0,84 ± 0,11
Sé	Copa	2207 ± 71	3864	0,82 ± 0,11
	Sala do Supervisor	2133 ± 69	3864	0,80 ± 0,10
Tiradentes	Copa	2171 ± 71	3864	0,81 ± 0,10
	Sala do Supervisor	2180 ± 70	3864	0,81 ± 0,11
São Bento	Copa	2237 ± 78	3864	0,84 ± 0,11
	Sala do Supervisor	2156 ± 72	3864	0,81 ± 0,10
	Sala de Máquinas	2050 ± 70	3864	0,77 ± 0,10

4.3 Comparação dos métodos utilizados

Tanto as estruturas do Metrô como os centros de radioterapia estão feitos com grande quantidade de concreto. Aproximadamente 72% destes locais ficam no subsolo a diferentes profundidades (ver tabela 2.1).

No Metrô, todas as copas estão revestidas de azulejos brancos e apresentam uma porta de acesso com uma pequena janela. A ventilação nestes locais é feita apenas por dois ventiladores, que estão ligados apenas nos dias de calor. Por outro lado, as salas dos supervisores são ambientes pequenos, fechados (em alguns casos sem janelas), e muito concreto ao redor. A ventilação é feita com um ventilador ligado permanentemente.

Esperava-se valores altos de concentração, mas não tão altos. Isto possivelmente pode-se dever a outros fatores que afetam a concentração de ^{222}Rn. Um desses fatores pode ser a taxa de troca de ar interior com o exterior. Outros fatores ambientais como a temperatura e umidade relativa não foram medidas, mas é possível que influenciem na concentração de radônio nesses locais. Na figura 4.5 apresentamos a relação entre a taxa de dose gama e as concentrações de ^{222}Rn nas estações do Metrô e nos centros de radioterapia. Esta figura mostra a inexistência de uma correlação entre as grandezas medidas. Ou seja, o solo e o material de construção desses locais não têm concentração de radionuclídeos que justifique

Tabela 4.5: Densidade de traços no LR-115 II coberto com alumínio grosso e sua conversão a concentração de ^{222}Rn para ambientes nos centros de radioterapia.

Instituição	Local	ρ_{LR115} traços cm^{-2}	t_e h	A kBq m^{-3}
Radioterapia 1	Sala 1.1	1750 ± 65	3216	**0,79 ± 0,10**
	Sala 1.2	1400 ± 58	3216	0,63 ± 0,08
Radioterapia 2	Sala 2.1	1502 ± 62	3216	0,67 ± 0,09
	Sala 2.2	1751 ± 65	3216	**0,79 ± 0,10**
Radioterapia 3	Sala 3.1	1416 ± 62	3216	0,64 ± 0,08
	Sala 3.2	1365 ± 58	3216	0,61 ± 0,08
	Sala 3.3	1382 ± 57	3216	0,62 ± 0,08
Radioterapia 4	Sala 4.1	1399 ± 61	3216	0,63 ± 0,08
	Sala 4.2	1235 ± 55	3216	**0,55 ± 0,07**
Radioterapia 5	Sala 5.1	1231 ± 55	3168	0,56 ± 0,07
	Sala 5.2	1409 ± 56	3168	0,64 ± 0,08
Radioterapia 6	Sala 6.1	1474 ± 58	3120	0,68 ± 0,09
	Sala 6.2	1691 ± 74	3120	0,78 ± 0,10
Radioterapia 7	Sala 7.1	1267 ± 56	3144	0,58 ± 0,08
	Sala 7.2	1295 ± 58	3144	0,59 ± 0,08
Radioterapia 8	Sala 8.1	1536 ± 60	2880	0,77 ± 0,10

