

Universidade de São Paulo
Instituto de Física

**RADÔNIO E FILHOS EM RESIDÊNCIAS
DA CIDADE DE SÃO PAULO**

Almy Anacleto Rodrigues da Silva

INSTITUTO DE FÍSICA

Serviço de Biblioteca e Informação

Tombo: T4284

*Tese de Doutorado apresentada ao
Instituto de Física da Universidade de
São Paulo para obtenção do Título de
Doutor em Ciências*

SBI-IFUSP



305M810T4284

Orientadora
Profa. Dra. Elisabeth Mateus Yoshimura

São Paulo
2005


Prof. Armando Corbani Ferraz
Presidente da Comissão de Pós Graduação

26/09/03/05.

Universidade de São Paulo
Instituto de Física

**RADÔNIO E FILHOS EM RESIDÊNCIAS
DA CIDADE DE SÃO PAULO**

Almy Anacleto Rodrigues da Silva

*Tese de Doutorado apresentada ao
Instituto de Física da Universidade de
São Paulo para obtenção do Título de
Doutor em Ciências*



Orientadora

Profa. Dra. Elisabeth Mateus Yoshimura

Banca Examinadora:

Profa. Dra. Elisabeth Mateus Yoshimura (IFUSP)
Prof. Dr. Sérgio Roberto de Paulo (UFMT)
Prof. Dr. Nemitala Added (IFUSP)
Prof. Dr. Francisco Yukio Hiodo (IAG/USP)
Prof. Dra. Brigitte Roxana Soreanu Pecequilo (IPEN)



São Paulo
2005

539.752

S 586 r

D

ex. 1

FICHA CATALOGRÁFICA

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

Da Silva, Almy Anacleto Rodrigues

Radônio e Filhos em Residências da Cidade de São
Paulo. São Paulo - 2005

Tese (Doutoramento) - Universidade de São Paulo
Instituto de Física - Departamento de Física Nuclear

Orientador: Profa. Dra. Elisabeth Mateus Yoshimura
Área de Concentração: Física

Unitermos

1. Radioatividade natural – Radônio;
2. Radioproteção;
3. Detecção de partículas – detector plástico.

USP/IF/SBI-021/2005

Dedico este trabalho

*a meu pai,
a minha mãe
e a minha esposa Eliane*

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha esposa pelo apoio e compreensão durante estes anos de estudo. A sua companhia, sua força de vontade e o amor que compartilhamos foram os meus maiores incentivos. Não acho justo apenas meu nome na capa desse trabalho... Saiba que se não fosse você ou por você esse trabalho não teria uma conclusão.

Agradeço à minha família: Neli, Geny, Vilany, Valdely, Valny e meus sobrinhos, pelo amor e carinho que me deram, por ajudar em minha educação e formação, e pelo apoio incondicional durante este trabalho.

A meus pais e meu irmão, mais distantes, fica a vontade de um abraço de agradecimento...

À Grinha, fundamental em tudo isso aqui, Lelé e Beth pelo apoio e acolhimento desde o tempo da graduação. Ao Marcos pelas sugestões e discussões nem sempre sobre Física. Por vocês, o Valdenor e agora o Gustavo sou muito grato pela família que ganhei.

À Kamila, companheira de sempre, por permitir que eu trabalhasse até tarde diversas vezes.

À Maria Isabel que me acolheu como filho.

A todos aqueles que, como a Márcia, Ricardo, Patrícia, Valdely, Edna e Enio, sempre torceram para que esse trabalho ficasse completo logo.

Ao pessoal do Laboratório de Dosimetria pelo acolhimento e companheirismo.

À Beth, Fernando, Lívia, Morlotti e Roberto por enfrentar comigo os finais de semana convencendo moradores a ajudar nesta pesquisa.

Ao pessoal do IPDR pela compreensão nas minhas ausências.

Ao Marcelo pelo interesse no meu trabalho, pelas dicas importantes, mas principalmente pelo companheirismo e amizade em todos esses anos de estudo.

À Emico pelo incentivo e confiança e sua disposição de nos ensinar.

À Beth pela oportunidade que me deu em fazer parte do grupo de dosimetria, pela orientação sempre dedicada, além da confiança que demonstrou por mim.

Agradeço também a contribuição dessas pessoas que tornaram possível a realização deste trabalho:

As pessoas que permitiram a exposição dos monitores em suas residências;

Prof. Júlio, Rodrigo, Sandro e Pedro (UNICAMP) pelas sugestões e discussões durante a realização deste trabalho;

Profa. Brigitte Roxana S. Pecequilo e Márcia Campos (IPEN), Prof. Fernando Brenha Ribeiro e Fábio (IAG) pelos equipamentos emprestados e orientações que permitiram as medidas na câmara de ^{222}Rn .

Alex e Silvana (Ecafix) no auxílio na montagem do sistema de análise de imagens.

Prof. João D. T. Arruda Neto por permitir o uso do microscópio;

Os funcionários do IFUSP pela atenção e pela disposição em nos ajudar;

CNPq e FAPESP pelo auxílio financeiro.

RESUMO

As doses resultantes da contaminação ambiental por radônio e seus filhos em residências geram discussões entre pesquisadores sobre os reais danos biológicos que elas possam causar. De um lado as agências de proteção radiológica adotam o modelo proposto por vários pesquisadores de que qualquer dose, por menor que seja, pode produzir dano. Por outro lado, outros cientistas acham desnecessárias medidas restritivas pois os danos biológicos só seriam prováveis para doses bem mais altas que aquelas ocasionadas em exposições residenciais. Independente da relação entre dose e efeito, a disponibilidade de dados sobre concentrações em residências serve de base para que estudos epidemiológicos possam ser realizados, e uma melhor análise dos efeitos biológicos de baixas doses se efetive.

O objetivo deste trabalho é contribuir para a dosimetria de radônio e filhos através da determinação da concentração média de radônio e dos filhos alfa emissores em residências da cidade de São Paulo. Foram efetuadas medidas separadas da concentração de ^{222}Rn e da concentração total de emissores alfa no ar, também foram realizadas estimativas da dose gama durante o estudo. Com as concentrações medidas foi possível a estimativa da concentração de filhos de radônio (^{218}Po e ^{214}Po), os elementos que mais contribuem para a dose no corpo humano.

Para a realização deste trabalho foram utilizados monitores passivos de ^{222}Rn com detectores plásticos LR115 e CR39, e detectores termoluminescentes. Três métodos diferentes de medida da concentração em separado de ^{222}Rn foram testados, sendo dois com LR115 e um com CR39. Os detectores plásticos foram analisados em um sistema semi-automático de análise de imagens.

Foram realizadas duas exposições de aproximadamente seis meses (em 2003 e 2004) em residências da cidade São Paulo e um total de 170 residências foi monitorado. A média geométrica da concentração de ^{222}Rn obtida na cidade foi 25 Bq.m^{-3} . Valores entre 11 e 109 Bq.m^{-3} foram encontrados. O resultado verificado na cidade de São Paulo é menor que a média mundial, é aproximadamente 1/3 da concentração média encontrada na Europa e, é comparável a outros valores na América do Sul.

Foi feita uma análise das concentrações obtidas de acordo com as características das residências e posição geográfica na cidade. Os resultados apontam que locais com maior ventilação, mais afastados do solo e com piso de carpete ou madeira apresentam menores níveis de contaminação ambiental. Por outro lado, menor taxa de ventilação, localização em andares térreos e pisos de cimento ou cerâmica contribuem para o aumento das concentrações. Houve pequena variação das concentrações com relação à posição geográfica na cidade, sendo que as maiores concentrações foram encontradas no extremo sul da cidade nos distritos de Parelheiros e Grajaú. Não foi encontrada correlação entre a concentração total de emissores alfa e a taxa de dose gama.

A média geométrica da concentração de filhos de radônio no ar resultou em 77 Bq.m^{-3} . O valor encontrado para a contribuição dos filhos de radônio na concentração total de emissores alfa é muito significativo, aproximadamente 70% do total, maior que o verificado em estudo similar. Também não foi encontrada forte correlação entre a concentração de ^{222}Rn e a de filhos no ar, o que indica a necessidade da determinação das duas componentes para uma dosimetria mais adequada.

ABSTRACT

There are several discussions among scientists about the actual biological effects that doses due to radon and progeny contamination in residences can cause. Radiation protection agencies adopted the model proposed by various scientists, that any dose, with no threshold, might produce biological damage. On the other hand, other scientists believe that very restrict laws are excessive, because damages would be possible only for doses higher than those received in dwellings. Regardless of the dose-effect relation, data about radon concentration in residences are important and are a base for epidemiological studies that improve the knowledge about biological effects of low doses.

The aim of this work is to contribute to radon and daughters' dosimetry by the assessment of radon and progeny (alpha emitters) concentration in dwellings of the city of São Paulo. Radon concentration was measured separately from total alpha emission concentration in air. Also, gamma doses were evaluated during this study. With the measured concentrations it was possible to estimate the concentration of radon progeny (^{218}Po and ^{214}Po), the radionuclides which most contribute to the human dose.

Monitoring was carried out using time-integrated passive ^{222}Rn monitors with LR115 and CR39 plastic detectors, and thermoluminescent detectors. Three methods of radon concentration measurements were tested, two based on LR115 and the third with CR39. Plastic detectors were analyzed with a semi-automatic image analysis system.

Two exposures were made during approximately six months (in 2003 and 2004) in dwellings in the city of São Paulo. 170 residences were monitored. Results show a geometric mean of $25 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ for ^{222}Rn concentration. Values ranged from 11 to $109 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. The result is lower than the world average, it is approximately 1/3 of the average concentration in the Europe, and it is comparable to other results in South America.

An analysis of radon and progeny concentrations in relation to residence characteristics and geographic position was made. Results point that places with good ventilation, second floor constructions and carpet or wood floor covering present lower concentrations. On the other hand, low ventilation rate, ground floor construction, and cement or ceramics covering contribute to higher radon and progeny concentration. There was low variation of levels with the geographic position in the city, and the higher concentrations were found in the south of the city, in Parelheiros and Grajaú districts. No correlation was found between total alpha emission concentration and gamma dose rate.

Results of progeny concentration in the air show geometric mean of $77 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. The contribution of radon daughters to the total alpha emission concentration is very significant, approximately 70%, higher than the value found in a similar work. No strong correlation was found between ^{222}Rn concentration and progeny concentration in the air, indicating that the determination of both the concentrations is necessary for a more adequate dosimetry.

SUMÁRIO

1 - INTRODUÇÃO	1
1.1 - Considerações Iniciais	1
1.2 - O Radônio	4
1.3 - Contaminação ambiental por radônio e filhos	6
1.4 - Objetivos	9
2 - MATERIAIS E MÉTODOS	11
2.1 - Detectores plásticos	11
2.1.1 - LR115	13
2.1.2 - CR39	14
2.1.3 - Exposição dos detectores	15
2.1.4 - Ataque químico	16
2.2 - Monitores de radônio	17
2.2.1 - Monitor de placas paralelas	17
2.2.2 - Monitor tipo copo	19
2.2.3 - Monitor NRPB/SSI	20
2.2.4 - Metodologia de exposição	22
2.3 - Sistemas de irradiação	24
2.3.1 - Fonte de ^{241}Am	24
2.3.2 - Fontes de ^{222}Rn	24
2.3.3 - Câmara de ^{222}Rn	25
2.4 - Sistema de aquisição e análise de imagens	27
2.4.1 - Método para detecção dos traços em detectores LR115	30
2.5 - Exposições em residências da cidade de São Paulo	34
3 - RESULTADOS	37
3.1 - Detecção de traços e estimativa de energia alfa com LR115	37
3.1.1 - Aplicação em monitores de placas paralelas	42
3.2 - Monitor tipo copo	45
3.3 - Monitor NRPB/SSI	47
3.4 - Amostra das residências sorteadas	50
3.5 - Concentrações medidas de emissores alfa total, ^{222}Rn , e de filhos no ar	52
3.5.1 - Resultados - primeira exposição	52
3.5.2 - Resultados - segunda exposição	55
3.5.2.1 - Avaliação do monitor tipo copo em exposições residenciais	55
3.5.2.2 - Concentração de ^{222}Rn e concentração total de emissores alfa	57
4 - DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	60
4.1 - Monitores de placas paralelas e tipo copo	60
4.2 - Correlação entre concentração total de emissores alfa e dose gama	61
4.3 - Concentrações de ^{222}Rn e de filhos na cidade de São Paulo	63
5 - CONCLUSÕES	71
6 - SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS	74
7 - ANEXOS	75
8 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	85
9 - APÊNDICES	91

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1: Série radioativa do ^{238}U	5
Figura 2.1: Monitor de placas paralelas: duas placas quadradas de acrílico de 14 x 14 cm ² dispostas paralelamente com distância de 4 mm. Um detector LR115 protegido por alumínio e colado internamente para medida em separado de ^{222}Rn . Outro detector posicionado na parte externa mede a concentração total de emissores alfa.	18
Figura 2.2: Monitor tipo copo: cilindro de alumínio com 5,0 cm de altura e 3,2 cm de diâmetro com dois orifícios na tampa com aproximadamente 2 mm de diâmetro.	20
Figura 2.3: Monitor NRPB/SSI, câmara de difusão de polipropileno condutor com aproximadamente 5,5 cm de diâmetro e 2,0 cm de altura.	21
Figura 2.4: Câmara de ^{222}Rn . Reservatório cilíndrico onde é colocada uma fonte de ^{226}Ra . 26	
Figura 2.5: (a) - Imagem digitalizada de uma pequena área de um detector LR115 irradiado com partículas alfa de ^{241}Am . Em (b) está a imagem binária correspondente produzida pelo programa Q-Win após o processo de detecção dos eventos.	30
Figura 2.6: Medidas relativas do nível de cinza de uma linha que passa no meio de traço escuro (a) e claro (b). A abscissa representa a posição ao longo do traço e a ordenada, o nível de cinza. As linhas pontilhadas exemplificam os níveis que poderiam ser escolhidos para a detecção dos traços.	31
Figura 2.7: Exemplo da aplicação do filtro " <i>Blackflood</i> " em uma imagem de um traço perfurado.	32
Figura 2.8: Exemplo da colocação de filtros vermelhos antes da aquisição digitalizada da imagem.	33
Figura 2.9: Exemplo da aplicação dos filtros vermelhos antes da detecção da imagem e do filtro " <i>Blackflood</i> " após sua aquisição. A linha pontilhada indica o nível de cinza que poderia ser escolhido como limite (<i>black</i>) para detecção dos eventos.	33
Figura 3.1: Variação da área de traços circulares em detectores LR115 em função da energia de partículas emitidas por ^{241}Am atenuadas por diferentes camadas de ar. Ataque químico: solução de NaOH a 60°C por 110 minutos.....	39
Figura 3.2: Variação do parâmetro <i>Meangrey</i> dos mesmos traços apresentadas na Figura 3.1 em função da energia de partículas emitidas por ^{241}Am atenuadas por diferentes camadas de ar. Ataque químico: solução de NaOH a 60°C por 110 minutos.	40
Figura 3.3: Relação entre o parâmetro relacionado ao nível de cinza e área dos mesmo traços das figuras anteriores. Ataque químico: solução de NaOH a 60°C por 110 minutos...41	
Figura 3.4: Parâmetro Área versus <i>Meangrey</i> para traços circulares produzidos em detectores LR115 expostos a atmosfera de ^{222}Rn e filhos (monitor #8). Ataque químico: solução de NaOH a 60°C por 110 minutos.....	42
Figura 3.5: Densidade de traços em função do tempo de exposição para traços relacionados a ^{222}Rn e ^{218}Po (quadrados) e a ^{214}Po (círculos).	44
Figura 3.6: Relação entre a densidade de traços e a concentração de ^{222}Rn para monitores tipo copo com detectores LR115 cobertos com alumínio. Ataque químico: solução de NaOH a 60°C por 110 minutos.	45

Figura 3.7: Reprodutibilidade de monitores tipo copo irradiados na câmara de ^{222}Rn a concentração total nominal de 300 kBq.m^{-3} . Ataque químico: solução de NaOH a 60°C por 110 minutos.	46
Figura 3.8: Variação da densidade de traços em CR39 (Lantrack) em função do tempo de ataque em solução de KOH 30% a 80°C	47
Figura 3.9: Relação entre a densidade de traços e a concentração de ^{222}Rn medida com o CR39 (tratado em KOH 30% a 80°C por 5,5 h) da marca Lantrack nos monitores NRPB/SSI.	48
Figura 3.10: Reprodutibilidade de monitores NRPB/SSI com CR39 tipo Lantrack irradiados na câmara de ^{222}Rn a concentração total nominal de 300 kBq.m^{-3} . O CR39 foi tratado em KOH 30% a 80°C por 5,5 h.	49
Figura 3.11: Reprodutibilidade de monitores NRPB/SSI com CR39 tipo Lantrack irradiados na sala contendo fontes de ^{226}Ra . O CR39 foi tratado em KOH 30% a 80°C por 5,5 h.	49
Figura 3.12: Distribuição dos setores sorteados na cidade de São Paulo. Os pontos em cinza representam a primeira exposição e os pontos em vermelho a segunda exposição.	51
Figura 3.13: Distribuição dos valores da concentração total de emissores alfa e o resultado da melhor curva que se ajusta aos dados, uma função log-normal. Os parâmetros da curva ajustada (valor máximo, amplitude e desvio padrão) estão indicado na figura. O ajuste de uma gaussiana à distribuição dos logaritmos dos valores obtidos apontam média geométrica e desvio padrão geométrico compatíveis com os valores calculados.	53
Figura 3.14: Distribuição dos valores obtidos de dose gama em residências da cidade de São Paulo.	54
Figura 3.15: Comparação monitor tipo copo e NRPB/SSI.	55
Figura 3.16: Comparação monitor tipo copo e LRI 15 externo.	56
Figura 3.17: Distribuição dos valores da concentração de ^{222}Rn na segunda exposição e o resultado da melhor curva que se ajusta aos dados, uma função log-normal. Os parâmetros da curva ajustada (valor máximo, amplitude e desvio padrão) estão indicado na figura. O ajuste de uma gaussiana à distribuição dos logaritmos dos valores obtidos apontam média geométrica e desvio padrão geométrico compatíveis com os valores calculados.	57
Figura 3.18: Distribuição dos valores da concentração total de emissores alfa na segunda exposição e o resultado da melhor curva que se ajusta aos dados, uma função log-normal. Os parâmetros da curva ajustada (valor máximo, amplitude e desvio padrão) estão indicado na figura. O ajuste de uma gaussiana à distribuição dos logaritmos dos valores obtidos apontam média geométrica e desvio padrão geométrico compatíveis com os valores calculados.	58
Figura 3.19: Distribuição dos valores da contribuição percentual dos filhos de radônio na concentração total de emissores alfa.	59
Figura 4.1: Relação entre a concentração total de emissores alfa e a dose gama integrada no período de exposição.	62
Figura 4.2: Temperatura média diária na cidade de São Paulo durante os anos de 2003 e 2004 (, 2005).	64
Figura 4.3: Concentrações médias de ^{222}Rn e filhos em cada setor censitário sorteado.	67
Figura 4.4: Concentração de filhos de radônio em relação à concentração total de emissores alfa.	69
Figura 4.5: Correlação entre a concentração de filhos de radônio e a concentração de ^{222}Rn	69

Figura AIII. 1: Densidade de traços de detectores LR115 dispostos internamente à câmara em diferentes posições.....	97
Figura AIII. 2: Densidade de traços em lâminas de LR115 colocadas sobre monitores de placas paralelas dispostos na câmara em função da concentração inicial de ^{222}Rn	99
Figura AIII. 3: Densidade de traços em lâminas de LR115 em função do tempo de exposição. Detectores expostos a aproximadamente a mesma concentração total de ^{222}Rn e filhos em diferentes taxas de exposição.	99
Figura AIII. 4: Densidade de traços apresentada por lâminas de LR115 expostos na tampa da câmara. A fonte foi retirada da câmara no instante inicial.	101

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1.1: Isótopos de número atômico 86 das séries naturais.....	4
Tabela 1.2: Decaimento radioativo do ^{222}Rn , mostrando as características de seus filhos.....	7
Tabela 3.1: Valores médios e desvio padrão dos parâmetros Área e Meangrey relacionados com a energia calculada das partículas alfa. Ataque químico: solução de NaOH a 60°C por 110 minutos	38
Tabela 3.2: Densidade de traços e razão entre concentrações de $^{222}\text{Rn} + ^{218}\text{Po}$ and ^{214}Po obtido no LR115 protegido por alumínio no monitor de placas paralelas	43
Tabela 4.1: Valores obtidos para concentração total de emissores alfa, concentração em separado de ^{222}Rn e concentração de filhos de radônio no interior de residências da cidade de São Paulo	63
Tabela 4.2: Valores médios da concentração total de emissores alfa de acordo com as características das residências estudadas (primeira exposição). Os valores em parênteses na segunda coluna mostram o número de residências encontradas para cada variável, na terceira coluna indicam um desvio padrão geométrico	65
Tabela 4.3: Influência das características das residências na concentração de ^{222}Rn e na concentração total de emissores alfa. Os valores em parênteses na segunda coluna mostram o número de residências encontradas para cada variável, na terceira e quinta colunas indicam um desvio padrão geométrico	66
Tabela A. 1: Valores obtidos na primeira exposição para a concentração total de emissores alfa a partir dos dados da densidade de traços e tempo de exposição	76
Tabela A. 2: Valores obtidos na segunda exposição para a concentração de ^{222}Rn e concentração total de emissores alfa a partir dos dados da densidade de traços em cada detector e tempo de exposição. A última coluna mostra a contribuição percentual apenas de filhos de radônio na concentração total de emissores alfa.....	78

INTRODUÇÃO

1.1 - Considerações Iniciais

A radiação existe naturalmente na Terra devido aos raios cósmicos e à presença de elementos radioativos naturais na crosta terrestre, no ar ambiente, na água, nos materiais de construção e nos alimentos.

Qualquer vida na Terra está sujeita a irradiações devido a essas fontes. A intensidade dessa exposição depende da composição do solo, das condições climáticas e até mesmo dos hábitos sócio-culturais, e também pode variar muito de acordo com a posição geográfica. A dose¹ natural, devido a essas fontes, recebida pelo homem em geral é baixa se comparada com exposições médicas ou exposição de alguns trabalhadores cujas obrigações envolvem o uso de radiação.

Além dessas fontes naturais, há outras criadas artificialmente pelo homem, em atividades tais como aplicações de radioisótopos e uso de raios X em medicina com fins terapêuticos ou diagnósticos, resíduos radioativos liberados em testes de artefatos nucleares e descarte ou armazenamento de rejeitos radioativos. O conjunto dessas exposições compõe a chamada radiação de fundo ou “*background*”.

Entre as fontes naturais, o Radônio (²²²Rn) presente no ar ambiente, principalmente em residências, contribui com a maior parte da dose efetiva recebida pelo homem (Durrani, 1993; Meters, 1992; UNSCEAR, 1993).

O Radônio, isótopo radioativo com número atômico (Z) 86, ocorre naturalmente pelo decaimento radioativo do Rádio (Z=88). Apresenta-se em estado natural gasoso, é um dos chamados gases nobres por ter sua camada eletrônica de valência completa e, conseqüentemente, não participa com facilidade em ligações químicas. Suas características físicas permitem que ele responda a gradientes de pressão e temperatura, fazendo-o se difundir pelo solo ou pelos materiais de construção até alcançar o meio ambiente. Devido à sua instabilidade nuclear produz

¹ Dose Efetiva – Grandeza que expressa a quantidade de energia recebida pelo corpo humano ponderada pelo tipo de radiação e pelo fator de ponderação do órgão ou tecido como forma de avaliar seu efeito biológico, medida em Sievert (Sv).

uma série de isótopos radioativos de polônio, chumbo e bismuto, chamados de filhos do radônio.

Ambientes fechados que favorecem a concentração de radônio ficam contaminados com o próprio radônio e seus filhos. A dose no ser humano, principalmente aquela ocasionada nos pulmões, é provocada a partir da inalação desses elementos.

A presença de altas concentrações de ^{222}Rn e filhos em residências é vista pela maior parte dos pesquisadores como um fator de risco à saúde pública (Bochicchio, 1998). Os organismos internacionais de proteção radiológica e as agências nacionais de vários países do mundo também consideram a contaminação ambiental por Radônio e filhos um problema de saúde pública (EPA, 2004; ICRP, 1993).

Essa opinião, entretanto, não é unanimidade no meio científico (Becker, 2002; Enflo, 2002; Simmons, 2001). Uma corrente de pesquisadores acredita que doses baixas de radiação, incluindo aquela devida a radônio e filhos em concentrações relativamente elevadas, podem não ser danosas ao ser humano ou mesmo podem provocar algum efeito benéfico (in: Cohen, 1995; Gaines, 2000; Marx, 1993; Steinhäusler, 1988).

Em vários países do mundo há a realização de pesquisas com objetivo de determinar a concentração média de radônio (principalmente do isótopo de massa 222) e filhos (Segovia et al., 1991; Ruostenoja et al., 1996; Wang et al., 1999; Ioannides et al., 2000) o que fornece subsídios para a realização de estudos epidemiológicos que apontam as correlações entre as concentrações de ^{222}Rn e filhos e a incidência de efeitos deletérios, câncer de pulmão principalmente. Os resultados, entretanto, não são conclusivos: tanto correlações positivas (Field et al. 2001; Pershagen et al., 1994; Tomasek et al., 2001) quanto negativas (Cohen & Colditz, 1994; Cohen, 1995) são encontradas.

No Brasil, as autoridades governamentais ainda não tratam o assunto da mesma forma que em países da América do Norte ou Europa. O fato de o Brasil ser um país de clima tropical deve contribuir para a escassez de medidas realizadas até o momento. Entretanto, nos últimos anos, tem-se observado alguns estudos voltados a esse tema.

Algumas cidades, como Monte Alegre e Inglês de Souza (Melo, 1999), localizadas no estado do Pará próximas a áreas uraníferas, ou Poços de Caldas (Neman, 2004; Veiga et al., 2003) localizada em Minas Gerais em uma região com altos níveis de radioatividade natural (Okuno, 1988), foram avaliadas quanto à concentração de radônio e filhos.

Na região de Monte Alegre uma amostragem em 87 residências resultou em uma concentração média de 75 Bq.m^{-3} de ^{222}Rn e, em Inglês de Souza, a média foi de 116 Bq.m^{-3} em 35 residências monitoradas. Em Poços de Caldas, Neman (2004) realizou monitoração em 39 residências de trabalhadores da CNEN (Comissão Nacional de Energia Nuclear) e INB (Indústrias Nucleares Brasileiras), seus resultados apresentaram média aritmética de 132 Bq.m^{-3} e média geométrica de 117 Bq.m^{-3} para a concentração de ^{222}Rn . Na mesma cidade, outra monitoração (Veiga et al., 2003) em residências de trabalhadores da CNEN separadas pelo tipo de área, urbana ou rural, apresentou as seguintes médias geométricas: 61 Bq.m^{-3} (em 68 residências na área urbana) e 220 Bq.m^{-3} (em 19 residências na zona rural).

Levantamentos ambientais em residências de Campinas (SP) também foram realizados (Guedes et al., 1999; Neman, 2000). Nesses trabalhos obteve-se a estimativa da concentração média de radônio e filhos em residências de Campinas (46 Bq.m^{-3}), além disso, esses estudos objetivavam correlacionar as concentrações obtidas em cada residência monitorada com suas características.

Além desses municípios, outros levantamentos da concentração de radônio foram efetuados no Rio de Janeiro, onde se obteve média geométrica de 40 Bq.m^{-3} (Magalhães et al., 2003) e, em 13 cidades dos estados de Rio Grande do Norte e Ceará, onde a concentração média de radônio obtida foi de $17,7 \text{ Bq.m}^{-3}$ (Malanca e Gaidolfi citado por Neman, 2000, p. 60).

Outros trabalhos brasileiros visam a melhoria das técnicas de medidas com novas metodologias para determinação da concentração de radônio e filhos em ambientes fechados, objetivando, também, contribuir para a estimativa da dose resultante nessas exposições (Cardoso, 1997; Da Silva, 2000; Da Silva & Yoshimura, 2003).

1.2 - O Radônio

O radônio foi primeiramente identificado como substância única em 1900. Ernest Rutherford, no início daquele ano, enquanto trabalhava com óxido de tório, verificou que, em adição à ionização das radiações alfa e beta, havia um gás ionizante difundindo-se de camadas espessas dos componentes de tório. O gás foi chamado de emanção de tório e, mais tarde, de torônio (^{220}Rn). Alguns meses depois, ainda em 1900, Fritz Dorn observou um gás radioativo similar enquanto estudava sais de rádio, e chamou-o de emanção de rádio. Mais tarde, esse gás passou a ser chamado de radônio (^{222}Rn). A descoberta da emanção do actínio (^{219}Rn), em 1903, é creditada a A. Debierne e F. Giesel. Os filhos do radônio foram primeiramente identificados na forma de íons na atmosfera por F. Geitel (Wilkening, 1990).

Em 1923, o Comitê Internacional de Elementos Químicos aprovou os nomes: “Radon”, “Thoron” e “Actinon” para os gases radioativos provenientes das séries do urânio (^{238}U), tório (^{232}Th) e actínio (^{235}U), respectivamente. Tais elementos compõem os isótopos radiativos naturais, alfa emissores de número atômico 86, como resume a Tabela 1.1.

Tabela 1.1: Isótopos de número atômico 86 das séries naturais

Série	Isótopo	Meia vida
^{238}U	^{222}Rn	3,82d
^{232}Th	^{220}Rn	55,6s
^{235}U	^{219}Rn	4,0s

Poucos anos após a descoberta do rádio, verificou-se que rochas e outros materiais retirados do solo apresentavam emissões de partículas alfa e beta, além de raios gamas. Tais emissões eram provenientes de radioelementos naturais como, o urânio e o tório, entre outros, presentes na crosta terrestre. Notou-se, a partir daí, que vários elementos poderiam ser agrupados em famílias, mostrando a existência das séries radioativas naturais (^{238}U , ^{232}Th e ^{235}U).

As séries radioativas naturais são as responsáveis pela formação dos isótopos de radônio através do decaimento dos isótopos de rádio. A Figura 1.1 mostra a série

radioativa do ^{238}U que dá origem aos átomos de ^{222}Rn , que devido à sua meia-vida relativamente alta, comparada à dos outros isótopos de radônio, contribuem com maiores níveis de contaminação ambiental.

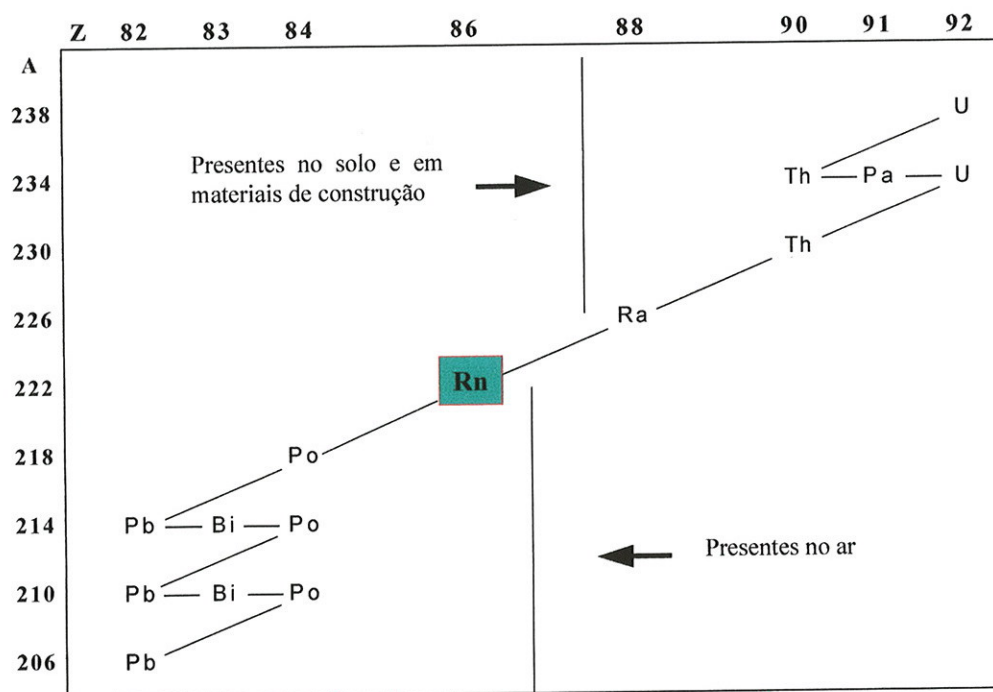


Figura 1.1: Série radioativa do ^{238}U .

