

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS

**DANILA CARRIJO DA SILVA DIAS**

**ESTUDOS DE VALIDAÇÃO DA TÉCNICA DE DETECTORES DE ESTADO  
SÓLIDO DE TRAÇOS NUCLEARES PARA DETERMINAÇÃO  
DE RADÔNIO-222 NO AR E MONITORAMENTO EM CENTROS DE  
EDUCAÇÃO INFANTIL DE POÇOS DE CALDAS-MG**

Poços de Caldas/MG

2017

**DANILA CARRIJO DA SILVA DIAS**

**ESTUDOS DE VALIDAÇÃO DA TÉCNICA DE DETECTORES DE ESTADO  
SÓLIDO DE TRAÇOS NUCLEARES PARA DETERMINAÇÃO  
DE RADÔNIO-222 NO AR E MONITORAMENTO EM CENTROS DE  
EDUCAÇÃO INFANTIL DE POÇOS DE CALDAS-MG**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Alfenas. Área de concentração: Monitoramento Ambiental  
Orientador: Dr. Marcos Vinícius Rodrigues  
Co-orientador: Dr. Nivaldo Carlos da Silva

Poços de Caldas/MG

2017

D541e Dias, Danila Carrijo da Silva.

Estudos de validação da técnica de detectores de estado sólido de traços nucleares para determinação de Radônio-222 no ar e monitoramento em centros de educação infantil de Poços de Caldas-MG / Danila Carrijo da Silva Dias. – Poços de Caldas, 2017.

109 f. –

Orientador: Marcos Vinícius Rodrigues.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, MG, 2017.

Bibliografia.

1. Monitoramento ambiental. 2. Radônio. 3. Radiação ionizante.  
I. Rodrigues, Marcos Vinícius. II. Título.

CDD: 628

**DANILA CARRIJO DA SILVA DIAS**

**ESTUDOS DE VALIDAÇÃO DA TÉCNICA DE DETECTORES DE ESTADO  
SÓLIDO DE TRAÇOS NUCLEARES PARA DETERMINAÇÃO  
DE RADÔNIO-222 NO AR E MONITORAMENTO EM CENTROS DE  
EDUCAÇÃO INFANTIL DE POÇOS DE CALDAS-MG**

A Banca examinadora abaixo-assinada aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Alfenas. Área de concentração: Monitoramento Ambiental.

Aprovada em: 13/02/2017

Prof. Dr.: Nivaldo Carlos da Silva

Instituição: Comissão Nacional de Energia Nuclear

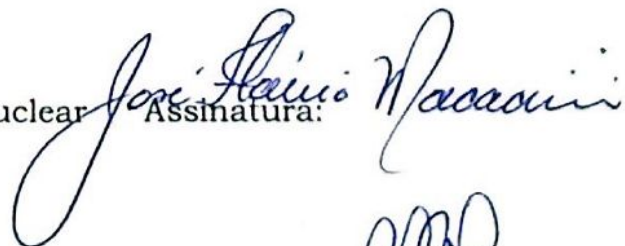
Assinatura:



Prof. Dr.: José Flávio Macacini

Instituição: Comissão Nacional de Energia Nuclear

Assinatura:



Prof. Dr.: Luiz Felipe Ramos Turci

Instituição: Universidade Federal de Alfenas

Assinatura:



## **AGRADECIMENTOS**

A minha família, pelo apoio, paciência e carinho.

Aos orientadores Dr. Marcos Vinícius Rodrigues e Dr. Nivaldo Carlos da Silva, pela dedicação, incentivo e confiança.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia Ambiental (PPGCEA-UNIFAL), juntamente à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo auxílio financeiro.

Ao Laboratório de Poços de Caldas da Comissão Nacional de Energia Nuclear (LAPOC-CNEN), pelo apoio e infraestrutura oferecidos ao longo de todo o trabalho.

À Secretaria Municipal de Educação e aos Centros de Educação Infantil de Poços de Caldas.

Aos mentores e colegas de trabalho do Laboratório de Poços de Caldas (CNEN-LAPOC).

## RESUMO

O gás radônio ( $^{222}\text{Rn}$ ) é um radionuclídeo natural e sua inalação representa em média mais de 50% da dose anual de radiação a que o homem está submetido. A Organização Mundial de Saúde e a Agência Internacional de Energia Atômica recomendam o controle da exposição humana a esse gás, que ao se difundir de rochas e solos, penetra em ambientes de convívio e se concentra no ar em locais fechados. Recomenda-se que monitoramentos de radônio sigam procedimentos de controle de qualidade visando a obtenção de dados confiáveis. Propõe-se a realização de estudos de validação da técnica de Detectores de Estado Sólido de Traços Nucleares (SSNTD) para a determinação de concentrações de  $^{222}\text{Rn}$  em ambientes internos. Objetivou-se ainda a aplicação dessa técnica no monitoramento de Centros de Educação Infantil (CEI) do município de Poços de Caldas-MG. O método foi baseado na utilização de detectores passivos CR-39 e de sistema automatizado de leitura de traços nucleares. Os estudos de validação iniciaram-se com participação em exercício internacional de intercomparação laboratorial de detectores passivos de radônio. Os dados experimentais produzidos durante o exercício foram utilizados em testes de desempenho que avaliaram a exatidão, precisão, linearidade, faixa de trabalho, incerteza e limite de detecção do método. Um experimento independente avaliou o parâmetro de robustez. Os resultados de desempenho apresentaram conformidade aos critérios de aceitação estabelecidos e evidenciaram oportunidade de melhorias nos procedimentos empregados. A determinação de concentrações de radônio em CEI envolveu a instalação de detectores em 377 salas de 45 locais, por um período médio de um ano. A concentração média geral observada de  $82 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$  equipara-se ao valor médio brasileiro divulgado pela UNSCEAR.

Palavras-chave: Radônio indoor. Monitoramento de radônio. Validação SSNTD. ISO 17025. Radônio em centros de educação infantil.

## ABSTRACT

Radon gas ( $^{222}\text{Rn}$ ) is a natural radionuclide and its inhalation represents on average more than 50% of the annual dose of radiation to which men are subjected on average. The World Health Organization and the International Atomic Energy Agency recommend the control of human exposure to this gas, as it diffuses from rocks and soils, entering living environments and concentrating indoors. It is recommended that radon surveys follow quality control procedures in order to obtain reliable data. This work proposed validation studies of the Solid State Nuclear Track Detectors (SSNTD) technique for the determination of indoor  $^{222}\text{Rn}$  concentrations. Additionally, this technique was applied in the monitoring of early child education centers located in Poços de Caldas-MG. The method was based on the use of CR-39 passive detectors and an automated nuclear track analysis system. The validation studies began with participation in an international intercomparison exercise of passive radon detectors. The experimental data produced in the exercise were applied to performance tests that evaluated the method's accuracy, precision, linearity, work range, uncertainty and the detection limit. An independent experiment evaluated robustness. The performance results complied to the established acceptance criteria and suggested opportunities for method improvement. The determination of radon concentrations in the early child education centers involved the installation of 377 detectors in 45 locations, for approximately one year. The resulting overall mean concentration of  $82 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$  is comparable to the Brazilian average value released by UNSCEAR.

Keywords: Indoor radon. Radon monitoring. SSNTD validation. ISO 17025. Radon in kindergartens.

## **LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

BSI	– British Standards Institution
CEI	– Centros de Educação Infantil
CNEN	– Comissão Nacional de Energia Nuclear
EPA	– Environmental Protection Agency
IAEA	– International Atomic Energy Agency
IBGE	– Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICRP	– International Commission on Radiological Protection
INMETRO	– Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia
LAPOC	– Laboratório de Poços de Caldas
NIST	– National Institute of Standards and Technology
PADC	– Polialil Diglicol Carbonate
PHE	– Public Health England
SES-MG	– Secretaria de Estado de Saúde de Minas Gerais
SSNTD	– Solid State Nuclear Track Detector
TASL	– Track Analysis Systems
UNIFAL	– Universidade Federal de Alfenas
UNSCEAR	– United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
WHO	– World Health Organization



## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA.....</b>	<b>10</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>11</b>
2.1	OBJETIVO GERAL.....	11
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	11
<b>3</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>12</b>
3.1	LOCAL DE ESTUDO .....	12
3.1.1	A região de Poços de Caldas.....	12
3.1.2	A rede municipal de Educação Infantil de Poços de Caldas .....	12
3.2	O GÁS RADÔNIO ( $^{222}\text{Rn}$ ).....	13
3.2.1	Origem, isótopos e filhos.....	13
3.2.2	Ocorrência em ambientes .....	16
3.3	DETECÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DE CONCENTRAÇÕES DE RADÔNIO NO AR .....	17
3.3.1	Grandezas e unidades .....	17
3.3.2	Dispositivos .....	17
3.3.3	A técnica de Detectores de Estado Sólido de Traços Nucleares (SSNTD).....	19
3.4	RADÔNIO EM AMBIENTES DE CONVÍVIO HUMANO: RECOMENDAÇÕES E NÍVEIS DE REFERÊNCIA.....	23
3.5	ESTUDOS DE MONITORAMENTO DE RADÔNIO INDOOR .....	25
3.6	METROLOGIA E QUALIDADE.....	30
3.6.1	Validação de métodos analíticos .....	30
3.6.2	Estudos de validação da técnica SSNTD .....	31
<b>4</b>	<b>METODOLOGIA .....</b>	<b>33</b>
4.1	O DOSÍMETRO: DISPOSITIVO DE DETECÇÃO DE RADÔNIO.....	33
4.1.1	Composição.....	33

4.1.2	Preparo dos detectores CR-39 e montagem dos dosímetros (conjunto)	35
4.1.3	Tratamento pós-exposição: revelação	38
4.1.4	Análise de detectores	39
4.2	ESTUDOS PRELIMINARES DE VALIDAÇÃO DA TÉCNICA SSNTD (DETECTORES DE ESTADO SÓLIDO DE TRAÇOS NUCLEARES)	41
4.2.1	Exercício internacional de intercomparação laboratorial	42
4.2.2	Exatidão (tendência)	46
4.2.3	Precisão	47
4.2.4	Linearidade	49
4.2.5	Limite de detecção	51
4.2.6	Robustez	52
4.2.7	Faixa de trabalho	57
4.2.8	Incerteza de medição	57
4.3	DETERMINAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE RADÔNIO EM CENTROS DE EDUCAÇÃO INFANTIL (CEI)	60
4.3.1	Planejamento e instalação de dosímetros	60
4.3.2	Retirada de dosímetros, revelação e análise de detectores	62
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>64</b>
5.1	ESTUDOS PRELIMINARES DE VALIDAÇÃO DA TÉCNICA SSNTD (DETECTORES DE ESTADO SÓLIDO DE TRAÇOS NUCLEARES)	64
5.1.1	Exercício internacional de intercomparação laboratorial	64
5.1.2	Exatidão (tendência)	68
5.1.3	Precisão	69
5.1.4	Linearidade	72
5.1.5	Limite de detecção	75
5.1.6	Robustez	75
5.1.7	Faixa de trabalho	78

5.1.8	Incerteza de medição .....	79
5.2	DETERMINAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE RADÔNIO EM CENTROS DE EDUCAÇÃO INFANTIL (CEI) .....	80
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	<b>88</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>91</b>
	<b>APÊNDICES</b> .....	<b>96</b>
	<b>ANEXOS</b> .....	<b>105</b>

## 1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

A exposição à radiação ionizante é um fenômeno intrínseco à vida na Terra. A maior parte da dose que o ser humano recebe ao longo de sua existência está associada a fontes naturais – raios cósmicos e elementos radioativos naturais presentes em toda a crosta terrestre (DA SILVA, 2005).

O gás radônio ( $^{222}\text{Rn}$ ) é um dos produtos do decaimento do urânio ( $^{238}\text{U}$ ) e pode ser encontrado em qualquer ambiente terrestre. Em locais fechados, pode atingir concentrações nocivas à saúde do homem (UNSCEAR, 2008).

Estudos epidemiológicos recentes associam inalação de altas concentrações de radônio e seus produtos de decaimento ao aumento do risco do desenvolvimento de câncer pulmonar (ICRP, 2014). Assim, a Organização Mundial da Saúde - WHO e a Agência Internacional de Energia Atômica - IAEA recomendam que países promovam estudos de monitoramento do gás em ambientes internos e implementem ações de controle de exposição pública – de forma a minimizar os possíveis efeitos nocivos à saúde humana (WHO, 2016).

Para a implementação de programas consistentes de monitoramento é necessária a utilização de técnicas de medições robustas, acessíveis e bem fundamentadas. Assim, o controle de qualidade laboratorial apresenta-se como ferramenta fundamental para adquirir confiabilidade em resultados analíticos de concentrações de radônio (IAEA, 2013).

Concomitantemente, a validação de métodos analíticos é componente essencial de sistemas de gestão da qualidade, uma vez que evidencia o bom desempenho de procedimentos selecionados para desejada aplicação (LOPES, 2014). Ao envolver estudos de parâmetros de qualidade, o processo de validação induz à melhoria contínua de técnicas utilizadas – aspecto importante em questões envolvendo a saúde humana (LOPES, 2014).

Desta forma, o trabalho de monitoramento de ambientes de convívio humano, combinado a um método confiável de medição, fornece dados importantes quanto à exposição pública ao radônio e fundamenta solidamente as medidas de controle.

## 2 OBJETIVOS

Os objetivos deste trabalho, geral e específicos, são apresentados a seguir.

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho tem como proposta a realização de estudos preliminares de validação de um procedimento de determinação de concentrações de radônio-222 em ambientes internos e aplicação desta metodologia no monitoramento de Centros de Educação Infantil (CEI) do município de Poços de Caldas-MG.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Realizar estudos de validação da técnica de Detectores de Estado Sólido de Traços Nucleares (SSNTD) para determinação de concentrações de radônio-222 em ambientes internos;
- b) Avaliar o desempenho dos estudos perante à perspectiva de inclusão da técnica SSNTD em Sistema de Gestão da Qualidade acreditado pela norma ABNT NBR ISO/IEC 17025;
- c) Monitorar a concentração de radônio-222 em ambientes de Centros de Educação Infantil (CEI) do município de Poços de Caldas pelo período de 1 ano;
- d) Analisar criticamente os resultados do monitoramento frente às recomendações internacionais quanto aos limites de exposição humana ao radônio-222.

### **3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

Destacam-se na revisão bibliográfica conceitos importantes para a compreensão deste trabalho de pesquisa.

#### **3.1 LOCAL DE ESTUDO**

##### **3.1.1 A região de Poços de Caldas**

O município de Poços de Caldas está situado na região sudoeste de Minas Gerais e faz divisa com o Estado de São Paulo. Possui população estimada em 165 mil habitantes e apresenta índice de desenvolvimento humano acima do valor médio brasileiro (IBGE, 2016).

Com área territorial de 547 km<sup>2</sup>, o município encontra-se em uma região de planalto, de altitude média de 1200 m e clima ameno, com temperatura média de 18 °C e índice pluviométrico anual de 1745 mm (NEMAN, 2000).

O planalto de Poços de Caldas é caracterizado por uma intrusão alcalina de natureza vulcânica, com diâmetro de 35 km e ocorrências minerais agrupadas em associações de urânio-zircônio, tório-terras raras e urânio-molibdênio (VEIGA et al., 2003).

Além disso, a região apresenta anomalias radioativas – pontos de localização geográfica precisa que apresentam níveis de radioatividade natural acima daqueles comumente observados na superfície terrestre (SES-MG, 2009).

##### **3.1.2 A rede municipal de Educação Infantil de Poços de Caldas**

O município de Poços de Caldas conta com uma rede pública de Educação Infantil composta por 45 unidades denominadas Centros de Educação Infantil (CEI), que atendem crianças de idades de 0 a 6 anos.

As unidades estão distribuídas na região urbana de Poços de Caldas e funcionam durante todo o ano (com dois períodos de curto recesso em julho e

janeiro), de 7h00 às 18h00 e de segunda a sexta-feira. Atualmente a rede abrange cerca de 5800 crianças e emprega cerca de 1100 cuidadoras.

## 3.2 O GÁS RADÔNIO ( $^{222}\text{Rn}$ )

### 3.2.1 Origem, isótopos e filhos

O radônio é um elemento natural, pertencente à família dos gases nobres. Representado pelo símbolo Rn e identificado em 1900 por Rutherford, é um gás inodoro, incolor e de natureza radioativa (DA SILVA, 2005).

Assim como outras espécies radioativas, o radônio origina-se de uma desintegração atômica, na qual um átomo de núcleo excessivamente energético busca estabilizar-se emitindo radiação. Nesse processo, denominado decaimento, o átomo transforma-se em novo elemento. Esses átomos, que buscam a estabilização nuclear, possuem como característica intrínseca a meia-vida – intervalo de tempo em que o número de átomos de um elemento radioativo decai pela metade (CNEN, 2015).

Os novos elementos produzidos em desintegrações sucessivas denominam-se filhos (progênie) ou produtos de decaimento – que por sua vez decaem até gerarem um elemento de configuração estável. Essas sequências de geração de radionuclídeos formam as séries radioativas ou famílias radioativas naturais (CNEN, 2015).

O elemento radônio ocorre na natureza na forma de 3 isótopos, integrantes das séries radioativas do urânio ( $^{238}\text{U}$ ), tório ( $^{232}\text{Th}$ ) e actínio ( $^{235}\text{U}$ ) (CNEN, 2015).

O isótopo  $^{222}\text{Rn}$ , conhecido por radônio, pertence à série do urânio, cujo isótopo que a inicia ( $^{238}\text{U}$ ) ocorre nos solos em abundância relativa de urânio por peso (99,3%). Origina-se diretamente do decaimento de  $^{226}\text{Ra}$  – elemento da família dos metais alcalino-terrosos. O  $^{222}\text{Rn}$  apresenta a meia-vida mais longa entre os 3 isótopos (3,8 dias), contribuindo de maneira significativa à exposição humana (ICRP, 2014).

O isótopo  $^{220}\text{Rn}$ , conhecido por torônio, encontra-se na série de decaimento do  $^{232}\text{Th}$ , originando do decaimento do  $^{224}\text{Ra}$ . Apesar do tório

poder ser encontrado nos solos em concentrações significativas, o  $^{220}\text{Rn}$  possui meia-vida de apenas 54,5 segundos. Dessa forma, o torônio contribui de forma menos significativa à exposição quando comparado ao radônio (ICRP, 2014).

O terceiro isótopo natural,  $^{219}\text{Rn}$ , é conhecido arcaicamente por actinônio (NEMAN, 2000). Pertence à série do actínio (que se inicia com  $^{235}\text{U}$ ). Origina-se da desintegração do  $^{223}\text{Ra}$  e apresenta meia-vida ainda mais curta, de 3,9 segundos. Ao pertencer à série de um isótopo ( $^{235}\text{U}$ ) encontrado em baixíssima quantidade relativa no solo (0,71% de todo o urânio), e ao apresentar meia-vida de poucos segundos, o actinônio, no geral, não representa risco em termos de exposição (IAEA, 2015).

A Figura 1 ilustra a série radioativa do urânio, na qual são produzidos o radônio e filhos.

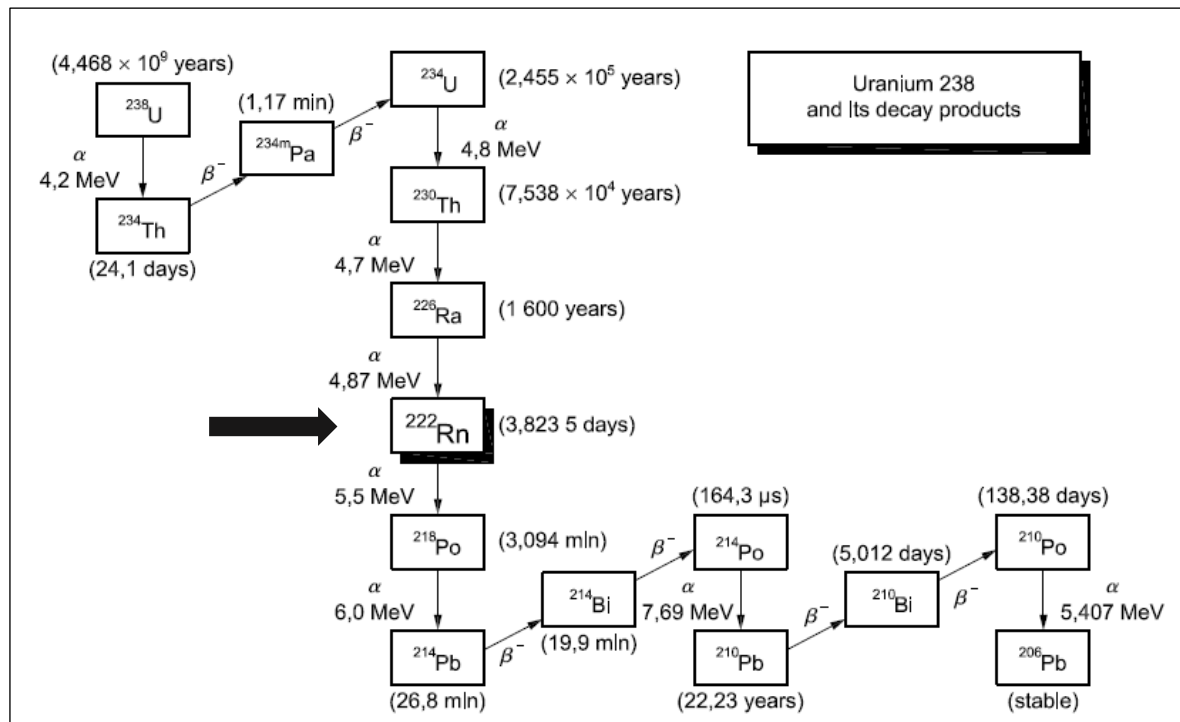


Figura 1 - Série radioativa do urânio-238, da qual faz parte o radônio ( $^{222}\text{Rn}$ ).  
Fonte: BSI, 2012a.

Quando sofre decaimento, o radônio emite radiação ionizante em forma de partículas alfa. Tais partículas apresentam alto poder de ionização devido



a sua energia e carga. Assim, quando o radônio é inalado, elas podem interagir com tecidos humanos (NEMAN, 2000).

O potencial de risco à saúde ligado à inalação de radônio reside de forma significativa nos seus produtos de decaimento (filhos) (ICRP, 2014). Os quatro radionuclídeos produzidos na desintegração do radônio são metais emissores alfa ou beta e ligam-se a aerossóis presentes no ar, deslocando-se pelo ambiente. Assim, podem também ser inalados e retidos nas vias respiratórias, onde sofrerão decaimento. Como possuem meia-vida curta, cada desintegração é uma fonte de dose interna de radiação no corpo humano (ANTONIAZZI et al., 2013). A Tabela 1 apresenta os filhos de radônio (em sequência de origem), seu tempo de meia-vida e tipo de radiação emitida.

Tabela 1 - Filhos do radônio, em ordem de origem na série de decaimento do urânio (de cima para baixo).

<b>Radionuclídeo</b>	<b>Meia-vida</b>	<b>Forma de radiação</b>
$^{218}\text{Po}$	3,1 minutos	alfa
$^{214}\text{Pb}$	26,8 minutos	beta
$^{214}\text{Bi}$	20 minutos	beta
$^{214}\text{Po}$	164 microsegundos	alfa

Fonte: DA SILVA, 2005.

A maior parte do radônio inalado é liberado pelo corpo humano durante a expiração. Entretanto, seus filhos (que são metais e semimetais) alcançarão os pulmões e lá podem depositar-se. Portanto, a energia depositada nos tecidos dos pulmões por esses radionuclídeos emissores alfa é mais relevante do que a energia emitida pelo próprio radônio (IAEA, 2015).

Embora os filhos emissores alfa  $^{218}\text{Po}$  e  $^{214}\text{Po}$  sejam responsáveis pela maior parte da radiação proveniente do radônio, a medida de concentração de radônio no ar funciona como bom indicador para a concentração dos filhos (COLGAN; MCGARRY, 2008).

O equilíbrio secular é a situação particular em que as atividades dos componentes da sequência de decaimento são todas iguais. Porém, essa situação nem sempre ocorre. Assim, o fator de equilíbrio caracteriza o

desequilíbrio entre o radônio e seus filhos em termos da energia alfa potencial e corresponde a 1 quando radônio e filhos estão em equilíbrio de atividade. Esse fator é amplamente estudado para avaliar a dose a que as pessoas estão expostas para uma dada concentração de radônio quando o equilíbrio com seus filhos não é atingido (SANTOS, 2010).

### 3.2.2 Ocorrência em ambientes

O radônio é encontrado em ambientes internos e externos e sua quantidade relativa na atmosfera é basicamente dependente da quantidade de  $^{226}\text{Ra}$  no solo (ANTONIAZZI et al., 2013).

Os produtos do processo de decaimento radioativo normalmente permanecem na rocha onde o átomo desintegra-se. Porém, quando o produto é de natureza gasosa, os átomos podem movimentar-se. Assim, o radônio é capaz de emanar das rochas – através de fraturas ou descontinuidades – além da porosidade e permeabilidade dos solos, até alcançar a superfície terrestre. O radônio pode ainda ser transportado em forma dissolvida na água (ICRP, 2014).

As concentrações de radônio no solo são normalmente altas, uma vez que nem todos os átomos difundem-se ou alcançam a superfície. Na atmosfera, a concentração de radônio é geralmente baixa, porém variável, uma vez que sua difusão ou diluição no ar depende de variáveis atmosféricas (ICRP, 2014).

As fontes potenciais de radônio em ambientes internos são o solo, a água encanada e os materiais de construção presentes. As principais rotas de acesso são falhas em pisos e paredes de construções, além de espaços entre solo e pisos e em torno de encanamentos e fiações (IAEA, 2015).

Ao exalar dessas superfícies, o radônio tende a concentrar-se em ambientes fechados e distribuir-se de maneira homogênea na falta de ventilação (SANTOS, 2010).

Além da quantidade de radônio presente no solo, outros fatores podem influenciar a sua concentração em ambientes fechados, como a taxa de ventilação, permeabilidade do solo, diferenças entre pressão interna e externa,

a elevação da construção em relação ao solo e os tipos de materiais de construção utilizados. Os últimos podem tanto favorecer o transporte de radônio quanto conter traços de elementos radioativos na sua composição (BSI, 2012a).

Os filhos do radônio, devido a sua natureza iônica após decaimento, tendem a se fixar em partículas sólidas em suspensão (aerossóis). Assim, a movimentação dos filhos no ar será ditada pelo seu deslocamento. Além disso, os filhos podem depositar-se em diferentes superfícies no ambiente. O fenômeno é conhecido como *plate out* e pode influenciar a distribuição destes radionuclídeos em determinados ambientes (DA SILVA, 2005).

### 3.3 DETECÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DE CONCENTRAÇÕES DE RADÔNIO NO AR

#### 3.3.1 Grandezas e unidades

Uma das propriedades importantes na quantificação da radiação ionizante denomina-se *atividade*. Ela é a taxa de desintegração do elemento radioativo, ou melhor, é o número de emissões ou transformações ocorridas em um intervalo de tempo (ANTONIAZZI et al., 2013).

No Sistema Internacional, essa grandeza é o Becquerel (Bq), em que 1 Bq corresponde a uma desintegração por segundo. Assim, a unidade utilizada para medir a concentração de radônio no ar é dada pela taxa de desintegração por unidade de volume, expressa em  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$  (Becquerel por metro cúbico) (WHO, 2016).

Outra forma ainda de avaliar a concentração de radônio no ar denomina-se *exposição*, determinada pela concentração integrada ao tempo, normalmente expressa em  $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}$  (PHE, 2008).

#### 3.3.2 Dispositivos

Medições de concentração de radônio e filhos em ambientes internos (interesse principal deste trabalho) podem ser realizadas por meio de

diferentes dispositivos. A seleção do melhor método deve ser baseada no objetivo na medição – seja a rápida avaliação da qualidade do ar de um ambiente, a obtenção de valores preliminares ou a determinação da exposição média de pessoas em um local ao longo do tempo (NEMAN, 2000).

Dessa forma, as técnicas de medições podem diferenciar-se entre aquelas de curto ou longo prazo ou ainda serem classificadas em ativas ou passivas quanto à forma de coleta de dados (NEMAN, 2000).