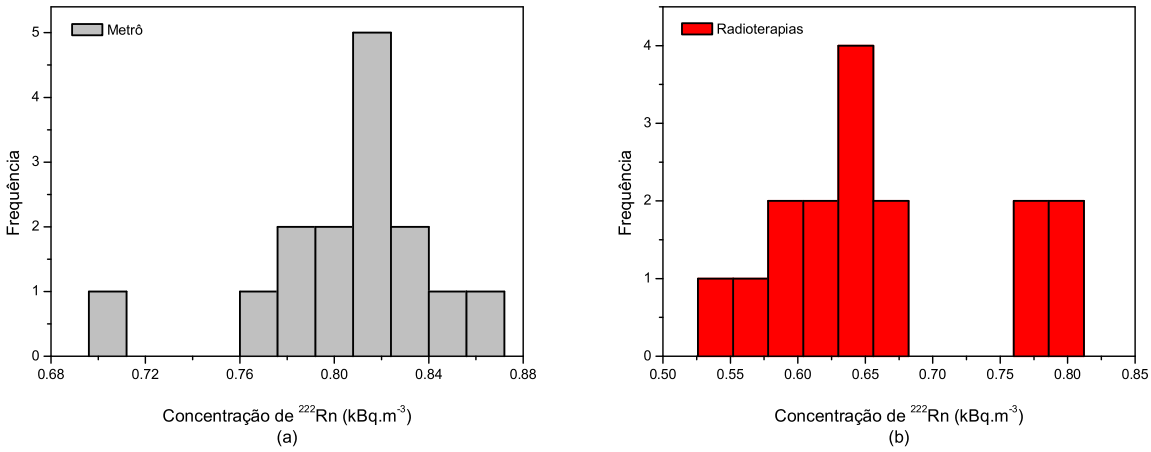

Figura 4.4: Histograma da concentração de ^{222}Rn dos diferentes ambientes monitorados. (a) Metrô (b) Radioterapias.

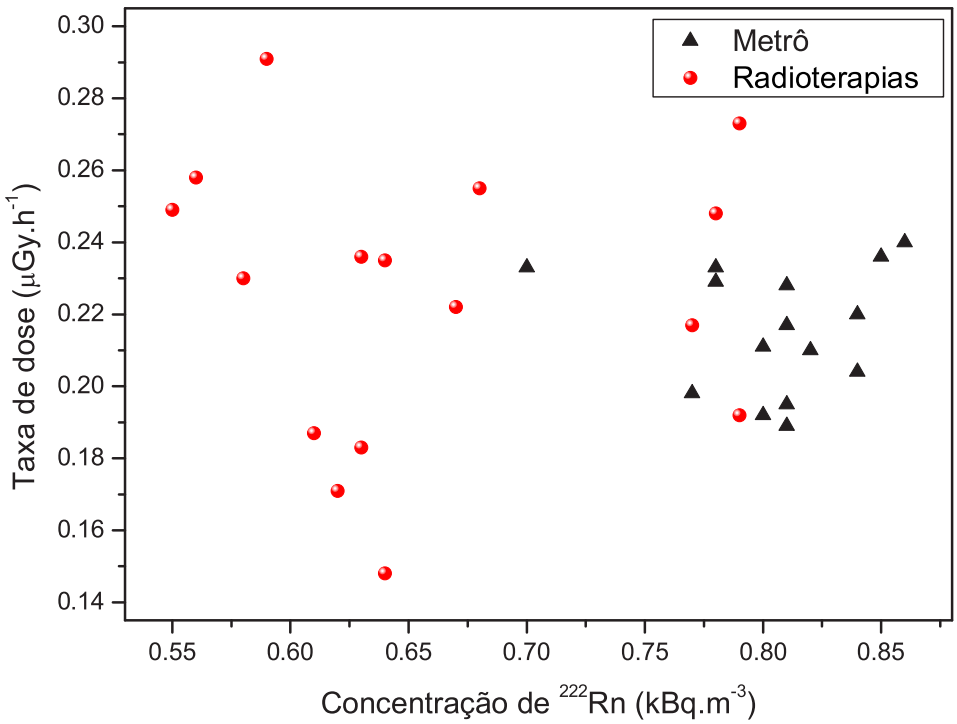

Figura 4.5: Relação entre a taxa de dose gama e as concentrações de ^{222}Rn nas estações do Metrô e nos centros de radioterapia.

por si só as altas concentrações de radônio.

