

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE FÍSICA

SBI-IFUSP



305M810T3551

Contribuição da radiação gama
em ambientes fechados
para a dose populacional
na cidade de São Paulo

por

Sergio Masanori Otsubo

INSTITUTO DE FÍSICA

Serviço de Biblioteca e Informação

Tombo: 3551 ex-1

Orientadora

Prof^a. Dr^a. Elisabeth Mateus Yoshimura

Dissertação apresentada ao
Instituto de Física da Universidade
de São Paulo, Como requisito
parcial à obtenção do título de
Mestre em Ciências.

Banca Examinadora:

Prof^a. Dr^a. Elisabeth Mateus Yoshimura – IFUSP

Prof. Dr. Francisco Yukio Hiodo - IFUSP

Prof. Dr. Nilberto Heder Medina – IFUSP

Prof. Armando Corbani Ferraz

Presidente da Comissão de Pós Graduação

São Paulo
2001

Defesa: 22/06/2001

612701448

088c

M

ex. 1

FICHA CATALOGRÁFICA

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

Otsubo, Sergio Masanori

Contribuição da Radiação Gama em Ambientes
Fechados para a Dose Populacional da Cidade de São
Paulo. São Paulo, 2001.

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

Orientador: Profa. Dra. Elisabeth Mateus Yoshimura
Área de Concentração: Radioatividade e Desintegração
Nuclear

Unitermos: 1. Dosimetria; 2. Radiação Ambiental;
3. São Paulo; 4. Saúde Pública.

USP/IF/SBI-045/2001

AGRADECIMENTOS

À Prof^a. Dr^a. Elisabeth Mateus Yoshimura, pela orientação e paciência, e, ter acreditado na minha capacidade para o mestrado.

Aos meus pais, que sempre me incentivaram nos estudos.

Aos amigos do laboratório que na hora do chá da tarde tínhamos discussões, sugestões e pipocas.

Aos amigos que nas horas de relaxamento, tínhamos grandes desafios construtivos computacionais.

À CNEN e CNPq pela Bolsa.

À Fapesp pela compra do equipamento.

Ao Instituto de Física por ceder o motorista e o transporte, nas saídas diárias.

À Gerencia do Banco por ter cedido o Sr. Deumiro e o Sr. Roberto, que me acompanharam em todas as visitas das agências bancárias.

Resumo

Este trabalho tem como objetivo apresentar resultados de medições da contribuição da radiação gama para a taxa de equivalente de dose ambiental ($H^*(10)$) em ambientes fechados da cidade de São Paulo. Da literatura se sabe das grandes variações da taxa de $H^*(10)$ em várias cidades pelo mundo. Seu conhecimento é importante para embasar estudos epidemiológicos, ou analisar conseqüências e efeitos de acidentes radioativos ou nucleares. Como não há publicação relacionada a doses ambientais nesta cidade, este estudo vem preencher a lacuna. O ser humano está exposto à radiação ambiental independente da hora ou local, seja em ambientes fechados ou locais abertos. A radiação gama origina do solo e dos materiais de construção é a componente mais importante para a dose externa. Existem várias técnicas para a determinação da taxa de $H^*(10)$, e aqui foi utilizado um espectrômetro gama portátil para obter medidas *in situ* a 1m do piso. Ele é equipado com um cristal de NaI (Ti) e fornece diretamente a taxa de $H^*(10)$. Foram analisados três tipos de ambientes fechados comerciais da cidade de São Paulo, com grande fluxo da população paulistana: comércio em geral (nas vizinhanças das agências bancárias) e shopping-centers. Foram realizadas ao todo 458 medidas em 54 dos 96 distritos da capital.

Todos os resultados incluem uma pequena contribuição da radiação cósmica que não foi possível subtrair.

A média geral das dependências medidas foi de 173,8(17)nSv/h, com variação de 79,2 a 296nSv/h. Ao se separar os dados por Núcleos de Saúde (divisão dos distritos em cinco núcleos, pela Secretária de Saúde do Estado de São Paulo), foi observado, através de testes estatísticos, que não há diferenças significativas entre os valores médios de taxa de $H^*(10)$ destes Núcleos. Ao se analisar os dados por tipo de comércio, foram obtidas as seguintes médias: 186,9(19), 176,6(29) e 136,7(30)nSv/h, respectivamente para agências bancárias, comércio em geral e shopping-centers. Os testes estatísticos mostraram que as médias das agências bancárias e comércio em geral têm uma grande probabilidade de pertencerem ao mesmo grupo. Já a média dos shopping-centers é distinta de dos outros tipos de comércio. Isso provavelmente se deve ao tipo de construção dos shopping-centers que são mais amplos e têm um acabamento diferente dos demais estabelecimentos. Desta maneira, a média geral apresentada pode representar um valor irreal, já que foi obtida através de conjuntos distintos e, se existem diferenças entre locais distintos da cidade, elas estariam camufladas.

Abstract

The objective of this work is to present results of measurement of the contribution of gamma radiation to the indoor ambient dose equivalent ($H^*(10)$) rate, in the city of São Paulo. A great variation of $H^*(10)$ rate in several cities of the world is shown in the literature. Its knowledge is important to base epidemiological studies or to analyze consequences and effects of radioactive or nuclear accidents. As there isn't publication related to environmental dose in São Paulo, this study fills this gap. Human beings are exposed to environmental radiation, no matter time or place, indoor or outdoor. The gamma radiation, that originates from the soil and from the building materials, is a very important contributory to the external dose. There are several techniques for determination of $H^*(10)$ rate. Here, a portable gamma spectrometer was used to obtain *in situ* measurements 1m from the floor. The equipment has a NaI(Tl) crystal and supplies $H^*(10)$ rate values directly. Measurements were performed in commercial places of three types, all of them comprising a great flow of people: bank agencies, street stores (in the neighborhood of the bank agencies) and shopping centers. A total of 458 measurements, in 54 of the 96 districts of the capital were accomplished. All the results include a small contribution from cosmic radiation that was not possible to subtract. The average of all measurement was $173.8(17)$ nSv/h, varying from 79.2 to 296nSv/h. As the data were grouped by region (using the division of the districts in five nuclei made by the Health Secretary), it was observed through statistical tests that there are no significant differences among the five mean values of $H^*(10)$ rate. On the other hand, the analysis of the data by trade type provided the following averages: $186.9(19)$, $176.6(29)$ and $136.7(30)$ nSv/h respectively for bank agencies, street stores and shopping centers. The statistical tests showed that the

average ambient dose equivalent rates in the bank agencies and in the street stores have a great probability of belonging to the same group, but the shopping centers' average does not. This is probably due to the type of construction of the shopping centers, as they have more empty spaces and employ different finish materials. Taking into account these analyses, the general average presented can stand for an unreal value, since it was obtained through different groups and, if there are discrepancies among different regions of the city, they may be concealed.

1. INTRODUÇÃO	11
2. OBJETIVO GERAL	15
3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
4. REVISÃO DE LITERATURA	18
5. METODOLOGIA	20
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	24
6.1. Caracterização das amostras	24
6.2. Apresentação de uma tabela de 10^4 (m) de cidade de São Paulo	27
6.3. Apresentação das taxas de 10^4 (m) de cidade de São Paulo classificados por Tipo de Comércio	29
6.4. Apresentação das taxas médias de 10^4 (m) de cidade de São Paulo classificados por Tipo de Comércio	34
7. CONCLUSÕES E DISCUSSÃO FINAL	39
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	44
APÊNDICES	53
Apêndice A	54
Apêndice B	57

Índice

1.	INTRODUÇÃO	1
	1.1. Interesse	2
	1.2. Radiação	4
2.	METODOLOGIA	10
	2.1. Sistema de detecção	11
	2.2. Estabilidade da calibração do equipamento durante as medidas – verificação dos espectros	13
	2.3. Montagem do equipamento	15
	2.4. Confiabilidade do sistema	15
	2.5. Escolha dos locais de medição na cidade	16
	2.6. Agrupamento dos resultados para análise	17
	2.7. Critério de escolha dos pontos dentro dos estabelecimentos	19
	2.8. Testes de Qui-quadrado (χ^2) e <i>t</i> de Student	20
	2.8.1. Teste de χ^2	21
	2.8.2. Teste <i>t</i> de Student	21
3.	RESULTADOS, ANÁLISE E DISCUSSÃO	24
	3.1. Qualidade das medidas	25
	3.2. Apresentação da taxa média de H*(10) da cidade de São Paulo	27
	3.3. Apresentação das taxas de H*(10) da cidade de São Paulo classificadas por Núcleos de Saúde	29
	3.4. Apresentação das taxas médias de H*(10) da cidade de São Paulo, classificadas por Tipo de Comércio	34
4.	CONCLUSÕES E DISCUSSÃO FINAL	39
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	48
	APÊNDICES	53
	Apêndice A:	54
	Apêndice B:	59

1.1. Interesse

A população sempre esteve exposta às radiações naturais, de origem terrestre ou cósmica. Com a descoberta dos raios X e da radioatividade, no final do século XIX, e com o rápido desenvolvimento tecnológico, houve um grande emprego da radiação ionizante na medicina. Através do domínio da tecnologia nuclear, foi possível também a construção de usinas nucleares e artefatos nucleares. Com isto, houve um grande aumento nas exposições à radiação, de forma voluntária (radiodiagnóstico e terapias) ou não (instalações de usinas nucleares próximo a regiões habitadas, testes de artefatos nucleares na atmosfera, acidentes em usinas nucleares, descarte e armazenamento de rejeitos radioativos, etc.). Com o avanço do conhecimento dos riscos associados à exposições à radiação, várias investigações relacionadas à irradiação da população se iniciaram.

Existem várias linhas de pesquisa nessa área e, dependendo do enfoque dos estudos, pode-se obter o valor médio de dose: estudo da composição de materiais das edificações (Shukla, *et al* 1995; Croft & Hutchinson, 1999) utilizando para isso desde análise química, detecção gama ou ativação neutrônica (Zaidi *et al*, 1999); concentração dos radionuclídeos presentes no corpo humano (Kramer *et al*, 1999); contribuição de doses aplicadas em radioterapia ou em radiodiagnóstico (Kamenopoulou *et al*, 2000; Freitas, 2000)

contribuição dos radionuclídeos provenientes de acidentes nucleares; concentração de radônio em ambientes fechados (Trotti et al, 1994; Vaupotic et al, 1999; Iimoto, 2000; Da Silva, 2000), etc..

Devido à importância de se ter estes estudos de radiação para a população brasileira, o Laboratório de Dosimetria do IFUSP, ao longo dos anos, tem estudado a dose recebida pela população do município de São Paulo, trabalhando em várias frentes:

Radiação gama a céu aberto (Oliveira, 2001)

Contribuição de radônio para dose em ambientes fechados (Da Silva, 2000)

Variação sazonal da fluência de nêutrons ambientais (Otsubo, et al 1998)

Doses devido a exposições médicas em radiodiagnóstico (Freitas, 2000).

Este trabalho, dentro dessa linha, tem o objetivo de avaliar a contribuição da radiação gama em ambientes fechados para a dose populacional, através de medições *in situ*^a com espectroscopia gama.

Através do conhecimento prévio da radiação ambiental de uma determinada região, é possível contribuir para estudos epidemiológicos ou análise de conseqüências de acidentes radioativos ou nucleares, e para pesquisas sobre os efeitos biológicos de baixas doses de radiação, um assunto muito controverso na literatura (ICRP,

^aTermo utilizado quando um detector realiza medidas em um local de interesse.

1990; Smith, 1999; Bartlett, 1999). Além disso, como não há na bibliografia atual estudos deste gênero para a cidade de São Paulo, se justifica o presente trabalho.

Deve-se levar em conta também que é sugerido pelo United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation-NSCEAR (UNSCEAR, 1993), utilizar 80% para o fator de ocupação, para ambientes fechados, de uma população de região industrializada. Este valor seria o tempo relativo de permanência nas residências e nos locais de trabalho, sendo que os 20% restantes seriam de permanência a céu aberto.

1.2. Radiação

A radiação ionizante que atinge a população origina-se basicamente de dois meios: do espaço exterior, na forma de raios cósmicos, e de radionuclídeos presentes em todo o globo terrestre. Estes radionuclídeos, existentes em tudo que está ao redor dos seres humanos, como solo, material de construção, ar, água, alimentos e até incorporados no próprio corpo humano, quando decaem emitem radiação que, juntamente com os raios cósmicos, compõem a chamada radiação natural. Esta radiação é uma constante na vida terrestre, com um aumento ou diminuição de seus níveis conforme a localização geográfica na Terra (latitude, longitude e altitude) (Daly & Evans, 1996; Bartlett, 1999) e também de acordo com a

concentração dos radionuclídeos presentes em cada ambiente específico. A radiação cósmica é composta por partículas primárias que têm energia muito alta devido à origem, como nascimento de estrelas, e à aceleração sofrida ao passarem por sistemas planetários. O estudo da radiação cósmica é de fundamental importância para as tripulações de estações espaciais e de aviões em vôos a grande altitude (Bühler *et al*, 1996). Quando a radiação cósmica atravessa a atmosfera terrestre, ela interage com o meio e produz radionuclídeos cosmogênicos e partículas secundárias, fazendo com que sua contribuição para a dose ambiental diminua cada vez mais ao se aproximar do nível do mar (Daly & Evans, 1996; Bartlett, 1999).

Os principais radionuclídeos naturais que contribuem para a dose no ser humano são o ^{40}K e as séries radioativas de ^{232}Th e ^{238}U , com respectivas meias-vidas de $1,28 \times 10^9$ anos, $1,41 \times 10^{10}$ anos e $4,47 \times 10^9$ anos, valores comparáveis à idade da Terra. Radionuclídeos naturais de importância secundária, por se apresentarem em baixas concentrações, são o ^{87}Rb e ^{235}U , com meias-vidas de $4,7 \times 10^{10}$ anos e $7,04 \times 10^8$ anos, respectivamente (Krane, 1987; UNSCEAR, 1993).