Medições realizadas em curto prazo (horas ou dias) podem ser úteis na indicação preliminar da concentração média em um ambiente interno. No entanto, as variações temporais (diárias e sazonais) do gás devem ser consideradas. Se uma medição é conduzida em períodos de baixa ventilação no ambiente (por exemplo, no inverno) e considerada como valor anual, pode ocorrer a superestimação da concentração média de radônio. Da mesma forma, se a medição ocorre em um período de maior ventilação (janelas abertas), o resultado médio final pode ser subestimado. Assim, técnicas de exposição curta devem ser empregadas com cautela (WHO, 2016).

A avaliação da concentração média de radônio realizada em longo prazo (meses a 1 ano) fornece valores mais representativos para aquele ambiente, sendo a técnica de preferência em monitoramentos internos. Porém, observa-se que concentrações médias anuais também podem variar em um mesmo local (WHO, 2016).

Técnicas denominadas ativas caracterizam-se pela coleta e análise de uma amostra do meio ou pelo registro contínuo da concentração de radônio e suas flutuações durante a medição. Para tanto, são utilizados dispositivos movidos à eletricidade e bombas de amostragem - aparatos mais complexos e de alto custo.

Um exemplo de dispositivo ativo é o detector de integração eletrônica, que contém um detector de silício no interior da sua câmara de difusão usado para a contagem de partículas alfa emitidas pelos filhos do radônio. Existem ainda os monitores contínuos de radônio, compostos por sensores como células de cintilação, câmaras de ionização ou ainda detectores de silício de estado sólido. Nesses dispositivos, o ar entra por bombeamento ou difusão e a energia da radiação é convertida em cargas elétricas. Circuitos eletrônicos

embutidos calculam e registram a concentração integrada de radônio detectada por períodos determinados (BSI, 2012a).

Técnicas de medição passiva consistem no uso de detectores de menor complexidade e baixo custo, que normalmente não requerem energia elétrica para a realização de amostragem. Eles são expostos no ambiente em que se pretende determinar concentrações de radônio para que registrem as emissões alfa que ocorrem em sua direção (NEMAN, 2000).

Detectores de carvão ativado são exemplos de detectores passivos, cujo princípio de detecção reside na adsorção do radônio nos sítios ativos do carvão. Durante amostragem, uma quantidade de ar passa pelo interior de um recipiente contendo carvão ativado e o radônio é ali retido. Após o período necessário para o crescimento de seus filhos emissores de radiação gama, o carvão é encaminhado para análise por espectrometria gama.

Câmaras de ionização de eletretos são outro exemplo de dispositivos passivos. Nesta técnica, a radiação emitida pelo radônio e filhos é quantificada a partir de cargas elétricas criadas pela ionização no interior da câmara e consequente descarga do eletreto (IAEA, 2015).

A técnica de Detectores de Estado Sólido de Traços Nucleares (SSNTD) é ainda outra forma de medição passiva utilizada com frequência no monitoramento de radônio em ambientes internos (indoor). O método é baseado na detecção de traços nucleares produzidos por partículas ionizantes e é discutido em mais detalhes no item a seguir.

### 3.3.3 A técnica de Detectores de Estado Sólido de Traços Nucleares (SSNTD).

A técnica de quantificação de concentração de radônio e filhos usando Detectores de Estado Sólido de Traços Nucleares (SSNTD - Solid State Nuclear Track Detector), ou ainda ATD (Alpha Track Detector) é a técnica passiva mais empregada na atualidade (BSI, 2012a).

O método SSNTD é baseado na incidência de partículas nucleares em materiais cuja composição permite o registro físico do evento. No caso do radônio, partículas alfa são emitidas durante seu decaimento e, quando próximas a um detector, incidem em sua superfície em diferentes ângulos e

profundidades. Sua energia ionizante então provoca um rompimento molecular na estrutura do material (CHOPPIN, 2001).

O dano no material, que ocorre em escala molecular, é amplificado por meio de ataque químico, que permite sua visualização por microscopia ótica. O tratamento químico é baseado na imersão de detectores em soluções alcalinas (hidróxido de sódio ou hidróxido de potássio) que corroem a superfície do material e, em maior intensidade, a região do dano. Nesta região forma-se o traço nuclear, que corresponde a uma incidência de partícula alfa no material. O processo de evidenciação do traço é denominado “revelação” (NIKEZIC; YU, 2004).

A revelação de detectores é etapa crucial do método. Fatores como a concentração da solução reveladora, sua temperatura e tempo de revelação são determinantes na formação apropriada de traços para análise. Assim, estes devem ser controlados conforme recomendações de fabricantes de detectores ou procedimentos associados à técnica (IBRAHIMI; HOWART; MILES, 2009).

A Figura 2 apresenta imagem de traços nucleares alfa detectados por microscópio óptico acoplado a equipamento de análise de detectores de radônio no ar. Traços alfa típicos (revelados apropriadamente nas condições desta pesquisa) apresentam dimensões e formatos que variam com ângulo de incidência e energia da partícula alfa (TASL, 2012).

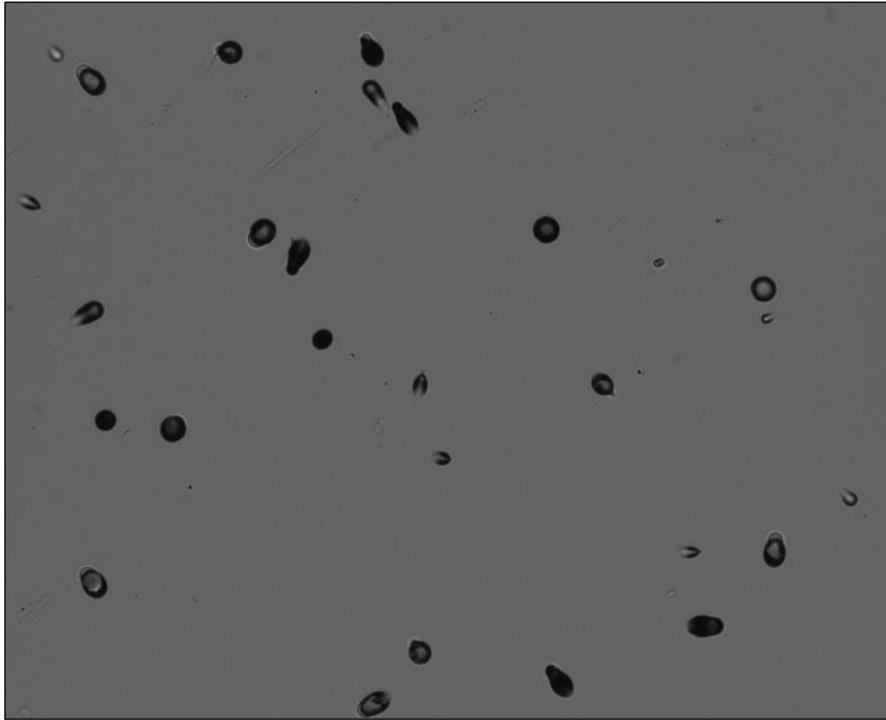


Figura 2 - Imagem de traços nucleares alfa capturada por microscopia óptica, com dimensões típicas nas condições de revelação desta pesquisa (10-50  $\mu\text{m}$ ). Diferentes ângulos de incidência e energia de partículas alfa geram formatos de traços diferenciados.

Fonte: Da autora.

Detectores sólidos de traços nucleares são compostos por materiais sensíveis à radiação ionizante, que permitem a ocorrência do traço, como emulsões fotográficas, vidros e polímeros. O detector polimérico mais empregado atualmente é o composto Poliálil Diglicol Carbonato (PADC), de fórmula molecular  $\text{C}_{12}\text{H}_{18}\text{O}_7$ , e comercialmente conhecido por CR-39 (HARDCASTLE; MILES, 1996).

Para que seja exposto em um ambiente, o detector CR-39 é normalmente acondicionado em uma cápsula, que funciona como uma pequena câmara de difusão de radônio e ainda protege o CR-39 contra riscos ou outros danos físicos. Após o período de exposição do detector, ele é submetido a ataque químico, que revela permanentemente os traços deixados pelas partículas alfa. A etapa final de revelação envolve a neutralização da ação da solução reveladora através de um banho em solução de ácido acético. Após este procedimento, o detector pode ser analisado (NIKEZIC; YU, 2004).

A determinação da concentração de radônio no ar é baseada na relação entre a densidade de traços presente no detector (número de traços observados por unidade de área), o tempo de exposição do detector e o fator de calibração do instrumento de medição (TASL, 2012).

A calibração de um sistema de análise de detectores refere-se ao processo de determinação da sua resposta (sensibilidade) a uma série de valores conhecidos de concentrações de radônio. O fator de calibração de um sistema de contagem de traços converte densidade de traços em concentração de radônio (TASL, 2012).

Portanto, o cálculo da concentração  $C$ , em  $\text{Bq.m}^{-3}$ , é dado pela Equação 1:

$$C = \frac{d}{f.t} \quad (1)$$

em que:

$d$  = densidade de traços ( $\text{traços.cm}^{-2}$ );

$f$  = fator de calibração ( $\text{traços.cm}^{-2}$  por  $\text{Bq.m}^{-3}.\text{h}$ );

$t$  = tempo de exposição (h).

O processo de análise de detectores requer a consideração de alguns aspectos importantes. Um deles é a radiação de fundo (background) – sinal ambiental detectado pelo sistema de análise. No caso de medições de radônio, exposição indesejada deve ser cuidadosamente avaliada de forma a não afetar a confiabilidade do resultado final de exposições alvo (WHO, 2016).

Além disso, é preciso avaliar a influência do comportamento dos filhos de radônio durante a medição do radônio. Fenômenos como o *plate out* podem ocorrer em detectores CR-39, representando um fator de ruído em um sistema de análise de traços (DA SILVA, 2005).

Outro aspecto importante da aplicação da técnica SSNTD relaciona-se aos fatores que afetam a vida útil e eficiência dos detectores CR-39 (FEWS; HENSHAW, 1982).

Estudos indicam que o polímero CR-39 perde sensibilidade à ocorrência de danos da radiação alfa ao longo do tempo – fenômeno conhecido por *ageing*.



Assim, longos períodos entre produção e utilização de detectores (mais de 6 meses) podem afetar a resposta do material durante medições. Seu armazenamento a temperaturas abaixo de  $-10^{\circ}\text{C}$  podem retardar o fenômeno de *ageing*. Portanto, é recomendado que detectores sejam constantemente armazenados em freezers ou em condições que permitem tais temperaturas (TASL, 2012; CARESANA et al., 2010).

Outro fenômeno, denominado *fading*, é similar ao *ageing* em termos de perda de sensibilidade à radiação alfa. Porém, este associa-se aos momentos após exposição de detectores, durante os quais o material polimérico pode regenerar-se, minimizando o dano ocorrido. Assim, recomenda-se que detectores sejam revelados em tempo hábil após exposição e, novamente, sejam sempre armazenados a temperaturas apropriadas (CARESANA et al., 2010).

A medição de radônio no ar pela técnica SSNTD envolve diversas fontes potenciais de incerteza. Estas estão relacionadas aos materiais de referência utilizados em calibração, às variações na qualidade de detectores e ao sistema de contagem de traços (foco, sobreposição de traços, interferências no detector revelado, etc). Como já citado, variações nas condições de revelação podem também levar a inconsistências na formação de traços, representando mais um fator de incerteza na medição (IBRAHIMI; HOWART; MILES, 2009).

O processo de monitoramento de radônio indoor também é fonte de incertezas, as quais normalmente são difíceis de controlar. Apesar disso, fatores como taxas de ventilação, variações de temperatura e *ageing* e *fading* durante exposição devem ser conhecidos (IBRAHIMI; HOWART; MILES, 2009).

### 3.4 RADÔNIO EM AMBIENTES DE CONVÍVIO HUMANO: RECOMENDAÇÕES E NÍVEIS DE REFERÊNCIA

Toda forma de vida no planeta é exposta ao fenômeno natural da radioatividade. A radiação ionizante, que possui energia suficiente para ionizar átomos e moléculas, representa risco à saúde do homem (WHO, 2016).

O radônio é fonte natural significativa de radiação ionizante. Além de sua presença ser detectada em todo o planeta (devido à distribuição de  $^{238}\text{U}$

na crosta), sua meia vida permite tempo suficiente de concentração em locais fechados (IAEA, 2015). A inalação de radônio representa em média 52,5% da dose anual de radiação natural a que o homem está submetido (UNSCEAR, 2008).

Quando o radônio é inalado, seus filhos  $^{218}\text{Po}$  e  $^{214}\text{Po}$  depositam-se no tecido dos pulmões e por sua vez decaem, emitindo partículas alfa. A interação da energia alfa com o material biológico pode causar danos no DNA das células, aumentando as chances de desenvolvimento de câncer (ANTONIAZZI et al., 2013).

A associação entre exposição crônica a altas concentrações de radônio e a incidência destes efeitos nocivos à saúde humana foi sugerida a partir de estudos epidemiológicos conduzidos nas primeiras décadas do século XX, envolvendo trabalhadores de minas subterrâneas. Essas observações incentivaram a realização de estudos ambientais de radônio e o desenvolvimento dos primeiros trabalhos de medição em locais de convívio humano. Estudos residenciais surgiram ao final dos anos 1950 e intensificaram-se nas décadas seguintes (ICRP, 2014).

Estudos epidemiológicos recentes (relacionados à exposição indoor) conduzidos na América do Norte, Europa e Ásia fornecem evidências do aumento no risco de câncer de pulmão devido à exposição ao radônio; 3 a 14% da incidência mundial deste tipo de câncer é hoje atribuída à inalação de radônio e filhos (WHO, 2016).

Apoiando-se nestas informações, a Organização Mundial da Saúde (WHO) recomenda que países realizem esforços para que as concentrações de radônio em ambientes de convívio humano sejam as mais baixas possíveis. Sugere-se ainda que seja estabelecido um nível de referência de concentração em ambientes de convívio. Essa referência traduz-se em um valor de concentração de radônio acima do qual o país recomenda ou exige que sejam realizadas medidas de remediação (ICRP, 2014).

A definição desse valor deve ser fundamentada em amplos estudos de monitoramento, da geologia local, além de aspectos peculiares de cada país e região, como circunstâncias econômicas e sociais. Dessa forma, é possível

estimar o nível de concentração mais baixo que se pode atingir na região e estabelecer uma referência realista (IAEA, 2015).

Atualmente a WHO recomenda o nível de referência de  $100 \text{ Bq.m}^{-3}$ . Em locais em que este valor não pode ser atingido, a recomendação é que o nível não ultrapasse  $300 \text{ Bq.m}^{-3}$  (ICRP, 2014; WHO, 2016). Em pesquisa promovida pela WHO em 2005, envolvendo 36 países, foi constatado que a maioria deles definiu níveis de referência entre  $200 \text{ Bq.m}^{-3}$  e  $400 \text{ Bq.m}^{-3}$  (WHO, 2007). Entretanto, níveis tão baixos quanto  $30 \text{ Bq.m}^{-3}$  (Holanda) e tão altos quanto  $800 \text{ Bq.m}^{-3}$  (Canadá) são observados em alguns países. Ressalva-se que o Brasil não possui nível de referência de concentração de radônio indoor (DE CARVALHO, 2011).

### 3.5 ESTUDOS DE MONITORAMENTO DE RADÔNIO INDOOR

O pioneirismo em medições de radônio indoor é atribuído à Suécia, que nos anos de 1950 conduziu os primeiros trabalhos em ambientes residenciais, cujos resultados já indicariam relação entre altas concentrações no ambiente e presença de  $^{226}\text{Ra}$  na composição dos materiais de construção.

Durante a década de 1970, avanços tecnológicos na área de instrumentação e uma nova perspectiva de pesquisa sob a ótica de saúde pública estimularam novos estudos de exposição em ambientes internos (ANTONIAZZI et al., 2013).

Desde então, trabalhos de determinações de concentrações têm sido conduzidos em grande escala em países como Estados Unidos, Canadá e China. Além dos citados, existem hoje dados de mapeamentos realizados em mais de 30 países europeus (IAEA, 2015).

A Comissão Europeia (órgão executivo da União Europeia) publicou em 2005 um documento reunindo resultados de estudos de monitoramento residenciais de radônio conduzidos em 25 países da Europa. Ao longo de 25 anos (1980-2004), estima-se que entre 1,5 e 2 milhões de residências foram monitoradas no continente (DUBOIS, 2005).

As campanhas de medição de concentrações indoor foram, em sua maioria, realizadas em grande escala, empregando a técnica de detectores de

traços nucleares (SSNTD). Os períodos de estudo variaram de poucas semanas a 1 ano de monitoramento passivo, com números de detectores instalados entre 84 (Chipre) e 500000 (Alemanha). Observa-se ainda que todos os países mencionados no documento produziram mapas nacionais de faixas de concentração média de radônio (DUBOIS, 2005).

Os resultados gerados nas campanhas variam em termos de concentração média. Foram observados valores entre 20 Bq.m<sup>-3</sup> (Reino Unido) e 140 Bq.m<sup>-3</sup> (República Tcheca). Porém, muitos países apresentaram percentuais de residências com concentrações entre 200 Bq.m<sup>-3</sup> e 400 Bq.m<sup>-3</sup>, como exemplos de 18% na Sérvia, 14% na Eslováquia e 15% na República Tcheca). Percentuais de concentrações médias acima de 400 Bq.m<sup>-3</sup> foram também observados, com exemplos na Suécia (4%), Finlândia (4%) e Suíça (7%) (DUBOIS, 2005).

Os esforços no controle da exposição ao gás são tais que alguns países como Suécia e Suíça possuem legislação que define limites máximos de concentração em ambientes fechados e exige medidas de controle por parte da sociedade civil (WHO, 2016). Enquanto isso, legislações estaduais dos Estados Unidos exigem que proprietários de imóveis residenciais forneçam dados de monitoramento de radônio (obtidos através de serviços certificados) antes que sejam negociados no mercado imobiliário (EPA, 2014).

Na América do Sul, a abrangência dos estudos de radônio indoor é ainda modesta, uma vez que se tratam de medições locais ou regionais (SILVA, 2014). Entre os países envolvidos (Brasil, Argentina, Equador, Peru, Venezuela e Chile), apenas 2 apresentam trabalhos de caráter regional (Brasil e Argentina). Observa-se, portanto, necessidade de implementação de projetos em nível nacional, cujos resultados sejam representativos de todo o país (ZIELINSKI et al., 2008).

O Brasil realiza estudos locais de radônio indoor desde os anos 1990, com foco no monitoramento de residências. A Figura 3 apresenta resultados de trabalhos conduzidos em diferentes cidades brasileiras nos últimos 25 anos. Medições de concentração de radônio foram baseadas na técnica SSNTD, com amostragem variando entre 40 (NEMAN, 2000) e 501 detectores (SANTOS, 2010). Observa-se que todas as médias aritméticas apresentadas

(com exceção de VEIGA, 2003) encontram-se acima do limite de referência recomendado pela WHO (2016).

Local	Autor e ano	Média Aritmética (Bq/m <sup>3</sup> )	Valor Máximo (Bq/m <sup>3</sup> )
<b>MINAS GERAIS</b>			
Área rural de Poços de Caldas	Amaral, 1992	204	1046
Área rural de Poços de Caldas	Veiga, 2003	220	1024
Área urbana de Poços de Caldas	Veiga, 2003	61	920
Poços de Caldas	Neman, 2004	133	330
RMBH (MG)	Santos, 2010	108	2664
<b>OUTROS ESTADOS</b>			
Monte Alegre (PA)	Melo, 1999	116	338
São Paulo (SP)	Da Silva, 2005	131	615
Campo Largo (PR)	Corrêa, 2006	186	637

Figura 3 - Resultados de trabalhos brasileiros de monitoramento de radônio no interior de residências utilizando a técnica SSNTD.

Fonte: ANTONIAZZI et al., 2013.

O trabalho mais recente do Brasil foi publicado em 2013 e, até o momento, consiste no estudo de maior abrangência no país. Um esforço conjunto do Instituto Nacional do Câncer, Secretaria do Estado de Minas Gerais e Comissão Nacional de Energia Nuclear deu início em 2003 ao Projeto Planalto Poços de Caldas - Pesquisa Câncer e Radiação Natural. Visando atender às solicitações da população da região (que atribui a incidência de câncer à radiação ionizante natural), o projeto engloba estudos epidemiológicos, avaliação da radiação gama e determinação de concentrações médias anuais de radônio em residências. Na etapa de medições de radônio, 677 residências dos municípios de Poços de Caldas, Andradas, Caldas foram monitoradas durante as estações fria e quente (2 campanhas de 6 meses), através da instalação de detectores CR-39 em quarto e sala (ANTONIAZZI et al., 2013).

Os resultados desse projeto, que foi dividido entre medições de áreas urbanas e rurais dos municípios, são apresentados na Figura 4 em termos de

concentração média populacional (ponderada). Resultados foram expressos por município (áreas urbana e rural), por meio de média aritmética e geométrica. Em termos de média aritmética global, foi obtido o valor de 100,94 Bq.m<sup>-3</sup> enquanto a média global geométrica resultou em 89,74 Bq.m<sup>-3</sup>.

Município	Tipo	Setores Censitários	Setores c/ resid da amostra	Domicílios nos setores c/resid da amostra	População nos setores c/ resid da amostra	Concentração Populacional MédAritm (Bq/m <sup>3</sup> )	Concentração Populacional MédGeom (Bq/m <sup>3</sup> )
<b>ANDRADAS</b>	Total	63	50	10.753	32.665	82.36	72.17
Andradas	Rural	23	13	2.010	6.563	139.61	124.65
Andradas	Urbano	40	37	8.743	26.102	67.97	58.97
<b>CALDAS</b>	Total	34	28	4.335	12.376	110.37	89.99
Caldas	Rural	16	14	1.814	5.368	149.22	121.26
Caldas	Urbano	18	14	2.521	7.008	80.62	66.04
<b>POÇOS DE CALDAS</b>	Total	237	154	33.079	100.105	105.83	95.44
Poços de Caldas	Rural	17	11	691	2.371	88.47	77.96
Poços de Caldas	Urbano	220	143	32.388	97.734	106.25	95.86
<b>Total</b>		<b>334</b>	<b>232</b>	<b>48.167</b>	<b>145.146</b>	<b>100.94</b>	<b>89.74</b>

Figura 4 - Resultados do Projeto Planalto Poços de Caldas - Pesquisa Câncer e Radiação Natural. Valores foram expressos por meio de médias populacionais aritméticas e geométricas para cada área rural e urbana dos municípios envolvidos.

Fonte: ANTONIAZZI et al., 2013.

Apesar dos grandes esforços observados na avaliação de concentrações de radônio em residências, a preocupação com outros ambientes internos de longo convívio humano (como locais de trabalho e ambientes escolares) cresce atualmente.

Os Estados Unidos monitoram ambientes escolares em níveis nacionais desde os anos 1990. Sua Agência de Proteção Ambiental (EPA, 1993) estima que 19,3% de 70 mil salas de aula apresentam concentrações médias de radônio acima do limite de referência americano, estabelecido em 148 Bq.m<sup>-3</sup>.

Recentemente, estudos de monitoramento de ambientes escolares (principalmente centros de educação infantil de período integral) têm sido observados com grande frequência no sudeste da Europa.

Fojtíková e Navrátilová (2015) realizaram campanhas de medições de radônio por 3 anos consecutivos em escolas e centros de educação infantil da República Tcheca. O monitoramento foi realizado em 1529 locais, dos quais 17% apresentaram concentrações médias acima do nível de referência do país, estabelecido em  $400 \text{ Bq.m}^{-3}$ .

Bochicchio et al. (2013) conduziram um projeto piloto de medições em 334 centros de educação infantil de 13 municípios da Sérvia. Os trabalhos resultaram em uma média aritmética populacional de  $119 \text{ Bq.m}^{-3}$  ( $\sigma = 78 \text{ Bq.m}^{-3}$ ), enquanto 5% das escolas apresentaram valores acima da referência máxima estabelecida no país ( $300 \text{ Bq.m}^{-3}$ ).

Curguz et al. (2015) investigaram 44 salas de aula em 25 escolas da Bósnia e Herzegovina pelo período de 1 ano. A média geométrica observada para todo o trabalho foi de  $99 \text{ Bq.m}^{-3}$  ( $\sigma = 1,94 \text{ Bq.m}^{-3}$ ), e 45% das salas monitoradas apresentaram valores acima da referência recomendada pela WHO (2016), de  $100 \text{ Bq.m}^{-3}$ .

Trevisi et al. (2012) monitoraram 1000 salas em 438 escolas no sudeste da Itália. Os autores observaram que as concentrações médias de salas variaram conforme sua posição nos prédios (andares). Assim, a média aritmética observada para salas localizadas no subsolo foi de  $221 \text{ Bq.m}^{-3}$  ( $\sigma = 36 \text{ Bq.m}^{-3}$ ). Para salas térreas, foi observada a média de  $176 \text{ Bq.m}^{-3}$  ( $\sigma = 12 \text{ Bq.m}^{-3}$ ) enquanto em pisos acima foi registrada média de  $125 \text{ Bq.m}^{-3}$  ( $\sigma = 10 \text{ Bq.m}^{-3}$ ). Os autores observaram uma relação inversamente proporcional entre concentrações no interior de salas e sua distância do solo.

Lee et al. (2016) realizaram a primeira campanha de medições em centros de educação infantil da Coreia do Sul; 230 centros foram monitorados por 3 meses, resultando em concentração média de  $51,7 \text{ Bq.m}^{-3}$  ( $\sigma = 32,3 \text{ Bq.m}^{-3}$ ). Os autores utilizaram, para fins de avaliação, o valor de referência recomendado pela EPA, de  $148 \text{ Bq.m}^{-3}$ . Assim, apenas 1,3% dos locais monitorados apresentaram valores acima do limite estabelecido. Além disso, o estudo sugere forte correlação entre taxas de ventilação e concentração de radônio nos ambientes investigados.

Até o momento, estudos de monitoramento de radônio em ambientes escolares não foram constatados (em literatura) no Brasil.

## 3.6 METROLOGIA E QUALIDADE

### 3.6.1 Validação de métodos analíticos

A garantia da qualidade é um conceito amplo que se aplica a inúmeras situações. No universo das técnicas analíticas, ela inclui todos os aspectos que influenciam a qualidade de uma medição. Assim, controlar um processo ou um método significa organizar atividades laboratoriais e informações, padronizar procedimentos e minimizar fontes de erros, de forma a produzir resultados confiáveis (LOPES, 2014).

A implantação de sistemas de gestão da qualidade é essencial para organizações das áreas de ciência e tecnologia das radiações, uma vez que estas atuam de forma significativa frente à sociedade, com realização de estudos e descobertas que podem afetar a vida de todos (IAEA, 2004).

A validação de métodos analíticos é componente fundamental de sistemas de qualidade. Validar uma técnica significa produzir e documentar evidências objetivas da sua confiabilidade e desempenho em relação a requisitos específicos para a destinada aplicação (LOPES, 2014).

Esta prática envolve um conjunto de estudos estatísticos que avaliam parâmetros de qualidade de medição como exatidão, precisão, linearidade, robustez, limite de detecção e incerteza. Além disso, participações em atividades laboratoriais de intercomparação e o uso de materiais de referência certificados apresentam-se como subsídios importantes para estes estudos (OLIVARES, 2009). Entretanto, validação é somente imprescindível no caso de metodologias não normalizadas ou modificadas em laboratório (INMETRO, 2011).

A norma ABNT NBR ISO/IEC 17025:2005 representa os requisitos gerais para competência de laboratórios de ensaio e calibração, enquanto o Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (INMETRO) é o órgão brasileiro que concede a laboratórios do país sua acreditação.

A técnica SSNTD não possui normatização específica para determinação de concentração de radônio no ar utilizando detectores passivos do tipo CR-39. A norma ISO 11665:2012 – Parte 4 (Integrated measurement method for



determining average activity concentration using passive sampling and delayed analysis) apresenta orientações gerais na aplicação de métodos passivos; porém, não oferece procedimentos detalhados para os diferentes tipos de detectores (BSI, 2012b).

### 3.6.2 Estudos de validação da técnica SSNTD

Pesquisas na literatura demonstram carência de abordagens completas de validação da técnica SSNTD para determinação de radônio indoor. No entanto, são observados trabalhos de caráter mais específico envolvendo aspectos da qualidade de medições e de detectores CR-39, além de trabalhos preliminares de avaliação de desempenho de sistemas de leitura de traços.