4.3.1 Influência do torônio

A inalação de filhos do radônio de meia vida curta (^{218}Po e ^{214}Po) e os produtos de decaimento do torônio alfa emissores (^{216}Po, ^{212}Po e ^{212}Bi) em casas, locais ao ar livre e ambientes de trabalho, dão grande contribuição à dose devida à radiação natural. Segundo a literatura, a exposição à radiação devido à inalação de filhos do torônio pode ser estimada entre 10 a 20% comparada com a exposição devido aos filhos do radônio [63, 64]. A pequena troca de ar com o ambiente externo deve ser a principal causa dos valores de concentração de radônio. Em condições normais, onde a concentração de ^{238}U e ^{232}Th (no solo) são da mesma ordem de grandeza, a taxa de emanação do ^{222}Rn é muito maior que a do ^{220}Rn. Locais com altas concentrações de tório no solo apresentam certas diferenças na homogeneidade da concentração de cada gás. Assim, uma concentração de ^{222}Rn pode ser considerada constante dentro de um ambiente pouco ventilado. Isso não ocorre para o ^{220}Rn devido à sua meia vida muito baixa (55,6 s), existindo uma maior concentração nas proximidades da parede [64]. Locais onde a concentração de tório, no solo, é muito maior que a do urânio são bem co-

nhecidos no mundo [2]. Na cidade de São Paulo, recentes medidas elaboradas em nosso laboratório apontam uma concentração no solo de aproximadamente 40% maior de tório em relação à de urânio [65].

Para nosso caso, o monitor de placas paralelas utilizado, é muito eficiente para impedir a entrada de filhos de radônio no volume de detecção em condições de pouca ventilação. Mas, se a concentração de torônio nos ambientes monitorados for significativa, poderia também haver a entrada de ^{220}Rn no volume de detecção do monitor (que não ocorreu na situação de calibração). Não foi possível testar a entrada de torônio no monitor pela dificuldade em obter fontes com emanação controlada desse gás.

Nessa situação, também as partículas α do ^{220}Rn, ^{216}Po e ^{212}Bi (produzidas após da passagem do filme de PVC) poderiam ser detectadas depois de atravessar os filtros de alumínio. A influência na medida seria um aumento da densidade de traços no detector LR-115 II.

Nas condições de teste dos monitores de placas paralelas (subseção 3.4.1), a presença do torônio pode ser considerada insignificante, devido às características do ambiente (sala com fontes de ^{226}Ra). Assim, este fato nos leva a supor que pode existir uma componente que faça diferença nas duas condições de exposição: processo de calibração e medida nos ambientes de trabalho. Além disso, podem existir outros fatores ambientais que influenciem na medida da concentração de radônio. Fatores como: a distribuição relativa dos filhos do radônio no ar, tamanho e distribuição de aerosóis no ambiente, o plate-out e a composição e comportamento do ar da atmosfera (umidade, pressão, temperatura, excesso de outros gases e turbulência do ar).

5

Conclusões

Neste capítulo apresentamos as principais conclusões obtidas neste trabalho. Também é apresentada uma primeira estimativa da dose efetiva devido a concentrações de radônio nos ambientes estudados e algumas sugestões para futuros trabalhos.

5.1 Conclusões

O estudo das diferentes componentes da radiação natural no ambiente é muito complexo. Uma avaliação completa precisa levar em conta diversos fatores ambientais, que podem influenciar nas medidas de campo. Entretanto, é possível ir além de um estudo específico quando se utilizam técnicas que possibilitem avaliar componentes de maior predomínio na taxa de dose gama e a concentração de radônio em ambientes ocupados por seres humanos.

A metodologia, baseada no uso do detector plástico LR-115 II, para detecção de ^{222}Rn em ambientes de trabalho fechados, levando em conta efeitos de plate-out, demonstrou ser aplicável no processo de calibração e no monitoramento de campo.

A análise geométrica feita para o monitor de placas paralelas resultou em equações que relacionam a atividade do ^{222}Rn e de seus filhos radioativos, com a densidade de traços do SSNTD no interior do monitor. Estas equações têm forma única e são independentes da posição dos átomos no interior do volume de detecção. Assim, o fenômeno de *plate-out* tem pouca importância nesta geometria de exposição, podendo medir unicamente ^{222}Rn e seus filhos criados depois do ingresso no monitor.

No estudo em laboratório do comportamento dos detectores LR-115 II, afixados no monitor de placas paralelas, coberto com filme fino de PVC, notou-se que o detector externo descoberto é sensível a variações de concentrações de radônio e filhos no ambiente de calibração. Já os detectores internos, somente percebem a variação da concentração de radônio. Este resultado reforçou nossa hipótese da entrada só de radônio no volume de detecção obtida através da análise geométrica.