A presença de radônio e filhos no ar se origina fundamentalmente do fato de o radônio ser um gás inerte e, como tal, apresentar uma configuração eletrônica que limita ligações químicas. Sua natureza física também contribui para sua presença na atmosfera, pois, uma vez formado nas proximidades da superfície terrestre ou nos materiais de construção, o radônio fica livre para se difundir ou ser guiado por meio de gradientes de pressão e temperatura (Khan et al., 1993; Wilkening, 1990).

Além do solo, os átomos de radônio presentes no ar também se originam nos materiais de construção (tijolos, concreto, cerâmica etc) que compõem o ambiente, isso porque os materiais de construção são fabricados com componentes retirados do solo, o que torna possível a presença de radionuclídeos naturais nesses materiais (Leung et al., 1998; Papastefanou et al., 1984). Note-se que este fato é a causa da presença de concentrações moderadas de radônio e filhos mesmo em apartamentos, que não contam com a contribuição direta do solo (Leung et al., 1998).

A quantidade relativa de isótopos de radônio na atmosfera depende basicamente da quantidade de urânio e tório no solo. A abundância relativa de urânio por peso é dada por aproximadamente: ^{238}U - 99,28% e ^{235}U - 0,71% (Wilkening, 1990), desta forma, é esperado que a presença de ^{222}Rn predomine sobre a de ^{219}Rn na atmosfera. Por outro lado, enquanto o ^{238}U apresenta uma concentração média de 5 ppm na crosta terrestre o ^{232}Th apresenta-se em média com uma concentração de 11 ppm. Na maioria dos tipos de rochas, a quantidade de ^{232}Th excede a de ^{238}U por um fator entre 3 e 5 (Wilkening, 1990). Em termos de atividade por quilograma de material colhido no solo, segundo o UNSCEAR (2000), a maioria dos países, relacionados no relatório, apresenta concentração um pouco maior de ^{238}U do que de ^{232}Th . As médias dos resultados (“*in situ*”) apresentados na publicação são de 35 Bq.kg^{-1} para o ^{238}U e de 30 Bq.kg^{-1} para o ^{232}Th . Em São Paulo, um estudo recente aponta concentração significativamente maior de ^{232}Th do que de ^{238}U . Enquanto a média da concentração de ^{226}Ra é de 33 Bq.kg^{-1} , similar àquela encontrada no UNSCEAR, a média da concentração de ^{232}Th é de 61 Bq.kg^{-1} (Medeiros, 2003)¹.

Embora as atividades de urânio e tório sejam semelhantes na crosta terrestre, normalmente o risco devido à exposição ao ^{220}Rn é considerado desprezível, por ser baixa sua concentração na atmosfera, principalmente por sua meia-vida curta (55,6 s). Entretanto, em certas situações, a exposição ao tório pode causar dose semelhante àquela produzida pelo ^{222}Rn , principalmente em regiões, como é o caso do Brasil, onde o solo ou materiais de construção de origem natural apresentam grande quantidade de tório (Nuccetelli & Bochicchio, 1998; Strandén, 1984).

1.3 - Contaminação ambiental por radônio e filhos

O decaimento do ^{222}Rn presente na atmosfera gera a contaminação ambiental por filhos de ^{222}Rn . A Tabela 1.2 mostra algumas características desses elementos. Conforme pode ser observado nesta tabela, os primeiros radionuclídeos (^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi e ^{214}Po) têm meias-vidas curtas, o que contribui para que as atividades desses

¹ Para solo seco as concentrações reportadas são: 41 Bq.kg^{-1} para ^{238}U e 75 Bq.kg^{-1} para ^{232}Th .

filhos, quando presentes em ambientes, sejam comparáveis à do próprio ^{222}Rn . Isso não ocorre com os demais filhos devido à presença na série do ^{210}Pb , de meia-vida longa. Assim, do ponto de vista de proteção radiológica, a série só é geralmente considerada até o ^{214}Po .

Tabela 1.2: Decaimento radioativo do ^{222}Rn , mostrando as características de seus filhos

Isótopo	Meia-Vida	E_{α} (MeV)	E_{β} (max) (MeV)
^{222}Rn	3,823 d	5,49	-
^{218}Po	3,05 min	6,00	-
^{214}Pb	26,8 min	-	0,72
^{214}Bi	19,7 min	-	1,78
^{214}Po	164 ms	7,69	-
^{210}Pb	21 a	-	0,02
^{210}Bi	5,01 d	-	1,16
^{210}Po	138,4 d	5,31	-
^{206}Pb	estável	-	-

Os filhos do ^{222}Rn seguem um comportamento químico diferente do ^{222}Rn dando origem ao efeito do “plate-out”: uma tendência de se ligarem a substâncias presentes no ar, ou, quando muito próximos a superfícies materiais, podem depositar-se sobre móveis e paredes (Biggazzi et al., 1988; Godoy et al., 2002; Hadler & Paulo, 1994). Quando eles se fixam a aerossóis presentes no ar, com massas e tamanhos variados, seu deslocamento é ditado pelo deslocamento de tais aerossóis. Essas diferenças no comportamento de ^{222}Rn e filhos são fatores que dificultam a ocorrência do equilíbrio de atividades, esperado se não houvesse tais perturbações.

Outro fator de desequilíbrio é a taxa de ventilação (trocas de ar com o meio externo) do ambiente: quanto maior a taxa de ventilação menor é a atividade de filhos de radônio, pois a ventilação atua principalmente na retirada desses elementos (Paulo, 1991). A ventilação se constitui também na forma mais simples de reduzir a contaminação ambiental por ^{222}Rn e filhos. Como o acúmulo de ^{222}Rn no interior de ambientes é tão mais crítico quanto menor for a taxa de ventilação, é grande a importância dada a essa contaminação em países frios, onde os ambientes permanecem fechados por muito tempo, principalmente no inverno.

Com essas colocações, os níveis de contaminação ambiental parecem ser balanceados entre as taxas de emissão e de ventilação. Entretanto, há indicações de que o principal fator que influencia tais níveis é a taxa de emissão de ^{222}Rn e não a taxa de ventilação, o que quer dizer que, mesmo em locais bem ventilados, pode haver altos níveis de contaminação (in Paulo, 1991).

Além da taxa de ventilação, outros fatores ambientais (como poluição, distribuição de aerossóis, temperatura e umidade) podem influenciar na distribuição e mobilidade de radônio e filhos nos ambientes internos, prejudicando também a medida de suas concentrações. Espera-se que as técnicas de detecção sejam pouco dependentes desses fatores, sob pena de que as medições só sejam confiáveis em situações ambientais equivalentes às obtidas durante a calibração do sistema.

Essas influências sobre a concentração dos filhos de radônio impõem muitas dificuldades para a estimativa da concentração de ^{222}Rn e conseqüentemente a avaliação dos níveis de insalubridade em residências ou locais de trabalho. Como forma de padronizar os procedimentos de medidas da concentração de ^{222}Rn foi introduzido o conceito do fator de equilíbrio entre radônio e filhos (Planinic & Faj, 1990).

O fator de equilíbrio (F) é definido como a razão entre a concentração de ^{222}Rn em equilíbrio com seus filhos que potencialmente emitiria a mesma quantidade de energia alfa que a mistura de filhos no ar fora de equilíbrio¹ e a concentração “verdadeira” de ^{222}Rn no ar (Swedjemark, 1983).

Em geral, F é estimado por cálculos teóricos ou medido diretamente (Ling, 1993; Nikezic & Baixeiras, 1996; Planinic & Faj, 1990). Sua medida permite uma avaliação da insalubridade dos emissores alfa (^{214}Po e ^{218}Po) em termos de uma concentração coletiva normalizada pelo potencial de emissões alfa da mistura.

Há grande variação nos valores obtidos para o fator de equilíbrio, o que impõe cuidados para sua utilização. Segundo o UNSCEAR, F varia numa faixa entre 0,1 e 0,9, mas a maioria dos valores situa-se na faixa em torno do valor $0,4 \pm 30\%$ (UNSCEAR, 2000). Há também grandes variações deste valor durante o dia e forte influência dos fatores ambientais (Islam et al., 1996). Além dessas limitações, a presença de filhos de radônio no ambiente não é considerada nesse fator.

¹ EER - *Equilibrium Equivalent Radon*, em inglês.

No presente estudo a concentração conjunta dos filhos alfa emissores (^{214}Po e ^{218}Po) do ^{222}Rn é avaliada a partir de medidas diretas da concentração total de emissores alfa e da concentração em separado de ^{222}Rn .

1.4 - Objetivos

Esta área de pesquisa vem sendo desenvolvida no Laboratório de Dosimetria do Instituto de Física da Universidade de São Paulo. A metodologia para determinação da concentração total de emissores alfa do ar (radônio e filhos) empregada neste trabalho foi desenvolvida por nós e descrita anteriormente (Da Silva 2000, Da Silva e Yoshimura, 2003).

Uma vez que os verdadeiros responsáveis pela dose recebida no corpo humano são os filhos do Radônio procurou-se, neste trabalho, efetuar uma análise separada da concentração apenas de ^{222}Rn e da concentração de seus filhos (principalmente ^{218}Po e do ^{214}Po) presentes no ar.

Para a realização desta pesquisa foram utilizados métodos passivos de detecção com o uso de detectores plásticos (LR115 e CR39) e monitores de Radônio (câmaras de difusão) em residências sorteadas aleatoriamente na cidade de São Paulo.

Como objetivos para este trabalho os seguintes itens foram focalizados:

- Melhoria das condições de medida de traços em detectores plásticos com o aperfeiçoamento do método de medida a partir da instalação de um sistema digitalizado de análise de imagens obtidas por microscopia óptica, para permitir melhor determinação da concentração de radônio e filhos em ambientes de convívio humano.
- Estudo das características dos traços em detectores LR115 melhorando o conhecimento e possíveis aplicações deste detector.
- Aplicação da metodologia de medida da concentração total de emissores alfa no ar em residências da cidade de São Paulo.

- Teste de sistemas de medida exclusiva da concentração de ^{222}Rn para utilização com o detector LR115.
- Desenvolvimento de um sistema para exposição e calibração de monitores de ^{222}Rn para a realização de testes e controles ou futuras pesquisas.
- Determinação da concentração (média temporal) de ^{222}Rn e de filhos separadamente, em residências na cidade de São Paulo, correlacionando os resultados obtidos com características das residências tais como taxas de ventilação, condições da moradia e localização na cidade.

MATERIAIS E MÉTODOS

Este capítulo apresenta a metodologia e o aparato experimental utilizados. São descritos também a infra estrutura de equipamentos instalados para medida de traços e irradiações no Laboratório de Dosimetria do Instituto de Física.

Inicialmente, a técnica de medida passiva com uso de detectores plásticos na monitoração de radônio e filhos é descrita, são apresentadas algumas características dos detectores plásticos LR115 e CR39 e sua aplicação para a detecção de partículas alfa. Os três tipos de monitores de radônio que foram empregados neste trabalho também são apresentados e analisados.

Em seguida é descrito o sistema instalado para irradiações e análise de imagens destacando o desenvolvimento da câmara de ^{222}Rn e o sistema adquirido para a visualização e contagem de traços.

2.1 - Detectores plásticos

Os detectores plásticos de traços nucleares, também denominados pela sigla SSNTD (Solid State Nuclear Track Detector) constituem a técnica passiva mais utilizada para detecção de Radônio e filhos.

O estudo dos SSNTDs iniciou-se no final da década de 50, com os trabalhos de E.C.H Silk e R.S. Barnes (Fleischer et al., 1975) que motivaram vários estudos, culminando na descoberta de que as trajetórias de partículas pesadas carregadas em sólidos poderiam ser reveladas com soluções alcalinas formando traços visíveis ao microscópio óptico.

Os trabalhos pioneiros de Fleischer, Price e Walker (Fleischer et al., 1975), desenvolvidos nos anos 60, mostraram que a mica poderia ser atacada quimicamente para produzir um alargamento de danos provocados por partículas pesadas, permitindo, assim, a visualização de traços ao microscópio óptico. Esses trabalhos impulsionaram essa área de pesquisa a partir da percepção que, além da mica e outros minerais, outros sólidos e plásticos (nitrato de celulose e policarbonatos) poderiam apresentar traços reveláveis com um ataque químico.

O princípio para detecção é baseado na formação do traço latente devido aos danos na estrutura molecular provocados pela passagem de partículas alfa, prótons, íons pesados ou fragmentos de fissão que incidem sobre o detector. A partir de um tratamento químico adequado, esse traço torna-se visível ao microscópio óptico, permitindo a contagem de traços presentes.

A principal medida pretendida em detectores plásticos é o número de traços observáveis por centímetro quadrado do detector, ou seja, a densidade de traços. Dependendo da metodologia de medida podem ser estipulados limites para alguns parâmetros dos traços que devem ser considerados.

A monitoração do ^{222}Rn é efetuada relacionando o número de traços existentes no detector com a concentração de emissores alfa presentes no ambiente, por meio de calibração em ambientes de concentração conhecida (Fleischer et al., 1975, Khan et al., 1993) ou a partir da medida da eficiência do detectores utilizados (Hadler & Paulo, 1994; Paulo, 1991).

Os detectores plásticos mais utilizados são o LR115 e o CR39. O CR39 tem aplicação extensiva em outras atividades, como a produção de lentes. Para aplicações como detector ele é produzido atualmente por várias empresas. Já o LR115, originalmente produzido pela Kodak-Pathé, atualmente é comercializado apenas pela empresa francesa Dosirad, e só é empregado para detecção de partículas carregadas pesadas.

Esses detectores apresentam, em geral, grande eficiência, confiabilidade, e baixo “background” devido à radiação natural. Também têm pequena dependência com as condições de umidade e temperatura do ambiente monitorado, não são sensíveis às radiações gama, beta ou ultravioleta, e também, em geral, não apresentam “fading” (Khan et al., 1993; Tommasino, 1990).

Há grande facilidade de utilização e exposição desses detectores. Junto a essas características, o fato de serem de baixo custo, em comparação com outros métodos, os tornam bastante convenientes para pesquisas em larga escala (Tommasino, 1990).

Os detectores plásticos permitem, em geral, além da densidade de traços, medidas de comprimento de traços, ângulo de incidência e energia de partículas, bem

como a determinação de várias características dos traços. Essas características dependem da forma do tratamento químico realizado.

Nos detectores LR115 observa-se qualitativamente com o microscópio ótico que partículas alfa de alta energia ($> 3,5$ MeV) produzem traços pequenos e escuros, ou seja, perfuram o detector mas não produzem danos suficientes para um grande alargamento dos traços latentes. Partículas com energia intermediária (2,0 a 3,5 MeV) produzem traços que também perfuram o detector, mas são mais claros e apresentam áreas maiores. As partículas de baixa energia ($< 2,0$ MeV) terminam sua trajetória no detector e apresentam tamanhos variados e contraste médio (Da Silva, 2000).

Alguns aspectos dos traços no CR39 são similares aos do LR115. Devido à grande espessura utilizada na produção do CR39 comparada com a do LR115, não há traços perfurados no CR39, porém há também dependência dos parâmetros área e contraste dos traços em função da energia das partículas (Hadler et al., 1991; Hadler et al., 1995)¹.

O formato da borda é definido pelo ângulo de incidência. Em geral, quando a partícula tem uma incidência normal à superfície do detector, os traços apresentam formas quase circulares e, com o aumento do ângulo de incidência, os traços ganham um formato elipsoidal.

2.1.1 - LR115

O LR115 é um nitrato de celulose ($C_5H_8O_9N_2$ com composição percentual estimada de 24,76% de C; 3,44% de H; 61,80% de O e 10% de N), com densidade de $1,67 \text{ g.cm}^{-3}$, disponível comercialmente em dois tipos: O LR115-Tipo I produzido em lâminas de $6 \mu\text{m}$ de espessura e o LR115-Tipo II produzido em lâminas de $12 \mu\text{m}$.

Tais lâminas, que correspondem à parte efetivamente sensível do detector, são montadas sobre uma base de poliéster de $100 \mu\text{m}$. Essa formação impõe ao

¹ Essas características do CR39 não foram abordadas neste trabalho. O CR39 foi utilizado apenas para medida exclusiva da concentração de ^{222}Rn em residências nos monitores NRPB/SSI, para tanto, apenas a contagem dos traços, independente de seu aspecto, é suficiente para esta aplicação.

detector um lado preferencial para exposição e para o ataque químico. Fisicamente o LR115 apresenta-se como um plástico bastante flexível e de cor avermelhada.

O LR115-Tipo II (usado neste trabalho) só apresenta sensibilidade para partículas alfa com energias entre aproximadamente 1 e 4 MeV (Damkjaer, 1986; Da Silva, 2000; Jönsson, 1981; Planinic, 1992). Os valores obtidos para o ângulo crítico¹ situam-se entre 40 e 60 graus (Jönsson, 1981; Nikezic et al., 1992; Planinic & Faj, 1990) e dependem da energia da partícula e do tratamento químico utilizado. Essas restrições diminuem bastante a eficiência do detector quando comparada com a do CR39.

2.1.2 - CR39

O polímero comercialmente conhecido como Columbia Resin 39 (CR39) é o detector plástico de maior eficiência disponível atualmente e que apresenta o contraste ideal para visualização dos traços. É também o plástico que apresenta melhor resistência contra danos causados pelas condições ambientais e é totalmente amorfo o que ajuda na regularidade dos traços (Paulo, 1991).

O CR39 foi desenvolvido e produzido inicialmente para aplicações como material para lentes. Entretanto, devido à sua boa uniformidade de resposta, alta sensibilidade e ótimas qualidades ópticas (Cartwright et al., 1978) tornou-se o detector de traço mais utilizado hoje em dia.

Trata-se de um plástico opticamente transparente preparado a partir da polimerização do monômero líquido conhecido como di alil carbonato de dietileno glicol ($C_{12}H_{18}O_7$), resultando na formação de uma rede tridimensional consistindo de cadeias de polialil ligadas a carbonato de dietileno glicol. Essas cadeias são os elementos básicos do polímero, que determinam a estrutura do plástico e seu comportamento frente ao ataque químico no processo de revelação dos traços. O ataque quebra as ligações do carbonato e libera cadeias na forma de polialil álcool que se dissolve e se difunde para os traços atacados (Stejny, 1987).

¹ Ângulo crítico é o valor máximo do ângulo, entre a direção da partícula incidente e a normal ao detector, a partir do qual o traço formado pela partícula não pode ser revelado ao observador.

Quimicamente o CR39, com composição estimada de 48,6% de H, 32,4% de C e 18,9% de O, apresenta-se como uma macromolécula insolúvel e resistente a recombinações mesmo a altas temperaturas caracterizando-se como um polímero “*thermoset*”. Essa propriedade evita o “*fading*”, permitindo a integração durante tempos longos (meses) (Fratin, 1993). O CR39 é sensível às partículas alfa com energia da ordem de keV até dezenas de MeV (Abu-Jarad et al., 1981).

Neste trabalho foram utilizadas lâminas de CR39 de duas marcas diferentes: CR39 Lantrack com área de 1,7 cm² e espessura de 0,9 mm comercializado por Landauer Inc. com sede nos Estados Unidos e CR39 Tastrack com 1 mm de espessura, comercializado por TASL (Track Analysis Systems Limited) com sede em Bristol - Inglaterra. As amostras desta marca foram fornecidas em tamanhos de 5 x 5 cm² e 2,5 x 2,5 cm² e foram cortadas apropriadamente de acordo com a aplicação.

2.1.3 - Exposição dos detectores

Os detectores plásticos podem ser utilizados simplesmente colocando-se uma lâmina do detector com a parte sensível voltada para a atmosfera que se deseja medir. O detector fica sujeito a partículas alfa emitidas por torônio, filhos do torônio, radônio e filhos do radônio, também sofre a deposição dos filhos do radônio e do torônio em sua superfície. Essa forma de exposição é comumente chamada de “*bare detector dosimeter*” ou “*open detector*” (Khan et al., 1993, Nikolaev & Ilic, 1999, Tommasino, 1990).

A análise dos detectores utilizados desta maneira depende do tipo de material. Com o uso do CR39 é necessário distinguir os traços produzidos pelas partículas alfa emitidas pelos elementos presentes no ar daqueles devidos a partículas alfa emitidas pelos elementos presentes na superfície do detector, isso devido à influência do “*plate-out*” e à grande variação da sensibilidade do detector com o fator de equilíbrio entre o radônio e seus filhos (Howarth & Miles, 2003). Com o detector LR115 não é necessária essa distinção: como ele apresenta um limite superior para detecção de partículas alfa de aproximadamente 4 MeV, os traços latentes devido às partículas emitidas pelos filhos do radônio presentes em sua superfície não serão transformados

em traços observáveis. Desta forma, exceto pela depleção de filhos em torno do detector pela ação do “*autoplateout*”, a densidade de traços presente no LR115 é diretamente relacionada à quantidade de alfa emissores distribuídos no ambiente (Abu-Jarad et al., 1981; Khan et al., 1993; Nikolaev & Ilic, 1999; Tommasino, 1990).

Também é possível a exposição dos detectores plásticos a atmosferas modificadas, por exemplo por filtração de parte dos componentes alfa emissores presentes no ar. Isso é feito com a utilização de monitores específicos como os monitores de radônio empregados neste trabalho, descritos a seguir, na seção 2.2.

2.1.4 - Ataque químico

O ataque químico dos detectores plásticos é um ponto crítico no processo de detecção, pois é somente a partir desse ponto que as informações contidas no detector são reveladas ao observador. Seu objetivo, além de aumentar o diâmetro do traço para possibilitar sua visualização, é fornecer condições que facilitem, quando necessário, a determinação de seus parâmetros (área, profundidade, formato, opacidade, etc). Este tratamento também é fundamental para adequar a observação do traço ao método de medida utilizado.

O ataque químico consiste, basicamente, em um banho do detector em uma substância alcalina a uma temperatura e tempo adequados. Esta substância atua no detector corroendo homogeneamente sua superfície a uma velocidade de ataque (V_b) que é dependente da temperatura e da concentração da substância (Durrani & Green, 1984). A substância penetra também nas trajetórias que formam os traços latentes presentes no detector. Na direção do traço a corrosão ocorre a uma velocidade V_t . Há também uma corrosão em suas paredes e, conseqüentemente, o alargamento do traço.

A forma que um traço latente assume após o ataque químico depende da energia e do ângulo de incidência da partícula que o produziu. Essa dependência faz com que os traços não sigam um padrão único nas exposições ambientais, onde partículas com várias energias e vários ângulos de incidência chegam ao detector.

Para o LR115, em todas experiências realizadas neste trabalho, o ataque químico foi realizado em solução de NaOH a 60°C por 110 minutos. Durante o

ataque os detectores são dispostos na base do reservatório, com o lado sensível voltado para cima. Após o ataque os detectores são lavados por 30 minutos em água com agitação e posteriormente em solução 1:1 de água destilada e álcool etílico por 2 minutos.

O ataque químico do CR39 é realizado em solução de KOH a 80°C por 5,5 horas. Os detectores são presos por presilhas e pendurados no centro de reservatório de vidro¹. Após o ataque os detectores são lavados em água e posteriormente limpos com álcool etílico.

2.2 - Monitores de radônio

Os detectores plásticos também são utilizados dentro de monitores que se comportam como câmara de difusão. Essa forma de exposição visa a determinação exclusiva da concentração média de ²²²Rn em um ambiente. Um monitor de ²²²Rn deve permitir a entrada apenas de ²²²Rn, os demais isótopos ou os filhos presentes no ar são barrados por filtros ou membranas.

Neste trabalho foram utilizados três tipos de monitores: monitor de placas paralelas, monitor tipo copo e o monitor chamado de NRPB/SSI, disponível comercialmente por StrojaAB (info@stroja.se) e muito utilizado nos laboratórios europeus (Howarth & Miles, 2003).

2.2.1 - Monitor de placas paralelas

Com um monitor de placas paralelas pretende-se separar o ²²²Rn de seus filhos a partir do efeito de deposição sofrido pelos filhos em superfícies (“plate-out”). Com auxílio de duas placas, dispostas paralelamente, delimita-se uma fina camada de ar pela qual o ²²²Rn e seus filhos entrariam no conjunto.

As dimensões das placas e a distância entre elas são escolhidas para possibilitar uma filtração apenas dos filhos do radônio. Enquanto o ²²²Rn chega sem obstáculos até a região central (onde o detector é colocado), espera-se que os filhos

¹ No CR39 não há lado preferencial para exposição e ataque. A colocação do detector no centro do reservatório contribui para uma melhor regularidade dos traços formados.

originados externamente tenham maior probabilidade de se depositarem ao longo das placas não alcançando o detector. Desta forma o detector ficaria exposto apenas ao ^{222}Rn e seus filhos produzidos no centro do conjunto, permitindo uma estimativa da concentração de ^{222}Rn no ambiente (Paulo, 1991).

O monitor de placas paralelas utilizado neste trabalho (Figura 2.1) é composto de duas placas quadradas de acrílico (lado 14 cm e 3 mm de espessura) dispostas paralelamente com uma distância de 4 mm entre si. Internamente, no centro de uma das placas é colocada uma lâmina de LR115, protegida por uma camada de alumínio com $5,8 \text{ mg/cm}^2$ de espessura, para produzir uma diminuição da energia das partículas alfa até a faixa de energia em que o LR115 é sensível.

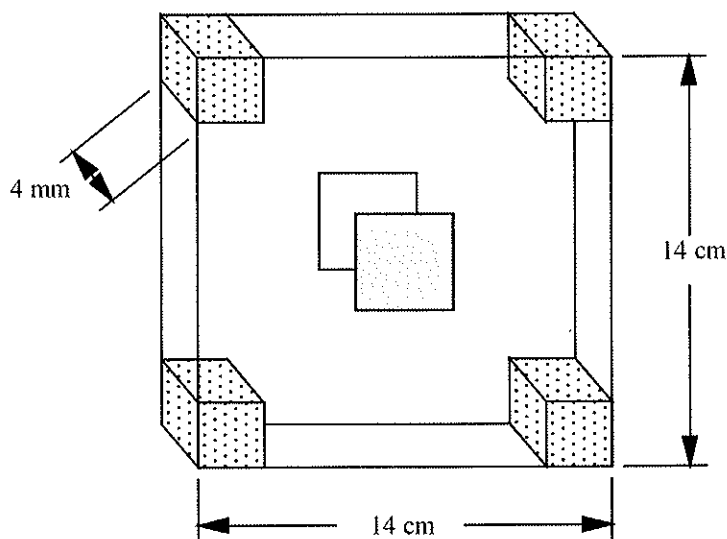


Figura 2.1: Monitor de placas paralelas: duas placas quadradas de acrílico de $14 \times 14 \text{ cm}^2$ dispostas paralelamente com distância de 4 mm. Um detector LR115 protegido por alumínio e colado internamente para medida em separado de ^{222}Rn . Outro detector posicionado na parte externa mede a concentração total de emissores alfa.

Conforme verificado na Tabela 1.2 a meia vida do ^{222}Rn é várias ordens de grandeza maior que a do ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi e ^{214}Po , desta forma a concentração de ^{222}Rn em um sistema isolado permite o equilíbrio radioativo entre ele e seus filhos (Evans, 1955). Caso os filhos do ^{222}Rn produzidos no ambiente não atinjam a região central do monitor de placas paralelas, este atua como um sistema isolado permitindo a ocorrência do equilíbrio radioativo entre ^{222}Rn e filhos produzidos dentro dele.

Numa situação de equilíbrio radioativo a mesma quantidade de emissões é esperada para o ^{222}Rn e cada um de seus filhos¹. Assim, supondo que a eficiência do detector não varie ao longo da faixa de energia em que ele é sensível (Aharmin et al., 2002; Nikezic & Baixeiras, 1996) e medindo-se separadamente a densidade de traços relacionada a ^{222}Rn e ^{218}Po juntos (d_a) e ao ^{214}Po (d_b) é possível a verificação da existência ou não do equilíbrio dentro do monitor pois, havendo equilíbrio, a razão entre as duas densidades de traços (d_a/d_b) resulta em um fator 2. A medida de cada densidade é obtida por meio da análise do aspecto dos traços e sua dependência com a energia das partículas que os produzem, que é possível para o LR115 (ver seção 3.1).

Quando se verifica o equilíbrio radioativo é possível relacionar por meio de calibração a concentração de ^{222}Rn no interior do monitor com aquela presente no ambiente. Um fator diferente de 2 para a relação (d_a/d_b) indica falta de equilíbrio radioativo e possível entrada de filhos do ambiente externo até o centro do monitor.

2.2.2 - Monitor tipo copo

O monitor tipo copo foi desenvolvido com base nos trabalhos de Djefal et al. (1997); Ramachandran et al., (1987) e Arafa (2002). Também visa a determinação da concentração apenas de ^{222}Rn presente em um ambiente com o uso do detector LR115.

Trata-se de um copo cilíndrico de alumínio com altura de 5 cm, coberto por uma tampa onde há dois pequenos orifícios circulares com diâmetro de aproximadamente 2 mm por onde o ^{222}Rn se difunde para o interior do cilindro (Figura 2.2).

Uma lâmina de LR115 protegida por uma camada de alumínio é colada no fundo do recipiente. O alumínio atua como degradador para que as partículas alfa cheguem com energia suficiente para a produção de traços observáveis. Nesse caso qualquer tipo de traço formado é considerado.

¹ O equilíbrio radioativo entre um radionuclídeo-pai e seu(s) descendente(s), quando a meia vida do pai é muito mais longa que a dos filhos, é chamado de equilíbrio secular, e nele se comprova que as atividades de pai e filho(s) são iguais, se o sistema é isolado (Evans, 1955).



Figura 2.2: Monitor tipo copo: cilindro de alumínio com 5,0 cm de altura e 3,2 cm de diâmetro com dois orifícios na tampa com aproximadamente 2 mm de diâmetro.

A utilização desse formato visa a possibilidade de utilização de um monitor baseado no detector LR115, o que resultaria em medidas com menor custo se comparado com outros métodos que privilegiam o uso do detector CR39.

2.2.3 - Monitor NRPB/SSI

O monitor NRPB/SSI foi desenvolvido por pesquisadores do National Radiological Protection Board (NRPB) da Inglaterra (Hardcastle et al., 1996) . Trata-se de uma câmara de difusão construída inicialmente de polipropileno que foi posteriormente substituído por um plástico condutor pelo Swedish Radiation Protection Institute (SSI) da Suécia (Orlando et al., 2002).

O monitor consiste de duas partes que se encaixam e montam a câmara de difusão (Figura 2.3). Uma das partes comporta-se como uma base e tem uma área rebaixada onde o detector é colado. A outra parte engloba um pequeno espaço (aproximadamente um cilindro de 14 cm³) onde o radônio que se difunde para o interior é confinado.



Figura 2.3: Monitor NRPB/SSI, câmara de difusão de polipropileno condutor com aproximadamente 5,5 cm de diâmetro e 2,0 cm de altura.