Um dos trabalhos mais abrangentes em termos de controle de qualidade da técnica SSNTD foi realizado por D'Alessandro et al. (2010). Visando futura acreditação na norma ISO 17025, os autores desenvolveram um programa preliminar de controle de qualidade para algumas etapas da técnica. Os parágrafos a seguir descrevem alguns dos estudos conduzidos.

Um dos experimentos consistiu em um teste de linearidade do sistema de leitura de traços, a partir da exposição de detectores a 4 faixas de concentração de radônio (100-2000 kBq.m<sup>-3</sup>.h) em câmara de calibração. O teste resultou em um fator de correlação de Pearson ( $r$ ) de 0,999, indicando uma relação linear entre as exposições em diferentes níveis e resposta em densidade de traços. Assim, o valor de 2000 kBq.m<sup>-3</sup>.h foi sugerido como o limite superior da faixa de trabalho (D'ALESSANDRO et al., 2010).

No mesmo trabalho, os autores avaliaram a incerteza do sistema de medição de radônio e estimaram em 18% o valor típico de incerteza do método (em nível de confiança de 95%) (D'ALESSANDRO et al., 2010).

A exatidão do método foi avaliada a partir de resultados de 6 exercícios de intercomparação. O resultado típico de exatidão observado foi de 10% (D'ALESSANDRO et al., 2010).

Em um teste de precisão, baseado em coeficientes de variação (% CV), experimentos foram conduzidos com grupos de 5 detectores em 3 níveis de

exposição. Os valores de CV obtidos foram 9% para 138 kBq.m<sup>-3</sup>.h, 5 % para 1060 kBq.m<sup>-3</sup>.h e 4% para 1863 kBq.m<sup>-3</sup>.h (D’ALESSANDRO et al., 2010).

Por fim, a definição do limite de detecção foi diretamente relacionada ao valor de 2 desvios padrão ( $2\sigma$ ), observado para detectores de trânsito provenientes de 5 exercícios consecutivos de intercomparação. Assim, com um desvio padrão de 7 kBq.m<sup>-3</sup>.h, o limite de detecção resultou em 14 kBq.m<sup>-3</sup>.h (D’ALESSANDRO et al., 2010).

Leonardi et al. (2015) conduziram um estudo de robustez do processo de revelação de detectores CR-39, no qual testaram a influência de variáveis como temperatura e concentração da solução alcalina de revelação (KOH), tempo de revelação, concentração de solução neutralizadora e tempo de imersão. Os autores concluíram que apenas a temperatura da solução é crítica para a formação de traços durante a revelação, que permite variação de apenas  $\pm 1^\circ\text{C}$  durante o banho.

Csordás et al. (2016) realizaram um trabalho de avaliação da qualidade na produção e revelação de detectores CR-39, utilizando um grupo de 50 unidades. A partir desse estudo, foi definido o limite de detecção do sistema em 19,9 Bq.m<sup>-3</sup> enquanto a avaliação da precisão de detectores resultou em desvio padrão de 2%.

Tate e Long (2015) conduziram estudos de desempenho do sistema de análise de traços *TASLIMAGE*, para que fosse aplicável ao programa nacional de monitoramento de radônio em residências da Austrália. Um estudo de linearidade foi realizado (através de análise de regressão linear) para avaliar a resposta de detectores a diferentes valores de exposição. O teste resultou em coeficiente de correlação de Pearson ( $r$ ) de 0,997, sendo considerado um resultado satisfatório para a aplicabilidade do sistema proposta pelos autores. Outro estudo de interesse dos mesmos relaciona-se à estimativa do limite de detecção do sistema, realizada a partir do valor de desvio padrão de leituras de background, oferecido pelo fabricante do sistema. Nesse trabalho o limite de detecção foi estimado em 23,5 kBq.m<sup>-3</sup>.h.

## 4 METODOLOGIA

Os itens a seguir abordam as metodologias de trabalho relativas ao dosímetro de radônio (composição, preparo e montagem, tratamento pós-exposição e análise) (4.1), aos estudos preliminares de validação da técnica de detectores de estado sólido de traços nucleares (SSNTD) (4.2) e à determinação da concentração de radônio em Centros de Educação Infantil (4.3).

Ressalta-se que a parte prática deste trabalho foi realizada no Setor de Radônio do Laboratório de Poços de Caldas – parte da Comissão Nacional de Energia Nuclear (LAPOC-CNEN).

Os procedimentos descritos a seguir, no item 4.1, seguem as recomendações oferecidas pela empresa Track Analysis Systems Ltd (TASL), responsável pelo desenvolvimento e fornecimento do sistema de análise de traços nucleares e detectores utilizados neste trabalho. As recomendações são provenientes do seu manual *TASLIMAGE: Radon and Neutron Dosimetry System* (TASL, 2012).

### 4.1 O DOSÍMETRO: DISPOSITIVO DE DETECÇÃO DE RADÔNIO

#### 4.1.1 Composição

A técnica SSNTD requer o uso de detectores de radônio cujo material que os compõe seja sensível à radiação alfa e passível de leitura dos traços deixados pelas partículas incidentes. Assim, o detector selecionado para este trabalho é o composto polimérico PDAC ou CR-39. Os detectores, fornecidos pela empresa TASL, apresentam dimensões 25 mm x 25 mm e espessura de 1,5 mm (Figura 5). Cada unidade possui em sua superfície identificação numérica e correspondente código de pontos, que permite leitura automática no equipamento de medição.

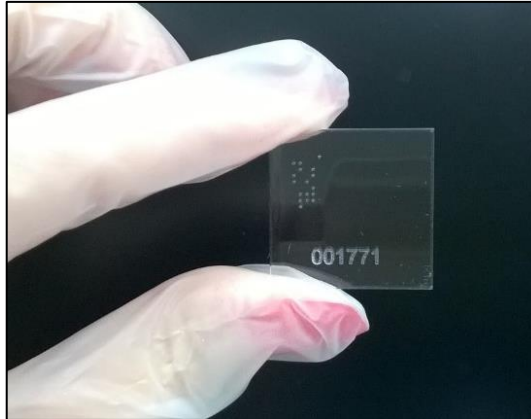


Figura 5 - Detector CR-39 utilizado no projeto, de lote fornecido pela TASL.  
Fonte: Da autora.

Desse modo, o dosímetro é o conjunto formado pelo detector (CR-39) e uma câmara de difusão - compartimento de material polimérico condutor que protege o detector durante exposição e possibilita a difusão do gás radônio para seu interior (Figura 6).



Figura 6 – Conjunto aberto formado por detector CR-39 e câmara de difusão (base e tampa).  
Fonte: Da autora.

Os dosímetros descritos foram utilizados tanto em laboratório (estudos de validação) como em campo (determinação das concentrações de radônio em CEI).

Os itens a seguir descrevem as etapas de preparo de detectores, montagem de dosímetros para os fins citados, tratamento pós exposição (revelação) e análise.

#### 4.1.2 Preparo dos detectores CR-39 e montagem dos dosímetros (conjunto)

Para que se encontrem em condições apropriadas de uso, os detectores são armazenados em freezer a temperaturas inferiores a  $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$  e mantidos em sua embalagem metalizada original. Desta forma, minimizam-se os danos à superfície do polímero, a contaminação por poeiras e a exposição ao radônio presente no ambiente (TASL, 2012).

O preparo inicia-se com a retirada do pacote de CR-39 do freezer, que deve descansar em temperatura ambiente por 30 minutos. Os detectores vêm presos (em uma das suas extremidades) a uma placa de maior dimensão de mesmo material (Figura 7). Cada placa pode conter entre 63 e 99 unidades, a critério do fornecedor.

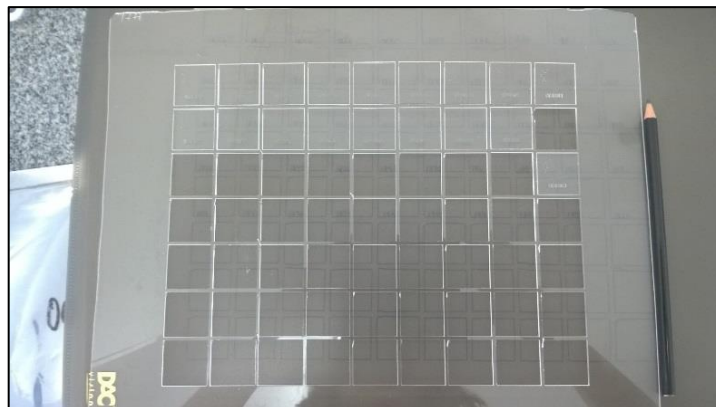


Figura 6 - Placa contendo detectores (capacidade para 63). Unidades são presas por uma das suas extremidades à placa.  
Fonte: Da autora.

A embalagem é aberta e a quantidade necessária de detectores é destacada manualmente. Luvas de vinil sem talco devem ser usadas para minimizar contato com a superfície dos detectores. Em seguida, se a embalagem ainda contiver unidades, ela é rapidamente lacrada (em seladora) e levada ao freezer.

Os detectores são dispostos em uma bandeja metálica (fornecida pelo mesmo fabricante) onde se encaixam até 49 unidades. Esta também facilita o manuseio dos detectores, minimizando o contato com sua superfície (Figura 8).



Figura 7 - Bandeja metálica com placa de retenção, com capacidade para 49 detectores.

Fonte: TASL, 2012.

Um enxague inicial dos detectores é realizado, imergindo a bandeja (fechada com placa de retenção) por 1 minuto em um recipiente limpo contendo água destilada.

Em seguida, é realizado o tratamento antiestático, que de acordo com o fabricante, minimiza a atração de poeiras e outros contaminantes à superfície dos detectores (TASL, 2012). A bandeja é imersa por 5 minutos em uma solução de detergente líquido (marca inglesa *Fairy Liquid*) e água destilada, na proporção 1:1000.

Ao fim desses passos, a bandeja é posicionada em um suporte metálico, que é então disposto em uma secadora por 45 minutos ou até secagem completa dos detectores (Figura 9).



Figura 8 - Suporte metálico contendo 3 bandejas, disposto em secadora.  
Fonte: Da autora.

Por fim, os detectores são acondicionados nas câmaras de difusão identificadas por etiquetagem em sua parte externa. Os detectores são posicionados com sua face para cima (lado que contém seu código) e as câmaras são lacradas manualmente (Figura 10). Quando lacradas corretamente, elas impedem excessiva movimentação do detector em seu interior, permitindo o uso correto do dosímetro para exposição.



Figura 9 - Câmaras de difusão identificadas com respectivos detectores posicionados.  
Fonte: Da autora.

Os dosímetros devem ser montados com mínima antecedência de uso, a fim de evitar exposição não desejada. Idealmente, são preparados e montados em um dia, armazenados em embalagens seladas (similares às do fabricante) e utilizados no dia seguinte.

Findo esse processo, os dosímetros estão aptos à aplicação em ensaios laboratoriais e à detecção de radônio em outros ambientes. Após o período de exposição, os dosímetros são novamente levados ao laboratório para tratamento e análise.

#### 4.1.3 Tratamento pós-exposição: revelação

Após o período de exposição, os detectores passam por um tratamento termoquímico denominado revelação (ou ainda, *etching*, no inglês), que realça o dano (traço) presente na estrutura do polímero e possibilita sua análise por microscopia óptica (TASL, 2015).

Assim como na etapa de montagem de dosímetros, aqui também é necessário minimizar exposição indesejada dos detectores. Dessa forma, o ideal é que dosímetros sejam desmontados e detectores revelados o mais breve possível ao fim da exposição.

Para melhor entendimento, esta etapa pode ser dividida em 5 passos: abertura de dosímetros, revelação, neutralização da ação de revelação, enxágue e secagem.

Em laboratório, os dosímetros são abertos manualmente, com a utilização de ferramenta com ponta. Com o uso de luvas de vinil sem talco, os detectores são removidos de sua câmara e posicionados na bandeja (a mesma utilizada na etapa de preparo).

Assim que fechada com a placa de retenção, a bandeja é imersa em um banho (com controle de temperatura) contendo solução de hidróxido de sódio (NaOH) de concentração 6,25 M à 98°C. A imersão é mantida por 60 minutos.

O fabricante recomenda o controle da concentração da solução através da verificação da sua densidade, realizada por um densímetro de mercúrio. Deve ser mantida densidade de 1,181 g.cm<sup>-3</sup> para a temperatura de 98°C.

Para a correção da densidade (frequentemente afetada pela evaporação do solvente ao longo do aquecimento), o fabricante recomenda adição de água destilada na proporção de 50 mL para 0,001 g.cm<sup>-3</sup>.

Após remoção da bandeja do banho de revelação, é realizado um enxágue a fim de retirar o excesso de NaOH dos detectores e resfriar a bandeja



(propiciando situação mais segura para o operador que realiza o procedimento).

A seguir, a bandeja é imersa em recipiente contendo solução 2:100 de ácido acético ( $\text{CH}_3\text{COOH}$ ) que possibilita a neutralização da ação do NaOH sobre os detectores. A imersão ocorre por 20 minutos, com frequente agitação manual da bandeja.

Na etapa final de operação via úmida, a bandeja é imersa em recipiente contendo apenas água destilada. A imersão ocorre por 10 minutos, com frequente agitação.

Finalmente a bandeja é posicionada em um suporte metálico, que é disposto em uma secadora por 45 minutos ou até secagem completa dos detectores.

#### 4.1.4 Análise de detectores

Após fase de revelação, detectores seguem para análise. O Sistema *TASLIMAGE* é composto por hardware (mesa x-y-z e microscópio óptico da marca Nikon) e software desenvolvido para a detecção, contagem e análise de traços nucleares (Figura 11).



Figura 10 - TASLIMAGE: Sistema composto por mesa x-y-z, microscópio óptico e software desenvolvido para a detecção, contagem e análise de traços nucleares.

Fonte: Da autora.

O equipamento foi desenvolvido para receber a bandeja metálica (utilizada no preparo e revelação de detectores) e automaticamente identificar cada CR-39 pela leitura do seu respectivo código de pontos. As 49 unidades de CR-39, que preenchem uma bandeja, podem ser analisadas em um período total de 60 minutos (Figura 12).



Figura 11 - Sistema em processo de leitura de detector.  
Fonte: TASL, 2012.

A câmera acoplada ao sistema captura 300 imagens de cada detector, percorrendo  $221 \text{ mm}^2$  ( $13 \text{ mm} \times 17 \text{ mm}$ ) da sua superfície central. Ao detectar um evento, o *software* avalia uma série de parâmetros como nível de cinza, dimensão, simetria e nitidez (contraste). Assim, a ocorrência é classificada como um traço nuclear alfa, partícula de poeira ou um defeito do detector, por exemplo.

Após esta leitura, o sistema contabiliza os traços, efetivamente produzidos por partículas alfa, por unidade de área (densidade de traços). A partir do fator de conversão e tempo de exposição, o sistema calcula a concentração média de radônio ( $\text{Bq.m}^3$ ).

O sistema ainda detecta e indica adversidades na leitura de detectores como a presença excessiva de sujeira, a ocorrência de valores elevados de incerteza, dificuldades de foco, entre outros.

O sistema armazena as informações capturadas em arquivos de extensão (.TRK) e seus resultados finais em formato de planilhas, as quais podem ser manipuladas em programas como o Microsoft Excel. A Figura 13 apresenta um exemplo de planilha contendo dados pertinentes à resposta do

sistema como: identificação dos detectores, data de análise, data e horário de exposição, número de traços observados (TrackD), a exposição obtida ( $\text{kBq.m}^{-3}.\text{h}$ ), a concentração de radônio calculada ( $\text{Bq.m}^{-3}$ ), a incerteza calculada, e as mensagens da observação de adversidades (Status).

DETECTOR	FileDate	StartDate	FinishDate	TrackD	KBq.m-3.h	Bq.m-3	Incerteza	Status
2135	10/11/2016 10:29	29/10/2015 10:00	27/10/2016 10:30	602	270	6	5	OK
2135_1	11/11/2016 08:24	29/10/2015 10:00	27/10/2016 10:30	571	256	6	2	OK
2135_2	10/11/2016 10:34	29/10/2015 10:00	27/10/2016 10:30	736	330	8	2	OK
2136	10/11/2016 10:23	29/10/2015 10:00	27/10/2016 10:30	824	370	9	3	OK
2136_1	10/11/2016 10:39	29/10/2015 10:00	27/10/2016 10:30	1090	489	11	2	OK
2136_2	11/11/2016 08:16	29/10/2015 10:00	27/10/2016 10:30	1491	669	16	3	OK
2137	10/11/2016 10:13	29/10/2015 10:00	27/10/2016 10:30	1262	566	13	3	OK
2137_1	10/11/2016 10:39	29/10/2015 10:00	27/10/2016 10:30	1058	475	11	3	OK
2137_2	11/11/2016 08:05	29/10/2015 10:00	27/10/2016 10:30	2205	989	23	5	OK
2151	11/11/2016 08:10	29/10/2015 10:00	27/10/2016 10:30	1481	664	16	4	OK
2151_1	11/11/2016 08:21	29/10/2015 10:00	27/10/2016 10:30	1003	450	11	3	OK
2151_2	10/11/2016 10:23	29/10/2015 10:00	27/10/2016 10:30	1085	487	11	3	OK
2152	10/11/2016 10:19	29/10/2015 10:00	27/10/2016 10:30	844	379	9	2	OK
2152_1	10/11/2016 10:18	29/10/2015 10:00	27/10/2016 10:30	1376	617	25	3	OK

Figura 12 - Exemplo de planilha de dados fornecidos pelo sistema após análise. Fonte: Da autora.

#### 4.2 ESTUDOS PRELIMINARES DE VALIDAÇÃO DA TÉCNICA SSNTD (DETECTORES DE ESTADO SÓLIDO DE TRAÇOS NUCLEARES)

Os estudos de validação foram conduzidos por meio de ensaios laboratoriais locais e da participação do Laboratório de Radônio em um exercício internacional de intercomparação laboratorial.

Dados obtidos nos ensaios e na intercomparação foram submetidos a testes estatísticos que avaliaram os parâmetros de qualidade – exatidão, precisão, linearidade, robustez, limite de quantificação, faixa de trabalho e incerteza da medição.

Os estudos de validação compreendem a seleção de parâmetros a serem avaliados, a seleção dos testes estatísticos e a definição de critérios de aceitação para análise de resultados. Estas atividades foram conduzidas – na medida do possível – conforme as orientações da Coordenação Geral de Acreditação do Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia,

apresentadas no documento DOQ-CGCRE-008: Orientação sobre validação de métodos analíticos (INMETRO, 2011).

Ainda, seguindo recomendações da norma NBR ISO/IEC 17025 - Requisitos gerais para a competência de laboratórios de ensaio e calibração (ABNT, 2005) - os estudos foram documentados de forma a produzir evidências objetivas para um futuro processo oficial de validação do método.

Os itens a seguir descrevem, separadamente, a participação no exercício de intercomparação laboratorial e cada estudo conduzido.

Para melhor compreensão é importante notar que os dados resultantes da intercomparação foram utilizados nos estudos de precisão, exatidão, linearidade, limite de detecção e faixa de trabalho, enquanto um ensaio independente foi conduzido para o estudo de robustez. Finalmente, a avaliação do parâmetro de incerteza de medição foi realizada de acordo com recomendações do manual do Sistema *TASLIMAGE* (TASL, 2012) – o qual foi utilizado nas leituras de todos os detectores envolvidos neste trabalho.

#### 4.2.1 Exercício internacional de intercomparação laboratorial

A Public Health England (PHE) é uma agência federal inglesa responsável pela saúde pública e proteção radiológica de seu país. Estabelecido em 1982, o Programa de Intercomparação de Detectores Passivos de Radônio é promovido anualmente pela PHE e aberto a qualquer laboratório interessado (PHE, 2016).

O Laboratório de Radônio participa do exercício desde 2013 e os dados utilizados neste trabalho referem-se aos resultados de 2015.

O exercício consiste na exposição de grupos de dosímetros a 5 concentrações de radônio que variam entre 50 e 2500 kBq.m<sup>-3</sup>.h. A exposição ocorre em uma câmara calibrada fechada de 43 m<sup>3</sup>, na qual radônio é continuamente liberado a partir de fontes secas de rádio-226 (PHE, 2016).

A concentração de radônio no interior da câmara é monitorada utilizando duas câmaras de ionização (detectores ativos), das marcas ATMOS 12 DPX e AlphaGUARD, regularmente calibradas.

O fator de equilíbrio entre radônio e filhos é mantido na câmara durante as 5 exposições. Durante as exposições de 2015, o fator foi mantido em 0,40. A incerteza das exposições indicada foi de 3% para um nível de confiança de 68% (PHE, 2016).

A logística do exercício de 2015 (que ocorre nos mesmos moldes desde 2011) envolveu o envio (por parte do Laboratório de Radônio) de 6 conjuntos de 10 dosímetros – preparados e montados localmente (como descrito no item 4.1.2). Uma vez presentes no laboratório da PHE, os 60 dosímetros foram aleatoriamente divididos em 6 grupos. Enquanto cada um de 5 grupos sofreu exposição à determinada concentração (Tabela 2), o grupo restante não foi exposto, sendo considerado “trânsito”. Este foi usado para monitorar a exposição média que os dosímetros sofreram ao longo do seu transporte até a PHE e seu retorno ao Brasil (PHE, 2016).

Tabela 2 – Valores de exposição de radônio aos quais dosímetros foram submetidos (um grupo para cada valor). Indicados em ordem crescente.

<b>Exercício PHE 2015 Valores de exposição ao radônio (kBq.m<sup>-3</sup>.h)</b>
145
330
719
1353
2259

Fonte: PHE, 2016.

Após o período de exposição na instituição inglesa, os dosímetros foram devolvidos ao Laboratório. Os detectores foram revelados e analisados conforme os procedimentos descritos nos itens 4.1.3 e 4.14. Para o exercício, cada detector foi analisado em 5 replicatas e o valor médio (kBq.m<sup>-3</sup>.h) foi apresentado como resultado, acompanhado de seu valor de incerteza.

Sem o conhecimento dos 5 valores de concentrações aos que os dosímetros foram expostos ou dos valores de trânsito, os resultados das

análises dos 60 detectores foram registrados individualmente em formulário e enviados à PHE.

Os dados recebidos pela PHE foram utilizados para avaliação de desempenho de cada participante. Observa-se que o valor médio dos resultados de trânsito obtidos durante análise é subtraído do valor médio de resultados de concentração (de cada grupo) enviados pelo participante. O ajuste é realizado pela PHE e esse valor é o resultado utilizado na avaliação de desempenho no exercício.

O sistema de avaliação de desempenho no exercício baseia-se no cálculo do erro de medição de cada grupo de exposição (utilizando o valor médio de resultados de cada grupo de detectores). Tal erro de medição (Equação 4) é calculado através da combinação dos erros sistemáticos (Equação 2) e precisão (Equação 3). Segue abaixo a demonstração dos cálculos em sequência apropriada (PHE, 2016):

$$\% \text{ erro (tendência)} = \frac{\text{Medição} - \text{Valor de referência}}{\text{Valor de referência}} \times 100 \quad (2)$$

Na Equação 2,

Medição = média dos valores observados em cada grupo de detectores;  
Valor de referência = concentração de radônio conhecida (exposição PHE).

$$\% \text{ erro (precisão)} = \frac{\text{Desvio padrão}}{\text{Medição}} \times 100 \quad (3)$$

Na Equação 3,

Desvio padrão = desvio padrão amostral calculado para cada grupo de detectores;

Medição = média dos valores observados em cada grupo de detectores.

$$\% \text{ erro de medição} = \sqrt{(\% \text{ erro tendência})^2 + (\% \text{ erro precisão})^2} \quad (4)$$

Assim, a Equação 4 combina os resultados das Equações 2 e 3.

Em seguida, o valor percentual do erro de medição é utilizado para classificar o desempenho do participante em relação a cada nível de exposição (5), de acordo com a Tabela 3.

Tabela 3 – Critério para classificação de performance por grupo de dosímetros. O desempenho “A” é o melhor possível, para valores de erro abaixo de 10%. A mesma lógica segue ao longo das faixas, sendo o desempenho “F” o pior resultado.

<b>Faixa de erro de medição (%)</b>	<b>Classificação de performance</b>
< 10 %	A
≥ 10 % e < 20 %	B
≥ 20 % e < 30 %	C
≥ 30 % e < 40 %	D
≥ 40 % e < 50 %	E
≥ 50 %	F

Fonte: PHE, 2016.

Ao final do período do exercício, o Laboratório de Radônio foi notificado dos resultados, que incluem o agrupamento dos detectores em relação ao nível de exposição realizada, o valor médio obtido em cada um dos 6 grupos (incluindo o de trânsito), o desvio padrão de cada grupo e o valor real das concentrações do exercício – até então desconhecidos pelo participante. Estes dados fazem parte de uma notificação preliminar. O resultado oficial da avaliação de performance é publicado em relatório, disponível no site da PHE (2016).

Para a condução dos estudos preliminares dos parâmetros de exatidão, precisão e linearidade, foram utilizados os resultados da análise dos 50 detectores realizada durante o exercício. O grupo de 10 detectores de trânsito foi utilizado no estudo de limite de detecção.

#### 4.2.2 Exatidão (tendência)

A exatidão é o grau de concordância entre o valor medido e o valor verdadeiro de um mensurando (INMETRO, 2012a).

De acordo com o INMETRO (2011), este parâmetro de qualidade pode ser avaliado utilizando materiais de referência certificados ou ainda participando de exercícios de intercomparações laboratoriais.

Para o estudo deste parâmetro, realizado a partir de resultados do exercício de intercomparação PHE, o teste z score foi selecionado como método estatístico de avaliação de desempenho – estimado a partir da Equação 5 (INMETRO, 2011):

$$Z = \frac{X_{\text{lab}} - X_V}{s} \quad (5)$$

em que,

$X_{\text{lab}}$  = valor obtido pelo laboratório (leitura de detectores);

$X_V$  = valor aceito como verdadeiro (valores de exposição da intercomparação PHE);

$S$  = valor de incerteza de  $X_V$ .

O z score foi calculado para os 5 níveis de concentração de radônio estudados, considerando a média dos resultados dos 10 detectores de cada nível como “valores obtidos pelo laboratório” e as exposições da intercomparação PHE como os “valores aceitos como verdadeiros”. A avaliação de desempenho do laboratório em relação à exatidão foi realizada a partir do seguinte critério de aceitação (INMETRO, 2011):

$|z| \leq 2 \rightarrow$  resultado satisfatório;

$2 < |z| < 3 \rightarrow$  resultado questionável;

$|z| \geq 3 \rightarrow$  resultado insatisfatório.



### 4.2.3 Precisão

Precisão é o grau de concordância entre valores obtidos em medições repetidas em um mesmo objeto ou em objetos similares. É normalmente expressa pelo desvio padrão, variância ou coeficiente de variação (INMETRO, 2011).

Neste trabalho, o parâmetro de precisão foi estudado sob condições de repetitividade, que compreendem: o mesmo procedimento de medição (exposição e análise dos detectores), mesmo observador, mesmo instrumento e mesmo local, além de repetições em menor espaço de tempo possível (INMETRO, 2011).

Assim, a precisão foi avaliada pelo cálculo do coeficiente de variação (% CV), que leva em conta o desvio padrão amostral e a média das observações obtidas (INMETRO, 2011).

Para tal, foram testados os 5 níveis de exposição de radônio observados no exercício de intercomparação, considerando os resultados dos 10 detectores de cada nível como repetições de medição. O método selecionado para avaliação – o coeficiente de variação (% CV) – foi calculado conforme a Equação 6:

$$\% CV = \frac{s}{\bar{x}} \cdot 100 \quad (6)$$

em que:

s = desvio-padrão amostral;

$\bar{x}$  = valor médio das observações (repetições) obtidas.

O critério de aceitação de avaliação definido para o estudo de precisão baseia-se em informações disponibilizadas no manual do Sistema *TASLIMAGE*, descritas a seguir.

Experimentos conduzidos pela empresa TASL permitiram a produção do gráfico da Figura 14. O gráfico indica valores de desvio padrão (%) esperados na medição de um conjunto de 10 detectores (eixo y) em função da sua exposição ao radônio ( $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}$ ) (eixo x), expressa em diferentes

concentrações. De acordo com a TASL, a ocorrência de desvios segue uma distribuição de Poisson (2012).