No processo de calibração relativa do monitor de placas paralelas em relação ao monitor NRPB/SSI, verificou-se uma resposta independente do detector LR-115 II (coberto com alumínio grosso) frente a mudanças nas taxas de ventilação no ambiente, pelo menos na faixa estudada. Notou-se também um comportamento linear na densidade de traços do LR-115 II interno em relação ao tempo de exposição.
O resultado desta calibração forneceu o fator de calibração, $f_0 = (0,70 \pm 0,09) \frac{tracos.m^3}{cm^2.kBq.h}$, para a densidade de traços no detector coberto com folha de alumínio de 25 μm de espessura. Este fator foi utilizado na determinação da concentração de ^{222}Rn nos ambientes monitorados.

Na dosimetria gama, com o uso do LiF:Mg,Cu,P, os resultados mostraram uma taxa de dose média de 216 e 225 nGy h^{-1} para os locais do Metrô e centros de radioterapia respectivamente. Os valores da dispersão destes dois grupos foram 17 nGy h^{-1} para o Metrô e 38 nGy h^{-1} para as radioterapias. Esta diferença pode ser atribuída à desigualdade em arquitetura e materiais de construção de cada conjunto de locais, e também devido à presença de aceleradores e fontes gama no caso dos centros de radioterapia.
Os resultados da taxa de dose gama ambiental obtidos com o uso do contador Geiger Müller, na maioria de casos, foram coerentes com os dados obtidos com dosimetria TL, para tempos longos. Observou-se alta flutuação instantânea das leituras nos ambientes das radioterapias, que ficam perto das salas de tratamento, mas estas variações não foram percebidas na avaliação da taxa de dose gama total pelo método TL, tendo talvez contribuído para o alargamento da distribuição de taxas de dose.

A possibilidade da existência de torônio (^{220}Rn) nos ambientes estudados faz com que as hipóteses adotadas no trabalho mudem. Assim, é possível que a contribuição do ^{220}Rn e filhos seja comparável com a contribuição do ^{222}Rn e seus descendentes radioativos. Portanto, para avaliar corretamente a dose recebida pelas pessoas que trabalham nos ambientes estudados, é preciso que também se avalie a contribuição do ^{220}Rn e filhos.

Um problema, no estudo da concentração alfa total, foi a perda da informação contida nos detectores que foram expostos na parte externa do monitor de placas paralelas (detectores descobertos). Esta perda deveu-se a uma manipulação incorreta do detector, que não foi relatado na literatura até agora. Com essa experiência pudemos confirmar que o detector LR-115 II é muito frágil, e deve ser manipulado com muito cuidado em futuros experimentos, sobretudo quando seja utilizado em medidas de campo por vários meses.

Os valores obtidos da concentração de ^{222}Rn são altos em relação aos valores médios mun-

diais. Eles estão dentro dos intervalos de intervenção definidos pelo ICRP para 40 horas semanais de permanência em ambientes de trabalho (500 até 1500 Bq m^{-3}) [13, p. 24]. Neste ponto, lembremos que o pessoal que trabalha nos locais monitorados das estações do Metrô, não são considerados ocupacionalmente expostos, que os monitores usados são ambientais e não pessoais e que certamente, as pessoas não ficam 40 horas por semana em um mesmo ambiente, sendo necessário supor um tempo efetivo de permanência diário mais real. O UNSCEAR, no ano 2000, definiu os fatores de equilíbrio entre o radônio e filhos, dando valores de 0,4 para ambientes fechados e 0,6 para ambientes ao ar livre. O fator de conversão a dose efetiva média anual foi definida como 9,0 nSv (Bq h $m^{-3})^{-1}$ [2, p. 105-108].
Para a situação acima descrita, estes fatores de equilíbrio foram obtidos através de estudos epidemiológicos, que consideram exposições de radônio a trabalhadores em minas, enquanto os coeficientes de dose efetiva foram obtidos mediante avaliações de dados experimentais provenientes de técnicas de medida baseadas em teorias de dano às partes mais sensíveis do aparelho respiratório.
Os fatores de equilíbrio mencionados anteriormente podem ser bem diferentes daqueles dos ambientes estudados, devido, principalmente, às possíveis diferenças na distribuição de aerosóis, mudanças de temperatura e umidade relativa em cada um dos locais.
Uma estimativa da dose efetiva média anual pode ser calculada supondo uma permanência média efetiva de 15 horas por semana (3 horas por dia) de um funcionário no local de trabalho. Assim, uma dose média de 2,9 mSv por ano poderia ser recebida por um trabalhador do Metrô devido ao gás radônio. Para as radioterapias a dose média poderia ser de 2,4 mSv por ano.
Estes valores estão abaixo do intervalo de intervenção aceito pelo ICRP (3 até 10 mSv) para ambientes de trabalho. No Brasil as Diretrizes Básicas de Radioproteção da CNEN (Comissão Nacional de Energia Nuclear) não contemplam as doses resultantes de exposições naturais [66].