A difusão do ^{222}Rn ocorre por pequenos espaços (“*gaps*”) entre as duas partes do monitor. A entrada de ^{222}Rn ocorre exponencialmente com uma constante de crescimento muito maior que aquela do decaimento radioativo do ^{222}Rn , desta forma após poucos minutos (aproximadamente 25 min) de exposição a concentração de ^{222}Rn no interior da câmara equivale à externa (Bartlett et al., 1988; Hardcastle et al., 1996).

O tempo de difusão de isótopos de radônio no monitor é longo suficiente para impedir a entrada de ^{220}Rn , e as ínfimas aberturas oferecidas pelos “*gaps*” também impedem a entrada de filhos de radônio para dentro do monitor (Orlando et al., 2002).

O CR39, detector utilizado neste monitor, é bombardeado por partículas alfa emitidas pelo ^{222}Rn e pelos filhos, produzidos no interior do monitor, que se mantêm em equilíbrio durante o período de exposição.

O uso extensivo deste monitor por laboratórios europeus e a realização de intercomparações permitiu a estimativa de um fator de calibração médio e bem aceito para o monitor quando utilizado com o CR39 (Orlando et al., 2002). O fator de

calibração relaciona a densidade de traços presente no detector com a concentração de ^{222}Rn no ambiente monitorado e o tempo de exposição.

Embora com variações nos procedimentos de ataque químico (soluções de hidróxido de sódio a temperaturas entre 70 °C e 96°C e tempos de ataque entre 1 e 16 horas) o valor obtido demonstra alta sensibilidade e pouca variação:

$$F_{NRPB} = (2,7 \pm 0,3) \frac{\text{traços.m}^3}{\text{cm}^2 . \text{kBq.h}} \quad \text{Equação 1}$$

O fator de calibração foi posteriormente recalculado pelo SSI após padronização dos procedimentos de ataque químico com solução de KOH 30% a 80°C por 5,5 h. Este ataque permite medida da densidade de traços no CR39 com microscópio ótico com aumento relativamente baixo (50x) para uma contagem visual. O fator de calibração obtido após essa padronização foi:

$$F_{NRPB} = (2,8 \pm 0,2) \frac{\text{traços.m}^3}{\text{cm}^2 . \text{kBq.h}} \quad \text{Equação 2}$$

compatível com o valor encontrado anteriormente.

Essa concordância dos valores do fator de calibração demonstra que a sensibilidade do sistema como um todo tem como característica principal o material e a forma empregada na construção do monitor. O tipo de CR39 e o ataque químico aplicado apresentam menor influência na sensibilidade do sistema (Howarth & Miles, 2003; Orlando et al., 2002).

2.2.4 - Metodologia de exposição

As duas formas de exposição citadas anteriormente foram utilizadas neste trabalho, em conjunto, em residências da cidade de São Paulo. Uma exposição ocorreu entre Abril e Outubro de 2003 e outra nos mesmos meses de 2004.

Na primeira exposição foram utilizados monitores de placas paralelas e na segunda monitores NRPB/SSI e monitores tipo copo (este último, em parte das

residências). Além dos detectores internos desses monitores, nessas duas exposições também foram utilizadas lâminas de LR115 expostas diretamente ao ambiente na forma “*open detector*”. Para uso em conjunto com o monitor de placas paralelas o LR115 era colado no centro da placa frontal na qual estão a etiqueta de identificação do monitor. Na segunda exposição o LR115 foi colado do lado reto do monitor NRPB/SSI.

A exposição em conjunto visa a determinação simultânea da concentração de ^{222}Rn (A_0) e da concentração total dos emissores alfa presente no ar (A_3). Como nesta última há também a contribuição da concentração de ^{222}Rn é possível a estimativa da concentração de filhos de ^{222}Rn (A_2) presentes no ar pela subtração de A_0 em A_3 .

A determinação de A_0 é realizada com a utilização de monitores de radônio conforme descrito anteriormente (seção 2.2). Já a determinação de A_3 é feita por uma metodologia desenvolvida anteriormente (Da Silva, 2000; Da Silva & Yoshimura, 2003), em que os detectores LR115 (“*open detector*”) são utilizados para a determinação total de radônio e filhos presentes no ar, considerando a influência que o fenômeno do “*plate-out*” causa na concentração dos filhos de radônio nas proximidades das paredes, móveis e do próprio detector.

A densidade de traços (ρ) é relacionada com a concentração total de radônio e filhos (A_3) e o tempo de exposição (t_{exp}) pela relação:

$$\rho_{\text{LR115}} = A_3 \cdot t_{\text{exp}} \cdot \varepsilon \quad \text{Equação 3}$$

onde ε é o fator de calibração dado por: $\varepsilon = (0,43 \pm 0,03)$ cm

Com objetivo de correlacionar as concentrações de emissores alfa no ambiente e a dose devido à radiação gama, nas residências monitoradas na primeira exposição também foi medida a dose gama integrada no período de exposição. Para tais medidas foram colados ao monitor de placas paralelas pequenos sacos plásticos contendo pó de fluoreto de lítio com impurezas de Mg, P e Cu, um detector termoluminescente muito utilizado para medidas de radiação natural.

2.3 - Sistemas de irradiação

2.3.1 - Fonte de ^{241}Am

Vários testes realizados em detectores plásticos necessitam de uma fonte de partículas alfa com energia apropriada, geometria fixa e atividade conhecida. Em especial, elas são necessárias para a verificação das propriedades desses detectores, como ângulo crítico e dependência energética.

Nesses testes foi utilizada uma fonte superficial de ^{241}Am ($T_{1/2} = 1,58 \times 10^5$ dias) fabricada por Amersham Buchler GmbH & Co KG com 6 μm de espessura incorporada em uma placa de 0,3 mm de alumínio. A atividade da fonte é de $(5,2 \pm 0,5)$ kBq, sua superfície tem uma área quadrada de 49 cm^2 e uma taxa de emissão superficial (ângulo sólido 2π sr) de aproximadamente $2,5 \times 10^3$ partículas alfa por segundo.

Os detectores são expostos diretamente sobre a fonte ou sobre filtros colocados sobre a fonte dependendo do estudo. Também são possíveis exposições no ar em distâncias variadas com auxílio de um suporte.

2.3.2 - Fontes de ^{222}Rn

Exposições de detectores plásticos ou monitores a atmosfera de ^{222}Rn e filhos, mesmo que em concentrações não conhecidas, são utilizadas para avaliação de procedimentos e métodos experimentais, além de análises das características desses detectores.

Locais, como porões ou salas que podem permanecer fechadas, com atmosfera moderada de ^{222}Rn e condições ambientais controladas, ou seja, com menor variação dos fatores ambientais (ventilação, umidade, temperatura etc.) foram utilizados nesse trabalho. Em particular uma sala ($1,7 \times 2,6 \times 2,8 \text{ m}^3$) do Instituto de Física da Universidade de São Paulo em que são colocadas fontes radioativas diversas. Nessa sala a presença de resíduos radioativos de ^{238}U e de ^{226}Ra possibilita a formação de uma concentração aproximadamente constante e moderada de ^{222}Rn e filhos no ar. As principais fontes de emissão do gás para o interior da sala são um conjunto de agulhas de ^{226}Ra situadas em um reservatório tampado em seu piso. Essa

disposição permite o aumento da concentração de ^{222}Rn em relação à da sala bastando para isso conter o gás que emana do reservatório em um recipiente adequado.

A sala, monitorada com células de Lucas, apresenta concentração de ^{222}Rn de aproximadamente $1,5 \text{ kBq.m}^{-3}$. Os valores encontrados para a concentração do gás quando monitorados com monitores NRPB/SSI concordaram com os valores obtidos com células de Lucas.

2.3.3 - Câmara de ^{222}Rn

Além dessas atmosferas especiais, locais ou recipientes em que a concentração de ^{222}Rn é bem conhecida também são necessários para posterior comparação de resultados obtidos nesses recipientes com aqueles obtidos em residências.

Neste trabalho foi desenvolvida uma câmara de ^{222}Rn para posterior calibração de monitores e realização de testes diversos. A câmara comporta-se como um sistema isolado onde uma concentração homogênea e conhecida de ^{222}Rn e filhos pode ser mantida.

Esse sistema foi idealizado levando-se em conta a influência de fatores como a fuga de gás, ventilação, "plate-out" e praticidade. O volume da câmara garante boa homogeneidade tanto do gás quanto de seus descendentes evitando perdas significativas de ^{222}Rn por fuga ou dos filhos por deposição.

A câmara é constituída por um reservatório aproximadamente cilíndrico (115 cm de diâmetro e 62 cm de altura) de aço inox com volume de (583 ± 3) litros. Originalmente esse recipiente é produzido como caixa de água para residências (marca Aquanox). Apresenta 2 furos de 3/4 de polegada na parte superior (para entrada de água e respiro) e um furo de uma polegada e meia (1 1/2') na parte inferior (para liberação de água para consumo). Também apresenta uma abertura circular com 42 cm de diâmetro para visualização e limpeza, protegida por uma tampa também de aço inox.

Foram necessárias algumas adaptações visando o completo isolamento da gás no interior do reservatório para sua utilização como câmara de ^{222}Rn (Figura 2.4). Os

furos na parte superior e inferior foram fechados completamente com conexões de PVC. A abertura na parte superior foi aproveitada para a colocação e retirada da fonte e de amostras, apenas foi reduzida e melhor isolada. A tampa original foi substituída por uma de vidro, com 1 cm de espessura, com uma abertura quadrada de 15 cm de lado. Outra tampa de vidro quadrada (30 cm de lado e 1 cm de espessura) fecha a abertura isolando completamente o ar no interior da câmara. As bordas da tampa de vidro e do reservatório foram revestidas com borracha para evitar o escape do gás.



Figura 2.4: Câmara de ^{222}Rn . Reservatório cilíndrico onde é colocada uma fonte de ^{226}Ra .

O ar contaminado com ^{222}Rn e filhos no interior da câmara fica à pressão atmosférica, não havendo, portanto, pressões para entrada de ar ou saída do gás, espera-se, deste modo, que a fuga de ^{222}Rn seja baixa. As maiores perdas ocorrem ao abrir e fechar a câmara para colocação e retirada da fonte ou de amostras, por esse motivo a porta é bem pequena, porém garante boa praticidade.

Amostras podem ser colocadas dentro da câmara penduradas em suporte previamente colocados, coladas internamente na parede ou no vidro, ou simplesmente na base do recipiente.

A atmosfera de ^{222}Rn e filhos é obtida colocando-se na base da câmara, na parte central, uma fonte de ^{226}Ra (Pylon Electronics Inc. - Modelo 2000A).

A fonte com atividade de 96,57 (4%) kBq é situada em um recipiente cilíndrico de alumínio (45 mm de diâmetro e 80 mm de altura) onde a quantidade de ^{222}Rn cresce de acordo com as leis de crescimento e decaimento radioativo. O recipiente é produzido de tal forma que armazena quantidades calibradas de ^{222}Rn para aplicações em sistemas confinados. Quando aberto, 100% do ^{222}Rn contido dentro do recipiente é liberado para a câmara. O gás se dispersa e se distribui uniformemente no volume do reservatório (ver Apêndice III)

A liberação do ^{222}Rn do recipiente da fonte de ^{226}Ra independe das condições de umidade e temperatura. Também a quantidade de filhos de ^{222}Rn dentro do recipiente não interfere na liberação do gás para o ambiente (Pylon, 2001).

Como o volume da câmara e a atividade da fonte de ^{226}Ra são bem conhecidos, a concentração de ^{222}Rn pode ser calculada. O erro em a relação ao valor verdadeiro pode ser considerado pequeno se a fuga para o ambiente externo for mínima. Utilizando a atividade nominal da fonte de ^{226}Ra e o volume medido da câmara de ^{222}Rn , o valor calculado para a concentração de ^{222}Rn no interior da câmara resulta $(166 \pm 7) \text{ kBq} \cdot \text{m}^{-3}$ quando a fonte é mantida aberta dentro da câmara. O Apêndice III mostra resultados dos testes efetuados com a câmara de ^{222}Rn visando o conhecimento da fuga e homogeneidade do gás interno.

2.4 - Sistema de aquisição e análise de imagens

A identificação de traços utilizando-se apenas um microscópio óptico é um dos fatores críticos desse tipo de detecção, depende da subjetividade do observador e poucas informações quantitativas além da contagem de traços e, conseqüentemente, a estimativa de sua densidade na superfície do detector podem ser obtidas. Sistemas automáticos ou semi-automáticos de aquisição de imagens contribuem para a diminuição dessa influência e tornam a análise menos subjetiva e mais quantitativa. Durante este trabalho, foi instalado um sistema semi-automático de análise de imagens objetivando minimizar as desvantagens encontradas na contagem manual, a melhoria na estatística de contagem e a possibilidade de determinação de diversos parâmetros dos traços e sua relação com as condições de irradiação.

O sistema montado 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). A aquisição e análise de imagens são feitas por um programa - Leica QWin - desenvolvido por Leica Microsystems para sistema operacional Microsoft Windows.

O microscópio contém um tubo de observação binocular, oculares com aumento de 10x e objetivas com aumentos de 4, 10, 20, 40 e 63 vezes.

Basicamente são utilizados os mesmos ajustes tanto no microscópio quanto da câmara CCD para medidas de densidade de traços nos detectores LR115 ou CR39. Apenas a objetiva do microscópio é substituída para permitir um maior aumento nas imagens do LR115.

Além da objetiva, a imagem de um campo é alterada pelo tubo do microscópio com um fator de aumento de 1,25x, uma lente intermediária com aumento que pode ser variado entre 5 e 12,5x (que é fixado em 5x) e um adaptador, com fator de 0,1x, para a colocação da câmara CCD¹.

Para medidas em detectores LR115 é utilizada uma objetiva com aumento nominal de 20x. A área do campo de leitura é de aproximadamente $16,02 \times 10^{-4} \text{ cm}^2$, dependendo da quantidade de traços no detector são considerados entre 100 e 450 campos. Para os detectores com menor densidade de traços aproximadamente 30% da área total é visualizada (detectores com tamanho de $1,5 \times 1,5 \text{ cm}^2$). Para medidas no CR39 é utilizada uma objetiva de 10x, o tamanho do campo analisado é de aproximadamente $55,02 \times 10^{-4} \text{ cm}^2$ e são lidos entre 150 e 200 campos, o que permite a leitura de aproximadamente 65 % do detector da marca Lantrack. A calibração do campo de leitura no programa Q-Win é realizada com auxílio de uma lâmina contendo uma escala calibrada (Graticules Pyser-SGI Ltda - UK) contendo 100 divisões em 1 mm de retículo.

A análise de um detector de traço requer o exame de um grande número de campos para que o resultado apresente uma estimativa para sua incerteza relativamente bem dimensionada. Em qualquer leitura procura-se distribuir os campos de forma uniforme em toda extensão do detector². A incerteza na medida da

¹ A fator de aumento da câmara não é fornecido no manual do instrumento.

² Medidas sucessivas da densidade de traços realizadas durante a análise de detectores demonstram que, em geral, há boa homogeneidade na distribuição dos traços na superfície dos detectores.

densidade de traços é estimada pela raiz quadrada do número total de traços dividida pela área total analisada (considerando uma distribuição de Poisson).

Além da medida da densidade de traços, o programa QWin fornece vários parâmetros que descrevem características dos traços, como forma, posição, nível de cinza e tamanho.

Para a caracterização de traços, normalmente, quatro parâmetros são selecionados:

- Área: representa a soma dos elementos de imagem (“*pixels*”) detectados em cada evento. Com a calibração do sistema, pode ser calculada em unidades de área (por exemplo: μm^2);
- Meangrey ou Nível de cinza médio: calcula o quão claro ou escuro o traço é, em média (varia de 0, o mais escuro, até 255 o mais claro);
- Roundness: é relacionado com a forma do traço, proporcional à razão entre o quadrado do perímetro e a área;
- Aspect Ratio: também relacionado com a forma do traço, é uma medida da excentricidade do traço.

Os dois últimos parâmetros podem ser usados para selecionar traços com formas bem circulares. Os parâmetros também podem ser utilizados como fatores limitantes para a aceitação ou não de eventos.

As operações que transformam as informações do detector revelado em parâmetros quantificados são efetuadas na seguinte seqüência: aquisição da imagem; processamento da imagem; detecção dos eventos e formação de imagem binária; processamento da imagem binária; medidas dos parâmetros selecionados e transferência de dados. Como essa seqüência é bastante usual na maioria dos sistemas de análise de imagens, apenas o processo de detecção será tratado aqui, pois envolve aspectos físicos relevantes. A forma de transferência de dados é tratada no Apêndice II.

2.4.1 - Método para detecção dos traços em detectores LR115

O programa Q-Win permite uma grande variedade de análises quantitativas dos eventos detectados (“*features*”). A detecção da imagem é o meio pelo qual o programa separa as regiões de interesse do restante da imagem, ou ainda, separa detalhes dos eventos do fundo da imagem. Um conjunto de elementos de imagem vizinhos formam os eventos detectados. A Figura 2.5 abaixo mostra um exemplo do processo de detecção, a imagem (a) após a digitalização, em tons de cinza, e a imagem binária (b) após a detecção.

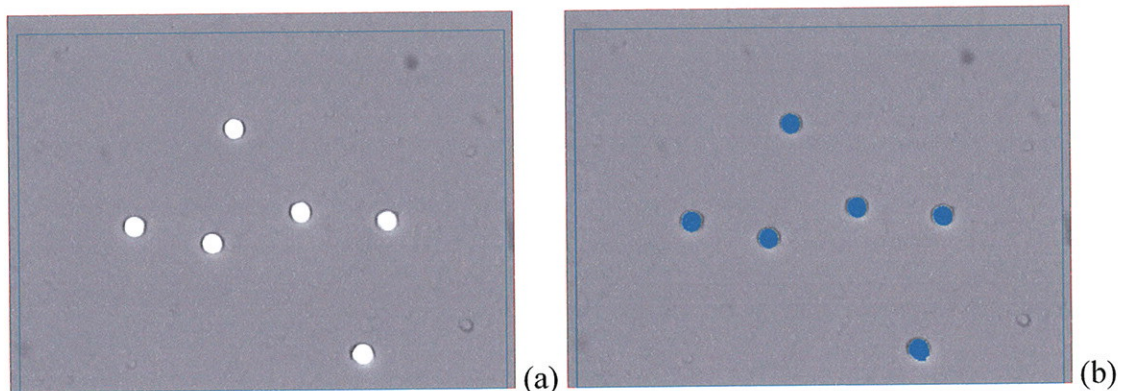


Figura 2.5: (a) - Imagem digitalizada de uma pequena área de um detector LR115 irradiado com partículas alfa de ^{241}Am . Em (b) está a imagem binária correspondente produzida pelo programa Q-Win após o processo de detecção dos eventos.

O programa separa as regiões de interesse (o que são os eventos e o que é fundo do detector) através do nível de cinza apresentado por cada elemento de imagem. O limite ou limites que o programa utiliza para a separação podem ser definidos automaticamente ou escolhidos pelo usuário.

O programa Q-Win permite a detecção de três formas diferentes, sempre se baseando no nível de cinza:

- **BLACK:** Um “*pixel*” é considerado detectado se seu nível de cinza for menor que o limite estipulado. É utilizado para separar regiões ou objetos escuros.
- **WHITE:** Um “*pixel*” é considerado detectado se seu nível de cinza for maior que o limite estipulado. É utilizado para separar regiões ou objetos claros.
- **GREY:** Um “*pixel*” é considerado detectado se o seu nível de cinza situar-se entre dois valores limites escolhidos.

Os “*pixels*” com tons de cinza situados dentro dos limites estipulados são marcados em uma imagem binária. A Figura 2.6 mostra um perfil de dois traços: medidas dos níveis de cinza de cada “*pixel*” ao longo de uma linha reta que passa pelo centro de um traço escuro (a) e um claro (b).

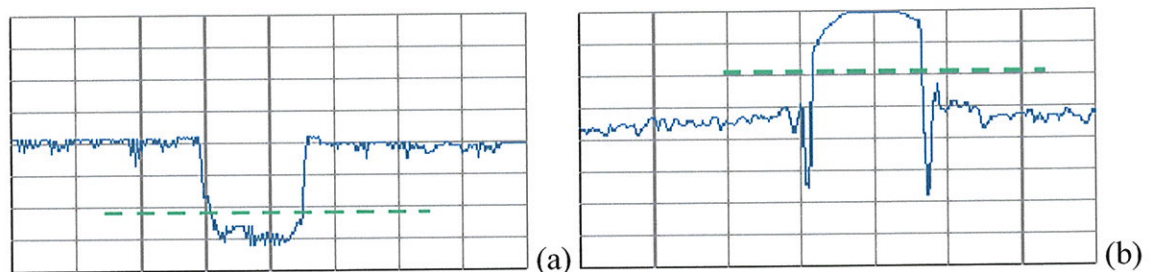


Figura 2.6: Medidas relativas do nível de cinza de uma linha que passa no meio de traço escuro (a) e claro (b). A abscissa representa a posição ao longo do traço e a ordenada, o nível de cinza. As linhas pontilhadas exemplificam os níveis que poderiam ser escolhidos para a detecção dos traços.

O perfil de cada traço indicado na figura acima demonstra a relação entre o nível de cinza e o quão escuro ou claro cada parte do traço é. Percebe-se na figura relativa ao traço claro 2.4(b) a queda dos níveis de cinza antes do aumento acentuado em relação ao fundo nas proximidades do traço. Este perfil demonstra um traço claro com borda bem definida (que é mais escura que o fundo). As linhas pontilhadas em cada figura demonstram valores que poderiam ser escolhidos como limite para detecção.

Fica claro a facilidade que o programa tem para separar objetos ou, no caso deste trabalho, traços que são bem claros ou bem escuros em relação ao nível médio apresentado pelo fundo da imagem. Entretanto, nem sempre é possível distinguir um evento apenas utilizando-se o nível de cinza, como por exemplo eventos que têm níveis de cinza muito próximos do fundo.

Conforme vimos anteriormente (seção 2.1), o aspecto dos traços formados por partículas alfa em detectores LR115 depende da energia da partícula, os traços podem ser bem escuros (partículas de alta energia), bem claros e com borda bem definida (energia intermediária) ou ainda traços nos quais apenas a borda tem uma diferença notável de tons de cinza em relação ao fundo (partículas de baixa energia). Em uma exposição ambiental todos esses tipos de traços estão presentes aleatoriamente no detector, para cada campo haveria necessidade de se ajustar os

limites ou a forma de detecção. A existência dos três tipos básicos de traços nas amostras de LR115 demandou um método para detecção universal de qualquer tipo em um mesmo campo. Para isso foi necessário efetuar um processamento da imagem antes da detecção de seus eventos.

O programa Q-Win permite a manipulação e o tratamento das imagens por diversos filtros e equações matemáticas. Um dos filtros utilizados chamado de "Blackflood" escurece a imagem e favorece o contraste de regiões delimitadas por bordas bem definidas. A Figura 2.7 demonstra o efeito que o filtro produz em um traço perfurado com alto nível de cinza. Como se vê pelo perfil resultante na figura à direita, há grande redução dos níveis de cinza na região central do traço. Entretanto, como a borda, neste exemplo, não está bem definida, a utilização apenas deste filtro não permite a detecção do traço.

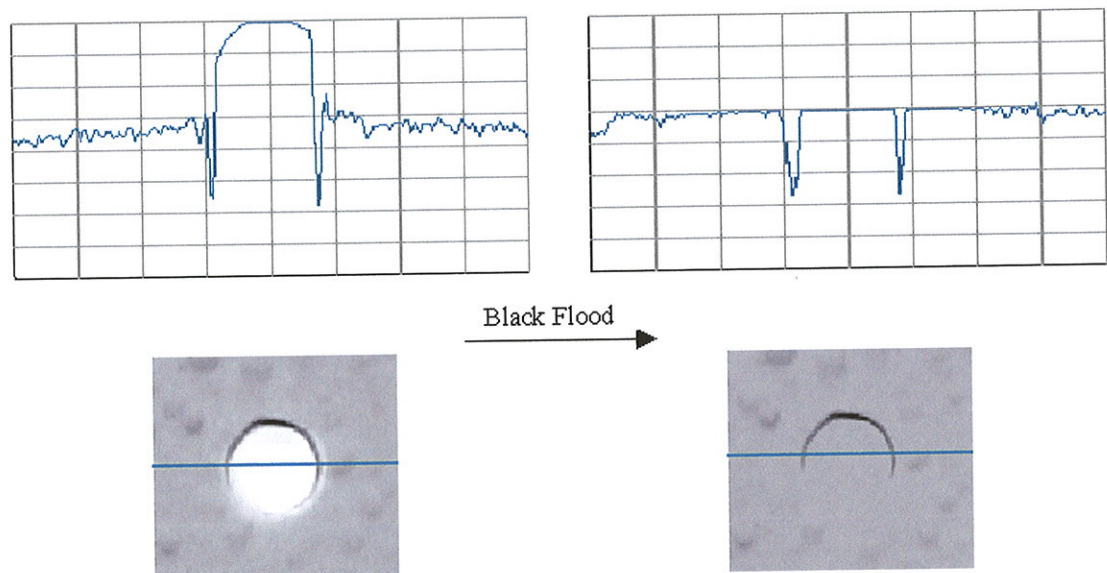


Figura 2.7: Exemplo da aplicação do filtro "Blackflood" em uma imagem de um traço perfurado.

Uma outra alternativa para facilitar o processo de detecção é a utilização de filtros que podem influenciar os valores de nível de cinza nos "pixels" das imagens antes da aquisição.

O uso de filtros externos escuros favorece a definição da borda do traço, e possibilita a detecção universal sem, no entanto, descaracterizar totalmente o parâmetro relacionado ao nível de cinza do traço, uma vez que em toda figura haverá

redução deste nível. A Figura 2.8, abaixo, demonstra o efeito que o uso de filtros vermelhos produz no mesmo traço da figura anterior.

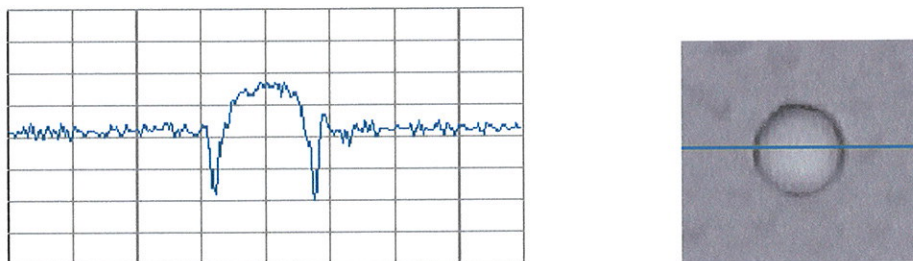


Figura 2.8: Exemplo da colocação de filtros vermelhos antes da aquisição digitalizada da imagem.

A utilização do filtro vermelho permite uma redução adequada nos níveis de cinza da figura e principalmente na borda dos traços. Há uma preparação da imagem para a aplicação do filtro "blackflood". Após esse processamento, o nível de cinza médio do traço fica abaixo no nível do fundo permitindo assim a detecção simultânea de traços escuros e claros.

A Figura 2.9 demonstra o efeito desse processo no mesmo traço claro utilizado anteriormente. A definição de um limite "Black" abaixo do fundo, conforme indicado na figura, permite a detecção de regiões mais escuras que o fundo, inclusive para traços originalmente claros.

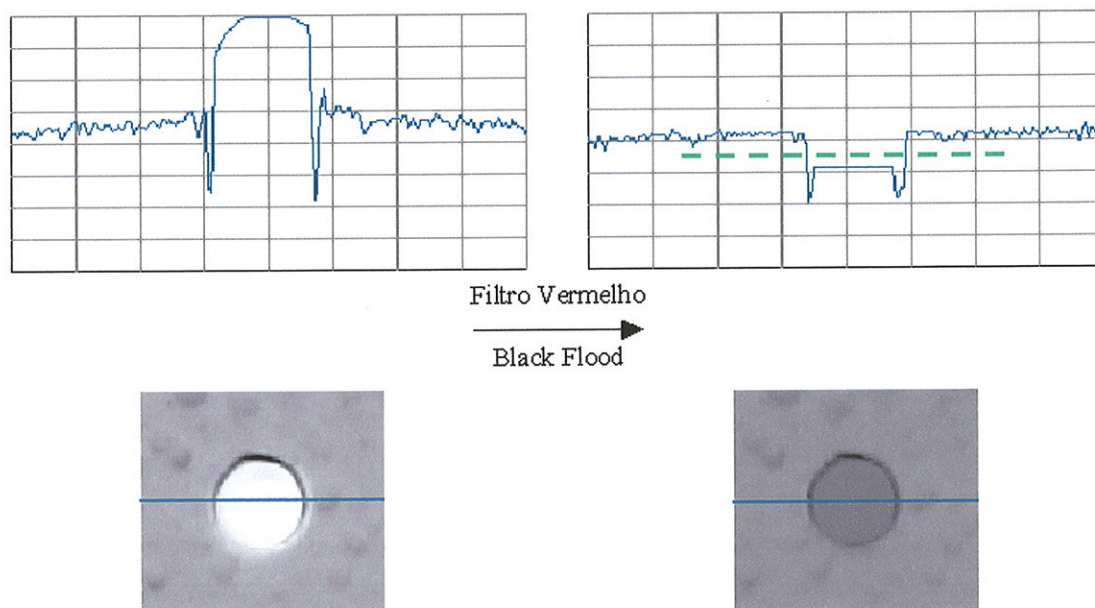


Figura 2.9: Exemplo da aplicação dos filtros vermelhos antes da detecção da imagem e do filtro "Blackflood" após sua aquisição. A linha pontilhada indica o nível de cinza que poderia ser escolhido como limite (*black*) para detecção dos eventos.

É importante notar que esse processo não influencia significativamente os traços que têm níveis abaixo do fundo, apenas ocorre também a redução de seu nível de cinza. Redução essa que se dá de forma semelhante ou proporcional para todos os tipos de traços. Mesmo com esse processo de detecção dos eventos em uma imagem, o nível de cinza continua sendo um parâmetro importante para distinguir os tipos de traços.

2.5 - Exposições em residências da cidade de São Paulo

A estimativa da concentração de ^{222}Rn e filhos na cidade de São Paulo foi realizada com exposições em 170 residências do perímetro urbano da cidade. O sorteio das residências foi realizado com o auxílio do banco de dados do censo de 2002 (IBGE, 2002), realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

O IBGE divide a cidade de São Paulo em aproximadamente 13000 setores censitários, denominação dada para um grupo de 230 domicílios, em média, localizados em uma pequena região da cidade (quarteirão, conjunto residencial etc.).

O IBGE enumera cada setor de acordo com a cidade e distrito de localização. Os setores censitários são bem caracterizados com número aproximado de domicílios, número de apartamentos, número de casas, localização exata na cidade e mapa constando posição inicial e final que devem ser consideradas para o setor.

Foram sorteados 34 setores censitários para a realização dos estudos. Os moradores das residências situadas dentro do setor eram visitados e convidados a participar da pesquisa, para cada setor sorteado foram colocados monitores em cinco residências. Para este estudo foram consideradas propositalmente apenas casas térreas ou sobrados. Apartamentos, quando sorteados, eram desconsiderados.

Na primeira exposição realizada entre abril e outubro de 2003 foram feitas exposições em 14 setores censitários resultando 70 residências. Uma segunda exposição foi realizada no mesmo período de 2004 em 20 setores (100 residências).

A realização da amostragem por meio de sorteio aleatório de setores censitários e de domicílios permite uma boa distribuição geográfica de residências

com diferentes características físicas e presença de famílias diversificadas e com diferentes hábitos sociais. A amostra resultante, do ponto de vista estatístico, representa adequadamente as características da cidade.