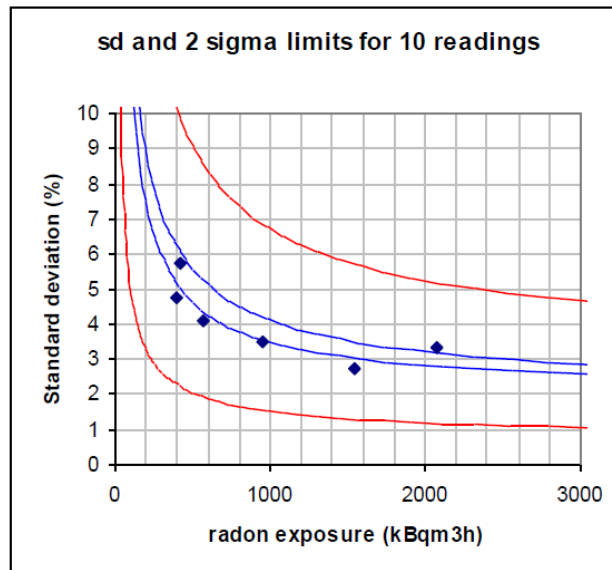


Figura 13 - Gráfico de valores de desvio padrão (%) esperados na medição de um conjunto de 10 detectores (eixo y) em função da exposição ao radônio ( $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}$ ) (eixo x), expressa em diferentes concentrações.

Fonte: TASL, 2012.

Os 6 pontos indicados no gráfico representam resultados de medições de 6 exposições de calibração realizadas pela empresa (TASL, 2012).

As curvas internas correspondem ao desempenho esperado sob condições ideais de operação, considerando a presença do filho de radônio  $^{214}\text{Po}$  (*plate out*) no detector em concentração típica (linha interna inferior), e a presença de  $^{214}\text{Po}$  (*plate out*) em concentração considerada elevada (linha interna superior). As curvas externas correspondem aos limites de desvio padrão ( $2\sigma$ ) esperados para um conjunto de medições de 10 detectores (TASL, 2012).

Seguindo as informações oferecidas pelo gráfico acima, e considerando um intervalo de confiança de 95%, o critério de aceitação para avaliação da precisão foi definido em limites máximos de % CV para cada valor de exposição referente ao exercício de intercomparação PHE (Tabela 4). Assim, os limites definidos seguem o comportamento das curvas externas do gráfico.

Tabela 4 – Valores máximos de % CV definidos como critério de aceitação em relação a cada valor de exposição realizada durante exercício de intercomparação PHE.

<b>Critério de aceitação</b>	
<b>Nível de exposição (kBq.m<sup>-3</sup>.h)</b>	<b>Limite máximo % CV</b>
145	10
330	10
719	7
1353	6
2259	5

Fonte: Da autora.

#### 4.2.4 Linearidade

A linearidade de um método é a habilidade de se produzirem em um ensaio respostas de medições consistentes com valores conhecidos (ou na prática, com valores reais de um mensurando), em diferentes faixas. Assim, é importante que se conheça a dependência entre estas duas variáveis (INMETRO, 2011).

Este parâmetro de desempenho pode ser verificado por análise de regressão linear, a partir de gráficos de resultados de ensaios em função de concentrações conhecidas. Assim, o critério de aceitação para a linearidade pode ser definido como um valor mínimo do coeficiente de correlação de Pearson ( $r$ ) (INMETRO, 2011).

O estudo deste parâmetro envolveu a aplicação dos 50 resultados obtidos no exercício de intercomparação PHE, referentes aos 5 níveis de exposição utilizados.

Os 10 detectores de cada um dos 5 grupos de exposição foram considerados replicatas. Assim, elas foram agrupadas de acordo com o nível de exposição: 10 replicatas do nível 1 (145 kBq.m<sup>-3</sup>.h), 10 replicatas do nível 2 (330 kBq.m<sup>-3</sup>.h) e assim por diante.

Para que a linearidade do método fosse avaliada a partir de regressão linear, foram verificadas, segundo as orientações do INMETRO (2011), a

ausência de valores discrepantes (*outliers*) para cada nível de concentração pelo teste de Grubbs e a ocorrência de homogeneidade das variâncias dos dados pelo teste de Cochran. Ambos os testes são descritos a seguir.

No teste de Grubbs, o valor de G é calculado para cada medida, de acordo com a Equação 7.

$$G_{\text{calculado}} = \left| \frac{\bar{x} - x_i}{s} \right| \quad (7)$$

em que,

$\bar{x}$  = média amostral do conjunto das 10 replicatas (para cada nível de exposição);

$x_i$  = valor de uma observação da amostra (replicata);

S = desvio padrão amostral.

O valor G calculado foi então comparado ao valor de G de Grubbs, definido em tabela (ANEXO B), a partir dos parâmetros n (número de replicatas) e risco de falsa rejeição alfa. O valor alfa considerado foi de 5% uma vez que o teste foi realizado com nível de confiança de 95%.

Quando  $G_{\text{calculado}} < G$  de Grubbs, aceita-se a hipótese de ausência de *outliers* no ensaio.

O teste de Cochran calcula o valor C, referente à razão entre a variância de cada nível pela variância global, como indicada na Equação 8.

$$C = \frac{\sigma^2}{\sum_{i=1}^n \sigma^2} = \frac{\text{Variância de cada nível de concentração}}{\text{Variância global (5 níveis)}} \quad (8)$$

O valor C é comparado ao valor crítico de Cochran, definido em tabela (ANEXO C), a partir dos parâmetros k (níveis de concentração) e Vx (número de replicatas -1).

Quando o valor C calculado  $< C$  crítico, aceita-se a hipótese da homogeneidade das variâncias dos dados.

A Tabela 5 indica os parâmetros dos testes de Grubbs e Cochran e seus respectivos valores críticos para este estudo.

Tabela 5 – Fatores utilizados nos testes de Grubbs e Cochran.

<b>Parâmetros</b>	<b>Fator</b>
Número de níveis de exposição (5)	-
Número de replicatas em cada nível (10)	-
Cochran crítico ( $\alpha = 5\%$ ); 5 níveis, 10 replicatas	<b>0,4854</b>
G de Grubbs crítico ( $\alpha = 5\%$ ); 10 replicatas	<b>2,176</b>

Fonte: LAPOC, 2016.

Avaliados estes dois aspectos, foi então calculado o coeficiente de correlação de Pearson ( $r$ ) para cada um dos 10 grupos de repetições referentes aos níveis de exposição, organizados em todas as replicatas “1” dos 5 níveis, todas as replicatas “2” dos 5 níveis, etc.

Devido à indisponibilidade de referências específicas na literatura (estudos de linearidade para validação de análise de radônio), o critério de aceitação foi definido como um valor de coeficiente de correlação ( $r$ ) mínimo de 0,995. Tal valor está de acordo com o procedimento normativo PN-LAPOC-5450 - Validação de Métodos de Ensaio, Revisão 03 – parte do Sistema de Gestão da Qualidade estabelecido no LAPOC-CNEN, acreditado na norma ISO/IEC 17025 (LAPOC-CNEN, 2016).

#### 4.2.5 Limite de detecção

O limite de detecção ( $L_D$ ) de um instrumento ou sistema de medição de radônio é o menor valor de exposição que pode ser detectado pelo método (CURRIE, 1968).

O cálculo deste parâmetro foi realizado a partir da determinação do limite crítico ( $L_C$ ) – sinal acima do qual a resposta de um instrumento ou sistema pode ser definida (com confiança) como “detectável”. O  $L_C$  é também conhecido como o “limite de decisão” (CURRIE, 1968).

Uma das formas de calcular o limite crítico ( $L_C$ ) é dada pela Equação 9 (BSI, 2012b):

$$L_C = k \sqrt{c + \left(1 + \frac{1}{n}\right)} \quad (9)$$

em que,

$k$  = fator de segurança (1,645 para 95 % de confiabilidade)

$c$  = exposição média obtida em detectores de trânsito ( $\text{kBq.m}^{-3}.\text{h}$ )

$n$  = número de medidas

O limite de detecção ( $L_D$ ), em  $\text{kBq.m}^{-3}.\text{h}$ , é calculado através da Equação 10:

$$L_D = k^2 \cdot F + 2 L_C \quad (10)$$

em que,

$k$  = fator de segurança (1,645 para 95 % de confiabilidade)

$F$  = fator de calibração

$L_C$  = limite crítico

O estudo de limite de detecção envolveu o cálculo deste parâmetro utilizando o valor médio de exposição obtido a partir da leitura de detectores de trânsito do exercício PHE 2015. Então, o valor estimado foi comparado ao limite de detecção reportado pelo fornecedor do Sistema *TASLIMAGE*.

#### 4.2.6 Robustez

A robustez de um ensaio pode ser descrita como a capacidade de se obterem resultados confiáveis na presença de variações inesperadas do método. Este parâmetro de qualidade apresenta-se como mais um indicativo de confiabilidade analítica (LEONARDI et al., 2015).

Um dos objetivos práticos de um estudo de robustez é identificar fatores críticos à condução do método, e avaliar o grau de influência desses fatores quando são alterados. Para isso, pode ser utilizado o teste de Youden, que é capaz de indicar a influência das variações de fatores no resultado final através de um resultado percentual (INMETRO, 2011).

O teste envolve inicialmente a identificação de 7 condições analíticas que possam influenciar o desempenho do ensaio. Em seguida, valores extremos, altos e baixos, são definidos para cada condição em relação ao valor ideal estabelecido no método (LEONARDI et al., 2015).

Assim, 8 experimentos foram conduzidos de acordo com a combinação fatorial dos níveis altos e baixos das condições analíticas, indicada pela Tabela 6.

Tabela 6 – Combinação fatorial de 7 condições analíticas (fatores) selecionadas, em seus níveis altos (A, B, C, ...) e baixos (a, b, c, ...). O resultado de cada ensaio é indicado pelas letras da última linha (s – z).

<b>Condições</b>	<b>Experimentos</b>							
	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>
<b>A/a</b>	A	A	A	A	a	a	a	a
<b>B/b</b>	B	B	b	b	B	B	b	b
<b>C/c</b>	C	c	C	c	C	c	C	c
<b>D/d</b>	D	D	d	d	d	d	D	D
<b>E/e</b>	E	e	E	e	e	E	e	E
<b>F/f</b>	F	f	f	F	F	f	f	F
<b>G/g</b>	G	g	g	G	g	G	G	g
Resultado (kBq.m <sup>-3</sup> .h)	<b>s</b>	<b>t</b>	<b>u</b>	<b>v</b>	<b>w</b>	<b>x</b>	<b>y</b>	<b>z</b>

Fonte: Adaptada de LEONARDI et al., 2015.

O efeito de cada variável é avaliado partir da diferença das médias dos experimentos em que a variável em questão encontra-se no nível alto e no nível baixo. Por exemplo, para verificar o efeito do fator B/b, utiliza-se a Equação 11:

$$\text{Efeito (B/b)} = \frac{s+t+w+x}{4} - \frac{u+v+y+z}{4} \quad (11)$$

em que,

s, t, w, x = resultados em ensaios onde foram utilizados níveis altos desse efeito (B).

u, v, y, z = resultados em ensaios onde foram utilizados níveis baixos desse efeito (b).

Por fim, o efeito (percentual) de cada fator é expresso dividindo-se a diferença das médias (resultado da Equação 11) pela média global dos 8 resultados. Este valor percentual indica o poder de variação da resposta do sistema quando a variável em questão é alterada na faixa indicada pelos níveis alto e baixo.

Como critério de aceitação, foi utilizado o valor de 20% - conforme o procedimento normativo PN-LAPOC-5450 - Validação de Métodos de Ensaio, Revisão 03, parte do Sistema de Gestão da Qualidade estabelecido no LAPOC-CNEN (2016). Esse critério assume que valores acima de 20% indicam a necessidade de se controlar minuciosamente a variável em questão, que se torna então “crítica” ao método. O valor de 20% foi utilizado para fins de referência, não excluindo a importância de se controlarem outros fatores que resultem em porcentagens abaixo deste limite.

Para que o estudo de robustez fosse realizado, foram selecionados 7 fatores que possivelmente influenciem de forma crítica o desempenho da técnica SSNTD. Eles estão, em sua maioria, ligados à etapa de revelação de detectores. Seus níveis altos e baixos foram definidos de acordo com a Tabela 7.



Tabela 7 – Organização das condições selecionadas (possivelmente críticas para o método) sua identificação (ex: “A” para nível alto e “a” para nível baixo), e valores definidos pela autora.

<b>CONDIÇÕES</b>	<b>Identific.</b>	<b>Níveis baixos</b>	<b>Valores ideais do método</b>	<b>Níveis altos</b>
Temperatura do banho de revelação	<b>A/a</b>	93° C	98° C	98° C
Tempo de revelação	<b>B/b</b>	50 min	60 min	70 min
Densidade da solução de revelação (NaOH)	<b>C/c</b>	1,178 g.cm <sup>-3</sup>	1,181 g.cm <sup>-3</sup>	1,195 g.cm <sup>-3</sup>
Concentração da solução neutralizadora (CH <sub>3</sub> COOH)	<b>D/d</b>	1%	2%	5%
Tempo de descanso na solução neutralizadora	<b>E/e</b>	5 min	20 min	30 min
Concentração do banho antiestático (detergente)	<b>F/f</b>	0,05%	0,10%	1%
Tempo de armazenamento de dosímetros pré-revelação	<b>G/g</b>	até 8h após exposição	até 48h após exposição	até 168-176h após exposição

Fonte: Da autora.

A segunda etapa do estudo envolveu um ensaio de exposição de dosímetros de radônio que seriam revelados conforme o método de Youden e em seguida analisados.

Um conjunto de 40 dosímetros foi preparado como descrito no item 4.1.2, com diferenças na etapa do banho na solução antiestática (fator F/f), que se caracterizou como um dos fatores no experimento de robustez.

O conjunto foi inserido em um contêiner de calibração e emanção de 50,4 L de volume, onde sofreu exposição de radônio de 407 kBq.m<sup>3</sup>.h, por um período 89 horas – tempo necessário para se atingir o valor de exposição acima.

A exposição foi gerada com a utilização de um padrão líquido de emanção de radônio (NIST Standard Reference Material 4973), utilizado para calibração de sistemas de medição deste radionuclídeo (NIST, 2005).

O gás (radônio) foi bombeado para o interior do contêiner utilizando uma bomba AlphaPUMP (marca Saphymo), na taxa de  $1 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ . A concentração de radônio no interior do contêiner foi monitorada por um detector contínuo, do tipo câmara de ionização, AlphaGUARD (marca Saphymo). O aparato é ilustrado pelas Figuras 15 e 16.

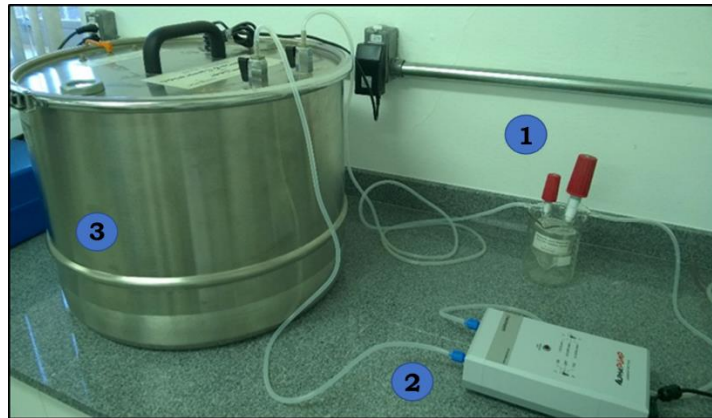


Figura 14 - Ensaio de exposição. 1- padrão líquido de emanção de radônio NIST; 2- bomba AlphaPUMP, 3- contêiner de emanção e calibração (lacrado) contendo 40 dosímetros e o detector contínuo AlphaGUARD.

Fonte: Da autora.



Figura 15 - Interior do contêiner, onde encontram-se o detector AlphaGUARD e 40 dosímetros (fixados aleatoriamente às paredes do contêiner).

Fonte: Da autora.

Após a etapa de exposição, os dosímetros foram divididos em 8 conjuntos de 5 unidades, para que cada conjunto sofresse um ensaio de revelação de acordo com a Tabela 6. O início dos ensaios respeitou o fator G/g (tempo de armazenamento após exposição). Assim, 4 conjuntos foram

imediatamente revelados enquanto os outros foram armazenados (em contêiner de emanção e calibração lacrado), por 7 dias para revelação posterior. As condições determinadas para cada ensaio podem ser observadas no Apêndice C.

Conduzida a revelação do grupo de 40 detectores, a análise foi realizada de acordo com o procedimento descrito no item 4.1.4.

#### 4.2.7 Faixa de trabalho

É o conjunto de valores que pode ser medido por um instrumento ou sistema de medição e que esteja associado a uma incerteza de medição instrumental (INMETRO, 2012b).

Um método quantitativo requer a definição de uma faixa de trabalho que cubra a faixa de aplicação para qual o método é utilizado (INMETRO, 2011).

Este parâmetro foi avaliado a partir de resultados observados em outros estudos aqui conduzidos.

Assim, o limite inferior da faixa de medição de concentração de radônio (pela técnica SSNTD) foi sugerido a partir do valor de limite de detecção, enquanto o limite superior foi sugerido pelo nível máximo no qual foi observada uma resposta linear no estudo de linearidade (INMETRO, 2011).

#### 4.2.8 Incerteza de medição

A incerteza do resultado de uma medição é entendida como um parâmetro não negativo, que indica a dispersão de valores que podem ser atribuídos de forma razoável ao mensurando (INMETRO, 2012b).

A incerteza de medição deve ser estimada considerando todas suas componentes, que podem ser avaliadas a partir de análise estatística de valores medidos (obtidos por condições definidas) ou ainda a partir de funções de densidade de probabilidade supostas, com base em experiência ou informações – como materiais de referência e certificados de calibração (INMETRO, 2012b).

A avaliação da incerteza de medição para a técnica aqui estudada é oferecida pelo manual do Sistema *TASLIMAGE*. A empresa descreve as diferentes contribuições de erros presentes na determinação de radônio pelo seu sistema e utiliza valores obtidos em experimentos conduzidos em seu laboratório. As informações são baseadas em um “desempenho típico do sistema” (TASL, 2012).

#### 4.2.8.1 *Contagens de background de traços presentes nos detectores CR-39*

Ensaio indicam sinais de background (referentes a detectores não expostos e a detectores em trânsito) de 6,1 kBq.m<sup>-3</sup>.h, com desvio padrão ( $\sigma_1$ ) de 7,1 kBq.m<sup>-3</sup>.h. De acordo com a empresa, este valor corresponde à concentração abaixo de 1 Bq.m<sup>-3</sup> em 1 ano de exposição – o que é visto como uma contribuição baixa à incerteza de medição (TASL, 2012).

#### 4.2.8.2 *Repetitividade de medições ( $\sigma_2$ )*

Com base em exposições de calibrações, considera-se que repetidas leituras de um mesmo detector – em exposições na faixa de 400 a 10.000 kBq.m<sup>-3</sup>.h (correspondente a concentrações de 46 a 1142 Bq.m<sup>-3</sup> para exposição de 1 ano) devem apresentar um desvio padrão máximo de 3%. Para um conjunto de detectores (quantidade amostral não definida no manual), o mesmo percentual (3%) foi observado para concentrações de 100 Bq.m<sup>-3</sup> em exposições de 1 ano (TASL, 2012).

#### 4.2.8.3 *Erro aleatório de contagem de traços ( $\sigma_3$ )*

O erro aleatório referente à contagem de traços realizada pelo sistema é descrito pela distribuição de Poisson. Assim, esta contribuição é aproximadamente representada pela Equação 12:

$$\sigma_3 = \frac{\sqrt{0,25+f}}{(0,5-f)\sqrt{N}} \quad (12)$$

em que,

$f$  = fração de contagem de traços atribuídos à deposição de  $^{214}\text{Po}$ ;

$N$  = contagem total de traços.

De acordo com o manual *TASLIMAGE*, o parâmetro  $f$  apresenta um valor típico de 0,12, enquanto os fatores numéricos 0,25 e 0,5 correspondem correções relacionadas à sensibilidade de detectores (TASL, 2012).

Assim, a Equação 13 pode então ser simplificada por:

$$\sigma_3 = \frac{1,6}{\sqrt{N}} \quad (13)$$

em que,

$N$  = contagem total de traços.

#### 4.2.8.4 Reprodutibilidade entre detectores CR-39 ( $\sigma_4$ )

Esta contribuição relaciona-se à variação de qualidade entre detectores e ao efeito de *fading* (perda de sensibilidade do detector CR-39). A contribuição percentual estimada máxima é 2% em termos de desvio padrão (TASL, 2012).

#### 4.2.8.5 Cálculo da incerteza de medição

Considerando as contribuições acima citadas ( $\sigma_n$ ), a incerteza padrão combinada é expressa em termos da variância ( $\sigma^2$ ), dada pela Equação 14 (TASL, 2012).

$$\sigma^2 = \sum_{i=1}^n \sigma_i^2$$

(14)

### 4.3 DETERMINAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE RADÔNIO EM CENTROS DE EDUCAÇÃO INFANTIL (CEI)

#### 4.3.1 Planejamento e instalação de dosímetros

Esta etapa, que visou a determinação das concentrações de radônio no interior de salas de 45 Centros de Educação Infantil (CEI) de Poços de Caldas, iniciou-se com o planejamento estratégico de amostragem.

De modo a facilitar a logística de instalação de dosímetros nos CEI, distribuídos por toda a cidade, pontos de localização geográfica de cada CEI foram plotados em uma imagem de satélite de Poços de Caldas, obtida no software livre Google Earth.

Os CEI foram separados em grupos de acordo com a região onde estão localizados – centro, sul, leste e oeste. Assim, cada CEI recebeu uma identificação única, formada pela indicação da região e um número. O mapa da Figura 17 indica a distribuição de CEI em Poços de Caldas.

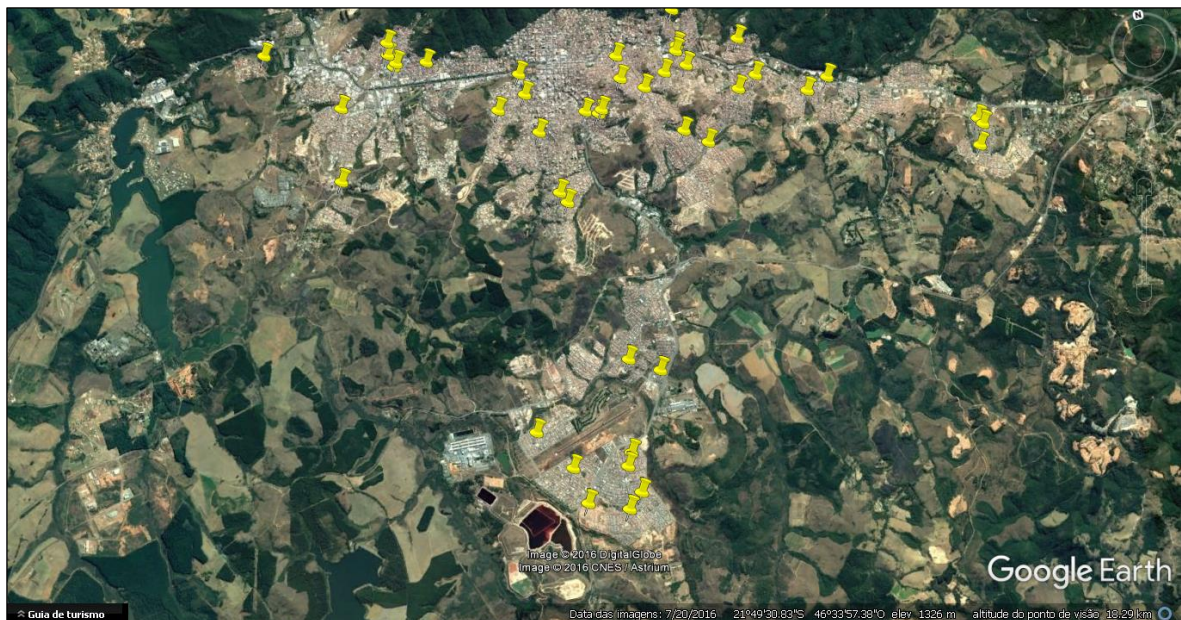


Figura 16 - Imagem indicando a distribuição de CEI em Poços de Caldas.  
Fonte: Google Earth, 2015.

Como parte da fase de instalação de dosímetros, foi elaborado um formulário visando o controle da atividade de monitoração (local, data,

horário, quantidade de dosímetros por CEI), assim como a obtenção de dados relativos ao público alvo (número de ocupantes por sala, idade, tempo de ocupação, etc) e à construção (número de andares, presença de falhas nos pisos ou paredes e hábito de ventilação de salas).

Após a fase de planejamento, foram realizados em laboratório os processos de preparo de detectores e montagem de dosímetros (conforme descrito no item 4.1.2).

Para minimizar exposição indesejada (não proveniente dos ambientes alvo), os dosímetros foram montados com antecedência máxima de 24 horas à data de instalação em cada CEI.

O processo de instalação ocorreu em um período de 3 semanas (outubro-novembro de 2015). Com o apoio da Secretaria Municipal de Educação de Poços de Caldas, que permitiu o acesso aos CEI, a autora visitou cada local, expondo ao coordenador do CEI o objetivo do trabalho de pesquisa.

A etapa seguinte compreendeu a instalação de um dosímetro por sala (ocupada por crianças) e entrevistas de funcionários visando a obtenção de informações previstas em formulário.

A instalação foi realizada através da fixação, com fita dupla face, de um dosímetro na superfície externa de armário metálico presente em sala, preferencialmente. A altura de fixação de dosímetros variou entre 1,5 e 2,5 m em relação ao piso da sala.

O número de salas monitoradas por cada CEI variou entre 3 e 19, dependendo do porte de cada local. A Tabela 8 indica estes valores por CEI. Ao todo, 377 salas foram monitoradas.

Tabela 8 – Quantidade de unidades CEI relacionada à quantidade de salas monitoradas. Multiplicando a primeira coluna pela segunda e somando os valores, obtém-se o total de 377 salas (e consequentemente, 377 dosímetros instalados).

<b>Unidades CEI</b>	<b>Quantidade de salas monitoradas em cada CEI</b>
1	3
4	4
2	5
4	6
9	7
6	8
7	9
3	10
2	11
4	12
1	13
1	17
1	20
<b>TOTAL CEI</b>	<b>TOTAL salas</b>
45	377

Fonte: Da autora.

Um acompanhamento foi realizado (através de e-mails e telefonemas) ao longo do período de exposição com os coordenadores dos CEI de forma a monitorar quaisquer perdas de dosímetros.

Ainda, ao longo do ano de 2016 foram oferecidas palestras aos colaboradores das unidades CEI com o objetivo de esclarecer aos funcionários informações em relação ao tema geral de radiação, sua importância e os objetivos da atividade de monitoração. Um total de 12 unidades (27%) expressou interesse e as palestras foram realizadas localmente.

#### *4.3.2 Retirada de dosímetros, revelação e análise de detectores*

Os dosímetros foram retirados ao longo de 3 semanas em 2016, iniciando-se ao fim de outubro. O período de exposição média de dosímetros foi de 356 dias.



Após seu retorno ao laboratório, dosímetros foram abertos e seus detectores foram revelados. Na medida do possível, a atividade foi realizada com intervalo mínimo de horas entre entrada no laboratório e revelação.

O processo de abertura, revelação e análise de detectores foi conduzido conforme descrito na Metodologia.

## **5 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

A seguir serão abordados os resultados e discussão referentes ao trabalho desenvolvido, divididos entre os subitens 5.1 e 5.2.

### **5.1 ESTUDOS PRELIMINARES DE VALIDAÇÃO DA TÉCNICA SSNTD (DETECTORES DE ESTADO SÓLIDO DE TRAÇOS NUCLEARES)**

#### **5.1.1 Exercício internacional de intercomparação laboratorial**

A participação do Laboratório de Radônio no exercício de intercomparação PHE 2015, que envolveu o preparo de 60 dosímetros, sua exposição em câmara controlada e em seguida análise, resultou nos valores apresentados pela Tabela 9.