Quando os radionuclídeos decaem, podem emitir radiações alfa, beta ou gama. A partícula beta, que tem curto alcance (alta transferência linear de energia - LET), contribui apenas para doses na superfície da pele. A radiação gama, que é muito penetrante, é o principal componente de dose ambiental por irradiação externa.

Partículas alfa, que têm alcance muito curto (alto LET), são absorvida pelo ar e não contribuem para a taxa de dose ambiental externa. O gás radônio (^{222}Rn), um gás inerte, que se concentra em ambientes fechados, pode ser inalado e juntamente com seus descendentes, emitir partículas alfa nos pulmões, contribuindo para a dose interna (UNSCEAR, 1993; NCRP, 1987).

Com o desenvolvimento da tecnologia nuclear no século passado, teve início a descoberta de toda uma infinidade elementos radioativos, isótopos que não se encontravam na natureza, e a medicina teve um avanço pela utilização dos novos núclídeos. Assim a população mundial, que até então estava exposta apenas à radiação natural, ficou exposta também a radiação proveniente dos isótopos artificiais, juntamente com aquela produzida pelos equipamentos de radiodiagnóstico e radioterapia. Uma estimativa destas exposições foi feito para a população dos Estados Unidos e os resultados médios foram publicados pelo National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP, 1987) e estão na Figura 1. Nela está representada a distribuição de doses efetivas de acordo com a sua origem.

Ao mesmo tempo em que cresciam os usos da radiação, surgiu a necessidade de quantificá-la. Deste modo, sem ainda um conhecimento profundo dos fenômenos envolvidos, foram propostas várias grandezas para quantificar os feixes de radiação ou suas interações. Muitas vezes, por se tratar de uma área nova da ciência

estas novas grandezas foram definidas sem muita clareza e com unidades fora dos padrões.

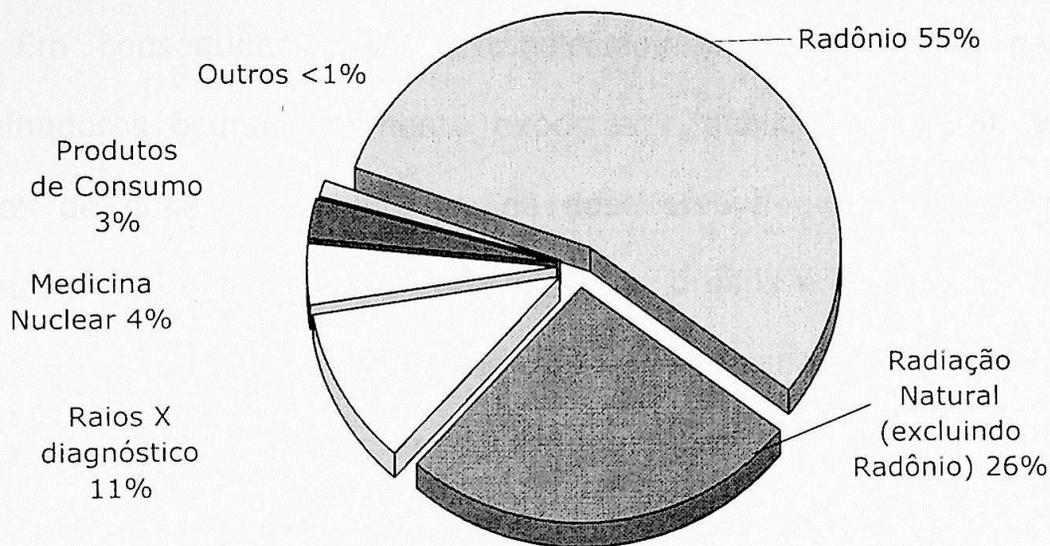


Figura 1: Porcentagem de contribuição de cada componente para a média total de dose efetiva para a população dos Estados Unidos, 3,6mSv/ano (NCRP, 1987).

Com o passar dos anos, com o aprofundamento do conhecimento dos efeitos biológicos da radiação ionizante e dos estudos epidemiológicos em populações expostas às radiações em situações conhecidas, foi necessário fazer correções nas grandezas até então utilizadas e propor outras, mais adequadas. Assim, surgiram a Comissão Internacional de Unidades da Radiação (ICRU), que segundo ela própria apresenta recomendações internacionais possíveis de implementar, e a Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP), órgão que define as grandezas de proteção radiológica. Ao longo dos anos as duas comissões não têm medido

esforços para a quantificação da radiação em termos de grandezas físicas e dosimétricas, práticas e claras para a comunidade científica.

Em conseqüência, são estabelecidos limites de dose para trabalhadores ocupacionalmente expostos e público em geral, em termos de dose equivalente ou de dose efetiva que é obtida da somatória das doses equivalentes para os órgãos e tecidos de um indivíduo, ponderado com fatores de peso de cada tecido^b (NCRP, 1987). Foram introduzidas em 1985 as grandezas para monitoração de área e individual: equivalente de dose ambiente $H^*(d)$, equivalente de dose direcional ($H'(d, \alpha)$) e equivalente de dose pessoal ($H_p(d)$) (d é a profundidade de referência: 10mm para radiações fortemente penetrantes ou 0,7mm para radiações fracamente penetrantes, α é a direção considerada). A Figura 2 mostra a relação entre as grandezas físicas, operacionais e de proteção radiológica.

^b definições relevantes são apresentadas no Apêndice A.

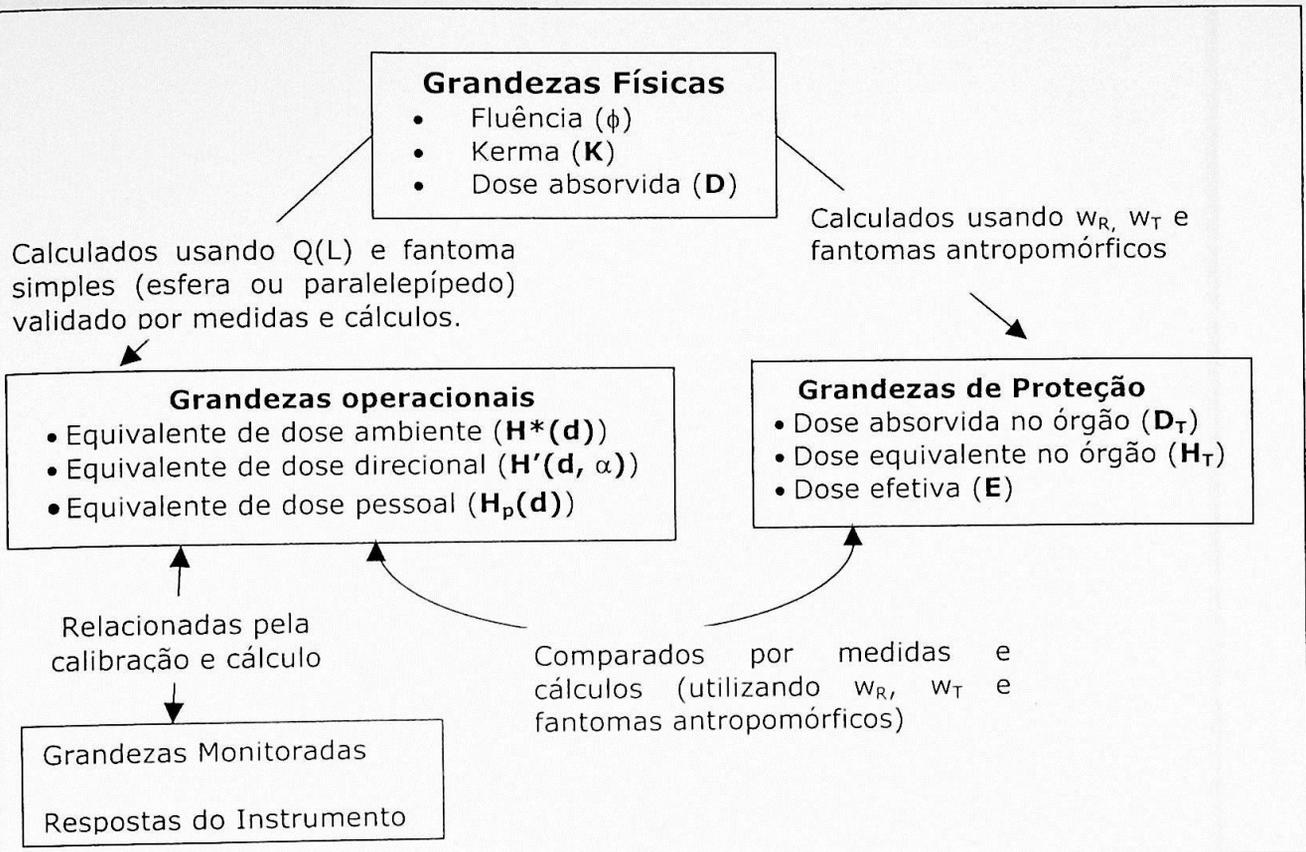


Figura 2: Relações entre as grandezas de proteção e operacionais com as grandezas físicas para fins de monitoração (ICRU, 1998). As definições detalhadas estão no glossário do Apêndice A.

2.1. Sistema de detecção

Neste trabalho, para medir a dose devida à radiação gama em ambientes fechados na cidade de São Paulo, foi utilizado o espectrômetro gama portátil Hamamatsu - C3475 visto na Figura 3 a). Ele é sensível à radiação gama e é especialmente projetado para se fazer medidas de campo. O detector fornece o espectro medido, como os apresentados na Figura 4, (contagens em função da energia, de 50 a 1670 keV, com janela de 13 keV por canal), o total de eventos detectados, a taxa de contagens para todo o espectro, ou para fotopicos de alguns isótopos (^{141}Ce , ^{131}I , ^{103}Ru , ^{137}Cs , ^{60}Co e ^{40}K), além da taxa de equivalente de dose ambiente, nas mesmas condições. O equipamento é composto por uma unidade principal e uma sonda. A sonda contém o cintilador, um cristal de NaI (TI) de \varnothing 25 x 50 mm, a fotomultiplicadora e o pré-amplificador. A unidade principal contém uma central de processamento que gerencia a aquisição e processa a análise dos dados, com memória para armazenar até cinco espectros, sendo o primeiro o de calibração. Os dados dos espectros armazenados (data, tempo, número total de contagens, taxa média de contagem, taxa de $\text{H}^*(10)$ e contagens por canal), são transferidos para um computador através de uma porta serial.

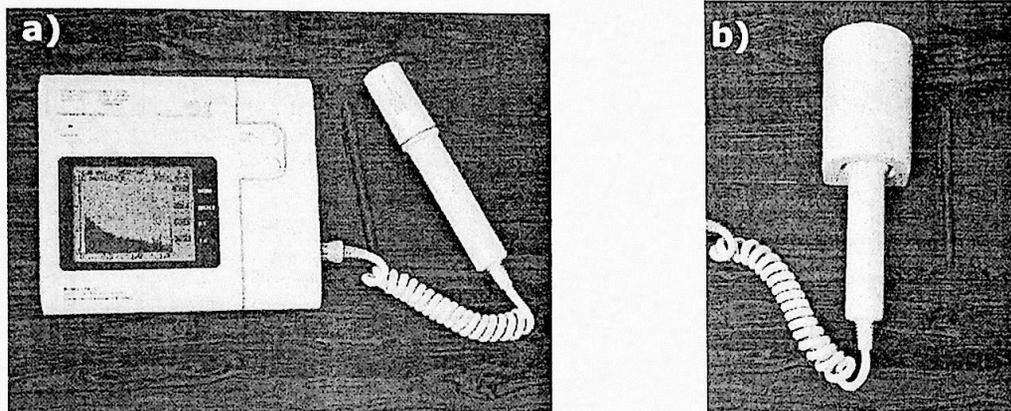


Figura 3: a) Sistema de detecção Hamamatsu – C3475. b) Detalhe da sonda com o cristal de NaI na posição para calibração, envolto pela fonte de KCl.

O fabricante forneceu os gráficos das dependências angular e energética do detector (Figura 5) medidos pelo Instituto de Medidas de Radiação do país de origem (Japão). Entre os acessórios do equipamento há uma fonte de calibração de KCl. Ela contém um cristal de KCl com abundância natural de ^{40}K que, na posição de medida para calibração (Figura 3 b)), envolve completamente o detector. A calibração é feita entre as medições para verificar a posição do fotopico do ^{40}K , que deve ficar entre os canais 103 e 121, que equivalem às energias de 1339 e 1573keV (Figura 4 b)), posição esta para que o cálculo de $\text{H}^*(10)$ seja confiável. Dois potenciômetros permitem o ajuste do ganho para que o pico do ^{40}K se posicione nessa faixa.

A unidade principal, além de fazer a aquisição do espectro e assim obter a taxa de contagem, efetua os cálculos para a conversão desta em taxa de equivalente de dose ambiente, procedimento a cujo programa não se teve acesso. Alguns trabalhos específicos (Conti, 1999; Yi, 1997) descrevem estes procedimentos de cálculo.