Para a definição do tamanho da amostra levou-se em consideração, além da representatividade do estudo, a capacidade de trabalho envolvida na distribuição e coleta dos monitores, e na tomada e análise dos dados. Embora aparentemente pequeno, o tamanho escolhido permite a estimativa de valores com relevância estatística para a cidade, e, por outro lado, aponta resultados que servem de base para estudos mais aprofundados ou caminho para pesquisas similares e correlacionadas com a concentração de ^{222}Rn e filhos. Cabe ainda destacar a escassez de dados verificada na cidade de São Paulo ou mesmo de estudos com abordagem similar em outras regiões do país.

Na primeira exposição foi utilizada uma amostra dos setores censitários da cidade estratificada em 12 conglomerados (“clusters”). Os conglomerados foram produzidos com base nas variáveis: renda média familiar, idade e escolaridade das pessoas responsáveis, número de moradores por domicílio, presença de crianças, adolescentes e idosos, e tipo de moradia. Foram escolhidos três clusters que possibilitavam maior probabilidade de sorteio de setores com prevalência de casas térreas sem prejuízo das demais características. Dentro desses três clusters foram sorteados os 14 setores censitários.

O critério para o sorteio dos setores censitários na segunda exposição foi diferente. Foi feita uma amostragem de setores censitários caracterizados como urbanos pelo IBGE, que continham pelo menos 50 casas.

Todos os setores cujo número de casas representavam mais de 11% do número total de domicílios participavam dessa amostra. Desta forma, foram excluídos somente setores de áreas rurais ou isoladas e setores com prevalência acentuada de apartamentos (maior que 89% de apartamentos). A amostra determinada desse modo continha aproximadamente 10000 setores censitários.

Para as duas exposições o sorteio das residências dentro de cada setor seguiu o seguinte critério: cada residência recebeu um número de acordo com a posição dentro do setor, a residência número um era a primeira residência situada à direita da rua que iniciava o setor, a segunda residência era a moradia número dois e assim por

diante. Para estipular a ordem de visita era sorteado um conjunto de números entre 1 e o total de residências do setor, fornecido pelo IBGE (segundo uma distribuição uniforme de probabilidade).

O sorteio, realizado dessa forma, indica a casa que deve ser visitada inicialmente. Caso o morador da casa sorteada se negasse a participar da pesquisa, ou se a residência estivesse vazia, a quinta casa da seqüência numérica crescente era visitada, com nova recusa, a quinta casa seguinte era visitada e assim por diante. Quando um morador permitia a participação na pesquisa era solicitado que indicasse alguém que morasse no setor para ser também entrevistado. Se não houvesse indicação ou a pessoa indicada não aceitasse participar, a casa correspondente ao número seguinte no sorteio era visitada. Esse processo era repetido até que cinco casas no setor fossem autorizadas a ser monitoradas.

Os moradores que aceitaram participar da pesquisa receberam um informe sobre o motivo do estudo e respondiam um questionário com as características das residências, que forneciam subsídios para uma melhor análise. Com o intuito de garantir maior comprometimento do morador com a pesquisa era também solicitado sua assinatura em uma declaração de aceite que o morador assinava caso aceitasse (esses documentos estão apresentados no Anexo B, o Apêndice I descreve melhor as técnicas utilizadas na distribuição dos monitores e discorre sobre algumas experiências adquiridas neste processo).

Na primeira exposição era solicitado aos moradores que o monitor de placas paralelas fosse pendurado em uma parede de um quarto ou sala. Na segunda exposição era solicitado que os monitores NRPB/SSI e tipo copo fossem pendurados ou colocados sobre um móvel da sala ou quarto, sempre com o LR115 externo voltado para o ambiente.

RESULTADOS

Neste capítulo são apresentados resultados de estudos prévios às exposições residenciais, realizados com os detectores plásticos LR115 e CR39, para aplicações nos monitores de radônio utilizados neste trabalho.

Também são apresentadas as avaliações e características dos monitores em situações controladas e nas exposições residenciais.

Finalizando o capítulo são apresentados os resultados obtidos no sorteio das residências, as concentrações de ^{222}Rn e concentração total de emissores alfa nas duas exposições realizadas na cidade de São Paulo.

3.1 - Detecção de traços e estimativa de energia alfa com LR115

A utilização do detector LR115 em um monitor de placas paralelas impõe a necessidade de redução da energia das partículas alfa emitidas pelo ^{222}Rn e por seus filhos para que os traços possam ser observados.

Após alguns testes com tipos diferentes de degradadores de energia, como o alumínio, o mylar, plásticos PVC e polietileno, o alumínio foi escolhido como degradador de energia para o monitor de placas paralelas.

A espessura de alumínio que envolve o detector pode ser escolhida de modo que seja possível a distinção entre os traços produzidos por partículas alfa emitidas pelo ^{214}Po (7,69 MeV) daqueles produzidos por partículas emitidas pelo ^{218}Po e ^{222}Rn (6,00 e 5,49 MeV, respectivamente).

A perda de energia no alumínio foi calculada a partir dos dados de “*stopping power*” obtidos no banco de dados do NIST (National Institute of Standards and Technology) pelo programa ASTAR (Berger et al., 2000). Com a espessura de alumínio escolhida ($5,8 \text{ mg/cm}^2$), as partículas emitidas pelo ^{214}Po , que atravessam perpendicularmente o filtro de Al, chegam ao detector com energia maior que 3,5 MeV, enquanto aquelas emitidas por ^{222}Rn e ^{218}Po chegam ao detector com energia menor que 2,5 MeV. Essa diferença é suficiente para a separação dos traços

em dois grupos distintos relacionados com a origem das partículas alfa que os produziram.

Em uma imagem digitalizada a área e o contraste dos traços são parâmetros que podem ser quantificados: a área pela quantidade de “*pixels*” que constituem o tamanho do traço e contraste pelo nível médio de cinza (“*Meangrey*”) detectado sob certa configuração do sistema de medida em relação ao nível de cinza do fundo.

Traços produzidos no LR115 irradiado com partículas alfa com energia conhecida foram analisados de forma a relacionar quantitativamente essas características com a energia das partículas. Os traços foram produzidos por partículas emitidas por uma fonte de ^{241}Am (5,48 MeV) atenuadas por diferentes camadas de ar. As energias na superfície dos detectores também foram calculadas com os dados de “*stopping power*” no ar disponibilizados pelo NIST, corrigidos para a temperatura local de aproximadamente 20°C e pressão atmosférica de 926 mbar, em média. As incertezas nos valores de energia foram estimadas a partir das incertezas envolvidas na medida da espessura da camada de ar, incluindo as variações na umidade e temperatura da sala.

Tabela 3.1: Valores médios e desvio padrão dos parâmetros Área e Meangrey relacionados com a energia calculada das partículas alfa. Ataque químico: solução de NaOH a 60°C por 110 minutos

Energia (MeV)	Área (μm^2)	Meangrey
1,28 ± 0,26	61 ± 5	81 ± 6
1,84 ± 0,20	67 ± 5	76 ± 5
2,55 ± 0,14	75 ± 5	99 ± 8
3,15 ± 0,12	57 ± 6	93 ± 7
3,58 ± 0,09	33 ± 5	84 ± 6
3,86 ± 0,07	25 ± 3	65 ± 4
4,15 ± 0,06	20 ± 3	68 ± 4
4,43 ± 0,05	16 ± 2	72 ± 5
4,64 ± 0,05	13 ± 3	77 ± 6
4,91 ± 0,05	11 ± 2	79 ± 6

Somente traços bem circulares (selecionados pelos parâmetros *AspectRatio* < 1,3 e *Roundness* < 1,6)¹ relacionados com incidência normal das partículas no detector foram analisados para que a espessura de alumínio atravessada fosse praticamente constante. Entre 400 e 660 traços foram selecionados para cada energia. A Tabela 3.1 mostra os resultados dos parâmetros Área e *Meangrey* dos traços relacionados com as energias calculadas. O processo de filtração física e virtual foi aplicado nas imagens.

A Figura 3.1 mostra a relação entre a área total do traço (borda e interior) e a energia da partícula que o produziu, a Figura 3.2 mostra a relação entre a energia e o nível de cinza do traço.

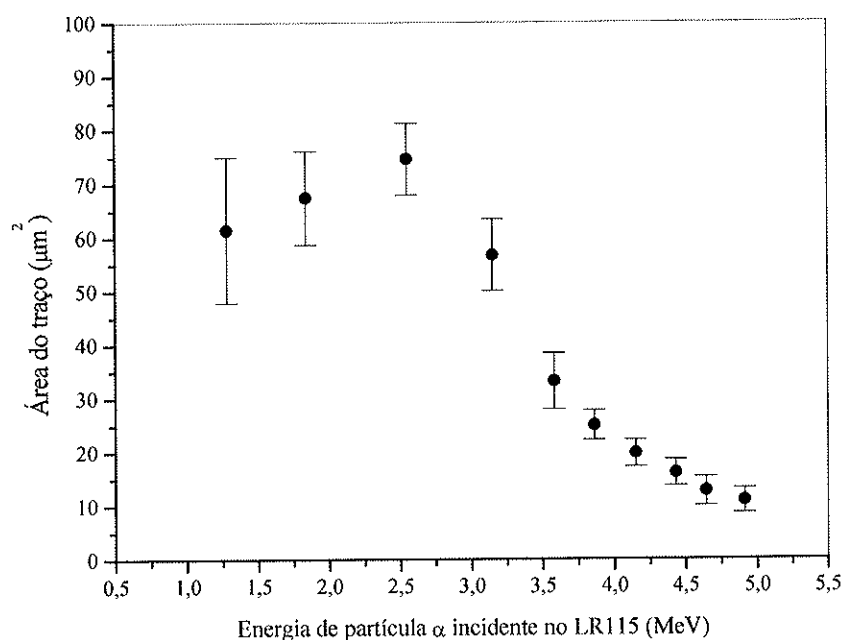


Figura 3.1: Variação da área de traços circulares em detectores LR115 em função da energia de partículas emitidas por ²⁴¹Am atenuadas por diferentes camadas de ar. Ataque químico: solução de NaOH a 60°C por 110 minutos

Para energias maiores que 2,5 MeV a área média dos traços decresce univocamente conforme se aumenta a energia das partículas que os produziram. Traços relacionados com energias menores que 2,5 MeV apresentam áreas mais variadas, que não se correlacionam com a energia e não permitem caracterização

¹ Valores escolhidos de modo a garantir seleção adequada de traços produzidos por partículas com incidência normal e boa estatística de contagem.

apenas por esse parâmetro. É interessante destacar que a forma da curva apresentada na Figura 3.1, para energia maior que 2,5 MeV, é semelhante àquela que relaciona a perda de energia de partículas alfa em plásticos ($-dE/dx$) em função da energia das partículas. Fato idealizado anteriormente para detectores plásticos em geral (Somogyi, 1966) e verificado nos detectores CR39 (Paulo, 1991) e LR115 (Aharmin et al., 2002).

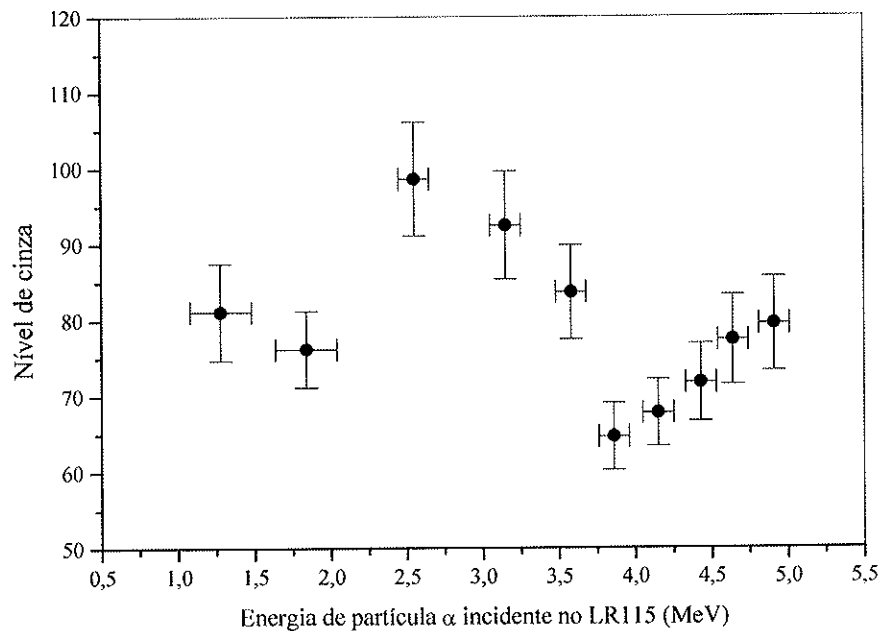


Figura 3.2: Variação do parâmetro *Meangrey* dos mesmos traços apresentadas na Figura 3.1 em função da energia de partículas emitidas por ^{241}Am atenuadas por diferentes camadas de ar. Ataque químico: solução de NaOH a 60°C por 110 minutos.

Os valores de nível de cinza dos traços apresentam maior variação com a energia da partícula. Atingem valores máximos para energias intermediárias e decrescem com o aumento da energia, voltando a subir para energias maiores que 4 MeV. Na verdade, a amplitude desta variação é maior que a demonstrada na figura, pois a parte interna de traços produzidos por partículas de energia entre aproximadamente 2,0 MeV e 3,5 MeV é totalmente removida durante o ataque químico, são os chamados traços perfurados que apresentariam valores de níveis de cinza maiores que 200. A curva, no entanto, reflete a influência do processo de detecção dos traços com a utilização dos filtros (descrito na seção 2.4.1) que reduz o nível de cinza dos traços mais claros.

A quantificação desses parâmetros reproduz bem o que é visto ao microscópio ótico. Para partículas com mais de 2,5 MeV de energia, a medida da área do traço produzido permite uma estimativa razoável de sua energia. Quando há traços produzidos por partículas de diferentes energias (em toda faixa de sensibilidade do LR115) o uso em conjunto dos dois parâmetros (Área e *Meangrey*) permite a estimativa de energia de partículas. Um gráfico de dispersão (Figura 3.3) do parâmetro *Meangrey* em função da área do traço exemplifica melhor como esta estimativa pode ser realizada. Claramente não é possível uma resolução muito fina no processo, entretanto alguns intervalos de energias podem ser visualizados e usados para seleção de emissores alfa.

Conforme pode ser observado na Figura 3.3, partículas alfa com energia menor que 3,5 MeV produzem traços com níveis de cinza maior que 70 e com área maior que $45 \mu\text{m}^2$, aproximadamente. No gráfico de dispersão os pontos relacionados com esses tipos de traços situam-se à direita. A região mais à esquerda, menores áreas e níveis de cinza entre 55 e 90, representam traços produzidos por alfas de maior energia ($> 4,0$ MeV). Os parâmetros de traços produzidos por partículas com energia no intervalo entre 3,5 e 4,0 MeV situam-se na região intermediária do gráfico de dispersão.

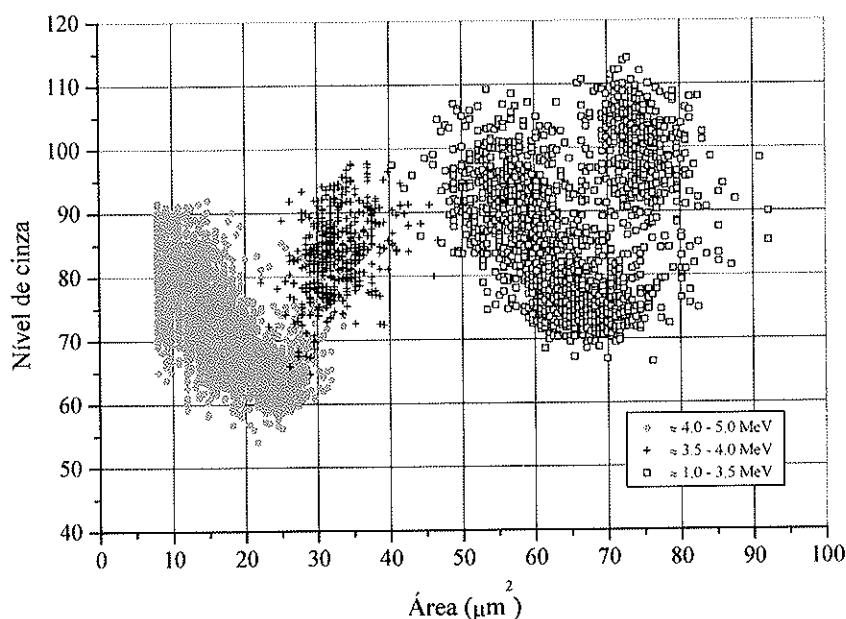


Figura 3.3: Relação entre o parâmetro relacionado ao nível de cinza e área dos mesmo traços das figuras anteriores. Ataque químico: solução de NaOH a 60°C por 110 minutos.

Tais características dos detectores LR115 foram utilizadas para a verificação de equilíbrio radioativo no interior de monitores de placas paralelas.

3.1.1 - Aplicação em monitores de placas paralelas

Um estudo foi realizado em situações de baixa ventilação, com objetivo de validar a hipótese da estimativa do equilíbrio radioativo como meio de avaliar a entrada de ^{222}Rn e filhos até o centro deste monitor.

Nove irradiações foram realizadas na sala já descrita que permaneceu fechada todo tempo de exposição. A Figura 3.4 apresenta um exemplo de gráfico de dispersão dos parâmetros Área e Meangrey obtido na análise do monitor 8. As duas regiões destacadas na figura representam traços produzidos por partículas de diferentes energias. Os traços cujos parâmetros situam-se na região à esquerda do gráfico de dispersão (menores valores de área e nível de cinza) são produzidos por partículas alfa com maior energia e permitem a medida da densidade (d_b), relacionada com a quantidade de ^{214}Po . Os traços à direita permitem a medida da densidade (d_a) devido ao ^{222}Rn e ^{218}Po .

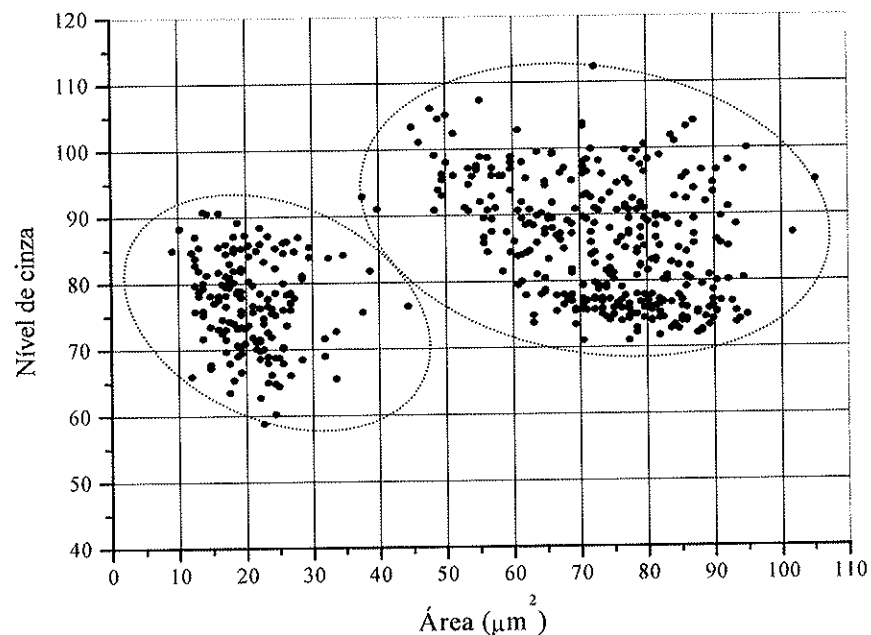


Figura 3.4: Parâmetro Área versus Meangrey para traços circulares produzidos em detectores LR115 expostos a atmosfera de ^{222}Rn e filhos (monitor #8). Ataque químico: solução de NaOH a 60°C por 110 minutos.

A Tabela 3.2 mostra os resultados obtidos para a densidade de traços produzidas por partículas alfa emitidas por ^{222}Rn e ^{218}Po (d_a) e por ^{214}Po (d_b) dentro dos monitores. A última coluna mostra os resultados da razão d_a/d_b , e o tempo de exposição (t_{exp}) em cada teste está apresentado na segunda coluna.

Como descrito na coluna 3 da tabela, os monitores 1 e 2 foram expostos na parede da sala a 1,5 m de altura, os monitores 3 e 4 foram expostos dentro de buracos presentes no piso, com fontes de ^{226}Ra , as placas de acrílico no quarto teste foram cobertas por alumínio para verificar a influência de um meio metálico na entrada de ^{222}Rn e filhos no interior do monitor. Os demais monitores (5 a 9) foram expostos numa mesma posição, a 15 cm do piso sobre um dos buracos (que apresenta fonte mais ativa de ^{226}Ra) e coberto por uma caixa de alumínio de 64 L por diferentes períodos de exposição. Próximo ao monitor, no teste número 6, um ventilador foi colocado para simular uma situação de alta taxa de ventilação.

Tabela 3.2: Densidade de traços e razão entre concentrações de $^{222}\text{Rn} + ^{218}\text{Po}$ and ^{214}Po obtido no LR115 protegido por alumínio no monitor de placas paralelas

Monitor	T exp (d)	Local	Densidade de traços (cm^{-2})				Razão	
			$d_a(^{222}\text{Rn} + ^{218}\text{Po})$		$d_b(^{214}\text{Po})$		d_a / d_b	
1	153	Parede	1587	± 134	867	± 98	1,8	± 0,3
2	94	Parede	1103	± 57	551	± 40	2,0	± 0,2
3	15	Buraco 3	240	± 22	151	± 16	1,6	± 0,2
4	15	Buraco 7	204	± 19	102	± 13	2,0	± 0,3
5	40	Buraco 7	769	± 37	356	± 25	2,2	± 0,2
6	38	Buraco 7	635	± 34	497	± 29	1,3	± 0,1
7	12	Buraco 7	248	± 19	112	± 11	2,2	± 0,3
8	20	Buraco 7	443	± 27	234	± 19	1,9	± 0,2
9	42	Buraco 7	892	± 38	384	± 24	2,3	± 0,2

Exceto na condição de alta ventilação, os resultados para a razão das densidades d_a/d_b apontam situações de equilíbrio radioativo dentro do monitor, ou seja, a concentração de $^{222}\text{Rn} + ^{218}\text{Po}$ é o dobro da de ^{214}Po . Com o aumento da ventilação a razão diminui significativamente indicando a entrada de filhos de radônio dentro do monitor.

Os resultados absolutos das densidades de traços são comparáveis apenas para o grupo irradiado na mesma posição variando-se apenas o tempo de exposição (monitores 5, 7, 8 e 9). A Figura 3.5 mostra relações lineares para as densidades d_a e d_b analisadas em função do tempo de exposição. Tanto o comportamento linear quanto a razão entre os coeficientes lineares das retas ajustadas (que resulta um fator 2) apontam que a distinção entre traços relacionados ao $^{222}\text{Rn} + ^{218}\text{Po}$ daqueles relacionados com o ^{214}Po teve sucesso.

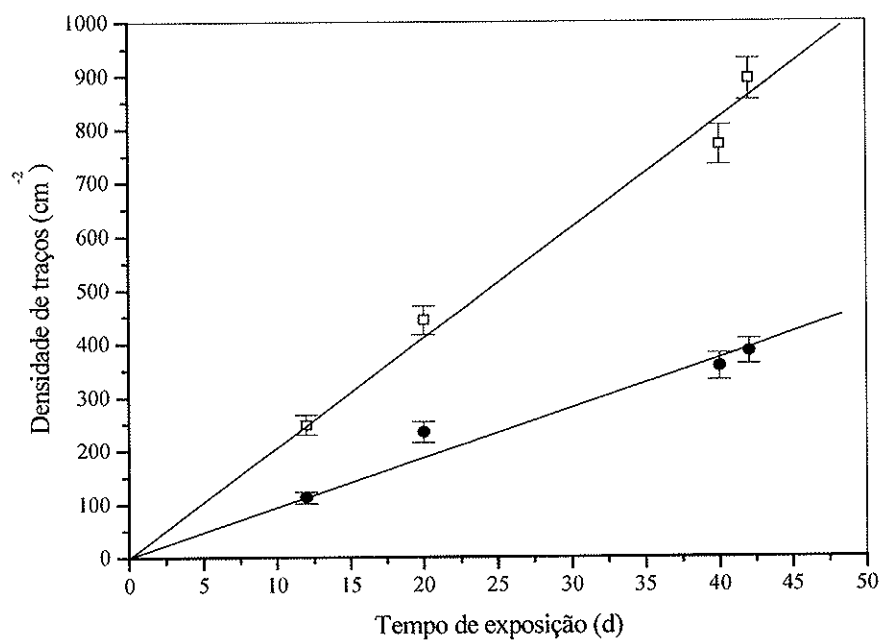


Figura 3.5: Densidade de traços em função do tempo de exposição para traços relacionados a ^{222}Rn e ^{218}Po (quadrados) e a ^{214}Po (círculos).

Esta metodologia aplicada a situações de pouca ventilação permite avaliar a concentração de ^{222}Rn com o uso do monitor de placas paralelas e o detector LR115.

Uma vez que a razão entre as densidades (d_a/d_b) resulta em um fator 2 para situações de pouca ventilação, e o resultado para situações de alta ventilação indica diminuição desse fator, a estimativa dessa razão poderia indicar a condição de ventilação em que o monitor esteve exposto, ou, pelo menos, se é considerável o ingresso dos descendentes do radônio no volume sensível. Desta forma a influência da ventilação poderia ser corrigida e a concentração apenas de ^{222}Rn estimada, desde

que a hipótese de que a entrada de ^{218}Po , com 3,05 minutos de meia-vida, é muito menor que o ingresso de ^{214}Pb (26,8 min), ^{214}Bi (19,7 min) e ^{214}Po (164 μs) seja suposta.

3.2 - Monitor tipo copo

O monitor tipo copo também foi testado inicialmente em condições de baixa ventilação e concentração conhecida de ^{222}Rn . Assim como para o monitor de placas paralelas, os resultados em situações controladas demonstraram a possibilidade de utilização deste monitor para medidas da concentração de ^{222}Rn .

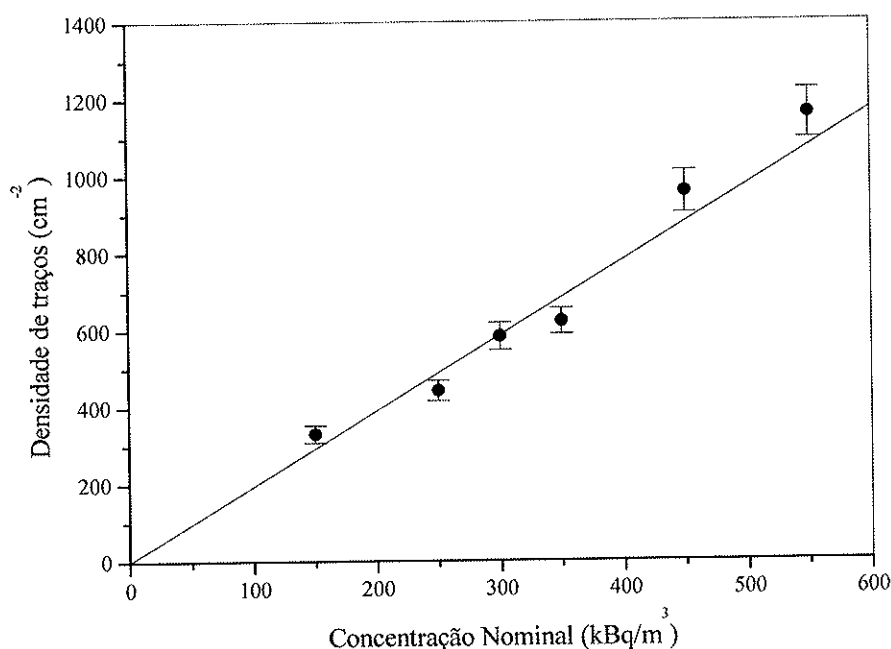


Figura 3.6: Relação entre a densidade de traços e a concentração de ^{222}Rn para monitores tipo copo com detectores LR115 cobertos com alumínio. Ataque químico: solução de NaOH a 60°C por 110 minutos.

A Figura 3.6 mostra os resultados de medidas efetuadas com esse monitor na câmara de ^{222}Rn . Os monitores foram expostos por diferentes tempos de exposição no centro da câmara e com a fonte de ^{222}Rn aberta dentro da câmara. Os resultados

demonstram a proporcionalidade entre a densidade de traços e a concentração de ^{222}Rn .

A Figura 3.7 mostra resultados da densidade de traços apresentada por sete detectores irradiados no monitor tipo copo. Os monitores foram dispostos no centro da câmara de ^{222}Rn com a fonte aberta posicionada em sua base. A concentração total nominal a que os monitores estiveram expostos foi de 300 kBq.m^{-3} . Os resultados demonstram boa reprodutibilidade dos monitores nas condições de irradiação dentro da câmara de ^{222}Rn .

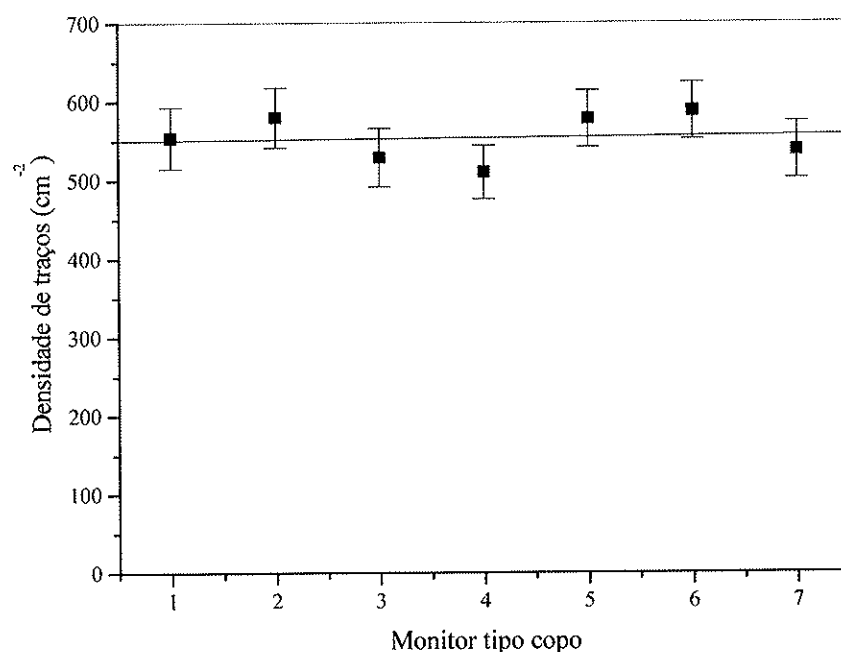


Figura 3.7: Reprodutibilidade de monitores tipo copo irradiados na câmara de ^{222}Rn a concentração total nominal de 300 kBq.m^{-3} . Ataque químico: solução de NaOH a 60°C por 110 minutos.

Embora poucos testes tenham sido realizados com os monitores de placas paralelas e tipo copo, os resultados em situações controladas indicam que os dois apresentam potencial para aplicação em medidas da concentração em separado de ^{222}Rn com detectores LR115. Na seção 3.5, estão apresentados os resultados obtidos com esses monitores em exposições residenciais.

3.3 - Monitor NRPB/SSI

Conforme verificado na literatura o monitor NRPB/SSI apresentou concordância entre os valores de fator de calibração obtidos em calibrações distintas com diferentes condições de ataque químico e diferentes fornecedores de CR39.