Tabela 9 – Resultados referentes à participação do Laboratório de Radônio no exercício internacional de intercomparação PHE 2015. A primeira coluna de cada grupo representa o valor de referência PHE. A segunda coluna indica o resultado de 10 detectores com respectivo valor de incerteza (para nível de confiança de 95%).

<b>GRUPO 1</b>		<b>GRUPO 2</b>	
Exposição PHE <b>Referência</b> (kBq.m <sup>-3</sup> .h)	<b>Resultados de medições</b> (kBq.m <sup>-3</sup> .h)	Exposição PHE <b>Referência</b> (kBq.m <sup>-3</sup> .h)	<b>Resultados de medições</b> (kBq.m <sup>-3</sup> .h)
145 ± 8	149 ± 31	330 ± 19	285 ± 73
	140 ± 30		332 ± 45
	153 ± 40		320 ± 37
	147 ± 43		328 ± 61
	141 ± 43		302 ± 49
	141 ± 31		310 ± 47
	145 ± 34		313 ± 54
	141 ± 31		332 ± 39
	138 ± 36		304 ± 39
	136 ± 31		308 ± 52
<b>GRUPO 3</b>		<b>GRUPO 4</b>	
Exposição PHE <b>Referência</b> (kBq.m <sup>-3</sup> .h)	<b>Resultados de medições</b> (kBq.m <sup>-3</sup> .h)	Exposição PHE <b>Referência</b> (kBq.m <sup>-3</sup> .h)	<b>Resultados de medições</b> (kBq.m <sup>-3</sup> .h)
719 ± 42	600 ± 95	1353 ± 78	1183 ± 145
	633 ± 99		1230 ± 97
	659 ± 71		1172 ± 97
	642 ± 62		1151 ± 117
	650 ± 76		1234 ± 136
	640 ± 107		1225 ± 119
	702 ± 64		1240 ± 93
	659 ± 78		1251 ± 119
	633 ± 54		1180 ± 86
	649 ± 79		1253 ± 78

Tabela 9 – Resultados referentes à participação do Laboratório de Radônio no exercício internacional de intercomparação PHE 2015. A primeira coluna de cada grupo representa o valor de referência PHE. A segunda coluna indica o resultado de 10 detectores com respectivo valor de incerteza (para nível de confiança de 95%).

<b>GRUPO 5</b>		<b>GRUPO Trânsito</b>	
<b>Exposição PHE Referência</b> (kBq.m <sup>-3</sup> .h)	<b>Resultados de medições</b> (kBq.m <sup>-3</sup> .h)		<b>Resultados de medições</b> (kBq.m <sup>-3</sup> .h)
2259 ± 131	2109 ± 131		38 ± 17
	2028 ± 210		38 ± 17
	2058 ± 197		32 ± 19
	2032 ± 150		39 ± 21
	2022 ± 186		31 ± 16
	2087 ± 148		43 ± 18
	2035 ± 141		35 ± 16
	2026 ± 239		41 ± 18
	2095 ± 212		28 ± 16
	1982 ± 174		32 ± 16

Fonte: Valores Exposição PHE Referência (PHE, 2016).

Os resultados indicados foram também organizados em termos do valor médio de concentração obtido para cada grupo (incluindo o grupo de trânsito), acompanhado de respectivo desvio padrão amostral. Tais dados foram utilizados na avaliação de desempenho do Laboratório de Radônio no exercício de intercomparação, realizada através do cálculo da incerteza percentual de medição, dada pelas Equações 2, 3 e 4.

Os cálculos realizados resultam nos valores indicados pela Tabela 10, que ainda compreende a classificação de desempenho obtida para cada um dos 5 grupos de exposição – baseada nos critérios da Tabela 3.

Tabela 10 – Resultados do erro de medição percentual calculado para cada grupo de detectores expostos. O cálculo foi realizado utilizando valores de exposição PHE, média observada pelo Laboratório e o desvio padrão amostral dos grupos. O desempenho final foi dado a partir de critérios definidos pela PHE.

<b>Grupo de exposição</b>	<b>Exposição PHE Referência</b> (kBq.m <sup>-3</sup> .h)	<b>Média observada</b> (kBq.m <sup>-3</sup> .h)	<b>Desvio padrão amostral</b> (kBq.m <sup>-3</sup> .h)	<b>% Erro de medição</b>	<b>Desempenho Laboratório</b>
1	145	143	5	4	<b>A</b>
2	330	314	15	7	<b>A</b>
3	719	647	26	11	<b>B</b>
4	1353	1212	37	11	<b>B</b>
5	2259	2048	39	10	<b>A</b>

Fonte: Valores de Exposição PHE Referência (PHE, 2016).

Apesar dos estudos de validação não serem tecnicamente embasados nos critérios de desempenho definidos pela PHE, os resultados acima podem ser interpretados como indicativos positivos.

Observa-se que 60% dos grupos expostos classificou-se na categoria máxima de desempenho (A), enquanto o restante encaixou-se na segunda melhor categoria (B). Vale ainda notar que os grupos classificados em B ( $\geq 10\%$  e  $< 20\%$ ) apresentaram valores percentuais de erro de medição próximos da categoria A, ou seja, 11%.

O Laboratório participou da edição de 2015 do exercício de intercomparação PHE juntamente a 28 laboratórios europeus. A avaliação dos resultados dos 5 níveis estudados posicionou o Laboratório em 11<sup>a</sup> colocação no ranking geral (PHE, 2016). Os gráficos indicados no Anexo A apresentam comparações entre todos os laboratórios para cada nível de exposição avaliado.

Esta avaliação, portanto, sugere um conjunto de dados adequados à aplicação nos estudos de validação do método propostos. Assim, o desempenho do Laboratório no exercício PHE 2015 sinaliza a possibilidade de sucesso na obtenção de respostas consideradas satisfatórias, dentro de critérios de aceitação definidos para os estudos a seguir.

### 5.1.2 Exatidão (tendência)

A aplicação do teste z-score, em que se utilizou a média observada em cada grupo de detectores expostos durante o exercício de intercomparação PHE, resultou nos valores z apresentados pela Tabela 11.

Tabela 11 – Resultados do teste z-score aplicado às médias observadas dos grupos de exposição (1 a 5), utilizando valores de exposição de referência e respectiva incerteza fornecidos pela PHE.

<b>Grupo de exposição</b>	<b>Exposição PHE Referência</b> (kBq.m <sup>-3</sup> .h)	<b>Incerteza PHE</b> (kBq.m <sup>-3</sup> .h)	<b>Média observada</b> (kBq.m <sup>-3</sup> .h)	<b>Valor z</b>
1	145	8	143	-0,2
2	330	19	314	-0,8
3	719	42	647	-1,7
4	1353	78	1212	-1,8
5	2259	131	2048	-1,6

Fonte: Valores de exposição e incerteza (PHE, 2016).

Os resultados do teste z-score, aplicados em nível de confiança de 95%, foram avaliados de acordo com o critério de aceitação definido em metodologia. Assim, todos os valores z observados, que se encontram abaixo de 2, podem ser classificados como resultados satisfatórios.

Apesar de tal classificação, o conjunto de valores z aqui obtido representa um perceptível bias negativo de resultados, uma vez que as 5 médias observadas encontram-se abaixo dos valores de referência de exposição. Nota-se ainda que os valores z tendem a aumentar de acordo com os próprios níveis de referência de exposição utilizados no exercício PHE, com valores z muito próximos a 2 para os grupos expostos a maiores valores de concentração.

Este comportamento de valores z crescentes ao longo dos níveis pode estar associado à presença de aglomerados de traços (*clusters*) – situação comum em detectores com altas densidades de traços. Quando dois ou mais traços se sobrepõem no detector, o sistema de leitura é teoricamente capaz de interpretá-los apropriadamente. Entretanto, é também possível que o sistema

considere-os como apenas um evento, rejeitando-os como traços devido a sua “inesperada dimensão”. Assim, a leitura pode ser comprometida, subestimando a concentração de radônio calculada.

Este estudo de exatidão assinala a necessidade de uma investigação aprofundada sobre as causas da aparente subestimação de valores oferecidos pelo método utilizado na análise dos detectores. Em casos como este, a inserção de um fator de correção para elevadas concentrações pode ser um mecanismo apropriado para solucionar este problema.

Sugere-se, portanto, que etapas essenciais do método SSNTD – que possam ser responsáveis pelo comportamento aqui observado – sejam reavaliadas através de outros estudos. A revelação de detectores (que pode afetar o processo de evidenciação de traços na sua superfície) e a calibração do equipamento de análise de traços são exemplos de potenciais alvos de novas investigações.

### 5.1.3 Precisão

Os cálculos do coeficiente de variação (% CV), realizados para cada um dos 5 grupos de exposição pertinentes ao exercício de intercomparação PHE, resultaram nos valores apresentados na Tabela 12. Neste teste estatístico, realizado em nível de confiança de 95%, os 10 detectores de cada grupo expostos durante o exercício foram considerados replicatas.

Tabela 12 – Resultados de medições obtidas durante o exercício de intercomparação PHE 2015. O coeficiente de variação (% CV) foi calculado para cada grupo de exposição, através da avaliação de 10 replicatas (10 detectores). Os valores máximos de % CV definidos como critérios de aceitação foram inseridos na última linha da tabela.

<b>Resultados de medições</b> (KBq.m <sup>-3</sup> .h)					
<b>Replicatas (CR-39)</b>	<b>Grupo 1 (145)</b>	<b>Grupo 2 (330)</b>	<b>Grupo 3 (719)</b>	<b>Grupo 4 (1353)</b>	<b>Grupo 5 (2259)</b>
1	149 ± 31	285 ± 73	600 ± 95	1183 ± 145	2109 ± 131
2	140 ± 30	332 ± 45	633 ± 99	1230 ± 97	2028 ± 210
3	153 ± 40	320 ± 37	659 ± 71	1172 ± 97	2058 ± 197
4	147 ± 43	328 ± 61	642 ± 62	1151 ± 117	2032 ± 150
5	141 ± 43	302 ± 49	650 ± 76	1234 ± 136	2022 ± 186
6	141 ± 31	310 ± 47	640 ± 107	1225 ± 119	2087 ± 148
7	145 ± 34	313 ± 54	702 ± 64	1240 ± 93	2035 ± 141
8	141 ± 31	332 ± 39	659 ± 78	1251 ± 119	2026 ± 239
9	138 ± 36	304 ± 39	633 ± 54	1180 ± 86	2095 ± 212
10	136 ± 31	308 ± 52	649 ± 79	1253 ± 78	1982 ± 174
<b>média amostral</b>	143	313	647	1212	2047
<b>CV (%)</b>	<b>7</b>	<b>9</b>	<b>7</b>	<b>6</b>	<b>4</b>
<b>Critério de aceitação CV (%)</b>	10	10	7	6	5

Fonte: Da autora.

Os valores de (% CV) obtidos adequam-se ao limite máximo definido para cada nível de exposição. Em teste similar de precisão (baseado em estimativas de % CV), D'Alessandro et al. (2010) obtiveram valores de 9% para faixa de 138 kBq.m<sup>-3</sup>.h, 5 % para 1060 kBq.m<sup>-3</sup>.h e 4% para 1863 kBq.m<sup>-3</sup>.h – resultados muito próximos aos obtidos neste estudo.

Ainda, para fins de comparação, o Sistema de Gestão da Qualidade do LAPOC-CNEN estabelece como critério de aceitação para este teste o limite máximo de CV de 15% - valor abaixo do qual os 5 resultados foram observados.

Ressalta-se, porém, a necessidade de avaliação aprofundada tanto dos resultados obtidos nesse teste quanto da definição dos critérios de aceitação,



que foi baseada em experimentos de calibração conduzidos pela empresa fornecedora do Sistema *TASLIMAGE*. Frisa-se, assim, a importância da condução de experimentos próprios, de forma a obter critérios de aceitação mais realísticos ao equipamento utilizado.

Uma outra maneira de visualizar os resultados do estudo de linearidade é observar o comportamento dos valores de % CV obtidos em função dos níveis de exposição utilizados no exercício.

O gráfico TASL (Figura 14), utilizado para a definição dos critérios de aceitação, representa valores de coeficiente de variação em função de resultados de exposição, indicando uma relação inversamente proporcional entre a exposição ao radônio ( $\text{kBq.m}^{-3}.\text{h}$ ) e o % CV.

Ao produzir um gráfico em torno dos valores obtidos na avaliação preliminar de precisão (apresentado pela Figura 18), observa-se a tendência a um comportamento semelhante ao gráfico TASL (Figura 14).

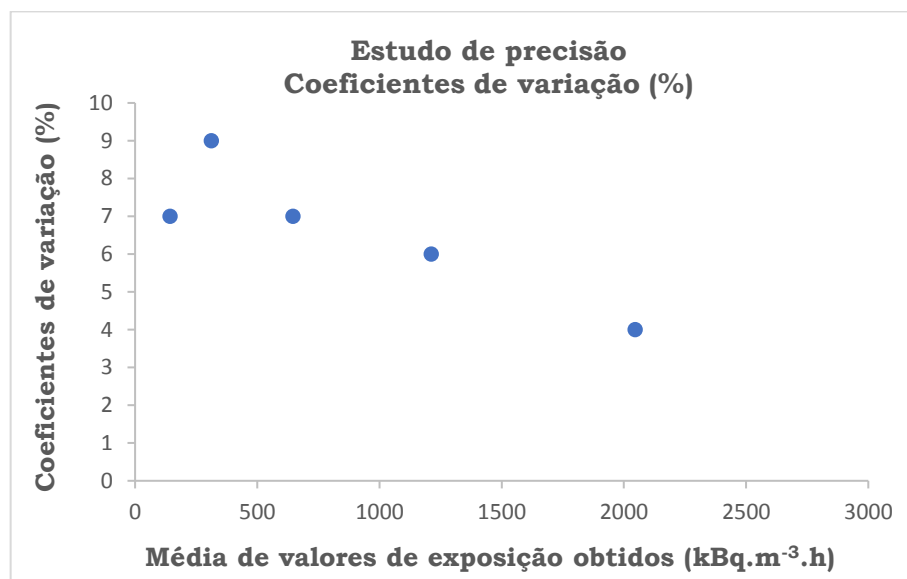


Figura 17 - Gráfico de coeficientes de variação (%) em função da média de valores de exposição obtidos em exercício PHE. Os pontos referem-se aos valores dos grupos de CR-39 em ordem crescente de exposição.

Fonte: Da autora.

#### 5.1.4 Linearidade

Os resultados deste estudo (composto por 3 testes), permitiram a avaliação do parâmetro de linearidade referente ao método SSNTD aqui proposto.

O teste de Grubbs, aplicado aos 5 conjuntos de detectores (10 replicatas para cada um dos 5 níveis de exposição), indicou a ausência de valores discrepantes em todos os níveis, uma vez que os 50 valores de  $G$  calculados apresentaram-se abaixo do fator crítico de Grubbs (2,176). Assim, como  $G$  calculado  $<$   $G$  de Grubbs, foi aceita a hipótese de ausência de outliers no exercício de intercomparação PHE.

Da mesma forma, o teste de Cochran (aplicado aos mesmos dados de análise de detectores) indicou homogeneidade das variâncias de dados. Os 5 valores calculados de Cochran apresentaram-se abaixo do valor crítico tabelado (0,4854). Assim, como  $C$  calculado  $<$   $C$  crítico de Cochran, foi aceita a hipótese de homogeneidade das variâncias.

A Tabela 13 apresenta os resultados de ambos os testes realizados (Grubbs e Cochran).

Tabela 13 - Resultados dos testes de Grubbs ( $G_{\text{crítico}}=2,176$ ) e Cochran ( $C_{\text{crítico}}=0,4854$ ).

Nível	Replicata	Dado X (referência)	Dado Y (medição)	Resultado Grubbs	Outliers Grubbs	Resultado Cochran	Outliers Cochran
1	1	145	149	1,117	não	0,0073	não
	2		140	0,587	não		
	3		153	1,875	não		
	4		147	0,739	não		
	5		141	0,398	não		
	6		141	0,398	não		
	7		145	0,360	não		
	8		141	0,398	não		
	9		138	0,966	não		
	10		136	1,345	não		
2	1	330	285	1,898	não	0,0587	não
	2		332	1,243	não		
	3		320	0,441	não		
	4		328	0,976	não		
	5		302	0,762	não		
	6		310	0,227	não		
	7		313	0,027	não		
	8		332	1,243	não		
	9		304	0,628	não		
	10		308	0,361	não		
3	1	719	600	1,809	não	0,1749	não
	2		633	0,531	não		
	3		659	0,476	não		
	4		642	0,182	não		
	5		650	0,128	não		
	6		640	0,259	não		
	7		702	2,142	não		
	8		659	0,476	não		
	9		633	0,531	não		
	10		649	0,089	não		
4	1	1353	1183	0,787	não	0,3542	não
	2		1230	0,493	não		
	3		1172	1,086	não		
	4		1151	1,658	não		
	5		1234	0,602	não		
	6		1225	0,357	não		
	7		1240	0,765	não		
	8		1251	1,064	não		
	9		1180	0,868	não		
	10		1253	1,119	não		
5	1	2259	2109	1,568	não	0,4049	não
	2		2028	0,494	não		
	3		2058	0,270	não		
	4		2032	0,392	não		
	5		2022	0,647	não		
	6		2087	1,008	não		
	7		2035	0,316	não		
	8		2026	0,545	não		
	9		2095	1,212	não		
	10		1982	1,665	não		

Atendidos os critérios de homogeneidade das variâncias e de ausência de valores outliers, os dados foram subdivididos em 10 conjuntos de 5 resultados, contendo um valor de cada nível. Foi realizada uma análise de regressão linear para cada um dos 10 conjuntos de mesma sequência de replicata.

Os 10 gráficos representados no Apêndice B relacionam os valores de exposição de referência PHE (valores  $x$ ) às medições realizadas durante o exercício (replicatas  $y$ ).

Assim, foram calculados os coeficientes de correlação de Pearson ( $r$ ) dos conjuntos, apresentados na Tabela 14.

Tabela 14 – Coeficientes de correlação de Pearson ( $r$ ) calculados para cada conjunto de replicatas.

<b>Conjunto Replicatas</b>	<b>Coefficiente de Pearson <math>r</math></b>
1	0,998
2	1,000
3	0,999
4	0,998
5	1,000
6	1,000
7	0,999
8	1,000
9	0,999
10	0,999

Fonte: Da autora.

Os valores  $r$  observados adequam-se ao critério de aceitação estabelecido (valor mínimo de 0,995), uma vez que se encontram acima deste limite. Observa-se ainda não só a adequação ao critério definido, mas a proximidade de resultados (ou iguais) a  $r = 1$  (que indica o grau máximo da relação positiva entre as variáveis).

Tate e Long (2016), em um trabalho de validação do Sistema *TASLIMAGE* (para aplicação na agência de proteção radiológica do governo australiano), desenvolveram um teste similar de linearidade relacionando tempo de exposição e concentrações obtidas a partir de leituras de 8 grupos

de detectores CR-39. Neste teste, o valor  $r$  observado em 0,997 foi considerado satisfatório, sendo utilizado como um indicador de desempenho do sistema em uso.

Assim, as verificações realizadas pelos testes de Grubbs e Cochran, combinada a coeficientes de correlação próximos de 1, apontam um desempenho preliminar satisfatório do método proposto. Portanto, o método é considerado linear no intervalo estudado (145 a 2259  $\text{kBq.m}^{-3}.\text{h}$ ).

#### 5.1.5 Limite de detecção

O estudo deste parâmetro, que envolveu sua estimativa a partir de dados do exercício PHE 2015, resultou no valor de exposição de 22  $\text{kBq.m}^{-3}.\text{h}$ , equivalente à concentração média de 3  $\text{Bq.m}^{-3}$  (para 1 ano de exposição).

Estudos de validação envolvendo estimativas de limites de detecção reportam valores similares como 14  $\text{kBq.m}^{-3}.\text{h}$  (D'ALESSANDRO et al., 2010) e 24  $\text{kBq.m}^{-3}.\text{h}$  (TATE; LONG, 2016),

Deve ainda ser apontado que o estudo de Tate e Long (2016) foi conduzido utilizando o mesmo sistema de análise empregado no presente trabalho (Sistema *TASLIMAGE*).

Apesar dessas observações, o resultado estimado encontra-se abaixo do limite de detecção oficialmente informado pela empresa TASL, que consta em 5  $\text{Bq.m}^{-3}$ .

Assim, o valor obtido pode ser sugerido para uma definição prévia de limite de detecção. Porém, é necessário conduzir novas investigações de forma a compreender a disparidade entre o valor estimado experimentalmente e o limite definido pelo fabricante do sistema.

#### 5.1.6 Robustez

Diferenciando-se dos estudos de validação até aqui discutidos (em que se avaliou o desempenho do método de determinação de radônio), o teste de robustez buscou identificar variáveis críticas ao processo.

Tal estudo pode ser considerado um dos mais importantes em atividades de validação, uma vez que reconhece fontes potenciais de problemas pertinentes à determinada técnica de análise.

Os experimentos conduzidos durante este estudo geraram 8 resultados de exposição de radônio em  $\text{kBq.m}^{-3}.\text{h}$  (Tabela 15).

Tabela 15 – Resultados dos experimentos conduzidos durante estudo de robustez. Os valores estão expressos em  $\text{kBq.m}^{-3}.\text{h}$ .

<b>Condições</b>	<b>Experimentos</b>							
	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>
<b>A/a</b>	A	A	A	A	a	a	a	a
<b>B/b</b>	B	B	b	b	B	B	b	b
<b>C/c</b>	C	c	C	c	C	c	C	c
<b>D/d</b>	D	D	d	d	d	d	D	D
<b>E/e</b>	E	e	E	e	e	E	e	E
<b>F/f</b>	F	f	f	F	F	f	f	F
<b>G/g</b>	G	g	g	G	g	G	G	g
<b>Resultado (<math>\text{kBq.m}^{-3}.\text{h}</math>)</b>	s	t	u	v	w	x	y	z
	<b>545</b>	<b>447</b>	<b>323</b>	<b>244</b>	<b>358</b>	<b>315</b>	<b>253</b>	<b>115</b>

Fonte: Da autora.

A diferença das médias de cada ensaio foi então calculada a partir da Equação 11. Este valor foi dividido pela média dos 8 resultados ( $325 \text{ kBq.m}^{-3}.\text{h}$ ). Assim, foi obtido um resultado final percentual associado a cada variável considerada (Tabela 16).

Tabela 16 – Resultados do teste de Youden, expressos em valores percentuais associados ao grau de influência da condição no método investigado.

<b>CONDIÇÕES</b>	<b>Identificação</b>	<b>Efeito (%)</b>
Temperatura da solução de revelação	A/a	<b>39,8</b>
Tempo de revelação	B/b	<b>56,2</b>
Densidade da solução de revelação (NaOH)	C/c	<b>27,5</b>
Concentração da solução neutralizadora (CH <sub>3</sub> COOH)	D/d	<b>9,2</b>
Tempo de descanso na solução neutralizadora	E/e	<b>0,3</b>
Concentração do banho antiestático (detergente)	F/f	<b>5,8</b>
Tempo de armazenamento de dosímetros pré-revelação	G/g	<b>8,8</b>

Fonte: Da autora.

Após avaliação dos resultados sob o critério de aceitação estabelecido (20%), 3 variáveis são consideradas críticas ao método: a temperatura da solução de revelação (A/a - 39,8%), sua densidade (C/c - 27,5%) e tempo de revelação (B/b - 56,2%).

Esta constatação corresponde às informações disponibilizadas no manual *TASLIMAGE*, onde recomenda-se que variações de temperatura e densidade da solução de revelação não ultrapassem  $\pm 1^\circ\text{C}$  e  $\pm 0,001 \text{ g.cm}^{-3}$ , respectivamente, por representarem notáveis fontes de erro no método (TASL, 2012).

Leonardi et al. (2015), em ensaio similar de robustez, em que foram avaliadas as mesmas variáveis aqui estudadas, concluiu que a temperatura da solução de revelação representa a condição mais crítica do processo, apresentando tolerância máxima de variação de  $\pm 1^\circ\text{C}$ .

O poder de influência das 3 condições críticas pode também ser observado a partir dos resultados de medições obtidos no estudo de robustez. Nota-se que o ensaio 8, cuja combinação compreende valores baixos para os 3 fatores discutidos, produz o menor resultado em  $\text{kBq.m}^{-3}.\text{h}$ . Por sua vez, o

ensaio 1, que combina os 3 fatores em seus níveis altos, produziu o maior resultado.

A importância individual do controle temperatura da solução durante o banho é também sugerida a partir dos resultados das leituras, que apresentaram os menores valores de exposição em ensaios conduzidos a baixa temperatura.

Apesar de não atingirem o valor estabelecido em 20%, a concentração da solução de neutralização (9,2%) e o tempo de armazenamento de detectores pré-revelação (8,8%) apresentam-se como condições dignas de controle durante o processo de análise de detectores. Porém, seus baixos percentuais não permitem uma avaliação exata da sua influência individual nos ensaios.

#### 5.1.7 Faixa de trabalho

A partir dos estudos de limite de detecção e linearidade, foi possível sugerir valores para a definição de uma faixa de trabalho preliminar apropriada ao método em questão.

Assim, a faixa de exposição compreendida entre os valores de 22 kBq.m<sup>3</sup>.h (obtido no estudo de limite de detecção) e 2200 kBq.m<sup>-3</sup>.h (maior nível trabalhado no estudo de linearidade) pode ser utilizada como referência inicial.

Ressalta-se que a empresa TASL indica uma ampla faixa de trabalho de 5 Bq.m<sup>-3</sup> a 15 MBq.m<sup>-3</sup> (equivalente a 44 a 131,4 x 10<sup>6</sup> kBq.m<sup>-3</sup>.h). Assim, novos estudos são recomendáveis na confirmação do limite de detecção calculado (obtido abaixo da referência TASL) e na potencial ampliação do limite superior – uma vez que o sistema oferece oportunidade para análise de concentrações muito mais elevadas do que o valor aqui testado.

Portanto, o intervalo de 22 a 2200 kBq.m<sup>-3</sup>.h pode ser considerado uma faixa de trabalho de referência para estudos aprofundados na área de validação.



### 5.1.8 Incerteza de medição

Os valores típicos de incerteza calculados pelo sistema *TASLIMAGE* utilizado neste trabalho variam entre 3 e 15% (em nível de confiança de 68%) em torno da faixa de 140 a 2000 kBq.m<sup>-3</sup>.h. (16 a 230 Bq.m<sup>-3</sup>).

No caso de concentrações muito baixas, observadas, por exemplo, em amostras de detectores de trânsito (abaixo de 100 kBq.m<sup>-3</sup>.h), valores de incerteza podem chegar a 50%, em média. Este comportamento é coerente à análise de erro aleatório de contagem de traços ( $\sigma_3$ ) reportada pela empresa TASL (2012) e descrita pela Equação 13, na qual baixas densidades de traços associam-se diretamente a contribuições elevadas desta fração de erro.

A WHO (2016) considera típicos, para determinação de radônio indoor em torno de 200 Bq.m<sup>-3</sup>, valores de incerteza compreendidos entre 10% e 25%. Sob este parâmetro, os resultados observados neste trabalho apresentam-se adequados.

A PHE oferece outra abordagem em termos de limites de incerteza para concentrações de radônio em ambientes de convívio humano. A agência recomenda os seguintes valores máximos (como um indicativo de bom desempenho da medição) (PHE, 2008):

- 50% na faixa de 11 – 23 Bq.m<sup>-3</sup>;
- 15% na faixa de 23 – 115 Bq.m<sup>-3</sup>;
- 50% na faixa de 115 – 228 Bq.m<sup>-3</sup>.

Novamente, os valores de incerteza observados ao longo deste estudo adequam-se à abordagem indicada, uma vez que percentuais em torno de 50% são normalmente atingidos apenas em concentrações muito baixas, como as indicadas na primeira faixa (acima).

As diferentes recomendações observadas quanto a resultados típicos de incerteza denotam a importância de se definirem valores aceitáveis de acordo com a realidade do laboratório e do sistema em uso. É certo que baixas concentrações de radônio resultam em altos valores de incerteza. Porém, a partir de concentrações mais elevadas, é recomendável trabalhar na direção de se obterem as menores incertezas possíveis.

