

# MANUAL DA OMS SOBRE RADÔNIO EM AMBIENTES INTERNOS

UMA PERSPECTIVA DE SAÚDE PÚBLICA



**IRD**

INSTITUTO DE  
RADIOPROTEÇÃO E  
DOSIMETRIA

**MANUAL DA OMS SOBRE  
RADÔNIO EM AMBIENTES  
INTERNOS  
UMA PERSPECTIVA DE SAÚDE PÚBLICA**

## Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Manual da OMS sobre radônio em ambientes internos: uma perspectiva de saúde pública / editado por Hajo Zeeb e Ferid Shannoun. – São Paulo, SP : 1ª Edição, 2016.

120 p.; 21 x 29,7cm

ISBN 978-85-67870-03-8

1. Radônio – efeitos adversos. 2. Poluentes atmosféricos, Radioativos. 3. Poluição do ar, Ambiente interno. 4. Agentes cancerígenos, Ambiental 5. Radiação, Ionizante. 6. Câncer de pulmão. 7. Exposição ambiental. I. Zeeb, Hajo. II. Shannoun, Ferid. III. Organização Mundial de Saúde. I. Título

CDD 610

“This work was originally published by the World Health Organization under the title *WHO handbook on indoor radon: a public health perspective*, in 2009. This Portuguese translation was arranged by the Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD), Brazil, who are responsible for the accuracy of the translation. In case of any discrepancies, the original language will govern. The WHO EMF Project would like to thank Leticia Melo, Dejanira da Costa Lauria, Luiz Ernesto Matta, Lene Holanda Sadler Veiga, Lilian Bueno and Paulo Roberto Ferreira for this translation.”

“Este trabalho foi originalmente publicado em Inglês pela Organização Mundial de Saúde, como *WHO handbook on indoor radon: a public health perspective*, em 2009. Esta tradução para o português foi providenciada pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD/CNEN), Brasil, que é responsável pela acurácia da tradução. No caso de quaisquer discrepâncias, a linguagem original prevalecerá. O Projeto CEM da OMS gostaria de agradecer ao Leticia Melo, Dejanira da Costa Lauria, Luiz Ernesto Matta, Lene Holanda Sadler Veiga, Lilian Bueno e Paulo Roberto Ferreira por esta tradução.

### MANUAL DA OMS SOBRE RADÔNIO EM AMBIENTES INTERNOS: UMA PERSPECTIVA DE SAÚDE PÚBLICA

© Instituto de Radioproteção e Dosimetria 2016

### VERSÃO BRASILEIRA

**Tradução:** Leticia Melo

**Revisão:** – Dr. Dejanira da Costa Lauria – Pesquisador – Instituto de Radioproteção e dosimetria  
– Dr. Luiz Ernesto Santos de Carvalho Matta – Pesquisador – Instituto de Radioproteção e Dosimetria  
– Dr. Lene Holanda Sadler Veiga – Pesquisador – Instituto de Radioproteção e dosimetria  
– Lilian Bueno – Jornalista – Instituto de Radioproteção e dosimetria  
– Paulo Roberto Ferreira – Pesquisador – Instituto de Radioproteção e dosimetria

**Diagramação:** Anne Charlyne Raviani **Impressão:** PoloPrinter

Beneficiário de auxílio financeiro da CAPES – Brasil

Gráfica PoloPrinter

☎ 11 · 3791.2965 ☎ 11 · 98393.7000

🏠 [www.poloprinter.com.br](http://www.poloprinter.com.br)

📘 polo.books

✉ [atendimento@poloprinter.com.br](mailto:atendimento@poloprinter.com.br)

**MANUAL DA OMS SOBRE  
RADÔNIO EM AMBIENTES  
INTERNOS  
UMA PERSPECTIVA DE SAÚDE PÚBLICA**

**1ª edição**

**Rio de Janeiro  
Instituto de Radioproteção e Dosimetria  
2016**





## SUMÁRIO

Declarações de interesses .....	7
Agradecimentos .....	9
Colaboradores / participantes Prefácio .....	10
Prefácio.....	15
Sumário executivo.....	17
Abreviações .....	19
Glossário .....	21
Introdução .....	23
1. EFEITOS DO RADÔNIO SOBRE A SAÚDE.....	27
1.1 O Risco de câncer de pulmão em mineiros expostos ao radônio.....	28
1.2 Risco de câncer de pulmão para a população geral devido ao radônio em ambientes internos.....	31
1.3 O radônio e outras doenças além do câncer de pulmão .....	38
1.4 O peso do câncer de pulmão ocasionado pelo radônio em ambientes internos.....	39
2. MEDIÇÕES DE RADÔNIO .....	45
2.1 Dispositivos de medição.....	47
2.2 Protocolos de medição.....	52
2.3 Garantia da qualidade para medições de radônio .....	55
3. PREVENÇÃO E MITIGAÇÃO DO RADÔNIO.....	65
3.1 Organização das ações de prevenção e mitigação do radônio.....	65
3.2 Estratégias para prevenção de radônio em novas construções.....	69
3.3 Estratégias para mitigação de radônio em imóveis existentes .....	73
4. CUSTO-EFETIVIDADE DO CONTROLE DE RADÔNIO .....	81
4.1 A estrutura da análise de custo-efetividade.....	81
4.2 Avaliações econômicas anteriores á prevenção e mitigação do radônio .....	86
4.3 Exemplo de análise de custo-efetividade .....	87
5. COMUNICAÇÃO DE RISCO DO RADÔNIO .....	97
5.1 Aspectos fundamentais, estratégias e canais.....	98
5.2 Contextualização das questões relacionadas com o risco do radônio na comunicação de risco.....	99
5.3 Mensagens principais na comunicação de risco do radônio .....	102
5.4 Campanhas de Comunicação.....	103

6. PROGRAMAS NACIONAIS DE RADÔNIO .....	107
6.1 Organização de um programa nacional de radônio .....	108
6.2 Estudos nacionais de radônio .....	110
6.3 Níveis nacionais de referência.....	113
6.4 Regulamentos e códigos de construção .....	114
6.5 Identificação e remediação de casas com altas concentrações de radônio .....	115



## DECLARAÇÃO DE INTERESSES

**T**odos as pessoas que participaram das reuniões do Projeto Internacional de Radônio foram convidadas a informar a OMS se em algum momento ocorreu algum conflito de interesses real ou potencial em seus trabalhos, devendo assim assinar uma declaração de conflitos de interesses. Não houve conflito de interesse por quaisquer participantes que contribuíram para a elaboração deste documento.







## AGRADECIMENTOS

Este manual foi desenvolvido pelo Departamento de Saúde Pública e Meio Ambiente no âmbito do Projeto Internacional de Radônio da OMS. O desenvolvimento deste documento é baseado na contribuição de mais de 100 cientistas e especialistas sobre radônio que participaram de diversos seminários e reuniões sobre o tema. Um agradecimento especial é feito a todos os participantes e colaboradores.

O Manual foi organizado em seis capítulos principais, cada um elaborado por um respectivo grupo de trabalho do Projeto Internacional de Radônio da OMS. Além disso, um grupo de edição participou do processo de produção e revisão. A OMS é particularmente grata a este grupo pela sua assistência e esforços:

Professor William J. Angell  
Dr Francesco Bochicchio  
Dr Susan Conrath  
Professor Sarah C. Darby  
Dr David Fenton  
Professor R. William Field Professor Alastair Gray  
Dr Thomas Jung  
Dr Michaela Kreuzer  
Dr Paul McGale  
Professor James McLaughlin  
Dr Kristy Miller  
Professor Terje Strand  
Dr Jan M. Zielinski

A OMS também agradece a participação de representantes da Agência Internacional de Energia Atômica, do Comitê Científico das Nações Unidas para os Efeitos da Radiação Atômica, da Comissão Internacional de Protecção Radiológica e da Comissão Europeia, como observadores.

A OMS agradece a Derek Christie, Kelli Donnelly e Florença Samkange-Zeebe por suas valiosas contribuições na revisão e edição do manuscrito.

A OMS agradece a Agência de Protecção Ambiental dos Estados Unidos (EUA), o Departamento de Saúde (Reino Unido) e do Departamento de Meio Ambiente, Patrimônio e Governo Local (Irlanda) por fornecer o financiamento principal para o Projeto Internacional de Radônio da OMS. Também agradece ao Escritório Federal de Protecção Radiológica (Alemanha) pelo suporte na organização de reuniões em Munique, Bonn e Mainz, assim como o Escritório Federal de Saúde Pública (Suíça) por assumir os custos de impressão do manual.



## COLABORADORES/PARTICIPANTES

Dr Suminory Akiba<sup>1</sup>  
*Universidade de Kagoshima*  
*Japão*

Dr Kevin Brand<sup>1,4</sup>  
*Health Canada*  
*Canadá*

Professor William J. Angell<sup>3C, E</sup>  
*Universidade de Minnesota*  
*EUA*

Dr Analia C. Canoba<sup>2</sup>  
*Autoridade Regulatória Nuclear*  
*Argentina*

Dr Hannu Arvela<sup>2,3</sup>  
*Autoridade de Segurança Radiológica e Nuclear*  
*Finlândia*

Dr Olivier Catelinois  
*Instituto de Proteção Radiológica e Segurança Nuclear*  
*França*

Dr Anssi Auvinen<sup>1</sup>  
*Escola de Saúde Pública de Tampere*  
*Finlândia*

Dr Douglas B. Chambers<sup>1, O</sup>  
*SENS Consultants Lim.*  
*Canadá*

Dr Michael Bailey<sup>2,6</sup>  
*Agência de Proteção da Saúde*  
*Reino Unido*

Dr David S. Chase<sup>2,3</sup>  
*Departamento de Meio Ambiente de New Hampshire*  
*EUA*

Dr Juan Miguel Barros Dios<sup>1</sup>  
*Universidade de Santiago de Compostela*  
*Espanha*

Dr Ian Chell<sup>2,3</sup>  
*Departamento de Saúde*  
*Reino Unido*

Dr Helene Baysson<sup>1</sup>  
*Instituto de Proteção Radiológica e Segurança Nuclear*  
*França*

Dr Jing Chen<sup>1,2</sup>  
*Health Canada*  
*Canadá*

Dr Thomas Beck<sup>2</sup>  
*Escritório Federal de Proteção Radiológica*  
*Alemanha*

Dr Bernard Collignan<sup>3, O</sup>  
*Centro Científico e Técnico da Edificação*  
*França*

Dr Francesco Bochicchio<sup>1,2,5,6V, E</sup>  
*Instituto Nacional de Saúde Italiano*  
*Itália*

Dr Susan Conrath<sup>6, E</sup>  
*Agência de Proteção Ambiental dos EUA*  
*EUA*

Dr Constantin Cosma<sup>2</sup>  
*Universidade Babes-Bolyai*  
*Romênia*

Professor Sarah C. Darby<sup>1C, E</sup>  
*Universidade de Oxford*  
*Reino Unido*

Dr Gregoire Dubois<sup>O</sup>  
*JRC - Comissão Européia*  
*Itália*

Dr Eckhard Ettenhuber<sup>6</sup>  
*Escritório Federal de Proteção Radiológica*  
*Alemanha*

Dr David Fenton<sup>5, 6C, E</sup>  
*Instituto de Proteção Radiológica da Irlanda*  
*Irlanda*

Professor R. William Field<sup>1, 2C, 3, 6, E</sup>  
*Universidade de Iowa*  
*EUA*

Dr Klaus Gehrcke<sup>6</sup>  
*Escritório Federal de Proteção Radiológica*  
*Alemanha*

Professor Alastair Gray<sup>4C, E</sup>  
*Universidade de Oxford*  
*Reino Unido*

Dr Bernd Grosche  
*Escritório Federal de Proteção Radiológica*  
*Alemanha*

Martha Gruson<sup>2</sup>  
*Escritório Federal de Saúde Pública*  
*Suíça*

Dr Matti Hakama  
*Registro Finlandês do Câncer*  
*Finlândia*

Dr Manfred Helming  
*Ministério Federal do Meio Ambiente*  
*Alemanha*

Dr Dave Hill<sup>1</sup>  
*Universidade de Oxford*  
*Reino Unido*

Sándor Horváth<sup>5</sup>  
*Escritório Federal de Saúde Pública*  
*Suíça*

Dr Philip Jalbert  
*Agência de Proteção Ambiental dos EUA*  
*EUA*

Dr Jerzy Jankowski<sup>2, 3</sup>  
*Instituto Nofer de Medicina Ocupacional*  
*Polônia*

Dr Philip H. Jenkins<sup>2V, 3</sup>  
*Bowser-Morner, Inc.*  
*EUA*

Dr Barnes Johnson  
*Agência de Proteção Ambiental dos EUA*  
*EUA*

Dr Thomas Jung<sup>E</sup>  
*Escritório Federal de Proteção Radiológica*  
*Alemanha*

Dr Gerald Kendall  
*Agência de Proteção da Saúde*  
*Reino Unido*

Professor Antoine Kies  
*Universidade de Luxemburgo*  
*Luxemburgo*

Dr Yoon-Shin Kim  
*Universidade de Hanyang*  
*República da Coreia*

Dr Gerald Kirchner  
*Escritório Federal de Proteção Radiológica*  
*Alemanha*

Dr Virginia Koukoulidou<sup>5</sup>  
*Comissão Grega de Energia Atômica*  
*Grécia*

Dr Tibor Kovacs<sup>3</sup>  
*Universidade de Panonia*  
*Hungria*

Professor Lothar Kreienbrock<sup>1</sup>  
*Universidade de Hannover*  
*Alemanha*

Dr Michaela Kreuzer<sup>1, E</sup>  
*Escritório Federal de Proteção Radiológica*  
*Alemanha*

Dr Maria Pavia<sup>1</sup>  
*Universidade de Catanzaro*  
*Itália*

Dr Daniel Krewski<sup>1, 4</sup>  
*Universidade de Ottawa*  
*Canadá*

Dr Hans-Henning Landfermann<sup>5</sup>  
*Ministério Federal do Meio Ambiente*  
*Alemanha*

Professor James P Mc Laughlin<sup>5C, 6, E</sup>  
*University College, Dublin*  
*Irlanda*

Dr Marielle Lecomte<sup>2, 3</sup>  
*Departamento de Proteção Radiológica*  
*Luxemburgo*

Dr Vladimir Lezhnin  
*Instituto de Ecologia Industrial*  
*Federação Russa*

Dr Ilona Mäkeläinen<sup>4</sup>  
*Autoridade de Segurança Radiológica e Nuclear*  
*Finlândia*

Dr Ches Mason<sup>6, O</sup>  
*Agência Internacional de Energia Atômica*  
*Austria*

Dr Paul McGale<sup>1</sup>  
*Universidade de Oxford*  
*Reino Unido*

Dr Susanne Menzler<sup>1</sup>  
*Universidade de Hannover*  
*Alemanha*

Dr Winfried Meyer<sup>3</sup>  
*Escritório Federal de Proteção Radiológica*  
*Alemanha*

Dr Jon Miles<sup>3, 6</sup>  
*Agência de Proteção da Saúde*  
*Reino Unido*

Dr Kristy Miller<sup>5, E</sup>  
*Agencia de Proteção Ambiental dos EUA*  
*EUA*

Dr Lars Mjones<sup>6</sup>  
*Autoridade Sueca de Proteção Radiológica*  
*Suécia*

Dr Christophe Murith<sup>6</sup>  
*Escritório Federal de Saúde Pública*  
*Suíça*

Dr Alison Offer<sup>1</sup>  
*Universidade de Oxford*  
*Reino Unido*

Professor Herwig Paretzke<sup>1</sup>  
*Centro Helmholtz de Múnic*  
*Alemanha*

Dr Laima Pilkyte<sup>2</sup>  
*Centro de Proteção Radiológica*  
*Lituania*

Dr Georges Piller<sup>6</sup>  
*Escritório Federal de Saúde Pública*  
*Suíça*

Dr André Poffin<sup>5</sup>  
*Agência Federal de Controle Nuclear*  
*Bélgica*

Dr Dobromir Pressyanov<sup>2, 3</sup>  
*Universidade de Sofia*  
*Bulgária*

Dr Lidia Purghel<sup>2</sup>  
*Instituto Nacional de Física e Engenharia Nuclear*  
*Romênia*

Dr Luis Santiago Quindós Poncela<sup>2,3,5</sup>  
*Universidade de Cantabria*  
*Espanha*

Dr Alberto Ruano Ravina<sup>1</sup>  
*Universidade de Santiago de Compostela*  
*Espanha*

Dr Simon Read<sup>1</sup>  
*Universidade de Oxford*  
*Reino Unido*

Dr Wolfgang Ringer<sup>2,3,6</sup>  
*Agência Austríaca de Saúde e segurança alimentar*  
*Áustria*

Georges-André Roserens<sup>3</sup>  
*Escritório Federal de Saúde Pública*  
*Suíça*

Chris Scivyer<sup>2</sup>  
*Entidade de Pesquisas em Edificação*  
*Reino Unido*

Professor Bing Shang<sup>1,2,3</sup>  
*Instituto Nacional de Proteção Radiológica*  
*China*

Dr Margaret Smith<sup>1</sup>  
*Universidade de Oxford*  
*Reino Unido*

Dr Ann-Louis Söderman<sup>5,6</sup>  
*Autoridade Sueca de Proteção Radiológica*  
*Suécia*

Professor Daniel Steck<sup>2V</sup>  
*Universidade St. John's*  
*EUA*

Professor Terje Strand<sup>2,3,4V,5,E</sup>  
*Autoridade Norueguesa de Proteção Radiológica*  
*Noruega*

Dr Quanfu Sun<sup>4,5</sup>  
*Instituto Nacional de Proteção Radiológica*  
*China*

Dr Pavel Szerbin<sup>5</sup>  
*Instituto de Radiobiologia e Radiobiologia*  
*Hungria*

Dr Josef Thomas  
*Instituto Nacional de Proteção Radiológica*  
*República Tcheca*

Dr Margot Tirmarche<sup>1, O</sup>  
*Instituto de Proteção Radiológica e Segurança Nuclear*  
*França*

Dr Shinji Tokonami<sup>2,3</sup>  
*Instituto Nacional de Ciências Radiológicas*  
*Japão*

Dr Ladislav Tomasek<sup>1,4</sup>  
*Instituto Nacional de Proteção Radiológica*  
*Republica Tcheca*

Dr Jochen Tschiersch<sup>2V</sup>  
*Centro Helmholtz de Múnic*  
*Alemanha*

Dr Lene Veiga<sup>1</sup>  
*Instituto de Proteção Radiológica e Dosimetria*  
*Brasil*

Dr Hilary Walker<sup>5</sup>  
*Agência de Proteção da Saúde*  
*Reino Unido*

Dr Zuoyuan Wang  
*Instituto Nacional de Proteção Radiológica*  
*China*

Dr Wolfgang Weiss<sup>O</sup>  
*Escritório Federal de Proteção Radiológica*  
*Alemanha*

Professor H.-Erich Wichmann<sup>1</sup>  
*Centro Helmholtz de Múnic*  
*Alemanha*

Dr Peter Wiedemann  
*Centro de Pesquisas de Jülich*  
*Alemanha*

Dr Yuji Yamada<sup>2</sup>  
*Instituto Nacional de Ciências Radiológicas*  
*Japão*

Dr Hidenori Yonehara<sup>4,6</sup>  
*Instituto Nacional de Ciências Radiológicas*  
*Japão*

Dr Mikhail Zhukovsky<sup>1,2</sup>  
*Instituto de Ecologia Industrial*  
*Federação Russa*

Dr Jan M. Zielinski<sup>1V,E</sup>  
*Health Canada*  
*Canadá*

Dr Zora S. Zunic<sup>5</sup>  
*Instituto de Ciências Nucleares*  
*Sérvia*

## **Organização Mundial de Saúde**

Dr Zhanat Carr<sup>5,P</sup>  
Dr Emilie van Deventer  
Dr Annette Prüss-Üstün  
Dr Michael Repacholi  
Dr Ferid Shannoun<sup>P,E</sup>  
Dr Hajo Zeeb<sup>1,6,P,E,\*</sup>

- 
- 1 Grupo de trabalho sobre os efeitos na saúde  
2 Grupo de trabalho sobre medições  
3 Grupo de trabalho sobre prevenção e mitigação  
4 Grupo de trabalho sobre custo-efetividade  
5 Grupo de trabalho sobre comunicação  
6 Grupo de trabalho sobre programas nacionais

C Presidente do grupo de trabalho

E Grupo de Edição

O Observador

P Coordenação do Projeto

V Vice-presidente do grupo de trabalho

\* Desde outubro de 2006 na Universidade de Mainz



## PREFÁCIO

Depois do fumo, o radônio é a segunda causa de câncer de pulmão na população em geral. Estudos epidemiológicos têm fornecido fortes evidências da associação entre radônio em ambientes internos e câncer de pulmão, mesmo nas concentrações relativamente baixas de radônio usualmente encontradas em imóveis residenciais. No entanto, esforços para reduzir o número de cânceres de pulmão relacionado à exposição ao radônio só tem alcançado sucesso em poucos países.

A Organização Mundial da Saúde chamou a atenção para os efeitos na saúde decorrentes da exposição ao radônio presente em residências em 1979, pelo trabalho grupo europeu sobre a qualidade do ar em ambientes internos. Posteriormente, em 1988, o radônio foi classificado como um carcinógeno humano pela IARC, a agência da OMS especializada em pesquisa sobre câncer. Em 1993, um seminário internacional sobre radônio em ambientes internos realizado pela OMS, organizado em Eilat, com cientistas e especialistas de radônio da Europa, América do Norte e Ásia, foi o primeiro passo na direção de uma abordagem unificada para o controle de exposições ao radônio e aconselhamento na comunicação de riscos associados à saúde. Em 2005, a OMS estabeleceu o Projeto Internacional de Radônio para identificar estratégias eficazes para a redução do impacto do radônio à saúde e para aumentar a consciência pública e política sobre as consequências da exposição prolongada ao radônio. Participantes e colaboradores de mais de 30 países trabalharam em conjunto na direção de um conhecimento geral global das questões associadas com o radônio presente em ambientes internos.

O principal produto do Projeto Internacional de Radônio da OMS é este manual, que se concentra na exposição ao radônio em ambientes internos, enfatizando o seu impacto do ponto de vista da saúde pública. Ele inclui recomendações detalhadas sobre a redução do risco à saúde devido ao radônio e aborda opções políticas para prevenção e mitigação do radônio. Este manual é destinado a países que planejam desenvolver programas nacionais ou ampliar suas atividades relacionadas ao radônio, bem como às partes interessadas envolvidas no controle de radônio, tal como a indústria da construção e profissionais da construção civil.

A OMS recomenda que, sempre que indicado, programas abrangentes de radônio sejam desenvolvidos, de preferência ligados a programas de qualidade do ar e de controle do tabaco. Este manual reflete a longa experiência de vários países com tais programas de radônio. A OMS espera manter e melhorar a colaboração com os países para alcançar o desafiador objetivo de redução dos problemas à saúde associados ao radônio.

*Dra. Maria Neira, Diretora  
Departamento de Saúde Pública e Ambiente  
OMS, Genebra*







## SUMÁRIO EXECUTIVO

O radônio é um gás radioativo que emana de rochas e solos e tende a se concentrar em espaços fechados como minas subterrâneas ou imóveis. A infiltração de gases do solo é reconhecida como a fonte mais importante de radônio residencial. Outras fontes, que incluem materiais de construção e água extraída de poços, são de menor importância na maioria das circunstâncias. O radônio é um dos principais contribuintes para a dose de radiação ionizante recebida pela população geral.

Estudos recentes na Europa, América do Norte e Ásia sobre o radônio presente em ambiente interno e câncer de pulmão fornecem fortes evidências de que o radônio provoca um número substancial de casos de câncer de pulmão na população em geral. As estimativas atuais sobre a proporção de casos de câncer de pulmão atribuíveis ao radônio variam entre 3 a 14%, dependendo da concentração média de radônio no país em questão e dos métodos de cálculo empregados. As análises indicam que o risco de câncer de pulmão aumenta proporcionalmente com o aumento da exposição ao radônio. Como muitas pessoas são expostas a níveis de concentrações de radônio baixas e moderadas, a maioria dos casos de câncer de pulmão associados ao radônio são causadas por estes níveis de exposição e não por concentrações mais elevadas. O radônio é a segunda causa de câncer de pulmão depois do fumo. A maioria dos casos de cânceres de pulmão induzidos pelo radônio ocorrem entre os fumantes, devido a um forte efeito combinado entre fumo e radônio.

As medições de radônio são relativamente simples de realizar e são essenciais para avaliar a concentração de radônio em imóveis. Elas precisam ser baseadas em protocolos padronizados para garantir medições precisas e consistentes. A concentração de radônio em ambientes internos varia de acordo com a construção e a ventilação dos imóveis. Estas concentrações variam substancialmente não somente segundo as estações do ano, mas também durante o dia e a noite e até mesmo de hora em hora. Devido a essas flutuações, a estimativa da concentração média anual de radônio exige medições confiáveis, durante pelo menos três meses, e de preferência por longo tempo. Medições de curto prazo fornecem apenas uma indicação aproximada da concentração real do radônio. A fim de garantir a qualidade das medições é altamente recomendado a existência de um programa de garantia da qualidade para os dispositivos para medição de radônio.

É importante abordar a questão do radônio tanto na construção de novos imóveis (prevenção), como nos imóveis existentes (mitigação ou remediação). As estratégias primárias de prevenção e mitigação do radônio focam na vedação das vias de entrada do radônio no imóvel e em reverter as diferenças de pressão do ar entre o ambiente interno e o solo, por diferentes técnicas de despressurização do solo. Em muitos casos, a redução nas concentrações de radônio é alcançada pela combinação de diversas estratégias.

A escolha de estratégias para prevenção e mitigação do radônio deve ser baseada em uma análise de custo-efetividade. Esta abordagem compara os custos líquidos dos cuidados de saúde com os benefícios líquidos para a saúde resultante de uma variedade de ações ou políticas, proporcionando um índice para priorização das ações.

Algumas análises indicam que medidas preventivas em todos os imóveis novos são custo-efetivas em áreas onde mais de 5% das moradias já existentes apresentam concentrações de radônio superiores a 200 Bq/m<sup>3</sup>. A prevenção em residências novas tende a ser mais custo-efetiva do que a mitigação em residências existentes. Em algumas áreas de baixo risco os custos da medição podem ser maiores do que os custos da mitigação (para residências já existentes), devido ao elevado número de casas em que radônio terá que ser medido, em comparação com o número de casas a serem mitigadas. Mesmo que as análises indiquem que a um nível nacional os programas de remediação não são custo-efetivos, as altas concentrações de radônio em ambientes internos necessitam ser reduzidas, pois representam um risco considerável de câncer de pulmão para os indivíduos.

Uma vez que, o público não tem conhecimento sobre os riscos associados ao radônio em ambientes internos, é recomendado a formulação de uma política de comunicação de risco especial. A comunicação de risco do radônio deve ser focada na informação para diferentes públicos e em recomendações de medidas adequadas para a redução do radônio em ambientes internos. A colaboração entre técnicos especialistas e profissionais de comunicação é necessária, para desenvolver uma gama de mensagens específicas. As mensagens sobre o risco do radônio para a saúde devem ser muito simples e informações para o público sobre o risco quantitativo devem ser expressas em termos facilmente compreensíveis. Por exemplo, é útil expressar o risco de câncer de pulmão devido ao radônio em comparação com outros riscos de câncer, ou com riscos comuns da vida cotidiana.

Idealmente, os programas de saúde pública para a redução dos riscos associados ao radônio devem ser desenvolvidos a nível nacional. Tais programas nacionais de radônio devem ser destinados a reduzir tanto o risco da população devido a concentração média de radônio a nível nacional, como o risco individual para pessoas que vivem em áreas com altas concentrações de radônio.

A política nacional de radônio deve ser concentrada na identificação de áreas geográficas onde as populações estariam em maior risco de exposição ao radônio e na sensibilização do público sobre os riscos associados à saúde. Os elementos-chave para um programa nacional de sucesso incluem a colaboração com outros programas de promoção da saúde (por exemplo, qualidade do ar em ambiente interno, controle do tabagismo) e a formação de profissionais de construção e de outras partes interessadas na implementação de medidas de prevenção e mitigação do radônio. Devem ser adotados códigos para a construção civil adequados, os quais devem exigir a instalação de medidas de prevenção de radônio para residências em construção. Além disto, a medição de radônio realizada durante a compra e venda de residências é útil para identificar aquelas com altas concentrações de radônio.