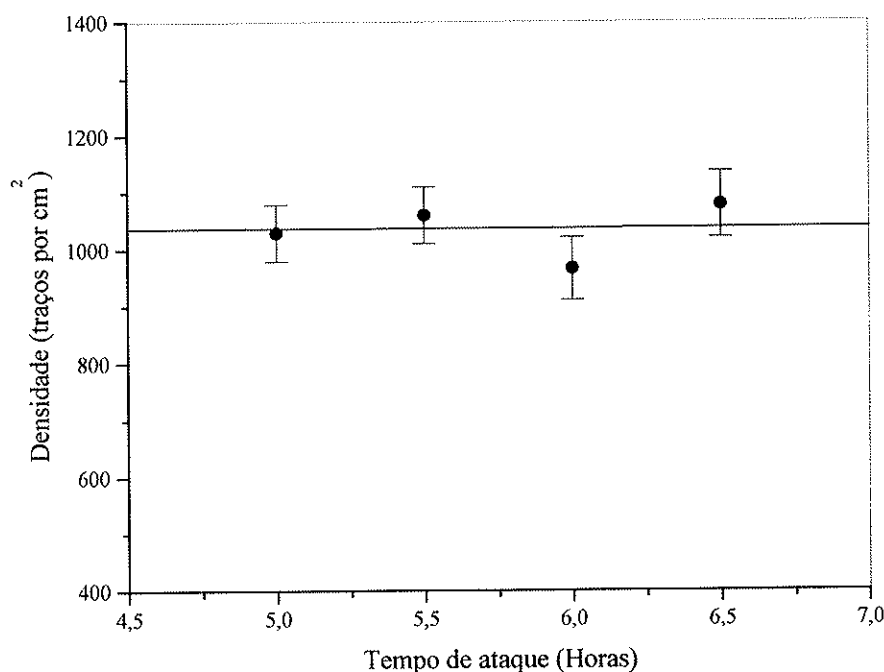


Figura 3.8: Variação da densidade de traços em CR39 (Lantrack) em função do tempo de ataque em solução de KOH 30% a 80°C.

Um estudo foi realizado neste trabalho para uma análise da influência do tempo de ataque químico e a resposta do sistema com o detector da marca Lantrack.

A Figura 3.8 mostra a densidade de traços para monitores submetidos à mesma concentração de ^{222}Rn tratados por diferentes tempos de ataque químico. A Figura 3.9 mostra a proporcionalidade entre a densidade de traços e a concentração de ^{222}Rn para monitores NRPB/SSI utilizados com detectores CR39 da marca Lantrack, irradiados na câmara de ^{222}Rn em condições similares às da Figura 3.6.

A reta ajustada no conjunto de dados da Figura 3.9 apresenta coeficiente angular de $(2,80 \pm 0,10)$ (traços.cm⁻²)/(kBq.h.m⁻³). O valor é compatível com o fator de calibração calculado pelo SSI (equação 2). Como a maioria dos laboratórios participantes da intercomparação que permitiu a calibração do sistema trabalha com o detector da marca Tastrack, o resultado reforça a independência do sistema quanto ao tipo de CR39 (marca, espessura) utilizado.

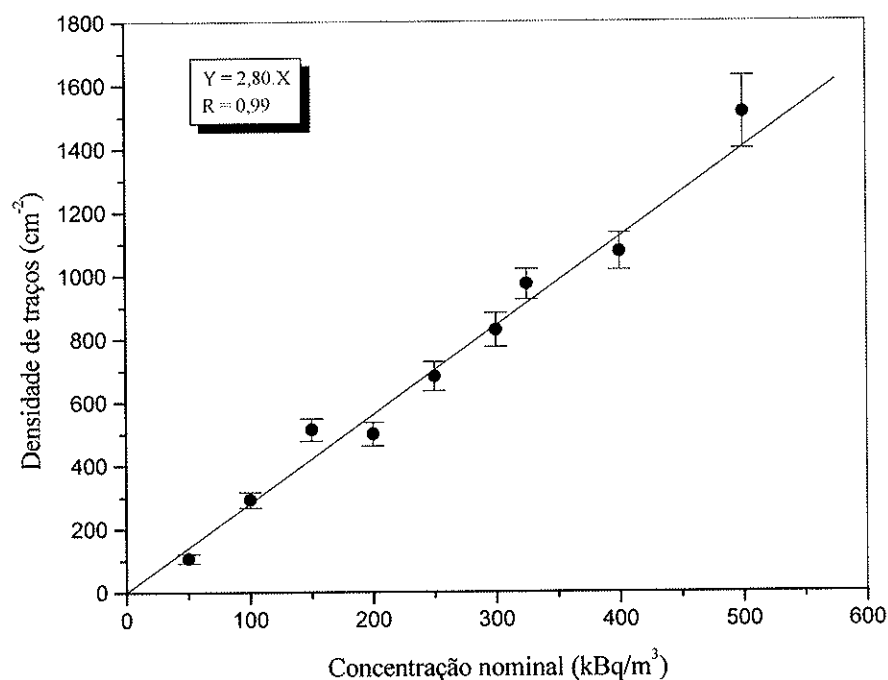


Figura 3.9: Relação entre a densidade de traços e a concentração de ²²²Rn medida com o CR39 (tratado em KOH 30% a 80°C por 5,5 h) da marca Lantrack nos monitores NRPB/SSI.

Além da linearidade demonstrada pelos resultados da Figura 3.9, os monitores NRPB/SSI apresentam boa reprodutibilidade em diferentes condições de irradiação. A Figura 3.10 mostra os resultados de cinco monitores NRPB/SSI com CR39 (Lantrack) irradiados simultaneamente na câmara de ²²²Rn a uma concentração nominal de 300 kBq.m⁻³. A Figura 3.11 mostra resultados similares de reprodutibilidade com a irradiação de monitores na sala do IFUSP contendo fontes de ²²⁶Ra.

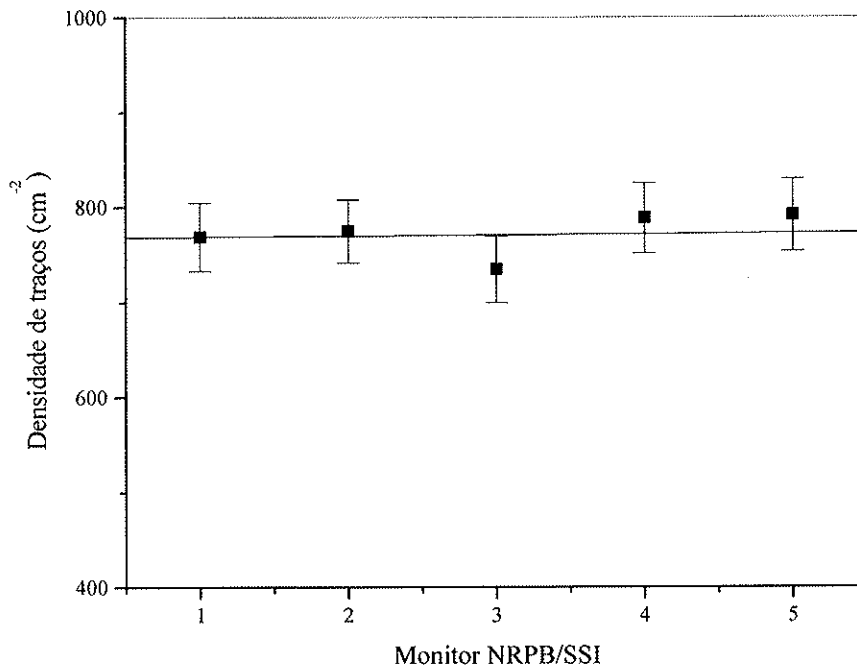


Figura 3.10: Reprodutibilidade de monitores NRPB/SSI com CR39 tipo Lantrack irradiados na câmara de ²²²Rn a concentração total nominal de 300 kBq.m⁻³. O CR39 foi tratado em KOH 30% a 80°C por 5,5 h.

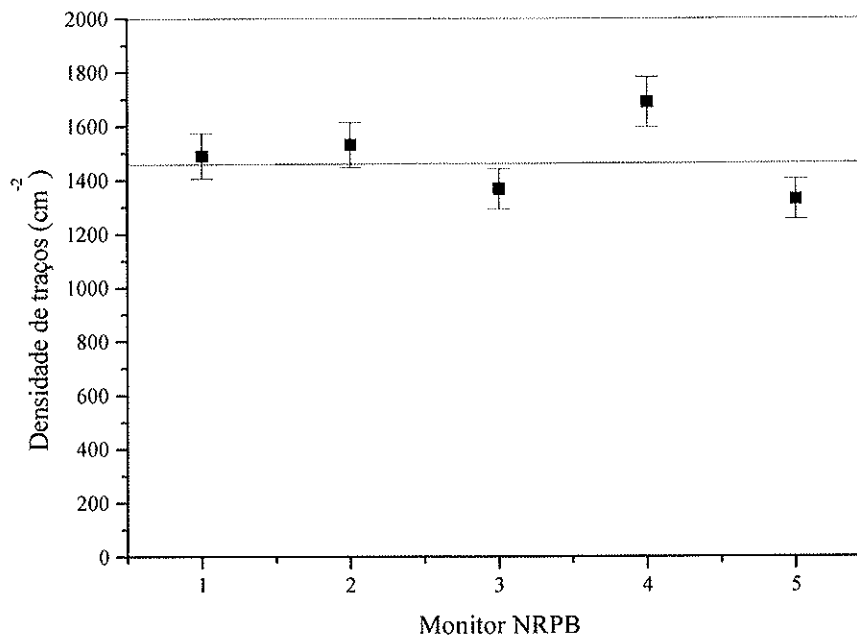


Figura 3.11: Reprodutibilidade de monitores NRPB/SSI com CR39 tipo Lantrack irradiados na sala contendo fontes de ²²⁶Ra. O CR39 foi tratado em KOH 30% a 80°C por 5,5 h.

O monitor NRPB/SSI também já foi bastante testado por diferentes laboratórios e em diferentes condições apresentando a maioria dos requisitos necessários para monitoração pessoal e de área de ^{222}Rn . Suas características como alta sensibilidade, boa reprodutibilidade de medidas e resposta relativamente independente de condições ambientais fazem dele uma das melhores alternativas para medidas isoladas de ^{222}Rn com uso de CR39 (Howarth & Miles, 2003; Orlando et al., 2002).

3.4 - Amostra das residências sorteadas

A Figura 3.12 mostra a distribuição espacial dos setores censitários no território da cidade de São Paulo. Os pontos em vermelho mostram a distribuição na primeira exposição, os pontos em preto representam a distribuição na segunda exposição.

Na primeira exposição, considerando apenas as residências em que foram encontrados moradores, foram visitadas 134 residências. Em 70 delas os moradores aceitaram participar da pesquisa, resultando em um percentual de 52 % de aceite. Na segunda exposição o percentual foi equivalente, 53 % dos moradores entrevistados aceitaram participar da pesquisa, ou seja, 188 residências com presença de moradores visitadas para 100 aceites.

A taxa de retorno de monitores (número de monitores devolvidos em relação ao número distribuído) nas duas exposições foi de 90 %, ou seja, 63 monitores devolvidos na primeira exposição e 90 monitores devolvidos na segunda exposição. Nos poucos casos em que os monitores não retornaram, ou os moradores os perderam, ou eles desistiram de participar da pesquisa, ou não foram encontrados mesmo após até três contatos para a retirada dos monitores.

Na segunda exposição, além dos monitores perdidos ou não encontrados, mais nove detectores LR115 utilizados na forma de “*open detector*” tiveram seus resultados descartados porque os detectores foram expostos com a parte sensível

voltada para a parede ou para a base do móvel em que estavam¹, ou ainda, ficaram danificados após o ataque químico.

Esses problemas de posicionamento dos monitores não ocorreram na primeira exposição porque todos os monitores foram colocados pendurados em uma parede e a forma do monitor tornava mais fácil para o morador lembrar a posição do LR115. Já na segunda exposição a forma do monitor NRPB/SSI e o posicionamento do LR115 favoreceram o acontecimento desses equívocos.

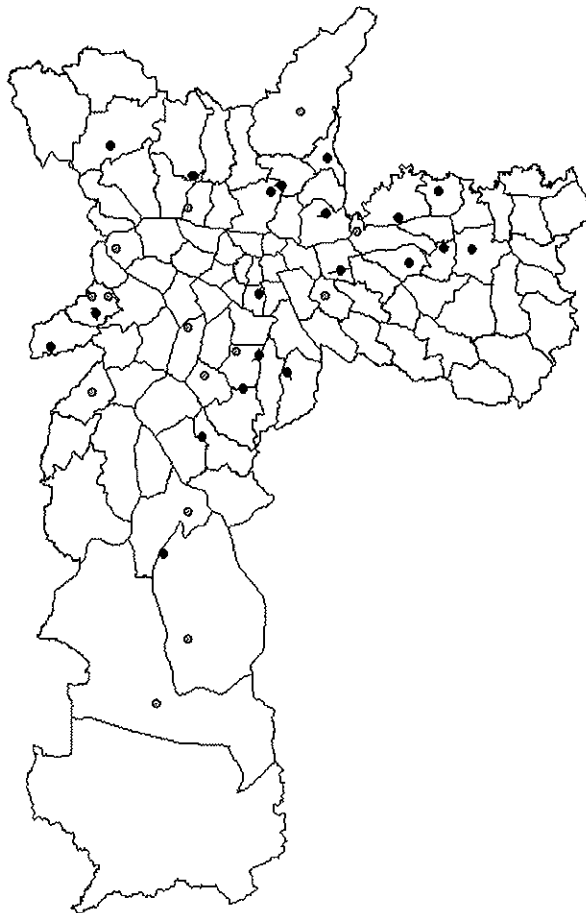


Figura 3.12: Distribuição dos setores sorteados na cidade de São Paulo. Os pontos em cinza representam a primeira exposição e os pontos em vermelho a segunda exposição.

¹ Durante a distribuição, foi demonstrado como os monitores deveriam ser expostos, mas em alguns casos a colocação do monitor ficou por conta do morador. Mesmo em alguns casos em que os próprios entrevistadores colocaram o monitor na posição correta e no local de exposição, alguns monitores tiveram sua posição alterada.

3.5 - Concentrações medidas de emissores alfa total, ^{222}Rn , e de filhos no ar

3.5.1 - Resultados - primeira exposição

O objetivo da primeira exposição era fornecer resultados da concentração em separado de ^{222}Rn com uso de monitores de placas paralelas e resultados da concentração total de emissores alfa em residências de São Paulo. Entretanto o comportamento dos monitores de placas paralelas em residências divergiu do resultado apresentado nos testes em situações de laboratório (pouca ventilação ou ventilação controlada). As densidades de traços dos detectores internos eram cerca de dez vezes maiores que aquelas verificadas nos detectores externos. Mesmo com o processo de seleção dos traços e uma estimativa da condição de equilíbrio radioativo, não seria possível avaliar a concentração de ^{222}Rn nas residências por meio de uma calibração do monitor na câmara de ^{222}Rn ou na sala de fontes.

As hipóteses utilizadas na construção do monitor, embora se verifiquem verdadeiras em situações controladas (seção 3.1.1), não são confirmadas em situações com maiores taxas de ventilação, como as residências. Essas maiores taxas de ventilação aumentariam a probabilidade de entrada de filhos de ^{222}Rn até o centro do monitor. Também não pode ser descartada a possibilidade de ingresso de ^{220}Rn e filhos no monitor em exposições residenciais. Essas duas componentes perturbam o equilíbrio radioativo e impedem a medida apenas da concentração de ^{222}Rn .

Esses resultados motivaram a realização da segunda exposição com o uso do monitor NRPB/SSI e também do monitor tipo copo com o detector LR115. Foram propostas outras soluções para o monitor de placas paralelas, como o empacotamento do monitor com filtro de PVC, que impede a entrada dos filhos de radônio. Soluções essas que foram testadas em outras pesquisas, quando se verificou que o ingresso de filhos de radônio foi diminuído. No entanto, não se pode ainda descartar que a presença de ^{220}Rn no ambiente afete os resultados com esse monitor.

Dessa maneira, na primeira exposição foi possível somente a estimativa da concentração total de emissores alfa nas residências estudadas, por meio da análise dos detectores colados no lado externo do monitores. A Tabela A. 1 do Anexo A apresenta os resultados obtidos para as densidades de traços e respectiva

concentração total de emissores alfa em cada residência. Nesta exposição foram analisadas 63 residências sendo 45 casas térreas¹ e 18 sobrados.

A Figura 3.13 mostra a distribuição dos valores obtidos para a concentração total de emissores alfa nas residências estudadas na primeira exposição. Uma função log-normal, que é normalmente a função encontrada para as situações como a deste estudo (UNSCEAR, 2000), está ajustada à distribuição. Os parâmetros da curva ajustada (valor máximo, amplitude e desvio padrão) estão indicado na figura.

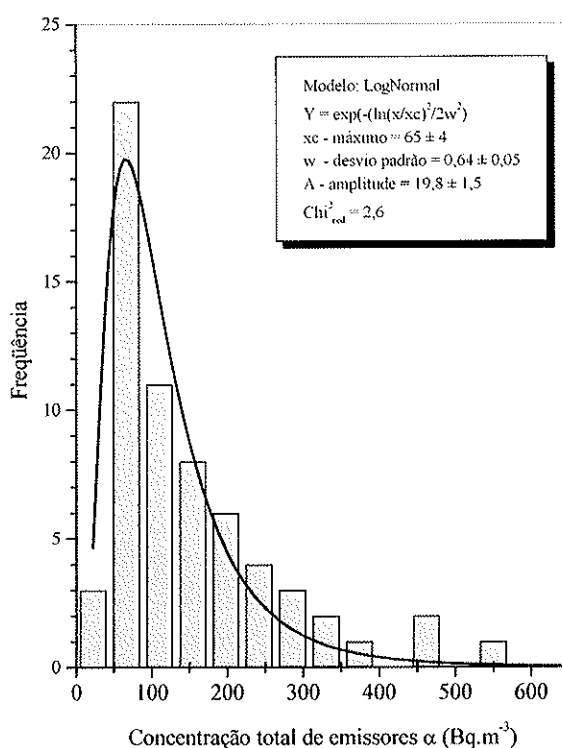


Figura 3.13: Distribuição dos valores da concentração total de emissores alfa e o resultado da melhor curva que se ajusta aos dados, uma função log-normal. Os parâmetros da curva ajustada (valor máximo, amplitude e desvio padrão) estão indicado na figura. O ajuste de uma gaussiana à distribuição dos logaritmos dos valores obtidos apontam média geométrica e desvio padrão geométrico compatíveis com os valores calculados.

Os valores para a concentração total de emissores alfa variaram entre o valor mínimo de 33 Bq.m^{-3} e máximo de 561 Bq.m^{-3} . A média geométrica, que representa a melhor estimativa para a concentração medida, resultou 115 Bq.m^{-3} com desvio

¹ Sobrados que tiveram cômodos monitorados no andar térreo foram considerados como casas térreas.

padrão geométrico igual a $2,0 \text{ Bq.m}^{-3}$. A média aritmética resultou 147 Bq.m^{-3} com 112 Bq.m^{-3} de desvio padrão.

Além da concentração total de emissores alfa, a dose gama integrada no período de exposição foi estimada pela análise dos detectores TL expostos simultaneamente no monitor de placas paralelas. A Figura 3.14 mostra a distribuição dos valores obtidos nessa análise. O valor médio encontrado para a taxa de dose gama em residências da cidade de São Paulo foi de 130 nGy.h^{-1} com 26 nGy.h^{-1} de desvio padrão.

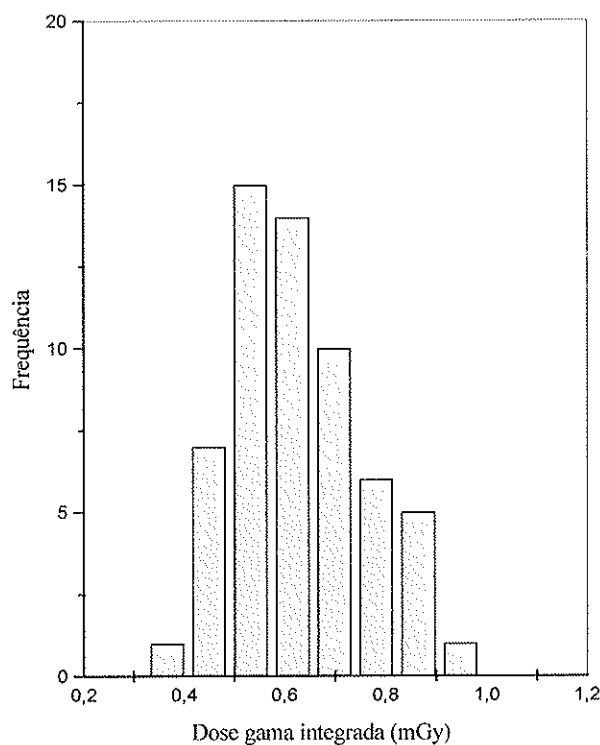


Figura 3.14: Distribuição dos valores obtidos de dose gama em residências da cidade de São Paulo.

3.5.2 - Resultados - segunda exposição

A segunda rodada de exposição em novas residências possibilitou a estimativa da concentração total de emissores alfa e a concentração em separado de ^{222}Rn nos mesmos locais. Permitiu também a avaliação do monitor tipo copo nas exposições residências. Os resultados das duas concentrações suportam a estimativa também da concentração apenas de filhos de radônio nos ambientes monitorados.

3.5.2.1 - Avaliação do monitor tipo copo em exposições residenciais

A Figura 3.15 mostra a relação entre a densidade de traços apresentada pelo detector LR115 exposto no monitor tipo copo e a densidade de traços medida no detector CR39 exposto no mesmo ambiente dentro do monitor NRPB/SSI. A Figura 3.16 apresenta a mesma comparação entre os detectores expostos no monitor tipo copo com os detectores LR115 expostos na forma "bare detector". A comparação foi realizada com exposições conjuntas em 41 residências.

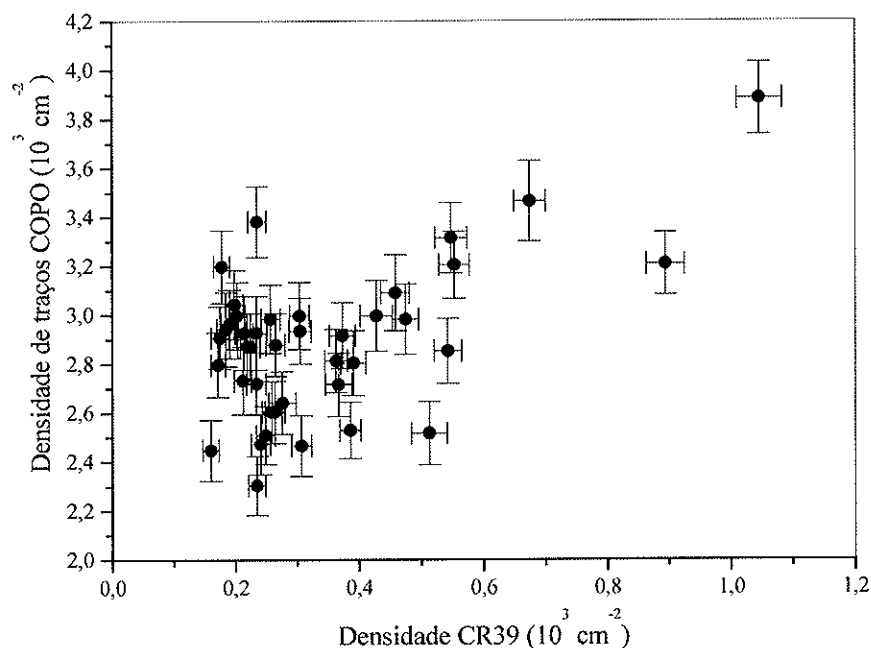


Figura 3.15: Comparação monitor tipo copo e NRPB/SSI.

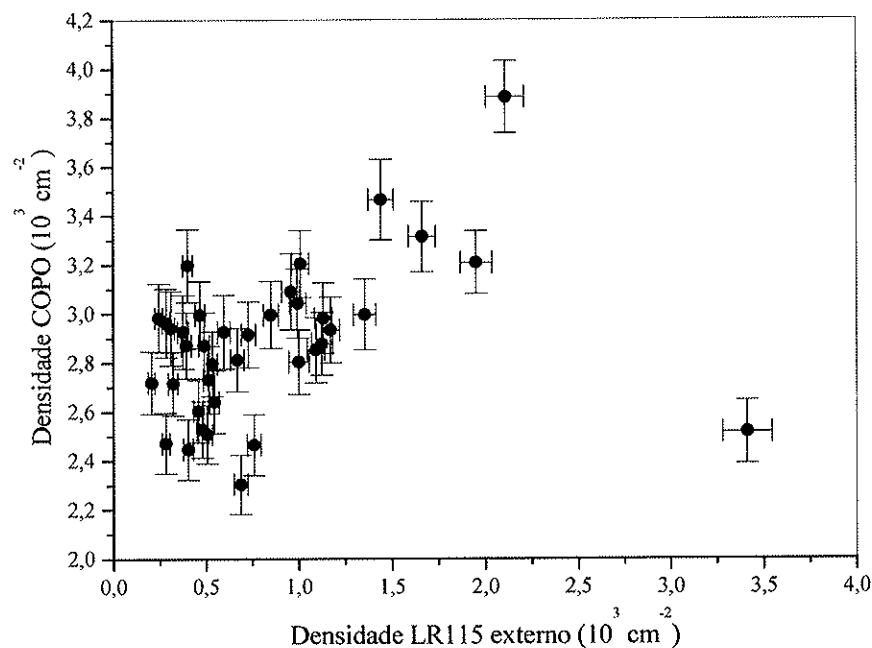


Figura 3.16: Comparação monitor tipo copo e LR115 externo.

A alta densidade de traços observada para todos os detectores colocados dentro desse monitor, bem como a inexistência de correlação entre seus resultados e os dos outros detectores mostram que, semelhante à exposição com monitores de placas paralelas, o monitor tipo copo apresenta comportamento distinto entre os testes em situações controladas e as exposições em residências. Embora o monitor tipo copo apresente bons resultados em situações controladas, mesmo a pequena abertura em sua superfície parece ser suficiente para a entrada de filhos de ^{222}Rn até o volume sensível do detector em exposições residenciais.

3.5.2.2 - Concentração de ^{222}Rn e concentração total de emissores alfa

Os valores obtidos para a concentração total de emissores alfa e a concentração em separado de ^{222}Rn nas residências estudadas na segunda exposição estão apresentados na Tabela A. 2 do Anexo A. Os resultados foram calculados a partir da densidade de traços medidas nos respectivos detectores e o tempo de exposição também presentes na tabela. A última coluna mostra a contribuição percentual dos filhos de radônio na concentração total de emissores alfa.

A Figura 3.17 e a Figura 3.18 apresentam, respectivamente, a distribuição dos valores obtidos para a concentração apenas de ^{222}Rn e a distribuição da concentração total de emissores alfa nas residências estudadas na segunda exposição. Nas duas distribuições curvas log-normal se ajustam bem aos dados. Os parâmetros das curvas ajustadas (valor máximo, amplitude e desvio padrão) estão indicado nas figuras.

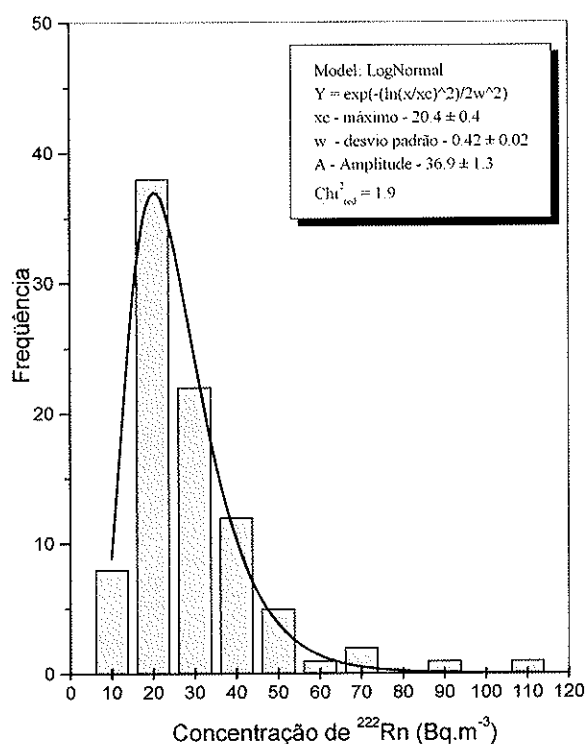


Figura 3.17: Distribuição dos valores da concentração de ^{222}Rn na segunda exposição e o resultado da melhor curva que se ajusta aos dados, uma função log-normal. Os parâmetros da curva ajustada (valor máximo, amplitude e desvio padrão) estão indicado na figura. O ajuste de uma gaussiana à distribuição dos logaritmos dos valores obtidos apontam média geométrica e desvio padrão geométrico compatíveis com os valores calculados.

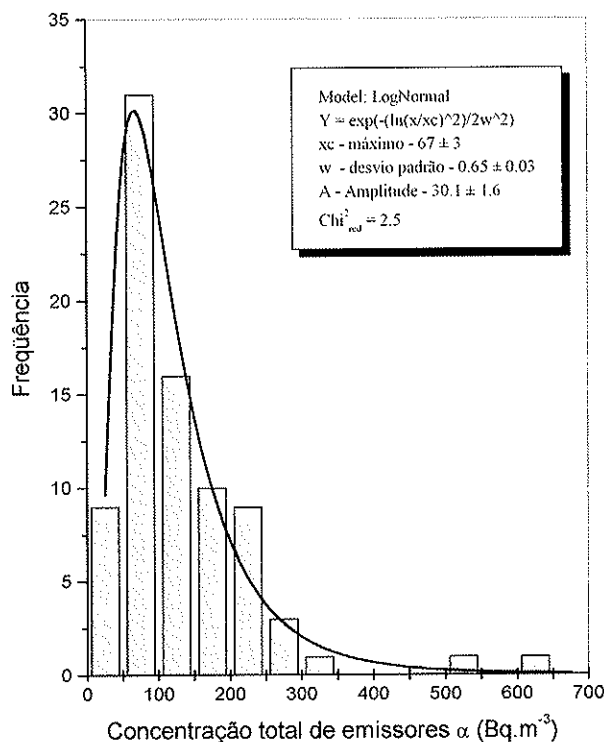


Figura 3.18: Distribuição dos valores da concentração total de emissores alfa na segunda exposição e o resultado da melhor curva que se ajusta aos dados, uma função log-normal. Os parâmetros da curva ajustada (valor máximo, amplitude e desvio padrão) estão indicado na figura. O ajuste de uma gaussiana à distribuição dos logaritmos dos valores obtidos apontam média geométrica e desvio padrão geométrico compatíveis com os valores calculados.

A média geométrica das concentrações encontradas de ²²²Rn resultou 25 Bq.m⁻³ com 1,6 Bq.m⁻³ de desvio padrão geométrico. A média aritmética estimada foi de 28 Bq.m⁻³ com 16 Bq.m⁻³ de desvio padrão e valores máximo e mínimo de 11 Bq.m⁻³ e 109 Bq.m⁻³. Para a concentração total de emissores alfa, houve variação entre 31 Bq.m⁻³ e 615 Bq.m⁻³, a média geométrica obtida foi de 107 Bq.m⁻³ com 1,9 Bq.m⁻³ de desvio padrão geométrico e a média aritmética foi de 131 Bq.m⁻³, ligeiramente abaixo da primeira exposição, com 98 Bq.m⁻³ de desvio padrão.

As duas concentrações medidas na segunda exposição permitem a avaliação da concentração de filhos de radônio nas residências (coluna nove menos coluna sete

da Tabela A. 2), a concentração média aritmética de filhos de radônio resultou em 102 Bq.m^{-3} enquanto a média geométrica foi de 77 Bq.m^{-3} .

A Figura 3.19 mostra a distribuição dos valores obtidos para a contribuição de filhos de radônio na concentração total de emissores alfa. Em média, 73% da concentração total de emissores alfa é devida a filhos de radônio. Não foi verificada variação significativa deste valor com as características das residências.