A medida da concentração de ^{222}Rn, realizada neste trabalho precisa uma análise mais profunda para a melhoria da metodologia. Portanto, o estudo será repetido avaliando-se também a concentração de filhos de radônio no ambiente, com uma calibração que use detectores passivos e um detector ativo para confirmar os resultados obtidos.

5.2 Propostas para futuros trabalhos

- Monitoramento dos mesmos locais, mas agora com o monitor ambiental NRPB/SSI e o LR-115 II externo para verificar os valores de concentração de ^{222}Rn obtidos nesta dissertação. Em especial tendo cuidado de considerar características ambientais de locais de trabalho fechados.

- Utilizar métodos ativos de medida de radônio e filhos, levando em conta a possível

contribuição do torônio e seus descendentes radioativos.

- Fazer medidas em outros ambientes de trabalho, como oficinas, escritórios, etc. Sempre levando em conta a permanência continua de trabalhadores no local.
- Desenvolver um programa de microcomputador para simular os diferentes parâmetros envolvidos no processo de detecção do LR-115 II no interior do monitor de placas paralelas.
- Fazer un levantamento específico para trabalhadores nos locais estudados com monitores individuais e ambientais.

Anexo A

Questionário de características dos ambientes monitorados

Referências Bibliográficas

[1] M. Gaines. Radiation and risk. *New Scientist*, 129:1–4, 18 Março 2000.

[2] UNSCEAR 2000. Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly. Report, UNSCEAR, 2000. With Scientific Annexes.

[3] Centros de textos electrónico S. A. Dosis de Radiación. Relatório técnico, Consejo de Seguridad Nuclear, 1992.

[4] E. Okuno. *Radiação: Efeitos, Riscos e Benefícios.* HARBRA ltda., 1988.

[5] M. Eisenbud. *Environmental Radioactivity.* Academic Press. Inc., 3ra edição, 1987.

[6] E. M. Yoshimura, S. M. Otsubo, e R. E. R. Oliveira. Gamma ray contribution to the ambient dose rate in the city of São Paulo, Brazil. *Radiation Measurements*, 38(1):51–57, 2004.

[7] M. Wilkening. *Radon in the Enviroment.* Studies in the Environmental Science 40, 1990.

[8] N. X. Thang et al. Radon transport equation in earth's crust. *Radiation Measurements*, 25(1-4):661–663, 1995.

[9] C. Y. H. Chao et al. Determination of radon emanation and back diffusion characteristics of building materials in small chamber test. *Radiation Measurements*, 32(4):355–362, 1997.

[10] M. M. Monnin e J. L. Seidel. Physical models related to radon emission in connection with dynamic manifestations in the upper terrestrial crust: a review. *Radiation Measurements*, 28(1-6):703–712, 1997.

[11] G. Martinelli. Gas geochemistry and ^{222}Rn migration processes. *Radiation Protection Dosimetry*, 78(1):77–82, 1998.

[12] I. Cozmuta et al. Moisture dependence of radon transport in concrete: measurements and modeling. *Health Physics*, 85(4):438–456, 2003.

[13] ICRP 65. Protection Against Radon - 222 at Home and at Work. Report 65, International Commission on Radiological Protection, 1993.

[14] B. L. Cohen. Test of the linear-no threshold theory of radiation cancirogenis for inhaled radon decay products. *Health Physics*, 68(2):157–174, 1995.

[15] Special Issue. Radiation hormesis. *Health Physics*, 52(3), 1987.

[16] G. S. Baker e D. G. Hoel. Corrections in the atomic bomb data to examine low dose risk. *Health Physics*, 85(6):709–719, 2003.