## 5.2 DETERMINAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE RADÔNIO EM CENTROS DE EDUCAÇÃO INFANTIL (CEI)

O trabalho de monitoramento de CEI de Poços de Caldas, que envolveu a instalação de 377 dosímetros, gerou um retorno de 90,8% (equivalente a 342 dosímetros resgatados e analisados). Esta taxa, que deve ser considerada satisfatória, é similar a valores observados em outros monitoramentos escolares como (86%) Trevisi et al. (2012) e (96%) Bochicchio et al. (2013), que também expuseram centenas de detectores.

As perdas, relacionadas ao desaparecimento de dosímetros, afetaram 18 CEI em aproximadamente em 1 unidade. Apenas 2 casos extremos foram observados, com retorno de 60% de dosímetros por CEI.

Os resultados individuais da análise de 342 detectores (obtida através de leitura no Sistema *TASLIMAGE*), foram reportados em unidade de concentração de radônio ( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ) e incertezas absoluta ( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ) e percentual (%). Os valores constam no Apêndice C.

A média aritmética de concentração obtida foi de  $83 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$  ( $\sigma = 79 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ), com mediana de  $61 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$  e valores mínimo e máximo de  $< 3$  e  $697 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ , respectivamente. Tais valores correspondem a uma faixa de exposição de 8,5 a  $5955 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}$  para um período médio de 356 dias. A extensa faixa de valores observados denota alta variabilidade de concentrações em uma mesma região, comum no caso de medições de radônio indoor em muitos países (COLGAN; MCGARRY, 2008).

A média observada é equivalente ao valor médio brasileiro divulgado pela UNSCEAR (2008) de  $82 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ , obtido através de estudos brasileiros de medição indoor conduzidos até aquele ano.

Quando comparada a estudos realizados em ambientes escolares, a média estimada encontra-se abaixo de resultados observados em alguns países como a Sérvia ( $119 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ) (BOCHICCHIO et al., 2013), Bósnia ( $99 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ) (CURGUZ et al., 2015) e Itália ( $176 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ) (TREVISI et al., 2012).

Quando comparado a estudos indoor realizados em Poços de Caldas utilizando a mesma técnica SSNTD, o valor aqui obtido aproxima-se ao trabalho de Veiga (2003), que obteve média aritmética na área urbana de 61

Bq.m<sup>-3</sup> e valor máximo de 920 Bq.m<sup>-3</sup>. Médias aritméticas por CEI também foram calculadas, cujos resultados são apresentados na Tabela 17.

Tabela 17 – Médias aritméticas de concentração de radônio observadas por CEI, acompanhadas de desvio padrão e valores mínimo e máximo.

CEI	Média Aritmética (Bq.m <sup>-3</sup> )	Desvio Padrão (Bq.m <sup>-3</sup> )	Mín (Bq.m <sup>-3</sup> )	Máx (Bq.m <sup>-3</sup> )	CEI	Média Aritmética (Bq.m <sup>-3</sup> )	Desvio Padrão (Bq.m <sup>-3</sup> )	Mín (Bq.m <sup>-3</sup> )	Máx (Bq.m <sup>-3</sup> )
S1	<b>184</b>	<b>118</b>	27	416	C24	<b>61</b>	<b>35</b>	24	130
S2	<b>46</b>	<b>27</b>	26	106	L25	<b>75</b>	<b>27</b>	36	113
S3	<b>97</b>	<b>40</b>	65	171	L26	<b>76</b>	<b>73</b>	22	325
S4	<b>25</b>	<b>1</b>	24	26	L27	<b>35</b>	<b>4</b>	31	38
S5	<b>51</b>	<b>12</b>	36	73	L28	<b>58</b>	<b>23</b>	32	91
S6	<b>77</b>	<b>33</b>	50	148	L29	<b>66</b>	<b>18</b>	59	99
S7	<b>137</b>	<b>43</b>	79	211	L30	<b>98</b>	<b>10</b>	88	113
S8	<b>36</b>	<b>9</b>	21	52	L31	<b>240</b>	<b>165</b>	106	697
S9	<b>213</b>	<b>176</b>	74	690	L32	<b>75</b>	<b>38</b>	26	139
C10	<b>21</b>	<b>13</b>	10	40	L33	<b>59</b>	<b>18</b>	40	87
C11	<b>34</b>	<b>13</b>	21	63	L34	<b>55</b>	<b>32</b>	21	111
C12	<b>91</b>	<b>52</b>	39	169	L35	<b>69</b>	<b>84</b>	32	198
C13	<b>161</b>	<b>63</b>	68	244	L36	<b>120</b>	<b>40</b>	76	216
C14	<b>23</b>	<b>14</b>	1	43	O37	<b>80</b>	<b>45</b>	32	141
C15	<b>37</b>	<b>26</b>	29	98	O38	<b>43</b>	<b>16</b>	24	76
C16	<b>59</b>	<b>64</b>	14	172	O39	<b>36</b>	<b>12</b>	25	60
C17	<b>76</b>	<b>35</b>	41	144	O40	<b>69</b>	<b>13</b>	59	94
C18	<b>38</b>	<b>21</b>	19	96	O41	<b>46</b>	<b>28</b>	26	110
C19	<b>96</b>	<b>32</b>	56	130	O42	<b>35</b>	<b>5</b>	30	41
C20	<b>50</b>	<b>34</b>	3	107	O43	<b>78</b>	<b>17</b>	54	107
C21	<b>45</b>	<b>10</b>	41	65	O44	<b>34</b>	<b>8</b>	26	46
C22	<b>53</b>	<b>26</b>	31	81	O45	<b>118</b>	<b>62</b>	57	235
C23	<b>94</b>	<b>16</b>	79	118					

Fonte: Da autora.

Os resultados da Tabela 17 denotam alta variabilidade entre os Centros de Educação Infantil, com médias aritméticas observadas entre 21 e 240 Bq.m<sup>-3</sup>. De 45 CEI monitorados, 7 (ou 16%) apresentam média de concentração acima de 100 Bq.m<sup>-3</sup>.

Uma outra abordagem de avaliação considera a média aritmética ponderada populacional, que leva em conta o peso do número de ocupantes

dos CEI. Esta avaliação resultou na concentração média ponderada de  $82 \text{ Bq.m}^{-3}$  ( $\sigma = 78 \text{ Bq.m}^{-3}$ ), praticamente coincidente à média sem ponderação de  $83 \text{ Bq.m}^{-3}$ . Esta congruência de valores pode ser explicada pelo fato das salas dos CEI ocupadas por crianças e cuidadoras apresentarem valores de ocupação muito próximos (média de 16 crianças e 2 cuidadoras).

O histograma da Figura 19 apresenta a distribuição de valores de concentração de radônio observados em um período médio de exposição de 356 dias.

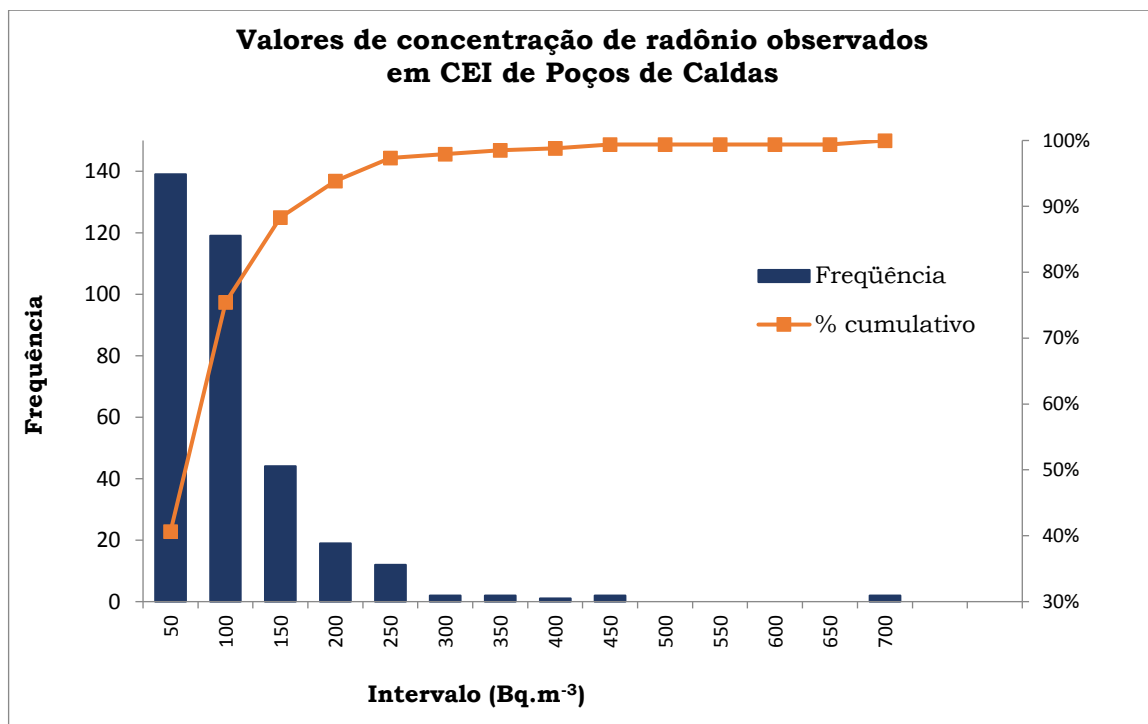


Figura 18 - Histograma de valores de concentração de radônio, observados em 342 salas (ocupadas por crianças) de 45 Centros de Educação Infantil de Poços de Caldas. O eixo y à direita representa a frequência cumulativa percentual.

Fonte: Da autora.

A Tabela 18, a seguir, indica os resultados de frequência absoluta e relativa das concentrações observadas. A partir dela, observa-se que 24,6% das medições realizadas resultaram em concentrações de radônio acima do valor de referência recomendado pela WHO (2016) de  $100 \text{ Bq.m}^{-3}$ . Quando comparadas ao valor de referência máxima preconizada pela WHO ( $300 \text{ Bq.m}^{-3}$ ), observa-se uma frequência relativa de 2% (7 salas).

Tabela 18 – Resultados de frequência absoluta e relativa de concentrações observadas, relativos ao histograma da Figura 19.

<b>Concentração (Bq.m<sup>-3</sup>)</b>	<b>Frequência absoluta (medições)</b>	<b>Frequência relativa (medições)</b>
50	139	40,6%
100	119	75,4%
150	44	88,3%
200	19	93,9%
250	12	97,4%
300	2	98,0%
350	2	98,5%
400	1	98,8%
450	2	99,4%
500	0	99,4%
550	0	99,4%
600	0	99,4%
650	0	99,4%
700	2	100,0%

Fonte: Da autora.

Observa-se que a distribuição no histograma se assemelha a um comportamento log-normal – indicando que a maioria das exposições provém de concentrações mais baixas. Colgan e McGarry (2008) afirmam que concentrações de radônio indoor de fato tendem a apresentar este comportamento. Distribuições log-normal foram observadas nos trabalhos de medições de radônio em residências por Antoniazzi et al. (2013) e Chen et al. (2008), além medições realizadas em centros de educação infantil por Lee et al. (2016).

Outra forma de avaliar os resultados é através do cálculo da média geométrica, que resultou em 61 Bq.m<sup>-3</sup> ( $\sigma = 2$  Bq.m<sup>-3</sup>). Antoniazzi et al. (2013) relatam média de 77 Bq.m<sup>-3</sup> ( $\sigma = 2$  Bq.m<sup>-3</sup>) na região urbana de Poços de Caldas em medições residenciais. A UNSCEAR (2008) estima a média geométrica mundial em 25 Bq.m<sup>-3</sup> – valor abaixo dos resultados observados em ambos os estudos.

A avaliação da distribuição dos dados observados em cada CEI e da variação de comportamento entre os grupos foi realizada através de um gráfico

de caixas (boxplot), produzido no software Minitab, e apresentado pela Figura 20.

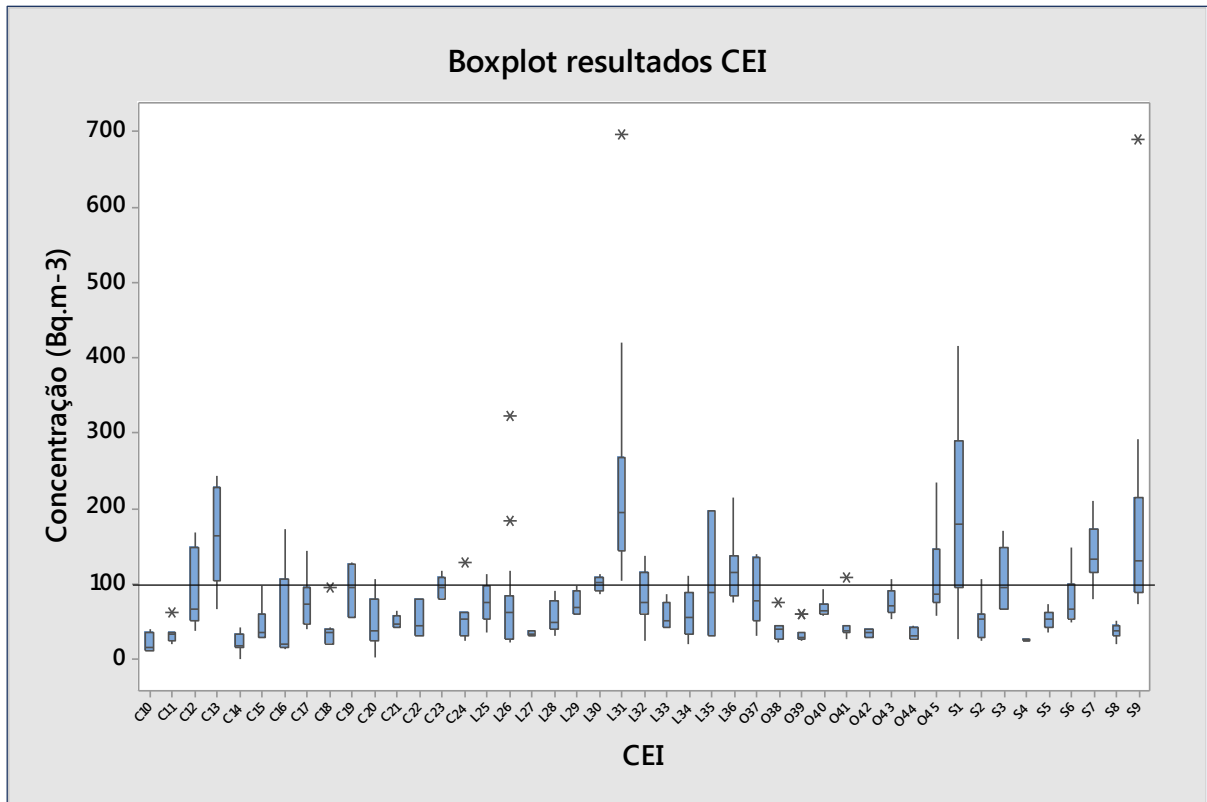


Figura 19 - Boxplot produzido a partir de resultados observados nos 45 CEI.  
Fonte: Da autora.

Esta análise demonstra a grande variabilidade de comportamento entre os dados, perceptível na comparação entre medianas e extensões dos quartis. Quando as regiões C (centro), L (leste), O (oeste) e S (sul) são avaliadas separadamente, a grande variação de resultados ainda se mantém – o que não possibilita traçar comportamentos regionais em termos de concentração.

O boxplot ainda aponta a presença de 10 resultados outliers – todos localizados acima dos limites superiores das distribuições e presentes nas 4 regiões monitoradas.

Uma estimativa adicional de valores suspeitos foi realizada através do teste de Grubbs, que avaliou os 342 resultados obtidos, resultando no gráfico de pontos (dotplot), gerado no software Minitab, e dado pela Figura 21.

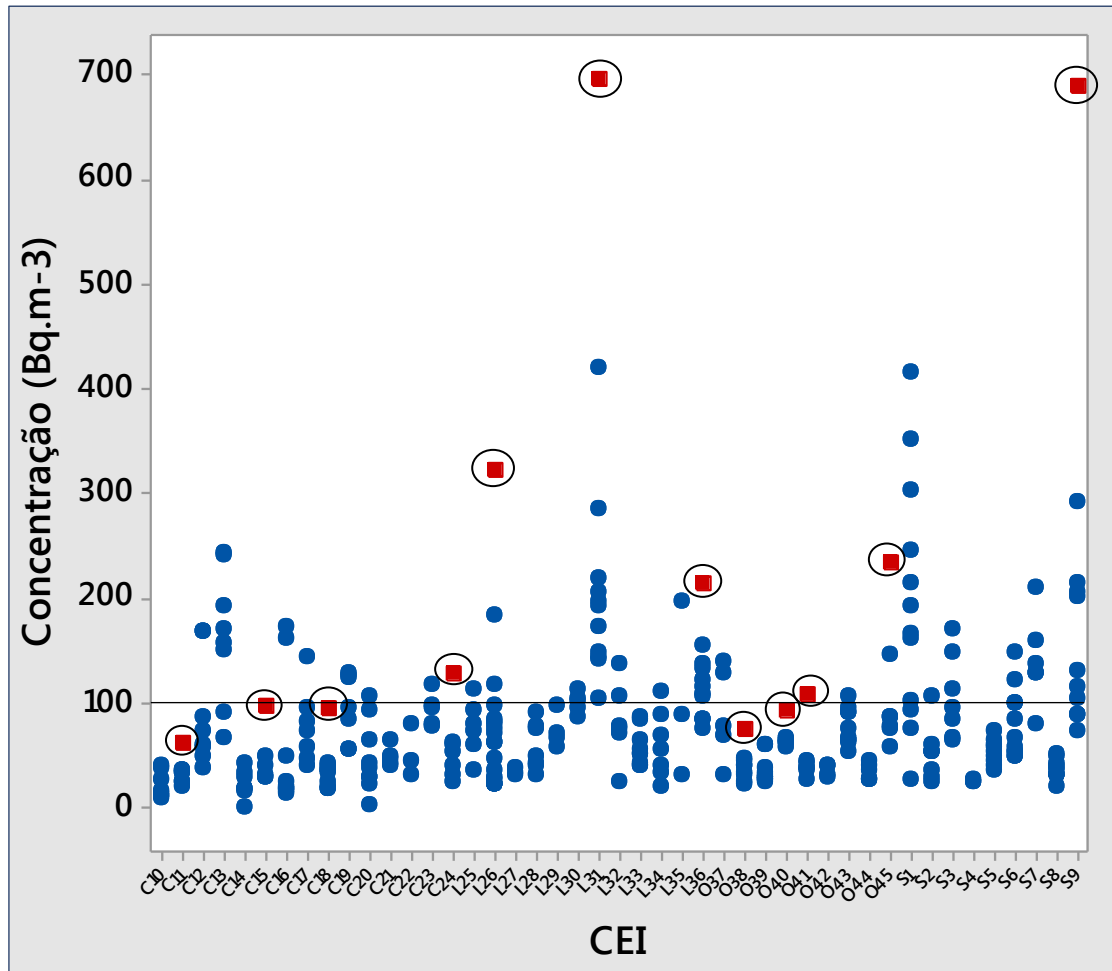


Figura 20 - Dotplot produzido a partir de resultados observados nos 45 CEI de Poços de Caldas, expressos em concentração de radônio no ar (Bq.m<sup>-3</sup>). A linha horizontal representa o valor de referência de concentração de radônio indoor recomendado pela WHO (2016).

Fonte: Da autora.

O teste de Grubbs apontou a presença de 12 valores outliers no conjunto de dados. A comparação entre os 10 valores indicados pela análise de boxplot e os indicados pelo dotplot resultou em 8 resultados outliers em comum. Estes valores correspondem às concentrações máximas observadas nos grupos S9, C11, C18, C24, L26, L31, O38, O41. Metade destes outliers ultrapassam a referência de 100 Bq.m<sup>-3</sup> e devem ser melhor avaliados em estudos futuros, através de investigação aprofundada dos locais monitorados.

Os resultados do monitoramento dos CEI podem ainda ser avaliados a partir do gráfico de valores percentuais de incerteza em função das concentrações de radônio (Figura 22).

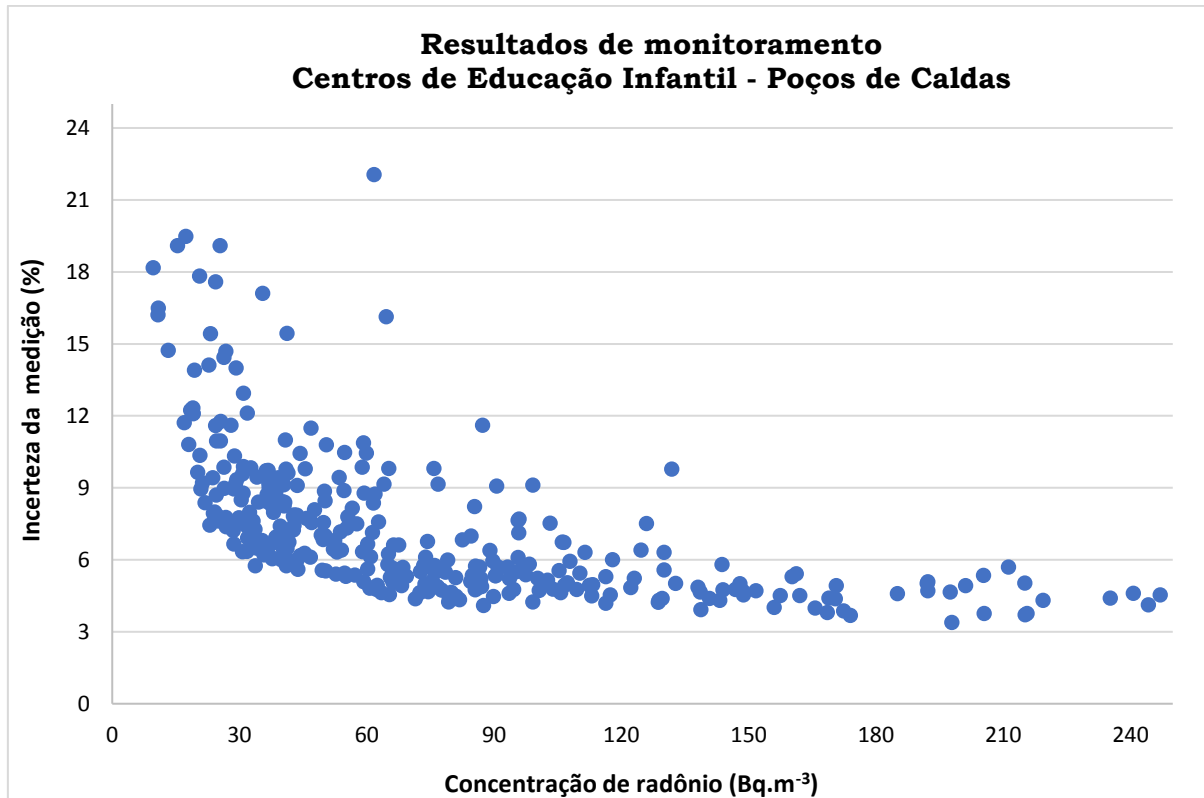


Figura 21 - Resultados de medições de 342 detectores, apresentados através de gráfico de concentrações observadas em função de suas incertezas percentuais (concentrações e incerteza calculados pelo Sistema *TASLIMAGE*).

Fonte: Da autora.

Na Figura 22, observa-se a tendência da redução da incerteza percentual do resultado à medida em que se obtêm maiores concentrações de radônio, com aparente estabilização de resposta de incerteza na faixa de 3 a 6% - a partir de concentrações em torno de 150 Bq.m<sup>3</sup>.

A PHE oferece orientações referentes a atividades de determinação de concentrações de radônio em ambientes de convívio humano. Assim, ela recomenda os seguintes limites máximos percentuais de incerteza (como um indicativo de bom desempenho da medição) (PHE, 2008):

- 50% na faixa de 11 – 23 Bq.m<sup>-3</sup>;
- 15% na faixa de 23 – 115 Bq.m<sup>-3</sup>;
- 50% na faixa de 115 – 228 Bq.m<sup>-3</sup>;

Ao avaliar os resultados do estudo de monitoramento de CEI, sugere-se conformidade às recomendações acima. Na faixa de concentrações de 11 – 23



Bq.m<sup>-3</sup>, 95% dos valores obtidos apresentam incerteza dentro do limite de 50%.

Na segunda faixa indicada (23 – 115 Bq.m<sup>-3</sup>), resultados também adequam-se ao limite recomendado, com 98% dos resultados apresentando incerteza abaixo de 15%. Finalmente, na terceira faixa (115 – 228 Bq.m<sup>-3</sup>), 100% dos resultados obtidos conformam-se ao limite sugerido de 50%.

Utilizando informações obtidas durante instalação de detectores, foi realizada uma avaliação preliminar dos 7 resultados observados acima da referência máxima da WHO de 300 Bq.m<sup>-3</sup>. Os valores são provenientes de 4 Unidades CEI localizadas em 2 regiões (sul e leste). Dos 7 valores observados, 3 estão incluídos no grupo de outliers.

Apesar das 7 salas monitoradas estarem localizadas no piso térreo ou no subsolo das construções (característica favorável a maiores concentrações de radônio), as 4 Unidades CEI localizam-se em prédios de data de construção recente (2002-2014), e não apresentam fraturas ou falhas aparentes em paredes ou pisos. Além disso, foi observada boa ventilação em todas as salas (classificação dada conforme com a quantidade e dimensão de janelas presentes, além do habito de ventilação praticado pelos funcionários). Assim, não foi possível delinear uma relação clara entre fatores de influência registrados durante o período de instalação de detectores e os altos valores de concentração observados.

Finalmente destaca-se, como parte do acompanhamento deste trabalho, que as instituições envolvidas nesta pesquisa (Universidade Federal de Alfenas e Comissão Nacional de Energia Nuclear) orientarão os CEI quanto aos procedimentos que auxiliam na redução da concentração de radônio no interior das salas, como o aumento da ventilação das mesmas (abertura de janelas, uso de ventiladores, manutenção de portas e janelas abertas). Adicionalmente será dada continuidade do monitoramento, por no mínimo um ano, para verificar a efetividade das ações propostas.

## 6 CONCLUSÃO

A participação do Laboratório de Radônio no exercício de intercomparação laboratorial PHE 2015 demonstrou aptidão na aplicação da técnica SSNTD para determinação de concentrações de radônio em ambientes internos. A maioria dos grupos expostos classificou-se na categoria de desempenho A e o restante, apesar de classificado em B, aproximou-se significativamente da categoria acima. A avaliação final do exercício, com participação de 28 laboratórios, posicionou o resultado em 11<sup>a</sup> colocação no ranking geral.

Participações em exercícios como esse são inerentes a processos de validação de métodos e acreditação de laboratórios na norma ISO/IEC 17025. Além de produzirem informações úteis na avaliação de parâmetros de qualidade, ser realizadas periodicamente como forma de controle e melhoria contínua da qualidade em laboratório.

O desempenho satisfatório no exercício produziu um conjunto de dados adequados, permitindo sua aplicação aos estudos de validação propostos – enquanto estes forneceram informações relevantes à qualidade preliminar do emprego da técnica SSNTD para monitoramento indoor.

O teste de exatidão identificou um bias negativo de resultados, que se intensificou nas exposições mais elevadas. Este comportamento pode estar associado à presença de aglomerados de traços (*clusters*) em detectores, subestimando resultados.

O estudo de precisão demonstrou conformidade em relação aos 5 níveis de exposição ao radônio. Neste caso ressalta-se a oportunidade de avaliação aprofundada dos critérios de aceitação utilizados, através da condução de experimentos próprios que estabeleçam critérios mais realísticos ao equipamento utilizado.

O estudo de linearidade indicou forte correlação positiva entre valores de exposição de referência e resposta do sistema TASLIMAGE, através dos coeficientes de Pearson observados. Além disso, o estudo verificou, no conjunto de dados utilizados, homogeneidade das variâncias dos dados e

ausência de outliers. Assim, o método foi considerado linear no intervalo estudado (145 – 2259 kBq.m<sup>-3</sup>.h).

O estudo do limite de detecção do sistema *TASLIMAGE* resultou no valor de exposição de 22 kBq.m<sup>-3</sup>.h, equivalente à concentração média de 3Bq.m<sup>-3</sup> (em 1 ano de exposição). O valor encontra-se abaixo do limite de detecção oficialmente informado pela empresa TASL, que consta em 5 Bq.m<sup>-3</sup>. Assim, sugerem-se novas investigações para compreender a disparidade de valores.