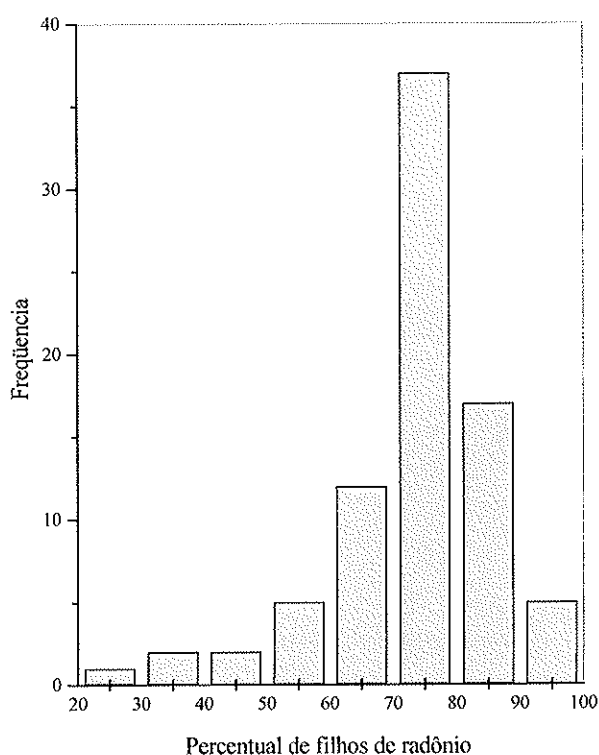


Figura 3.19: Distribuição dos valores da contribuição percentual dos filhos de radônio na concentração total de emissores alfa.

DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

4.1 - Monitores de placas paralelas e tipo copo

Os resultados apresentados pelo monitor de placas paralelas e pelo monitor tipo copo em situações controladas como a câmara de ^{222}Rn e em locais que ficam fechados permanentemente respondem a critérios básicos de um sistema de detecção como reprodutibilidade e linearidade. Porém, apenas em exposições realistas, como as exposições residenciais, as influências externas como a ventilação (sob diferentes taxas e diferentes direções ao longo do tempo de exposição) e a mobilidade dos emissores alfa no ar podem ser consideradas.

Conforme verificado no capítulo anterior, os resultados desses dois monitores em situações realistas foram muito diferentes daqueles em situações controladas, o que impediu o aproveitamento de suas medidas.

De acordo com os resultados apresentados pelo monitor de placas paralelas em situações de ventilação forçada, uma estimativa do percentual de entrada de filhos em relação à entrada apenas de radônio poderia ser efetuada caso não fosse verificado equilíbrio radioativo. Porém, essa estimativa seria feita sob a hipótese de que a entrada de ^{218}Po fosse muito menor do que entrada de seus filhos no ar, o que também não se mostrou verdadeiro.

A comparação entre as densidades de traços obtidas no monitor tipo copo e no monitor NRPB (Figura 3.15) ou no detector LR115 externo (Figura 3.16) demonstra uma leve tendência de aumento na densidade de traços dos detectores LR115 expostos nos monitores tipo copo com o aumento da concentração de ^{222}Rn ou concentração total de emissores alfa. Entretanto, as densidades nos detectores expostos no monitor tipo copo são sempre muito elevadas (> 2000 traços.cm⁻²), mesmo para baixas concentrações de ^{222}Rn ou concentração total de emissores alfa. Essa característica também foi observada no monitor de placas paralelas.

A densidade de traços muito mais alta verificada nas exposições residenciais, para os dois tipos de monitores, pode ser explicada pela entrada excessiva de filhos de radônio até o volume sensível de detecção dos detectores LR115 expostos

internamente. Também não se descarta o ingresso do isótopo ^{220}Rn , que, mesmo com meia-vida muito mais curta que o isótopo 222, pode estar presente em grande quantidade no ar, principalmente próximo a paredes ou solo.

Essa entrada de outros emissores alfa devido à influência das condições ambientais, à geometria do copo, definindo um volume sensível maior para o LR115, em comparação com o detector externo, e ao filtro de alumínio, que permite a detecção de partículas com maior energia, explicaria o aumento excessivo na densidade de traços apresentada pelos detectores internos.

A densidade de traços verificada no detector exposto no monitor tipo copo não pôde ser relacionada nem com a concentração apenas de ^{222}Rn nem com a concentração total de emissores alfa, o que impede seu uso mesmo como um estimador da concentração total de emissores alfa.

Como as aberturas para o ar externo se mostraram relativamente grandes, comparadas com a abertura do monitor NRPB/SSI, uma possibilidade para a utilização dos dois monitores nos mesmos formatos seria cobri-los com membranas permeáveis ao ^{222}Rn e impermeáveis ao isótopo 220 e aos demais elementos sólidos originados por esses dois elementos.

É importante ressaltar que as influências externas, tão significativas nos monitores tipo copo e no monitor de placas paralelas, não afetam os monitores NRPB/SSI que devido ao seu formato e isolamento interno permitem a entrada exclusiva de ^{222}Rn .

4.2 - Correlação entre concentração total de emissores alfa e dose gama

O valor médio encontrado para a taxa de dose gama de 130 nGy.h^{-1} é compatível com outro estudo realizado em ambientes fechados na cidade de São Paulo (Yoshimura et al., 2004). Neste estudo também não foi encontrada correlação entre a dose gama e a posição geográfica na cidade, deste modo não são esperadas grandes variações na quantidade de urânio do solo da cidade de São Paulo.

A Figura 4.1 mostra a relação entre a concentração total de emissores alfa e a dose gama integrada no período de exposição. Conforme pode ser observado, não é possível identificar uma correlação positiva. Outros trabalhos, com base em mais

de 5000 resultados, já constataram uma pequena correlação entre concentração de radônio e dose gama (Fujimoto, 1998). Em nosso trabalho, a baixa quantidade de dados impede uma melhor análise dessa correspondência, caso exista.

Uma forte correlação entre a dose gama e concentração de radônio não é, em geral, observada, devido às fontes que originam cada componente. A dose gama está relacionada com a quantidade de emissores gama em uma área extensa e em aproximadamente até 1 metro de profundidade de solo, além daqueles presentes nos materiais de construção. Também ela é praticamente independente das condições ambientais. A concentração de emissores alfa no ar, por outro lado, é relacionada com a quantidade de ^{238}U ou ^{232}Th nos materiais de construção e em uma área de solo limitada e mais profunda. Também sofre forte influência das condições ambientais e do tipo de residência.

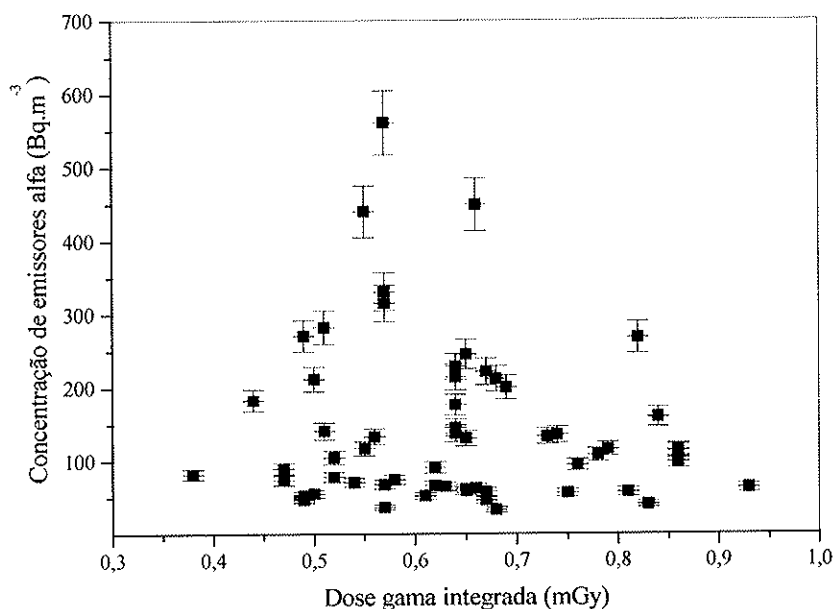


Figura 4.1: Relação entre a concentração total de emissores alfa e a dose gama integrada no período de exposição.

Conforme pode ser notado na Figura 4.1 há maior dispersão dos resultados da concentração total de emissores alfa (78%) do que da dose gama (19%), o que aponta uma quantidade maior de parâmetros influenciando a concentração total de emissores alfa.

4.3 - Concentrações de ^{222}Rn e de filhos na cidade de São Paulo

Com relação ao atendimento da população à pesquisa, tanto as taxas de aceite e, principalmente, as de retorno de monitores foram muito boas e acima das expectativas. Fatos que refletem a atenção dispensada aos moradores no primeiro contacto e o interesse por parte deles no auxílio a esta pesquisa.

A primeira exposição possibilitou uma estimativa da concentração total de emissores alfa com medidas em 63 residências da cidade. Já a segunda, permitiu a estimativa da concentração em separado de ^{222}Rn e também uma segunda estimativa da concentração total de emissores alfa a partir de medidas em 90 residências. Os valores obtidos estão resumidos na Tabela 4.1.

Tabela 4.1: Valores obtidos para concentração total de emissores alfa, concentração em separado de ^{222}Rn e concentração de filhos de radônio no interior de residências da cidade de São Paulo

Concentração Medida	Média Aritmética	Desvio Padrão	Média Geométrica	Desvio Padrão Geométrico	Faixa
	Bq.m^{-3}				
Total em 2003	147	112	115	2,0	33-561
Total em 2004	131	98	107	1,9	31-615
Rn-222	28	16	25	1,6	11-109
Filhos	102	87	77	2,2	12-506

As estimativas obtidas neste trabalho para a concentração em separado de ^{222}Rn na cidade de São Paulo estão abaixo da média de levantamentos realizados em vários países: 46 Bq.m^{-3} de média aritmética e 37 Bq.m^{-3} de média geométrica. Os valores encontrados são aproximadamente um terço da média encontrada na Europa, metade da média obtida nos Estados Unidos e são comparáveis com resultados obtidos em outros países da América do Sul como Argentina, Chile e Paraguai. (UNSCEAR, 2000).

Valores para a concentração de ^{222}Rn abaixo daqueles obtidos em países com condições climáticas mais severas podem ser encontrados devido à uma influência maior da taxa de ventilação do que da taxa de emanação de ^{222}Rn . A temperatura média medida diariamente na cidade de São Paulo (IAG, 2005) nos anos de 2003 e 2004 (Figura 4.2) demonstra que nos períodos de exposição as temperaturas foram

amenas o que permitiria boa ventilação e trocas constantes de ar no interior das residências.

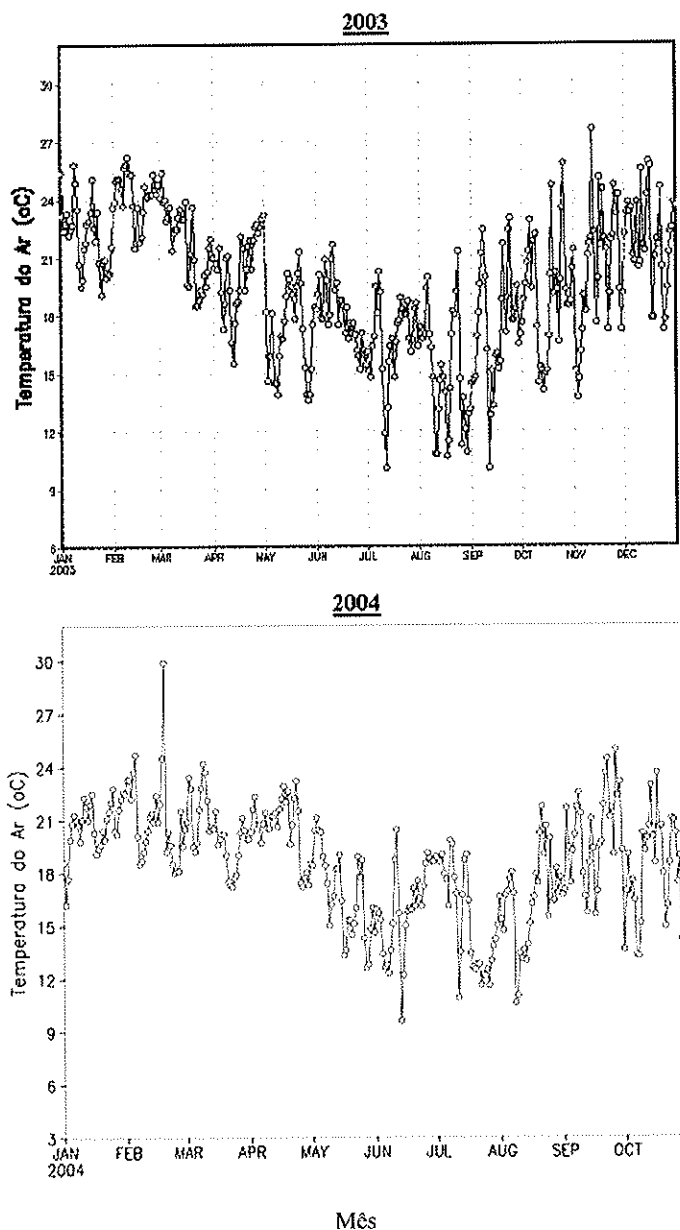


Figura 4.2: Temperatura média diária na cidade de São Paulo durante os anos de 2003 e 2004 (IAG, 2005).

Com relação a outros levantamentos realizados no Brasil, os valores obtidos em São Paulo apresentam valores maiores que em cidades do Nordeste e menores que em cidades localizadas em áreas uraníferas como Monte Alegre e Inglês de Souza ou Poços de Caldas que apresenta níveis mais altos de radiação natural.

Considerando apenas a concentração de ^{222}Rn , em todas residências estudadas não foram encontradas concentrações acima daquelas para as quais são recomendadas ações remediadoras: 148 Bq.m^{-3} (EPA) ou 200 Bq.m^{-3} (ICRP).

Como, além da quantidade de radionuclídeos naturais presentes no solo ou nos materiais de construção, a concentração de emissores alfa depende de outros fatores, foi realizado um estudo correlacionando a concentração estimada em cada residência com suas características (retiradas dos dados preenchidos nos questionários - Anexo B) objetivando analisar a influência que características como tipo de piso, taxa de ventilação e altura em relação ao solo do cômodo monitorado implicam na concentração total de emissores alfa.

Tabela 4.2: Valores médios da concentração total de emissores alfa de acordo com as características das residências estudadas (primeira exposição). Os valores em parênteses na segunda coluna mostram o número de residências encontradas para cada variável, na terceira coluna indicam um desvio padrão geométrico

Variável	Tipo	Concentração α Total	
		Bq.m^{-3}	
		Média Geométrica	Faixa
Ventilação	Muito Boa (10)	90,3 (2,0)	37-450
	Boa (38)	100,2 (1,9)	33-561
	Pouca (15)	193,6 (1,8)	53-440
Tipo residência	Térreas (45)	130,8 (2,0)	37-561
	Sobrados (18)	84,1 (1,7)	33-268
Tipo de piso	carpete (8)	93,4 (1,7)	52-268
	cerâmica (33)	129,9 (2,0)	37-561
	cimento (7)	232,9 (1,6)	90-450
	madeira (14)	70,9 (1,7)	33-229

A Tabela 4.2 resume os resultados obtidos entre essas correlações na primeira exposição. Foram escolhidas as variáveis: tipo de residência, tipo de piso e ventilação, esta última avaliada pelo morador¹ como cômodo muito ventilado, com

¹ Em alguns casos, quando o morador permitia a entrada nas residências, a avaliação do morador pôde ser comprovada pelo entrevistador.

bom nível de ventilação e pouco ventilado. Variáveis como presença de pintura interna e tipo de material de construção não foram consideradas porque praticamente todas residências apresentam as mesmas características: residências de alvenaria com presença de pintura interna com tinta látex.

Também para a segunda exposição foi elaborado estudo semelhante incluindo nesta análise a concentração apenas de ^{222}Rn . A Tabela 4.3 mostra as relações entre as concentrações médias, mínimas e máximas obtidas de ^{222}Rn e de emissores alfa com as características das residências estudadas

Tabela 4.3: Influência das características das residências na concentração de ^{222}Rn e na concentração total de emissores alfa. Os valores em parênteses na segunda coluna mostram o número de residências encontradas para cada variável, na terceira e quinta colunas indicam um desvio padrão geométrico

Variável	Tipo	Concentração ^{222}Rn		Concentração α Total	
		Bq.m ⁻³			
		Média Geométrica	Faixa	Média Geométrica	Faixa
Ventilação	Muito Boa (17)	22,7 (1,3)	14-45	109,4 (1,7)	55-245
	Boa (58)	25,4 (1,6)	11-109	110,1 (1,9)	36-615
	Pouca (15)	29,1 (1,6)	14-72	91,5 (2,0)	31-284
Tipo residência	Térreas (50)	28,8 (1,6)	11-109	121,3 (1,9)	31-615
	Sobrados (40)	21,7 (1,4)	12-52	91,4 (1,8)	42-522
Tipo de piso	carpete (7)	25,4 (1,4)	16-40	92,5 (1,5)	55-173
	cerâmica (55)	24,9 (1,6)	11-109	109,6 (1,9)	31-615
	cimento (5)	29,9 (1,6)	14-46	137,7 (2,2)	42-253
	madeira (23)	25,8 (1,7)	12-89	103,8 (1,8)	45-324

Conforme pode ser verificado nas tabelas acima, fatores como a ventilação, tipo de residência e cobertura do piso influenciam a concentração de emissores alfa ou concentração de ^{222}Rn no interior das residências. Menores concentrações são verificadas em locais com maiores taxas de ventilação, sobrados e coberturas do solo com madeira ou carpete. Por outro lado, residências térreas com pouca ventilação e cobertura do solo com cimento ou cerâmica estão relacionadas com as maiores concentrações de ^{222}Rn e filhos.

A análise da faixa de valores encontrados em cada agrupamento das residências demonstra não ser possível atribuir a uma única variável os maiores ou menores valores de concentração de emissores alfa no interior das residências.

A Figura 4.3 apresenta as concentrações médias de ^{222}Rn e concentração total de emissores alfa agrupadas de acordo com o distrito onde se situa o setor censitário sorteado das residências monitoradas nas duas exposições. Conforme demonstra a figura, há grande variação nos valores médios obtidos de acordo com a posição geográfica na cidade.

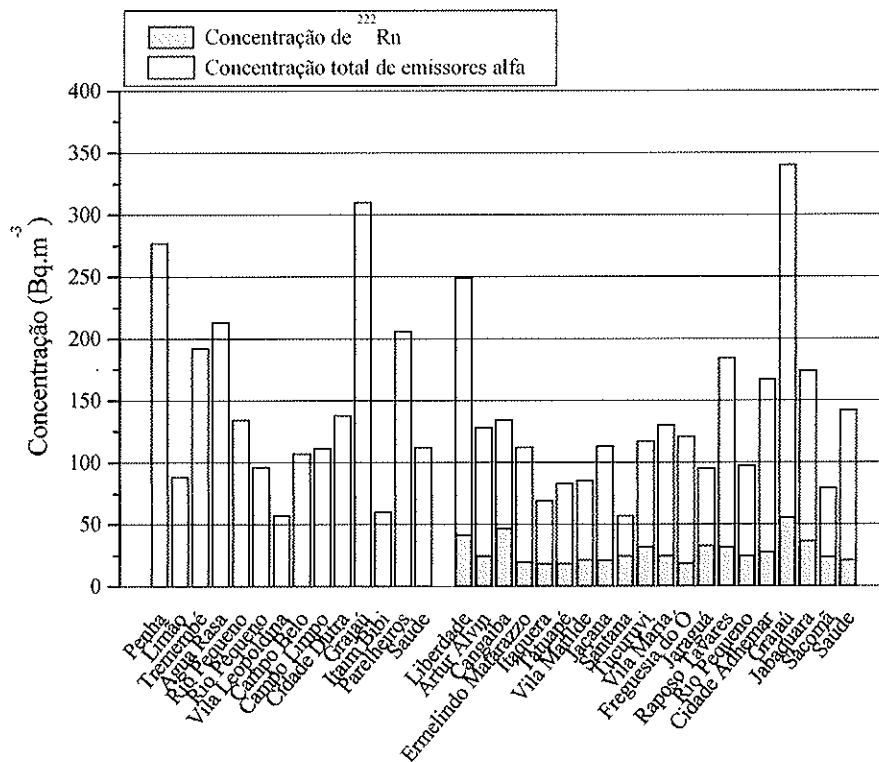


Figura 4.3: Concentrações médias de ^{222}Rn e filhos em cada setor censitário sorteado.

Excetuando a região do extremo sul da cidade, representada pelos distritos de Parelheiros e principalmente Grajaú, que nas duas exposições apresentou as maiores concentrações totais de emissores alfa, não há outras regiões em que se destaque uma

influência maior do solo do que as demais variáveis que contribuem para o aumento dessa concentração nas residências.

Altas concentrações totais de emissores alfa (acima de 200 Bq.m^{-3}) verificadas em outros distritos podem ser explicadas pelas características das residências. Por exemplo, o setor censitário sorteado no distrito da Penha é um conjunto residencial popular onde foram colocados monitores nos apartamentos térreos e a maioria deles não apresentavam revestimentos no piso ou nas paredes. Da mesma forma, nos setores dos distritos da Liberdade e Água Rasa as casas eram térreas e, segundo as informações dos moradores, com baixas taxas de ventilação.

Conforme visto anteriormente, a estimativa da concentração total de emissores alfa não é uma medida comum na maioria dos levantamentos realizados. Normalmente a avaliação dos filhos de radônio é obtida a partir da medida do fator de equilíbrio ou adoção dos valores médios estimados.

Levantamentos semelhantes a deste estudo foram realizados em residências na cidade de Campinas (Neman, 2000) que apresentou média de 82 Bq.m^{-3} e Poços de Caldas (Neman, 2004) com média de 186 Bq.m^{-3} . Os valores obtidos em São Paulo (147 Bq.m^{-3} e 131 Bq.m^{-3} de média aritmética) são maiores que em Campinas e conforme esperado menores que em Poços de Caldas, porém com um percentual de contribuição de filhos na concentração total maior que neste levantamento. Em Poços de Caldas a contribuição de filhos de radônio na concentração total foi de 30%, em média. Em São Paulo esse percentual foi de aproximadamente 73%.

O percentual verificado em São Paulo aponta que uma medida do fator de equilíbrio na cidade de São Paulo resultaria em um valor maior que a média mundial de 0,4 apresentada pelo UNSCEAR. Conseqüentemente medidas apenas da concentração de ^{222}Rn como substituto para avaliações de concentrações de filhos de radônio no ar poderiam acarretar estimativas equivocadas.

Conforme verificado na Figura 4.4, que apresenta a concentração estimada de filhos de radônio em relação à concentração total de emissores alfa, a avaliação da concentração total de emissores alfa é um bom indicativo da concentração dos filhos de radônio no ambiente. Por outro lado, a Figura 4.5 indica uma correlação pobre entre a concentração de filhos de radônio e a concentração de ^{222}Rn .

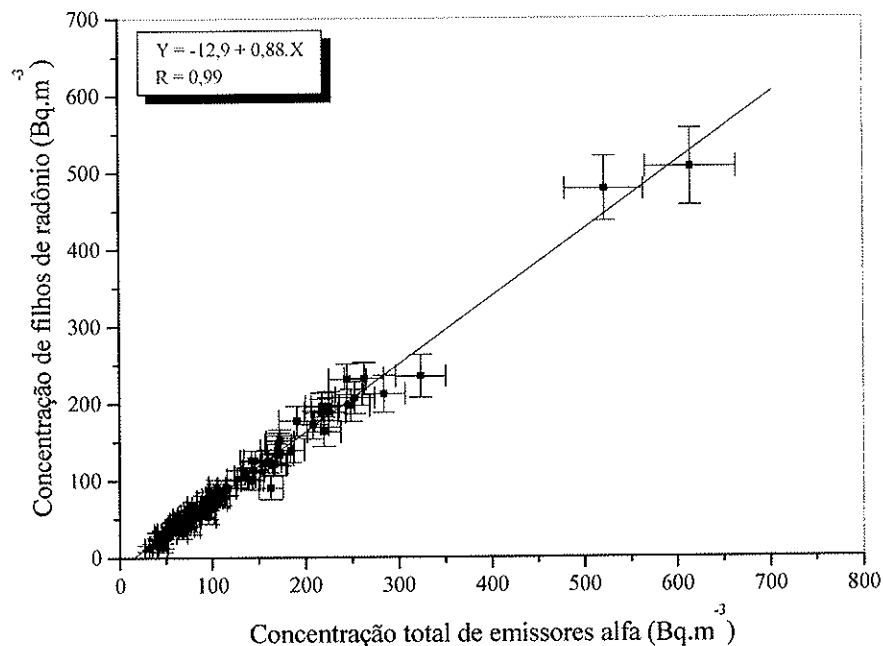


Figura 4.4: Concentração de filhos de radônio em relação à concentração total de emissores alfa.

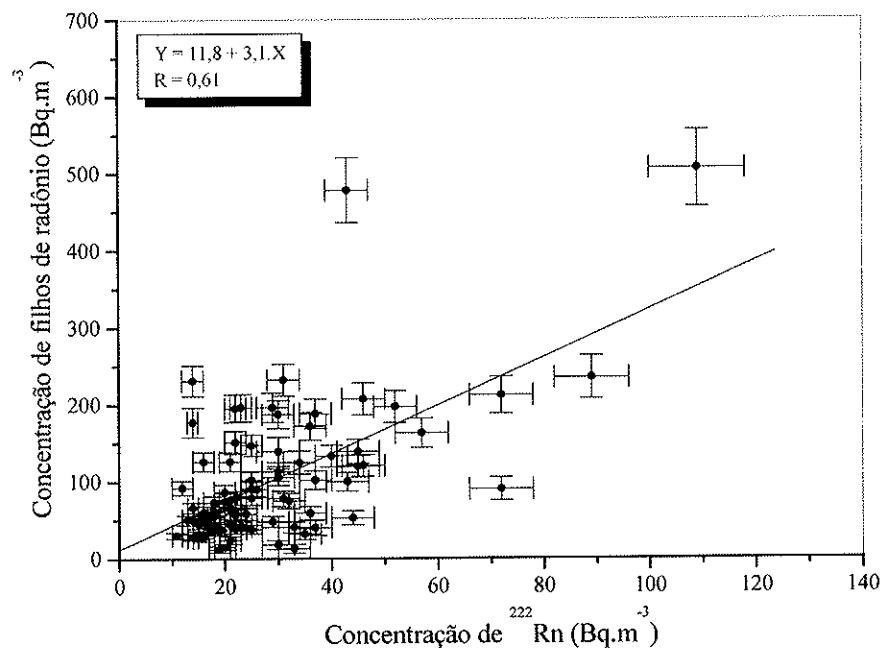


Figura 4.5: Correlação entre a concentração de filhos de radônio e a concentração de ²²²Rn.

É importante notar que o fato de a contribuição dos filhos do radônio ser maior que em outras regiões, pode ser devido à presença de tório em maior

quantidade no solo da cidade, ou ainda, devido à influência do “*autoplateout*” no detector LR115 na medida da concentração total de emissores alfa.

Conforme descrito anteriormente, a concentração de ^{232}Th em São Paulo, em termos de Bq.kg^{-1} , é praticamente o dobro da concentração de ^{226}Ra . A medida com o detector exposto diretamente ao ambiente não elimina contribuições de torônio e de seus filhos, o que pode ser significativo caso a concentração de emissores alfa da família do tório no ar ambiente não seja desprezível. Por outro lado, se uma quantidade significativa de filhos de radônio que se depositam no detector, ou que estejam muito próximo a ele, emitirem partículas alfa que produzam traços observáveis e considerados durante a medida, poderia ocorrer uma superestimativa da concentração total de emissores alfa no ar já que traços produzidos no detector como resultado do efeito do “*autoplate-out*” seriam considerados.

CONCLUSÕES

Neste trabalho foi realizado o primeiro levantamento das concentrações de emissores alfa (radônio e filhos) no ar de residências da cidade de São Paulo. Para se chegar ao conhecimento dos níveis de contaminação ambiental por radônio e filhos, itens relacionados à infra-estrutura do laboratório, ao aprendizado de diferentes técnicas de detecção e à preocupação com a validade estatística dos resultados foram focalizados.

O sistema de medida da densidade de traços em detectores plásticos foi aperfeiçoado com a instalação de um sistema digitalizado de análise de imagens. Além de constituir ferramenta importante na análise de detectores plásticos, o sistema de aquisição de imagens e o programa de análise permitem medidas não só de detectores de partículas alfa como aplicações em outras áreas.

Com este novo sistema é possível a determinação de vários parâmetros que quantificam as características dos traços. Com o método de detecção de traços desenvolvido para o LR115, uma característica importante desse detector foi demonstrada: a possibilidade de estimativa de energia de partículas a partir da análise da área dos traços produzidos e do nível de cinza resultante na imagem digitalizada. Com essa característica foi possível verificar a condição de equilíbrio radioativo dentro do monitor de placas paralelas irradiado em situações de baixa ventilação.

Uma câmara de ^{222}Rn constituída de um reservatório em aço inox aproximadamente cilíndrico de 583 L foi desenvolvida e foi verificado que a maior influência na homogeneidade e fuga de ^{222}Rn na câmara deve-se à abertura, quando necessário, para troca de amostras. A câmara permite a realização de testes e calibrações em monitores de ^{222}Rn e filhos com diferentes níveis de intensidade, mas tem uso restrito para detectores de partículas alfa expostos diretamente ao ^{222}Rn e filhos devido aos efeitos do "plate-out".

Para realização de medidas em separado da concentração de ^{222}Rn três sistemas foram utilizados. Dois monitores baseados no detector LR115, o monitor de placas paralelas e o tipo copo, foram testados em condições controladas e realistas. Os resultados em cada situação foram divergentes para os dois monitores. Em

condições realistas havia entrada excessiva de radônio e filhos até o volume sensível do monitor, provavelmente devido à forte influência da taxa de ventilação e presença de aerossóis. Para utilização dos monitores nos mesmos formatos é necessária a utilização de filtros que impeçam a entrada de ^{220}Rn ou de filhos dos isótopos de radônio presentes no ambiente.

A estimativa do valor médio da concentração de ^{222}Rn e de seus filhos foi realizada em duas exposições em residências de setores censitários sorteados aleatoriamente na cidade. Em todas residências monitoradas houve primeiramente a concordância dos moradores para a realização das medidas. A receptividade e aceitação dos moradores ao auxílio a esta pesquisa, representadas pelas taxas de aceitação e de retorno dos monitores, ficaram acima das expectativas.

A média temporal da concentração de ^{222}Rn e da concentração total de radônio e filhos foi determinada separadamente. A partir destas duas medidas foi estimada a concentração apenas de filhos de radônio nesses ambientes.

O valor da média geométrica encontrado para a concentração de ^{222}Rn ($25 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$) está abaixo da média mundial informada pela UNSCEAR. A concentração de ^{222}Rn é aproximadamente um terço daquela encontrada em países europeus e compatível com a média obtida em outros países da América do Sul. Com relação a outros levantamentos realizados no Brasil, os valores obtidos em São Paulo são maiores que em cidades do Nordeste e menores que em cidades localizadas em áreas com níveis mais altos de radiação natural.

Considerando apenas a estimativa da concentração de ^{222}Rn , não foram encontradas residências com concentrações acima dos limites restritivos estipulados por organismos de proteção radiológica.

A relação entre os resultados obtidos e as características das residências estudadas demonstrou que locais com maior ventilação, mais longe do solo e com piso de carpete ou madeira apresentam menores níveis de contaminação ambiental. Por outro lado, locais com menor taxa de ventilação, andares térreos e com piso de cimento ou cerâmica contribuem para o aumento das concentrações.