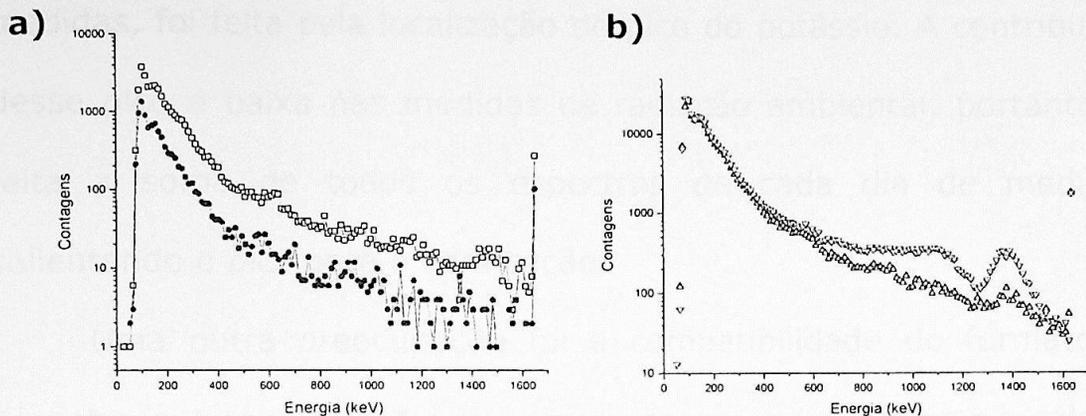


Figura 4: a) Dois espectros referentes à maior (\square) e à menor (\bullet) taxas de equivalente de dose ambiente deste trabalho (79,2 e 296nSv/h, respectivamente). b) Dois espectros obtidos em um mesmo local com o tempo de 30min, sendo o primeiro (Δ) sem a fonte de calibração e o segundo (∇) com a fonte de calibração.

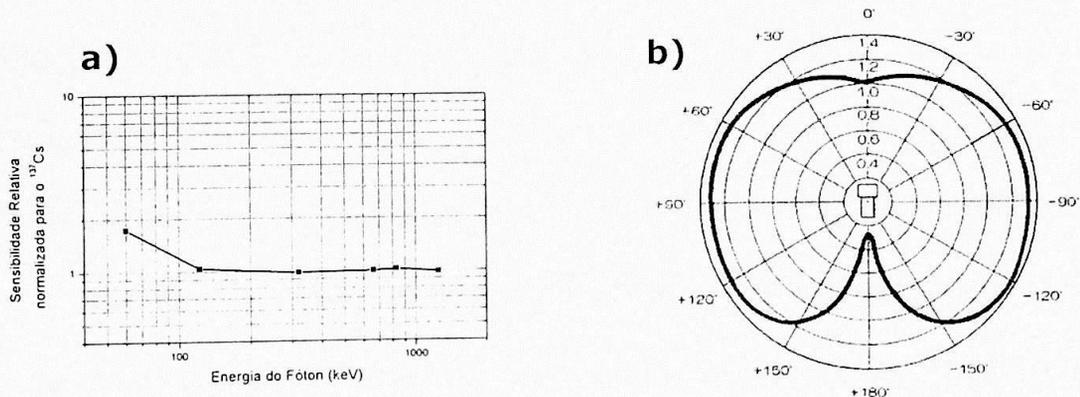


Figura 5: gráficos fornecidos pelo fabricante: a) Dependência energética do detector para radiação gama. b) Dependência angular do detector para fonte de ^{137}Cs .

2.2. Estabilidade da calibração do equipamento durante as medidas – verificação dos espectros

Os dados do trabalho eram tomados em vários ambientes públicos ao longo do dia, tornando inviável fazer uma calibração antes de cada tomada de dados. Como o equipamento sofria as mudanças de temperatura dos locais de coleta, a verificação da estabilidade de calibração do equipamento e confiabilidade das

medidas, foi feita pela localização do pico do potássio. A contribuição desse pico é baixa nas medidas de radiação ambiental, portanto foi feita a soma de todos os espectros de cada dia de medidas, salientando o pico para a verificação.

Uma outra preocupação foi a compatibilidade do formato do espectro e a taxa de $H^*(10)$ já que não se podia verificar o cálculo. Ao invés de se fazer uma comparação dos espectros entre si, montou-se um gráfico de taxa de $H^*(10)$ versus contagens com todos os espectros medidos. Foi possível assim verificar a linearidade da relação dose \times contagem, e também se houve variações nos espectros medidos, ou seja, se não há grandes mudanças na composição de energias que atingiram o detector a 1m do solo.

Embora o detector não seja projetado para detecção de raios cósmicos, ele pode produzir um sinal devido à interação com a radiação do espaço como sendo de radiação gama ambiental. Para as medidas em ambiente fechado acredita-se que a contribuição seja menor que a céu aberto (25,7(5)nSv/h, valor medido em São Paulo sobre uma lâmina d'água espessa (Oliveira, 2001)). Mas esta contribuição é desconhecida em ambientes fechados, por ser variável a quantidade de material (lajes, telhados, etc.) existente acima do detector em cada edifício. Assim, não se subtraiu qualquer contribuição devido à radiação cósmica.

2.3. Montagem do equipamento

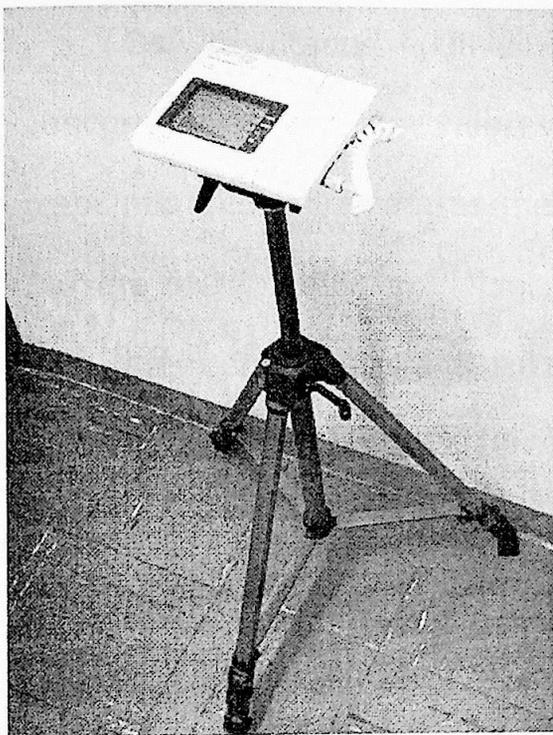


Figura 6 : Equipamento posicionado a 1m do solo, pronto para o início das medidas

Para manter a geometria e o posicionamento do equipamento durante as medições, foi utilizado um tripé fotográfico, com altura regulada para que a parte sensível do detector fique a um metro do solo (altura média da porção central de um ser humano adulto, altura padrão para estudos de dosimetria ambiental e padrão de calibração do equipamento).

Para o posicionamento do detector no tripé foi confeccionado um suporte de alumínio. Para a coleta de dados, levando em conta sensibilidade, precisão das medidas, reprodutibilidade do equipamento, o tempo de cada medição foi fixado em três minutos.

2.4. Confiabilidade do sistema

Para avaliar o comportamento do detector quando submetido a radiação produzida por fontes extensas, foram feitos testes de

confiabilidade utilizando fontes extensas localizadas no Instituto de Radioproteção e Dosimetria – CNEN (IRD).

Os resultados (Oliveira, 2001) apresentaram uma boa concordância com os valores esperados e também com outros trabalhos que utilizaram as mesmas fontes superficiais (Conti, 1999; Barreto *et al*, 1986).

Além disso, para a determinação da incerteza do equipamento e teste de reprodutibilidade, foram feitas várias medições em um ponto fixo, também com o tempo de três minutos.

2.5. Escolha dos locais de medição na cidade de São Paulo

Os ambientes fechados freqüentados pela população cotidianamente podem ser separados em dois grupos: residenciais e locais de trabalho ou lazer. Para um estudo de taxa de $H^*(10)$ da população, optou-se pelos ambientes fechados comerciais (que são ambientes de trabalho e lazer).

Os ambientes fechados comerciais deste estudo deveriam ter uma boa distribuição por toda a cidade, e ter um grande fluxo de pessoas. Desta maneira os estudos foram voltados para as agências bancárias que têm uma boa distribuição por toda a cidade com um grande movimento de pessoas e concentração de lojas em volta das agências.

Os endereços das agências bancárias (142 agências) de um grande órgão financeiro foram todos mapeados, para uma seleção utilizando o critério de distribuição pela cidade. Em cada agência bancária escolhida (66 agências) foi feita a coleta de dados. Além disso, foram feitas medições nas vizinhanças das agências, em ambientes fechados, incluindo-se assim para a pesquisa vários tipos de comércio, como drogarias, docerias, lojas de móveis, padarias, etc.. Nestes locais foi coletado um número menor de espectros que nas agências bancárias.

Para o complemento do trabalho foram escolhidos alguns shopping-centers distribuídos pelos vários distritos da cidade, onde foram feitas várias medições ao longo dos pisos existentes.

É importante ressaltar que, apesar da facilidade no manuseio do equipamento de espectrometria gama *in situ*, as várias saídas até os locais das medidas, o tempo de locomoção, a montagem do detector no tripé, necessitam de muita paciência e fôlego para andar com o equipamento pela cidade de São Paulo. Além disso, e pedir autorizações para os estabelecimentos, com uma rápida explanação do trabalho, e a constante preocupação com a segurança pessoal e dos equipamentos foram parte importante do trabalho.

2.6. Agrupamento dos resultados para análise

Os dados obtidos podem ser classificados sob três aspectos: o primeiro seria por tipo de comércio (agências bancárias, comércio em

geral e shopping-centers); o segundo, a localização nos 96 distritos da cidade (seguindo o zoneamento do município) e, por fim, seguindo a classificação da Secretaria da Saúde do Estado de São Paulo que separa os distritos da capital em cinco grandes Núcleos de Saúde. Na Tabela 1 e no mapa da Figura 7 pode-se observar a distribuição dos distritos conforme os núcleos e a distribuição destes no município.

Tabela 1: Distritos e subdistritos que compõem as cinco regiões de saúde do município de São Paulo.

Núcleo	Distritos e Subdistritos
I	Alto de Pinheiros, Barra Funda, Bela Vista, Bom Retiro, Brás, Butantã, Cambuci, Consolação, Itaim Bibi, Jaguará, Jaguaré, Jardim Paulista, Lapa, Liberdade, Morumbi, Pari, Perdizes, Pinheiros, Raposo Tavares, República, Rio Pequeno, Santa Cecília, Sé, Vila Leopoldina, Vila Sônia.
II	Campo Belo, Campo Grande, Campo Limpo, Capão Redondo, Cidade Ademar, Cidade Dutra, Grajaú, Jardim São Luís, Marsilac, Parelheiros, Pedreira, Santo Amaro, Socorro, Vila Andrade.
III	Cidade Líder, Cidade Tiradentes, Ermelino Matarazzo, Guaianazes, Iguatemi, Itaim Paulista, Itaquera, Jardim Helena, José Bonifácio, Lajeado, Parque do Carmo, Ponte Rasa, São Mateus, São Miguel, São Rafael, Vila Curuça, Vila Jacuí.
IV	Anhanguera, Brasilândia, Cachoeirinha, Casa Verde, Freguesia do Ó, Jaçanã, Jaraguá, Limão, Mandaqui, Perus, Pirituba, Santana, Tremembé, Tucuruvi, Vila Guilherme, Vila Maria, Vila Medeiros, São Domingos.
V	Água Rasa, Aricanduva, Arthur Alvim, Belém, Cangaíba, Carrão, Cursino, Ipiranga, Jabaquara, Moema, Moóca, Penha, Sacomã, São Lucas, Sapopemba, Saúde, Tatuapé, Vila Formosa, Vila Mariana, Vila Matilde, Vila Prudente.

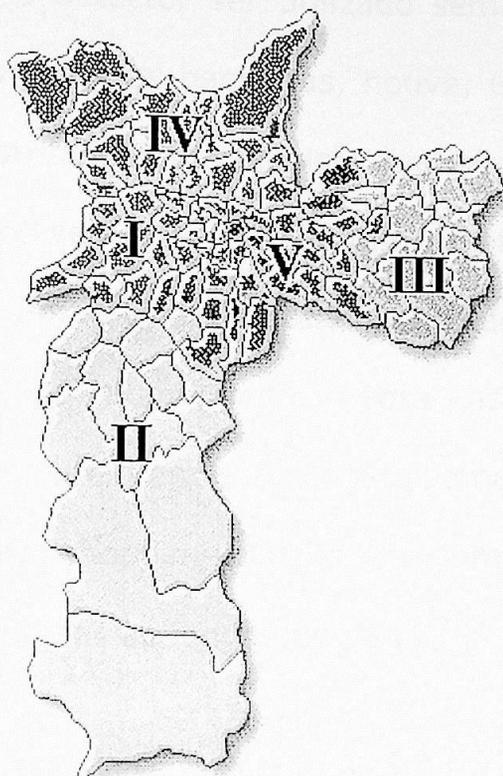


Figura 7: Mapa da Cidade de São Paulo, dividido em núcleos de I a V pela Secretaria da Saúde do Estado de São Paulo .

Neste trabalho foram obtidos 458 espectros, e, como a distribuição dos pontos de medição dentro da cidade foi feita a partir da localização das agências bancárias, não houve preocupação, nem possibilidade, de efetuar a mesma quantidade de medidas em cada distrito da capital, nem mesmo de fazer medições em todos eles.

2.7. Critério de escolha dos pontos dentro dos estabelecimentos

Uma das precauções para a tomada de dados nos ambientes fechados foi de manter uma distância em torno de cinco metros entre

os pontos de medida, devido à grande sensibilidade do detector e também pelo fato de o detector ser utilizado sem nenhum tipo de colimação. Assim, nas agências bancárias, houve, em média, quatro pontos de medida, distribuídos da seguinte maneira: um no saguão da agência (dois pontos se a área de atendimento fosse ampla), um em frente aos caixas, um no local de atendimento dos gerentes e um também no balcão de atendimento. Para as medições nos estabelecimentos do comércio em geral, o equipamento era montado no meio dos salões. Nos shopping-centers elas foram feitas no meio dos corredores e distribuídas ao longo dos pisos.