Um nível de referência nacional para o radônio representa a concentração máxima aceita de radônio em residências e é um componente importante de um programa nacional. Para casas com concentrações de radônio acima desses níveis podem ser recomendadas ou exigidas medidas de remediação. Ao definir um nível de referência vários fatores nacionais devem ser levados em consideração, como os níveis de concentração de radônio, o número de casas existentes com altas concentrações de radônio, a média aritmética do nível de radônio em ambiente interno e a prevalência do tabagismo. Considerando os últimos dados científicos, a OMS propõe um nível de referência de 100 Bq/m<sup>3</sup> para minimizar os riscos à saúde devido à exposição ao radônio em ambiente interno. No entanto, se este nível não puder ser alcançado nas condições específicas vigentes de cada país, o nível de referência escolhido não deve ser superior a 300 Bq/m<sup>3</sup>, que representa cerca de 10 mSv por ano, de acordo com cálculos recentes efetuados pela Comissão Internacional de Proteção Radiológica.

O objetivo geral deste manual é fornecer uma visão geral e atual dos principais aspectos do radônio relacionados com a saúde. Ele não pretende substituir os padrões existentes de proteção radiológica, pelo contrário, mas sim enfatizar questões que são relevantes para um planejamento abrangente, para implementação e para avaliação dos programas nacionais de radônio.



## ABREVIACÕES

- ASTM** American Society for Testing and Materials (Sociedade Americana de testes e materiais)
- AVAQ** Anos de Vida Ajustados pela Qualidade (“*quality-adjusted life-year -QALY*”)
- AVPI** Ano de vida perdido por incapacidade (Disability adjusted life year –DALY)
- BEIR** Biological Effects of Ionizing Radiation (Efeitos Biologicos das Radiações Ionizantes)
- CCL** Contagem por cintilação líquida
- CIE** Câmara de ionizao de eletreto
- CMD** Concentração mínima detectável
- DAS** Despressurização ativa do solo
- DCA** Detector de carvão ativado
- DEFRA** Department for Environment, Food and Rural Affairs (Departamento de Meio Ambiente, Alimentação e Assuntos Rurais do Reino Unido)
- DDTPA** Duplo detector de traços de partículas alfas
- DIE** Dispositivo de integração eletrônica
- DIN** Deutsches Institut für Normung (Instituto Alemão de Padronização)
- DPS** Despressurização ativa do solo
- DTPA** Detector de traços de partículas alfas
- ERR** Excesso de risco relativo
- GQ** Garantia da qualidade
- IARC** International Agency for Research on Cancer (Agência Internacional de Pesquisa em Câncer)
- ICRP** International Commission on Radiological Protection (Comissão Internacional de Proteção Radiológica)
- IC95** Intervalo de confiança de 95%
- MCR** Monitor contínuo de radônio
- NCRP** National Council on Radiation Protection and Measurements (Conselho Nacional de Proteção e Medição Radiológica dos Estados Unidos)
- NRC** National Research Council (Conselho Nacional de Investigações dos Estados Unidos)
- OCDE** Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econmico
- OMS** Organização Mundial de Saúde
- RR** Risco relativo
- STAR** Systems for Test Atmospheres with Radon (Sistema para atmosfera de teste com radônio)
- UNSCEAR** United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (Comitê Científico das Nações Unidas para os Efeitos da Radiação Atômica)

USDHHS United States Department of Health and Human Services (Departamento de Saúde e Serviços Humanos dos Estados Unidos)

USEPA United States Environmental Protection Agency (Agência de proteção ambiental dos Estados Unidos)

WL Working level (Nível de trabalho)

WLM Working level month (Nível de trabalho mensal)



## GLOSSÁRIO

**Ano de Vida ajustados pela qualidade (AVAQ):** do inglês *quality-adjusted life-year- QALY*, ano de vida ajustado pela sua qualidade, valor ou utilidade. Um ano em plena saúde é dado o valor de 1 AVAQ; no mesmo período em dor moderada, por exemplo, pode ser dado um valor de 0,7 AVAQ. O AVAQ visa incorporar a qualidade de vida e quantidade de vida em uma medida, e por isso é atraente para os especialistas em economia de saúde como uma medida geral de resultado de saúde.

**Ano de vida perdido por incapacidade (AVPI):** do inglês *Disability adjusted life year –DALY*, unidade de medida de saúde baseada na duração da vida de uma pessoa ajustados pelo seu nível de incapacidade. O número de AVPI perdidos são calculados com referência a um “padrão ouro de referência” de saúde plena em um país com expectativa de vida elevada: por exemplo, uma pessoa na África do Sul incapacitada por cegueira que, em seguida, morre aos 45 perdeu vários anos de saúde plena como resultado da cegueira, mas também 35 anos de vida em comparação com a expectativa de vida média de 80 anos no Japão.

**Área propensa ao radônio:** uma área onde uma proporção significativa de casas excedem o nível de referência.

**Casas ou moradias ou residências:** qualquer estrutura, independente ou ligada, utilizada para a residência humana não ocupacional. O termo “casa” refere-se a uma residência independente de uma única família.

**Concentração de radônio:** atividade do gás radônio expressada como decaimentos por unidade de tempo em um determinado volume de ar. A unidade de concentração de radioatividade utilizada é Becquerel por metro cúbico (Bq/m<sup>3</sup>).

**Controle de Qualidade:** comprovações de qualidade efetuados dentro do laboratório de medição de radônio como parte do sistema geral de garantia da qualidade.

**Excesso de risco relativo (ERR):** o ERR é uma medida epidemiológica de risco que quantifica o quanto o risco entre pessoas com um determinado nível de exposição excede o risco de pessoas não expostas.

**Exposição ao radônio:** quantidade de tempo que uma pessoa está exposta a uma determinada concentração de radônio. Ela é determinada pela concentração de radônio, em Bq/m<sup>3</sup>, de cada área multiplicada pela quantidade de tempo que se tenha permanecido nessa área.

**Fator de equilíbrio (fator F):** o radônio está constantemente em decaimento e dando origem aos descendentes (progênie) do radônio. Estes são de curta duração e decaem até atingir um isótopo de chumbo de longa vida. O factor F é utilizado para descrever a relação entre o radônio e seus descendentes. Um fator F de 1 significa quantidades iguais de radônio e seus descendentes. Um fator F de 0,4 é considerado como valor representativo para as casas.

**Garantia de qualidade:** o conjunto de ações planejadas e sistematicamente aplicadas em fases específicas do processo de medição do radônio para assegurar a confiança e precisão dos resultados de medição.

**Nível de referência:** este nível não define um limite rígido entre segurança e perigo, mas representa a concentração média anual de radônio em uma casa acima do qual é altamente recomendável ou necessária a redução da concentração de radônio.

**Medição de curto prazo:** a medição de concentrações de radônio que ocorre em um período de tempo de não mais de 3 meses.

**Medição de longo prazo:** a medição das concentrações de radônio que ocorre por longo período de tempo, compreendido de 3 meses a 1 ano.

**Membranas ou barreiras:** ambos os termos referem-se a uma camada plástica contínua que é colocada em toda fundação da casa durante a construção, cuja finalidade é evitar que o radônio entre na casa quando a construção for concluída.

**Marketing social:** a aplicação do marketing juntamente com outras idéias e técnicas para atingir metas específicas de comportamento para um bem social. É aplicado em campanhas de promoção da saúde para mudar o comportamento das pessoas, por exemplo, em mensagens contra o tabagismo ou em esforços destinados a prevenir o câncer de pele incentivando as pessoas a evitarem a exposição excessiva ao sol.

**Mitigação ou remediação:** esses termos são intercambiáveis e referem-se a medidas tomadas em um edifício existente para reduzir a entrada de radônio.

**Profissionais da construção:** este termo descreve todos os envolvidos na concepção, construção, renovação e manutenção de edifícios, bem como os envolvidos na concepção e instalação de sistemas de prevenção e mitigação do radônio.

**Programa nacional de radônio:** uma série de medidas que visam a minimização da exposição da população ao radônio, e são implementadas por instituições designadas por uma autoridade nacional.

**Pesquisa nacional de radônio:** pesquisa realizada para determinar a distribuição da concentração de radônio, que reflita de forma representativa à exposição ao radônio da população de um país.

**Prevenção:** no contexto desse manual, medidas instaladas durante a construção de novas casas ou para prevenir a entrada do radônio.

**Reforma:** trabalho que modifica a estrutura, o aquecimento, a refrigeração e os sistemas mecânicos da casa e podem abrir novas rotas de entrada para o radônio, alterar padrões de ventilação ou modificar os padrões de pressão do ar.

**Residentes ou moradores:** este é um termo de conveniência usado para descrever coletivamente aqueles que vivem em uma casa ou residência. Refere-se aos ocupantes da casa, incluindo tanto proprietários como inquilinos.

**Risco relativo (RR):** o RR é uma razão da probabilidade da ocorrência de uma doença no grupo exposto em comparação com um grupo não exposto.

**Working level month (WLM):** termo comumente utilizado em inglês, Nível de trabalho mensal (NTM), o nível de trabalho é definido como a combinação dos descendentes de meia-vida curta em um litro ar que resulta na emissão de  $1,3 \times 10^5$  MeV de energia potencial alfa. A exposição acumulativa de uma pessoa exposta a esta concentração durante um “mês trabalho” de 170 horas (ou o dobro dessa concentração durante a metade do tempo, etc.) é definida como “nível de trabalho mensal.



## INTRODUÇÃO

Os riscos para a saúde humana causados pela radiação ionizante são bem conhecidos. O gás radônio é a mais importante fonte de radiação ionizante dentre aquelas que são de origem natural. O radônio ( $^{222}\text{Rn}$ ) é um gás nobre formado a partir do rádio ( $^{226}\text{Ra}$ ), que é um produto de decaimento do urânio ( $^{238}\text{U}$ ). O urânio e rádio ocorrem naturalmente em solos e rochas. Outros produtos de decaimento do urânio e do tório incluem os isótopos torônio ( $^{220}\text{Rn}$ ) e actinônio, ( $^{219}\text{Rn}$ ). O gás radônio, cuja meia-vida tem 3,8 dias, emana de rochas e solos e tende a se concentrar em espaços fechados como minas subterrâneas ou casas. É um dos principais contribuintes para a dose de radiação ionizante recebida pela população geral.

Quando o gás radônio é inalado, partículas alfa densamente ionizantes emitidas pelo decaimento dos produtos depositados de vida curta do radônio ( $^{218}\text{Po}$  e  $^{214}\text{Po}$ ) podem interagir com o tecido biológico nos pulmões levando a danos no DNA. O câncer geralmente ocorre após pelo menos uma mutação, e a proliferação intermediária das células que sofreram algum dano no DNA pode aumentar muito o número de células disponíveis para o desenvolvimento do câncer. Uma vez que uma única partícula alfa pode causar grandes danos genéticos a uma célula, é possível que os danos no DNA relacionados com o radônio ocorram em qualquer nível de exposição. Portanto, é improvável que exista um limiar de concentração abaixo do qual o radônio não cause potencialmente câncer de pulmão.

Os efeitos do radônio na saúde, principalmente o câncer de pulmão, têm sido investigados por várias décadas. Inicialmente, as investigações se concentraram em trabalhadores de minas subterrâneas expostos a concentrações elevadas de radônio no seu ambiente de trabalho. No entanto, no início da década de 1980, várias pesquisas sobre as concentrações de radônio em residências e outras construções foram realizadas. Os resultados dessas pesquisas em conjunto com as estimativas de risco baseadas nos estudos com mineiros forneceram evidências indiretas de que o radônio pode ser uma importante causa de câncer de pulmão na população em geral. Recentemente, os esforços para investigar a associação direta entre o radônio em ambientes internos e câncer de pulmão forneceram evidências significativas do aumento no risco de câncer de pulmão associada com a exposição a radônio, mesmo em níveis normais encontrados nas construções. A avaliação de risco do radônio tanto nas minas quanto em ambientes residenciais tem fornecido informações claras sobre os riscos na saúde devido ao radônio. O radônio é agora reconhecido como a segunda causa de câncer de pulmão depois do tabagismo na população geral.

A compreensão das fontes e mecanismos de transporte do radônio tem evoluído ao longo de várias décadas. Na década de 1950, altas concentrações de radônio foram observadas em água de poços perfurados para uso doméstico e água potável. Inicialmente, a preocupação com radônio foi sobre os efeitos à saúde decorrentes da ingestão da água. Posteriormente, determinou-se que o principal risco à saúde era da inalação do radônio liberado pela água. Em meados da década de 1970, a emissão de radônio proveniente de materiais de construção passou a ser um problema em algumas regiões, devido



à utilização de folhelho aluminoso<sup>1</sup> com níveis elevados de rádio. Em 1978, foram identificadas casas onde as concentrações internas de radônio não eram associadas com o transporte de água de poços ou emanção de materiais de construção. A infiltração do gás pelo solo se tornou reconhecidamente como a mais importante fonte de radônio em ambientes internos. Outras fontes, incluindo materiais de construção e água de poços, são na maioria das circunstâncias, de menor importância.

Este manual está direcionado a exposição ao radônio em ambientes internos. Evidências epidemiológicas indicam que o radônio em ambientes internos é responsável por um número substancial de casos de câncer de pulmão na população geral. A distribuição de radônio em ambientes internos na maioria dos países é melhor representada por uma distribuição log-normal, onde a maior parte das concentrações de radônio ocorrem em faixas menores. Como resultado, a maioria dos casos de câncer de pulmão induzidos pelo radônio ocorrem após exposição a concentrações de radônio baixas a moderadas. O UNSCEAR informou recentemente que agora há uma ótima consistência entre as estimativas de risco desenvolvidas a partir de estudos epidemiológicos com mineiros e estudos caso-controle de radônio residencial. Enquanto os estudos com mineiros fornecem uma base forte para avaliar os riscos da exposição ao radônio e para investigar os efeitos de modificadores para a relação dose-resposta, os recentes resultados dos estudos residenciais agrupados, fornecem um método direto para estimar os riscos para os residentes, sem a necessidade de uma extrapolação a partir dos estudos com mineiros.

O manual está organizado em seis capítulos, cada um introduzido por mensagens-chave que permitem uma orientação eficaz para o leitor. Normalmente, os termos ou palavras são definidos na primeira vez que são utilizados. Alguns termos específicos são também definidos no glossário deste documento.

- ✓ O capítulo 1 discute o conhecimento atual sobre os riscos à saúde relacionados ao radônio e apresenta as estimativas mais recentes de exposições populacionais e riscos para câncer de pulmão. Este capítulo também trata de outros potenciais efeitos à saúde relacionados ao radônio.
- ✓ O capítulo 2 aborda os diferentes dispositivos de medição de radônio e a elaboração de procedimentos para uma medição confiável de radônio tanto no ar como na água. Além disso, o capítulo apresenta orientações para vários cenários de medições de radônio como o teste individual em residências ou medições de diagnóstico em materiais de construção.
- ✓ O capítulo 3 discute as opções de controle de radônio durante a construção de novas moradias (prevenção) e redução de radônio em moradias existentes (mitigação ou remediação).
- ✓ O capítulo 4 considera o uso da avaliação econômica como uma forma sistemática de avaliação dos custos e benefícios de diferentes medidas preventivas e remediadoras. São revisadas a metodologia da análise de custo-efetividade, e a relevância desta abordagem para ações relativas ao radônio. Um estudo de caso ilustra a abordagem e a interpretação dos resultados.
- ✓ O capítulo 5 fornece orientações sobre o desenvolvimento de estratégias de comunicação de riscos do radônio e propõe várias mensagens principais para informar sobre os riscos do radônio a diferentes grupos-alvo.

Por último, o capítulo 6 apresenta componentes para o desenvolvimento de um programa nacional de radônio e o arcabouço para a organização de um programa desse tipo. Neste capítulo também são discutidos níveis de referência do radônio e sua importância nesse contexto.

Os diferentes capítulos deste manual oferecem uma perspectiva internacional do radônio como um problema de saúde ambiental. O manual destaca a exposição ao radônio residencial, enfatizando

---

<sup>1</sup> Uma variedade de folhelho ou ardósia argilosa usada para produzir um determinado tipo de concreto leve.

o seu impacto do ponto de vista da saúde pública, e inclui recomendações detalhadas sobre a redução dos riscos à saúde associados a exposição ao radônio e propostas de políticas sólidas para a prevenção e mitigação do radônio. Os países precisam desenvolver programas de prevenção e mitigação do radônio que reflitam elementos exclusivos de suas regiões (ex. fontes de radônio, mecanismos de transporte, regulamentos de construção, códigos de construção e características da construção). O manual não pretende substituir as normas de radioproteção existentes, mas colaborar com o planejamento, implementação e avaliação dos programas nacionais de radônio. Ele é destinado aos países que pretendem desenvolver programas nacionais ou ampliar suas atividades que envolvem o radônio, assim como as partes interessadas que estão envolvidas no controle de radônio, como o setor da construção e profissionais de construção.





## 1. EFEITOS DO RADÔNIO SOBRE A SAÚDE

### OS PONTOS-CHAVE

- ◆ Os estudos epidemiológicos confirmam que o radônio em residências aumenta o risco de câncer de pulmão na população em geral. Outros efeitos do radônio sobre a saúde não têm sido demonstrados de forma consistente.
- ◆ Estima-se que a proporção de casos de câncer de pulmão associados ao radônio esteja entre 3% e 14%, dependendo da concentração média do radônio no país e do método de cálculo empregado.
- ◆ O radônio é a segunda causa de câncer de pulmão logo após o tabagismo. Em muitos países, o radônio tem maior probabilidade de causar câncer de pulmão em pessoas que fumam, ou que já fumaram, do que em quem nunca fumou. Entretanto, é a principal causa de câncer de pulmão entre as pessoas que nunca fumaram.
- ◆ Não se conhece um valor limite de concentração abaixo da qual a exposição ao radônio não apresente nenhum risco. Mesmo baixas concentrações de radônio podem resultar em um pequeno aumento no risco de câncer de pulmão.
- ◆ A maioria dos casos de câncer de pulmão induzidos pelo radônio são causados por concentrações baixas ou moderadas de radônio e não por concentrações elevadas, dado que, em geral, existe um menor número de pessoas expostas a altas concentrações de radônio em ambientes internos.

Este capítulo aborda o conhecimento atual sobre os riscos do radônio à saúde, incluindo o câncer de pulmão e outros potenciais efeitos à saúde. Ele também fornece estimativas de concentrações do radônio em vários países e resume estimativas recentes da incidência do câncer de pulmão induzida pelo radônio. Na maioria dos países o radônio é a maior fonte natural de exposição à radiação ionizante. Na população em geral, a maior exposição ocorre em ambientes internos, especialmente em pequenas construções como casas (UNSCEAR 2000), embora existam alguns grupos nos quais a exposição ocupacional apresente um maior risco.

As evidências do aumento da mortalidade por doenças respiratórias entre determinados grupos de trabalhadores de minas subterrâneas na Europa Central foram registradas no século XVI, mas somente no século XIX foi compreendido que a doença de fato era câncer de pulmão. No século XX, apareceram as primeiras suspeitas de que o radônio era a causa do câncer de pulmão em mineiros expostos á radônio, e na década de 1950 foi estabelecida a relação causal entre o radônio e câncer de pulmão. Mais detalhes históricos podem ser encontrados em outros documentos (BEIR IV, 1988). Estudos com trabalhadores em minas subterrâneas expostos ocupacionalmente ao radônio, geral-

mente em altas concentrações, têm consistentemente demonstrado um aumento no risco de câncer de pulmão para fumantes e não-fumantes. Baseado principalmente nessas evidências o radônio foi classificado como um agente cancerígeno humano pela Agência Internacional de Pesquisa em Câncer em 1988 (IARC 1988).

Desde a década de 1980, um grande número de estudos examinou diretamente a relação entre o radônio presente em ambientes residenciais e o câncer de pulmão na população em geral. Individualmente, esses estudos são geralmente muito pequenos tanto para descartar um risco, quanto para fornecer evidências claras de sua existência. Os investigadores dos principais estudos realizados na Europa, América do Norte e China uniram seus dados e os re-analisaram de forma combinada (Lubin et al. 2004, Krewski et al. 2005, 2006, Darby et al. 2005, 2006). Essas três análises combinadas apresentaram evidências sobre o risco de câncer de pulmão decorrente da exposição ao radônio em ambientes residenciais. Juntas, fornecem provas contundentes de que o radônio causa um número substancial de casos de câncer de pulmão na população em geral e fornecem uma estimativa direta da magnitude deste risco. Também sugerem que um aumento no risco de câncer de pulmão não pode ser excluído mesmo abaixo de 200 Bq/m<sup>3</sup>, que é a concentração de radônio na qual atualmente se recomenda a realização de medidas de ação em muitos países.

## 1.1 O Risco de câncer de pulmão em mineiros expostos ao radônio

As taxas de câncer de pulmão em mineiros expostos ao radônio têm sido geralmente estudadas utilizando-se estudos de coorte no qual se identificam todos os trabalhadores empregados em uma mina durante um determinado período de tempo. Os trabalhadores são acompanhados ao longo do tempo, independentemente se continuam trabalhando na mina, e no final do período de acompanhamento se determina o estado vital de cada trabalhador. Para aqueles que faleceram, a data e a causa da morte é determinada, e a taxa de mortalidade por câncer de pulmão é calculada, tanto a taxa geral como categorizada por idade, período de tempo trabalhado e exposição cumulativa ao radônio. Nestes estudos, a exposição ao radônio foi geralmente estimada retrospectivamente e a qualidade da avaliação da exposição foi baixa, especialmente nos primeiros anos de mineração, quando as exposições eram mais elevadas e não se realizava medições de radônio. Nos estudos com mineiros expostos ao radônio as concentrações dos filhos do radônio são geralmente expressas em unidade de “níveis de trabalho” (WL- *working level*). O nível de trabalho é definido como qualquer combinação dos filhos de meia vida curta do radônio em um litro de ar que resultarão na emissão de  $1,3 \times 10^5$  MeV de energia alfa potencial. A exposição acumulativa de um indivíduo exposto a esta concentração ao longo de um “mês de trabalho” de 170 horas (ou a duas vezes esta concentração durante a metade do tempo, etc.) é definido como um “nível de trabalho mensal” (WLM - *working level month*).

Uma revisão dos principais estudos com trabalhadores de minas subterrâneas expostos ao radônio na década de 1990 foi realizado pela Comissão sobre os Efeitos Biológicos das Radiações Ionizantes (BEIR VI 1999). Foram considerados onze estudos de coorte, com um total de 60000 mineiros na Europa, América do Norte, Ásia e Austrália, entre os quais ocorreram 2600 mortes por câncer de pulmão. Oito desses estudos foram realizados com trabalhadores de minas subterrâneas de urânio e os restantes com trabalhadores de minas subterrâneas de estanho, fluorita ou ferro. De um modo geral, as taxas de câncer de pulmão aumentaram com o aumento da exposição cumulativa ao radônio, porém em um estudo (coorte de Colorado) a taxa aumentou em exposições cumulativas moderadas e então diminuiu em exposições cumulativas elevadas. Após a exclusão das exposições cumulativas acima de 3200 WLM neste estudo, a taxa de câncer de pulmão aumentou linearmente com o aumento da exposição cumulativa ao radônio em todos os 11 estudos, embora o aumento da taxa para cada unidade de aumento na exposição tenha variado em um fator superior a 10 entre os estudos, uma variação muito

maior do que poderia ser atribuída ao acaso. Apesar da variação substancial na magnitude do risco apresentada pelos diferentes estudos, o comitê BEIR VI realizou uma série de análises considerando os dados combinados de todos os 11 estudos, utilizando diferentes pesos para os diferentes estudos. Uma dessas análises estimou que o aumento médio na taxa de mortalidade por câncer de pulmão por cada WLM nos 11 estudos de análise combinadas foi 0,44% (intervalo de confiança de 95% [IC95]: 0,20-1,00%). O aumento percentual na taxa de mortalidade por câncer de pulmão por WLM variou com o tempo de exposição, sendo o maior risco no período de 5-14 anos após a exposição. Outra descoberta do estudo BEIR VI foi que os trabalhadores de minas subterrâneas expostos a concentrações mais baixas de radônio tiveram um maior aumento percentual na taxa de mortalidade por câncer de pulmão por WLM comparado com aqueles expostos a concentrações mais elevadas de radônio. No intuito de resumir os riscos observados nos estudos destes trabalhadores expostos ao radônio e fazer projeções sobre os prováveis riscos em outras populações expostas ao radônio, o comitê BEIR VI desenvolveu uma série de modelos. Para ilustração, a Tabela 1 resume o modelo exposição-idade-concentração.

Desde a publicação do relatório BEIR VI, um estudo checo adicional realizou um acompanhamento com trabalhadores de minas subterrâneas expostos ao radônio (Tomasek et al. 2002, 2004), assim como um outro estudo francês (Rogel et al., 2002, Laurier et al. 2004). Vários trabalhos têm sido publicados fornecendo novas análises de outros grupos (Langholz et al. 1999, Stram et al. 1999, Hauptmann et al. 2001, Hornung et al. 2001, Dupont et al. 2002, Archer et al. 2004, Hazelton et al. 2001, Heidenreich et al. 2004). Além disso, foram estabelecidas coortes dos mineiros de carvão expostos ao radônio na Polônia (Skowronek et al., 2003) e no Brasil (Veiga et al. 2004), assim como uma grande coorte de mineiros de urânio na antiga República Democrática Alemã (Kreuzer et al. 2002).

A coorte alemã inclui um total de 59001 trabalhadores que foram empregados da Companhia Wismut na Alemanha Oriental (Grosche et al. 2006). No momento do primeiro acompanhamento da mortalidade, um total de 2388 mortes por câncer de pulmão haviam ocorrido. A coorte alemã é particularmente interessante, uma vez que é tão grande quanto todos os 11 estudos de coortes analisados pelo Comitê BEIR VI. Além disso, os mineiros pertenciam a uma mesma área geográfica e tinham a mesma origem social, e toda a coorte estava sujeita ao mesmo procedimento de acompanhamento e o mesmo sistema de avaliação da exposição. Neste estudo, o aumento médio na taxa de mortalidade por câncer de pulmão foi 0,21%WLM (IC95: 0,18-0,24%), apenas a metade da encontrada na análise realizada pelo BEIR VI. Quando um modelo de exposição-idade-concentração semelhante ao utilizado pelo BEIR VI foi aplicado na coorte alemã o maior aumento percentual na taxa de mortalidade foi durante o período de 15 a 24 anos após a exposição, em comparação com 5 a 14 anos no modelo BEIR VI (Tabela 1). Os aumentos percentuais foram menores em idades mais avançadas, como no modelo BEIR VI, embora o gradiente de idade tenha sido menos acentuado. Em ambos os estudos, o aumento percentual na taxa de mortalidade por unidade de exposição diminuiu com o aumento da concentração de radônio, com exposições de 15,0+ WL apresentando um décimo do risco daquelas com <0,5 WL.

Em alguns dos estudos com mineiros utilizados pelo Comitê BEIR VI existiam informações sobre o tabagismo, e nesses estudos a taxa de mortalidade por câncer de pulmão aumentou em média 0,53%WLM (IC95: 0,20-1,38%), semelhante ao aumento percentual médio para todos os onze estudos considerados pelo Comitê BEIR VI. Quando a análise foi feita separadamente para os que nunca fumaram (não-fumantes por toda a vida) e para fumantes (combinação de fumantes atuais e ex-fumantes) a taxa de mortalidade por câncer de pulmão teve um aumento para os que nunca fumaram de 1,02%WLM (IC95: 0,15-7,18%) e 0,48%WLM (IC95: 0,18-1,27%) para os fumantes. Assim, a percentagem de aumento do risco de câncer de pulmão em WLM foi maior nos que nunca fumaram do que nos fumantes, porém essa diferença não foi estatisticamente significativa (BEIR VI 1999).