As maiores concentrações médias por setor censitário foram encontradas no extremo sul da cidade nos distritos de Parelheiros e Grajaú, locais onde a contribuição do solo para o aumento das concentrações ficou mais evidente.

Há uma correlação pobre entre a concentração de ^{222}Rn e a concentração de filhos de radônio no ar. Conseqüentemente, uma estimativa da insalubridade dessa contaminação a partir de medidas unicamente da concentração de ^{222}Rn e uso de um fator de equilíbrio médio pode levar a resultados equivocados.

A contribuição dos filhos de radônio para a concentração total de emissores alfa é maior em residências da cidade de São Paulo que em residências de Poços de Caldas, segundo comparação com estudo semelhante realizado naquela cidade. Esse percentual maior na cidade de São Paulo, juntamente com dados na literatura sobre as quantidades de ^{238}U e ^{232}Th , apontam que, em São Paulo, os níveis de contaminação devido aos elementos da família do ^{232}Th podem não ser desprezíveis.

O principal objetivo deste trabalho, de fornecer dados sobre os níveis de contaminação ambiental por radônio e filhos em residências da cidade de São Paulo, complementa um projeto mais amplo do laboratório de dosimetria de avaliar as fontes de exposição devido às radiações ionizantes na cidade. Projeto esse que contribui para uma melhor análise das doses a que a população está exposta.

O enfoque dado neste trabalho à determinação da concentração de filhos de radônio constitui uma alternativa mais adequada à dosimetria, do que a determinação apenas da concentração de ^{222}Rn , pois são seus filhos alfa emissores de baixa meia vida os elementos causadores da parte mais significativa da dose no pulmão devido a esta contaminação.

SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS

- Determinação da concentração simultânea de ^{222}Rn e de ^{220}Rn em residências da cidade de São Paulo.
- Correlacionar a concentração de radônio e filhos com os tipos de rochas presentes no solo da cidade.
- Verificação da influência do ^{220}Rn nas medidas realizados com os monitores de placas paralelas e tipo copo.
- Avaliação de tipos diferentes de filtros de ^{220}Rn e filhos de radônio para uso no monitor de placas paralelas e monitor tipo copo.
- Melhorar o sistema de colocação de amostras na câmara de ^{222}Rn de modo a diminuir a fuga e implementar um sistema ativo de monitoração da concentração de ^{222}Rn .
- Utilização do método de estimativa de energia em detectores LR115 expostos diretamente ao ambiente para verificar a influência do "autoplatoout" na medida da concentração total de radônio e filhos no ambiente.

ANEXOS

ANEXO A

Tabela A. 1: Valores obtidos na primeira exposição para a concentração total de emissores alfa a partir dos dados da densidade de traços e tempo de exposição

Monitor	Tipo Res.	N. Vent.	Piso	T. exp. (d)	Dens. LR115		Concentração total			Dose Gama	
					traços.cm ⁻²		Bq.m ⁻³			mGy	
040	sobrado	pouco	carpete	192	1913	± 77	268	± 22	0,82	± 0,05	
041	sobrado	bom	cerâmica	192	450	± 26	63	± 6	0,93	± 0,07	
042	sobrado	bom	carpete	192	770	± 35	108	± 9	0,78	± 0,04	
043	sobrado	muito bom	carpete	211	772	± 35	99	± 8	0,86	± 0,11	
044	sobrado	bom	cerâmica	192	934	± 38	131	± 11	0,65	± 0,12	
045	sobrado	bom	madeira	224	619	± 31	74	± 6	0,58	± 0,05	
046	sobrado	bom	carpete	216	758	± 33	94	± 8	0,76	± 0,19	
047	casa	muito bom	cerâmica	216	1169	± 43	146	± 11	0,64	± 0,13	
048	casa	bom	madeira	216	504	± 28	63	± 6	0,66	± 0,10	
049	casa	bom	cerâmica	216	1282	± 57	160	± 13	0,84	± 0,10	
050	casa	pouco	cerâmica	203	1332	± 53	177	± 14	0,64	± 0,04	
051	casa	muito bom	cerâmica	203	536	± 27	71	± 6	0,54	± 0,06	
052	casa	bom	madeira	203	502	± 27	67	± 6	0,62	± 0,06	
054	casa	muito bom	cerâmica	203	278	± 21	37	± 4	0,57	± 0,10	
055	casa	bom	madeira	224	965	± 38	116	± 9	0,79	± 0,10	
056	casa	muito bom	cerâmica	216	452	± 25	56	± 5	0,75	± 0,03	
057	casa	bom	madeira	216	373	± 23	46	± 4	0,67	± 0,13	
058	casa	muito bom	cerâmica	216	919	± 38	114	± 9	0,86	± 0,10	
059	casa	pouco	madeira	224	1907	± 62	229	± 18	0,64	± 0,06	
061	casa	pouco	cimento	205	684	± 32	90	± 8	0,47	± 0,05	
062	sobrado	bom	cerâmica	205	438	± 36	58	± 6	0,81	± 0,09	
063	casa	bom	madeira	205	1015	± 40	133	± 11	0,56	± 0,06	
064	sobrado	bom	cerâmica	205	796	± 45	105	± 9	0,52	± 0,06	
066	casa	bom	cerâmica	240	3296	± 117	370	± 29	---	---	
067	casa	bom	-	241	700	± 31	78	± 6	---	---	
068	casa	bom	cimento	241	2241	± 82	250	± 20	---	---	
069	casa	pouco	cerâmica	241	1373	± 51	153	± 12	---	---	
070	sobrado	bom	madeira	203	252	± 19	33	± 3	0,68	± 0,15	
071	sobrado	bom	madeira	197	298	± 23	41	± 4	0,83	± 0,06	
072	sobrado	bom	carpete	197	383	± 22	52	± 5	0,61	± 0,07	
073	casa	bom	madeira	197	574	± 28	78	± 7	0,52	± 0,01	
074	casa	bom	madeira	197	600	± 30	82	± 7	0,38	± 0,05	
075	casa	bom	cerâmica	197	1554	± 64	212	± 17	0,68	± 0,08	
076	sobrado	bom	cerâmica	197	977	± 39	134	± 11	0,73	± 0,03	
077	casa	muito bom	cerâmica	197	346	± 22	47	± 4	0,49	± 0,06	
078	casa	bom	madeira	195	360	± 23	50	± 5	0,49	± 0,09	
079	sobrado	muito bom	carpete	195	821	± 37	113	± 9	0,86	± 0,04	
080	sobrado	muito bom	madeira	188	432	± 26	62	± 6	0,65	± 0,02	

tabela continua,

Monitor	Tipo Res.	N. Vent.	Piso	T. exp. (d)	Dens. LR115		Concentração total			Dose Gama	
					traços.cm ⁻²		Bq.m ⁻³			mGy	
081	casa	bom	madeira	188	413	± 24	59	± 5	5	0,65	± 0,01
082	sobrado	bom	carpete	188	389	± 25	56	± 5	5	0,50	± 0,03
083	casa	bom	cerâmica	188	405	± 24	58	± 5	5	0,67	± 0,08
084	sobrado	bom	carpete	188	456	± 27	65	± 6	6	0,63	± 0,09
086	casa	muito bom	cimento	197	3291	± 128	450	± 36	36	0,66	± 0,03
088	casa	pouco	cerâmica	197	389	± 25	53	± 5	5	0,49	± 0,09
089	casa	bom	cerâmica	197	540	± 28	74	± 6	6	0,47	± 0,04
090	casa	bom	cerâmica	210	711	± 35	91	± 8	8	0,62	± 0,02
091	casa	pouco	cerâmica	210	532	± 28	68	± 6	6	0,57	± 0,09
092	sobrado	bom	cerâmica	210	1427	± 55	183	± 15	15	0,44	± 0,06
093	casa	bom	cerâmica	210	1074	± 44	138	± 11	11	0,64	± 0,04
094	casa	bom	cerâmica	218	1716	± 64	212	± 17	17	0,50	± 0,07
095	casa	pouco	cerâmica	202	1845	± 80	246	± 20	20	0,65	± 0,08
096	casa	pouco	cimento	202	1610	± 71	215	± 18	18	0,64	± 0,15
097	casa	pouco	cimento	202	2366	± 83	315	± 25	25	0,57	± 0,12
098	casa	pouco	cerâmica	202	2484	± 88	331	± 26	26	0,57	± 0,11
100	casa	bom	cerâmica	208	906	± 40	117	± 10	10	0,55	± 0,10
101	casa	pouco	cimento	208	1550	± 69	201	± 17	17	0,69	± 0,02
102	casa	pouco	cerâmica	208	2185	± 83	283	± 22	22	0,51	± 0,07
104	casa	bom	cerâmica	208	1716	± 73	222	± 18	18	0,67	± 0,06
105	casa	pouco	cerâmica	208	3402	± 133	440	± 35	35	0,55	± 0,04
106	casa	bom	cerâmica	208	1050	± 43	136	± 11	11	0,74	± 0,14
107	casa	pouco	cimento	208	2093	± 78	271	± 21	21	0,49	± 0,03
108	casa	bom	cerâmica	208	4336	± 144	561	± 43	43	0,57	± 0,05
109	casa	bom	cerâmica	208	1091	± 48	141	± 12	12	0,51	± 0,05

Tabela A. 2: Valores obtidos na segunda exposição para a concentração de ^{222}Rn e concentração total de emissores alfa a partir dos dados da densidade de traços em cada detector e tempo de exposição. A última coluna mostra a contribuição percentual apenas de filhos de radônio na concentração total de emissores alfa

Monitor	Tipo Res.	N. Vent.	Piso	T. Exp. (d)	Dens. CR39		Conc. (^{222}Rn)		Dens. LRI 15		Concentração total		F %
					traços.cm ⁻²		Bq.m ⁻³		traços.cm ⁻²		Bq.m ⁻³		
500	casa	pouco	cerâmica	201	603 ± 23	45 ± 4	1231 ± 55	165 ± 14	72,9				
501	sobrado	muito bom	madeira	186	309 ± 16	25 ± 2	802 ± 34	116 ± 10	78,7				
502	sobrado	bom	cerâmica	186	202 ± 13	16 ± 2	467 ± 27	68 ± 6	76,1				
503	sobrado	muito bom	madeira	186	276 ± 22	22 ± 2	546 ± 27	79 ± 7	72,0				
504	sobrado	bom	madeira	186	238 ± 16	19 ± 2	405 ± 24	59 ± 5	67,4				
505	casa	bom	cerâmica	181	372 ± 20	31 ± 3	1766 ± 68	263 ± 21	88,4				
506	sobrado	muito bom	cerâmica	181	304 ± 16	25 ± 2	851 ± 38	127 ± 11	80,3				
507	casa	bom	cerâmica	188	375 ± 17	30 ± 3	946 ± 42	135 ± 11	78,1				
508	sobrado	bom	cerâmica	184	305 ± 18	25 ± 2	1172 ± 48	171 ± 14	85,6				
509	sobrado	bom	cerâmica	181	448 ± 21	37 ± 3	1512 ± 63	225 ± 18	83,6				
511	casa	pouco	cerâmica	175	431 ± 19	37 ± 3	499 ± 53	77 ± 10	52,3				
512	casa	bom	cerâmica	175	428 ± 26	36 ± 3	1354 ± 61	208 ± 17	82,5				
514	sobrado	bom	madeira	175	145 ± 15	12 ± 2	681 ± 37	105 ± 9	88,3				
515	sobrado	bom	carpete	185	297 ± 18	24 ± 2	566 ± 32	82 ± 7	71,0				
516	casa	bom	madeira	185	898 ± 33	72 ± 6	1117 ± 48	163 ± 13	55,6				
517	casa	pouco	madeira	185	894 ± 31	72 ± 6	1951 ± 86	284 ± 23	74,7				
518	casa	bom	cerâmica	185	442 ± 23	36 ± 3	649 ± 37	94 ± 8	62,4				
519	casa	bom	cerâmica	185	367 ± 21	30 ± 3	324 ± 26	47 ± 5	37,4				
520	casa	bom	cerâmica	187	257 ± 15	20 ± 2	247 ± 19	36 ± 4	42,4				
521	sobrado	pouco	cerâmica	195	435 ± 23	33 ± 3	333 ± 25	46 ± 5	27,8				
523	casa	bom	carpete	187	202 ± 15	16 ± 2	479 ± 26	69 ± 6	76,7				
524	sobrado	pouco	carpete	187	364 ± 19	29 ± 3	531 ± 29	76 ± 7	62,2				
525	casa	bom	madeira	175	1046 ± 37	89 ± 7	2108 ± 101	324 ± 27	72,6				
528	casa	bom	madeira	175	265 ± 15	22 ± 2	1126 ± 57	173 ± 15	87,0				
530	casa	pouco	cerâmica	169	391 ± 20	34 ± 3	1002 ± 55	160 ± 14	78,4				
531	casa	bom	cimento	169	494 ± 22	44 ± 4	603 ± 31	96 ± 8	54,7				
532	casa	bom	madeira	169	363 ± 18	32 ± 3	670 ± 36	107 ± 9	70,1				
533	casa	bom	madeira	169	241 ± 16	21 ± 2	284 ± 21	45 ± 5	53,0				
534	casa	bom	madeira	169	393 ± 18	35 ± 3	421 ± 27	67 ± 6	48,4				
535	sobrado	muito bom	carpete	169	254 ± 15	22 ± 2	639 ± 33	102 ± 9	78,1				
536	sobrado	muito bom	madeira	169	249 ± 15	22 ± 2	506 ± 28	81 ± 7	72,8				
537	sobrado	bom	cerâmica	169	279 ± 16	25 ± 2	719 ± 36	115 ± 10	78,6				
538	casa	muito bom	madeira	169	162 ± 13	14 ± 2	1541 ± 68	245 ± 20	94,2				
539	sobrado	bom	cerâmica	169	160 ± 13	14 ± 2	404 ± 26	64 ± 6	78,0				
541	casa	bom	cerâmica	168	182 ± 13	16 ± 2	475 ± 33	76 ± 7	78,8				
542	casa	bom	cerâmica	39	79 ± 9	30 ± 4	246 ± 20	170 ± 18	82,2				
544	sobrado	bom	cerâmica	168	224 ± 13	20 ± 2	584 ± 51	94 ± 10	78,9				
546	casa	bom	cerâmica	189	264 ± 16	21 ± 2	459 ± 26	65 ± 6	68,2				
548	casa	bom	cerâmica	189	198 ± 14	16 ± 2	995 ± 45	142 ± 12	89,0				
549	casa	pouco	cerâmica	199	298 ± 16	22 ± 2	1609 ± 70	218 ± 18	89,8				
550	sobrado	bom	cerâmica	176	214 ± 15	18 ± 2	598 ± 34	91 ± 8	80,2				
551	casa	bom	cerâmica	176	674 ± 25	57 ± 5	1441 ± 67	220 ± 18	74,1				
552	casa	bom	cerâmica	176	1290 ± 53	109 ± 9	4023 ± 151	615 ± 49	82,3				
553	sobrado	bom	cerâmica	176	513 ± 29	43 ± 4	3412 ± 133	522 ± 42	91,7				
554	sobrado	bom	cerâmica	176	616 ± 25	52 ± 4	1631 ± 67	249 ± 20	79,1				

tabela continua

Monitor	Tipo Res.	N. Vent.	Piso	T. Exp. (d)	Dens. CR39		Conc. (^{222}Rn)		Dens. LR115		Concentração total		F %
					traços.cm ⁻²		Bq.m ⁻³		traços.cm ⁻²		Bq.m ⁻³		
555	sobrado	bom	cerâmica	176	267 ± 16	23 ± 2	1426 ± 57	218 ± 18	89,7				
556	casa	bom	cerâmica	176	307 ± 16	26 ± 2	760 ± 37	116 ± 10	77,7				
560	casa	bom	cerâmica	177	362 ± 18	30 ± 3	946 ± 46	144 ± 12	78,9				
561	sobrado	bom	cerâmica	177	205 ± 14	17 ± 2	463 ± 29	70 ± 7	75,5				
562	casa	bom	cerâmica	177	170 ± 12	14 ± 1	1255 ± 88	191 ± 19	92,5				
564	casa	bom	cerâmica	189	137 ± 11	11 ± 1	289 ± 20	41 ± 4	73,8				
566	casa	bom	cimento	177	548 ± 26	46 ± 4	1662 ± 73	253 ± 21	81,8				
567	casa	muito bom	cerâmica	187	561 ± 25	45 ± 4	1278 ± 54	184 ± 15	75,7				
569	casa	bom	cerâmica	177	247 ± 17	21 ± 2	562 ± 31	86 ± 8	75,7				
570	sobrado	bom	madeira	193	303 ± 16	23 ± 2	467 ± 30	65 ± 6	64,1				
571	casa	bom	carpete	186	458 ± 23	37 ± 3	959 ± 49	139 ± 12	73,6				
572	sobrado	pouco	cerâmica	186	224 ± 16	18 ± 2	394 ± 26	57 ± 6	68,6				
573	sobrado	muito bom	carpete	186	234 ± 17	19 ± 2	377 ± 28	55 ± 6	65,7				
575	sobrado	muito bom	madeira	180	300 ± 18	25 ± 2	423 ± 28	63 ± 6	60,8				
576	casa	muito bom	cimento	181	352 ± 18	29 ± 3	1511 ± 71	225 ± 19	87,1				
577	casa	muito bom	madeira	181	178 ± 13	15 ± 1	402 ± 25	60 ± 6	75,6				
578	casa	bom	cerâmica	181	268 ± 19	22 ± 2	410 ± 24	61 ± 6	63,8				
580	casa	bom	cerâmica	181	254 ± 18	21 ± 2	655 ± 34	97 ± 8	78,5				
581	sobrado	bom	cerâmica	180	191 ± 14	16 ± 2	285 ± 20	43 ± 4	62,9				
582	sobrado	bom	cerâmica	181	219 ± 15	18 ± 2	490 ± 29	73 ± 7	75,3				
583	casa	bom	madeira	181	373 ± 21	31 ± 3	730 ± 39	109 ± 10	71,8				
584	sobrado	bom	cerâmica	180	172 ± 12	14 ± 1	534 ± 28	80 ± 7	82,2				
585	casa	pouco	cerâmica	181	234 ± 16	19 ± 2	209 ± 19	31 ± 4	38,3				
586	casa	muito bom	cerâmica	180	252 ± 14	21 ± 2	980 ± 45	146 ± 12	85,8				
588	sobrado	bom	cerâmica	181	185 ± 15	15 ± 2	311 ± 22	46 ± 5	67,0				
589	sobrado	muito bom	cimento	181	365 ± 20	30 ± 3	1462 ± 62	217 ± 18	86,2				
590	casa	bom	cerâmica	176	543 ± 22	46 ± 4	1094 ± 47	167 ± 14	72,6				
591	sobrado	bom	carpete	176	475 ± 21	40 ± 3	1133 ± 47	173 ± 14	76,8				
592	sobrado	pouco	cimento	176	162 ± 13	14 ± 1	273 ± 20	42 ± 4	67,2				
593	casa	pouco	cerâmica	190	553 ± 24	43 ± 4	1011 ± 46	143 ± 12	69,8				
594	sobrado	muito bom	cerâmica	176	201 ± 13	17 ± 2	381 ± 24	58 ± 5	70,8				
595	sobrado	bom	madeira	175	212 ± 14	18 ± 2	514 ± 29	79 ± 7	77,2				
596	casa	pouco	cerâmica	175	386 ± 17	33 ± 3	480 ± 29	74 ± 7	55,5				
597	sobrado	bom	cerâmica	175	153 ± 11	13 ± 1	409 ± 25	63 ± 6	79,4				
598	casa	muito bom	cerâmica	175	296 ± 15	25 ± 2	674 ± 37	104 ± 9	75,7				
599	sobrado	bom	cerâmica	175	235 ± 14	20 ± 2	688 ± 37	106 ± 9	81,1				
1510	casa	pouco	madeira	175	242 ± 14	21 ± 2	---	---	---				
1513	sobrado	bom	cerâmica	203	235 ± 15	17 ± 2	---	---	---				
1529	casa	bom	madeira	175	175 ± 14	15 ± 2	---	---	---				
1543	casa	pouco	cerâmica	168	205 ± 13	18 ± 2	---	---	---				
1545	sobrado	muito bom	madeira	189	323 ± 18	25 ± 2	---	---	---				
1547	sobrado	muito bom	madeira	199	259 ± 16	19 ± 2	---	---	---				
1559	sobrado	bom	cerâmica	176	429 ± 20	36 ± 3	---	---	---				
1563	casa	bom	cerâmica	177	316 ± 16	27 ± 2	---	---	---				
1565	casa	pouco	madeira	181	524 ± 26	43 ± 4	---	---	---				

ANEXO B

INFORME AOS MORADORES

Aos moradores da residência

Desde já agradecemos a colaboração que possa dar à execução deste projeto.

Somos pesquisadores (professora e estudante) do Instituto de Física da Universidade de São Paulo, interessados em avaliar níveis de radiação natural em residências da cidade de São Paulo, e sua residência foi escolhida para participar desta pesquisa.

A radiação natural existe em todos os locais do planeta, variando de local para local. Mundialmente os níveis de radiação natural são medidos, para melhor conhecer os seus efeitos (benéficos ou maléficos) para a saúde dos indivíduos. No Brasil existe pouca informação a esse respeito, e estamos começando a conhecer os níveis de radiação ambiental em São Paulo.

Para fazer a medida precisamos colocar em um dos cômodos da residência, de preferência um quarto de dormir, um pequeno equipamento (monitor de radônio), feito de plástico, preso à parede. Esse monitor não interfere nem com o local nem com as pessoas, não tem componentes eletrônicos e só registra radiação que esteja no ar e chegue até ele. Como há pouca radiação no ar de residências, ele deve permanecer por um período longo (4 a 6 meses), no mesmo local, sem ser alterado, para que os resultados possam ser comparados com os de outros locais. Gostaríamos de colocar um deles em sua residência para, daqui a alguns meses, fornecer o valor medido para esse local. Esse resultado fará parte de uma tese de doutorado a ser publicada a seguir.

O monitor pertence à Universidade de São Paulo e será retirado ao final desse tempo para que possa ser avaliado em nossos laboratórios (Laboratório de Dosimetria do Instituto de Física da Universidade de São Paulo - DFN, Travessa R da Rua do Matão, 187, Cidade Universitária – S. Paulo).

Mais uma vez agradecemos a colaboração e ficamos à disposição para qualquer informação adicional,

Almy A. Rodrigues Da Silva

Profa. Elisabeth Mateus Yoshimura

<http://www.dfn.if.usp.br/pesquisa/aplicada/dosimetria/index.htm>
Laboratório de Dosimetria – IFUSP Departamento de Física Nuclear

MONITOR DE RADÔNIO: INSTRUÇÕES

O monitor de radônio que o(a) Sr(a) está recebendo agora é composto de uma estrutura de plástico com um detector dentro dele. Externamente há um detector similar ao interno chamado LR115. O detector é composto de uma base de plástico e de uma espécie de filme que registra a quantidade de radiação proveniente do radônio existente no ar ambiente.

No monitor não há produtos tóxicos, elétricos ou radioativos. Também não produz interferência de qualquer natureza nem à saúde nem a equipamentos elétricos.

Não ocorrem mudanças visíveis no detector pela exposição à radiação. Para avaliar a quantidade de radônio, o detector receberá posteriormente tratamento químico (revelação) e será observado ao microscópio em nosso laboratório.

O detector não requer qualquer tipo de ligação elétrica, por isso o chamamos de detector passivo. Para a medida, basta pendurá-lo em uma parede do cômodo escolhido e esperar o tempo de exposição. Pedimos apenas que algumas poucas instruções sejam observadas:

- Não alterar a posição do detector durante todo o período de exposição. Caso seja necessário, por exemplo, por motivo de pintura do local, mudança da disposição dos móveis, etc, favor nos comunicar nos telefones abaixo.
- O detector não deve ser limpo.
- Não passar nenhum tipo de pano ou produto de limpeza.
- Não segurar ou passar o dedo ou fazer pressão sobre os detectores.
- Não retirar a etiqueta de identificação.
- Não abrir o monitor ou descolar o detector.
- Caso haja algum problema de queda do monitor ou detectores, ou desistência da participação na pesquisa favor nos contactar.

Nos colocamos a disposição para responder a qualquer dúvida ou curiosidade sobre nossa pesquisa durante todo seu período quantas vezes for necessário.

Desde já, agradecemos sua participação e colaboração.

Almy A. R. Da Silva

Elisabeth M. Yoshimura

CARACTERÍSTICAS DE RESIDÊNCIA ESTUDADA

Monitor No.: _____ Residência No.: _____

Período de Exposição: Início ___ / ___ / ___ Término: ___ / ___ / ___

Cômodo monitorado: _____

Entrevistador: _____

Residência:

Responsável: _____

Endereço: _____

Bairro: _____ CEP: _____ - _____ Fone1: _____

Fone2: _____ e-mail: _____

Casa própria ou alugada: _____ Tempo de residência: _____

Residentes

Número de residentes: _____

Há fumantes? () Sim () Não Quantos: _____

Residência - características:

() Casa térrea () Sobrado () Apartamento () Outro: _____

Construção no subsolo: () Não () Garagem () Porão () Outro: _____

Números de cômodos: ___ quartos; ___ salas; ___ cozinhas; ___ Banheiros

Características do cômodo monitorado:

Mat. construção: () Alvenaria () Concreto () Madeira () Outros: _____

Forro: () Alvenaria () Madeira () Não tem () Outro: _____

Piso: () Cerâmica () Madeira () Carpete () Contra piso

() Cimento () Chão batido () Outro: _____

Revestimento (reboco): () Sim () Não Obs.: _____

Pintura: () Sim () Não

Foi aplicado algum material sobre a pintura? () Sim () Não Obs.: _____

Pintura apresenta fissuras? () Sim () Não Obs.: _____

Estado geral de conservação da pintura: _____

Condições de Ventilação:

Número de janelas na residência: _____ Número de portas da residência: _____

No local monitorado tem: _____ Janelas _____ Portas

Presença de umidade: () Sim () Não

No local monitorado tem: () Ventilador () Vent. de teto () Ar condic. () Não

Frequência de uso: () Só no calor () Sempre () Algumas horas () Nunca

Há costume de deixar as janelas e portas abertas? () Sim () Não

Frequência () Sempre () Só de dia () Só no calor () Nunca () Algumas horas

Você acha a casa bem ventilada? () Sim () Não

DECLARAÇÃO

Eu, _____, residente
em: _____

_____,
cidade de São Paulo, tendo sido minha residência sorteada aleatoriamente, aceito participar do projeto científico: Determinação da concentração de radônio e filhos em residências da cidade de São Paulo de autoria de Almy Anacleto Rodrigues da Silva sob supervisão da Prof. Dra. Elisabeth Mateus Yoshimura, para tanto, recebi e permiti a colocação de Monitor de Radônio de propriedade do Instituto de Física da Universidade de São Paulo nas dependências de minha residência pelo período estimado de seis meses.

Data: São Paulo, ____/____/____

Ass.: _____

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABU-JARAD, F.; WILSON, C. K.; FREMLIN, J. H. The registration of the alpha-particles from polonium isotopes plated-out on the surface of the plastic detectors LR-115 and CR-39. **Nuclear Tracks**. v. 5, n. 3, p. 285-290, 1981.
- AHARMIN, B.; SABIR, A.; MARAH, H. Intrinsic efficiency of LR-115 in alpha particles detection: simulations and experiments. **Radiation Measurements**. v. 35, p. 307-313, 2002.
- ARAF, W. Permeability of radon-222 through some materials. **Radiation Measurements**. v. 35, p. 207-211, 2002.
- BARTLETT, D. T.; GILVIN, P. J.; STILL, R.; DIXON, D. W.; MILES, J. C. H. The NRPB radon personal dosimetry service. **J. Radiol. Prot.** v. 8, n. 1, p. 19-24, 1988.
- BECKER, K. Residential radon and the LNT hypothesis. **International Congress Series**. v. 1225, p. 259-266, 2002.
- BERGER, M. J.; COURSEY, J. S.; ZUCKER, M. A. Programa de acesso on-line: **ESTAR, PSTAR, and ASTAR: Computer Programs for Calculating Stopping-Power and Range Tables for Electrons, Protons, and Helium Ions (version 1.2.2)**. In: National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg, MD 2000. Disponível em: <http://physics.nist.gov/Star>. Acesso em 23 nov. 2002.
- BIGGAZZI, G.; HADLER N., J. C.; PAULO, S. R. On indoor radon contamination monitoring with plastic nuclear track detectors: the influence of plate-out effect. **Nuclear Tracks and Radiation Measurements**. v. 15, n. 1-4, p. 539-542, 1988.
- BOCHICCHIO, F.; FORASTIERE, F.; ABENI, D.; RAPITI, E. Epidemiologic studies on lung cancer and residential exposure to radon in Italy and other countries. **Radiation Protection Dosimetry**. v. 78, n. 1, p. 33-38, 1998.
- CARDOSO, D. O. **Metodologia para determinação simultânea de radônio e torônio**. 1997. 107 p. Tese de Doutorado - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- CARTWRIGHT, B. G.; SHIRK, E. K.; PRICE, P. B. A nuclear-track-recording polymer of unique sensitivity and resolution. **Nuclear Instruments and Methods**. v. 153, p. 457-460, 1978.
- COHEN, B. L. Test of the linear-no threshold theory of radiation carcinogenesis for inhaled radon decay products. **Health Physics**. v. 68, n. 2, p. 157-174, 1995.
- COHEN, B. L.; COLDITZ, G. A. Tests of the Linear-No Threshold Theory for lung cancer induced by exposure to radon. **Environmental Research**. v. 64, p. 65-89, 1994.
- Da SILVA, A. A. R. **Determinação da concentração de ²²²Rn e filhos em ambientes fechados com detectores plásticos**. 2000. 94 p. Dissertação de Mestrado - Instituto de Física, Universidade de São Paulo, São Paulo.

- DA SILVA, A. A. R.; YOSHIMURA, E. M. Calibration of LR 115 taking into account the plate-out effect. **Radiation Protection Dosimetry**. v. 103, n. 4, p. 367-370, 2003.
- DAMKJAER, A. The efficiency of cellulose nitrate LR 115 II for alpha particle detection. **Nuclear Tracks**. v. 12, n. 1-6, p. 295-298, 1986.
- DJEFFAL, S.; LOUNIS, Z.; ALLAB, M. Design of a radon measuring device based on the diffusion principle using LR 115 detector. **Radiation Measurements**. v. 28, n. 1-6, p. 629-632, 1997.
- DURRANI, S. A. Radon as a health hazard at home: what are the facts? **Nuclear Tracks and Radiation Measurements**. v. 23, n. 1-4, p. 303-317, 1993.
- DURRANI, S. A.; GREEN, P. F. The effect of etching conditions on the response of LR115. **Nuclear Tracks and Radiation Measurements**. v. 8, n. 1-4, p. 21-24, 1984.
- ENFLO, A. Where are the radon-induced lung cancer cases? Is it time for a re-evaluation of the radon problem? **International Congress Series**. v. 1236, p. 23-25, 2002.
- EPA, Environmental Protection Agency. Indoor Environmental Division. **A citizen's guide to radon: The guide to protecting yourself and your family from radon**. 2004. Washington, DC. Disponível em <<http://www.epa.gov/radon/pubs/citguide.html>> U.S. EPA 402-K02-006.
- EVANS, R. D. **The atomic nucleus**. New York: McGraw-Hill Book Company, Inc., 1955. 972p.
- FIELD, R. W.; STECK, D. J.; SMITH, B. J.; BRUS, B. J.; FISHER, E. F.; NEUBERGER, J. S.; LYNCH, C. F. The Iowa radon lung cancer study - phase I: residential radon gas exposure and lung cancer. **The Science of the Total Environment**. v. 272, p. 67-72, 2001.
- FLEISCHER, R. L.; Price, P. B.; Walker, R. M. **Nuclear tracks in solids: principles and applications**. Berkeley: University of California Press, 1975. 605 p.
- FRATIN, L. **Dosimetria de nêutrons**. 1993. 98 p. Tese de Doutorado - Instituto de Física, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- FUJIMOTO, K. Correlation between indoor radon concentration and dose rate in air from terrestrial gamma radiation in Japan. **Health Physics**. v. 75, n. 3, p. 291-296, 1998.
- GAINES, M. Radiation and Risk. **New Scientist**. v. 129, p. 1-4, 2000.
- GODOY, M.; HADLER N, J. C.; IUNES, P. J.; MESTANZA, S. N.; OLIVEIRA, R. A.; OSORIO, A. M.; PAULO, S. R. Effects of environmental conditions on the radon daughters spatial distribution. **Radiation Measurements**. v. 35, p. 213-221. 2002.
- GUEDES, S. et al. Indoor radon and radon daughters survey at Campinas-Brazil using CR-39: First Results. **Radiation Measurements**. v. 31, p. 287-290, 1999.
- HADLER N, J. C.; IUNES, P. J.; PAULO, S. R. A possibility of monitoring indoor radon daughters by using CR-39 as an alpha-spectrometer. **Radiation Measurements**. v. 25, n. 1-4, p. 609-610, 1995.