2.8. Testes de Qui-quadrado (χ^2) e t de Student

Estes testes estatísticos são os mais freqüentemente utilizados para testar conjuntos de dados com distribuição aleatória. Para comparar as médias parciais dos dados em ambientes fechados (três tipos de comércio, cinco Núcleos de Saúde), considerando o desvio-padrão das amostras, foi utilizado o teste do χ^2 . Para a confirmação, foi utilizado o segundo teste estatístico, t de Student, para fazer uma análise duas a duas das médias parciais.

2.8.1. Teste de χ^2

O χ^2 é uma medida de extensão que compara, em uma prova onde existe um número finito de eventos (N), os resultados observados (y_i) com variância (σ_i^2), com o valor esperado $y_{0,i}$ (neste trabalho, $y_{0,i}$ é a média geral das taxas de dose).

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^N \frac{(y_i - y_{0,i})^2}{\sigma_i^2} \quad (2.1)$$

Conforme o valor obtido dessa comparação, pode-se afirmar, com certo nível de confiança, se há ou não compatibilidade entre os valores observados na prova realizada e o valor esperado (Helene, 1981; Vanin & Gouffon, 1994).

Através deste teste, conforme o número de graus de liberdade ($N-1$), pode ser verificado com que nível de significância os resultados analisados de forma parcial (por tipo de comércio ou Núcleo de Saúde) podem ser considerados iguais ao valor da média geral dos dados.

2.8.2. Teste t de Student

Supondo que se conheça o valor verdadeiro de uma grandeza (x_0), e um experimento com N medidas forneça um valor médio (\bar{x})

e o desvio-padrão da média (σ_m), para a comparação entre o dado obtido e o valor verdadeiro é feito o cálculo:

$$t = \frac{\bar{x} - x_0}{\sigma_m}, \quad (2.2)$$

onde t é o t de Student com $(N - 1)$ graus de liberdade. A comparação desse valor calculado com um valor crítico tabelado, permite verificar se \bar{x} é compatível com x_0 , o valor verdadeiro.

Para verificar se as médias de dois experimentos podem ser consideradas iguais ou que as respectivas amostras são partes de uma mesma população, para o cálculo de t , considera-se que, de um primeiro experimento com m medidas, obteve-se um valor médio (\hat{x}) e o respectivo desvio (σ); de uma segunda experiência respectivos \hat{x}' e σ' , obtidos através de n medidas. Como os dois experimentos estão medindo a mesma grandeza, os resultados obtidos devem ser os mesmos, embora os números \hat{x} e \hat{x}' sejam diferentes, devido à flutuação estatística.

Neste caso obtém-se t pela expressão:

$$t = \frac{\hat{x} - \hat{x}'}{\theta} \sqrt{\frac{nm}{n+m}}, \quad (2.3)$$

sendo

$$\theta^2 = \frac{(n-1)\sigma^2 + (m-1)\sigma'^2}{n-1+m-1}, \quad (2.4)$$

com $(\nu = n + m - 2)$ graus de liberdade (Vanin & Gouffon, 1994). A verificação de compatibilidade, com certo grau de significância, é feita pela comparação de t com os valores tabelados.

3. Resultados, Análise e Discussão

Para verificação da calibração da equidistância em energia, utilizamos o ^{40}K que decai por captura eletrônica para um estado excitado de ^{40}Ar que se desexcita com uma emissão gama de energia de 1460.8 keV. Para isso o cálculo de $H^*(10)$ será feito com confiança pelo equipamento de baixo custo, devido a essa gama de energia ser a mais energética emitida pelo ^{40}K .

Os espectros obtidos são mostrados, como preferências na Figura 4 e não há evidência de erro na identificação de ^{40}K , que por ser o isótopo mais abundante de potássio, está ficando relativamente difícil de ser observado com o detector de baixa resolução de energia (cerca de 20 keV por canal), a sua eficiência e a origem do ruído. Como o ruído de fundo não é muito alto, as emissões gamas de baixa energia são facilmente observadas no gráfico. Como o pico de ^{40}K é muito discreto no espectro (sendo possível distinguir as situações para se verificar se houve deslocamento do pico), foi feita a soma de todos os espectros de cada dia de medida, para acentuar o pico do potássio e verificar a estabilidade e confiança do equipamento para cada dia. Ao final das medidas foi feita uma média geral dos canais do pico de ^{40}K , e o posicionamento médio diário do potencial obtido foi de 1403(7) keV, correspondente ao canal 103.

3.1. Qualidade das medidas

Para verificação da calibração do equipamento, em energia, é utilizado o ^{40}K que decai por captura eletrônica para um estado excitado de ^{40}Ar que se desexcita com uma emissão gama com energia de 1461keV. Para que o cálculo de $H^*(10)$ seja feito com confiança pelo equipamento, o pico correspondente a esse gama deve estar entre os canais 103 e 121.

Nos espectros das medições, como apresentado na Figura 4 a), não há destaque de picos, a menos do de ^{40}K , que, por ser o de maior energia na faixa de trabalho, acaba ficando relativamente isolado. Este formato do espectro se deve à resolução do detector, a janela de energia (13keV por canal), à sua eficiência e à origem da radiação gama que ele detecta: são muitas as emissões gama naturais e há espalhamentos múltiplos no próprio solo (diminuindo a energia), sem distinção da energia original emitida. Como o pico do ^{40}K é muito discreto no espectro (sendo possível distinguir sua silhueta) para se verificar se houve deslocamento do pico, foi feita a soma de todos os espectros de cada dia de medida, para acentuar o pico do potássio e verificar a estabilidade e confiança do equipamento para cada dia. Ao final das medições foi feita uma média geral dos canais do pico do ^{40}K , e o posicionamento médio diário da parte central obtido foi de 1403(7)keV, correspondente ao canal 108.

Outro teste feito com os espectros foi através da Figura 8, que demonstra a linearidade da relação taxa de $H^*(10)$ com contagem total de todos os espectros. Com isso foi possível verificar que existe uma coerência entre dose e eventos, e que, apesar do grande número de localidades amostradas, não houve alteração significativa com relação ao espectro.

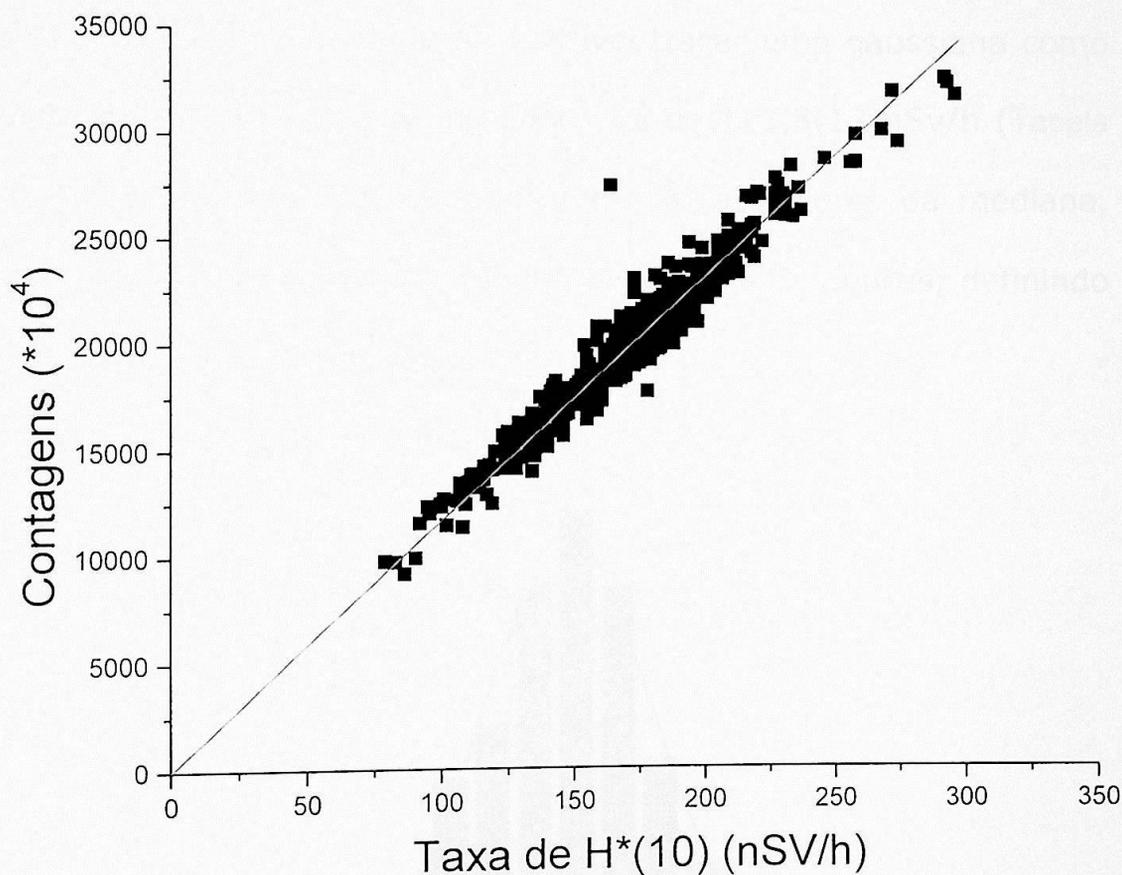


Figura 8: Relação entre taxa de equivalente de dose ambiente e número total de contagens em três minutos observados nos respectivos espectros, de todas as medidas realizadas.

A determinação da incerteza do equipamento foi feita através de 50 medições com o tempo de 3min, com o equipamento fixo em um ponto. As leituras apresentaram uma média de 189,1(5)nSv/h e o

desvio padrão obtido corresponde a uma incerteza de aproximadamente 2% para uma medida.

3.2. Apresentação da taxa média de $H^*(10)$ da cidade de São Paulo

Ao se montar um histograma (Figura 9) com todas as medições de taxa de $H^*(10)$ na cidade foi possível traçar uma gaussiana como aproximação, e a média destes dados foi de 173,8(17)nSv/h (Tabela 2). Nesta tabela são apresentados também os valores da mediana, valor muito próximo do valor médio, e dos 1º e 3º quartis, definindo intervalos bastante simétricos.

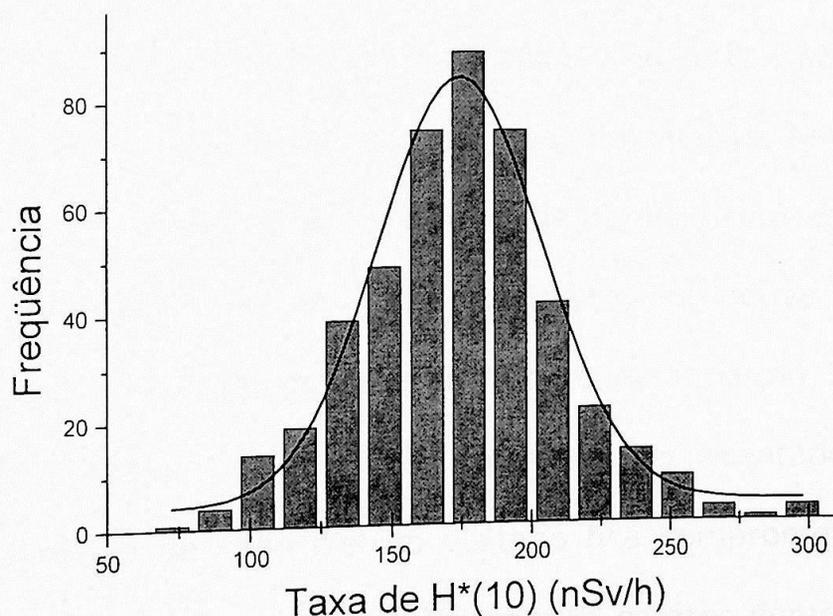


Figura 9: Histograma das taxas de equivalente de dose ambiente medidas em vários locais comerciais da cidade de São Paulo em nSv/h.

A média geral é muito superior à média em locais a céu aberto da cidade de São Paulo (Oliveira, 2001), estimada em $96,1(24)\text{nSv/h}$ (descontada a contribuição de raios cósmicos). Esta diferença pode ser associada à presença do material empregado nas edificações, presença de radônio e filhos no ar ambiente, e também aos objetos próximos aos pontos de medição nos ambientes fechados.

Tabela 2: Média geral, desvio padrão, desvio padrão da média, 1º quartil, mediana e 2º quartil dos valores de taxa de $H^*(10)$ em ambientes fechados da cidade de São Paulo, em nSv/h .

	Média	σ	σ_m	1º Quartil	Mediana	3º Quartil
Cidade de São Paulo	173,8	36	1,7	152	173	195

Com a ênfase do trabalho voltada para a tomada de dados em ambientes fechados distribuídos por toda a capital, incluindo os pequenos centros comerciais, ocorreu que, em alguns distritos, por não haver uma concentração apreciável de comércio ou este centro ficar próximo à fronteira com um outro distrito, não houve pontos de medição. Outros tiveram mais de um ponto de medição, mas nem sempre com todos os tipos de comércio representados, desta maneira, a média de cada distrito visitado fica comprometida, e as médias obtidas para os distritos têm apenas caráter demonstrativo. Feitas essas ressalvas, a Figura 10, que mostra os valores médios de taxa de $H^*(10)$ e o número de medições consideradas, por distrito,

não pode ser usada como argumento único de que existem regiões com maior taxa de $H^*(10)$ que outras.