Informações sobre hábitos de tabagismo não estão disponíveis no estudo da coorte alemã. No entanto, foi realizado um estudo caso-controle de câncer de pulmão entre os ex-trabalhadores da empresa de mineração de urânio alemã diagnosticados em determinadas clínicas durante a década de

**Tabela 1.** Padrões de câncer de pulmão associado ao radônio em mineiros nos estudos examinados pelo Comitê BEIR VI e no estudo de trabalhadores alemães de minas de urânio

	Comitê BEIR VI <sup>a</sup>	Trabalhadores alemães de minas de urânio <sup>b</sup>
<b>ERR/WLM na categoria de referência<sup>c</sup> (%)</b>		
$\beta$	7,68	1,35
<b>Tempo de exposição</b>		
$\theta_{5-14}$	1,00	1,00
$\theta_{15-24}$	0,78	1,52
$\theta_{25+}$	0,51	0,76
<b>Idade alcançada (anos)</b>		
$\phi_{<55}$	1,00	1,00
$\phi_{55-64}$	0,57	0,80
$\phi_{65-74}$	0,29	0,66
$\phi_{75+}$	0,09	0,49
<b>Concentração de Radônio (WL)</b>		
$\gamma_{<0.5}$	1,00	1,00
$\gamma_{0.5-1.0}$	0,49	0,52
$\gamma_{1.0-3.0}$	0,37	0,36
$\gamma_{3.0-5.0}$	0,32	0,31
$\gamma_{5.0-15.0}$	0,17	0,25
$\gamma_{15.0+}$	0,11	0,12

<sup>a</sup> Fonte: BEIR VI (1999)

<sup>b</sup> Fonte: Grosche et al. (2006)

<sup>c</sup> Isto é, 5-14 anos desde a exposição, idade alcançada <55 anos, e concentração <0.5 WL

Em ambos os estudos, o modelo que relaciona a exposição ao radônio com o risco de morte por câncer de pulmão é  $R = \beta \omega^* \phi_{idade} \gamma_z$ , onde R é o aumento percentual na taxa de mortalidade por câncer de pulmão para uma pessoa de uma certa idade com um dado histórico de exposição ao radônio;  $\beta$  é o parâmetro relativo ao aumento na taxa de mortalidade por câncer de pulmão com exposição anterior ao radônio;  $\omega^*$  representa a exposição ao radônio em WLM e assume a forma de uma média ponderada,  $\omega^* = (\omega_{5-14} + \phi_{15-24} \omega_{15-24} + \phi_{5+} \omega_{25+})$ , onde  $\omega_{5-14}$ ,  $\omega_{15-24}$ , e  $\omega_{25+}$  representam a exposição durante os períodos de 5-14, 15-24, e 25+ anos anteriores a idade atual. O coeficiente de  $\omega_{5-14}$  é igual a um, enquanto  $\theta_{15-24}$  e  $\theta_{25+}$  representam as contribuições relativas de exposições ocorridas com 15-24 anos e 25+ anos, em comparação com as exposições ocorridas durante o período de 5-14 anos. Exposições que ocorrem por menos de 5 anos não foram consideradas como fator de risco. O parâmetro  $\phi_{idade}$  representa o efeito modificador de idade, enquanto o parâmetro  $\gamma_z$  representa o efeito modificador da concentração de radônio.

1990 (Brueske-Hohlfeld et al. 2006). Este estudo também concluiu que o aumento percentual na taxa de mortalidade por câncer de pulmão em WLM foi maior nos não fumantes do que em ex-fumantes, e maior em ex-fumantes do que em fumantes atuais (fumantes atuais: 0,05% (IC95: 0,001-0,14%); ex-fumantes: 0,10% (IC95: 0,03-0,23%); não fumantes: 0,20% (IC95: 0,07-0,48%)).

Independente de existir ou não uma diferença real no aumento percentual da taxa de mortalidade por câncer de pulmão em WLM entre os que nunca fumaram e fumantes, se nota que o aumento absoluto na taxa de mortalidade será muito maior para os fumantes atuais do que para os que nunca fumaram. Isto se deve ao fato de que, para uma dada concentração de radônio, os fumantes possuem taxas de câncer pulmonar mais elevadas do que os não fumantes. Para ex-fumantes, o aumento absoluto



em WLM vai variar entre fumantes e não fumantes, dependendo de fatores como o tempo de fumo e o número de cigarros consumidos por dia, e também o tempo decorrido desde a cessação do tabagismo.

## 1.2 Risco de câncer de pulmão para a população geral devido ao radônio em ambientes internos

### Antecedentes

A magnitude do risco de câncer de pulmão observado nos trabalhadores de minas subterrâneas expostos ao radônio sugere fortemente que o radônio pode ser uma causa de câncer de pulmão na população em geral, devido à exposição no interior de casas, residências e demais construções. As condições de exposição em minas e em residências diferem sensivelmente (NRC 1991), e os riscos relacionados com o tabagismo nos trabalhadores de minas subterrâneas que foram estudados diferem dos riscos relacionados com o tabagismo nas populações atuais. Outros fatores de risco para câncer de pulmão diferem entre a exposição em minas e no interior de casa. Por exemplo, muitos mineiros não somente estiveram expostos ao radônio como também a outras substâncias cancerígenas como o arsênio. Todas essas diferenças significam que existe uma incerteza substancial na extrapolação dos estudos com trabalhadores de minas subterrâneas para se obter uma avaliação quantitativa do risco de câncer de pulmão devido ao radônio em residências.

Grande parte da incerteza associada na extrapolação quantitativa dos estudos com os trabalhadores de minas subterrâneas pode ser evitada através de estudos que avaliem diretamente a associação entre o radônio presente em ambientes internos e o risco de câncer de pulmão. Nesses estudos, a exposição ao radônio é geralmente expressa como a concentração média do gás radônio por metro cúbico de ar no qual o indivíduo foi exposto em casa durante as décadas anteriores, e a unidade é Becquerel por metro cúbico (Bq/m<sup>3</sup>), onde 1 Bq corresponde a uma desintegração por segundo. As concentrações de radônio dentro de uma casa são geralmente sujeitas a variações sistemáticas diurnas e sazonais e a concentração média anual de radônio também é sujeita a uma variação aleatória anual relacionadas a vários fatores (ex. padrões climáticos e comportamento dos moradores tais como abertura de janela).

As primeiras iniciativas para o estudo do risco de câncer de pulmão devido ao radônio domiciliar incluíram uma série de estudos de correlação geográfica (conhecidos como “estudos ecológicos”), os quais examinaram a correlação entre as concentrações de médias de radônio e as taxas médias de câncer de pulmão em diferentes áreas geográficas. No entanto, a utilidade de tais estudos é bastante limitada uma vez que eles não podem controlar adequadamente outros fatores de risco para câncer de pulmão, como o tabagismo, que causa mais casos de câncer de pulmão do que o radônio na maioria das populações. Portanto, estudos ecológicos muitas vezes fornecem estimativas enviesadas e erradas do risco relacionado ao radônio. Mais detalhes e exemplos dos possíveis vieses são apresentados em outros trabalhos (Puskin 2003).

O estudo caso-controle é a forma mais adequada para examinar a associação entre o câncer de pulmão e a exposição ao radônio residencial, onde um número pré-determinado de indivíduos que desenvolveram câncer de pulmão são identificados, juntamente com um número pré-determinado de indivíduos controles que não desenvolveram a doença, mas que são representativos da população a partir da qual foram extraídos os casos de câncer de pulmão. Nestes estudos, os controles são geralmente emparelhados com os casos por idade e sexo. Históricos domiciliares precisam ser obtidos para cada indivíduo do estudo, assim como informações detalhadas sobre tabagismo e outros fatores de risco para câncer de pulmão. Para estimar a concentração média de radônio, a qual cada indivíduo do estudo tenha sido exposto ao longo da vida, é necessário que sejam realizadas medições da concentração de radônio na sua casa atual e, se o indivíduo tiver mudado nas últimas décadas, em outras



casas onde tenha vivido. Assim que isso for realizado, as concentrações de radônio podem ser comparadas entre os indivíduos que desenvolveram câncer de pulmão e os indivíduos controles. Foram desenvolvidos métodos estatísticos para explicar as variações de outros fatores que influenciam o risco de câncer de pulmão, de modo que, as comparações são feitas apenas entre os indivíduos que têm histórias semelhantes de fumo e outros fatores semelhantes para o risco de câncer de pulmão. Usando tais métodos, é possível estimar a relação entre o risco de câncer de pulmão e a concentração média de radônio nas décadas anteriores.

Já foram realizados pelo menos 40 estudos caso-controle sobre a relação entre radônio em ambientes internos e câncer de pulmão. Individualmente, a maioria desses estudos não é suficientemente grande para descartar ou fornecer evidências claras de que exista um aumento no risco. Logo, a fim de combinar a informação de mais de um estudo, alguns autores consideraram os resultados publicados de vários estudos para obter uma estimativa combinada (Lubin e Boice 1997, Lubin 1999, Pavia et al. 2003). Todas estas revisões sistemáticas de artigos publicados concluíram que o risco de câncer de pulmão associado ao radônio, conforme publicado nos estudos individuais, varia consideravelmente de um estudo para outro. No entanto, a metodologia utilizada para analisar os vários estudos difere consideravelmente, principalmente as metodologias consideradas para avaliar as diferenças individuais para o risco de câncer de pulmão relacionadas ao fumo e a quantificação da exposição ao radônio para cada indivíduo. Tais variações podem ter conduzido a diferenças entre as estimativas de risco entre os estudos e não podem ser eliminadas sem o acesso dos dados básicos de cada indivíduo envolvido nos estudos (Field et al. 2002).

A fim de comparar de forma adequada os resultados dos diferentes estudos de caso-controle sobre o radônio e câncer de pulmão, e assegurar que os diferentes riscos relacionados com o tabagismo estão sendo considerados, é necessário reunir todos os dados de concentração de radônio, tabagismo e outros fatores relevantes para cada indivíduo dos estudos originais e combiná-los de forma uniforme. Quando isso tiver sido feito, análises paralelas dos diferentes estudos podem ser realizadas e os resultados dos estudos individuais podem ser comparados. Então, se os dados dos diferentes estudos forem consistentes, eles podem ser combinados e uma estimativa do risco de câncer de pulmão relacionada ao radônio pode ser obtida com base em todos os estudos incluídos. Três análises combinadas das informações individuais a partir de uma série de estudos já foram realizadas, incluindo 13 estudos europeus (Darby et al. 2005, 2006), 7 estudos norte-americanos (Krewski et al. 2005, 2006), e 2 estudos chineses (Lubin et al. 2004). Todas as três análises combinadas mostraram ser apropriado a realização de uma estimativa do risco de câncer de pulmão e exposição ao radônio em residências a partir da combinação de diversos estudos. A Tabela 2 apresenta um resumo das conclusões dessas análises combinadas, e mais detalhes são apresentados abaixo.

### **1.2.1 O estudo europeu de análise combinada**

O estudo europeu de análise combinada (Darby et al. 2005, 2006) incluiu dados de treze estudos europeus sobre radônio residencial e câncer de pulmão que atenderam determinados critérios de inclusão. Estes critérios exigiram um tamanho mínimo do estudo (mínimo de 150 pessoas com câncer de pulmão e 150 indivíduos controles sem câncer de pulmão, da mesma população base) e histórias detalhadas de tabagismo para cada indivíduo. Em termos de exposição, foram exigidas as medições de radônio residencial onde o indivíduo tinha vivido durante os últimos 15 anos ou mais. No total, mais de 7000 casos de câncer de pulmão e mais de 14000 controles foram utilizados nas análises combinadas. O estudo considerou o efeito sobre o risco de câncer de pulmão devido à a exposição ao radônio durante um período de 30 anos, com término em 5 anos antes do diagnóstico de câncer de pulmão, ou um período pareado com os controles. As medições de radônio disponíveis tiveram uma média de 23 anos e, quando necessário, foram ajustadas para variações sazonais, de modo que cada

**Tabela 2.** Resumo dos riscos de câncer de pulmão devido ao radônio presente em ambientes internos com base em estudos internacionais de análise combinada de dados individuais a partir de uma série de estudos de caso-controle e de estudos de mineiros expostos a radônio

	N.º de estudos incluídos	N.º de casos de câncer de pulmão	N.º de controles	Tempo de exposição (anos) <sup>a</sup>	Aumento percentual no risco de câncer de pulmão por 100 Bq/m <sup>3</sup> de aumento na concentração de radônio	
					Baseado no radônio medido	Baseado na concentração média de radônio de longo prazo <sup>b</sup>
<b>Análise combinada de estudos de radônio no interior de residências</b>						
Europeu (Darby et al. 2005, 2006)	13	7148	14208	5-35	8 (3, 16)	16 (5, 31)
Norte Americano (Krewski et al. 2005, 2006)	7	3662	4966	5-30	11 (0, 28)	-
Chinês (Lubin et al. 2004)	2	1050	1995	5-30	13 (1, 36)	-
Média ponderada dos resultados anteriores dos estudos de análise combinada					10	~20 <sup>c</sup>
<b>Estudos de mineiros expostos ao radônio<sup>d,e</sup></b>						
Análise BEIR VI (BEIR VI 1999; Lubin et al. 1997)	11	2787		5-35	Todos mineiros: 5 Mineiros expostos a somente a <50 WLM: 14 Mineiros expostos a <50 WLM e <0.5 WL: 30 Todos mineiros: 3	
Estudo com trabalhadores alemães de minas de urânio (Grosche et al. 2006)	1	2388		5-35	Mineiros com exposições reduzidas a baixas taxas de doses: 18 <sup>f</sup>	
Estudo com trabalhadores Franceses e Checos de minas de urânio (Tomasek et al. 2008)	2	574		5+ 5-35	Todos os mineiros (taxa média de exposição 4,5 WLM/ano): 32	

<sup>a</sup> Isto é, considerando as concentrações de radônio durante o período compreendido entre 35 e 5 anos antes da data do diagnóstico para casos de câncer de pulmão, ou uma data pareada para os controles.

<sup>b</sup> Isto é, o ajuste para a variabilidade aleatória anual da concentração de radônio em ambiente domiciliar.

<sup>c</sup> Estimativa informal, indica o provável efeito da remoção do viés induzido pela variação aleatória anual na concentração de radônio.

<sup>d</sup> Riscos por WLM foram convertidos para riscos por 100 Bq/m<sup>3</sup> assumindo que 1 Bq/m<sup>3</sup> em equilíbrio é equivalente a 0.0027 WL, o “fator de equilíbrio” no domicílio é 0.40, onde o indivíduo passa 70% do tempo em casa, que equivalem a 365,25 x 24/170 = 51.6 ‘Meses de trabalho’ em um ano, e que a razão entre a dose recebida pelas células pulmonares na exposição em casa são semelhantes a exposições em minas (referido como o fator K) é a unidade.

<sup>e</sup> Apenas um estudo abordou especificamente o efeito do erro de medida nas estimativas de risco de câncer de pulmão relacionado ao radônio em mineiros (Stram et al. 1999). Este concluiu que para os mineiros expostos a concentrações abaixo de 15 WL o erro de medição foi de pequena importância.

<sup>f</sup> Estimativa informal, obtida pela multiplicação da estimativa para todos os mineiros da coorte alemã por 6, (a razão observada na análise BEIR VI entre as estimativas para todos os mineiros e para os mineiros expostos a <50 WLM e <0.5 WL)

medição da concentração de radônio foi representativa de uma casa durante o ano inteiro. Para casas onde não foram obtidas medições de radônio (por exemplo onde a casa foi demolida), a concentração foi estimada indiretamente pela média de todas as medições de radônio realizadas no grupo controle da mesma área de estudo. Para se obter a “concentração de radônio medida” para cada indivíduo, foi calculada uma média das concentrações de radônio em todas as casas ocupadas no período entre 5 a 34 anos antes do diagnóstico, ponderada pelo tempo de residência em cada uma delas.

epois de considerar detalhadamente as diferenças no risco de câncer de pulmão devido ao histórico de tabagismo, a variação do aumento proporcional do risco por cada unidade de incremento da concentração de radônio encontrado nos estudos europeus não foi maior do que seria o esperado por causas aleatórias. Sendo, portanto, adequado agrupar os dados. Quando isto foi feito, observou-se uma clara associação positiva entre radônio e câncer de pulmão. O risco de câncer de pulmão aumentou 8% por cada 100 Bq/m<sup>3</sup> de aumento na concentração de radônio (IC95: 3-16%). O aumento percentual estimado da taxa de câncer de pulmão para cada unidade de aumento na concentração de radônio residencial não variou com a idade ou o sexo do indivíduo mais do que seria esperado pelo acaso. Este aumento (percentual, não absoluto) também não variou para os antecedentes de tabagismo mais do que seria esperado pelo acaso (Tabela 3).

No estudo europeu de análise combinada, a relação entre a exposição e resposta foi aproximadamente linear sem a observação de um limite abaixo do qual não exista aumento do risco. Os resultados não foram compatíveis com um limite acima de 150 Bq/m<sup>3</sup> (i.e, 150 Bq/m<sup>3</sup> foi o valor do limite superior do intervalo de confiança de 95%). Além disso, os pesquisadores descobriram uma associação estatisticamente significativa entre a concentração de radônio e câncer de pulmão, mesmo quando a análise foi restrita para indivíduos em domicílios com concentrações de radônio abaixo de 200 Bq/m<sup>3</sup>. O risco de câncer de pulmão foi 20% maior (IC95%: 3-30%) para aqueles indivíduos expostos a concentrações de radônio entre 100-199 Bq/m<sup>3</sup> (média: 136 Bq/m<sup>3</sup>), quando comparado com aqueles expostos a concentrações de radônio abaixo de 100 Bq/m<sup>3</sup> (média: 52 Bq/m<sup>3</sup>).

Como mencionado acima, existe uma variação considerável aleatória, ano a ano, na concentração média anual de radônio de uma casa, dependendo, por exemplo, das variações meteorológicas (Zhang et al. 2007). Portanto, se o risco de câncer de pulmão devido ao radônio obtido dos estudos de caso-controle for estimado com base apenas nas concentrações de radônio medidos, sem considerar essa variação, o risco pode estar sendo subestimado. Desse modo, no estudo europeu de análise combinada, a análise foi repetida usando a “concentração média de radônio de longo prazo” (ou seja, levando-se em consideração a variabilidade aleatória ano-a-ano da concentração de radônio). O coeficiente de risco final estimado com base na concentração média de radônio de longo prazo, foi de 16% por 100 Bq/m<sup>3</sup> (IC95%: 5-31%). Novamente, nesta escala porcentual, o risco não variou mais do que seria esperado pelo acaso com a idade, o sexo ou o hábito de fumar do indivíduo, e a relação dose-resposta foi aproximadamente linear, como demonstrada na Figura 1.

### 1.2.2 O estudo norte-americano de análise combinada

O estudo norte-americano de análise combinada (Krewski et al. 2005, 2006) envolveu 3662 casos e 4966 controles procedentes de sete estudos nos Estados Unidos e Canadá. A metodologia foi semelhante a utilizada no estudo Europeu de análise combinada. Assim como observado no estudo europeu, encontrou-se um consistente risco devido a exposição radônio, após a análise combinada. Quando os dados dos sete estudos foram combinados, o risco de câncer de pulmão aumentou em 11% por cada 100 Bq/m<sup>3</sup> de aumento na concentração medida de radônio (IC95%: 0-28%). Quando as análises foram restritas aos subconjuntos de dados onde a exposição foi determinada com maior precisão, as estimativas de risco de câncer de pulmão aumentaram. Por exemplo, para os indivíduos que viveram em apenas uma ou duas casas no período de 5 a 30 anos do período de inclusão do estu-

do, e para as que tiveram pelo menos 20 anos de cobertura dosimétrica, os pesquisadores relataram um aumento percentual de 18% (IC95%: 2-43 %) para cada 100 Bq/m<sup>3</sup>. O aumento percentual estimado da taxa de câncer de pulmão para cada unidade de aumento na concentração de radônio residencial não variou mais do que seria esperado pelo acaso com a idade ou, o sexo dos indivíduos ou pelos antecedentes de tabagismo (Tabela 3).

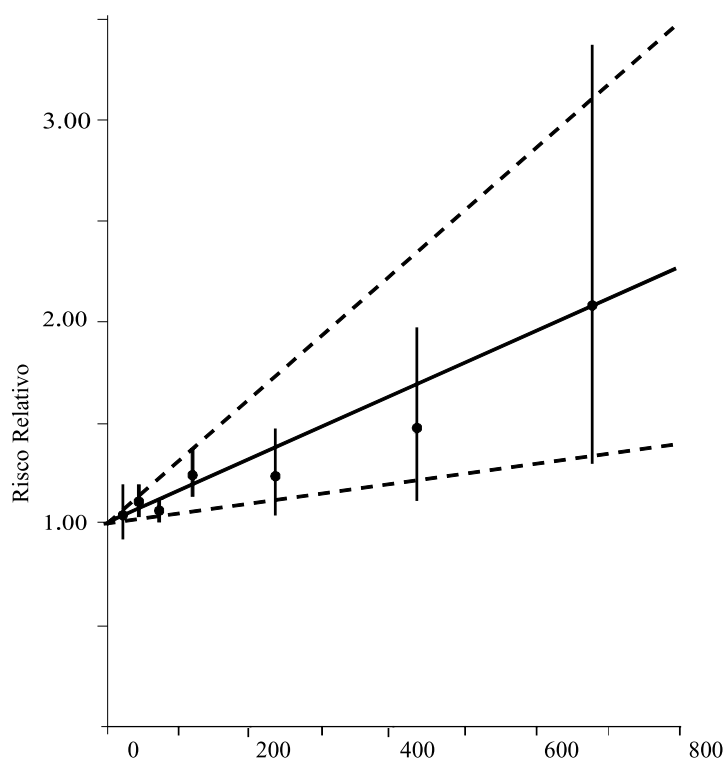
Tal como no estudo europeu de análise combinada, os resultados do estudo norte-americano de análise combinada foram consistentes com uma relação dose-resposta linear sem a existência de um limiar. No entanto, ao contrário do estudo europeu de análise combinada, não foram realizados até o momento ajustes formais para levar em consideração as variações anuais nas concentrações de radônio em ambientes residenciais. Quando esta análise estiver disponível, será possível realizar uma comparação direta dos resultados dos estudos de análise combinada norte-americano e do estudo Europeu levando em consideração as variações ano-a-ano nas concentrações de radônio em ambientes internos.

**Tabela 3.** Aumento do risco de câncer de pulmão por 100 Bq/m<sup>3</sup> de concentração de radônio medido em ambientes internos com base nos resultados dos estudos de análise combinada europeu e norte-americano

	Estudo europeu de análise combinada <sup>a</sup>		Estudo Norte Americano de análise combinada <sup>b</sup>
	% aumento do risco (IC95)		% aumento do risco (IC95)
<b>Sexo</b>			
Masculino	11 (4, 21)	Masculino	3 (-4, 24)
Feminino	3 (-4, 14)	Feminino	19 (2, 46)
p heterogeneidade	0.19		
<b>Idade na doença (anos)</b>			
<55	<0 (<0, 20)	<60	2 (<0, 35)
55-64	14 (3, 31)	60-64	80 (13, 257)
65+	7 (1, 16)	65-69	2 (-5, 28)
		70-74	33 (1, 102)
		75+	-2 (-10, 30)
p tendência	0.98		
<b>Status de Tabagismo</b>			
Fumante atual	7 (-1, 22)	Nunca fumou cigarros	10 (-9, 42)
Ex-fumante	8 (0, 21)	Fumante ou ex-fumante	10 (-2, 33)
Não-fumante	11 (0, 28)		
Outros	8 (-3, 56)		
p heterogeneidade	0.92		
<b>Total</b>			
Baseado no de radônio medido	8 (3, 16)	Baseado no de radônio medido	11 (0, 28)

Fontes: <sup>a</sup>Darby et al. (2005, 2006), <sup>b</sup>Krewski et al. (2005, 2006).

IC95 = intervalo de confiança de 95%, p-valor menor que 0.05 indica significância estatística.



**Figura 1.** Risco relativo de câncer de pulmão em função da concentração média de radônio em residências no estudo europeu de análise combinada.

**Fonte:** Darby et al. 2005. São apresentados os riscos relativos e intervalos de confiança de 95% para análise categórica e também a reta de melhor ajuste. Os riscos são relativos a uma concentração de 0 Bq/m<sup>3</sup>.

### 1.2.3 O estudo chinês de análise combinada

Lubin et al. (2004) analisaram 1050 casos e 1996 controles provenientes de dois estudos realizados em duas áreas: Gansu e Shenyang. Considerando os dados agrupados, o risco por 100 Bq/m<sup>3</sup> de concentração medida de radônio aumentou por 13% (IC95%: 1-36%). Este efeito foi influenciado principalmente pelos dados do estudo de Gansu, que é bem maior que o estudo de Shenyang, embora os resultados dos dois estudos sejam mutuamente compatíveis. Assim como foi observado nos estudos europeus e norte-americanos, os resultados foram consistentes com uma relação dose-resposta linear sem a existência de um limiar.

### 1.2.4 Avaliação geral sobre o risco de câncer de pulmão derivado do radônio residencial

Os três estudos de análises combinadas apresentaram um quadro muito semelhante do risco de câncer de pulmão por exposição ao radônio em residências (Tabela 2). Existem consistentes evidências de que o radônio tem atuado como causa do câncer de pulmão na população em geral na faixa de concentrações encontradas em residências. Em particular, nenhum dos três estudos de análises combinadas indicaram que o aumento proporcional no risco por unidade de incremento na concentração de radônio varie com a idade, sexo ou hábito de fumar dos sujeitos do estudo mais do que se poderia esperar devido ao acaso. Além disso, a relação dose-resposta parece ser linear, sem evidências de existência de um limiar. Obteve-se também evidências substanciais de um aumento de risco mesmo em concentrações abaixo de 200 Bq/m<sup>3</sup>, a concentração a partir da qual são preconizadas medidas de ação em muitos países.



Os três principais estudos de análises combinadas reportaram um aumento no risco de câncer de pulmão de 8% (IC95%: 3-16%), 11% (IC95%: 0-28%) e 13% (IC95%: 1-36%) por cada 100 Bq/m<sup>3</sup> de aumento na concentração de radônio (Tabela 2). Como estas três estimativas são estatisticamente compatíveis entre si, é possível calcular uma média ponderada, com pesos proporcionais às suas variâncias. Isto resulta em uma estimativa conjunta dos três estudos de análise combinada de 10% de aumento no risco de câncer de pulmão por cada 100 Bq/m<sup>3</sup> de radônio.

Como descrito acima, é provável que as estimativas baseadas na concentração de radônio medida subestimem os verdadeiros riscos associados ao radônio em ambiente residencial, devido a variação aleatória interanual das concentrações nas casas. O único estudo de análise combinada que realizou até o momento uma avaliação detalhada dos riscos do radônio em ambiente residencial com base na concentração média de radônio de longo prazo, em vez da concentração medida de radônio foi o estudo europeu de análise combinada. Neste estudo, a estimativa de risco com base nas concentrações médias de longo prazo foi o dobro da estimativa baseada nas concentrações de radônio medidas. Os dados das medições de radônio em uma mesma casa em diferentes anos realizados na China mostraram uma variação interanual semelhante a encontrada nos estudos europeus (Lubin et al., 2005), e os dados dos Estados Unidos também sugerem uma considerável variação interanual (Zhang et al. 2007). Se for assumido que o efeito do ajuste dos dados para considerar a variação interanual aleatória nos três estudos de análises combinadas for o mesmo que no estudo europeu, uma estimativa conjunta do risco derivada dos três estudos, com base nas concentrações de radônio de longo prazo, seria cerca de 20% por cada 100 Bq/m<sup>3</sup> (Tabela 2).

Outras potenciais fontes de erro da classificação na exposição ao radônio incluem erro de medição dos detectores, variações espaciais de radônio dentro de uma mesma casa, falta de dados de casas ocupadas no passado e que estão atualmente inacessíveis, falha na vinculação das concentrações de radônio com a mobilidade do indivíduos e medição da concentração do gás radônio como um substituto para a exposição aos descendentes do radônio (Field et al. 2002). Em geral, é difícil avaliar o impacto desses possíveis erros de medição na exposição. No entanto, se o erro de classificação não difere sistematicamente entre casos e controles, os resultados observados tendem na direção do zero (ou seja, o verdadeiro efeito é subestimado). De fato, os modelos empíricos com melhores estimativas retrospectivas da exposição ao radônio teria uma melhor probabilidade para detectar uma associação entre a exposição ao radônio e o câncer de pulmão (Field et al. 2002).

Existem outros fatores que não foram considerados nas análises formais para a maioria dos estudos de radônio em ambientes internos. Em particular, são frequentes os erros na alocação dos indivíduos nas diferentes categorias de fumo e, em alguns países pode ter ocorrido mudanças sistêmicas nas concentrações de radônio ao longo das últimas décadas, devido ao aumento da eficiência energética e a introdução do ar condicionado. Como descrito acima, o efeito global desses fatores, pode indicar que o verdadeiro efeito do radônio possa ser um pouco maior do que o risco estimado nos estudos de radônio em ambientes residenciais, mesmo depois da correção dos dados para a variação aleatória interanual das concentrações de radônio medidas.

É complicado comparar diretamente os riscos de câncer de pulmão observados em estudos de radônio em ambientes internos com os riscos observados em estudos com mineiros expostos ao radônio. Geralmente as maiores exposições e também a relação inversa da taxa de exposição e efeito encontradas nos estudos com trabalhadores de minas subterrâneas contribuem para isto (Tabela 1). As estimativas globais do risco derivadas dos estudos com trabalhadores de minas subterrâneas são menores do que as obtidas nos estudos de radônio em ambientes residenciais. Por exemplo, quando são considerados **todos** os trabalhadores de minas incluídos na análise BEIR VI, o risco estimado é de cerca de 5% por 100 Bq/m<sup>3</sup>, com estimativas um pouco menores para o estudo da Alemanha. Para o estudo BEIR VI, uma análise adicional (Lubin et al. 1997) que incluiu apenas os mineiros com exposições cumulativas abaixo de 50 WLM (ou seja, a exposição recebida por viver em uma casa com

uma concentração de radônio de cerca de 400 Bq/m<sup>3</sup> durante 30 anos) foi realizada, e sugere um aumento no risco de 14% por 100 Bq/m<sup>3</sup>, enquanto outra análise considerando apenas os trabalhadores de minas subterrâneas com exposições acumuladas abaixo de 50 WLM e expostos apenas a <0,5 WL (ou seja, <~2000 Bq/m<sup>3</sup>) sugere um aumento no risco de 30% por 100 Bq/m<sup>3</sup>. Da mesma forma, o resultado de uma análise de uma coorte da França e da República Checa que foram restritas a trabalhadores com baixas taxas de exposição, um período de exposição de 5 a 34 anos e uma avaliação da exposição com elevada precisão, indicaram um aumento do risco na ordem de 32% por 100 Bq/m<sup>3</sup>, como mostrado na Tabela 2 (Tomasek et al. 2008). Em resumo, existe uma boa concordância entre as estimativas de risco associadas ao radônio com base nos estudos de radônio em ambientes internos e os estudos de trabalhadores de minas subterrânea expostos a baixas concentrações de radônio e com exposições acumuladas relativamente baixas.