HADLER N, J. C.; IUNES, P. J.; OSORIO, A. M.; PAULO, S. R. Relationship between track size and energy for alpha particles in CR-39. **Nuclear Tracks and Radiation Measurements**. v. 19, n. 1-4, p. 313-317, 1991.

HADLER N, J. C.; PAULO, S. R. Indoor radon daughter contamination monitoring: the absolute efficiency of CR-39 taking into account the plate-out effect and environmental conditions. **Radiation Protection Dosimetry**. v. 51, n. 4, p. 283-296, 1994.

HARDCASTLE, G. D.; HOWARTH, C. B.; NAISMITH, S. P.; ALGAR, R. A.; MILES, J. C. H. **NRPB-R283 report: NRPB etched-track detectors for area monitoring of radon**. In: NRPB, National Radiological Protection Board. Chilton, UK, 1996. Disponível em: <<http://www.nrpb.org>>.

HOWARTH, C. B.; MILES, J. C. H. **NRPB Report W-44: Results of the 2002 NRPB intercomparison of passive radon detectors**. In: NRPB, National Radiological Protection Board. Chilton, UK, 2003. Disponível em: <<http://www.nrpb.org>>.

IAG - Banco de dados de acesso on-line: **MASTER: Meteorologia aplicada a sistemas de tempo regionais**. In: Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas – Universidade de São Paulo. São Paulo. Disponível em <http://www.master.iag.usp.br>. Acesso em 15 jan. 2005.

IBGE. CR-rom: **Base de informações por setor censitário – censo demográfico 2000**. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, 2002.

ICRP, International Commission on Radiological Protection. **Annals of the ICRP: ICRP Publication 65 - Protection against Radon-222 at home and at work**. Pergamon Press, v. 23, n. 2, 1993.

IOANNIDES, K. G.; STAMOULIS, K. C.; PAPACHRISTODOULOU, C. A. A survey of ^{222}Rn concentrations in dwellings of the town of Metsovo in north-western Greece. **Health Physics**. v. 79, n. 6, p. 697-702, 2000.

ISLAM, G. S.; MAZUMDAR, S. C.; ASHRAF, M. A. Influence of various room parameters upon radon daughters equilibrium indoors. **Radiation Measurements**. v. 26, n. 2, p. 193-201, 1996.

JÖNSSON, G. The angular sensitivity of Kodak LR-film to alpha particles. **Nuclear Instruments and Methods**. V. 190, p. 407-414, 1981.

KHAN, H. A.; QURESHI, I. E.; TUFAIL, M. Passive dosimetry of radon and its daughters using solid state nuclear track detectors (SSNTDs). **Radiation Protection Dosimetry**. v. 46, n. 3, p. 149-170, 1993.

LEUNG, J. K. C.; TSO, M. Y. W.; HO, C. W. Behaviour of ^{222}Rn and its progeny in high-rise buildings. **Health Physics**. v. 75, n. 3, p. 303-312, 1998.

LING, C. The measurement of equilibrium factor for radon by SSNTD. **Nuclear Tracks and Radiation Measurements**. v. 22, n. 1-4, p. 293-296. 1993.

MAGALHÃES M. H.; AMARAL E. C. S.; SACHETT I.; ROCHEDO E. R. R. Radon-222 in Brazil: an outline of indoor and outdoor measurements. **Journal of Environmental Radioactivity**. v. 67, p. 131-143, 2003.

- MARX, G. Risks of radioactivity. **Phys. Educ.** v. 28, p. 121-125, 1993.
- MEDEIROS, F. H. M.; YOSHIMURA, E M. Influence of soil and buildings on outdoor gamma dose rates in São Paulo, Brazil. **Health Physics.** v. 88, n. 1, p. 65-70, 2005.
- MELO, V. P. **Avaliação da concentração de ^{222}Rn nos ambientes internos e externos em residências do município de Monte Alegre, PA.** 1999. 117 p. Dissertação de Mestrado - Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filhos, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- METERS, J. Setting radon in context. **Radiation Protection Dosimetry.** v. 42, n. 3, p. 159-164, 1992.
- NEMAN, R. S. **Medida da contaminação radioativa do ar ambiental por radônio-222 e filhos em residências de Campinas - SP, Brasil.** 2000. 87 p. Dissertação de Mestrado - Instituto de Física Gleb Wataghin, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- NEMAN, R. S. **Medida separada de radônio-222 e de seus filhos no ar: monitoração na cidade de Poços de Caldas - MG e comparação de atividades envolvendo 2 outras técnicas de medida de Rn-222 no ar.** 2004. 74 p. Tese de doutorado - Instituto de Física Gleb Wataghin, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- NIKEZIC, D.; BAIXEIRAS, C. Radon, radon progeny and equilibrium factor determination using an LR115 detector. **Radiation Measurements.** v. 26, n.2, p. 203-213, 1996.
- NIKEZIC, D.; MARCKOVIC, P.; UZAROV, D. B. Calculating the calibration coefficient for radon measurements with the bare LR 115-II track detector. **Health Physics.** v. 62, n. 3, p. 239-244, 1992.
- NIKOLAEV, V. A.; ILIC, R. Etched track radiometers in radon measurements: a review. **Radiation Measurements.** 30, pp.1-13, 1999.
- NUCCETELLI, C.; BOCHICCHIO, F. The thoron issue: monitoring activities, measuring techniques and dose conversion factors. **Radiation Protection Dosimetry.** v. 78, n. 1, p. 59-64, 1998.
- OKUNO, E. **Radiação: Efeitos, Riscos e Benefícios.** São Paulo: Editora Harbra, 1988. 81 p.
- ORLANDO, C.; ORLANDO, P.; PATRIZII, L.; TOMMASINO, L.; TONNARINI, S.; TREVISI, R.; VIOLA, P. A passive radon dosimeter suitable for workplaces. **Radiation Protection Dosimetry.** v. 102, n. 2, p. 163-168, 2002.
- PAPASTEFANOU, C.; MANOLOPOULOU, M.; CHARALAMBOUS, S. Exposure from the radioactivity in building materials. **Health Physics.** v. 47, n. 5, p. 775-783, 1984.
- PAULO, S. R. **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.** 1991. 360 p. Tese de doutorado - Instituto de Física Gleb Wataghin, Universidade de Campinas, Campinas.

- PERSHAGEN, G.; AKERBLOM, G.; AXELSON, O.; CLAVENSJO, B.; DAMBER, L.; DESAI, G.; ENFLO, A.; LAGARDE, F.; MELLANDER, H.; SVARTENGREN, M.; SWEDJERMARK, G. A. Residential radon exposure and lung cancer in Sweden. **The New England Journal of Medicine**. v. 330, n. 3, p. 159-164, 1994.
- PLANINIC, J. The efficiency and angular sensitivity of the LR-115 nuclear track detector to alpha particles. **Nuclear Tracks and Methods**. v. B71, p. 95-98, 1992.
- PLANINIC, J.; FAJ Z. Equilibrium factor and dosimetry of Rn by a nuclear track detector. **Health Physics**.; v. 59, n. 3, p. 349-351, 1990.
- PYLON. Pylon Electronics Inc, Central Canada Region. **Pylon model 2000A: Passive radon gas source instruction manual**. 2001. Revision 2, Number A9000080.
- RAMACHANDRAN, T. V.; LALIT, B. Y.; MISHRA, U. C. Measurement of radon permeability through some membranes. **Nuclear Tracks and Radiation Measurements**. v. 13, n. 1, p. 81-84, 1987.
- RUOSTEENOJA, E.; MÄKELÄINEN, I.; RYTÖMAA, T.; HAKULINEN, T.; HAKAMA, M. Radon and lung cancer in Finland. **Health Physics**. v. 71, n. 2, p. 185-189, 1996.
- SEGOVIA, N.; PEÑA, P.; TAMEZ, E. Radon survey in Mexico City. **Nuclear Tracks and Radiation Measurements**. v. 19, n. 1-4, p. 405-408, 1991.
- SIMMONS, J. A. Radiation risks from inhaled alpha emitters. **Radiation Physics and Chemistry**. v. 61, p. 629-630, 2001.
- SOMOGYI, G. A new possibility for the determination of energy distributions of charged particles in solid state nuclear track detectors. **Nuclear Instruments and Methods**. v. 42, p. 312-314, 1966.
- STEINHÄUSLER, F. Radon spas: source term, doses and risk assessment. **Radiation Protection Dosimetry**. v. 24, n. 1-4, p. 257-259, 1988.
- STEJNY, J. The polymer physics of CR-39 - The state of understanding. **Radiation Protection Dosimetry**. v. 20, n. 1-2, p. 31-36, 1987.
- STRANDEN, E. Thoron (^{220}Rn) daughter to Radon (^{222}Rn) daughter ratios in thorium-rich areas. **Health Physics**. v. 47, n. 5, p. 785-785, 1984.
- SWEDJERMARK, G. A. The equilibrium factor F. **Health Physics**. v. 45, n. 2, p. 453-462, 1983.
- TOMASEK, L.; KUNZ, E.; MULLER, T.; HULKA, J.; HERIBANOVA, A.; MATZNER, J.; PLACEK, V.; BURIAN, I.; HOLECEK, J. Radon exposure and lung cancer risk - Czech cohort study on residential radon. **The Science of the Total Environment**. v. 272, p. 43-51, 2001.
- TOMMASINO, L. The present state of track etch processes in radiation dosimetry. **Radiation Protection Dosimetry**. v. 34, n. 1-4, p. 1-4, 1990.
- UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on Effects of Atomic Radiation). Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects. Exposure to Natural Radiation Sources. **New York: United Nations**. 1993.

UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation). Sources and Effects of Ionizing Radiation - Annex B. **New York: United Nations**. United Nations sales publication E.00.IX.3. 2000.

VEIGA, L. H. S.; KOIFMAN S.; MELO, V. P.; SACHET, I.; AMARAL, E. C. S. Preliminary indoor radon risk assessment at the Poços de Caldas Plateau, MG – Brazil. **Journal of Environmental Radioactivity**. v. 70, p. 161–176, 2003.

WANG, Y.; JU, C.; STARK, A. D.; TERESI, N. Radon mitigation survey among New York State residents living in high radon homes. **Health Physics**. v. 77, n. 4, p. 403-409, 1999.

WILKENING, M. M. **Radon in the environment: Studies in Environmental Science 40**. New York: Elsevier Science Publishing Company Inc., 1990. 137 p.

YOSHIMURA, E. M.; OTSUBO, S. M.; OLIVEIRA, R. E. R. Gamma ray contribution to the ambient dose rate in the city of São Paulo, Brazil. **Radiation Measurements**. v. 38, p. 51-57, 2004.

APÊNDICES

APÊNDICE I

Abordagem aos moradores

Para que a amostragem utilizada para os estudos esteja livre de vícios é imperativo que os sorteios tanto dos setores censitários quanto das residências dentro do setor sigam um método aleatório.

Em um estudo como este, é difícil estimar a permissão dos moradores para a participação na pesquisa. Antes de realizar as abordagens, um Não como resposta me parecia ter maior probabilidade de ser ouvido. Afinal parecia muito difícil convencer alguém a ficar com uma coisa que não conhecia, por muito tempo, para medir algo que não conhecia e que não via. Não que tenha sido exatamente o oposto do que imaginávamos, mas causou surpresa a reação e a receptividade de muitas pessoas.

Realmente achávamos que seria muito mais difícil conseguir as residências para os estudos, considerando os níveis de criminalidade, estelionatos, desconfiança mútua entre seres humanos e a violência na cidade de São Paulo atual. Ainda mais falando sobre radiação, câncer etc.

Neste anexo compartilhamos algumas experiências que talvez possam auxiliar pesquisas com abordagens semelhantes à nossa.

A distribuição dos monitores foi realizada com auxílio de colegas do laboratório devidamente treinados para a explicação do estudo aos moradores. Cada um recebia um kit que continha informações aos moradores, instruções aos moradores, ficha para preenchimento das características das residências e declaração de aceite por parte do morador (Anexo B).

Tanto as informações aos moradores quanto as instruções visavam um detalhamento melhor do estudo e demonstrar que o morador não teria trabalho algum por participar da pesquisa. Nossas assinaturas, o logotipo da universidade, os números de telefone e endereços visavam demonstrar nosso comprometimento e a possibilidade de certificação de que realmente se tratava de estudo da universidade.

Ao morador era solicitada uma declaração de que aceitou participar da pesquisa para permitir um maior comprometimento por parte dele, aumentando assim a probabilidade de retorno dos monitores. Frisávamos que o monitor era patrimônio

da universidade e que era muito importante sua devolução. A assinatura era solicitada, porém, se o morador se recusasse a assinar, não insistíamos.

Para maior sucesso no aceite para participar da pesquisa algumas técnicas demonstraram ser muito valiosas:

- Se a pessoa atendesse de longe, era dito que se tratava de um estudo da universidade e solicitávamos sua presença junto ao portão. Quase a totalidade das casas em que falávamos só por interfone não conseguimos nem mesmo conversar sobre a pesquisa.
- A carteira de identificação da universidade não serve apenas para entrar no clube, foi muito importante para iniciar as conversas.
- Foi muito importante frisar que se tratava de uma pesquisa da Universidade de São Paulo, foi perceptível o prestígio do nome da universidade independente do padrão de vida dos convidados.
- A explicação sobre o estudo era fornecida de forma clara. Embora a maioria não entendesse claramente, nos esforçávamos para sanar todas as dúvidas.
- Não solicitávamos a entrada nas residências, mas se a pessoa convidasse aceitávamos, pois era melhor para conversar.
- Era mencionado que a pesquisa estava sendo realizada em várias regiões da cidade, mostrávamos o mapa do setor e indicávamos que a rua da residência fazia parte do setor.

Uma dúvida que tínhamos em nossa abordagem era se falávamos ou não sobre radiação ou que o Radônio é radioativo. Sabe-se que esse termo pode gerar preocupação para leigos, principalmente quando aparece nos meios de comunicação, resolvemos não omitir os termos radiação, radioativo ou câncer. Nenhuma pessoa que não aceitou participar da pesquisa demonstrou que era por medo desses termos, normalmente foram a desconfiança ou não querer o comprometimento os principais motivos de desistências.

Nas duas exposições realizadas foi entrevistado um total de 322 moradores, dos quais 170 aceitaram participar da pesquisa, resultando em um percentual ligeiramente maior que 50 % de aceite. Em alguns setores tivemos 100 % de aceite.

A interação com essas pessoas foi um ponto muito interessante nessa pesquisa, principalmente pela receptividade acima da expectativa.

APÊNDICE II

Transferência de dados entre aplicativos MS-Windows (DDE)

DDE (Dynamic Data Exchange)

O “*Dynamic Data Exchange*” é um dispositivo que o sistema operacional MS-Windows disponibiliza para que diferentes aplicativos comuniquem-se entre si continuamente e automaticamente. É um processo semelhante ao copiar e colar disponível na maioria dos aplicativos, porém, se as duas aplicações trabalharem com o DDE, esse processo torna-se automático.

Uma Ligação DDE envolve duas partes: uma que envia dados, denominada aplicação fonte ou “*server*”, e outra que recebe os dados, chamada de aplicação destino ou “*client*”, em uma operação chamada de interação ou “*conversation*”.

Formato dos dados

Cada transação entre o servidor e o destinatário dos dados é feito de forma única e em processo encadeado e bem identificado. É necessário estabelecer o nome do servidor (“*service name*”), o nome do tópico (“*topic name*”) e o nome do item (“*item name*”) como um endereço completo para cada conversação.

No caso específico de nossas aplicações, os dados são gerados pelo programa Q-Win, o aplicativo servidor, para esse programa o “*service name*” é definido como QWIN e é invariante. O “*topic name*” depende do conjunto de dados que serão medidos, e são definidos de acordo com as possibilidades de medida disponível pelo programa servidor, por exemplo “*Field Data*”, “*GreyData*” e “*Feature Measurement Data*”. No manual de referencia dos aplicativos estão tabelados todos os “*topic names*” definidos para o programa. O “*item name*” é a identificação básica de cada medida ou a identificação da medida, por exemplo área, distância ou contagem. Nomes esses também disponíveis nos manuais.

Criando a ligação

Este é o processo que inicia a conversação, definida pelo cliente ou aplicativo de destino, portanto o processo de como deve ser feito depende de cada aplicativo de destino.

Nas planilhas do MS-Excel uma ligação é feita definindo uma área ou conjunto de células que receberão os dados como uma matriz. A cada elemento da matriz deve ser adicionada, por exemplo, uma das seguintes fórmulas:

=QWIN|ManData!Dist

ou

=QWIN|FtrData!All

No primeiro exemplo a cada medida manual de distância a planilha é atualizada. No segundo exemplo, um conjunto inteiro de todos os parâmetros dos eventos é atualizado a cada processo de medida.

O MS-Excel estabelece um vínculo e a cada vez que o arquivo é aberto é solicitado se deseja ou não a atualização deste vínculo. Abrindo o Q-WIN basta iniciar as medidas para que a planilha seja atualizada a cada medida.

É importante lembrar que a atualização realizada pelo DDE, substitui os dados antigos da matriz no MS-Excel pelos novos, portanto torna-se necessário também a automatização do MS-Excel, por meio de macros, para que os dados sejam convenientemente salvos antes de cada atualização.

APÊNDICE III

Câmara de ^{222}Rn

Foram realizados testes para verificação da condição de isolamento do gás no interior da câmara e de sua homogeneidade. Além da possibilidade de fuga, outros fatores influenciam na concentração de ^{222}Rn e filhos internamente à câmara como a homogeneidade e o efeito do “plate-out”.

Homogeneidade

A homogeneidade da câmara foi testada com exposições de detectores plásticos LR115 dispostos na parte central e nas paredes da câmara. Os detectores foram expostos durante 7 dias na câmara com a fonte dentro e aberta, desta forma a concentração de ^{222}Rn e filhos manteve-se constante durante todo período de exposição.

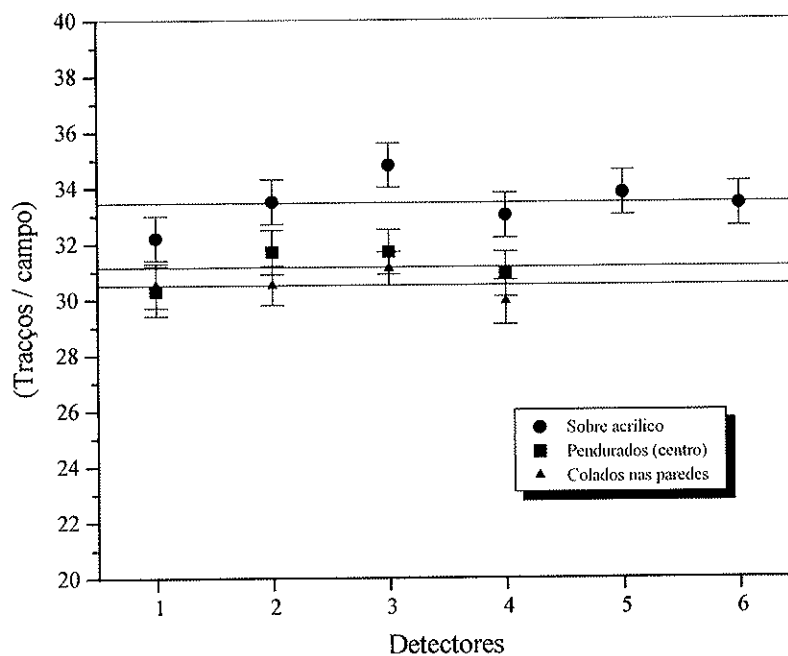


Figura AIII. 1: Densidade de traços de detectores LR115 dispostos internamente à câmara em diferentes posições.

A Figura AIII. 1 mostra os resultados obtidos para homogeneidade do gás no interior da câmara. Os quadrados representam as medidas da densidade de traços (em traços por campo) para detectores sobrepostos sobre monitores de placas paralelas. Os círculos representam as medidas dos detectores expostos livremente (pendurados por fios) na parte central da câmara e os triângulos são as medidas de detectores colados nas paredes da câmara (sobre o vidro, lados e chão). As retas ajustadas a cada conjunto representam as médias das medidas da densidade de traços (em traços por campo).

Os resultados, em cada conjunto, demonstram boa homogeneidade da concentração de ^{222}Rn e filhos. Não há diferenças significativas entre os valores obtidos com detectores expostos na parte central ou nas paredes. É importante destacar o aumento em torno de 5% da média das medidas efetuadas sobre as placas de acrílico em relação aos detectores expostos pendurados por fios, essa diferença pode ser atribuída aos efeitos do “plate-out” que ocorrem com os filhos do radônio.

Influência da atividade no interior da câmara

A atividade da fonte de ^{226}Ra permite concentrações de ^{222}Rn muito maiores no interior da câmara que aquelas obtidas em residências. É importante verificar se há diferenças significativas no comportamento de detectores plásticos ou monitores expostos em diferentes concentrações de ^{222}Rn e filhos.

Para verificar esse comportamento foi realizada uma experiência expondo detectores plásticos diretamente ou dentro de monitores de placas paralelas sob diferentes concentrações de ^{222}Rn e filhos. A variação nesta concentração foi obtida com exposições ao longo do decaimento do ^{222}Rn e filhos, porém em cada exposição os monitores estiveram submetidos a aproximadamente o mesmo total de desintegrações (420 kBq.m^{-3}) com diferenças na atividade e no tempo de exposição.

A Figura AIII. 2 mostra os resultados da densidade de traços dos detectores expostos diretamente à atmosfera de ^{222}Rn e filhos em função da concentração no início da exposição. A Figura AIII. 3 mostra os mesmos resultados em função do tempo de início das exposições.

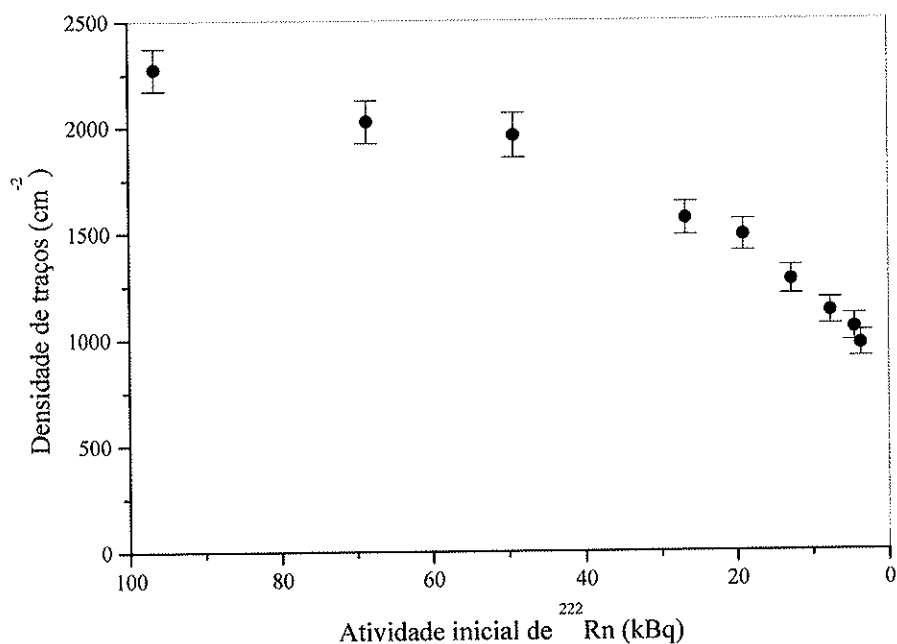


Figura AIII. 2: Densidade de traços em lâminas de LR115 colocadas sobre monitores de placas paralelas dispostos na câmara em função da concentração inicial de ^{222}Rn .

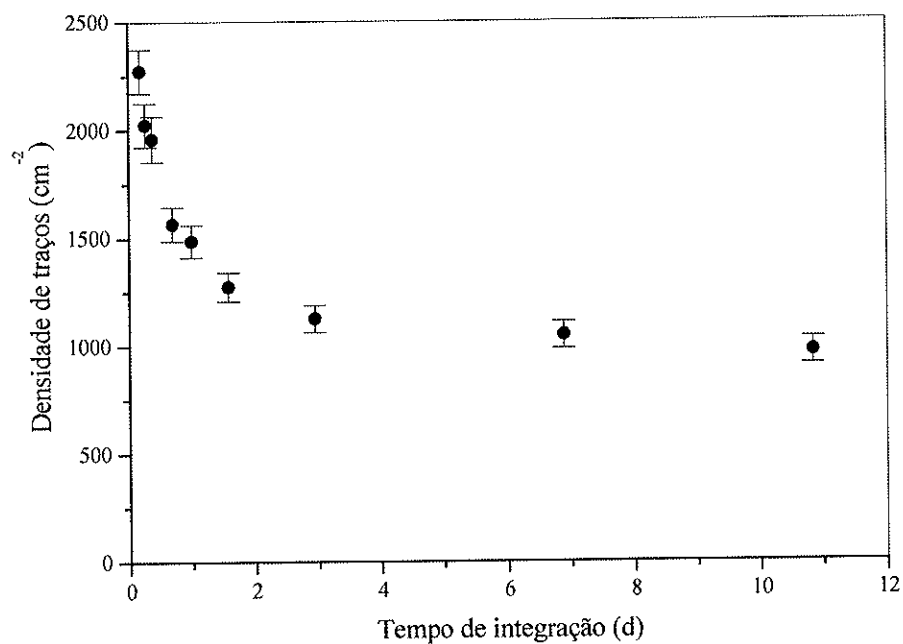


Figura AIII. 3: Densidade de traços em lâminas de LR115 em função do tempo de exposição. Detectores expostos a aproximadamente a mesma concentração total de ^{222}Rn e filhos em diferentes taxas de exposição.

Conforme pode ser observado, detectores expostos a altas concentrações de radônio (muito próxima da atividade nominal da fonte de rádio) apresentam densidade de traços aproximadamente o dobro que em detectores expostos após duas ou mais meias-vidas de decaimento.

O efeito do "plate-out" influencia a distribuição da concentração dos filhos do radônio, como esse efeito depende muito das condições ambientais esperava-se uma menor influência desse efeito dentro da câmara, já que a câmara funciona como um sistema isolado e controlado. Entretanto os resultados mostrados nas figuras anteriores indicam uma significativa influência desse efeito na medida da densidade de traços em detectores expostos diretamente a átomos de ^{222}Rn e filhos.

Os resultados verificados não podem ser atribuídos a diferenças na eficiência do detector em relação à energia das partículas ou ao número total de partículas incidentes ao detector¹.

Para detectores expostos dentro de monitores de ^{222}Rn (placas paralelas ou NRPB/SSI, por exemplo) a densidade de traços pode ser considerada constante em praticamente todo intervalo de concentrações.

Esses resultados demonstram que a câmara de ^{222}Rn poderia ser usada com uma larga faixa de concentrações do gás para calibração de monitores de ^{222}Rn , entretanto o uso ficaria muito restrito para análises de detectores expostos diretamente a ^{222}Rn e filhos.

Fuga de gás

O reservatório para a fonte de ^{222}Rn foi completamente selado de forma que não houvesse perdas para o ambiente externo durante períodos de exposição, entretanto a colocação e retirada de amostras interfere na homogeneidade e na concentração de ^{222}Rn e filhos no interior da câmara. Como forma de avaliar a eficiência da selagem e verificar a influência da abertura da câmara, foram feitas experiências colocando detectores plásticos no interior da câmara ao longo do

¹ Resultados verificados em nosso grupo de pesquisa indicam que a resposta do LR115 praticamente independe da energia da partícula (de 1 a 4 MeV) ou do fluxo de partículas incidentes (até $1,3 \times 10^4 \alpha'/\text{cm}^2$).

decaimento da concentração de ^{222}Rn . A cada abertura da câmara eram colados detectores LR115 internamente na tampa de vidro da câmara.

A Figura AIII. 4 mostra resultados da densidade de traços de detectores expostos também durante o decaimento da concentração de ^{222}Rn e filhos. A densidade medida no gráfico indica a concentração total a que os detectores estiveram submetidos. A reta tracejada representa o decaimento da concentração total de ^{222}Rn e filhos em equilíbrio secular. A densidade de traços foi normalizada em relação à concentração inicial da câmara. A informação de maior interesse nessa experiência é a inclinação da curva da densidade de traços dos detectores expostos em relação à inclinação do decaimento da concentração de ^{222}Rn e filhos.

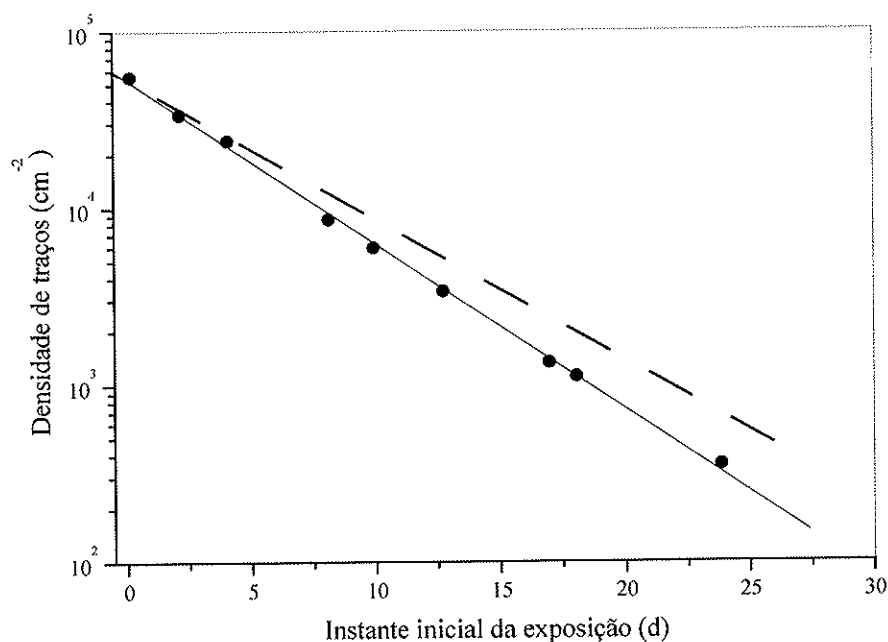


Figura AIII. 4: Densidade de traços apresentada por lâminas de LR115 expostos na tampa da câmara. A fonte foi retirada da câmara no instante inicial.

O decaimento mais acentuado na densidade de traços é resultado da soma dos efeitos de fuga de gás quando a câmara é aberta mais a influência do “plate-out” sobre a concentração de filhos de ^{222}Rn .