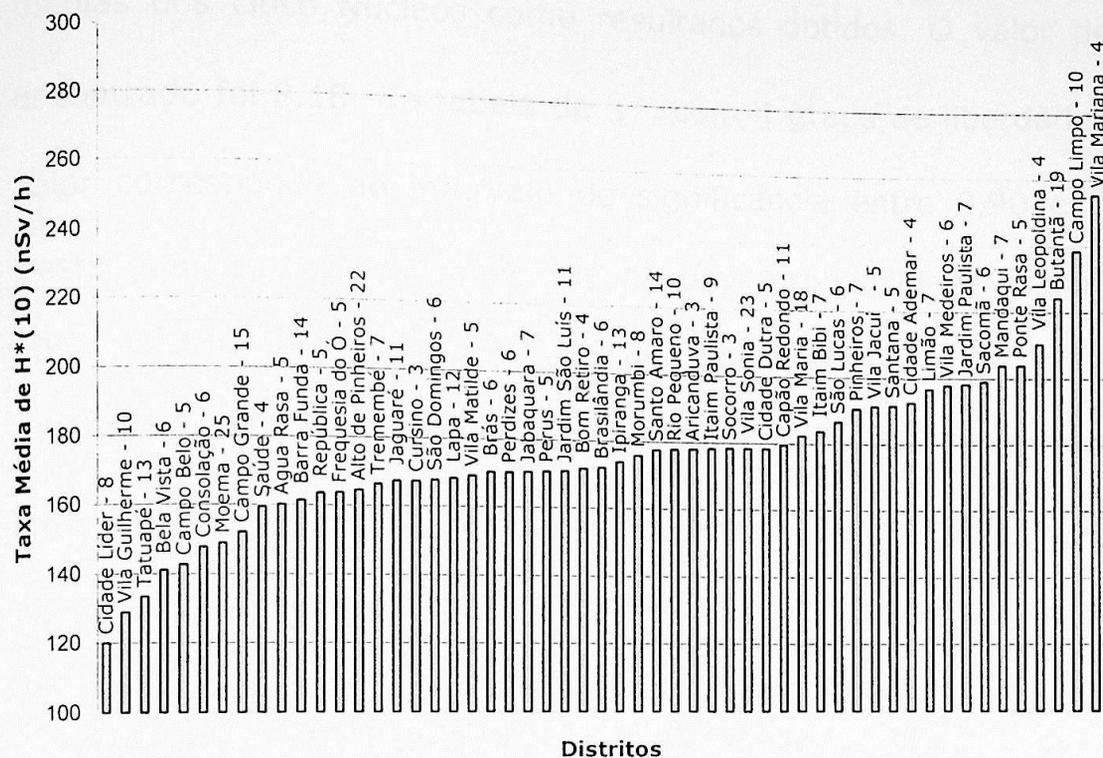


Figura 10: Distribuição da taxas de equivalente de dose ambiente para os distritos da cidade de São Paulo, com o número de espectros medidos em cada um.

3.3. Apresentação das taxas de $H^*(10)$ da cidade de São Paulo classificadas por Núcleos de Saúde

Apresenta-se a seguir o conjunto de todos os dados analisados, conforme os Núcleos de Saúde do local da tomada de dados. A Tabela 3 apresenta as médias e os respectivos desvios, notando-se que os valores de mediana novamente estão bem próximos das médias, os desvios padrão estão próximos entre si e os 1º e 3º quartis simétricos.

Neste conjunto foi utilizado o teste estatístico do χ^2 com a média geral da cidade (173,8nSv/h) como valor esperado e as médias dos cinco Núcleos como resultados obtidos. O valor de χ^2 encontrado foi 8,18. Na tabela de χ^2 , com 4 graus de liberdade este valor corresponde ao intervalo de significância entre 0,90 e 0,95. Desta maneira pode-se dizer que há uma probabilidade maior que 90% de que as médias sejam de um mesmo valor (no caso 173,8nSv/h). Como, além disso, o valor do χ^2 obtido pertence ao intervalo que define as probabilidade de 0,005 e 0,995, pode-se afirmar que há probabilidade (99%) de que os subconjuntos do Núcleo de Saúde com certeza pertencem a uma mesma média.

As Figuras 11 a 15, apresentam os histogramas de taxas de H*(10) dos Núcleos de Saúde, separadamente, e a Figura 16 todos os núcleos juntos, normalizados pelo número de dados em cada subconjunto.

A distribuição observada nesse último histograma dos valores das freqüências relativas para cada Núcleo de Saúde, e o fato de agora ter-se verificado a possibilidade de os núcleos individualmente terem o mesmo valor médio da cidade, indicam que, provavelmente, há uma distribuição de dose mais homogênea na cidade, e as diferenças observadas na Figura 10 talvez não sejam de fato significativas.

Tabela 3: Média, desvio padrão, desvio padrão da média, 1º quartil, mediana e 2º quartil de taxa de $H^*(10)$ em ambientes fechados classificados pelos Núcleos de Saúde da cidade de São Paulo, em nSv/h.

	Média	σ	σ_m	1º Quartil	Mediana	3º Quartil
Núcleo I	176,3	35	2,6	153	178	199
Núcleo II	178,4	39	4,4	161	178	192
Núcleo III	168,2	37	7,2	154	178	199
Núcleo IV	174,9	33	3,5	151	175	197
Núcleo V	164,3	37	4,1	140	163	187

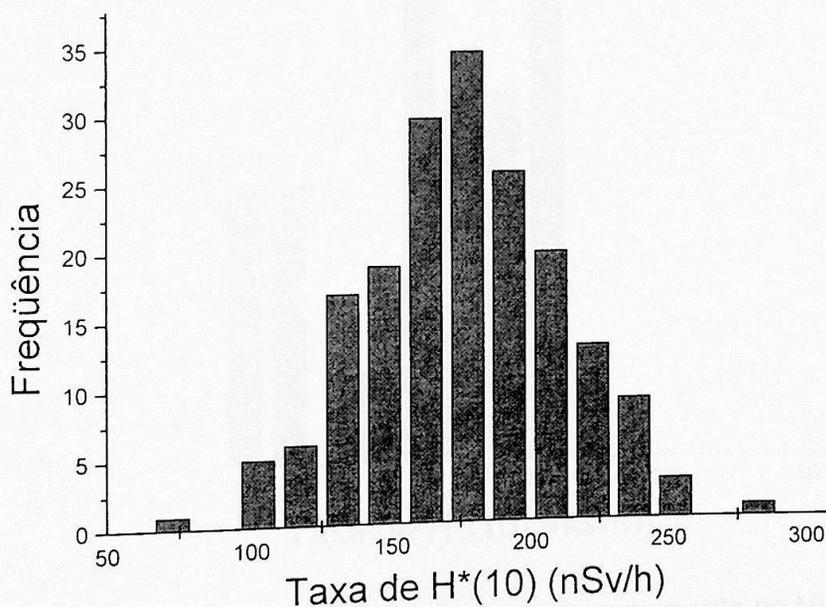


Figura 11: Histograma das taxas de equivalente de dose ambiente no Núcleo I.

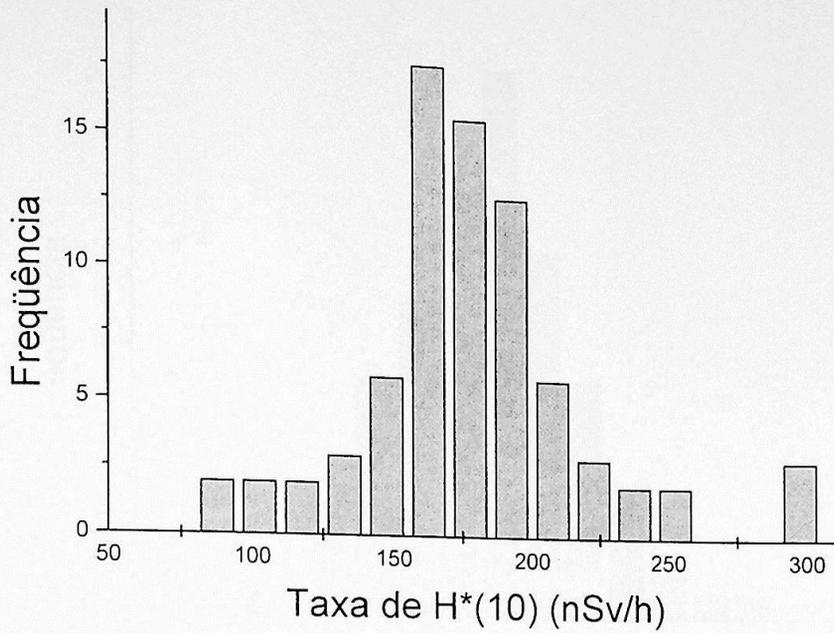


Figura 12: Histograma das taxas de equivalente de dose ambiente no Núcleo II.

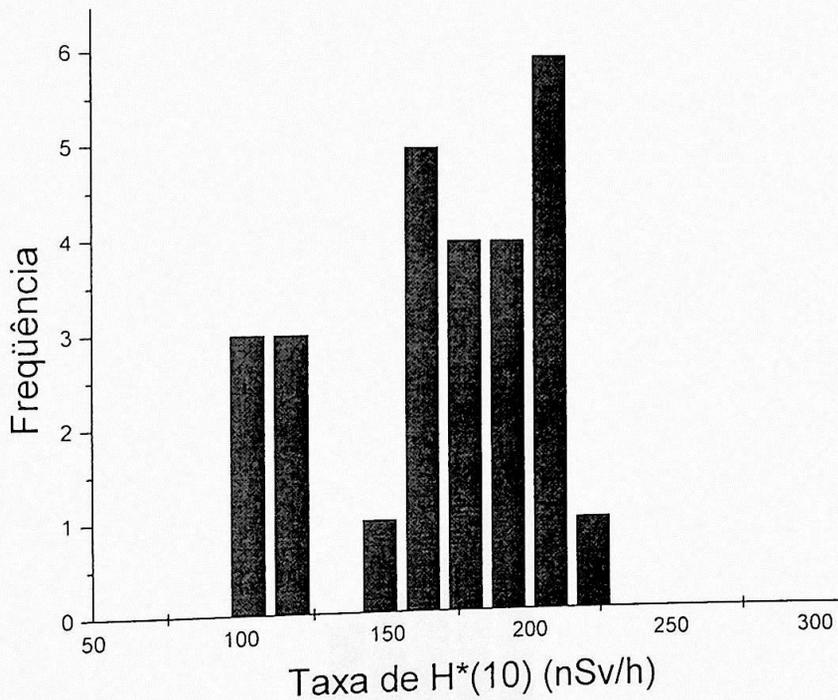


Figura 13: Histograma das taxas de equivalente de dose ambiente no Núcleo III.

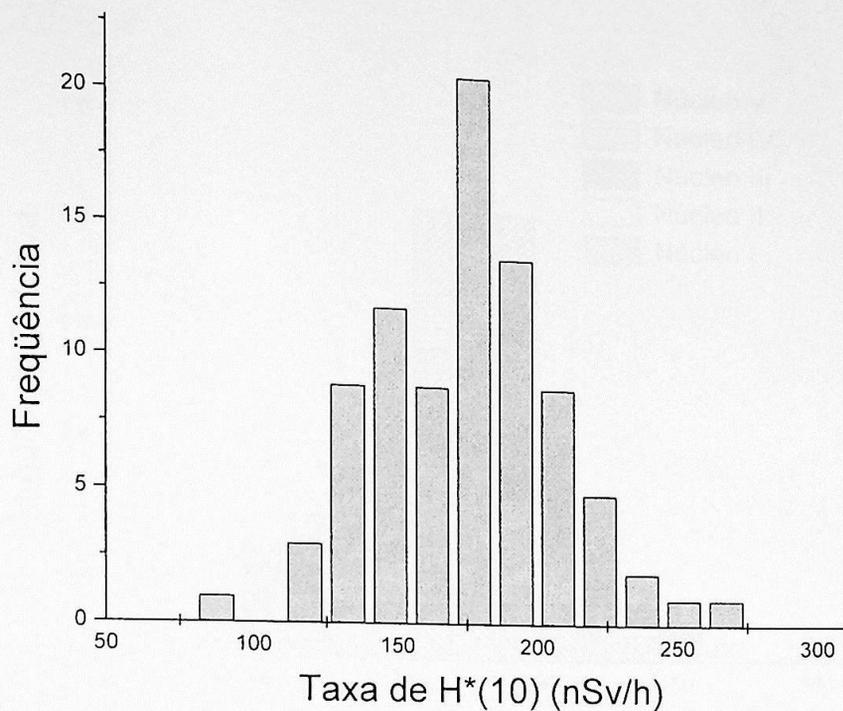


Figura 14: Histograma das taxas de equivalente de dose ambiente no Núcleo IV.

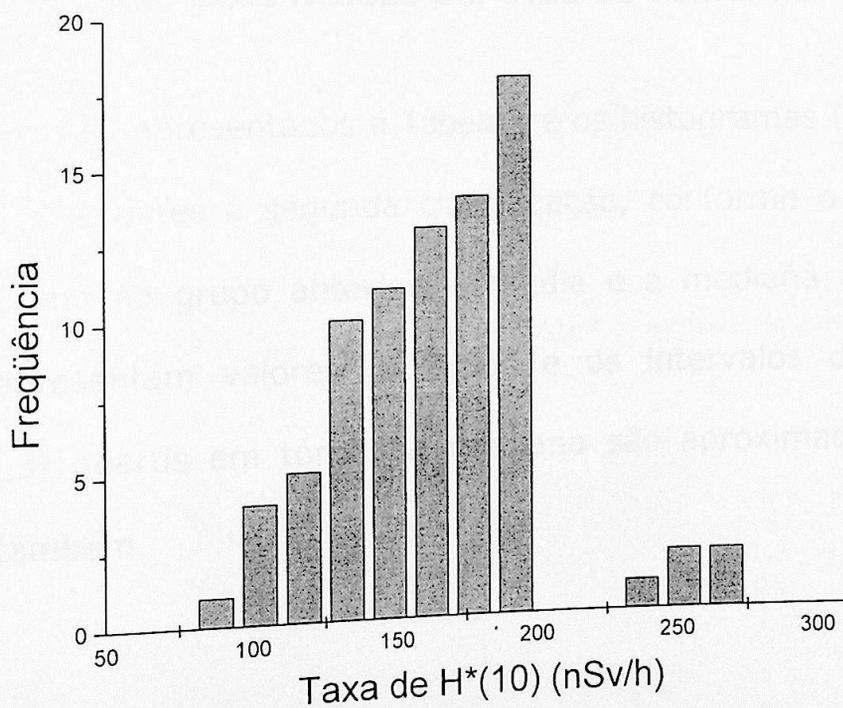


Figura 15: Histograma das taxas de equivalente de dose ambiente no Núcleo V.