### 1.3 O radônio e outras doenças além do câncer de pulmão

Quando um indivíduo passa um tempo em uma atmosfera que contém radônio e os seus produtos de decaimento, a parte do corpo que recebe a maior dose de radiação ionizante é o tecido pulmonar, embora as vias respiratórias extratorácicas e a pele também recebam doses apreciáveis. Além disso, outros órgãos, incluindo o rim e a medula óssea, podem receber baixas doses (Kendall et al. 2002). Se um indivíduo ingere água contendo radônio dissolvido, o estômago também será exposto.

Os dados relacionados ao aumento na mortalidade por outros tipos de câncer diferentes de câncer de pulmão foram investigados nos mesmos estudos com trabalhadores de minas subterrâneas expostos ao radônio incluídos nas análises BEIR VI (Darby et al. 1995), e não foi encontrada nenhuma evidência sólida de que o radônio cause algum outro tipo de câncer além do câncer de pulmão. No entanto, novas investigações abordaram esta questão. Por exemplo, um estudo de caso-controle aninhado a uma coorte avaliou a incidência de leucemia, linfoma e mieloma múltiplo em trabalhadores de mina de urânio da República Checa (Rericha et al. 2007) e encontraram uma associação positiva entre a exposição ao radônio e leucemia, incluindo leucemia linfocítica crônica. A relação entre a exposição ao radônio e doença cardiovascular foi examinada em várias coortes de mineiros expostos ao radônio, mas não foram encontradas evidências de que o radônio cause doenças cardiovasculares (Villeneuve et al. 1997, 2007, Xuan et al. 1993, et Tomasek al. 1994, Kreuzer et al. 2006). Um estudo caso-controle sobre o câncer de estômago em uma área com elevada concentração de urânio e outros radionuclídeos na água potável não encontrou nenhum indício no aumento do risco (Auvinen et al. 2005).

Foram realizados cerca de 20 estudos ecológicos sobre a relação entre a exposição ao radônio e leucemia na população em geral, tanto em crianças quanto em adultos. Vários destes, incluindo um estudo recente realizado por Smith et al. (2007), metodologicamente avançado, encontraram associações geográficas entre a concentração de radônio em ambiente interno e o risco de leucemia (incluindo leucemia linfocítica crônica no estudo de Smith et al.) (consultar revisão desse estudo em: Laurier et al. 2001). Um estudo ecológico realizado na Noruega mostrou uma associação entre esclerose múltipla e concentração de radônio em ambiente interno (Bolviken 2003). Geralmente, estas associações foram confirmadas em estudos de alta qualidade de caso-controle e de coorte, vários estudos foram realizados tanto para mineiros expostos ao radônio, quanto para a população em geral, (Laurier et al. 2001, Möhner et al. 2006). Tal como acontece com os estudos de exposição ao radônio e câncer de pulmão, estes estudos ecológicos são propensos a uma série de vieses. Por isso, eles são susceptíveis a darem respostas inadequadas e não devem ser considerados como evidências de que o radônio atue como a causa dessas doenças.

## 1.4 O peso do câncer de pulmão ocasionado pelo radônio em ambientes internos

A partir das evidências apresentadas acima, é claro que a exposição ao radônio é uma causa bem estabelecida de câncer de pulmão na população geral. Em qualquer país, a proporção de casos anuais de câncer de pulmão induzidos pelo radônio é determinada principalmente pelas concentrações de radônio em ambientes internos daquele país. Na maioria dos 30 países membros da Organização para a Cooperação Econômica e Desenvolvimento (OCDE), pesquisas de medições foram realizadas para determinar a distribuição das concentrações de radônio em ambientes residenciais. A média mundial da concentração de radônio em ambientes internos foi estimado em 39 Bq/m<sup>3</sup> (Tabela 4).

**Tabela 4.** Concentração de radônio em ambientes internos em países OCDE

País	Média aritmética	Níveis de radônio em ambientes interiores [q/m3]	
		Média Geométrica	Desvio padrão geométrico
Países da OCDE			
Alemanha	49	37	2,0
Austrália	11	8	2,1
Áustria	99	15	n.d.
Bélgica	48	38	2
Canadá	28	11	3,9
Dinamarca	59	39	2,2
Eslováquia	87	n.d.	n.d.
Espanha	90	46	2,9
EUA	46	25	3,1
Finlândia	120	84	2,1
França	89	53	2,0
Grécia	55	44	2,4
Holanda	23	18	1,6
Hungria	82	62	2,1
Islândia	10	n.d.	n.d.
Irlanda	89	57	2,4
Itália	70	52	2,1
Japão	16	13	1,8
Luxemburgo	110	70	2
México	140	90	n.d.
Nova Zelândia	22	20	n.d.
Noruega	89	40	n.d.
Polônia	49	31	2,3
Portugal	62	45	2,2
Reino Unido	20	14	3,2
República da Coreia	53	43	1,8
República Tcheca	140	44	2,1
Suécia	108	56	n.d.
Suíça	78	51	1,8
Média mundial	39		

n.d.= não disponível

**Fontes:** WHO (2007), UNSCEAR (2000), Billon et al. (2005) e Menzler et al. (2008).



Em vários países foram publicados cálculos detalhados do número de casos de câncer de pulmão atribuíveis à exposição ao radônio. Os cálculos se baseiam nas concentrações estimadas de radônio em ambientes internos obtidas nos estudos de medições combinadas com estimativas indiretas do risco obtidas pelos estudos com mineiros na análise BEIR VI, ou pelos dados diretos derivados do estudo europeu de análise combinada (Tabela 5).

Na maioria das populações, as taxas de câncer de pulmão são muito mais elevadas para fumantes atuais do que para não-fumantes. Nos estudos de radônio em ambiente residencial, o aumento proporcional no risco de câncer de pulmão por unidade de aumento na concentração de radônio em ambientes internos é semelhante em fumantes e não-fumantes (Tabela 3). O mesmo também ocorre nos estudos com mineiros que possuem informações sobre tabagismo. Resultando que a maioria dos casos de câncer de pulmão são causados conjuntamente pelo radônio e pelo fumo, no sentido de que um indivíduo não teria câncer de pulmão se não tivesse fumado ou sido exposto ao radônio.

**Tabela 5.** Estimativas da proporção de casos de câncer de pulmão atribuível ao radônio nos países selecionados

País	Média de radônio em ambientes internos [Bq/m <sup>3</sup> ]	Estimativa de risco usado para o calculo	Porcentagem dos casos de câncer de pulmão atribuída ao radônio [%]	N.º estimado de mortes anuais por câncer de pulmão induzidas pelo radônio
Alemanha (Menzler et al. 2008)	49	Estudo europeu de análise combinada <sup>a</sup>	5	1896
Canadá (Brand et al. 2005)	28	BEIR VI	7.8	1400
Estados Unidos (BEIR VI 1999)	46	BEIR VI	10-14	15400 - 21800
França (Catelinois et al. 2006)	89	Estudo europeu de análise combinada <sup>a</sup>	5	1234
		BEIR VI	12	2913
Reino Unido (AGIR 2009)	21	Estudo europeu de análise combinada <sup>a</sup>	3,3	1089
		BEIR VI	6	2005
Suíça (Menzler et al. 2008)	78	Estudo europeu de análise combinada <sup>a</sup>	8,3	231

<sup>a</sup> dados ajustados para a variação anual das concentrações de radônio de ambientes internos.

Ao nível individual, o risco de câncer de pulmão induzido pelo radônio após a exposição a uma determinada concentração de radônio é muito maior entre fumantes atuais do que entre os não-fumantes. Isto foi ilustrado pela análise combinada do estudo europeu de radônio em ambientes residenciais (Darby et al. 2005). Para indivíduos que nunca fumaram, foi estimado que viver em uma casa com uma concentração de radônio de 0, 100 ou 800 Bq/m<sup>3</sup> o risco de morte por câncer de pulmão (na idade de 75) é de 4, 5 ou 10 por 1000, respectivamente. No entanto, para fumantes, cada um desses riscos seriam substancialmente maiores, respectivamente 100, 120 e 220 por 1000. No caso dos ex-

fumantes, os riscos relacionados ao radônio são substancialmente menores do que para aqueles que continuam a fumar, mas eles continuam sendo consideravelmente mais elevados do que os riscos para aqueles que nunca fumaram.

## REFERÊNCIAS

- Advisory Group on Ionising Radiation AGIR (2009). Radon and public health. Radiation, Chemicals and Environmental Hazards. Health Protection Authority. ([http://www.hpa.org.uk/web/HPAwebFile/HPAweb\\_C/1243838496865](http://www.hpa.org.uk/web/HPAwebFile/HPAweb_C/1243838496865)).
- Archer VE et al. (2004). Latency and the lung cancer epidemic among United States uranium miners. *Health Phys*, 87:480-489.
- Auvinen A et al. (2005). Radon and other natural radionuclides in drinking water and risks of stomach cancer: a case-cohort study in Finland. *Int J Cancer*, 10:109- 113.
- Biological Effects of Ionizing Radiation IV Report (1988). Health risks of radon and other internally deposited Alpha-emitters. BEIR, National Academy Press, Washington D.C.
- Biological Effects of Ionizing Radiation VI Report (1999). Health effects of exposure to indoor radon. BEIR, National Academy Press, Washington D.C.
- Billon S et al. (2005). French population exposure to radon, terrestrial gamma and cosmic rays. *Radiat Prot Dosimetry*, 113:314-320.
- Bolviken B et al. (2003). Radon: a possible risk factor in multiple sclerosis. *Neuroepidemiology*, 22:87-94.
- Brand K, Zielinski J, Krewski D (2005). Residential radon in Canada: an uncertainty analysis of population and individual lung cancer risk. *Risk Anal*, 25:253-269.
- Brueske-Hohlfeld I et al. (2006). Lung cancer risk among former uranium miners of the Wismut company in Germany. *Health Phys*, 90:208-216.
- Catelinois O et al. (2006). Lung cancer attributable to indoor radon exposure in France: impact of the risk models and uncertainty analysis. *Environ Health Perspect*, 114(9):1361-1366.
- Darby S et al. (1995). Radon and cancers other than lung cancer in underground miners: a collaborative analysis of 11 studies. *J Natl Cancer Inst*, 87:378-384.
- Darby S et al. (2005). Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *BMJ*, 330(7485):223- 227.
- Darby S et al. (2006). Residential radon and lung cancer: detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 subjects with lung cancer and 14208 subjects without lung cancer from 13 epidemiologic studies in Europe. *Scand J Work Environ Health*, 32 Suppl1:1-83.
- Duport P (2002). Is the radon risk overestimated? Neglected doses in the estimation of the risk of lung cancer in uranium underground miners. *Radiat Prot Dosimetry*, 98(3):329-338.
- Field RW et al. (2002). Residential radon exposure and lung cancer: variation in risk estimates using alternative exposure scenarios. *J Expo Anal Environ Epidemiol*, 12(3):197-203.
- Bosche B et al. (2006). Lung cancer risk among German male uranium miners: a cohort study, 1946-1998. *Br J Cancer*, 95(9):1280-1287.
- Hauptmann M et al. (2001). Using splines to analyse latency in the Colorado Plateau uranium miners cohort. *J Epidemiol Biostat*, 6(6):417-424.
- Hazelton WD et al. (2001). Analysis of a historical cohort of Chinese tin miners with arsenic, radon, cigarette smoke, and pipe smoke exposures using the biologically based two-stage clonal expansion model. *Radiat Res*, 156(1):78-94.
- Heidenreich WF et al. (2004). Studies of radon-exposed miner cohorts using a biologically based model: comparison of current Czech and French data with historic data from China and Colorado. *Radiat Environ Biophys*, 43(4):247-256.

- Hornung RW (2001). Health effects in underground uranium miners. *Occup Med*, 169(2):331-344.
- International Agency for Research on Cancer (1988). Man-made mineral fibres and radon. IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, Vol. 43, IARC, Lyon.
- Kendall GM, Smith TJ (2002). Doses to organs and tissues from radon and its decay products. *J Radiol Prot*, 22(4):389-406.
- Kreuzer M et al. (2002). Characteristics of the German uranium miners cohort study. *Health Phys*, 83:26-34.
- Kreuzer M et al. (2006). Mortality from cardiovascular diseases in the German uranium miners cohort study, 1946-1998. *Radiat Environ Biophys*, 45:159-166.
- Krewski D et al. (2005). Residential radon and risk of lung cancer: a combined analysis of 7 North American case-control studies. *Epidemiology*, 16:137-145.
- Krewski D et al. (2006). A combined analysis of North American case-control studies of residential radon and lung cancer. *J Toxicol Environ Health A*, 69:533-597.
- Langholz B et al. (1999). Latency analysis in epidemiologic studies of occupational exposures: application to the Colorado Plateau uranium miners cohort. *Am J Ind Med*, 35:246-256.
- Laurier D, Valenty M, Tirmarche M (2001). Radon exposure and the risk of leukemia: A review of epidemiological studies. *Health Phys*, 81:272-288.
- Laurier D et al. (2004). An update of cancer mortality among the French cohort of uranium miners: extended follow-up and new source of data for causes of death. *Eur J Epidemiol*, 19:139-146.
- Lubin JH (1999). Indoor radon and the risk of lung cancer. *Proceedings of the American Statistical Association Conference on Radiation and Health Radiation Research*, 151:105-107.
- Lubin JH, Boice JD Jr (1997). Lung cancer risk from residential radon: meta-analysis of eight epidemiologic studies. *J Natl Cancer Inst*, 89:49-57.
- Lubin JH et al. (2004). Risk of lung cancer and residential radon in China: pooled results of two studies. *Int J Cancer*, 109:132-137.
- Lubin JH et al. (2005). Adjusting lung cancer risks for temporal and spatial Variations in radon concentration in dwellings in Gansu Province, China. *Radiat Res*, 163:571- 579.
- Menzler S et al. (2008). Population attributable fraction for lung cancer due to residential radon in Switzerland and Germany. *Health Phys*, 95:179-189.
- Mohner M et al. (2006). Leukemia and exposure to ionizing radiation among German uranium miners. *Am J Ind Med*, 49(4):238-248.
- National Research Council (1991). Comparative dosimetry of radon in mines and homes, board on radiation effects research, Commission on Life Sciences, Panel on Dosimetric Assumptions Affecting the Applications of Radon Risk Estimates. National Academy Press, Washington D.C.
- Pavia M et al. (2003). Meta-analysis of residential exposure to radon gas and lung cancer. *Bull World Health Organ*, 81:732-738.
- Puskin JS (2003). Smoking as a confounder in ecologic correlations of cancer mortality rates with average county radon levels. *Health Phys*, 84:526-532.
- Rericha V et al. (2006). Incidence of leukemia, lymphoma, and multiple myeloma in Czech uranium miners: a case-cohort study. *Environ Health Perspect*, 114(6):818- 822.
- Rogel A et al. (2002). Lung cancer risk in the French cohort of uranium miners. *J Radiol Prot*, 22:A101-106.
- Skowronek J, Zemla B (2003). Epidemiology of lung and larynx cancers in coal mines in Upper Silesia--preliminary results. *Health Phys*, 85:365-370.
- Smith BJ, Zhang L, Field RW (2007). Iowa radon leukemia study: A hierarchical population risk model. *Stat Med*, 10:26(25):4619-4642.
- Stram DO et al. (1999). Correcting for exposure measurement error in a reanalysis of lung cancer mortality for the Colorado Plateau Uranium Miners cohort. *Health Phys*, 77:265-275.

- Tomasek L et al. (1994). Mortality in uranium miners in west Bohemia: a long term cohort study. *Occup Environ Med*, 51:308-315.
- Tomasek L, Zarska H (2004). Lung cancer risk among Czech tin and uranium miners- comparison of lifetime detriment. *Neoplasma*, 51:255-260.
- Tomasek L (2002). Czech miner studies of lung cancer risk from radon. *J Radiol Prot*, 22:A107-112.
- Tomasek L et al. (2008). Lung cancer in French and Czech uranium miners: radon- associated risk at low exposure rates and modifying effects of time since exposure and age at exposure. *Radiat Res*, 169(2):125-137.
- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (2000). Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. UNSCEAR, United Nations, New York.
- Veiga LH et al. (2004). High radon exposure in a Brazilian underground coal mine. *J Radiol Prot*, 24:295-305.
- Villeneuve PJ, Morrison HJ (1997). Coronary heart disease mortality among Newfoundland fluorspar miners. *Scand J Work Environ Health* 23:221-226.
- Villeneuve PJ, Morrison HJ (2007). Coronary heart disease mortality and radon exposure in the Newfoundland fluorspar miners' cohort, 1950-2001. *Radiat Environ Biophys*, 46(3):291-296.
- Xuan XZ et al. (1993). A cohort study in southern China of tin miners exposed to radon and radon decay products. *Health Phys*, 64:123-131.
- World Health Organization (2007). International Radon Project Survey on Radon Guidelines, Programmes and Activities. WHO, Geneva.
- Zhang Z et al. (2007). Variation in yearly residential radon concentrations in the Upper Midwest. *Health Phys*, 93(4):288-297.





## 2. MEDIÇÕES DE RADÔNIO

### OS PONTOS-CHAVE

- ◆ As medições de radônio em casas são fáceis de executar, mas precisam ser baseadas em protocolos padronizados (ex. nacionais) para garantir medições precisas e reprodutíveis.
- ◆ São preferíveis medições de radônio integradas de longo prazo para avaliar a concentração de radônio anual média dentro de uma casa ou outro tipo de residência.
- ◆ A elevada variação temporal de radônio em ambientes internos faz com que as medições de curto prazo sejam pouco confiáveis para a maioria das aplicações.
- ◆ O tipo de detector deve ser cuidadosamente selecionado, uma vez que influencia o custo de medição por residência e, portanto, o custo de um programa nacional de radônio.
- ◆ Medidas de garantia de qualidade e controle de qualidade são fortemente recomendadas para garantir a confiabilidade das medições de radônio.

Este capítulo aborda os diferentes dispositivos para a medição de radônio e seus produtos de decaimento, bem como o desenvolvimento de procedimentos e políticas para assegurar a confiabilidade das medições de radônio no ar e na água. O capítulo também fornece diretrizes para vários cenários de medições de radônio, incluindo protocolos que vão desde medições individuais de uma única residência até medições para avaliar o radônio exalado de materiais de construção; estas diretrizes podem servir para melhorar a política nacional sobre a medição de radônio ou fornecer a base para o desenvolvimento de diretrizes. Também são apresentadas diretrizes para garantia e controle de qualidade. As principais fontes de orientação detalhada sobre a medição do radônio e os respectivos dispositivos são publicações da OECD (1985), NCRP (1988), SSK (2002) e USEPA (1992, 1993, 1997).

Embora os produtos de decaimento do radônio, principalmente o polônio ( $^{218}\text{Po}$  e  $^{214}\text{Po}$ ), sejam responsáveis pela maior parte da dose de radiação devido ao radônio ( $^{222}\text{Rn}$ ), geralmente a concentração do gás radônio é considerada um bom substituto para a concentração dos produtos de decaimento do radônio. Além disso, as medições de gás radônio são normalmente preferidas, devido a sua simplicidade e custo-efetividade. As medições de radônio são frequentemente diferenciadas entre medições em curto ou longo prazo (Quindos et al. 1991). Uma medição de radônio em curto prazo, utilizando um detector de carvão ativado ou outro de tipo detector como uma câmara de ionização de eletreto, pode fornecer uma indicação preliminar da concentração média de radônio em longo prazo de uma residência. No entanto, ao efetuar medições de radônio em curto prazo devem ser levadas em consideração as variações diárias e sazonais do gás. Durante períodos em que as casas estão menos ventiladas (janelas fechadas), as concentrações de radônio no ambiente são mais elevadas, e as

medições realizadas em curto prazo nesses períodos e extrapoladas para um período maior podem superestimar a concentração média anual de radônio. No caso contrário, uma medição de radônio em curto prazo realizada durante um período em que a casa está mais ventilada (com janelas abertas) pode resultar na concentração média anual de radônio substancialmente subestimada. Portanto, a fim de avaliar a concentração média anual de radônio no interior de uma residência são preferidos os detectores que fornecem uma medição de radônio integrada em longo prazo. No entanto, deve ser observado que mesmo as concentrações de radônio anuais na mesma casa também podem variar de um ano para o outro (Zhang et al. 2007). Além disso, podem ocorrer situações onde são necessárias medições dos produtos de decaimento, para melhorar a estimativa da dose total de radônio recebida pelas pessoas.

**Tabela 6.** Características dos diferentes dispositivos de medição do gás radônio

Tipo de detector (Abreviação)	Passivo/ Ativo	Incerteza típica <sup>a</sup> [%]	Período típico de amostragem	Custo
Detector de traços de partículas alfas (DTPA)	Passivo	10 - 25	1 - 12 meses	Baixo
Detector de carvão ativado (DCA)	Passivo	10 - 30	2 - 7 dias	Baixo
Câmara de ionização de eletreto (CIE)	Passivo	8 - 15	5 dias - 1 ano	Médio
Detector de integração eletrônica (DIE)	Ativo	~ 25	2 dias - ano(s)	Médio
Monitor contínuo de radônio (MCR)	Ativo	~ 10	1 hora - ano(s)	Alto

<sup>a</sup> Incerteza expressa para durações ótimas de exposição e para exposições ~ 200 Bq/m<sup>3</sup>.

Os detectores de medição de radônio mais populares (Tabela 6) nos países estudados pelo Projeto Internacional de Radônio da OMS (WHO 2007) foram os detectores de traço de partículas alfas (DTPA), câmaras de ionização de eletreto (CIE) e detectores de carvão ativado (DCA), todos esses de caráter passivo. Em muitos países também foram usados detectores ativos, que englobam os detectores de integração eletrônica (DIE) e monitores contínuos de radônio (MCR). Dispositivos passivos não necessitam de energia elétrica nem bombeamento para realizar uma amostragem, enquanto os detectores ativos necessitam de eletricidade e permitem a obtenção de um registro contínuo da concentração e das flutuações do gás radônio durante o período de medição. Para domicílios, os DTPA são uma escolha popular para medições de radônio em longo prazo, e muitas vezes são instalados por um período de um ano, enquanto as CIE são muitas vezes utilizadas por períodos de medição curtos (ex. vários dias) e períodos intermediários (ex. semanas ou meses). A CIE também tem a capacidade de integrar a concentração de radônio ao longo do tempo (ex. durante um período de ocupação de 8 horas), com um sistema que abre e fecha o detector. O uso de MCR aumentou a medida que os preços desses detectores foi diminuindo. Os MCR fornecem automaticamente os dados com resolução temporal.

A tabela 7 mostra uma orientação geral para a seleção de métodos de medição e detectores, segundo os diferentes cenários de medição. A utilização de amostras individuais não foi incluída na lista de detectores recomendados, nem nos métodos populares para quantificar as concentrações de radônio (WHO 2007). As amostras individuais são coletadas por amostragem do ar ambiente, utilizando-se diferentes dispositivos como cintilação de células, em intervalos de tempo que podem ser de somente um minuto e, em seguida, levados para análise em um laboratório. Estes tipos de medidas não captam nem as flutuações temporais da concentração de radônio, nem de seus produtos de decaimento. A medição de amostras individuais não está incluída nem nas diretrizes recomendadas para avaliação da



exposição ao radônio, nem para a tomada decisões sobre a necessidade de mitigação. Detalhes adicionais sobre os detectores de medição podem ser encontrados em George (1996) e nos relatórios da OCDE (1985), NCRP (1988), SSK (2002) e USEPA (1992, 1993).

**Tabela 7.** Principais métodos e detectores para a medição de radônio em ambientes residenciais

Método	Tipo de amostragem	Detector
Medição preliminar de radônio	Amostragem em curta duração	MCR, EIC, ACD
Avaliação da exposição	Integração temporal	ATD, EIC, CRM, EID
Medições para determinar a necessidade de remediação	Monitoramento contínuo	CRM

## 2.1 Dispositivos de medição

Esta seção resume os principais detectores de medição de radônio e seus produtos de decaimento e reflete as práticas atuais de alguns países com seus programas de radônio.

### 2.1.1 Detectores de gás radônio

#### a) Detector de traços para partícula alfa (DTPA)

Um DTPA é um pequeno pedaço de substrato plástico fabricado especialmente para esse fim e envolvido por uma câmara de difusão coberta por um filtro que impede a entrada dos produtos de decaimento do radônio, como mostrado na Figura 2. Geralmente o plástico é um Poliálil Diglicol Carbonato (PADC ou CR-39), nitrato de celulose (LR-115) ou ainda policarbonato (Makrofol). Quando o radônio ou seus produtos de decaimento emitem partículas alfa próximo ao material de detecção, estas atingem o material produzindo áreas com danos microscópicos chamados traços latentes. A corrosão química ou eletroquímica do material plástico de detecção aumenta o tamanho dos traços das partículas alfas e os torna observáveis por microscopia ótica, o que permite a sua contagem manual ou automatizada. Depois de subtrair a contagem de fundo, o número de traços por unidade de superfície é diretamente proporcional à concentração de radônio em Bq.h/m<sup>3</sup>. Um fator de conversão obtido mediante exposições controladas em uma câmara de calibração permite converter a densidade de traços em concentração de radônio. Geralmente os detectores de partículas alfa são instalados durante um período de exposição que variam de 1 mês a 1 ano.



**Figura 2.** Exemplos detectores radônio



Os detectores de partícula alfa são insensíveis à umidade, temperatura e radiações beta e gama de fundo, mas medições realizadas em altitudes muito elevadas (acima de 2000 m) podem exigir pequenos ajustes devido a diferença de densidade do ar, que pode afetar a distância percorrida pelas partículas alfa (Vasudevan et al. 1994). A sensibilidade ao radônio pode ser evitada pelo uso de uma câmara de difusão com uma elevada resistência à difusão do gás que entra na câmara. Geralmente, os detectores de partícula alfa apresentam uma concentração mínima detectável (CMD) de 30 Bq/m<sup>3</sup>, calculada por métodos apresentados na literatura (Currie 1968, Alshuler e Pasternack 1963, Strom e MacLellan 2001), para uma exposição de um mês. É possível se obter CMD menores, segundo o indicado em Durrani e Ilic (1997) e Field et al. (1998).

#### **b) Detectores de adsorção de carvão ativado (DCA)**

Os DCA são dispositivos passivos que são instalados durante 1-7 dias para medir o radônio em ambientes internos. O princípio de detecção é a adsorção do radônio sobre os sítios ativos do carvão ativado. Após a amostragem, o detector é selado e os produtos do decaimento do radônio se equilibram com o radônio coletado. Após um período de espera de 3 horas, os coletores podem ser submetidos diretamente a um contador gama, ou preparados para técnicas de contagem por cintilação líquida. No método de contagem gama, os recipientes ou geometria de contagem podem conter 25-90 g de carvão ativado. No método de contagem alfa se utilizam frascos de 20 ml para cintilação líquida com 2-3 g de carvão ativado. Os recipientes podem ser abertos pois possuem uma barreira de difusão que permite prolongar o período de medição para 7 dias. A resposta dos DCA é afetada pela umidade, de modo que devem ser calibrados sob diferentes níveis de umidade. Também devem ser calibrados para todo o intervalo de duração da exposição e prováveis temperaturas que poderão ser encontradas no ambiente. Se diferentes tipos de carvão forem misturados, a calibração pode não permanecer constante. Como o carvão permite a adsorção e dessorção contínua do radônio, o método só proporciona uma boa estimativa da concentração média de radônio relacionada ao tempo de exposição, se as mudanças nas concentrações de radônio forem pequenas. A utilização de uma barreira de difusão reduz os efeitos de correntes de ar e da umidade elevada. Uma vez que o radônio decai com uma meia-vida de 3,8 dias, os detectores devem ser encaminhados para análise o mais rápido possível, após o período de exposição. Por exemplo, alguns laboratórios exigem que os detectores sejam devolvidos dentro de oito dias. Em geral, um DCA permite conseguir uma concentração mínima detectável de 20 Bq/m<sup>3</sup>, calculado por métodos descritos por Alshuler e Pasternack (1963), para um período de exposição de 2 a 7 dias. Mais detalhes podem ser consultados em George (1984) e USEPA (1987).