[17] J. Skowronek e B. Zemla. Epidemiology of lung and larynx cancers in coal mines in upper Silesia–Preliminary results. *Health Physics*, 85(3):365–370, 2003.

[18] S. R. Paulo. *Dosimetria ambiental de ^{222}Rn e filhos: medida da eficiência absoluta do CR-39 levando-se em conta os efeitos do plate-out e fatores ambientais.* Tese de Doutorado, Instituto de Física Gleb Wataghin da Universidade de Campinas, Campinas, 1991.

[19] M. Markkanen et al. Radon in Workplaces. Third European ALARA Network Workshop, 2000.

[20] ICRU. Fundamental Quantities and Units for Ionizing Radiation. Report 60, International Commission on Radiation Units and Measurements, 1998.

[21] A. A. R. Da Silva e E. M. Yoshimura. Radon and progeny in the city of São Paulo - Brazil. *Radiation Measurements*, 2004. Submetido para publicação.

[22] V. Ditlov. The evolution of track theory throughout the history of the international solid state detector conferences. *Radiation Measurements*, 1(34):19–26, 2001.

[23] L. T. Yaginuma. *Desenvolvimento dos métodos de medida do radônio em ambientes fechados.* Dissertação de Mestrado, Departamento de Geologia, Física e Matemática da Universidade de São Paulo, Riberão Preto, 1993.

[24] V. A. Nikolaev e R. Ilić. Etched track radiometers in radon measurements: a review. *Radiation Measurements*, 1(30):1–13, 1999.

[25] J. P. Y. Ho et al. Differentiation between tracks and damages in SSNTD under the atomic force microscope. *Radiation Measurements*, 1(36):155–159, 2003.

[26] J. C. H. Miles. Calibration and standaritation of etched track detectors. In Radon Measurements by Etched Track Detectors. *Applications to Radiation Protection*, páginas 143–154, 1997.

[27] F. Bagnoli et al. Further studies on sensitivity of a LR-115 based radon dosemeter. *Radiation Measurements*, 1(34):207–210, 2001.

[28] F. D. G. Rocha e L. V. E. Caldas. Alpha particle radiation detection with LiF:Mg,Cu,P TL detectors using the TSEE technique. *Applied Radiation and Isotopes*, 50(1):769–772, 1999.

[29] A. A. R. Da Silva. *Determinação da concentração de ^{222}Rn e filhos em ambientes fechados com detectores plásticos.* Dissertação de Mestrado, Instituto de Física da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

[30] J. W. Thomas. Modification of the Tsivoglou Method of radon daughters in air. *Health Physics*, 9(5):113–122, 1970.

[31] H. A. Khan et al. Passive dosimetry of radon and its daughters using solid state nuclear track detectors (SSNTDs). *Radiation Protection Dosimetry*, 46(3):149–170, 1993.

[32] L. Tommasino. Passive sampling and monitoring of radon and other gases. *Radiation Protection Dosimetry*, 78(1):55–58, 1998.

[33] H. A. Khan e L. E. Qureshi. SSNTD Applications in science and technology - a brief review. *Radiation Measurements*, 31(1):26–26, 1999.

[34] L. Sajó-Bohus et al. Environmental gamma and radon dosimetry in Venezuela. *Radiation Measurements*, 31(1):283–286, 1999.

[35] O. S. Ajayi. Environmental gamma radiation indoors at Akure, Southwestern Nigeria. *Journal of Environmental Radioactivity*, 50(1):263–266, 2000.

[36] M. Idrish Miah. Environmental gamma radiation measurements in Bangladeshi houses. *Radiation Measurements*, 38(1):277–280, 2004.

[37] J. P. Biersack e J. F. Ziegler. Calculation code SRIM 2003, 2003.

[38] B. Aharmim et al. Intrinsic effiency of LR-115 in alpha particles detection: Simulations and experiments. *Radiation Measurements*, 1(307–313), 2002.

[39] C. W. Y. Yip et al. Effects of stirring on the bulk etch rate of LR 115 detector. *Radiation Measurements*, 1(37):197–200, 2003.

[40] D. Nikezić e C. Baixeras. Radon, radon progeny and equilibrium factor determination using an LR-115 detector. *Radiation Measurements*, 2(26):203–213, 1996.