O estudo de robustez direcionado à etapa de revelação de detectores demonstrou que a temperatura da solução, sua densidade e tempo de revelação são condições críticas ao processo, correspondendo às informações do manual do sistema *TASLIMAGE*.

A avaliação da faixa de trabalho foi realizada a partir de estudos de limite de detecção e linearidade. Portanto, o intervalo de 22 a 2200 kBq.m<sup>-3</sup>.h foi considerado uma faixa preliminar, ou de referência, para estudos aprofundados na área de validação.

Os valores típicos de incerteza calculados pelo sistema *TASLIMAGE* utilizado neste trabalho variam entre 3 e 15% (em nível de confiança de 68%) em torno da faixa de 140 a 2000 kBq.m<sup>-3</sup>.h. (16 a 230 Bq.m<sup>-3</sup>). Para concentrações muito baixas, valores de incerteza podem chegar a 50%, em média.

Assim, a avaliação dos parâmetros de qualidade foi útil de duas formas distintas. Além de demonstrar desempenhos aceitáveis sob os critérios de aceitação estabelecidos, forneceu indicativos importantes das oportunidades de melhoria da técnica.

A busca por qualidade analítica é um processo contínuo, que não se limita a avaliações individuais e permanentes. Assim, laboratórios devem se empenhar periodicamente no controle de seus processos e medições, mesmo após a validação formal de seus métodos.

O estudo de determinação das concentrações de radônio em Centros de Educação Infantil de Poços de Caldas resultou em uma média aritmética de 83 Bq.m<sup>-3</sup>, que se assemelha ao valor médio estimado para o país (82 Bq.m<sup>-3</sup>), e posiciona os CEI de Poços de Caldas, em média, abaixo do valor de referência de 100 Bq.m<sup>-3</sup>, preconizado pela WHO (2016). Das medições realizadas, 24,7%

encontram-se acima da referência de  $100 \text{ Bq.m}^{-3}$ , enquanto 2% apresentam valores acima da referência máxima de  $300 \text{ Bq.m}^{-3}$ .

A distribuição dos dados segue um comportamento log-normal, comum às concentrações de radônio observadas em ambientes internos, e resultou em uma média geométrica de  $61 \text{ Bq.m}^{-3}$ .

A análise de dados demonstra alta variabilidade de resultados ( $< 3$  a  $697 \text{ Bq.m}^{-3}$ ), demonstrando a importância da realização de estudos aprofundados que considerem os diversos fatores que influenciam concentrações de radônio indoor. Esta necessidade constitui um grande desafio, uma vez que trabalhos em ambientes internos requerem amplos esforços na obtenção de informações objetivas em relação aos locais monitorados e aos hábitos de seus ocupantes.

Destaca-se, finalmente, que este trabalho de monitoramento pode contribuir para o estabelecimento de estimativas mais abrangentes das concentrações de radônio na região e para avaliações completas de ocorrências em níveis considerados elevados.

## REFERÊNCIAS

- ANTONIAZZI, B. N. et al. **Projeto Planalto Poços de Caldas. Pesquisa Câncer e Radiação Natural – Incidência e Comportamento de Risco**. Belo Horizonte: Secretaria de Estado de Saúde de Minas Gerais, 2013. 199 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR ISO/IEC 17025:2005**. Requisitos Gerais para Competência de Laboratórios de Ensaio e Calibração, 2005.
- BOCHICCHIO, F. et al. Radon in indoor air of primary schools: a systematic survey to evaluate factors affecting radon concentration levels and their variability. **Indoor Air**, Italy, v. 24, p. 315-316, Out. 2013.
- BRITISH STANDARDS INSTITUTION (BSI). **BS ISO 11665-1:2012**: Measurement of radioactivity the environment — Air: radon-222. **Part 1**: Origins of radon and its shortlived decay products and associated measurement methods. United Kingdom, 2012a.
- \_\_\_\_\_. **BS ISO 11665-1:2012**: Measurement of radioactivity the environment — Air: radon-222. **Part 4**: Integrated measurement method for determining average activity concentration using passive sampling and delayed analysis. United Kingdom, 2012b.
- CARESANA, M. et al. About ageing and fading of cr-39 PADC track detectors used as air radon concentration measurement devices. **Radiat Meas**, Italy, v. 45, p. 183-189, Jan. 2010.
- CHEN, J. et al. Determining the sample size required for a community radon survey. **Health Phys**, v. 4, p. 362-365, May 2008.
- CHOPPIN, G.; et al. **Radiochemistry and Nuclear Chemistry**. 3. ed. Woburn: Butterworth-Heinemann, 2001. 720 p.
- COLGAN, P. A.; MCGARRY, A. T. Radon monitoring and control of radon exposure. In: Ann. 12<sup>TH</sup> INTERNATIONAL CONGRESS OF THE INTERNATIONAL RADIATION PROTECTION ASSOCIATION, 2008. Buenos Aires, Argentina. **Anais...Proceedings Series – International Atomic Energy Agency**, 2010.
- COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR (CENEN). **Apostila educativa: Radiações ionizantes e a vida. 2015**. Disponível em:<<http://www.cnen.gov.br/orientacoes/2-uncategorised/128-apostilas-educativas>>. Acesso em: 22 Nov. 2016.
- CSORDÁS, A. et al. Validation of the scanner based radon track detector evaluation system. **Radiat Meas**, Hungary, v. 87, p. 1-7, Feb. 2016.

CURGUZ, C et al. Long-term measurements of radon, thoron and their airborne progeny in 25 schools in Republic of Srpska. **J Environ Radioactiv**, Serbia, v. 148, p. 163-169, July 2015.

CURRIE, L. A. Limits for qualitative detection and quantitative determination. **Anal Chem**, Washington, v. 40, p. 586-593, 1968.

D'ALESSANDRO, M. et al. Development of a framework of quality assurance practices for a radon passive dosimeter service. **J Environ Radioactiv**, Italy, v. 30, p.149-159, Jun. 2010.

DA SILVA, A. **Radônio e filhos em residências da cidade de São Paulo**. 2005. 101f. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto de Física, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

DE CARVALHO, C; DA SILVA, N. C. validation and application of the methodology for analysis of radon concentration in the air through the technique of solid state nuclear track detectors – SSNTD. In: INTERNATIONAL NUCLEAR ATLANTIC CONFERENCE, 2011, Belo Horizonte. **Anais...** INIS Repository Search – International Atomic Energy Agency, 2011.

DUBOIS, G. **An overview of radon surveys in Europe**. European Commission. Directorate-General. Joint Research Center. Luxembourg: European Communities, 2005.

FEWS, A. P.; HENSHAW, D. L. High resolution alpha particle spectroscopy using CR-39 plastic track detector. **Nucl Instrum Methods**, v. 197, p.517-529, England, 1982.

FOTÍKOVA, I.; NAVRÁTILOVÁ ROVENSKÁ, K. Methodology for measurement in schools and kindergartens: Experiences. **Radiat Prot Dosim**, v.164, n.4, p. 612-617, Czech Republic, May 2015.

GOOGLE Inc. **Google Earth**, 7.1.8.3036. 2017.

HARDCASTLE, G. D.; MILES, J. C. H. Ageing and fading of alpha particle tracks in CR-39 exposed to air. **Radiat Prot Dosim**, v. 67, n. 4, p. 295-298, United Kindgdom, July 1996.

IBRAHIMI, Z. F.; HOWARTH, C. B.; MILES, J. C. H. Sources of error in etched-track radon measurements and a review of passive detectors using results from a series of radon intercomparisons. **Radiat Meas**, United Kingdom, n. 44, p. 750-754, Oct. 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Cidades@. Minas Gerais – Poços de Caldas**. 2017. Disponível em:

<<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=315180&search=minas-gerais|pocos-de-caldas%3E>>. Acesso em: 18 nov. 2016.

INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, QUALIDADE E TECNOLOGIA (INMETRO). **Vocabulário Internacional de Metrologia VIM 2012.**

**Conceitos Fundamentais e Gerais e Termos Associados.** 1. ed. Luso-Brasileira. Rio de Janeiro, 2012a.

\_\_\_\_\_. **Guia para a expressão de incerteza de medição - GUM 2008.** 1. ed. Brasileira da 1. ed. Do BIPM de 2008. Rio de Janeiro, 2012b.

\_\_\_\_\_. **DOQ-CGCRE-008: Orientação sobre validação de métodos analíticos.** Rev. 04, jul. 2011. Disponível em:

<[http://www.inmetro.gov.br/sidoq/arquivos/Cgcre/DOQ/DOQ-Cgcre-8\\_04.pdf](http://www.inmetro.gov.br/sidoq/arquivos/Cgcre/DOQ/DOQ-Cgcre-8_04.pdf)>. Acesso em 15 jul. 2016.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA). **Quality System Implementation for Nuclear Analytical Techniques.** Training Course Series no.24. Vienna, 2004.

\_\_\_\_\_. **National and Regional Surveys of Radon Concentration in Dwellings. Review of Methodology and Measurement Techniques.** IAEA Analytical Quality in Nuclear Applications Series No. 33. Vienna, 2013.

\_\_\_\_\_. **Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards.** General Safety Requirements Part 3. Vienna, 2014.

\_\_\_\_\_. **Protection of the Public against Exposure Indoors due to Radon and Other Natural Sources of Radiation.** Safety Standards: Specific Safety Guide – No. SSG-32. Vienna, 2015.

INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIATION PROTECTION (ICRP). Radiological Protection Against Radon Exposure. **Ann. ICRP.** New York: ICRP Publication 126, 2014.

LABORATÓRIO DE POÇOS DE CALDAS. Comissão Nacional de Energia Nuclear. LAPOC-CNEN. **PN-LAPOC-5450 – Validação de métodos de ensaio. Revisão 03.** 7 de nov. 2016.

LEE, C. M. et al. Distributions of radon concentrations in child-care facilities in South Korea. **J Environ Radioactiv**, South Korea, v. 167, p.80-85, Dec. 2016.

LEONARDI, F.; et al. A step towards accreditation: A robustness of etching process. **Appl Radiat Isotopes**, Italy, n. 102, p. 93-97, May 2015.

LOPES, I.; et al. Implementation of the quality management system at the Laboratory of Radiological Protection and Safety (LPSR) in Portugal. **Accred Qual Assur**, Bobadela, n. 19, p. 355-360, Sep. 2014.

MINAS GERAIS (Estado). Secretaria de Estado de Saúde. Projeto Planalto de Poços de Caldas (SES-MG). **Pesquisa câncer e radiação natural: Minas Gerais-Brasil: 2004 a 2009**. Belo Horizonte: SES-MG, 2009. 91 p.

NATIONAL INSTITUTE OF STANDARDS AND TECHNOLOGY (NIST). **Standard Reference Material 4973. Radon-222 Emanation Standard**. Maryland, 2005.

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**. 2000. 136f. Tese (Doutorado em Física) – Instituto de Física Gleb Wataghin, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

NIKEZIC, D.; YU, K. N. Formation and growth of tracks in nuclear track materials. **Mater Sci Eng**, Hong Kong, R 46, p. 51-123, Sep. 2004.

OLIVARES, I. R. B. **Gestão de Qualidade em Laboratórios**. 2. ed. Campinas: Átomo, 2009. 146 p.

PUBLIC HEALTH ENGLAND (PHE). **Validation Scheme for Organisations Making Measurements of Radon in Dwellings: 2008 Revision**. Health Protection Agency Report, Oxfordshire, 2008.

\_\_\_\_\_. **Results of the 2015 PHE Intercomparison of Passive Radon Detectors**. London: Wellington House, 2016.

SANTOS, T. **Distribuição das concentrações de radônio em residências e outras construções da região metropolitana de Belo Horizonte – RMBH**. 2010. 147f. Dissertação (Mestrado em Ciências e Técnicas Nucleares)-Escola de Engenharia Nuclear. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

SILVA, N. C.; et al. Towards a Brazilian Radon Map: Consortium Radon Brazil. **Radiat Prot Dosim**, n. 160 (1-3), p. 226-230, Apr. 2014.

TATE, B.; LONG, S. **Acceptance Testing of the TASL Radon Dosimetry System**. Australian Radiation Protection and Nuclear Safety Agency. Technical Report Series No. 175. Yallambie: ARPANSA, 2016.

TRACK ANALYSIS SYSTEMS LTD (TASL). **Radon and Neutron dosimetry system. A complete system for etching, scanning and analyzing TASTRACK plastic nuclear track detector**. Bristol, United Kingdom, Oct. 2012.

\_\_\_\_\_. **The TASL Image Radon Dosimetry System**. 2015. Disponível em: <<http://www.tasl.co.uk/radon.php>>. Acesso em: 14 ago. 2015.



TREVISI, R. et al. Indoor radon levels of South-East Italy. **J Environ Radioactiv**, Italy, v. 112, p.160-164, Oct. 2012.

UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION (UNSCEAR). **Sources and effects of ionizing radiation, report to the general assembly with scientific annexes**. New York: United Nations, 2008.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Radon Measurement in Schools**. Revised Edition. EPA-402-R92-014. July 1993.

\_\_\_\_\_. **Home Buyer's and Seller's Guide to Radon**. 2014. Disponível em: <<http://www.epa.gov/radon/pubs/hmbyguid.html#2.b>>. Acesso em: 15 ago. 2015.

VEIGA, L. H. S. et al. Preliminary indoor radon risk assessment at the Poços de Caldas Plateau, MG – Brazil. **J Environ Radioactiv**, Rio de Janeiro, v. 70, p.161-173, Apr. 2003.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **International Radon Project Survey on Radon Guidelines, Programmes and Activities. Final Report**. Geneva, 2007.

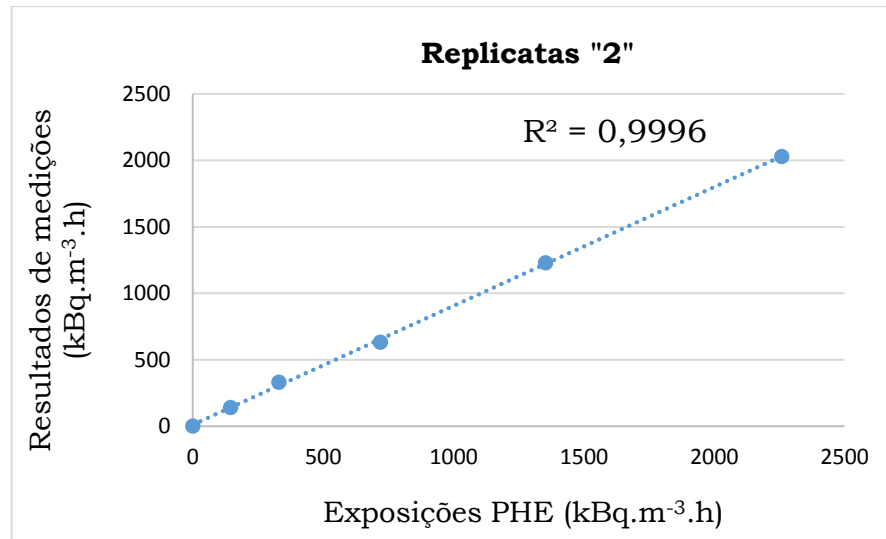
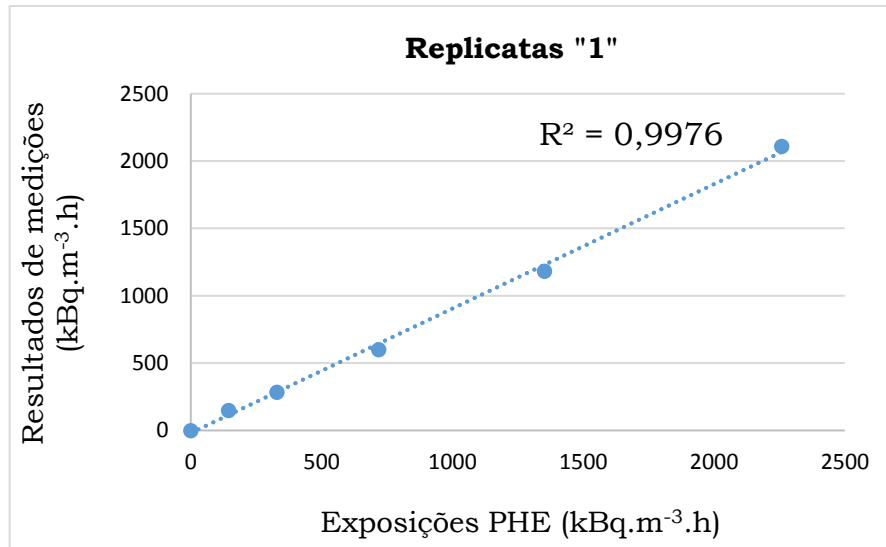
\_\_\_\_\_. **Manual da OMS Sobre Radônio em Ambientes Internos. Uma Perspectiva de Saúde Pública**. Tradução do Instituto de Radioproteção e Dosimetria. 1 ed. Rio de Janeiro, 2016.

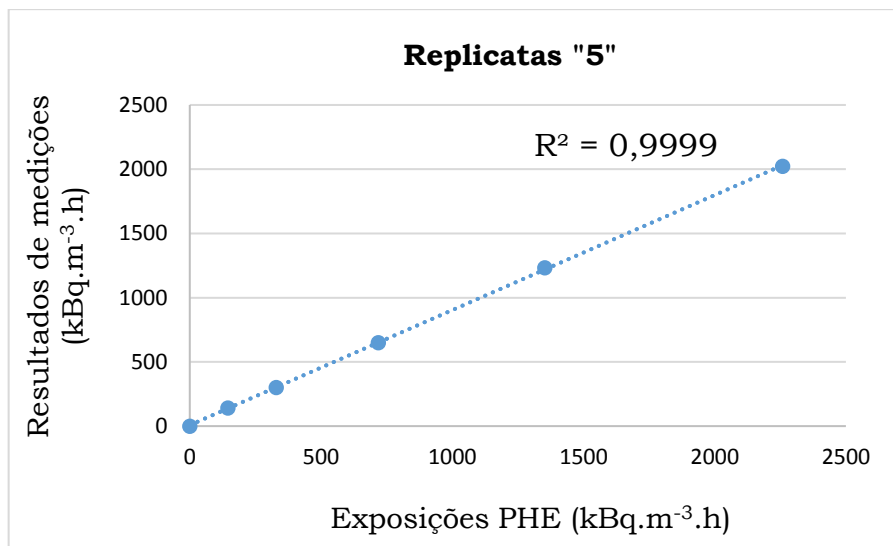
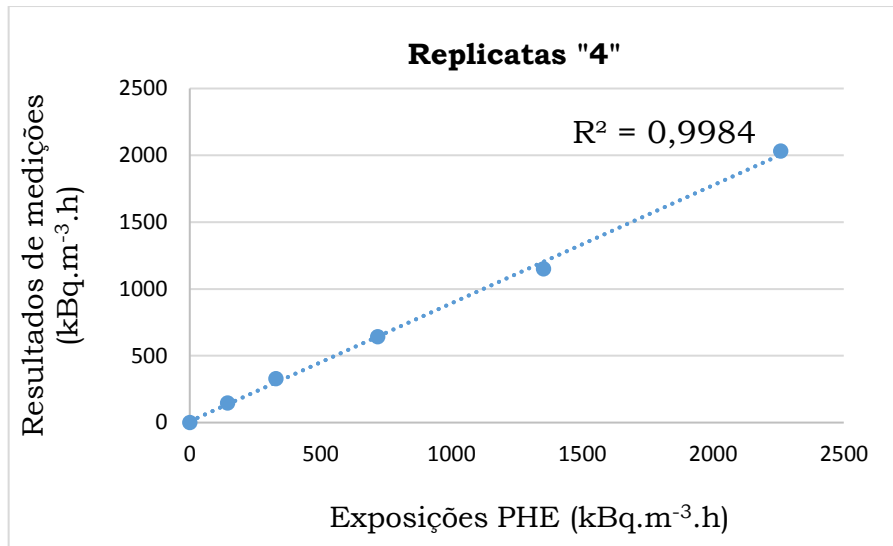
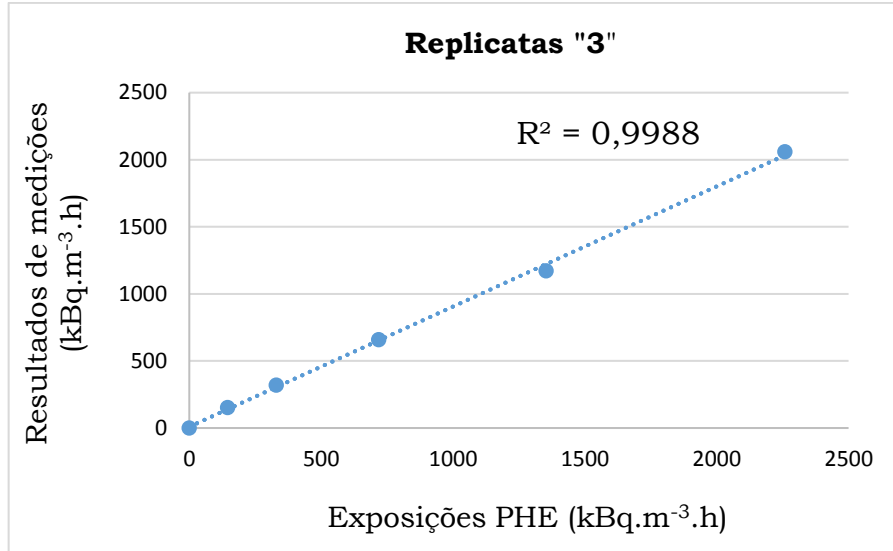
ZIELINSKI, J. M. et al. **Working towards Residential Radon Survey in South America**. In: 12th INTERNATIONAL CONGRESS OF THE INTERNATIONAL RADIATION PROTECTION ASSOCIATION. Buenos Aires, Argentina, 2008.

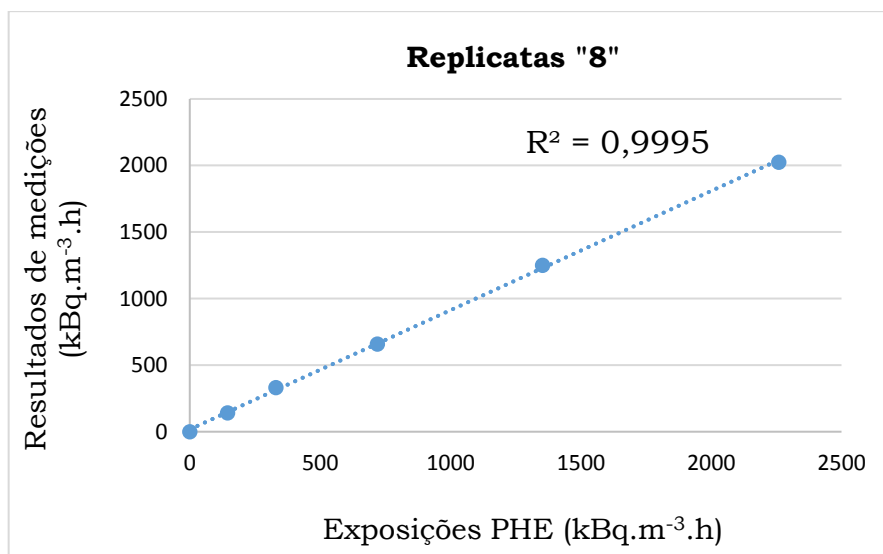
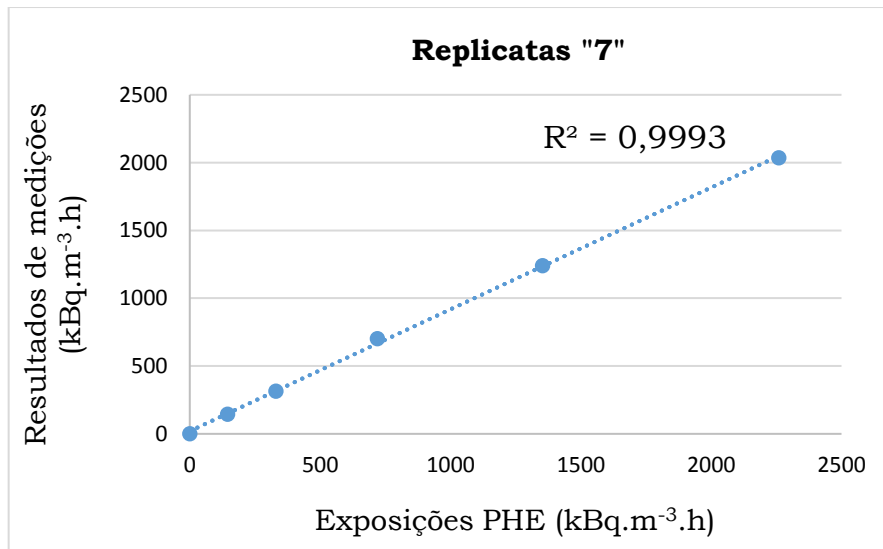
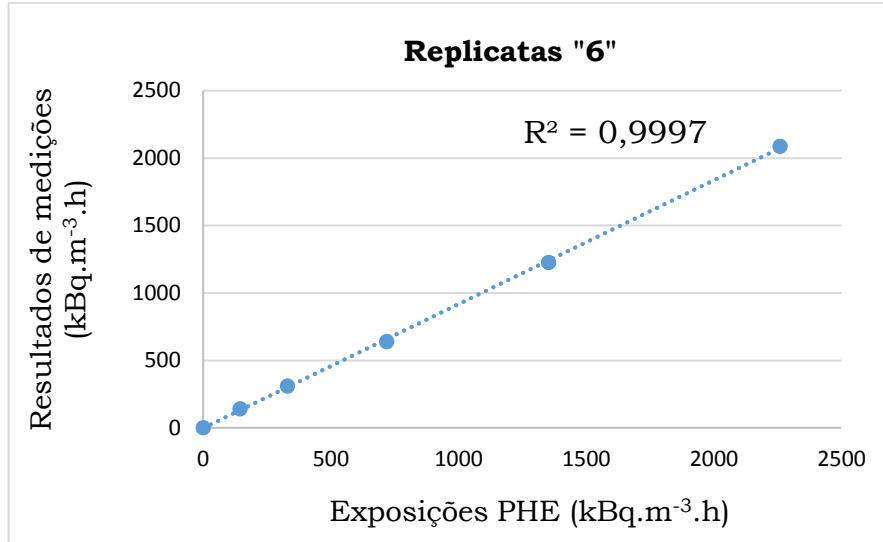
## APÊNDICE A – Condições de ensaios do estudo de robustez.