#### **c) Câmaras de ionização de eletretos (CIE)**

As CIE são dispositivos passivos que funcionam como detectores integradores para medir a concentração média do gás radônio durante o período de medição. O eletreto funciona como fonte de um campo elétrico e como um sensor na câmara de ionização. O gás radônio, e não os seus produtos de decaimento, entram na câmara por difusão passiva através de uma entrada com um filtro. A radiação emitida pelo radônio e seus produtos e decaimento formados dentro da câmara ioniza o ar contido dentro do volume da câmara. Os íons negativos são recolhidos pelo eletreto positivo, localizado na parte inferior da câmara. A descarga do eletreto ao longo de um intervalo de tempo conhecido é uma medida da ionização integrada ao longo do intervalo. Este por sua vez está relacionado com a concentração de radônio. A descarga de eletreto, em volts, é medida através de um leitor de eletreto a bateria que funciona sem contato. A partir desse valor em volts e de um fator de duração e de calibração, se obtém a concentração do radônio nas unidades desejadas. As câmaras de ionização de eletretos típicas para períodos curtos são feitas para medir o radônio durante o período de 2 a 15 dias a uma concentração de 150 Bq/m<sup>3</sup>. As CIE para períodos prolongados medem o radônio durante 3 a 12 meses a uma concentração de 150 Bq/m<sup>3</sup>. As CIE previamente descritas (Kotrappa et al. 1990)

têm sido utilizadas em diferentes países e tem exibido excelentes exatidão e precisão, quando utilizadas com procedimentos de trabalho padronizados (correção sistemática para a radiação gama de fundo, garantia de que os eletretos estão livres de poeira, etc.) (Sun et al. 2006).

#### **d) Detectores de integração eletrônica (DIE)**

A maioria dos DIEs usa um detector de silício de estado sólido no interior da câmara de difusão, para contar as partículas alfas emitidas pelos produtos do decaimento do radônio. Devido às pequenas dimensões da câmara de difusão, quando as concentrações de radônio são moderadas, muitas vezes são necessários tempos de integração maiores (>2 dias) para uma leitura estatisticamente estável. Sensibilidades mais altas podem ser alcançadas mediante a aplicação de uma tensão elevada, para recolher eletrostaticamente os produtos de decaimento do radônio pelo contato direto com o detector. A umidade elevada do ar pode afetar a medição. Para um período de exposição de 7 dias a concentração mínima detectável típica é da ordem de 20 Bq/m<sup>3</sup>. No caso de vários DIE de uso habitual não existe possibilidade de calibração periódica.

#### **e) Monitores contínuos de radônio (MCR)**

Existem vários tipos de MCR comercialmente disponíveis no mercado que utilizam diferentes tipos de sensores, como células de cintilação, câmaras de ionização (corrente ou pulsada) e detectores de silício de estado sólido. O ar para análise entra nos MCR por ação de uma pequena bomba ou pela difusão para o interior da câmara do sensor. Todos os MCR possuem circuitos eletrônicos que fornecem um relatório resumido, e, muitas vezes, um registro com resolução temporal, o que permite o cálculo da concentração integrada de radônio por períodos específicos. Os diferentes tipos de monitores possuem vantagens específicas. Por exemplo, os detectores de silício de estado sólido permitem a detecção por espectrometria alfa (Tokonami et al. 1996, Iimoto et al. 1998a), permitindo a discriminação entre radônio e torônio. Para alguns dispositivos a sensibilidade cruzada com a umidade do ar é eliminada por secagem do ar na entrada do equipamento. Geralmente, a concentração mínima detectável calculada usando métodos padrões é de cerca de 5 Bq/m<sup>3</sup>. Os MCR exigem calibrações periódicas para garantir um funcionamento adequado e resultados confiáveis. A Figura 3 mostra um exemplo de dispositivo eletrônico de medição de radônio.



**Figura 3.** Exemplo de dispositivo eletrônico de medição de radônio

### **2.1.2 Detectores específicos de gás radônio e seus produtos de decaimento**

#### **a) Dispositivos de medição de torônio**

No interior de algumas residências foram encontradas altas concentração de torônio (<sup>220</sup>Rn), contribuindo com 50% ou mais para a concentração de energia alfa total (Shang et al. 2005). Geral-

mente o torônio tem origem no material de construção, nas paredes das residências, e devido à sua meia-vida curta apresenta um gradiente de concentração decrescente da parede ao centro do cômodo. Para minimizar os erros de medição do torônio é importante colocar os detectores pelo menos a 20 cm de distância da parede. Se o objetivo é medir a concentração combinada do radônio e do torônio, ou avaliar a influência do torônio na medição do radônio, é possível realizar a determinação do torônio separadamente.

Vários métodos estão disponíveis para a medição torônio. O método de duplo detector de traços para partícula alfa (DDTPA) permite medir separadamente o radônio e o torônio. Este método usa duas câmaras de difusão com DTPA e utiliza as diferentes meia-vida do torônio (56 segundos) e do radônio (3,8 dias) para diferenciar os dois isótopos. Uma das câmaras de difusão apresenta uma elevada resistência à difusão, sendo assim só detecta o radônio; a segunda câmara apresenta uma baixa resistência à difusão e detecta tanto radônio como o torônio. Conhecendo as sensibilidades dos substratos dos DTPA ao radônio e ao torônio é possível calcular a concentração torônio nos detectores. Como o valor torônio resulta da diferença entre duas leituras, tanto o limite de detecção e a incerteza são maiores do que para as medições realizadas com um único DTPA (Tabela 8). Mais informações sobre os DDTPA podem ser encontradas em Doi et al. (1992), Zhuo et al. (2002), e Tokonami et al. (2005a).

No método dos dois filtros, o ar passa em um primeiro filtro (retenção de aerossóis dos produtos de decaimento do radônio e do torônio), atravessa uma câmara e sai através de um segundo filtro. O filtro de saída recolhe todos os produtos de decaimento do radônio formados dentro da câmara. A fim de minimizar as perdas nas paredes da câmara, a taxa de fluxo de ar deve ser definida para permitir uma adequada formação dos produtos de decaimento do radônio dentro de uma câmara com tamanho ideal. A análise da atividade pode ser realizada após a amostragem (amostra individual) ou durante a filtração, por medição de cintilação ou espectrometria alfa com detector de semicondutor (medição contínua).

Outros monitores contínuos de torônio (MCT) empregam a técnica já descrita para MCR: coleta eletrostática dos íons dos produtos de decaimento do torônio em um detector de silício de estado sólido e posterior detecção por espectrometria alfa. No entanto, a impossibilidade de uma calibração adequada para o gás torônio, de meia-vida curta, pode resultar em uma incerteza significativa na medição (Tabela 8). Deve ser mencionado que o decaimento alfa de  $^{212}\text{Bi}$ , produto de decaimento do torônio, pode afetar as medições do radônio, pois ele apresenta a mesma energia de emissão alfa (6,0 MeV) que o  $^{218}\text{Po}$ , produto de decaimento do radônio. Além disso, o descendente do torônio  $^{212}\text{Po}$ , que emite uma partícula alfa com energia de 8,8 MeV, pode afetar as medições de radônio por técnicas que somente medem alfa total. Os monitores de gás radônio usados em uma atmosfera mista de radônio e torônio devem ser ajustados para considerar esse efeito. Como a concentração torônio não é homogênea em um mesmo ambiente, fica difícil a determinação da representatividade de qualquer medição. Isso faz com que a determinação direta dos produtos de decaimento do torônio seja ainda mais importante do que para o radônio. Como a meia-vida do produto de decaimento  $^{212}\text{Pb}$  (10,6 horas) é maior do que a do gás torônio (56 segundos), a concentração dos produtos de decaimento do torônio é menos heterogênea do que do próprio torônio. É possível efetuar medições discriminativas entre radônio e torônio usando uma única célula de cintilação, estimando as eficiências de detecção da radiação alfa para os radionuclídeos associados ao radônio e ao torônio usando técnicas de Monte-Carlo (Tokonami et al. 2002).

#### **b) Dispositivos de medição dos produtos de decaimento do radônio e do torônio**

Em situações em que são necessárias avaliações mais precisas da exposição à radiação (por exemplo, se o fator de equilíbrio F entre o radônio e seus produtos de decaimento diferem significativamente do valor normalmente assumido de  $F = 0,4$ ), os produtos de decaimento do radônio podem

**Tabela 8.** Características e diferentes detectores de medição do gás torônio

Tipo de detector (Abreviação)	Passivo/ Ativo	Incerteza típica [%]	Período de amostragem típico	Custo
Duplo detector de traços para partícula alfa (DDTPA)	Passivo	25	3 – 12 Meses	Baixo
Método dos dois filtros (MDF)	Ativo	10	10 Horas	Alto
Monitor contínuo de torônio (MCT)	Ativo	25	2 horas - 1 Ano	Alto

ser determinados diretamente como a concentração de radônio equivalente em equilíbrio, a concentração de energia alfa potencial total, ou as atividades individuais de cada produto de decaimento. Todos os métodos existentes são baseados no recolhimento dos produtos de decaimento radônio em filtros e na subsequente medição de atividade no filtro. Dependendo da técnica de análise, diferentes materiais de filtros são utilizados, por exemplo para a medição da radiação alfa, se utilizam filtros de membrana em que a amostra é depositada na superfície (Iimoto et al. 1998b). Entre os dispositivos de medição dos produtos do decaimento do radônio e do torônio estão incluídos os contadores de radiação alfa total, os detectores integrados de traços para partícula alfa dos produtos de decaimento, dispositivos de espectrometria alfa com detectores de barreira de superfície e amostradores que capturam as frações fixadas e não fixadas (NCRP 1988, Cheng et al. 1992).

### 2.1.2 Dispositivos de medição de radônio na água

A presença de radônio nas águas subterrâneas ocorre predominantemente devido ao decaimento do rádio ( $^{226}\text{Ra}$ ) encontrado nas rochas e solos, e não devido ao rádio dissolvido na água. O radônio também pode ser gerado dentro dos sistemas de distribuição de água, quando existem altas concentrações de rádio adsorvido nas incrustações dos canos de ferro (Field et al. 1995, Fisher et al. 1998a). A exposição ao radônio a partir de fontes aquáticas ocorre a partir da ingestão ou inalação do radônio liberado pela água. O risco de câncer derivado da liberação de radônio contido na água (tomar banho, lavar louça, etc.) é considerado muito maior do que o risco derivado da ingestão de água que contém radônio (NRC 1998). O coeficiente de transferência do radônio entre a água e o ar no interior de casas da América do Norte é estimado como  $1,0 \times 10^{-4}$  (Nazaroff et al. 1987). Em muitas partes do mundo, o radônio procedente de fontes aquáticas liberado o interior de residências é muito menor do que o radônio emanado de fontes terrestres abaixo da residência. Existem vários métodos bem estabelecidos para a coleta (Field e Kross 1996) e medição (Vitz 1991) de radônio na água. Técnicas de medição de radônio em água incluem: contagem direta da radiação gama (Galli et al. 1999), as câmaras de ionização de eletretos (Kotrappa e Jester, 1993), e a transferência de gás por membranas (Surbeck 1996, Freyer et al. 2003). Técnicas de contagem por cintilação líquida e técnicas de medidas da emissão do radônio são os métodos mais comuns para a medição das concentrações de radônio em água (Prichard et al. 1991, Prichard e Gesell 1977, Lucas 1957, 1964) e serão discutidas em detalhes.

#### c) Contagem por cintilação líquida

A contagem por cintilação líquida (CCL) é o método mais sensível e mais utilizado para medição de radônio na água. A popularidade de cintilação líquida para análises de radônio ocorre devido a vários fatores, incluindo a excelente precisão e exatidão do método, o baixo limite de detecção, a reduzida necessidade de preparação das amostras, a capacidade de medição rápida de um grande número de amostras, e a capacidade do contador de trocar as amostras automaticamente. A elevada solubilidade

do radônio em solventes orgânicos permite que as amostras de água coletadas adequadamente (Field e Kross 1996) possam ser adicionadas diretamente à mistura da cintilação (por exemplo, tolueno, xileno, ou óleo mineral) para formar uma solução aquosa/orgânica, formando um sistema de duas fases. O radônio se distribuirá na mistura da cintilação e ficará disponível para a medição por métodos de CCL. A técnica CCL permite a quantificação da atividade do radônio e seus produtos de decaimento a partir da medida da taxa de emissão dos fótons emitidos do líquido de cintilação (Prichard e Gesell 1977, Prichard et al. 1991). As limitações da técnica de CCL incluem o custo inicial da aquisição do equipamento e a necessidade da realização das análises em um laboratório.

#### **d) Técnica de emanação**

A medição de radônio por emanação envolve a extração do radônio dissolvido na água com o auxílio de um outro gás livre de radônio, o gás com o radônio carregado é transferido para um dispositivo de medição de radônio, podendo ser uma célula de cintilação. Para realizar esta análise uma amostra da água é transferida para um borbulhador. A temperaturas normais a emanação do radônio da água pode ser realizada por borbulhamento da amostra de água com um gás livre de radônio (ex. nitrogênio), cujo volume é de cinco a dez vezes maior do que o volume do líquido. Neste exemplo, uma célula de cintilação previamente esvaziada é preenchida pelo gás emanado da amostra enriquecido com o radônio. A célula é contada após um tempo de cerca de 3 horas para estabelecer o equilíbrio radioativo entre o radônio e os seus produtos de decaimento. Em função do tempo de contagem pode se conseguir um limite de detecção inferior a 1 Bq/l.

Além da técnica de emanação, outras duas técnicas de medição de radônio em água são a contagem direta da radiação gama e a transferência de gás por membranas (Galli et al. 1999, Surbeck 1996, Freyer et al. 2003).

## **2.2 Protocolos de medição**

Esta seção fornece uma orientação geral para algumas finalidades e locais típicos para medição de radônio. Nesta discussão, as medições “de curto prazo” se referem a média das concentrações de radônio durante dias ou semanas, enquanto medições “de longo prazo” geralmente cobrem uma estação do ano, ou períodos mais longos (vários meses a um ano). Como mencionado anteriormente, são preferidas medições de radônio de longo prazo, porque quando se repetem medições de curto prazo é frequente observar uma variação temporal por um fator de dois ou mais. Como as medições de radônio servem para vários propósitos em diferentes contextos, as estratégias apropriadas e protocolos de medição devem refletir essas diferenças. É importante procurar resultados e informações sobre esses protocolos junto às partes interessadas, tais como pesquisadores, prestadores de serviços de medição de radônio, construtores e autoridades regionais e nacionais responsáveis pela implementação de guias de saúde. Ao determinar a melhor abordagem para cada situação, deve-se considerar a variabilidade de medição e o valor preditivo dos resultados, dadas as incertezas derivadas das variações espaciais, temporais e dos instrumentos. Por exemplo, a variável medida pode ser a exposição pessoal típica, a concentração média de radônio em uma determinada moradia, ou as concentrações de radônio nos casos mais desfavoráveis.

É vital a determinação da eficácia das medições em uma amostra representativa das construções, a fim de dispor de protocolos que permitam tomar decisões adequadas. Vários países publicaram orientações detalhadas para a medição de radônio em diferentes situações e para a tomada de decisões em uma situação específica (RPII 2002, Synnott e Fenton 2005, SSK 2002, a USEPA 1993). Algumas dessas diretrizes foram elaboradas antes dos estudos regionais sobre o comportamento do radônio em imóveis, no entanto estas diretrizes podem não ser diretamente aplicáveis a regiões onde ainda



|||||

não foram realizados estudos. Estratégias para medições e protocolos especiais podem ser necessários em áreas propensas ao radônio, conforme descrito no capítulo 6, a fim de maximizar a eficiência e a confiabilidade dos detectores em países com climas, características geológicas e práticas de construção diferentes.

### **2.2.1 Medições em residências**

Medições de radônio em casas/residências particulares visam obter estimativas confiáveis da exposição individual a um custo reduzido. A elevada variabilidade temporal do radônio presente em ambiente interno em muitas regiões faz com que as medições de curto prazo sejam pouco confiáveis para obtenção de estimativas confiáveis, exceto nos casos em que são esperadas concentrações extremamente elevadas de radônio. Em alguns países, as medições feitas em diferentes estações do ano são ajustadas para estimar uma concentração média anual de radônio com base nas variações sazonais “típicas” (Baysson et al. 2003, RPII 2002). Além disso, em algumas situações se utiliza uma medição em um único cômodo, onde é esperado que o radônio obtenha máxima concentração, para estimar a concentração de radônio na “casa inteira”. Esta medição deve ser feita em um cômodo frequentemente ocupado, seja no nível do solo se a fonte principal é o gás radônio proveniente do solo, ou em um espaço com menor fluxo de ar se a principal fonte de radônio é proveniente dos materiais de construção. A incerteza introduzida por essas práticas deve ser incluída no protocolo de tomada de decisão. Torna-se particularmente importante a definição clara e sem ambiguidade do termo “frequentemente ocupado.” Esta definição difere entre países, especialmente se a definição é baseada no número de horas de ocupação, uma vez que a percentagem total do tempo que se passa dentro de uma casa varia entre os países. O protocolo de medição deve minimizar a possibilidade de falha técnica dos detectores, cujos resultados podem ser afetados por correntes de ar, humidade, temperatura, luz intensa, raios gama ou a presença do torônio.

Em alguns países, as medições de radônio fazem parte da avaliação do padrão de segurança, que é realizada antes da venda de uma casa. Embora as operações de compra e venda ofereçam a oportunidade para a avaliação dos riscos associados a uma propriedade, a pressão para concluir a venda muitas vezes interfere com a avaliação precisa do risco potencial ao radônio. Em países como os Estados Unidos, onde medidas de radônio durante as transações de compra e venda são uma prática comum, geralmente várias medidas de curto prazo são realizadas em um único local. Estes testes de diagnóstico são muitas vezes ineficazes em áreas propensas ao radônio com fortes variações sazonais. As medições atuais de radônio de curto prazo não são capazes de produzir estimativas precisas das concentrações médias anuais de radônio (Steck 1990, Steck 1992, White 1994, White et al. 1994). Em alguns casos, as medidas de curto prazo podem ser utilizadas se forem interpretadas usando um amplo intervalo de confiança para identificar casas com elevadas concentrações de radônio. No entanto, esta prática pode levar a um erro de classificação das casas, onde se atribui concentrações de radônio de longo prazo como altas ou baixas. Medições de longo prazo podem ser iniciadas simultaneamente com medições de curto prazo, o que vai permitir a realização da operação de compra e venda, enquanto ocorre uma avaliação mais precisa. Exemplos das práticas de medições em alguns países são mostrados no quadro 1. Em alguns países, são fornecidas instruções detalhadas sobre a instalação de detectores, por exemplo a instalação na altura da respiração (nariz) e a uma distância específica (DIN 1994).

### **2.2.2 Medições em grandes imóveis**

Padrões de exposição ao radônio em grandes imóveis como, escolas, edifícios comerciais e edifícios residenciais com múltiplos apartamentos pode ser diferente da exposição de casas de

### Quadro 1: Exemplos de práticas de medição em alguns países

Finlândia e Suécia recomendam medições durante a temporada de uso de aquecimento (outubro a abril), período em que é esperado as maiores concentrações de radônio em ambientes internos. Na Irlanda e do Reino Unido as medições de radônio são realizadas em qualquer período de três meses ao longo do ano e se aplicam fatores de correção sazonais. Na Itália, as medições são geralmente realizadas durante um ano para evitar incertezas relacionadas com as variações sazonais. Nos EUA, a maioria das medições são realizadas nas transações de compra e venda das residências, com isso as medições mais comumente realizadas são de curto prazo.

uma única família, devido á diferenças na estrutura do edifício, da ocupação, e do funcionamento dos sistemas de aquecimento, ventilação e ar condicionado. Os protocolos de medição devem refletir essas diferenças, definindo múltiplos locais de amostragem em locais com alta ocupação nas edificações com grandes áreas de superfície, múltiplos andares e múltiplos compartimentos e com diferentes sistemas de climatização. Geralmente, quando a principal fonte de radônio é o gás proveniente do solo, os pisos inferiores devem ser os mais amostrados, diante da possibilidade de maiores concentrações de radônio nos andares em contato com o solo (Fisher 1998b, Synnott 2004, 2006). Variações de radônio entre diferentes cômodos de alguns imóveis sugerem que em sua maioria um número maior de cômodos deve ser medido. Em muitos imóveis foram encontradas variações diurnas de radônio. Este efeito pode aumentar em imóveis com diferentes usos de sistemas mecânicos de aquecimento, ventilação e ar condicionado durante o dia. Os imóveis que têm altas concentrações médias de radônio, mas são somente ocupados durante uma parte do dia, deverão ser medidos durante os períodos ocupados, de modo a verificar a existência de variação significativa de radônio ao longo do dia.

#### 2.2.3 Medições para diagnóstico sobre necessidade de mitigação e situação pós-mitigação

A decisão de aplicar medidas de mitigação em uma residência deve ser baseada nas concentrações médias de radônio de longo prazo em áreas frequentemente ocupadas. Se um teste de rastreamento de curto prazo indicar concentração muito elevada de radônio, a decisão sobre mitigação pode ser feita sem uma confirmação de um teste de longo prazo. Poucos dias depois do sistema de mitigação ser instalado, medições de curto prazo e de longo prazo devem ser iniciadas, simultaneamente, no local original da medida. Em poucos anos novos testes de longo prazo devem ser repetidos para garantir a continuação da eficácia do sistema de mitigação.

#### 2.2.4 Medições de diagnóstico para avaliar a emissão de radônio proveniente de materiais de construção

O fluxo ou exalação do radônio proveniente de materiais de construção pode ser medido em laboratório ou em campo. Se uma amostra dos materiais de construção é facilmente obtida, a taxa de exalação de radônio pode ser determinada colocando a amostra em uma câmara fechada seguida da amostragem do ar do interior da câmara (Ingersoll et al. 1983, Folkerts et al. 1984). Avaliações de campo utilizam várias técnicas para medição da exalação do radônio, incluindo métodos de acumulação, de fluxo e de adsorção. Para medir as taxas de exalação, a espectrometria gama de alta resolução é muitas vezes usada para determinar a atividade dos radionuclídeos naturais no material de construção. Estes e

outros métodos são descritos em detalhes em outros estudos (De Jong et al. 2005, Stoulos et al. 2003, Petropoulos et al. 2001, Keller et al. 2001, NCRP 1988, Collé et al. 1981).

### **2.2.5 Avaliação da exposição em estudos epidemiológicos**

Avaliações de exposição ao radônio em estudos epidemiológicos pode ser seriamente comprometida por vários fatores, incluindo: erros intrínsecos dos detectores de radônio, não consideração das variações temporais e espaciais de radônio dentro de uma casa, a ausência de dados de medição de casas ocupadas anteriormente, a falha na associação entre as concentrações de radônio e os deslocamentos do indivíduo, a medição do gás radônio em substituição á medição dos produtos decaimento do radônio (Steck e Field 2006, Field et al. 1996) e potencial sensibilidade cruzada ao torônio (Zhuo et al. 2002). Se recomenda ampliar as medições do gás radônio durante um ano completo utilizando DTPA, associando aos padrões de deslocamento do indivíduo no interior da casa (Field et al. 2000, Field et al. 2002). Para reduzir ao mínimo a ausência de dados, devido a impossibilidade de medição do radônio nas residências anteriores dos indivíduos, os critérios de inclusão para casos e controles podem incluir a exigência de um período longo de residência na casa atual. Como alternativa, alguns estudos de controle de caso utilizaram detectores de radônio retrospectivos com base em vidro para medir os descendentes do radônio ali implantados. Detalhes adicionais referentes a detectores de radônio retrospectivos são discutidos por Steck e Field (2006).

## **2.3 Garantia da qualidade para medições de radônio**

A garantia da qualidade (GQ) é um conceito amplo que inclui todos os aspectos que influenciam individualmente ou coletivamente a qualidade de uma medição. A Organização Mundial de Saúde recomenda fortemente a aplicação de normas de garantia de qualidade e diretrizes para garantir a confiança no resultado da medição. Vários aspectos são discutidos aqui, incluindo o controle de qualidade das medições. Além disso, são fornecidas orientações gerais sobre os elementos dos programas de GQ que são comuns a todos os tipos de dispositivos de medição. No entanto, dado que as recomendações para as medições de controle de qualidade variam dependendo do tipo de detector, o resto da discussão sobre a GQ se divide em métodos para dispositivos contínuos, integradores e equilibradores.

### **2.3.1 Plano de garantia da qualidade**

Todas as entidades (pessoas físicas, empresas, agências governamentais, etc.) que prestam serviços de medição deverão estabelecer e manter programas de garantia de qualidade. No centro de um programa de GQ está o plano de controle de qualidade, que inclui procedimentos operacionais padrões escritos, procedimentos escritos para atingir os objetivos de GQ e um sistema para registrar e monitorar os resultados das medições do controle de qualidade. Orientação sobre a preparação de planos de garantia da qualidade estão disponíveis em fontes como USEPA (1984, 1997).

### **2.3.2 Concentração mínima detectável**

Qualquer entidade que realize medições de radônio deve calcular a concentração mínima detectável (CMD) para o seu sistema de medição, inclui-la em seu plano de GQ e relatá-la com os resultados da medição de radônio. Os métodos para a determinação do limite de detecção e a CMD são discutidos em outros estudos (Altshuler e Pasternack 1963, ANSI 1989, Currie 1968, Strom e MacLellan 2001).



### 2.3.3 Exercícios de intercomparação

Na medida do possível, as entidades que executam as medições de radônio devem participar periodicamente de exercícios de comparação interlaboratorial. Esses exercícios são geralmente realizados de duas maneiras:

Um monitor contínuo de radônio (MCR) pode ser escolhido como um “padrão de transferência” e enviado para vários laboratórios de referência para a exposição em sistemas STAR (Systems for Test Atmospheres with Radon – Sistemas para Atmosferas Teste com Radônio. STAR é um acrônimo usado para designar o equipamento necessário para a criação e o uso de uma atmosfera que contém uma concentração de referência de radônio<sup>2</sup>. Quando o laboratório recebe o MCR o operador de cada STAR compara os valores gerados pelo padrão de transferência com os valores gerados pelo sistema que é usado para monitorar o STAR. Este método só pode ser utilizado entre laboratórios que têm STAR. Medições de radônio em sistemas STAR devem se referir a um padrão primário de referência nacional por metodologias aceitáveis de intercomparação.

O outro método requer um laboratório de referência de radônio que disponha de um sistema STAR para receber o exercício. As entidades que realizam medições de radônio enviam seus detectores para esse centro para exposição no STAR. Os detectores são devolvidos, mas a concentração de radônio a que foram submetidos não são divulgados. Em seguida, cada entidade reporta os resultados para o laboratório que recebeu o exercício, que então elabora um relatório comparando os resultados de todos os participantes com o valor ou valores convencionalmente estabelecidos. Como parte do programa de intercomparação, a sensibilidade dos detectores para radônio deve ser checada. Exemplos de comparações interlaboratoriais podem ser encontrados em outros estudos (ex. Butterweck et al. 2002, Tokonami et al. 2005b, Rottger et al. 2006, Beck et al. 2007).

### 2.3.4 Testes de desempenho e comparação de medições

Muitas vezes, as agências de certificação ou de licenciamento exigem que os laboratórios que realizam medições de radônio participem de testes de desempenho ou de performance. Os participantes colaboram com um laboratório de referência reconhecido que tenha STAR para expor os detectores a uma concentração de radônio controlada; os detectores são devolvidos sem revelar o valor da concentração de radônio a que foram expostos. Em seguida, o participante avalia o desempenho dos detectores e relata os resultados para o laboratório de referência. Os resultados são comparados com o valor ou valores estabelecidos convencionalmente como verdadeiros e um relatório é emitido, informando se o participante foi aprovado, com base nos critérios estabelecidos pelas agências de certificação ou de licenciamento. Este exercício é semelhante a uma intercomparação, exceto que apenas um participante de cada vez pode estar envolvido com o laboratório STAR; considerando que, durante um exercício intercomparação, normalmente vários laboratórios estão envolvidos ao mesmo tempo. Mesmo que não seja exigido por nenhum órgão oficial, o participante pode solicitar a realização de um teste de performance como parte do seu programa de garantia de qualidade.

### 2.3.5 Testes cegos

As agências de certificação ou de licenciamento podem realizar testes de desempenho nos laboratórios de medição de radônio sem o prévio conhecimento. Isso é chamado de “teste cego”, e os laboratórios não sabem o valor estabelecido convencionalmente como verdadeiro, ou ainda que estão sendo testados. Isso é relativamente fácil de se realizar em laboratórios que analisam detectores de

2 Uma lista de referência atualizada de laboratórios que possuem sistema STAR, assim como laboratórios que fornecem fontes rastreáveis de referência é mantida no site [www.radonweb.org](http://www.radonweb.org).

radônio que são comercializados para o público geral ou para empresas. A agência pode comprar os detectores e fazer com que sejam expostos a uma concentração de radônio controlada em um sistema STAR, após isso são enviados para o laboratório para análise com informações fictícias do local de exposição. Para laboratórios que não comercializam os detectores, como usuários de monitores contínuos, o teste cego é mais difícil e caro.