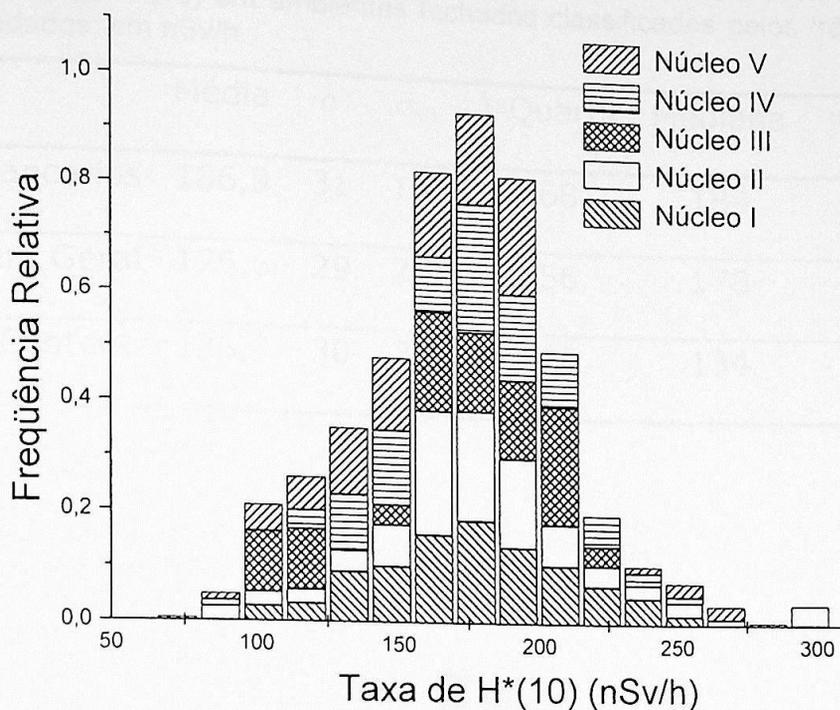


Figura 16: Histograma das taxas de equivalente de dose ambiente nos cinco Núcleos de Saúde da cidade de São Paulo. Os valores foram normalizados em cada um dos cinco subconjuntos separadamente.

3.4. Apresentação das taxas médias de $H^*(10)$ da cidade de São Paulo, classificadas por Tipo de Comércio

A seguir são apresentados a Tabela 4 e os histogramas (Figura 17 a Figura 19) referentes à segunda classificação, conforme o tipo de comércio. Como no grupo anterior, a média e a mediana de cada subgrupo apresentam valores próximos e os intervalos definidos pelos 1º e 3º quartis em torno da mediana são aproximadamente simétricos também.

Tabela 4: Média geral, desvio padrão, desvio padrão da média, 1º quartil, mediana e 2º quartil de taxa de H*(10) em ambientes fechados classificados pelos três tipos de comércio estudados, em nSv/h.

	Média	σ	σ_m	1º Quartil	Mediana	3º Quartil
Agências Bancárias	186,9	31	1,9	168	184	203
Comércio em Geral	176,6	29	2,9	156	178	196
Shopping-Centers	136,7	30	3,0	116	134	155

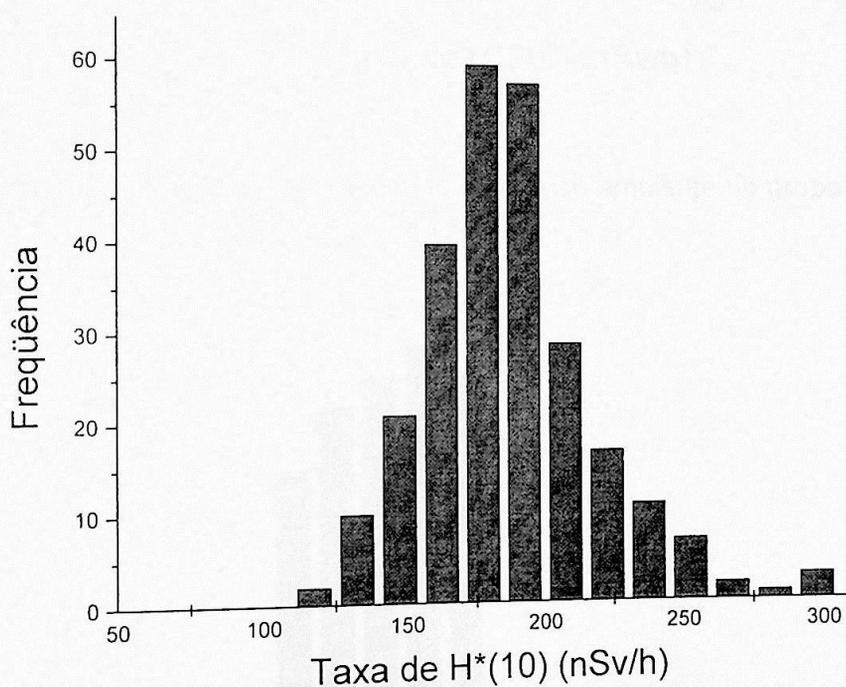


Figura 17: Histograma das taxas de equivalente de dose ambiente no grupo Agências Bancárias.

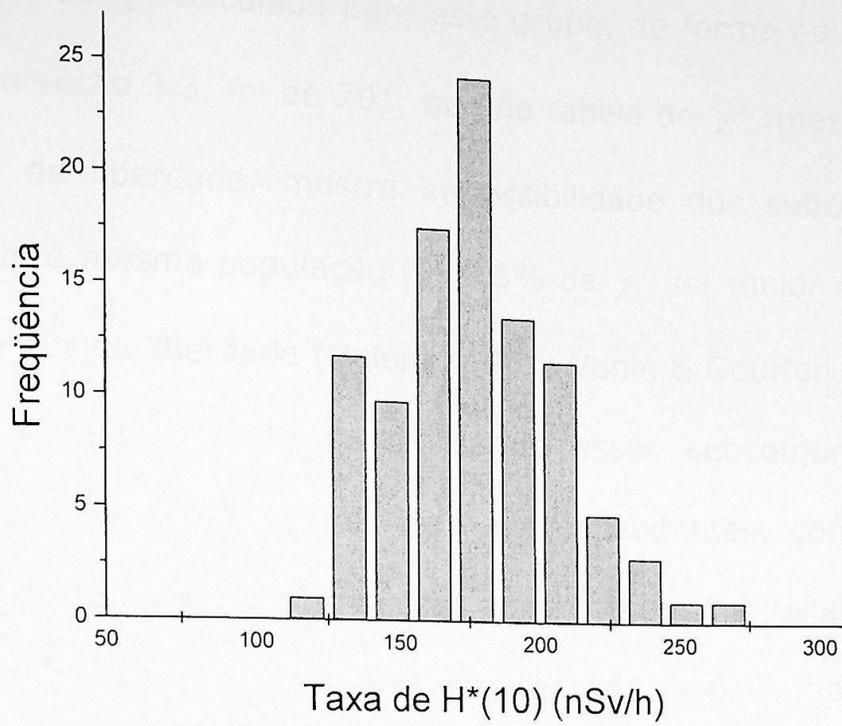


Figura 18: Histograma das taxas de equivalente de dose ambiente no grupo Comércio em Geral.

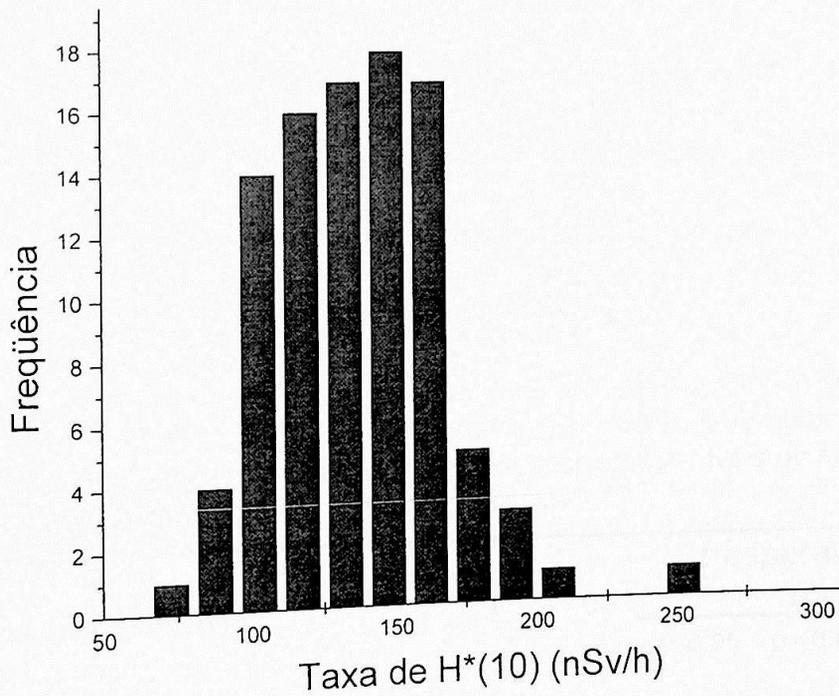


Figura 19: Histograma das taxas de equivalente de dose ambiente no grupo Shopping-Centers.

O valor do χ^2 calculado para este grupo, de forma equivalente à análise da seção 3.3, foi de 201, que na tabela do χ^2 , mesmo para dois graus de liberdade, mostra impossibilidade dos subconjuntos pertencerem à mesma população ($P < 0,5\%$ de χ^2 ser maior que 10,6 para dois graus de liberdade (Helene, 1981; Vanin & Gouffon, 1994)).

Para efetuar o teste t , analisando esses subconjuntos aos pares, calcularam-se os valores de t correspondentes, conforme a equação (2.3), obtendo-se os valores apresentados na Tabela 5. Dos valores obtidos de t , com os cruzamentos das médias, observa-se que somente o par Agências Bancárias e Comércio em Geral tem uma significância próxima de 0,001, e, para os outros dois pares não existe possibilidade de que as médias sejam de amostras de uma mesma população. Conseqüentemente, o grupo de medições efetuado em shopping-centers apresenta uma média significamente mais baixa nas taxas de $H^*(10)$ que os outros dois grupos.

Tabela 5: Valores de t obtidos para comparação entre as taxas de $H^*(10)$ os três tipos de comércio, com os respectivos graus de liberdade (ν), e valores de t tabelados para o caso de infinitos graus de liberdade ($\nu = \infty$) com os respectivos níveis de significância (α) (Vanin & Gouffon, 1994).

Tipo de Comércio	t	ν	t esperado para		
			$\nu = \infty$		
			$\alpha=0,05$	$\alpha=0,01$	$\alpha=0,001$
Agências Bancárias X Comércio em Geral	2,9	361			
Agências Bancárias X Shopping-Centers	13,7	354	1,96	2,58	3,29
Shopping-Centers X Comércio em Geral	9,5	195			

Ao observar os histogramas das Figuras 17 a 19 nota-se que existe um deslocamento do centro deles, como um todo, para a esquerda ao comparar Agências Bancárias, Comércio em Geral e Shopping-Centers, nesta ordem. Ao juntar os três histogramas anteriores, normalizando-os como apresentado na Figura 20, observa-se que a distribuição das barras dos histogramas não é homogênea ao longo do eixo das abscissas, ilustrando os resultados dos dois testes estatísticos utilizados para o conjunto de dados.

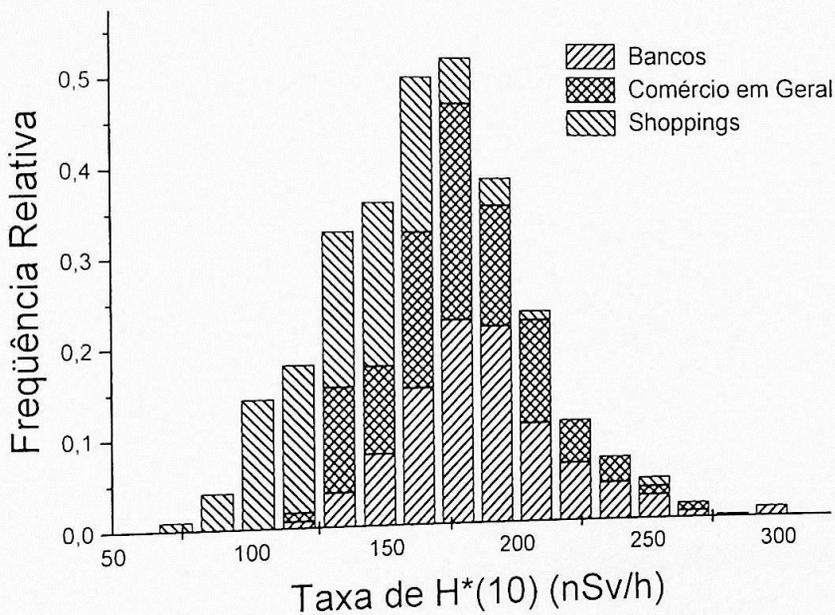


Figura 20: Histograma das taxas de equivalente de dose ambiente dos três tipos de comércios estudados da cidade de São Paulo. Os valores foram normalizados em cada um dos três subconjuntos separadamente.

Desta forma o histograma apresentado na Figura 9, em que foi traçada uma gaussiana como uma boa aproximação, estaria mascarado pelo fato de mais da metade dos dados pertencerem a agências bancárias.