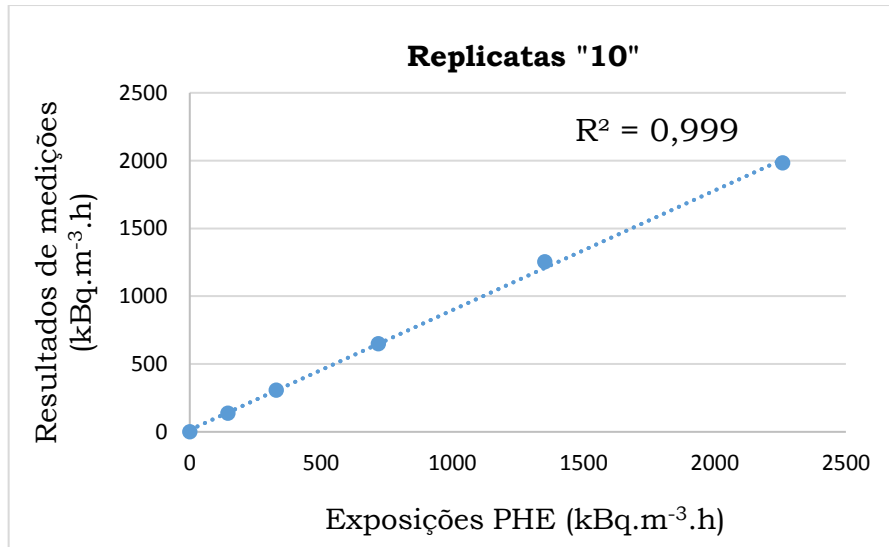
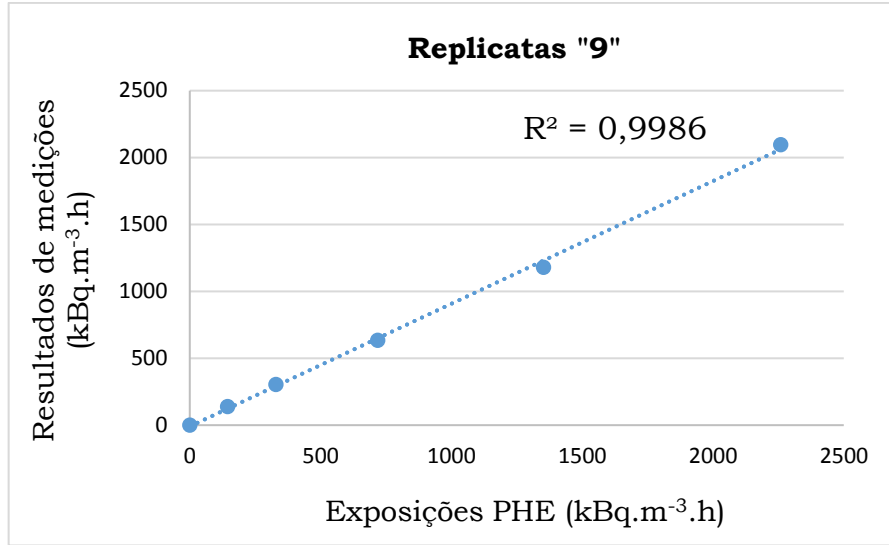
Ensaio 1			Ensaio 2			Ensaio 3			Ensaio 4		
<b>A</b>	Temperatura do banho de revelação	98° C	<b>A</b>	Temperatura do banho de revelação	98° C	<b>A</b>	Temperatura do banho de revelação	98° C	<b>A</b>	Temperatura do banho de revelação	98° C
<b>B</b>	Tempo de revelação	70 min	<b>B</b>	Tempo de revelação	70 min	<b>b</b>	Tempo de revelação	50 min	<b>b</b>	Tempo de revelação	50 min
<b>C</b>	Densidade da solução de revelação	1,195 g/cm <sup>3</sup>	<b>c</b>	Densidade da solução de revelação	1,178 g/cm <sup>3</sup>	<b>C</b>	Densidade da solução de revelação	1,195 g/cm <sup>3</sup>	<b>c</b>	Densidade da solução de revelação	1,178 g/cm <sup>3</sup>
<b>D</b>	Concentração da solução neutralizadora	5% ácido acético	<b>D</b>	Concentração da solução neutralizadora	5% ácido acético	<b>d</b>	Concentração da solução neutralizadora	1% ácido acético	<b>d</b>	Concentração da solução neutralizadora	1% ácido acético
<b>E</b>	Tempo de descanso na solução neutralizadora	30 min	<b>e</b>	Tempo de descanso na solução neutralizadora	5 min	<b>E</b>	Tempo de descanso na solução neutralizadora	30 min	<b>e</b>	Tempo de descanso na solução neutralizadora	5 min
<b>F</b>	Concentração da solução antiestática (detergente)	1%	<b>f</b>	Concentração da solução antiestática (detergente)	0,05%	<b>f</b>	Concentração da solução antiestática (detergente)	0,05%	<b>F</b>	Concentração da solução antiestática (detergente)	1%
<b>G</b>	Armazenamento Pré-Revelação	até 168-176h após exposição	<b>g</b>	Armazenamento Pré-Revelação	até 8h após exposição	<b>g</b>	Armazenamento Pré-Revelação	até 8h após exposição	<b>G</b>	Armazenamento Pré-Revelação	até 168-176h após exposição
Ensaio 5			Ensaio 6			Ensaio 7			Ensaio 8		
<b>a</b>	Temperatura do banho de revelação	93° C	<b>a</b>	Temperatura do banho de revelação	93° C	<b>a</b>	Temperatura do banho de revelação	93° C	<b>a</b>	Temperatura do banho de revelação	93° C
<b>B</b>	Tempo de revelação	70 min	<b>B</b>	Tempo de revelação	70 min	<b>b</b>	Tempo de revelação	50 min	<b>b</b>	Tempo de revelação	50 min
<b>C</b>	Densidade da solução de revelação	1,195 g/cm <sup>3</sup>	<b>c</b>	Densidade da solução de revelação	1,178 g/cm <sup>3</sup>	<b>C</b>	Densidade da solução de revelação	1,195 g/cm <sup>3</sup>	<b>c</b>	Densidade da solução de revelação	1,178 g/cm <sup>3</sup>
<b>d</b>	Concentração da solução neutralizadora	1% ácido acético	<b>d</b>	Concentração da solução neutralizadora	1% ácido acético	<b>D</b>	Concentração da solução neutralizadora	5% ácido acético	<b>D</b>	Concentração da solução neutralizadora	5% ácido acético
<b>e</b>	Tempo de descanso na solução neutralizadora	5 min	<b>E</b>	Tempo de descanso na solução neutralizadora	30 min	<b>e</b>	Tempo de descanso na solução neutralizadora	5 min	<b>E</b>	Tempo de descanso na solução neutralizadora	30 min
<b>F</b>	Concentração da solução antiestática (detergente)	1%	<b>f</b>	Concentração da solução antiestática (detergente)	0,05%	<b>f</b>	Concentração da solução antiestática (detergente)	0,05%	<b>F</b>	Concentração da solução antiestática (detergente)	1%
<b>g</b>	Armazenamento Pré-Revelação	até 8h após exposição	<b>G</b>	Armazenamento Pré-Revelação	até 168-176h após exposição	<b>G</b>	Armazenamento Pré-Revelação	até 168-176h após exposição	<b>g</b>	Armazenamento Pré-Revelação	até 8h após exposição

APÊNDICE B – Gráficos referentes ao estudo de linearidade, relacionando valores de exposição de referência PHE (valores x) às medições realizadas durante o exercício (valores y). Cada gráfico, compreendendo análise de regressão linear e valor de  $R^2$ , representa o conjunto de replicatas “1”, “2”, “3”... “10” de cada nível de exposição.









APÊNDICE C – Tabela de resultados de monitoramento de Centros de Educação Infantil (CEI) de Poços de Caldas, para nível de confiança de 68%. Os grupos separados por linhas horizontais referem-se a salas de mesmo CEI.

CEI	Concentração (Bq.m <sup>-3</sup> )	Incerteza absoluta (Bq.m <sup>-3</sup> )	Incerteza relativa (%)	CEI	Concentração (Bq.m <sup>-3</sup> )	Incerteza absoluta (Bq.m <sup>-3</sup> )	Incerteza relativa (%)
S1	27	4	15	S7	129	6	4
S1	76	4	5	S7	130	7	6
S1	93	5	6	S7	138	7	5
S1	103	8	8	S7	160	8	5
S1	161	9	5	S7	211	12	6
S1	166	7	4	S8	21	4	18
S1	192	9	5	S8	31	4	13
S1	215	11	5	S8	32	4	12
S1	247	11	5	S8	33	3	10
S1	304	17	6	S8	37	3	9
S1	352	16	5	S8	39	3	9
S1	416	19	5	S8	41	4	10
S2	26	3	11	S8	43	3	7
S2	29	3	9	S8	50	4	7
S2	37	3	9	S8	52	3	6
S2	54	5	9	S9	74	3	5
S2	54	4	7	S9	89	6	6
S2	62	5	8	S9	90	4	4
S2	106	7	7	S9	104	5	5
S3	65	4	6	S9	116	6	5
S3	66	4	7	S9	132	13	10
S3	86	4	5	S9	201	10	5
S3	96	7	7	S9	205	11	5
S3	113	6	5	S9	215	8	4
S3	149	7	5	S9	292	23	8
S3	171	8	5	S9	690	38	6
S4	24	4	18	C10	10	2	18
S4	25	5	19	C10	11	2	16
S4	26	4	14	C10	11	2	16
S5	36	3	8	C10	13	2	15
S5	41	3	8	C10	17	3	19
S5	46	4	8	C10	28	3	12
S5	50	5	11	C10	38	3	8
S5	55	5	9	C10	40	3	7
S5	59	5	9	C11	21	2	9
S5	60	4	7	C11	25	2	9
S5	65	6	10	C11	25	2	8
S5	73	4	6	C11	34	2	6
S6	50	3	6	C11	34	2	6
S6	50	4	8	C11	36	4	10
S6	55	3	5	C11	37	3	9
S6	55	6	10	C11	63	5	8
S6	58	4	7	C12	39	4	9
S6	67	4	6	C12	50	4	9
S6	85	6	7	C12	59	6	11
S6	100	5	5	C12	61	4	6
S6	101	5	5	C12	74	5	6
S6	122	6	5	C12	87	5	6
S6	148	7	5	C12	169	6	4
S7	79	4	4	C12	169	7	4

CEI	Concentração (Bq.m <sup>-3</sup> )	Incerteza absoluta (Bq.m <sup>-3</sup> )	Incerteza relativa (%)	CEI	Concentração (Bq.m <sup>-3</sup> )	Incerteza absoluta (Bq.m <sup>-3</sup> )	Incerteza relativa (%)
C13	68	4	7	C19	126	9	8
C13	90	5	5	C19	130	8	6
C13	152	7	5	C20	3	3	101
C13	158	7	5	C20	23	3	14
C13	170	7	4	C20	29	4	14
C13	192	10	5	C20	30	2	8
C13	241	11	5	C20	39	3	7
C13	244	10	4	C20	43	3	7
C14	< 3	1	100	C20	66	4	6
C14	17	2	12	C20	95	5	5
C14	18	2	11	C20	107	5	5
C14	19	2	12	C21	41	4	11
C14	29	3	9	C21	44	3	8
C14	34	3	8	C21	47	4	8
C14	43	3	8	C21	50	3	6
C15	29	3	10	C21	65	4	6
C15	29	3	9	C22	31	3	10
C15	31	3	10	C22	44	5	10
C15	40	3	8	C22	81	4	4
C15	49	3	7	C23	79	4	5
C15	98	5	5	C23	81	4	5
C16	14	9	60	C23	96	7	8
C16	15	3	19	C23	98	6	6
C16	19	2	12	C23	118	7	6
C16	19	3	14	C24	24	3	12
C16	21	2	10	C24	31	3	9
C16	25	3	11	C24	40	4	9
C16	50	4	8	C24	53	3	6
C16	162	7	5	C24	61	4	7
C16	172	7	4	C24	62	5	9
C17	41	6	15	C24	130	6	4
C17	48	4	8	L25	36	2	6
C17	59	6	10	L25	61	3	5
C17	74	5	7	L25	74	4	5
C17	83	6	7	L25	80	4	5
C17	97	5	6	L25	94	5	5
C17	144	8	6	L25	113	5	4
C18	19	2	12	L26	22	2	8
C18	19	2	12	L26	23	2	7
C18	20	2	10	L26	23	4	15
C18	26	3	12	L26	24	2	9
C18	34	3	9	L26	27	2	7
C18	37	4	10	L26	30	3	9
C18	37	4	9	L26	35	6	17
C18	38	3	8	L26	47	3	6
C18	41	3	8	L26	62	3	5
C18	44	4	9	L26	63	3	5
C18	96	7	8	L26	73	3	5
C19	56	4	8	L26	77	4	5
C19	57	5	8	L26	79	3	4
C19	85	7	8	L26	82	4	4
C19	97	5	6	L26	86	5	6
C19	125	8	6	L26	99	4	4

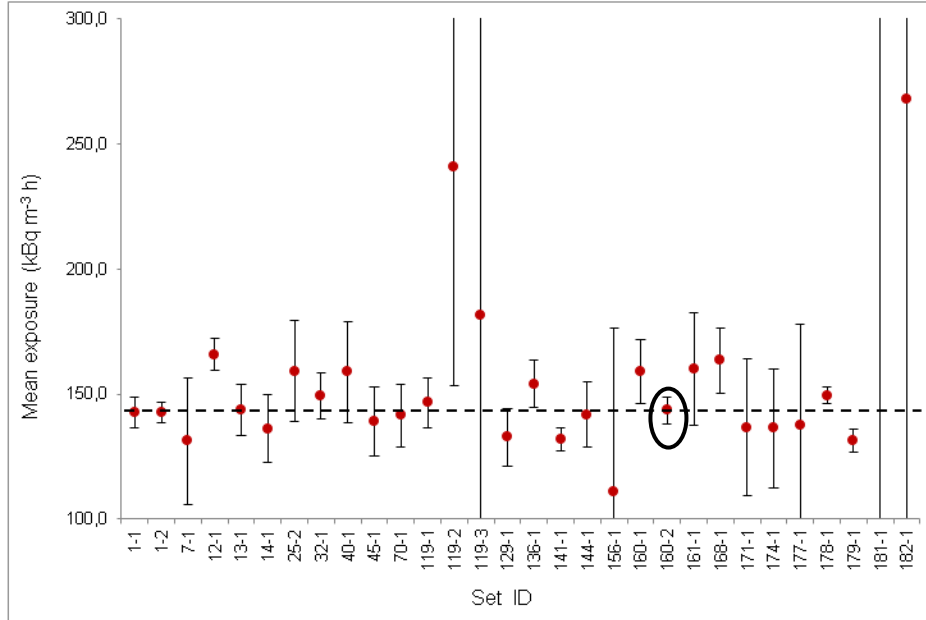


CEI	Concentração (Bq.m <sup>-3</sup> )	Incerteza absoluta (Bq.m <sup>-3</sup> )	Incerteza relativa (%)	CEI	Concentração (Bq.m <sup>-3</sup> )	Incerteza absoluta (Bq.m <sup>-3</sup> )	Incerteza relativa (%)
L26	117	5	5	L34	68	4	6
L26	185	8	5	L34	90	5	5
L26	325	12	4	L34	111	7	6
L27	31	2	6	L35	32	2	7
L27	33	3	8	L35	90	5	6
L27	38	2	6	L35	198	9	5
L28	32	3	8	L36	76	4	6
L28	40	3	7	L36	85	4	5
L28	44	2	6	L36	86	4	5
L28	50	3	7	L36	106	7	7
L28	76	7	10	L36	110	6	5
L28	78	4	6	L36	116	5	4
L28	91	5	6	L36	123	6	5
L29	59	4	6	L36	133	7	5
L29	66	3	5	L36	139	6	5
L29	71	3	4	L36	156	6	4
L29	99	9	9	L36	216	8	4
L30	88	4	4	O37	32	2	7
L30	96	6	6	O37	69	4	5
L30	103	5	5	O37	78	4	5
L30	105	6	6	O37	129	5	4
L30	113	6	5	O37	141	6	4
L31	106	5	5	O38	24	2	8
L31	143	6	4	O38	24	2	8
L31	144	7	5	O38	32	2	7
L31	149	7	5	O38	35	2	7
L31	174	6	4	O38	40	2	6
L31	192	10	5	O38	41	3	6
L31	198	7	3	O38	44	3	6
L31	206	8	4	O38	47	5	11
L31	219	9	4	O38	76	4	5
L31	285	15	5	O39	25	2	8
L31	422	19	4	O39	27	2	8
L31	697	35	5	O39	27	2	7
L32	26	2	8	O39	28	2	7
L32	73	4	6	O39	29	2	7
L32	75	4	5	O39	29	2	7
L32	78	4	6	O39	30	2	8
L32	108	6	6	O39	32	2	6
L32	139	5	4	O39	34	2	7
L33	40	3	6	O39	38	3	8
L33	41	4	10	O39	60	6	10
L33	44	3	6	O39	60	3	6
L33	52	4	7	O40	59	3	5
L33	53	3	5	O40	62	3	5
L33	55	3	5	O40	63	3	5
L33	65	3	5	O40	66	3	5
L33	85	5	5	O40	68	3	5
L33	87	5	5	O40	94	4	5
L34	21	2	9	O41	26	2	9
L34	34	2	7	O41	35	2	7
L34	42	3	7	O41	38	2	6
L34	55	4	7	O41	39	3	7

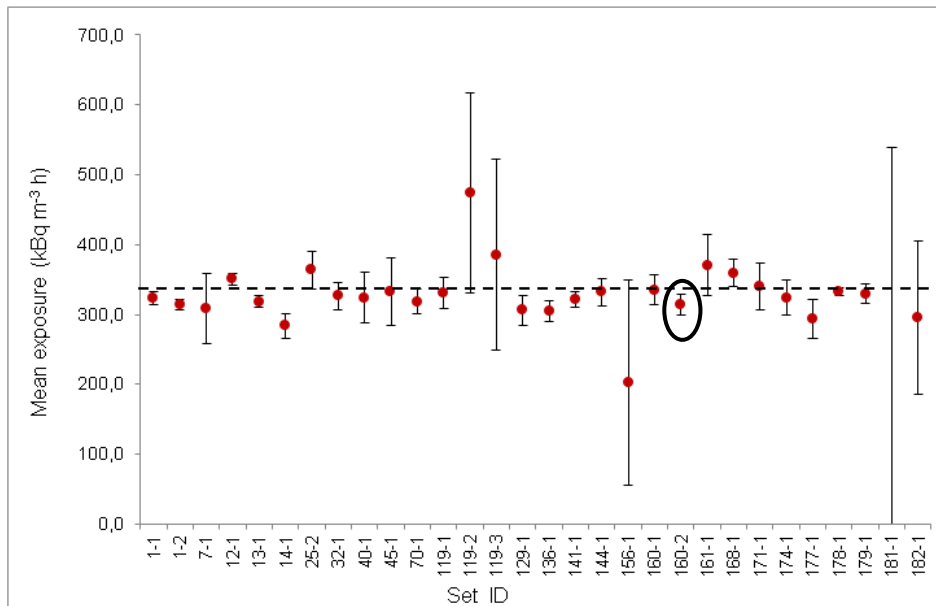
<b>CEI</b>	<b>Concentração (Bq.m<sup>-3</sup>)</b>	<b>Incerteza absoluta (Bq.m<sup>-3</sup>)</b>	<b>Incerteza relativa (%)</b>
O41	43	3	8
O41	45	3	6
O41	110	5	5
O42	30	2	8
O42	33	2	7
O42	40	3	7
O42	41	2	6
O43	54	3	6
O43	62	14	22
O43	64	6	9
O43	65	10	16
O43	68	4	5
O43	77	7	9
O43	91	8	9
O43	91	5	6
O43	95	5	5
O43	107	5	5
O44	26	3	10
O44	27	2	8
O44	27	2	8
O44	37	2	7
O44	41	2	6
O44	46	4	10
O45	57	3	5
O45	76	4	6
O45	79	5	6
O45	87	4	5
O45	87	10	12
O45	147	7	5
O45	235	10	4

ANEXO A – Gráficos fornecidos pela PHE indicando resultados dos laboratórios participantes por nível de exposição. O Laboratório de Radônio é identificado pelo código “160-2”.

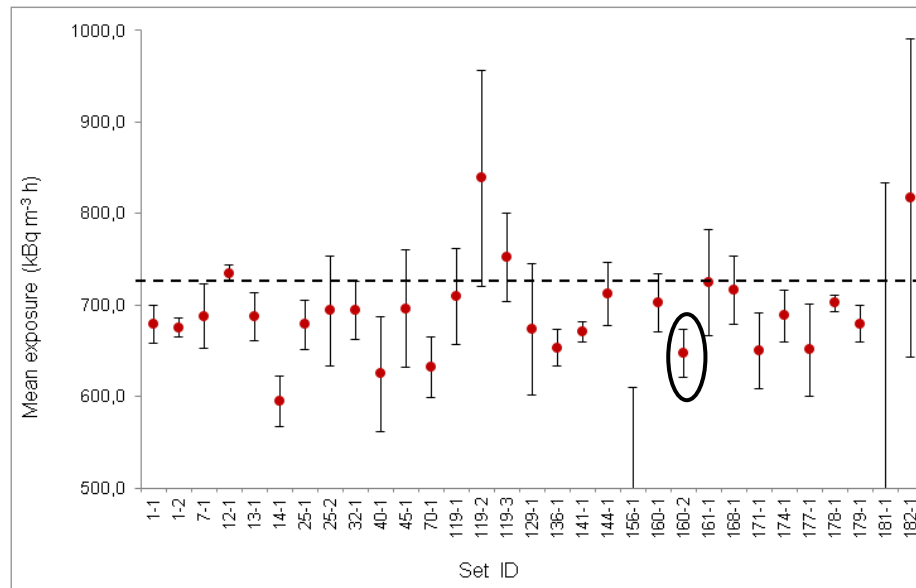
Fonte: PHE, 2016.



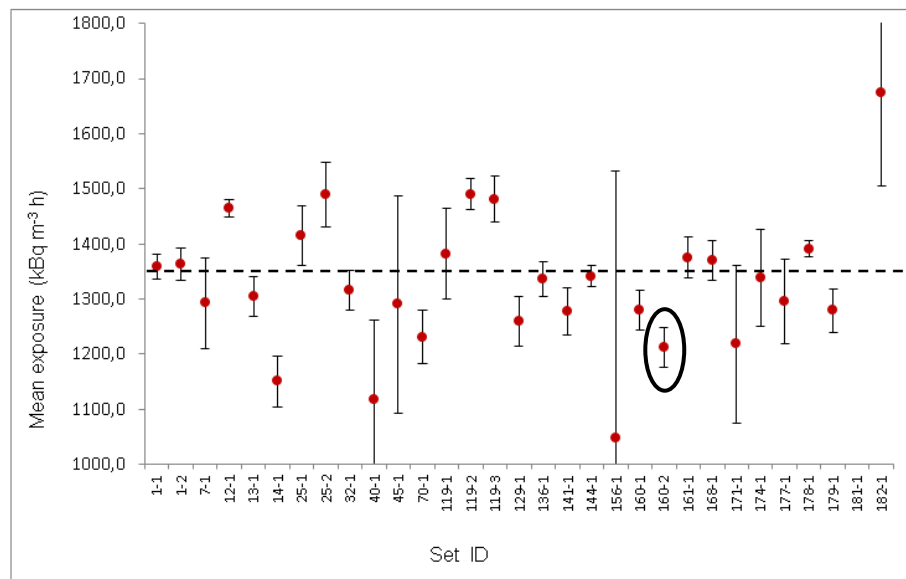
Exposição nível 1 (145 kBq.m<sup>-3</sup>.h).



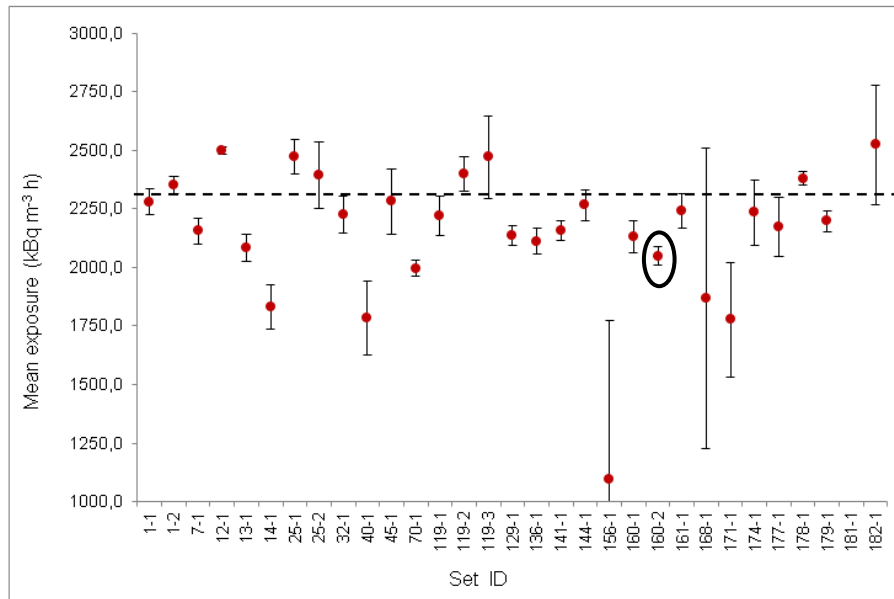
Exposição nível 2 (330 kBq.m<sup>-3</sup>.h).



Exposição nível 3 (719 kBq.m<sup>-3</sup>.h).



Exposição nível 4 (1353 kBq.m<sup>-3</sup>.h).



Exposição nível 5 (2259 kBq.m<sup>-3</sup>.h).

## ANEXO B – Valores críticos para utilização em teste de Grubbs.

Número de valores	Risco de falsa rejeição				
	0,1%	0,5%	1%	5%	10%
3	1,155	1,155	1,155	1,153	1,148
4	1,496	1,496	1,492	1,463	1,425
5	1,760	1,764	1,749	1,672	1,602
6	2,011	1,973	1,944	1,822	1,729
7	2,201	2,139	2,097	1,938	1,828
8	2,358	2,274	2,221	2,032	1,909
9	2,492	2,387	2,323	2,110	1,977
10	2,606	2,482	2,410	2,176	2,036
15	2,997	2,806	2,705	2,409	2,247
20	3,230	3,001	2,884	2,557	2,385
25	3,389	3,135	3,009	2,663	2,486
50	3,789	3,483	3,336	2,956	2,768
100	4,084	3,754	3,600	3,207	3,017

Fonte: LAPOC, 2016

## ANEXO C – Valores críticos para utilização em teste de Cochran.

k	V <sub>α</sub>													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	16	36	144	∞
2	0.9999	0.9950	0.9794	0.9586	0.9373	0.9172	0.8988	0.8823	0.8674	0.8539	0.7949	0.7067	0.6062	0.5000
3	0.9933	0.9423	0.8831	0.8335	0.7933	0.7606	0.7335	0.7107	0.6912	0.6743	0.6059	0.5153	0.4230	0.3333
4	0.9676	0.8643	0.7814	0.7212	0.6761	0.6410	0.6129	0.5897	0.5702	0.5536	0.4884	0.4057	0.3251	0.2500
5	0.9279	0.7885	0.6957	0.6329	0.5875	0.5531	0.5259	0.5037	0.4854	0.4697	0.4094	0.3351	0.2644	0.2000
6	0.8828	0.7218	0.6258	0.5635	0.5195	0.4866	0.4608	0.4401	0.4229	0.4084	0.3529	0.2858	0.2229	0.1667
7	0.8376	0.6644	0.5685	0.5080	0.4659	0.4347	0.4105	0.3911	0.3751	0.3616	0.3105	0.2494	0.1929	0.1429
8	0.7945	0.6152	0.5209	0.4627	0.4226	0.3932	0.3704	0.3522	0.3373	0.3248	0.2779	0.2214	0.1700	0.1250
9	0.7544	0.5727	0.4810	0.4251	0.3870	0.3592	0.3378	0.3207	0.3067	0.2950	0.2514	0.1992	0.1521	0.1111
10	0.7175	0.5358	0.4469	0.3934	0.3572	0.3308	0.3106	0.2945	0.2813	0.2704	0.2297	0.1811	0.1376	0.1000
12	0.6528	0.4751	0.3919	0.3428	0.3099	0.2861	0.2680	0.2535	0.2419	0.2320	0.1961	0.1535	0.1157	0.0833
15	0.5747	0.4069	0.3317	0.2882	0.2593	0.2386	0.2228	0.2104	0.2002	0.1918	0.1612	0.1251	0.0934	0.0667
20	0.4799	0.3297	0.2654	0.2288	0.2048	0.1877	0.1748	0.1646	0.1567	0.1501	0.1248	0.0960	0.0709	0.0500
24	0.4247	0.2871	0.2295	0.1970	0.1759	0.1608	0.1495	0.1406	0.1338	0.1283	0.1060	0.0810	0.0595	0.0417
30	0.3632	0.2412	0.1913	0.1635	0.1454	0.1327	0.1232	0.1157	0.1100	0.1054	0.0867	0.0658	0.0480	0.0333
40	0.2940	0.1915	0.1508	0.1281	0.1135	0.1033	0.0967	0.0898	0.0853	0.0816	0.0668	0.0503	0.0363	0.0250
60	0.2151	0.1371	0.1069	0.0902	0.0796	0.0722	0.0668	0.0625	0.0594	0.0567	0.0461	0.0344	0.0245	0.0167
120	0.1225	0.0759	0.0585	0.0489	0.0429	0.0387	0.0357	0.0334	0.0316	0.0302	0.0242	0.0178	0.0125	0.0083
∞	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Fonte: LAPOC, 2016.