### 2.3.6 Métodos para dispositivos contínuos

#### a) Calibração

Os monitores contínuos são calibrados individualmente pelo fabricante ou por um laboratório de referência, autorizado e treinado pelo fabricante. O processo de calibração consiste de uma série de medidas adequadas para o tipo específico de monitor, que inclui alguns ou todos os seguintes itens: 1) verificação da tensão, corrente e/ou padrões de ondas em pontos críticos do circuito, seguido por ajustes necessários; 2) verificação das baterias e sua recarga, com a substituição se necessária; 3) determinação das configurações adequadas dos discriminadores e da alta tensão do tubo fotomultiplicador; 4) determinação da radiação de fundo por exposição a um ambiente livre de radônio (nitrogênio ou ar envelhecido), e verificação do fator de calibração por exposição a uma atmosfera de referência em um sistema STAR. Se um mesmo laboratório utiliza mais de um monitor contínuo com células de cintilação, cada célula de cintilação deve ser designada a um tubo fotomultiplicador, não devendo se utilizar outros tubos fotomultiplicadores. Caso contrário, o fator de calibração deve ser determinado para cada combinação de célula de cintilação e tubo fotomultiplicador.

Uma declaração ou certificado de calibração deve ser emitido contendo informações como: 1) o estado em que se recebeu o monitor, incluindo qualquer dano físico e as configurações do discriminador, tensão, radiação de fundo e fator de calibração; 2) a radiação de fundo medida; 3) a leitura medida com a atmosfera de referência; 4) os ajustes do discriminador, de tensão, da radiação de fundo e do fator de calibração quando calibrado; 5) a data da calibração e 6) o nome e a empresa da pessoa responsável pela calibração.

Deve ser fixado no monitor uma etiqueta de calibração contendo: 1) o nome do local que realizou a calibração; 2) as iniciais da pessoa que realizou a calibração; 3) a data da calibração; 4) o prazo de validade da calibração; 5) os valores de radiação de fundo e do fator de calibração e 6) o número de série do monitor. O monitor deve ser calibrado em intervalos regulares, normalmente anualmente ou semestralmente, dependendo da recomendação do fabricante e os requisitos das agências de licenciamento ou de certificação.

#### b) Medição da radiação de fundo (Background)

É essencial que a realização da avaliação da radiação de fundo de um monitor contínuo que seja anual e rotineira, como parte do processo de calibração. Com o tempo, se acumula no detector o  $^{210}\text{Pb}$ , um produto de decaimento de meia-vida longa do radônio. Os outros dois radionuclídeos na série de decaimento do urânio,  $^{210}\text{Bi}$  e  $^{210}\text{Po}$ , entram em certo grau de equilíbrio com o  $^{210}\text{Pb}$ . Por conseguinte, em decorrência do acúmulo do emissor de partículas alfa  $^{210}\text{Po}$ , a radiação de fundo aumenta com o tempo.

Nos monitores contínuos que utilizam células de cintilação pode ser necessário a realização da medição da radiação de fundo com mais frequência, dependendo da intensidade de uso e da concentração de radônio a qual a célula de cintilação foi exposta. Um protocolo comum é a medição da radiação de fundo a cada 1000 horas de funcionamento. Se a mudança do nível da radiação de fundo for menor do que o equivalente a  $\sim 30 \text{ Bq/m}^3$ , pode se aumentar o número de horas entre as medições da radiação de fundo, conquanto o sistema não seja exposto a grandes concentrações de radônio. Se mais de um monitor contínuo for utilizado, deve ser determinada a radiação de fundo para cada combinação de célula de cintilação e tubo fotomultiplicador.

### **c) Testes Operacionais**

Alguns monitores contínuos permitem que os usuários realizem testes operacionais que podem ser feitos entre as calibrações, tais como: teste de baterias, verificação do desempenho do detector com uma fonte padrão e um teste do funcionamento eletrônico do detector. Esses testes operacionais, se disponíveis, devem ser realizados antes de cada medição. Para alguns tipos de monitores, automaticamente o sistema realiza um teste operacional toda vez que se inicia uma medição.

### **d) Medições duplicatas**

As medições devem ser duplicadas em uma taxa especificada no plano GQ, por exemplo de 10% (USEPA 1993), colocando dois monitores do mesmo tipo e realizando uma medição simultânea com dois monitores. A diferença percentual relativa das duas medições pode ser calculada como uma medida de precisão do monitor. As medições de diferença percentual relativa devem ser tabuladas e representada em gráficos de controle como explicado abaixo. Se as medições duplicadas não coincidirem, isso poderia ser uma indicação de que um ou ambos os monitores não estão calibrados corretamente, algo que deve ser investigado com mais detalhes.

### **e) Intercomparações informais**

Se dois monitores do mesmo tipo não estão disponíveis para uma medição duplicada, um dispositivo diferente, como o detector de carvão ativado, pode ser usado ao lado do monitor. Tais medições são chamados de “intercomparações informais” em vez de “medições duplicadas”, pois elas não podem produzir uma estimativa da precisão para nenhum dos tipos de dispositivos. No entanto, tais medições podem fornecer informações úteis na medida em que uma discrepância entre as duas medidas pode indicar um problema com um ou ambos os métodos de medição. A diferença percentual relativa deve ser calculada e avaliada como discutido abaixo.

### **f) Verificações cruzadas**

A cada seis meses aproximadamente, ou quando se tenha passado a metade do período entre as calibrações, os monitores de radônio devem ser usados em medições “duplicadas” com outro monitor do mesmo tipo que tenha sido recentemente calibrado. Isso é chamado de uma medição de “verificação cruzada”. Pois se pode assumir que o monitor calibrado recentemente fornece uma melhor estimativa da concentração de radônio, e o erro relativo deve ser calculado com a suposição de que este monitor fornece convencionalmente o valor verdadeiro. A partir desse cálculo os fatores de correção podem ser aplicados.

## **2.3.7 Métodos para dispositivos integradores e equilibradores**

### **a) Calibração**

Os detectores integradores e equilibradores, como o detector de traços de partículas alfas, a câmara de ionização de eletreto e o detector de carvão ativado, não são calibrados individualmente. Em vez disso, um lote representativo dos detectores utilizados no campo é submetido a exposição em um sistema STAR variando parâmetros como concentração de radônio, duração da exposição, umidade relativa e temperatura. O fabricante ou o laboratório que realiza os testes, produz um conjunto de curvas de calibração ou algoritmos com base nos dados das exposições no sistema STAR. Pode-se encontrar descrições desse procedimento para detectores de carvão ativado descritos por George (1984) e USEPA (1987). As curvas ou algoritmos permitem a obtenção do valor do fator de calibração para o detector em função dos fatores operacionais (por exemplo, duração da exposição, potencial elétrico dos eletretos) e fatores ambientais (por exemplo, radiação gama de fundo, umidade relativa, temperatura, altitude). Os fabricantes ou laboratórios utilizam periodicamente

amostras enriquecidas para demonstrar que a calibração continua produzindo resultados confiáveis “dentro do controle”. O processo de calibração deve ser repetido toda vez que o detector for modificado fisicamente, no caso de detectores de carvão ativado com o uso de um lote diferente de carvão, ou cada vez que o controle periódico de qualidade dos dados indicarem que os resultados não são mais confiáveis.

#### **b) Medições duplicadas ou adjacentes**

Medições adjacentes, isto é, realizadas uma ao lado da outra fornecem uma estimativa da precisão das medições e da precisão global do detector e do processo do laboratório. A frequência de realização das medições deve ser especificada no plano de garantia da qualidade. A realização de medições adjacentes com frequência determinada, como uma em cada dez medições, deve garantir que essas medições duplicadas ocorram na faixa de concentrações de radônio encontrada no campo (USEPA 1993). Para cada conjunto de medições adjacentes, devem ser calculados os correspondentes dados estatísticos, tabulados em registos de controle de qualidade e plotados em um gráfico de controle. Se de forma sistemática se realizam apenas duas medições adjacentes de cada vez (medições duplicadas) a diferença percentual relativa pode ser utilizada como dado estatístico; caso contrário um coeficiente de variação deve ser utilizado. O plano de garantia da qualidade deve especificar as metas de desempenho de precisão, como um intervalo considerado “dentro do controle”, um “nível de alerta” e um “limite de controle”, assim como as medidas que devem ser realizadas se os limites forem ultrapassados. Goldin (1984) e USEPA (1984, 1993) fornecem informações sobre gráficos de controle, estabelecimento de limites e determinação de quando medidas de remediação devem ser realizadas.

#### **c) Medições da radiação de fundo do laboratório**

Os equipamentos de laboratório que são utilizados para analisar os dispositivos, tais como detector de carvão ativado e detector de traços de partículas alfas, apresentam uma radiação de fundo intrínseca que deve ser medida e subtraída da resposta dos detectores usados no campo. As medições da radiação de fundo também servem para estabelecer o limite de detecção e a concentração mínima detectável do sistema de análise, conforme explicado anteriormente. O plano de GQ do laboratório de análise deve incluir critérios que estabelecem o número mínimo de detectores de cada lote que devem ser testados, ou a frequência de medição de um detector em branco representativo, a fim de estabelecer a radiação de fundo do laboratório para o sistema de medição.

#### **d) Medições de controle da radiação de fundo em condições de campo**

Medições de controle da radiação de fundo em condições de campo, ou “brancos de campo”, são utilizados para garantir que a manipulação, o transporte ou o armazenamento dos dispositivos não causem uma resposta maior do que a concentração mínima detectável estabelecida pela análise laboratorial. Usuários de dispositivos de campo devem reservar uma porcentagem de dispositivos, por exemplo 5% (USEPA 1993) para o envio para o laboratório como branco. Os dispositivos em branco devem ser tratados da mesma maneira como aqueles usados nas medições de campo. Quando os dispositivos de campo são instalados, os dispositivos em branco devem ser armazenados em um ambiente de baixa concentração de radônio, tal como um recipiente selado contendo carvão ativado. Os detectores em branco devem ser enviados para o laboratório, junto com detectores de campo, com informações fictícias sobre a localização de modo que os brancos não recebam tratamento ou processamento especial. O plano de GQ deverá conter instruções sobre as medidas que deverão ser tomadas caso uma medição correspondente de um branco exceda a concentração mínima detectável do laboratório, entre as quais se inclui a comunicação do problema ao laboratório. A situação descrita poderia indicar um problema com a manipulação ou armazenamento por parte do usuário, mas poderia ser também um problema com o laboratório. O valor medido do branco não deve ser necessaria-

mente subtraído dos valores das medições de campo. Qualquer utilização dos resultados da medição do branco se realizará unicamente a critério do laboratório de análises.

#### **e) Amostras enriquecidas**

Uma porcentagem dos dispositivos deve ser enviada a um laboratório de referência onde serão expostos a uma concentração de radônio conhecida por um período de tempo específico e em condições ambientais controladas em um sistema STAR. Estes dispositivos são chamados de “amostras enriquecidas” ou “medições enriquecidas”. As medições das amostras enriquecidas fornecem uma estimativa da precisão global do dispositivo e do processo do laboratório. O plano de garantia da qualidade (GQ) deve especificar a frequência de realização de medições das amostras enriquecidas. Para cada uma das medições devem ser calculados os erros relativos, se considerando convencionalmente como verdadeiro o valor fornecido pelo operador de um sistema STAR, tabulados nos registros de controle de qualidade e plotados em um gráfico de controle. Tal como descrito anteriormente, o plano de GQ deve especificar as metas de desempenho de precisão, como um intervalo considerado “dentro do controle”, um “nível de alerta” e um “limite de controle”, assim como medidas que devem ser realizadas caso se ultrapasse os limites. Informações sobre gráficos de controle, estabelecimento de limites e determinação de quando medidas de remediação devem ser tomadas estão disponíveis em Goldin (1984) e USEPA (1984, 1993).

## **REFERÊNCIAS**

- Altshuler B, Pasternack B (1963). Statistical measures of the lower limit of detection of a radiochemistry counter. *Health Phys*, 9:293-298.
- American National Standards Institute. The Institute of Electrical and Electronics Engineers Inc. (1989). American national standard performance specifications for health physics instrumentation-portable instrumentation for use in normal environmental conditions. ANSI/IEEE (42.17A-1989), New York.
- Baysson H et al. (2003). Seasonal correction factors for estimating radon exposure in dwellings in France. *Radiat Prot Dosimetry*, 104: 245-252.
- Beck TR et al. (2007). Interlaboratory comparisons for passive radon measuring devices at BfS. *Radiat Prot Dosimetry*, 125(1-4):572-575.
- Butterweck G et al. (2002). Intercomparison exercise of the PTB, BfS, MPA and PSI calibration facilities for radon gas concentration. *Radiat Prot Dosimetry*, 98:219– 222.
- Cheng YS et al. (1992). Use of a graded diffusion battery in measuring the activity size distribution of thoron progeny. *J. Aerosol Sci*, 23:361-372.
- Colle R et al. (1981). Radon transport through and exhalation from building materials: a review and assessment. National Bureau of Standards Technical Note 1139, National Technical Information Service, NTIS, Springfield, VA.
- Currie L A (1968). Limits for the qualitative detection and quantitative determination. Application to radiochemistry. *Analytical Chem*, 40:586-593.
- De Jong P et al. (2005). Interlaboratory comparison of three methods for the determination of the radon exhalation rate of building materials. *Health Phys*, 88(1):59-64.
- Deutsches Institut für Normung (1994). Passive Radonmessungen. DIN 25706, Beuth Verlag, Berlin. (In German)
- Doi M, Kobayashi S, Fujimoto K (1992). A passive measurement technique for characterisation of high-risk houses in Japan due to enhanced levels of indoor radon and thoron concentrations. *Radiat Prot Dosimetry*, 45:425-430.



- Durrani SA, Ilic R, eds. (1997). Radon measurements by etched track detectors: applications in radiation protection, earth sciences and the environment. World Scientific Publishing Company, Singapore.
- Field RW et al. (1995). Radium-bearing pipe scale deposits: implications for national waterborne radon sampling methods. *Am J Public Health*, 85:567-570.
- Field RW et al. (1996). Residential radon-222 exposure and lung cancer: exposure assessment methodology. *J Expo Anal Environ Epidemiol*, 6:181-195.
- Field RW, Kross BC (1996). Intercomparison of waterborne  $^{222}\text{Rn}$  collection methods: professional versus homeowner collection. *Ground Water Monitoring and Remediation*, 16:106-112.
- Field RW et al. (1998). Dosimetry Quality assurance: the Iowa residential radon lung cancer study. *Radiat Prot Dosimetry*, 78:295-303.
- Field RW et al. (2000). Residential radon gas exposure and lung cancer: the Iowa Radon Lung Cancer Study. *Am J Epidemiol*, 151(11):1091-1102.
- Field RW et al. (2002). Residential radon exposure and lung cancer: variation in risk estimates using alternative exposure scenarios. *J Expo Anal Environ Epidemiol*, 12(3):197-203.
- Fisher EL et al. (1998a). Temporal and spatial variation of waterborne point-of-use  $^{222}\text{Rn}$  in three water distribution systems. *Health Phys*, 74: 242-248.
- Fisher EL et al. (1998b). Spatial variation of residential radon concentrations: the Iowa Radon Lung Cancer Study, *Health Phys*, 75(5):506-513.
- Folkerts KH, Keller G, Muth H (1984). Experimental investigation on diffusion and exhalation of Rn-222 and Rn-220 from building materials. *Radiat Prot Dosimetry*, 7:41-44.
- Freyer K et al. (2003). Optimization of time resolution and detection limit for online measurements of  $^{222}\text{Rn}$  in water. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 257:129-132.
- Galli G, Guadoni C, Mancini C (1999). Continuous measurement system of radon concentration in water by gamma radiation detection emitted by  $^{214}\text{Bi}$  and  $^{214}\text{Pb}$  decay. *Il Nuovo Cimento C*, 22(304):577.
- George AC (1984). Passive integrating measurement of indoor radon using activated carbon. *Health Phys*, 46:867-872.
- George AC (1996). State of the art instruments for measuring radon/thoron and progeny in dwellings - a review. *Health Phys*, 70:451-463.
- Goldin AS (1984). Evaluation of internal quality control measurements and radioassay, *Health Phys*, 47(3):361-364.
- Imoto T et al. (1998a). Continuous  $^{220}\text{Rn}$  concentration monitor using an electrostatic collection method. *Radiat Prot Dosimetry*, 77:185-190.
- Imoto T et al. (1998b). Characteristics of major filters used for  $^{222}\text{Rn}$  progeny measurements. *Radiation Measurements*, 29:161-164.
- Ingersoll JG, Stitt BD, Zapalac GH (1983). A fast and accurate method for measuring radon exhalation rates from building materials. *Health Phys*, 45:550-553.
- Keller G, Hoffmann B, Feigenspan T (2001). Radon permeability and radon exhalation of building materials. *Sci Total Environ*, 272(1-3):85-89.
- Kotrappa P et al. (1990). A practical electret passive environmental radon monitor system for indoor radon measurement. *Health Phys*, 58:461-467.
- Kotrappa P, Jester WA (1993). Electret ion chamber radon monitors measure radon in water. *Health Phys*, 64:397-405.
- Lucas HF (1957). Improved low level alpha scintillation counter for radon. *Rev Scient Instrum*, 28:80.
- Lucas HF (1964). A fast and accurate survey technique for both radon-222 and radium-226. : *The Natural Radiation Environment*, ed. Adams, J.A.S. and Lowder, W.M., University of Chicago Press.

- National Academy of Science, National Research Council (1998). Assessment of radon in drinking water, committee on the assessment of exposures to radon in drinking water, board on radiation effects research, Commission on Life Sciences, National Academy Press, NRC, Washington, D.C.
- National Council on Radiation Protection and Measurements (1988). Measurement of radon and radon daughters in air. NRC, Bethesda, report no.97:1-174.
- Nazaroff WW et al. (1987). Portable water as a source airborne Rn-222 in U.S. dwellings: A review and assessment. *Health Phys*, 52(3):281-289.
- Organization for Economic Cooperation and Development (1985). Metrology and monitoring of radon, thoron and their daughter products. OECD Publications, Paris, 1-148.
- Petropoulos NP, Anagnostakis MJ, Simopoulos SE (2001). Building materials radon exhalation rate: ERRICCA intercomparison exercise results. *Sci Total Environ*, 272(1-3):109-118.
- Prichard HM, Gesell TF (1977). Rapid measurements of  $^{222}\text{Rn}$  concentrations in water with a commercial liquid scintillations counter. *Health Phys*, 33:577-581.
- Prichard HM, Venso EA, Dodson CL (1991). Liquid scintillation analysis of  $^{222}\text{Rn}$  in water by alpha/beta discrimination. *Radioactivity and Radiochemistry*, 3:28-36.
- Quindós LS, Fernández PL, Soto YL (1991). Short versus long-term indoor radon measurements. *Health Phys*, 61:539-542.
- Radiological Protection Institute of Ireland (2002). RPII Standard protocol for determination of the annual average radon gas concentration in domestic dwellings. (<http://www.rpii.ie/download/radonprotocol.pdf>).
- Rottger A et al. (2006). Radon activity concentration - a Euromet and BIPM supplementary comparison. *Appl Radiat Isot*, 64: 1102–1107.
- Shang B et al. (2005). Thoron levels in traditional Chinese residential dwellings. *Radiat Environ Biophys*, 44:193-199.
- SSK (2002). Leitfaden zur Messung von Radon, Thoron und ihren Zerfallsprodukten. Veröffentlichungen der SSK Bd. 47, Urban & Fischer, München.
- Steck DJ (1992). Spatial and temporal indoor radon variations. *Health Phys*, 62(4):351-355.
- Steck DJ et al. (2002).  $^{210}\text{Po}$  implanted in glass surfaces by long term exposure to indoor radon. *Health Phys*, 83:261-271.
- Steck DJ, Berglund JA, Field RW (2005).  $^{210}\text{Po}$  implanted in glass surfaces: calibration and improved performance for retrospective radon gas and radon progeny reconstruction. *Radioactivity in the Environment Book series, Volume 7, Seventh International Symposium on the Natural Radiation Environment (NRE-VII)* Elsevier, Amsterdam.
- Steck DJ, Field RW (2006). Dosimetric challenges for residential radon epidemiology. *J Toxicol Environ Health A*, 69:655-664.
- Steck, DJ (1990). A comparison of EPA-screening measurements and annual  $^{222}\text{Rn}$  concentrations in a statewide survey. *Health Phys*, 58(4):523-530.
- Stoulos S, Manolopoulou M, Papastefanou C (2003). Assessment of natural radiation exposure and radon exhalation from building materials in Greece. *J Environ Radioact*, 69(3):225-240.
- Strom D J, MacLellan J (2001). Evaluation of eight decision rules for low-level radioactivity counting. *Health Phys*, 81:27-34.
- Sun K et al. (2006). Field comparison of commercially available short-term radon detectors. *Health Phys*, 91:221-226.
- Surbeck H (1996). A radon-in-water monitor based on fast gas transfer membranes. Paper presented at the International Conference on technologically Enhanced Natural radiation (TENR) caused by non-uranium mining, October 16-19, 1996, Szczyrk.
- Synnott H, Fenton D (2005). An evaluation of radon reference levels and radon measurement techniques and protocols in European countries. Radiological Protection Institute of Ireland, ([http://www.rpii.ie/download/ERRICCAMEasuremen t%20Report.pdf](http://www.rpii.ie/download/ERRICCAMEasuremen%20Report.pdf)).









## 3. PREVENÇÃO E MITIGAÇÃO DO RADÔNIO

### OS PONTOS-CHAVE

- ◆ Para que a redução do risco na população em geral seja alcançada são necessárias estratégias tanto de prevenção de radônio (em novas habitações), quanto de mitigação do radônio (em habitações existentes).
- ◆ Tanto as fontes de radônio, quanto as suas concentrações e os seus mecanismos de transporte influenciam na escolha das estratégias de prevenção e mitigação.
- ◆ Medições de radônio devem sempre ser realizadas para que sejam verificadas as eficácias das medidas adotadas para prevenção e mitigação do radônio.
- ◆ Profissionais do setor da construção civil são agentes fundamentais para a prevenção e mitigação do radônio. São necessárias estratégias para treiná-los e garantir a sua competência nessa área.
- ◆ Devem ser estabelecidos regulamentos, guias e/ou normas a nível nacional, considerando pesquisas e levantamentos, para a prevenção e mitigação do radônio.

Este capítulo está centrado nas opções para controle do radônio durante a construção de novas habitações (incluindo extensões de imóveis existentes ou obras de reforma), designadas como prevenção, e para a redução de radônio em imóveis existentes, o que é designado como mitigação ou remediação. No âmbito das diretrizes para prevenção e mitigação de radônio também são discutidos a formação e os critérios técnicos para os sistemas de controle do radônio. A fonte mais comum de radônio em ambientes internos é o solo e a formação geológica sob o imóvel. No entanto, também podem ser fontes do radônio a água para consumo humano e uso doméstico proveniente de poços (água subterrânea) e a emissão de radônio de materiais de construção, incluindo concreto, tijolos, pedras naturais de construção, gesso natural, e materiais que utilizam subprodutos industriais como gesso fosfatado, escória de alto forno e cinzas volantes de carvão (CE 1999, Somlai et al. 2005). As fontes de radônio e os mecanismos de transporte de radônio podem ter uma influência significativa no custo-efetividade das várias estratégias de prevenção e mitigação.

### 3.1 Organização das ações de prevenção e mitigação do radônio

Nesta seção, são apresentados vários aspectos relacionados às medidas de prevenção e de mitigação no contexto de um programa organizado para radônio. No capítulo 6 são descritos em detalhes os aspectos gerais da organização de um programa nacional de radônio.



- ser seguro e não permitir a criação de retorno;
- ser durável e funcional durante toda a vida útil do imóvel;
- permitir um controle fácil do seu desempenho;
- ser silencioso e discreto;
- apresentar baixos custos de instalação, operação e manutenção;
- permitir facilmente a instalação de um ventilador adicional, em caso de utilização de sistemas de depressurização passiva do solo (DPS).

A tabela 9 mostra uma comparação de diferentes sistemas para controle de radônio em novas construções, considerando os requisitos a serem seguidos.

**Tabela 9.** Opções para controle de radônio em novas construções.

Opções	Potencial de redução do radônio	Desempenho a longo prazo	Facilidade para verificação	Funcionamento discreto e silencioso	Custo	
					Instalação	Operação
Vedação das superfícies em contato com o solo	Nenhum a baixo-moderado	Geralmente ruim a regular	Necessidade de medições periódicas de radônio	Geralmente muito bom	Moderado	Muito baixo
Barreiras para gases do solo	Altamente variável	Estável porem com redução do Rn limitada	Necessidade de medições periódicas de radônio	Muito bom	Depende do cuidado e da qualidade	Nenhum
Ventilação passiva de cavas <sup>a</sup>	Moderado a bom	Muito bom	Necessidade de medições periódicas de radônio	Muito bom	Baixo	Baixo
Ventilação ativa de cavas <sup>a</sup>	Bom	Muito bom	Necessidade de medições periódicas de radônio	Bom	Moderado	Moderado
Despressurização ativa do solo <sup>b</sup>	Moderado a ótimo	Muito bom	Necessidade de medições periódicas de radônio	Geralmente muito bom	Baixo	Moderado
Despressurização passiva do solo <sup>b</sup>	Baixo a moderado	Bom se mantido selado	Necessidade de medições periódicas de radônio	Geralmente muito bom	Baixo	Muito baixo
Ventilação equilibrada <sup>c</sup>	Baixo a moderado	Bom se em operação e manutenção	Necessidade de medições periódicas de radônio	Geralmente muito bom	Baixo a alto	Moderado a alto

Fonte: USEPA (1993).

<sup>a</sup>Cava se refere ao pequeno espaço situado entre o solo e o primeiro pavimento de um imóvel

<sup>b</sup>Despressurização ativa e passiva do solo estão destacadas, uma vez que são as estratégias mais comuns para controle de de radônio.

<sup>c</sup>Ventilação equilibrada se refere a uma ventilação onde existe o equilíbrio entre o fluxo de ar extraído de um espaço e conduzido para o interior.

### 3.1.2 Regulamentos, normas e/ou guias baseados em pesquisas.

Regulamentos e/ou normas e guias sobre prevenção e mitigação de radônio devem ser desenvolvidos ou adaptados para estabelecer requisitos mínimos de boas práticas. Os regulamentos, guias ou normas devem ser baseados em pesquisas na área da construção civil. Além disso, os regulamentos, normas e guias devem estabelecer requisitos gerais, uma vez que não conseguem abordar todas as situações possíveis.

No desenvolvimento desses regulamentos, normas e guias é importante consultar peritos em mitigação de radônio, pesquisadores da área de engenharia civil, bem como outros profissionais da construção. Flater e Spencer (1994) mostraram que se esses regulamentos, guias e normas se tornarem parte dos códigos de construção civil, serão necessários procedimentos de inspeção para garantir o seu cumprimento. Entre os países que produziram documentos, guias ou normas sobre mitigação ou sobre prevenção figuram Áustria, Bélgica, China, Estados Unidos da América, Finlândia, França, Irlanda, Letônia, Noruega, Reino Unido, República Checa, Rússia, Suécia e Suíça (WHO 2007). No quadro 2 são dados alguns exemplos de documentos para orientação.

#### Quadro 2: Exemplos de documentos para orientação sobre o radônio

China: Guia padrão de opções de controle de radônio para projeto e construção de novos imóveis residenciais de baixa altura (GB/T 17785-1999); Normas de qualidade do ar em ambientes internos (GB/T 18883-2002).

Reino Unido: Guia sobre medidas de remediação de radônio em habitações existentes (BRE 1998).

USA: Normas de mitigação de radônio pela depressurização ativa do solo para imóveis residenciais de baixa altura (AARST 2006); Regulamento sobre Práticas para instalação de sistemas de mitigação de radônio em imóveis residenciais existentes de baixa altura (ASTM 2007).

### 3.1.3 Treinamento e prova de capacitação de profissionais de radônio

Para que o projeto e a instalação de sistemas de controle do radônio sejam custo-efetivos, são necessários o desenvolvimento de estratégias de treinamento para profissionais de mitigação do radônio, construtores e outros profissionais relevantes. Além disso, funcionários de saúde pública podem ser treinados em estratégias gerais de prevenção do radônio. Se forem implementados os requisitos regulamentares de prevenção do radônio, as autoridades relacionadas à construções civis também devem ser treinadas.