[41] S. Djeffal et al. Design of a radon measuring device based on the diffusion principle using LR-115 detector. *Radiation Measurements*, 1–6(28):629–632, 1997.

[42] D. Marocco e F. Bochicchio. Experimental determination of LR-115 detector efficiency for exposure to alpha particles. *Radiation Measurements*, 1(34):509–512, 2001.

[43] A. A. R. Da Silva e E. M. Yoshimura. Track analysis system for application in alpha particle detection with plastic detectors. *Radiation Measurements*, 2004. Aceito para publicação.

[44] C. W. Y. Yip et al. A fast method to measure the thickness of removed layer from etching of SSNTD based on EDXRF. *Radiation Measurements*, 1(36):161–164, 2003.

[45] J. C. Hadler et al. A possibility of monitoring indoor radon daughters by using CR-39 as an alpha-spectrometer. *Radiation Measurements*, 25(1-4):609–610, 1995.

[46] C. Orlando et al. A passive radon dosemeter suitable for workplaces. *Radiation Protection Dosimetry*, 102(2):163–168, 2002.

[47] T. Nakajima et al. Development of a new highly sensitive LiF thermoluminescence dosimeter and its applications. *Nuclear Instruments and Methods*, (157):155–162, 1978.

[48] E. G. Yukihara. Tltools. Laboratório de Dosimetria - IFUSP, 1999. Software.

[49] A. El-Hussein et al. Radiation Dose to the Human Respiratory Tract from Inhalation of Radon-222 and its Progeny. *Radiation Measurements*, 49(7):783–790, 1998.

[50] R. S. Neman et al. Measurement of indoor ^{222}Rn using CR-39 under a thin film geometry. *Radiation Measurements*, 1(34):145–148, 2001.

[51] J. C. Hadler e S. R. Paulo. Indoor radon daughter contamination monitoring: the absolute efficiency of CR-39 taking into account the plateout effect and environmental conditions. *Radiation Protection Dosimetry*, 51(4):283–296, 1994.

[52] G. D. Hardcastle et al. NRPB Etched-track Detectors for Area Monitoring of Radon. National Radiological Protection Board, Chilton, Didcot, April 1996.

[53] D. T. Bartlett et al. The NRPB radon personal dosimetry service. *Journal of Radiological Protection*, 8(1):19–24, 1988.

[54] M. Lorenz. *Operating Manual for the FAG FH 40 F1-F6 Radiameter*. FAG Kugelfischer Georg Schäfer KGaA, 1986.

[55] S. Mayaki et al. Effects of gamma irradiation on cellulose nitrate LR 115 Type II. *Radiation Measurements*, 26(5):657–661, 1996.

[56] A. K. M. J. Burke. *Estudo da emanação de radônio em amostras de concreto com composições diferentes*. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

[57] W. H. Marlow. Electrical charge in radon daughter deposition: a critical review. *Radiation Protection Dosimetry*, 24(1-4):211–215, 1988.

[58] S. R. Paulo et al. Simulating radon daughters diffusion through the air and their depletion on material surfaces. *Radiation Measurements*, 34(1):517–519, 2001.

[59] M. Godoy et al. Effects of environmental conditions on the radon daughters spatial distribution. *Radiation Measurements*, 35(1):213–221, 2002.

[60] D. Klein et al. New radon and gamma device using TLD and SSNTD to carry out monitoring in the environment. *Radiation Measurements*, 31(1):319–324, 1999.

[61] K. N. Yu et al. Indoor radon and environmental gamma radiation in Hong Kong. *Radiation Protection Dosimetry*, 40(4):259–263, 1992.

[62] J. Liendo et al. Radon monitoring for health studies in the Caracas subway using SSNTDs. *Radiation Measurements*, 28(1-6):729–732, 1997.

[63] J. Porstendorfer. Physical parameters and dose factors of the radon and thoron decay products. *Radiation Protection Dosimetry*, 94(4):365–373, 2001.

[64] T. Yamasaki et al. Distribuitions of thoron progeny concentrations in dwellings. *Radiation Protection Dosimetry*, 59(2):135–140, 1995.

[65] F. H. M. Medeiros. *Radiação gama no solo da cidade de São Paulo e aplicações dosimétricas*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Física da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

[66] CNEN. Diretrizes básicas de radioproteção. Publicação, Comissão Nacional de Energia Nuclear, 1988.