4. Conclusões e Discussão Final

Conclusões e Discussão Final

Em uma primeira análise global dos dados da cidade de São Paulo (Seção 3.2), acreditou-se que as medidas tivessem uma distribuição uniforme em torno de uma média, como na Figura 9, mas, ao se decompor os dados por tipo de comércio (Seção 3.4), os testes estatísticos mostraram que há uma separação do todo em duas amostras distintas: shopping-centers e os outros dois grupos comerciais. Apesar disso, na Seção 3.3, analisando-se os dados referentes aos Núcleos de Saúde, o teste estatístico apresentava probabilidade maior que 99% de todos os dados pertencerem a um mesmo grupo. A seguintes suposições quanto aos dados do estudo poderiam explicar esses resultados.

Como a maior parte das medidas foi feita em agências bancárias, a análise do conjunto como um todo estaria comprometida, não havendo possibilidade de obtermos uma média geral da taxa de $H^*(10)$ para ambientes fechados da cidade de São Paulo com este conjunto de dados.

O critério de escolha dos pontos de coleta de dados não afetou a média entre os Núcleos de Saúde. Desta maneira, se há diferença entre os dados separados por Núcleos de Saúde, estaria mascarada e não é perceptível. Assim, tanto para os distritos quanto para os Núcleos de Saúde, não se pode

afirmar a existência de regiões com maior ou menor taxa de $H^*(10)$.

Em relação aos três tipos de comércio, temos: existência de uma distinção entre estes, sendo o conjunto formado por agências bancárias o que apresenta maior taxa de $H^*(10)$ e o dos Shopping-Centers, a menor taxa de $H^*(10)$.

Para as diferenças encontradas temos algumas hipóteses:

Comparando com a média obtida da radiação ambiental em ambientes abertos (96,1(24)nSv/h, Oliveira, 2001), as médias obtidas em ambientes fechados estão mais altas devido à radiação gama que vem das paredes, pisos e tetos, além do solo.

Os locais para comércio são em geral construídos, ou, dependendo, adaptados para cada tipo de finalidade. Assim, o pé direito e os vãos das construções são diferentes e estariam influenciando os espectros, pois a distância das paredes e do teto ao detector afeta a contribuição para a taxa de $H^*(10)$.

A maior parte dos estabelecimentos do comércio em geral visitados é térrea, assim como boa parte das agências bancárias. Já para os shopping-centers é mais freqüente a existência de vários andares, diminuindo assim, a contribuição da radiação originada do solo.

Para segurança, as agências bancárias têm um maior controle de fluxo de pessoas e, como o tempo de abertura ao público é mais curto que o dos outros estabelecimentos visitados, poderia haver menos ventilação. Assim existe a possibilidade de que o radônio e filhos estejam se concentrando mais nesse ambiente, contribuindo para uma maior taxa de $H^*(10)$.

Durante a coleta de dados, foi observado que materiais de construção e acabamento empregados em cada tipo de comércio são distintos:

No piso das agências bancárias se utiliza muito granito, nos shoppings é freqüentemente utilizado o mármore industrializado que tem um acabamento mais sofisticado. Já no comércio de menor porte, que na maioria tem um acabamento mais simples, utiliza-se cerâmica.

Em relação aos vãos, as medidas nos shopping foram feitas no meio dos corredores. As estruturas das lojas mais próximas eram as vitrines, havendo assim a predominância de vidro, madeira ou ferro, e, raramente, uma coluna perto do ponto de medição.

Quando se fazia medidas nos estabelecimentos do comércio em geral, o detector ficava cercado por materiais de comercialização da loja como produtos alimentícios, tecidos, remédios, etc. e pelas estantes destes e os

balcões, que eram na maior parte dos casos feitos de ferro ou madeira recobertos por folhas de fórmica. As tomadas de dados nas agências bancárias eram feitas no meio do salão, havendo, na maioria dos pontos, no máximo uma coluna próxima.

A Tabela 6 apresenta as concentrações de isótopos de materiais mais comuns para edificações. É possível observar que, apesar de ser o mesmo tipo de material, a faixa de concentração obtida em cada trabalho é muito extensa, provavelmente influenciando muito na radiação ambiental de cada ambiente fechado.

Tabela 6: Concentrações de radionuclídeos naturais para diversos materiais de construção em mBq/g.

Materiais	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Concreto ^a	13,3 - 102	4,4 - 71,4	46,6 - 1036
Concreto ^b	36,2 - 70,3	28,4 - 52,8	791 - 960
Cimento ^a	15,5 - 320	10,7 - 40,7	107 - 481
Cimento ^b	14,9 - 83,7	8,5 - 55,0	169 - 336
Tijolo (novo) ^a	9,6 - 200	9,6 - 137	133 - 1399
Tijolo de barro ^b	37,1 - 134	37,5 - 91,7	780 - 1185
Granito ^a	33,3 - 216,5	34,0 - 259,7	666 - 1780
Mármore ^a	59 - 48,1	1,9 - 45,5	81,4 - 167
Madeira ^b	0,3 - 0,5	0,2 - 1,5	7,5 - 11,7

^aEttenhuber & Lehmann, 1985. ^bMustonen, 1983

Como já foi mencionado no capítulo 1, existem várias linhas de pesquisa para determinar a exposição a que população está submetida, e os trabalhos contendo medições da radiação em ambientes fechados são muito raros na literatura, pois muitos deles utilizam um fator 1,4 multiplicando a radiação a céu aberto para obter valores em ambientes fechados, tornando difícil o cálculo de um valor médio, também pelas diferentes metodologias empregadas. A

seguir temos uma comparação deste com alguns outros trabalhos que avaliaram a radiação em ambientes fechados, apresentados na Tabela 7.

Na Namíbia (Steinhäuler & Lettner, 1992), os dados tiveram uma grande faixa de variação (linha 1, Tabela 7). Na média obtida não há uma distinção entre residências urbanas ou rurais (material de edificação mais simples, barro e chapa de metal), nem uma menção ao uso de proporcionalidade entre suas contribuições para seu cálculo. É muito provável que as casas rurais pertençam a um grupo distinto das urbanas em termos de doses. Também é relatado que naquele país há minas de urânio, seria também esse um dos motivos prováveis da faixa de variação apresentada no trabalho. E não há também menção da preocupação ou subtração dos raios cósmicos. A média está na faixa do relatório do United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation-UNSCEAR (UNSCEAR, 1993), mesmo sendo verificado que este não pertence ao conjunto de dados do relatório. O trabalho na Alemanha (Ettenhuber & Lehmann, 1985), foi feito através da espectrometria gama: foi obtida a concentração dos radionuclídeos naturais de vários materiais de construção, e utilizando simulação computacional, determinou-se a dose no centro de duas salas virtuais distintas, uma construída somente de concreto e a segunda de tijolos. Foram utilizadas várias hipóteses entre elas a não inclusão das contribuições dos outros materiais para a dose final, e, para se chegar à média da população

(linha 2, Tabela 7) a conjectura de que uma parte da população reside em casas de tijolos (68%) e a outra em edificações de concreto (32%). Em uma comparação com o restante dos trabalhos na mesma tabela, como era de se esperar, nota-se que esse valor está entre os mais baixos, e vale cerca de 1/3 do valor deste trabalho. A contribuição dos vários materiais de construção, as mobílias da sala e também a radiação gama do solo, provavelmente aumentariam a taxa de $H^*(10)$ avaliada. Em Portugal (Amaral *et al*, 1992) a média (linha 3, Tabela 7) é obtida através de medidas em residências com colocação de dosímetros termoluminescentes (TLD) por 6 meses, e, em algumas regiões, foi utilizado o fator 1,2 multiplicando o resultado da radiação externa. Não há um comentário sobre o tipo de material das construções, e a radiação cósmica é subtraída. Segundo os autores, as regiões com maior concentração de granito têm uma taxa maior e, as regiões com uma presença maior de areias sedimentares e calcários, uma taxa menor. Através de três trabalhos anteriores que utilizaram várias técnicas (câmara de ionização, TLD e espectrometria gama) foi feita uma estimativa da dose populacional média (quarto trabalho, Tabela 7) da China (Ren, 1992). Nos Estados Unidos utilizando-se de uma câmara de ionização foram visitadas 247 residências e coletadas 1074 medidas (Miller, 1992). Através de trabalhos anteriores do mesmo autor, foi possível fazer a subtração da contribuição dos raios cósmicos dentro de residências específicas, e também uma relação direta da dose a céu

aberto com a interna. Como nos Estados Unidos a maior parte das casas é de madeira, com baixa concentração de isótopos (Tabela 6), a média obtida por Miller fica bem inferior na comparação com os outros trabalhos.

Observa-se destes trabalhos que a estimativa de dose populacional é árdua e é difícil se chegar a um consenso sobre a melhor forma de fazê-la.

Tabela 7: Faixas de valores de taxa de $H^*(10)$ em ambientes fechados, obtidas por vários trabalhos apresentados em nSv/h.

Autores	Taxa de $H^*(10)$	Região/metodologia
Steinhäuler & Lettner, 1992	151 a 261	Namíbia
Ettenhuber & Lehmann, 1986	58,2	Alemanha
Amaral <i>et al</i> , 1992	37 a 244	Portugal
Ren, 1992	134	China
	16,0 a 720,7	Câmaras de ionização
	26,2 a 243,9	TLD
	17,5 a 1791,4	Espectrometria gama
Miller, 1992	52	EUA
	19,3 a 145	Estrutura de Madeira
	31,8 a 107,9	Estrutura de Tijolo
UNSCEAR, 1993	27,5 a 261,4	Médias de resultados divulgadas na literatura
		Espectrometria gama - <i>in situ</i> da cidade de São Paulo
	123 a 296	Agências Bancárias
Este trabalho	112 a 272	Comércio em Geral
	79,2 a 194	Shopping-Centers

Os valores dos outros autores mostrados na Tabela 7 com taxas de $H^*(10)$ são apresentados, originalmente, em termos de taxa de dose absorvida no ar, e foram convertidos para taxa de $H^*(10)$ através de coeficientes apresentados no Apêndice B.

Os valores obtidos neste trabalho, como os da literatura têm uma grande variação. Provavelmente as causas principais seriam os tipos de material de construção utilizados, e a influência do solo, que

pode ser mais significativa para os pontos de medidas em ambientes térreos. No trabalho a céu aberto em São Paulo (Oliveira, 2001) a variação encontrada também foi alta (de 33 a 152nSv/h) e neste trabalho obteve-se a variação de 79,2 e 296nSv/h. As médias obtidas são relativamente altas e, apesar de não se ter descontado a radiação cósmica, não deve ser essa uma parcela significativa dos resultados. Nota-se que boa parte dos trabalhos referidos também não o fazem de uma maneira consistente.

Para a determinação da dose efetiva de uma população e necessário a determinação de toda contribuição das radiações que o ser humano esta exposto ao longo do dia, ou seja dos valores de taxa de $H^*(10)$ nos ambientes freqüentados pela população. Este trabalho apresenta valores de apenas uma das várias radiações ambientais, e como de dosimetria em outros tipos de ambiente são escassos para esta cidade, não é ainda possível determinar a dose efetiva da população da cidade de São Paulo.

Referências Bibliográficas

- Portuguese Population Due to Natural Gamma Radiation. *Radiat. Prot. Dosis*, 45, pp. 541-543, 1992.
- Spinks, R. M., C. Asheritz, M. Martins, T. & Lovborg, L. *Exonuclear Concrete Sources at IRD/CNEN, Brazil, for the Calibration of Uranium Exploration and Environmental Field Instruments*. Instituto de Radioproteção e Dosimetria - IRD, Comissão Nacional de Energia Nuclear, Rio de Janeiro, RJ, Brazil, 1985.
- IAEA. *International Commission on Radiological Protection Concepts and Quantities for the Assessment of the Exposure to Cosmic Radiation*. *Radiat. Prot. Dosis*, 45, pp. 263 - 268, 1992.
- Spinks, R. M., J. G. Zardos, A. Day, E. & Adams, J. *Measurements of the Low Earth Orbit Radiation Environment*. *Radiat. Environ. Biophys.*, 26(5), pp. 917 - 921, 1990.
- C. A. M. *Estudo da Energia de Karma do Ar e Determinação da Conversão para Dose Devida à Radiação Gamma*. Dissertação de Graduação, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 1999.
- Day, E. & J. G. The Measurement of U, Th and K in Building Materials. *Applied Radiation*, 10, pp. 483 - 492, 1999.
- Da Silva, A. *Determinação da Concentração de ^{232}Th e Filhos em Amostras Sólidas com Detectores Plásticos*. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil, 2001.
- Day, E. & A. Evans, B. E. *Problems in Radiation Environment Models at Low Altitudes*. *Radiat. Environ. Biophys.*, 26(3), pp. 353 - 368, 1990.

Referências Bibliográficas

- Amaral, E. M., Alves, J. G. & Carreiro, J. V., Doses to the Portuguese Population Due to Natural Gamma Radiation. *Radiat. Prot. Dosim.* 45, pp. 541-543, 1992.
- Barreto, P. M. C., Austerlitz, Malheiros, T. & Lovborg, L., Radioactive Concrete Sources at IRD/CNEN, Brazil, for the Calibration of Uranium Exploration and Environmental Field Instruments. Instituto de Radioproteção e Dosimetria - IRD, Internal Report, Rio de Janeiro, RJ, Brazil, 1986.
- Bartlett, D. T., Radiation Protection Concepts and Quantities for the Occupational Exposure to Cosmic Radiation. *Radiat. Prot. Dosim.*, 86(4), pp. 263 - 268, 1999.
- Bühler, P., Desorgher, L., Zehnder, A., Daly E. & Adams, L., Observations of the Low Earth Orbit Radiation Environment From Mir. *Radiation Measurements*, 26(6), pp. 917 - 921, 1996.
- Conti, C. de C., Medida de Kerma no Ar e Determinação de Coeficientes de Conversão para Dose Devido à Radiação Gama Ambiental, Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil 1999.
- Croft, S. & Hutchinson, I. G., The Measurement of U, Th and K Concentrations in Building Materials. *Applied Radiation and Isotopes.*, 51, pp. 483 - 492, 1999.
- Da Silva, A. A. R., Determinação da Concentração de ^{222}Rn e Filhos em Ambientes Fechados com Detectores Plásticos, Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil, 2000.
- Daly, E. J. & Evans, D. R., Problems in Radiation Environment Models at Low Altitudes, *Radiation Measurements*, 26(3), pp. 363 - 368, 1996.