No mínimo, esta estratégia deve incluir a formação básica, embora possa incluir cursos de educação adicional. O programa de formação deve ser desenvolvido com base em consultas de pesquisadores da área de construção, empreiteiros e trabalhadores da construção. Com também, universidades, agências governamentais e não-governamentais podem ser incluídas no treinamento.

Além disso, se recomenda desenvolver estratégias para garantir a certificação dos profissionais treinados, concedendo certificados ou licença, e estimulando a maior utilização desses profissionais certificados e autorizados.

## 3.2 Estratégias de prevenção de radônio em novas construções

Como mencionado anteriormente, o mecanismo de transporte mais importante de radônio é o fluxo de ar impulsionado pela pressão (advecção) do solo para o imóvel. Dentre outras forças impulsoras figura a difusão. Como as diferenças de pressão do ar entre o solo e o imóvel são a principal força motriz para a entrada de radônio no imóvel, as estratégias de prevenção de radônio se concentram nessa diferença de pressão. Normalmente isto é conseguido através da despressurização do solo ativa (com ventilador) ou passiva (sem ventilador). Membranas colocadas entre o solo e o piso do imóvel podem ser utilizadas em combinação com estratégias de controle da pressão do ar. O uso de membranas como única técnica de controle é abordada na seção 3.2.3.

### 3.2.1 Avaliação da eficácia das estratégias de prevenção de radônio

As estratégias de controle de radônio em imóveis novos nem sempre conseguem alcançar e manter concentrações baixas de radônio no ambiente interno (Synnott 2003, Saum 1993). Portanto, é desejável realizar medições de radônio nestas residências:

- Antes de sua primeira ocupação: as concentrações de radônio no interior de um imóvel desocupado podem ser diferentes da de um imóvel ocupado, devido a diferenças no aquecimento e na ventilação. No entanto, medições anteriores à ocupação podem identificar problemas que podem ser mais facilmente corrigidos nesta etapa;
- Durante a ocupação: as medições de radônio em novos imóveis ocupados vão demonstrar se as concentrações de radônio no ambiente interno estão abaixo do nível de referência. Como o desempenho dos sistemas de controle de radônio podem variar ao longo do tempo, as medições de radônio devem ser repetidas periodicamente durante a vida útil do imóvel (Gammage e Wilson 1990).

Estas medições devem ser realizadas seguindo protocolos de medição reconhecidos, conforme descrito no Capítulo 2.

### 3.2.2 Avaliação prévia do local de construção

Uma série de abordagens são utilizadas em todo o mundo para avaliar, em áreas geográficas mais ou menos amplas, o potencial de concentração de radônio em ambiente interno. Uma abordagem envolve o mapeamento para verificar propensão ao radônio: de regiões, municípios ou outras áreas geográficas. Outra abordagem, utilizada em alguns países como a República Checa (Nezmal et al. 2004), envolve testes em cada local antes de uma nova construção, a fim de estabelecer um índice de radônio para esse local específico. No entanto, em países como Finlândia, Irlanda, Noruega, Suécia, Suíça, Reino Unido, e os Estados Unidos, a abordagem de melhor relação custo-efetividade parece ser o uso de algumas opções para controle de radônio em todas as habitações novas (WHO 2007). Às vezes essa abordagem é restrita às áreas propensas ao radônio (ver Capítulo 6).

### 3.2.3 Estratégias para prevenção de radônio

A maioria das estratégias para prevenção abordam medidas para limitar a infiltração do gás proveniente do solo no interior de imóveis, que ocorre devido a diferença de pressão. Estas estratégias para prevenção de radônio devem considerar a combinação de diversos fatores: das práticas de construção, das fontes de radônio e dos mecanismos de transporte. Em determinadas condições, como em imóveis com vários tipos de fundações, faz-se necessário uma combinação de estratégias. Algumas estratégias de prevenção são resumidas e listadas a seguir:

### a) Despressurização ativa do solo (DAS)

A Figura 4 mostra uma DAS, que é de simples instalação e proporciona uma maior redução de radônio do que os sistemas de DPS (USEPA 1993). A simplicidade de instalação e a efetividade na diminuição do fluxo de radônio para o interior de residências torna a DAS a opção preferida para residências em construção. A DAS possui um amplo histórico, desde suas primeiras aplicações experimentais no Canadá (Scott 1979, Gessall e Lowder 1980, DSMA ATCON 1982). Normalmente, os sistemas de DAS incluem os seguintes componentes básicos:

- Por baixo do piso do primeiro pavimento da habitação, é colocado um sistema de tubos que formam um ou mais pontos de sucção localizados numa camada de cascalho de alta permeabilidade, contínua e uniforme que recobre o solo, e/ou no sistema de controle de água subterrânea, ou numa fossa ou sumidoro;
- Um ponto de saída da tubulação é situado em um local que minimize a possibilidade de exposição humana, por exemplo acima do telhado mais alto. Existem evidências de que a saída do sistema de DAS ao nível do solo apresenta um risco de retorno do gás para o imóvel (Henschel e Scott 1991, Yull 1994, Henschel 1995);
- Um exaustor em linha na tubulação, de funcionamento contínuo, é colocado ou num sótão ventilado ou no exterior do imóvel. Uma distinção importante entre os DAS de habitações existentes e novas construções é que, neste último, o uso de uma camada permeável e um sistema de vedação permite a utilização de exaustores menores com maior eficiência energética;
- Pode se utilizar um manômetro de tubo em U como um indicador para comprovar o desempenho do sistema, medindo a diferença de pressão no tubo de ventilação abaixo do exaustor;
- Os sistemas devem ser identificados com etiquetas para evitar confusão com o sistema de encanamento (de modo similar na DPS).

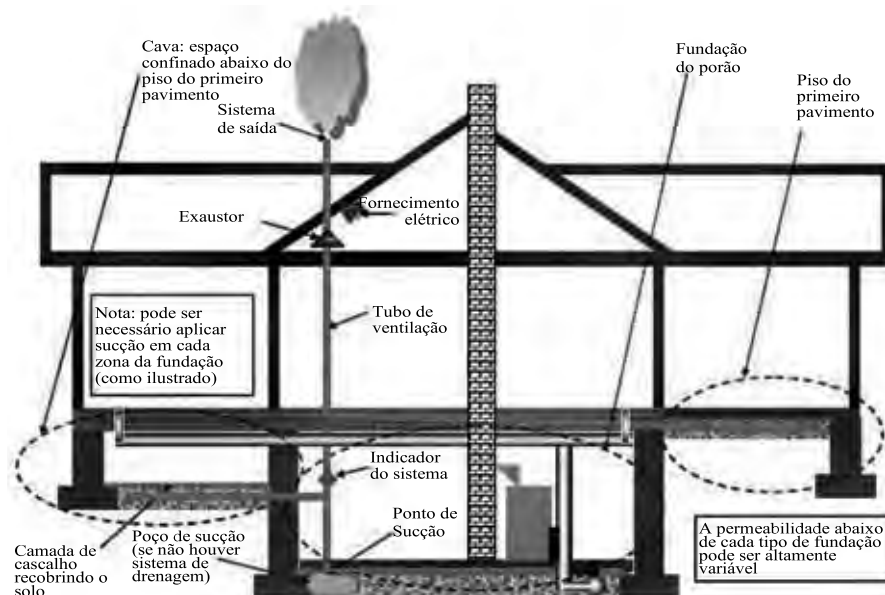


Figura 4. Despressurização ativa do solo para controle de radônio em novas construções



## b) Despressurização passiva do solo (DPS)

A DPS (Figura 5) é utilizada em novas construções. É semelhante a despressurização ativa do solo (DAS) com as seguintes exceções:

- A eficácia da DPS depende da flutuação térmica do ar no tubo de ventilação e sua capacidade de aliviar ligeiramente a pressão do solo sob a residência. Para que o sistema seja eficaz os seguintes fatores devem ser considerados:
  - ◇ O sistema deve ter uma camada permeável distribuída uniformemente entre o solo e o material que o recobre (por exemplo: pisos, lajes de concreto e mantas de impermeabilização usadas na cava). O cascalho pode formar uma excelente camada permeável;
  - ◇ O tubo de ventilação deve passar principalmente através da parte com calefação do imóvel e qualquer parte do tubo de ventilação que passar em áreas sem calefação deve ser isolado termicamente;
  - ◇ A trajetória do tubo de ventilação deve facilmente permitir a instalação de um exaustor, caso o sistema de DPS não realize a redução suficiente de radônio;
  - ◇ O tubo de exaustão deve liberar os gases acima do telhado mais alto;
  - ◇ Os sistemas devem ser rotulados em todos os níveis acessíveis para evitar confusão com o sistema de encanamento;
- Os pisos que estão em contato com o solo devem ser muito bem selados para evitar a infiltração de radônio do solo através de fissuras, rachaduras e juntas. Como as diferenças da pressão do ar entre o tubo de ventilação e o interior do imóvel são pequenas, a única maneira de monitorar o desempenho do sistema é através de medições periódicas ou contínuas do radônio.
- Em uma nova construção, a DPS parece reduzir o radônio em cerca de 50% (Dewey e Nowak 1994). Se o sistema DPS estiver devidamente projetado e instalado, pequenos exaustores (por exemplo, 75 W ou menos) podem ser usados para ativar o sistema (Saum 1991, e ASTM 2007). A utilização de um exaustor menor economiza custos operacionais relacionados com a energia.

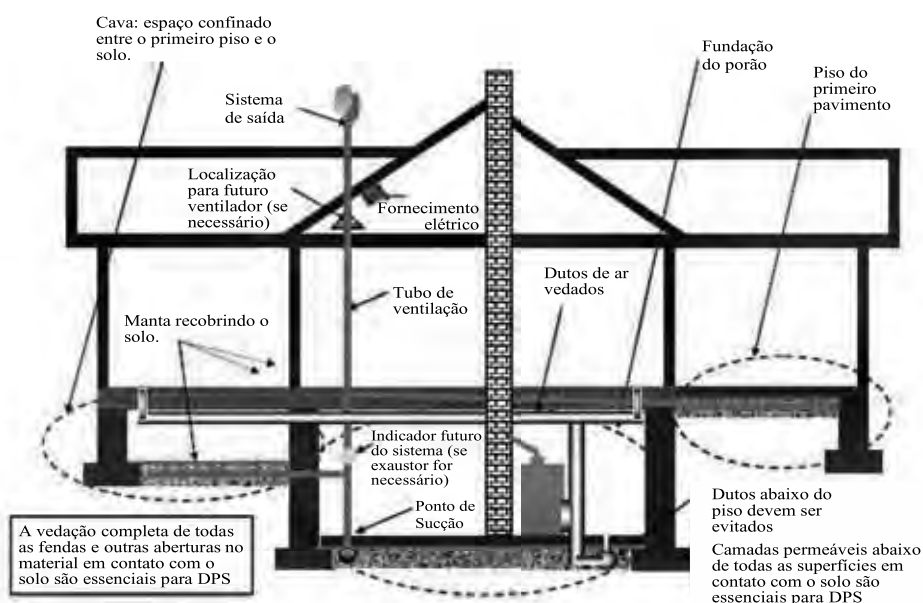


Figura 5. Despressurização passiva do solo para controle de radônio em novas construções

### c) Vedação de superfícies

A vedação das superfícies que separam o interior do imóvel (pisos, junções com tubos, etc) do solo pode melhorar o desempenho de outros sistemas de prevenção como DPS ou DAS. Nestes casos, a vedação reduz as perdas do ar condicionado do interior do imóvel, que pode ser substancial (Henschel 1993), e aumenta a inversão da diferença da pressão de ar entre o solo e os ambientes internos.

Como única estratégia de prevenção, a vedação tem um potencial limitado para redução de radônio (Brennan et al. 1990, Scott 1993), especialmente ao longo do tempo. A vedação não resolve a principal razão pela qual o radônio passa do solo para o ambiente interno, que é o fluxo de ar impulsionado pela pressão.

### d) Mantas e barreiras

Barreiras ou mantas entre o solo e ambiente interno da habitação podem ser usadas como uma única estratégia de prevenção de radônio ou em combinação com outras técnicas, como despressurização ativa ou passiva do solo. As mantas também podem ajudar a limitar a entrada da umidade para o interior da casa. Se deve considerar a utilização de barreiras que tenham selo de aprovação para características como vedação, difusão, resistência e durabilidade (SINTEF 2007).

Embora as barreiras possam ser úteis para reduzir o transporte de radônio do solo para o interior, as opiniões variam sobre a sua eficácia:

- Defensores dizem que uma vez instaladas, poucas coisas podem dar errado, embora reconheçam que é essencial que a barreira fique hermeticamente fechada. O estudo de Scivyer e Noonan (2001) constatou que não houve alterações significativas na concentração de radônio em casas integralmente munidas com mantas contra o radônio durante um período de dez anos. No entanto, não houve nenhuma indicação relativa à eficácia inicial das mantas;
- Os críticos das mantas apontam que é muito difícil fazer mantas hermeticamente fechadas nas condições comuns de construção. Uma manta perfurada agiria como uma armadilha potencial para coletar o gás do solo e canalizar para o imóvel através das aberturas disponíveis. Além disso, as barreiras não resolvem as diferenças de pressão de ar (Scott, 1993). As barreiras podem ser mais eficazes em climas moderados onde as diferenças de pressão devido à temperatura são pequenas. Exemplos de instalações de barreiras deficientes e corretas são mostrados na Figura 6.

As barreiras podem ser usadas em combinação com outras técnicas de prevenção, tais como despressurização do solo. Quando usado com despressurização do solo, a barreira não precisa ser contínua. Por exemplo, na Finlândia, quando a tubulação da despressurização do solo está instalada são colocadas telas asfáltica reforçadas em baixo do piso e das paredes de fundação.



Deficiente

Correta

**Figura 6.** Exemplos de instalações de barreiras

### **e) Ventilação de espaços livres**

Neste caso é feita a ventilação de espaços livres entre o solo e o piso do primeiro pavimento (cava), a qual pode reduzir as concentrações de radônio ao despejar a concentração de radônio e reduzir o fluxo para o interior da habitação. A eficácia dessa estratégia depende de uma série de fatores que incluem uma boa vedação do piso sobre o espaço ventilado. No caso de ventilação passiva, deve ser observada a distribuição de aberturas que facilitem a ventilação do espaço sob o piso para o exterior da residência. Uma variação dessa abordagem envolve a utilização de um ventilador para pressurizar ou despressurizar o espaço sob o piso (a cava). No entanto, a despressurização da cava com o uso de ventiladores pode causar problemas com sistemas de combustão e a perda de energia (ASTM 2003a). A despressurização abaixo do piso e da manta pode ser ativa ou passiva e são recomendadas para o controle de radônio em imóveis com fundações que tenham um espaço confinado abaixo do piso (cava) ao proporcionar maior de redução de radônio do que a ventilação desses espaços.

### **f) Ventilação dos espaços ocupados**

Para uma boa qualidade do ar interno é desejável que exista um intercâmbio entre ar interno e externo. No que se refere a prevenção de radônio, o aumento da ventilação no interior do imóvel apresenta resultados variados e pode levar a perdas de energia, especialmente em climas extremos. Se a principal fonte de radônio são os materiais de construção, a ventilação será necessária. No entanto, é preferível evitar, desde o primeiro momento, o uso de materiais de construção que são fontes de radônio (CE, 1999).

### **g) Tratamento de água**

O tratamento de água não é normalmente realizado em novas construções, exceto em áreas onde se sabe que as concentrações elevadas de radônio na água constituem um problema. Para mais informações sobre as técnicas de tratamento de água para redução das concentrações de radônio presente em ambiente interno, ver o parágrafo sobre mitigação de radônio no final da seção 3.3.2.

## **3.3 Estratégias de mitigação de radônio em edifícios existentes**

Em alguns aspectos, a mitigação de radônio é semelhante à prevenção de radônio, embora existam diferenças sutis porém importantes. A custo-efetividade da mitigação de radônio varia de acordo com o tipo de sistema instalado e a qualidade da instalação. Existem evidências de que a despressurização ativa do solo reduz as concentrações de radônio de forma mais eficaz, se instalado por um empreiteiro experiente e não outras pessoas, inclusive os próprios moradores da casa (Naismith et al. 1998).

Para decidir a mitigação ou determinar a eficácia de qualquer medida de mitigação, as medições de radônio devem ser efetuadas de acordo com os protocolos de medição reconhecidos e nível de referência aplicável (ver capítulos 2 e 6).

O alcance e a urgência das recomendações de mitigação podem se basear nas concentrações de radônio determinadas pelas medições. Por exemplo, se a medição indica um valor ligeiramente elevado de radônio em ambiente interno e a redução de radônio não é urgente, cabe sugerir medidas de mitigação limitadas ou em etapas. Em seguida, podem ser ampliadas se necessário.

Em alguns países, como os Estados Unidos da América, os esforços de mitigação se concentram em medidas de remediação mais robustas, como a despressurização ativa do solo. Essa abordagem maximiza a redução de radônio com um pequeno aumento do custo comparado a outros enfoques mais limitados. Além disso, abordagens mais fortes possuem uma maior confiança para alcançar os objetivos na redução do radônio. Uma abordagem robusta para a mitigação é apropriada quando a redução do radônio é urgente, por exemplo, durante a compra e venda de uma casa.

Conforme discutido no capítulo 2, sempre devem ser realizadas medições após a mitigação para determinar a eficácia dos esforços de redução do radônio. Além disso, as casas que foram mitigadas devem ser submetidas a medições periódicas, uma vez que o desempenho dos sistemas de mitigação de radônio pode mudar com o tempo (Gammage e Wilson, 1993).

### 3.3.1 Investigações dos edifícios e testes de diagnóstico antes da mitigação

Os passos seguintes são importantes para a escolha do sistema de redução de radônio mais custo-efetivo de acordo com as características únicas do edifício que está sendo mitigado. Geralmente, o processo de diagnóstico deve ser mais aprofundado em edifícios complexos e em situações de mitigação mais difíceis. Existem diferentes formas de investigação e diagnóstico, cada uma delas com vantagens e desvantagens. Na maioria dos países, uma investigação prévia a mitigação é realizada pelo mesmo empreiteiro privado que realiza a mitigação. Na Suíça, a investigação é realizada por um funcionário público, que em seguida aconselha o proprietário do imóvel sobre as opções de mitigação. Na Noruega, o modelo de diagnóstico consiste em uma avaliação independente de um empreiteiro privado que se dedique exclusivamente ao diagnóstico e, de preferência, seja independente do empreiteiro da mitigação. Na Finlândia, Irlanda, Suécia, Reino Unido e EUA, o diagnóstico é normalmente realizado pelo mesmo empreiteiro que realiza a mitigação. Os testes de diagnóstico devem levar em consideração os seguintes elementos essenciais:

- A inspeção visual do edifício é quase sempre necessária para determinar a dinâmica de entrada do radônio e potenciais estratégias de mitigação de radônio, tais como:
  - ◊ pontos de entrada de radônio;
  - ◊ opções para os pontos de sucção de um sistema DAS;
  - ◊ opções de caminhos para os tubos DAS;
  - ◊ principais fontes de despressurização da casa;
  - ◊ história da construção e modificações do edifício
  - ◊ aparelhos de combustão que emitam contaminantes para o exterior;
- Quando se suspeita que a infiltração do gás do solo é impulsionada pela diferença de pressão, frequentemente é útil utilizar fumaça química, uma ampola de pó ou um micromanômetro para determinar:
  - ◊ diferenças de pressão, por exemplo entre o solo e os ambientes internos ou entre ambientes externos e internos;
  - ◊ extensão do campo de pressão no solo sob o espaço ocupado quando despressurizado com um aspirador de pó ou ventilador provisório (Henschel 1993).

A ampola de fumaça não-térmica dá uma indicação qualitativa da diferença de pressão, enquanto um micromanômetro produz dados quantitativos que refletem a força da diferença de pressão. Além disso, é possível usar o micromanômetro para medir as diferenças de pressão entre o interior e o exterior com a ventilação de exaustão ligada e desligada para compreender as possíveis dinâmicas de entrada de radônio:

- Quando se considera a ventilação mecânica, tanto para a pressurização de espaços internos ou para diluir o radônio após a sua entrada, pode ser necessário determinar a hermeticidade da estrutura do edifício. Muitas vezes, uma porta estanque equipada com um ventilador (conhecida em inglês como “blower door”) é usada para este fim (ASTM 2003b). Este dispositivo também pode ser útil para determinar a quantidade de ventilação necessária para atingir

o percentual desejado de redução do radônio presente no ambiente interno. A medição da taxa de fluxo do ar proporciona informações sobre a taxa de ventilação original, e, portanto, do potencial efeito de um sistema de ventilação na concentração de radônio em ambiente interno;

- Em edifícios sob ventilação mecânica, a utilização de um monitor contínuo de radônio para determinar se o funcionamento do sistema de ventilação mecânica tem um efeito sobre as concentrações de radônio em ambiente interno pode ser útil. Se a entrada de radônio está associada com a operação do sistema de ventilação mecânica, a estratégia de mitigação de radônio pode envolver ajustes no sistema mecânico antes de que outras estratégias de mitigação de radônio sejam consideradas. Quaisquer ajustes na ventilação não deverão criar outros problemas e devem ser realizadas por um empreiteiro com experiência em sistemas de ventilação e familiarizado com os regulamentos e normas;
- Quando se suspeita da existência de emanção dos materiais de construção, as medições devem ser realizadas como descrito na seção 2.2.4;
- Quando a água proveniente de poços privados ou não públicos é suspeita, a água deve ser amostrada e analisada em um laboratório.

### 3.3.2 Estratégias para mitigação de radônio

Estratégias para mitigação de radônio custo-efetivas precisam ser adaptadas à uma combinação de características das habitações e das construções, das zonas climáticas, fontes de radônio e mecanismos de transporte. A tabela 10 apresentada um resumo das técnicas de mitigação para radônio. Os custos de instalação refletem a experiência em mitigação de radônio por parte dos empreiteiros. Assim como ocorre com a prevenção, uma combinação de técnicas pode ser utilizada na mitigação, para construções complexas ou quando uma abordagem não produz resultados suficientes (BRE 1998, Henschel 1993, Pye 1993 Roserens et al. 2000, Welsh et al. 1994). Em geral, os sistemas de mitigação de radônio podem ser classificados da seguinte forma:

#### a) Despressurização ativa do solo (DAS)

Conforme descrito antes, a DAS é a forma mais comum de mitigação do radônio em habitações existentes. Devido à alta confiabilidade na redução de radônio em uma grande variedade de casas e outros imóveis, a DAS deve ser uma das primeiras abordagens consideradas. De acordo com uma pesquisa da OMS (WHO 2007), a despressurização ativa do solo é o método mais utilizado de mitigação de radônio nos seguintes países: Áustria, Bélgica, Finlândia, Alemanha, Noruega, Eslovênia, Suécia, Reino Unido e EUA. As configurações específicas destes sistemas dependem das características de fundação (ex. porão, lage da fundação e a fundação da cava (espaço confinado abaixo do piso do primeiro pavimento)).

As principais dificuldades de aplicação da DAS considerando os imóveis existente e novos são as seguintes:

- O material debaixo do piso inferior do imóvel pode ter permeabilidade muito limitada e, portanto, pode ser necessário instalar um sumidouro ou poço de sucção (para aumentar a área abaixo do piso onde a aspiração é aplicada) ou o ventilador da DAS pode precisar ser redimensionado;
- Pode ser difícil a vedação de aberturas e fissuras nas estruturas existentes entre o solo e o interior do imóvel;
- Pode ser difícil direcionar a tubulação de ventilação.



**Tabela 10.** Técnicas comuns de mitigação de radônio, desempenho e custos <sup>a,b</sup>

Técnica	Redução de radônio típica [%]	Custos típicos de instalação pelo empreiteiro [€] <sup>c</sup>	Custos típicos de operação anuais [€] <sup>d</sup>	Observações
DAS <sup>e</sup> : Sistema abaixo do piso, porosidade alta-baixa	50 a 99	850 a 2700	50 a 275	O sistema de sucção é instalado abaixo do piso em um local com preenchimento de pedra porosa, controle de água subterrânea, e/ou um sumidouro perfurado.
DAS <sup>e</sup> : Sistema abaixo do piso, porosidade muito baixa	50 a 99	850 a 2700	50 a 275	Conhecido também como depressurização abaixo do piso
DAS <sup>e</sup> : Despressurização Submanta	50 a 99	1100 a 2700	50 a 275	Em um espaço confinado acessível abaixo do piso, uma manta é colocada sobre o solo exposto e é aplicada uma sucção sob a manta.
Ventilação Ativa abaixo do piso	50 a 99	550 a 1600	50 a 275	Utiliza um ventilador para pressurizar ou depressurizar espaços acessíveis, abaixo do piso do primeiro pavimento (cuidado: exposição dos canos de água a condições de congelamento)
Ventilação passiva abaixo do piso	0 a 50	Se adicionado aberturas para o exterior adicionais 0 a 550	Variável	Não é eficaz em regiões dominadas por calefação e em casas com pisos não herméticos (cuidado: possibilidade do congelamento dos canos de água)
Poços de Radônio	60 a 95	2150 a 4300	Variável	Máxima eficácia em solos muito porosos (como cascalho). Pode ser usado para reduzir a entrada de radônio em várias casas.
Pressurização do Solo	50 a 99	550 a 1600	50 a 275	Mais eficaz em solos muito porosos com concentrações moderadamente elevada de radônio e uma laje de concreto em contato muito hermético com o solo
Pressurização da cava (espaço confinado abaixo do piso em contato com o solo)	50 a 99	550 a 1600	150 a 550	Mais eficaz quando o espaço é relativamente hermético e isolado do exterior e outros espaços interiores
Ventilação passiva do interior do imóvel	Variável / temporário	Nenhum	100 a 750	Perda significativa de ar aquecido ou resfriado; não é uma estratégia permanente de mitigação, especialmente em climas mais severos
Ventilação ativa do interior do imóvel	30 a 70	225 a 2700	7 a 550	Varia de um pequeno ventilador <sup>f</sup> a um ventilador de recuperação de calor equilibrada (ambos operando continuamente)

<sup>a</sup> Os dados foram relatados por USEPA (2003) e foram modificados para apresentar formato similar aos da Finlândia e do Reino Unido.

<sup>b</sup> As duas principais técnicas de mitigação da água são aeração e filtração por carvão ativado, que não estão listados nesta tabela.

<sup>c</sup> Os custos de instalação podem ser mais elevados se necessárias obras por motivos estéticos, se existe uma elevada demanda local para mitigação e/ou existe uma escassez de profissionais de mitigação.

<sup>d</sup> Os custos correspondentes a eletricidade para fazer o ventilador funcionar e a perda de calefação/refrigeração se baseiam em suposições a respeito do clima (moderados), tamanho da casa e o custo local da eletricidade e do combustível (Bohac et al. 1992).

<sup>e</sup> DAS se refere a depressurização ativa do solo. Esta destacada nesta tabela pois DAS é a técnica mais comum para mitigação de radônio.

<sup>f</sup> O pequeno ventilador de alimentação seria usado para pressurizar ligeiramente espaços em contato com o solo.

## b) Ventilação de espaços ocupados

A ventilação dos espaços ocupados (interior do imóvel) pode ser realizada ativamente por meio de um ventilador ou passivamente com janelas ou aberturas de ventilação. Existem poucas evidências no que diz respeito à eficácia da ventilação passiva ou natural para o controle de radônio (Cavallo et al. 1991, 1996). No entanto, em climas moderados como na Irlanda, a ventilação é usada como um método eficaz de mitigação de radônio (Synnott 2004, 2007). Estratégias de ventilação para a redução de radônio são mais comuns em escolas sob ventilação mecânica e outros grandes edifícios do que em pequenas casas (WHO 2007). A ventilação pode reduzir as diferenças de pressão entre o solo e o espaço ocupado, além de diluir o radônio presente em ambiente interno após a sua entrada.

Estes sistemas são especialmente úteis quando um ou mais dos seguintes fatores estão envolvidos:

- A principal fonte de radônio são os materiais de construção;
- O imóvel está localizado em uma área onde o clima não necessita de calefação e refrigeração, de modo que a ventilação tem menor perda energética;
- Existem vários problemas relativos a qualidade do ar interior;
- A DSA não é viável ou não reduz suficientemente as concentrações de radônio.

A ventilação mecânica pode ser feita em uma das três seguintes maneiras, considerando as vantagens e desvantagens:

1. A ventilação por exaustão, que depressuriza o interior em relação ao solo e ao ar exterior, quase nunca é usada para controle de radônio especialmente em climas dominados por calefação e refrigeração;
2. A ventilação por impulsão (ou ventilação positiva) tende a pressurizar o interior em relação ao solo e ao ar exterior, bem como diluir o radônio após a sua entrada. Um exemplo com estimativa de custo é apresentado no Quadro 3. A ventilação por impulsão envolve possíveis riscos como, em climas quentes, danos causados por condensação na fachada do edifício. No entanto, pequenos ventiladores por impulsão têm sido utilizados com sucesso no Reino Unido e Suíça para reduzir o radônio em ambiente interno. Os críticos argumentam que, para resultados mais eficazes, os filtros precisam ser mantidos pelos moradores e que todas as janelas e portas devem ser mantidas fechadas (Clarkin et al. 1992). Em climas mais frios, os ventiladores precisam ser equipados com elementos de aquecimento;
3. Ventilação equilibrada por exaustão não pressuriza nem depressuriza o interior em relação ao solo e ao exterior. Esta forma de ventilação dilui o radônio depois que ele entrou no prédio. Em climas dominados por calefação ou resfriamento, a ventilação equilibrada é muitas vezes realizada com um ventilador recuperador de calor ou energia para reduzir o consumo de energia.