Ettenhuber, E. & Lehmann, R., The Collective Dose Equivalent Due to the Naturally Occurring Radionuclides in Building Materials in the German Democratic Republic. Part 1: External Exposure. Health Phys. 50(1), pp. 49 - 56, 1985.

Freitas, M. B., Doses Absorvidas pelos Pacientes Submetidos a Radiografias Torácicas em Hospitais do Município de São Paulo. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil, 2000.

Helene, O. A. M. & Vanin, V. R., Tratamento Estatístico de Dados em Física Experimental. 2ª edição Editora Edgard Blücher Ltda., 1981.

ICRP - International Commission on Radiological Protection - Publication 60, 1990, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Ann. ICRP 21, Pergamon Press, Oxford, 1990.

ICRP - International Commission on Radiological Protection - PUBLICATION 74, 1995, Conversion Coefficients for Use in Radiological Protection Against External Radiation. Ann. ICRP 26, Pergamon Press., Oxford, 1996.

ICRU - International Commision on Radiation Units and Measurements - Report 57, Conversion Coefficients for Use in Radiological Protection Against External Radiation. ICRU Publications, Bethesda, Maryland, 1998.

ICRU - International Commision on Radiation Units and Measurements - Report 51, Quantities and Units in Radiation Protection Dosimetry. ICRU Publications, Bethesda, Maryland, 1993.

Iimoto, T., Time Variation of the Radon Equilibrium Factor in a Reinforced Concrete Dwelling. Radiat. Prot. Dosim., 92(4), pp. 319 - 321, 2000.

INSTITUTO DE FÍSICA

Serviço de Biblioteca e Informação

Tombo: 3551 ex. 1

- Kamenopoulou, V., Drikos, G. & Dimitriou, P., Occupational Exposure to Ionising Radiation in Greece (1994 - 1998), *Radiat. Prot. Dosim.*, 91(4), pp. 385 - 389, 2000.
- Kramer, G. H., Loesch, R. M. & Olsen, P. C., The 1993 Intercomparison of the Measurement of in Vivo Radioactivity, *Radiat. Prot. Dosim.*, 86(3), pp. 197 - 205, 1999.
- Krane, K. S., *Introductory Nuclear Physics*, 2^o, John Wiley & Sons. N. York, 1987.
- Miller, K. M. Measurements of External Radiation in United States Dwellings. *Radiat. Prot. Dosim.* 45, pp. 535 - 539, 1992.
- Mustonen, R., Natural Radioactivity in and Radon Exhalation from Finnish Building Materials. *Health Phys.* 46(6), pp. 1195 - 1203, 1984
- NCRP - National Council on Radiation Protection and Measurements - Report 93, Ionizing Radiation Exposure of the Population of the United States. Bethesda, Maryland, 1987.
- Oliveira, R. E. R., Doses Populacionais de Radiação Ionizante na Cidade de São Paulo: Medidas de Dose Gama a Céu Aberto, *Dissertação de Mestrado*, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil, 2001.
- Otsubo S. M, Niki N, Sakae T, Motoba M & Yoshimura E. M., Time interval distribution of background neutrons. *Proc. of 4^{to} Congreso Regional IRPA, Havana, Cuba,4*, pp.:15-46 - 15-49, 1998.
- Ren, T., Wang, Z. & Zhu, C. Population Doses From Terrestrial Gamma Exposure in China. *Radiat. Prot. Dosim.*, vol. 45: 431 - 434, 1992.
- Shukla, V. K., Sadasivan, S., Sundaram, V. & K.&Nambi, K. S. V., Assessment of Gamma Radiation Exposure Inside a Newly Constructed Building and a Proposed Regulatory Guideline for Exposure Control from Natural Radioactivity in Future Buildings, *Radiat. Prot. Dosim.*, 59(2), pp. 127 - 133, 1995.

- Smith, H., Quantifying Radiation Risks. *Radiat. Prot. Dosim.*, 86(4) pp. 259 – 262 1999.
- Steinhäuler, F. & Lettner, H., Radiometric Suvey in Namibia. *Radiat. Prot. Dosim.*, 45, pp. 553 – 555, 1992.
- Trotti, F., Biancotto, R., Lanciai, M., Mozzo, P., Predicatori, F. & Tacconi, A., Indoor Exposure to Natural Radioactivity in Veneto. *Radiat. Prot. Dosim.*, 46(1 – 4), pp. 309 – 313, 1994.
- UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. annex A, Exposure From Natural Sources of Radiation,.1993 Report to the General Assembly with Scientific Annexes, United Nations, New York,.1993.
- Vanin, V. R. & Gouffon, P. Tópicos Avançados em Tratamento Estatístico de Dados em Física Experimental, Edição preliminar. Laboratório do Acelerador Linear – Instituto de Física USP, São Paulo, SP, Brasil, 1994.
- Vaupotic, J., Sikovec, M, & Kobal, I., Systematic Indoor Radon and Gamma – Ray Measurements in Slovenian Schools, *Health Phys.*, 78(5), pp. 559 – 562, 1999.
- Yi, C. Y., Jun, J. S., Chai, H. S., Oh, J. J. & Yun, J. Y. Measurement of Ambient Dose Equivalent Using a NaI(Tl) Scintillation Detector, *Radiat. Prot. Dosim.*, 74, pp. 273 – 278, 1997.
- Zaidi, J. H., Arif, M., Ahmad, S., Fatima, I. & Qureshi, I. H., Determination of Natural Radioactivity in Building Materials Used in the Rawalpindi/Islamabad Area by γ - Ray Spectrometry and Instrumental Neutron Activation Analysis. *Applied Radiation and Isotopes*, 51, pp. 559 – 564, 1999.

Quantificação de interação da radiação com o meio

A1 - Grandezas físicas

Fluxo de partículas Φ

$$\Phi = \frac{N}{A \cdot t} \quad (A1.1)$$

onde N = número de partículas incidentes em uma superfície de área A durante o tempo t .

onde

$$\Phi = \frac{N}{A \cdot t} \quad (A1.2)$$

onde N = número de partículas incidentes em uma superfície de área A durante o tempo t .

onde N = número de partículas incidentes em uma superfície de área A durante o tempo t .

onde

A energia depositada por radiação em um volume de matéria

onde E_d = energia depositada

$$E_d = \sum E_i \quad (A1.3)$$

onde E_i = a soma das energias de todas as partículas de radiação que entram no volume.

onde E_i = a soma das energias de todas as partículas de radiação que entram no volume.

onde E_i = a soma das energias de todas as partículas de radiação que entram no volume.

onde E_i = a soma das energias de todas as partículas de radiação que entram no volume.

Apêndice A:

Quantificação da interação da radiação com o meio

A1. Grandezas Físicas

Fluência Φ : definida como

$$\Phi = \frac{dN}{da}, \quad (\text{A.1})$$

onde dN é o número de partículas incidentes em uma esfera de seção transversal da .

Dose Absorvida D :

$$D = \frac{d\bar{\varepsilon}}{dm}, \quad (\text{A.2})$$

onde $d\bar{\varepsilon}$ é a energia média depositada pela radiação na matéria de massa dm . A Dose Absorvida é expressa em Gray(Gy), sendo $1\text{Gy} = 1\text{J/kg}$

A Energia Depositada pela radiação a um volume de matéria, por sua vez, é definida como

$$\varepsilon = R_{in} - R_{out} + \sum Q, \quad (\text{A.3})$$

onde R_{in} é a soma das energias (a menos das energias de repouso) de todas as partículas ionizantes, carregadas e não carregadas, que entram naquele volume; R_{out} é a energia que emerge do volume, isto é, a soma de todas as energias (aqui também exclui-se as energias

de repouso) de todas as partículas ionizantes, carregadas ou não, que deixam o volume; e ΣQ é a soma de todas as alterações na massa de repouso do núcleo e das partículas elementares em qualquer interação que ocorra no volume. A energia depositada é expressa em joule (J). O valor esperado de ε é chamado de energia média depositada $\bar{\varepsilon}$.

Transferência Linear de Energia (LET) L de uma partícula carregada para um material:

$$L = \frac{dE}{dl}, \quad (\text{A.4})$$

onde dE é a energia média perdida pela partícula, devido a colisões com elétrons do material, em uma distância dl .

Distribuição de Dose Absorvida em Transferência Linear de Energia D_L (ICRU, 1993):

$$D_L = \frac{dD}{dL}. \quad (\text{A.5})$$

A2. Grandezas de Proteção Radiológica

Dose Absorvida no Órgão D_T :

$$D_T = \frac{1}{m_T} \int D dm, \quad (\text{A.6})$$

onde m_T é a massa do tecido ou órgão e D a dose absorvida no elemento de massa dm do órgão ou tecido T.

Dose Equivalente H_T :

A dose equivalente em um tecido ou órgão irradiado por radiações diferentes de w_R é dada por:

$$H_T = \sum_R w_R D_{T,R} , \quad (\text{A.7})$$

onde $D_{T,R}$ é a dose absorvida média devido à radiação R no tecido T e w_R é o fator de ponderação da radiação apresentado na Tabela A 1 (recomendados pelo ICRP)

Tabela A 1: Valores para os Fatores de Ponderação w_R (ICRP, 1990).

Tipo de Radiação	w_R
Fótons de todas as energias	1
Elétrons de todas as energias	1
Neutrons ^a com energia E_n :	
$E_n < 10$ keV	5
$10 < E_n < 100$ keV	10
$0,1 < E_n < 2$ MeV	20
$2 < E_n < 20$ MeV	10
$E_n > 20$ MeV	5
Prótons (que não são os de recuo) $E_n > \text{MeV}$	5
Partículas alfa, fragmentos de fissão e núcleos pesados	20

^aQuando o cálculo dos Fatores de Ponderação para nêutrons requerer uma função contínua, pode-se usar a seguinte aproximação:

$$w_R = 5 + 17e^{\frac{-(\ln(2E_n))^2}{6}}$$

onde E_n é a energia do nêutron (ICRP, 1995).

Dose Efetiva E :

Trata-se da soma das Doses Equivalentes ponderadas em todos os tecidos e órgãos do corpo é dada por:

$$E = \sum_T w_T H_T , \quad (\text{A.8})$$

onde w_T é o fator de ponderação para o tecido e órgão apresentada na Tabela A 2.

Tabela A 2: Valores para os Fatores de Ponderação w_T (ICRP, 1990).

Tecido ou órgão	Fator de Ponderação para o Tecido (w_T)
Gônadas	0,20
Medula Óssea	0,12
Cólon	0,12
Pulmão	0,12
Estômago	0,12
Bexiga	0,05
Tórax	0,05
Fígado	0,05
Esôfago	0,05
Tireóide	0,05
Pele	0,01
Superfície do osso	0,01
Restante	0,05

A3. Grandezas Operacionais

Equivalente de Dose H :

$$H = \int_i Q(L) \frac{dD}{dL} dL, \quad (A.9)$$

onde $Q(L)$ (Tabela A 3) é o fator de qualidade para partículas com transferência linear de energia L , e $\frac{dD}{dL} * dL$ a dose absorvida devido a radiação com LET entre L e $L + dL$ no ponto.

Tabela A 3: Valores de $Q(L)$ (ICRP, 1990).

$Q(L)$	L (keV/ μ m)
1	$L < 10$
$0,32 L - 2,2$	$10 \leq L \leq 100$
$\frac{300}{\sqrt{L}}$	$L > 100$

Equivalente de Dose Ambiente $H^*(d)$: Trata-se do equivalente de dose, em um ponto de um campo de radiação, que seria produzido pelo campo, expandido e alinhado, correspondente na esfera ICRU a uma profundidade d , no raio oposto à direção do campo alinhado. O valor recomendado de d é de 10mm para radiações de alta penetração e 0,7mm para radiações de baixa penetração (ICRP, 1996).

Apêndice B:

Coeficientes de Conversão

A ICRU 57 fornece os fatores de conversão (Tabela Tabela B 1) de equivalente de dose ambiente para Kerma no ar a 1m do solo, estes valores são válidos para a geometria "rotacional (ROT)^b".

Tabela B 1: Coeficientes de conversão (Kerma no ar - K_a , Dose Efetiva - E)

Energia (MeV)	$H^*(10)/K_a$ (Sv/Gy)
0,060	1,740
0,080	1,720
0,100	1,650
0,150	1,490
0,200	1,400
0,300	1,310
0,400	1,260
0,500	1,230
0,600	1,210
0,800	1,190
1,000	1,170
2,000	1,14
Média	1,378

No presente trabalho optou-se por utilizar a média dos coeficientes de conversão, pois não se sabe a distribuição de energias dos trabalhos, assim o coeficiente de conversão para comparações de publicações e apresentado no final da Tabela B 1 e a relação dose absorvida no ar e K_a foi considerada como 1, bastante razoável para essa faixa de energias.

^bGeometria rotacional e quando o corpo está sendo irradiado por um feixe paralelo, ortogonal ao eixo do corpo que gira em torno dele com uma velocidade constante. Considera-se a que melhor representa a radiação ambiental interagindo com o ser humano adulto.