### **Quadro 3:** Exemplo de fornecimento de ventilação e algumas estimativas de custo

Os ventiladores reduzem o radônio por uma leve pressurização do ambiente interno em relação ao solo ou reduzindo a pressão negativa interna do ar. Ventiladores com uma potência máxima de 52 l/s têm sido usados em casas no Reino Unido com concentrações de radônio de até 750 Bq/m<sup>3</sup> para reduzir as concentrações para abaixo do nível de referência de 200 Bq/m<sup>3</sup>. Estes sistemas tem um custo de instalação de US\$ 500-750 e um custo anual de funcionamento de US\$ 10-15.



### c) Vedação de superfícies

A vedação de aberturas nas superfícies situadas entre a parte interna da casa e o solo é uma técnica de mitigação controversa com, na melhor das hipóteses, eficácia limitada. Foi observado que a vedação como única técnica de mitigação é eficaz em 1 de cada 1500 casos e, portanto, não é uma técnica recomendada (Turk et al. 1991, USEPA 1993). Na Finlândia, a vedação por si só reduz as concentrações de radônio em ambiente interno entre 10 a 30% (Arvela e Hoving 1993). A Noruega recomenda a vedação como um primeiro passo, seguido se necessário de medida de mitigação adicionais (SINTEF 2007). Quando combinada com depressurização ativa do solo, a vedação melhora o desempenho do sistema. No entanto não é considerada adequada se utilizada como a única estratégia, pois é muito difícil vedar suficientemente as superfícies sobre o solo para impedir a entrada de radônio devido a diferença de pressão.

### d) Tratamento de água

Em raros casos, quantidades relativamente significativas de radônio são transportadas para o interior da casa pela água de um poço privado, o radônio é liberado da água para o ar do ambiente interno. Nesses casos, medidas de tratamento da água podem reduzir a concentração do radônio no ar do ambiente interno. O risco para a saúde associado ao radônio presente na água se deve principalmente pela inalação e não pela ingestão. As principais estratégias para reduzir o radônio em ambiente interno procedente de água de poço no ponto de entrada da casa são:

- Aeração: em um tanque selado, o ar é borbulhado na água ou a água é pulverizada no ar ou a água cai em cascata sobre objetos, enquanto o radônio é liberado da água para o ar livre;
- A filtração por carvão ativado é geralmente menos cara, mas resulta em menor redução de radônio.

Dembek et al. (1993) e as Diretrizes sobre Qualidade da Água para Consumo Humano da OMS (WHO 2005) fornecem mais informações sobre mitigação do radônio na água.<sup>3</sup>

## REFERÊNCIAS

- American Association of Radon Scientists and Technologists (2006). Active Soil Depressurization Radon Mitigation Standards for Low Rise Residential Buildings. AARST, Fletcher, NC.
- American Society for Testing and Materials International (2003a). Standard Practice for Installing Radon Mitigation in Existing Low-Rise Residential Buildings. ASTM (E2121-03), West Conshohocken, PA.
- American Society for Testing and Materials International (2003b). Standard Test method for Determining Air Leakage Rate by Fan Pressurization. ASTM (E779-03), West Conshohocken, PA.
- American Society for Testing and Materials International (2007). Standard Practice for Installing Radon Mitigation Systems in Existing Low-Rise Residential Buildings. ASTM (E1465-06), West Conshohocken, PA.
- Arvela H, Hoving P (1993). Finnish experience in indoor radon mitigation. The Sixth International Conference on Indoor Air Quality and Climate IV: 563-568, Helsinki.
- Bohac D et al. (1992). The energy penalty of sub-slab depressurization radon mitigation systems. Proceedings of the 1992 International Symposium on Radon and Radon Reduction Technology, US Environmental Protection Agency (2:7.37- 7.55), Research Triangle Park, NC.

<sup>3</sup> Posteriormente a publicação citada neste documento a OMS publicou uma nova edição das Diretrizes sobre Qualidade da Água para Consumo Humano: World Health Organization (2011). *Guidelines for drinking-water quality (Fourth Edition)*. WHO, Geneva



- Pye PW (1993). Sealing cracks in solid floors: A BRE guide to radon remedial measures in existing dwellings. Building Research Establishment, Watkins.
- Roserens GA et al. (2000). Swiss Radon Handbook. Swiss Federal Office of Public Health, Bern.
- Saum D (1991). Mini fan for SSD radon mitigation in new construction. Proceedings of the 1991 International Symposium on Radon and Radon Reduction Technology, US Environmental Protection Agency (4:VIII.5-10), Research Triangle Park, NC.
- Saum D (1993). Failure models for residential passive stack radon control. The 1993 International Radon Conference VI: 22, American Association of Radon Scientists and Technologists, Denver, CO.
- Scott A (1979). Comments on subfloor ventilation. Proceedings of the II Workshop on Radon and Radon Daughters in Urban Communities Associated with Uranium Mining and Processing, Atomic Energy Control Board Report, 1164-72.
- Scott A (1993). Causes of Poor Sealant Performance in Soil-Gas-Resistant Foundations. *Indoor Air*, 3(4):376-381.
- Scivyer C (2007). Radon: Guidance on Protective Measures for New Dwellings. HIS BRE Press, Bracknell, Berkshire.
- Scivyer C, Noonan K (2001). Long term durability of UK radon protection measures. *Environmental Management and Health*, 12(5):510-515.
- Synnott H et al. (2004). Radon in Irish primary and post-primary schools: the results of a national survey. RPII-04/02, ([http://www.rpii.ie/Download/Radonin Schools.pdf](http://www.rpii.ie/Download/Radonin%20Schools.pdf)).
- Synnott H et al. (2007). The effectiveness of radon remediation in Irish schools. *Health Physics*, 92(1):50-57.
- Somlai J et al. (2005). Radiation dose from coal-slag used as building material in the Transdanubian region of Hungary. *Radiat Prot Dosimetry*, 118:82-87.
- The Foundation for Scientific and Industrial Research at the Norwegian Institute of Technology (2007). Guidelines for Preparation of SINTEF Technical Approval for Radon Membranes. SINTEF (NTH), Oslo.
- Turk BH et al. (1991). Effectiveness of radon control techniques in fifteen homes. *J Air Waste Manage Assoc.* 41(5):723-734.
- United States Environmental Protection Agency (1993). Radon Reduction Techniques for Existing Detached Houses: Technical Guidance (Third Edition) for Active Soil Depressurization. UPE-PA Publication 625-R-93-011, Washington D.C.
- United States Environmental Protection Agency (2003). Consumer's Guide to Radon Reduction. USEPA Publication 402-K-03-002, Washington D.C.
- Welsh PA, Pye PW, Scivyer CR (1994). Protecting Dwellings with Suspended Timber Floors: A BRE Guide to Radon Remedial Measures in Existing Dwellings. Building Research Establishment, Watkins.
- Yull GK (1994). Reentry of Radon from Mitigation System Outlets. *The American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers (ASHRAE) Transactions*, V 100:595-602.
- World Health Organization (2005). Guidelines for drinking-water quality (Third Edition). WHO, Geneva.
- World Health Organization (2007). International Radon Project Survey on Radon Guidelines, Programmes and Activities. WHO, Geneva.



## 4. CUSTO-EFETIVIDADE DO CONTRÔLE DE RADÔNIO

### OS PONTOS-CHAVE

- ◆ Quanto mais alta a concentração média de radônio em uma área, maior a custo-efetividade das medidas preventivas. No entanto, em muitos casos, seria considerado um bom custo-efetivo a instalação de medidas preventivas de radônio, tal como uma barreira contra o radônio em todos os imóveis/edifícios novos.
- ◆ A custo-efetividade da remediação para os imóveis existentes é fortemente influenciada pelos custos de identificação de casas afetadas e os custos da remediação propriamente ditas.
- ◆ Mesmo que a análise de custo-efetividade indique que os programas de remediação não são custo-eficientes em uma base nacional, nas áreas de concentração elevada de radônio a remediação ainda deve ser realizada.
- ◆ As análises de custo-efetividade são ferramentas úteis para avaliar as políticas atuais e podem conduzir a formas novas e custo-efetivas para reduzir o risco ao radônio.
- ◆ A análise de custo-efetividade fornece informações úteis para os decisores políticos na avaliação das políticas e alternativas, mas estão sujeitas a incertezas e limitações. Os resultados dessas análises devem ser interpretados e comunicados cuidadosamente.

Este capítulo considera o uso da avaliação econômica como uma forma sistemática de avaliação dos custos e benefícios das diferentes medidas preventivas e de remediação. O capítulo começa expondo os principais elementos da avaliação econômica, em particular, a metodologia de análise de custo-efetividade, e a relevância dessa abordagem para ações sobre o radônio. Em seguida, são brevemente analisados casos anteriores de avaliação econômica para a questão da redução de radônio. Um estudo de caso ilustra o tipo de dados necessários para a realização de uma análise de custo-efetividade, os métodos para apresentação de resultados, e como esses resultados podem ser interpretados. O capítulo termina com algumas recomendações sobre o uso da análise de custo-efetividade na formulação e avaliação de políticas relativas ao radônio.

### 4.1 A estrutura da análise de custo-efetividade

A economia considera a premissa de que vivemos em um mundo de escassez, onde escolhas devem ser feitas por indivíduos, organizações e governos sobre a alocação de recursos escassos. As

decisões sobre alocação de recursos podem ser influenciadas por muitos fatores, e podem ser inconsistentes ou desnecessárias, a menos que algum tipo de regra de decisão seja usada. Uma abordagem que tem sido defendida para apoiar a política em vários países é a análise de custo-benefício, onde os analistas buscam atribuir um valor monetário a todos os custos e benefícios associados a uma determinada política ou ação. A decisão de recomendar ou não a aplicação de uma medida depende se os custos estimados excedem o valor dos benefícios. O primeiro uso dessa abordagem foi nos EUA na década de 1930, na tentativa de melhorar as decisões de gastos federais relativas a investimentos *New Deal*<sup>4</sup>, tais como medidas de controle de inundação (Porter 1995). A análise de custo-benefício foi posteriormente usada para avaliar importantes decisões de investimento como ampliação de ferrovias subterrâneas, a localização de aeroportos internacionais e autoestradas e da adoção de medidas de segurança rodoviária e de proteção ambiental.

No entanto, a dificuldade de atribuição de valores monetários a bens como a vista da paisagem, a diversidade de espécies, e vidas humanas têm impedido a aceitação e adoção generalizada da abordagem de análise de custo-benefício. Nos cuidados de saúde, particularmente, os analistas consideram a algum tempo uma técnica de avaliação mais limitada conhecida como análise de custo-efetividade, que evita algumas das dificuldades associadas com a análise de custo-benefício. A análise de custo-efetividade foi aplicada pela primeira vez no campo da saúde na década de 1960, e suas principais características foram definidas em um artigo influente em 1977 (Weinstein e Stason 1977). A metodologia recomendada para a análise de custo-efetividade ainda está evoluindo, mas já foi alcançado um grau razoável de consenso internacional sobre os elementos principais (Gold et al. 1996, Drummond et al. 2005).

A abordagem de custo-efetividade parte da premissa que a escassez de recursos exige decisões sobre alocação de recursos guiadas pela avaliação de custos com relação aos benefícios esperados. No entanto, na análise de custo-efetividade, nenhuma tentativa de valorização monetária sobre esses benefícios é realizada. O que é feito é o cálculo da relação entre os custos líquidos do cuidado de saúde e dos benefícios de saúde líquidos (ou seja, subtraindo dos efeitos benéficos as possíveis consequências adversas, tais como efeitos colaterais) para diferentes medidas ou políticas, onde é obtido um índice que permite organizar e priorizar essas medidas.

#### **4.1.1 Utilização de Anos de Vida Ajustados pela Qualidade como critério de medida de resultado**

A princípio, a análise de custo-efetividade pode usar qualquer medida relevante de resultado ou benefício, como casos detectados, mortes evitadas, dias livres de sintomas, ou redução percentual de radônio. No entanto, as comparações só podem ser realizadas em medidas que utilizam um mesmo critério de medida de resultado: não é possível comparar diretamente a custo-efetividade de uma medida expressa como o custo por cada caso de câncer evitado com a custo-efetividade de outra medida expressa como o custo por dia livre de sintomas de doença cardíaca. Consequentemente, os pesquisadores que trabalham nessa área têm defendido o uso de uma medida composta de resultado que inclui não só a quantidade de vida - uma medida de sobrevivência, expressa em anos de vida - mas também a qualidade de vida. A medida resultante é a de Anos de Vida Ajustados pela Qualidade (AVAQ ou QALY do inglês “*quality-adjusted life-year*”) que a princípio permite comparações entre a maioria das medidas correspondentes a políticas que se destinam a melhorar a saúde.

Como ilustração do uso dos AVAQ, considerando uma mulher de 70 anos com uma qualidade “média” da vida. Se a máxima qualidade de vida relacionada a saúde é 1 e falecimento é 0, sua qualidade de vida pode ser considerada como 0,85, ou seja, cada ano é equivalente a 0,85 anos de vida ajusta-

<sup>4</sup> O *New Deal* foi um pacote de medidas introduzidas pelo governo dos Estados Unidos na década de 1930 para ajudar a economia a sair da recessão (conhecido como a Grande Depressão).



dos pela qualidade de vida. Se essa mulher sofre um acidente cerebrovascular que a deixe incapacitada e reduza sua expectativa de vida de 15 para 8 anos.

Se a deficiência for considerada igual a 0,6, sua esperança de vida ajustada pela qualidade caiu de  $(15 \times 0,85) = 12,75$  AVAQS para  $(8 \times 0,6) = 4,8$  AVAQS, uma perda de  $(12,75 - 4,8) = 7,95$  AVAQS que pode ser atribuída tanto a redução da expectativa de vida, como a uma menor qualidade de vida.

Outro critério de medida composta para os resultados, é o ano de vida perdido por incapacidade (AVPI ou DALY do inglês “*disability adjusted life year*”), que foi desenvolvido no início de 1990 em resposta a uma comissão do Banco Mundial para elaborar o Estudo da Carga Mundial de Morbidade (“*Global Burden of Disease Study*”) com base nas prioridades de investigação e elaboração de políticas e recomendar pacotes de intervenção para países em diferentes estágios de desenvolvimento (Murray et al. 1994, World Bank 1993). No entanto, o uso de AVPIs para a avaliação de intervenções específicas tem sido menos generalizado.

As vantagens das medidas de resultado AVAQS ou AVPIs na alocação de recursos é que elas capturaram as duas principais dimensões em que uma intervenção para a prevenção ou tratamento de qualquer doença possa ser avaliada – a mortalidade e a morbidade – e, portanto, permitem que sejam feitas comparações entre os muitos usos alternativos de recursos destinados a melhorar a saúde. Ao comparar as razões de custo-efetividade e selecionar sistematicamente aquelas com razões mais favoráveis, é possível aumentar o ganho total de saúde adquirida com um determinado orçamento. A abordagem é semelhante tanto para o uso de AVAQS ou AVPIs; sendo a principal diferença entre eles que no primeiro caso a custo-efetividade seria a razão do custo pelo AVAQS adquirido, e no segundo seria a razão do custo pelo AVPI evitado. No exemplo abaixo, o AVAQS é utilizado, mas a abordagem geral não depende dessa escolha. A análise de custo-efetividade pode ajudar a promover a eficiência na alocação de recursos de saúde e constitui um instrumento útil para a avaliação dos prováveis custos e benefícios das novas intervenções ou políticas.

O exemplo simplificado a seguir demonstra como a abordagem de custo-efetividade pode ser usada na prevenção e mitigação de radônio para obter um máximo benefício de saúde dentro de um orçamento específico. Supondo que uma nova medida de prevenção de radônio tenha se mostrado eficaz em um estudo piloto e que a agência de proteção radiológica tenha sido instruída a aplicar essa medida em todos os edifícios escolares não protegidos previamente. No entanto, a implementação dessa política não recebe nenhum orçamento adicional. Se começa avaliando os custos totais e efeitos para todos os programas existentes. Ao total são identificados dez programas diferentes e independentes, cada um com diferentes custos e efeitos, e a partir destes é possível calcular a razão de custo-efetividade para cada programa, dividindo o custo do programa pela sua eficácia (em cada caso, o custo adicionado comparado com a próxima melhor alternativa e a correspondente eficácia adicionada). A Tabela 11 apresenta os resultados de dez intervenções hipotéticas em diferentes tipos de casas, locais de trabalho e escolas. No exemplo, é evidente que a custo-efetividade varia bastante, desde aproximadamente €6700 (Programa 3) até €62500 (Programa 7) por AVAQS adquirido.

A Tabela 12 reordena as intervenções apresentadas na Tabela 11 por custo-efetividade, e calcula os custos e os efeitos acumulativos. Aplicar todos os programas têm um custo total de €9,7 milhões, e proporciona um total de 681 AVAQS em comparação com a não realização dos programas. A Figura 7 mostra a informação na forma de um diagrama com AVAQS acumulados adquiridos no eixo x e custo acumulado no eixo y. Começando na origem, cada programa é adicionado em ordem de custo-efetividade, onde cada ponto representa os custos acumulados e efeitos. O declive entre dois pontos corresponde a razão de custo-efetividade do programa em questão. A curva resultante pode ser interpretada como a fronteira de custo-efetividade, uma vez que mostra o máximo de saúde adquirida a partir dos programas existentes para nível de recursos específico. Qualquer ponto abaixo e à direita da curva não se pode alcançar com os programas existentes, enquanto qualquer ponto acima e à esquerda é um uso ineficiente de recursos onde um maior benefício poderia ser obtido com um custo igual ou menor.

**Tabela 11.** Custos, efeitos e custo-efetividade de 10 intervenções hipotéticas

Programa	Custo total (mil de €)	Incremento de efetividade (AVAQs)	Custo-efetividade (Custo por AVAQ adquirido)
1	1 200	140	8 571
2	700	27	25 926
3	800	120	06 667
4	800	18	44 444
5	2 000	85	23 529
6	500	64	7 813
7	1 000	16	62 500
8	1 100	85	12 941
9	1 400	102	13 725
10	200	24	8 333
<b>Total</b>	<b>9700</b>	<b>681</b>	

**Tabela 12.** Dez intervenções hipotéticas ordenadas pela custo-efetividade

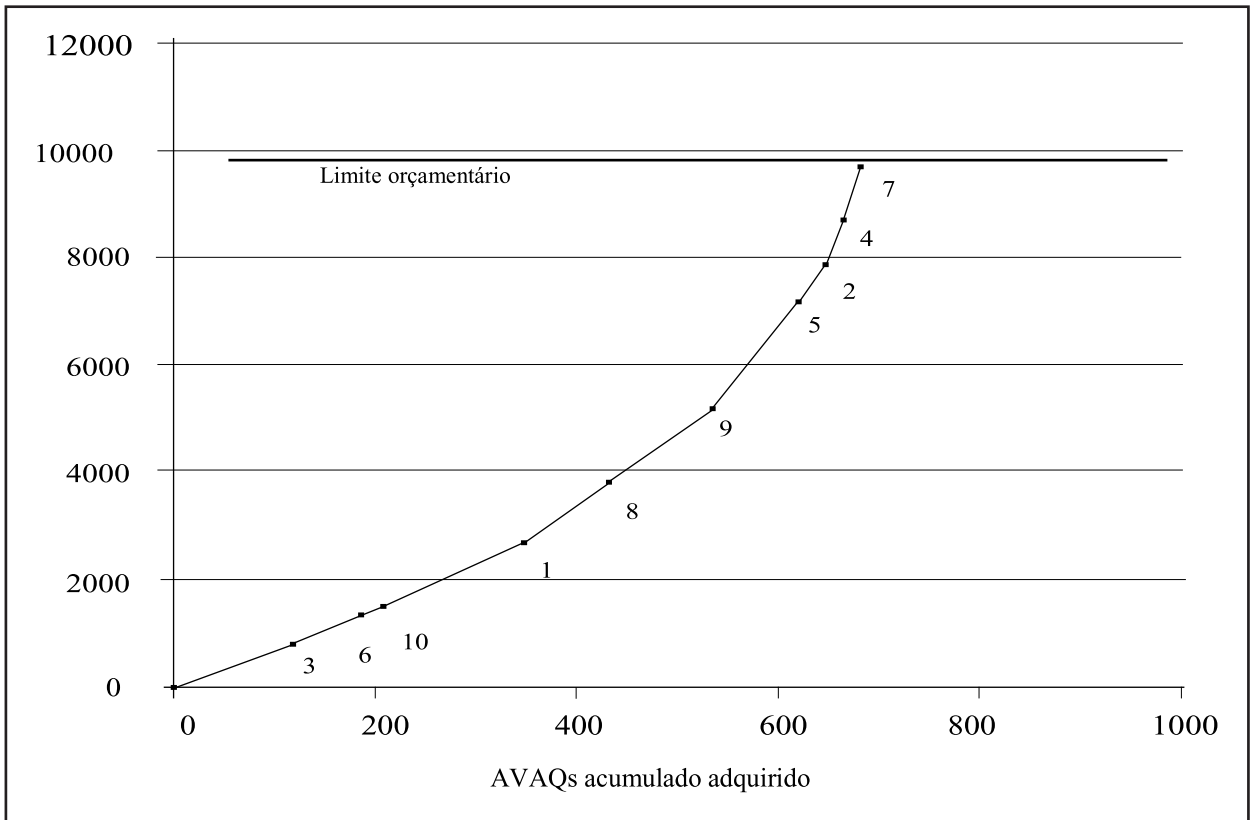
Programa	Custo total (mil de €)	Custo acumulativo (mil de €)	Efetividade (AVAQs)	Efetividade acumulada (AVAQs)	Custo-efetividade (Custo por AVAQ adquirido)
3	800	800	120	120	6 667
6	500	1 300	64	184	7 813
10	200	1 500	24	208	8 333
1	1 200	2 700	140	348	8 571
8	1 100	3 800	85	433	12 941
9	1 400	5 200	102	535	13 725
5	2 000	7 200	85	620	23 529
2	700	7 900	27	647	25 926
4	800	8 700	18	665	44 444
7	1 000	9 700	16	681	62 500
<b>Total</b>		<b>9700</b>		<b>681</b>	

**Tabela 13.** Custos, efeitos e custo-efetividade após a introdução de um novo programa

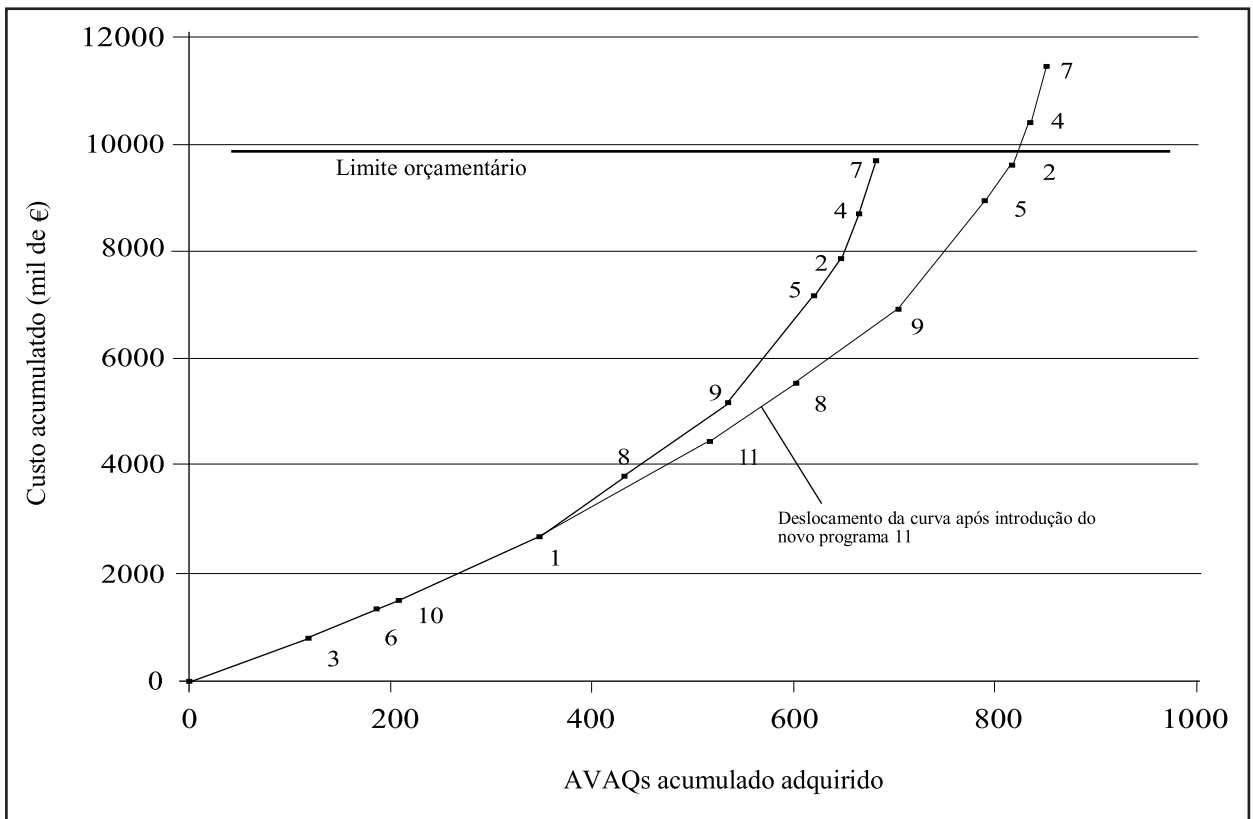
Programa	Custo total (mil de €)	Custo acumulativo (mil de €)	Incremento de efetividade (AVAQs)	Efetividade acumulada (AVAQs)	Custo-eficácia (Custo por AVAQ adquirido)
3	800	800	120	120	6 667
6	500	1 300	64	324	7 813
10	200	1 500	24	348	8 333
1	1 200	2 700	140	260	8 571
11	1 800	4 500	170	518	10 588
8	1 100	5 600	85	603	12 941
9	1 400	7 000	102	705	13 725
5	2 000	9 000	85	790	23 529
2	700	9 700	27	817	25 926
4	800	10 500	18	835	44 444
7	1 000	11 500	16	851	62 500
<b>Total</b>		<b>9700</b>		<b>817</b>	

Introdução do programa 11. Para evitar exceder o orçamento total é necessário retirar os programas 4 e 7





**Figura 7.** Fronteira de custo-efetividade (dados derivados da Tabela 12)



**Figure 8.** Deslocamento da fronteira de custo-efetividade após introdução de um novo programa (dados combinados da Figura 7 e Tabela 13)

A nova medida de prevenção (Programa 11) pode agora ser introduzida neste exemplo. Tem um custo total de €1,8 milhões anuais, e sua aplicação obterá um ganho de 170 AVAQs, dando um aumento de custo-efetividade de €10600 por AVAQ ganho. Isto é melhor do que vários programas existentes, como mostra a Tabela 13: o novo programa 11 está classificado após os programas 3, 6, 10 e 1, enquanto os programas 4 e 7, que tiveram menor custo-efetividade, ultrapassam do limite orçamentário e são retirados. No entanto, apesar da retirada desses programas, o total de AVAQ adquirido aumentou de 681 na Tabela 11 para 817 na Tabela 13, enquanto os gastos permanecem dentro do orçamento €10 milhões. A figura 8 exibe esta informação novamente sob a forma de uma fronteira de custo-efetividade, que agora foi deslocada para a direita, indicando que um maior ganho de saúde é obtido com os mesmos recursos. A área entre as duas curvas representa o ganho em saúde.

O exemplo acima ilustra como a abordagem de custo-efetividade pode ser usada para ajudar a escolher qual deve ser a prioridade de uma nova política: primeiro avaliando se é mais custo-eficaz em comparação com outras políticas que possuem o mesmo objetivo, e segundo ajudando a identificar as atividades menos custo-eficazes que poderiam ser eliminadas para liberar recursos para a nova política.

## 4.2 Avaliações econômicas anteriores às prevenção e mitigação do radônio

Diversas análises econômicas ou avaliações de programas de redução de radônio, incluindo tanto a remediação para imóveis existentes e a prevenção para novos imóveis, foram relatados ao longo das duas últimas décadas. Apenas algumas dessas análises foram publicadas em revistas com revisão científica externa ou em anais de congressos internacionais, e algumas dessas não estão facilmente disponíveis, já que foram publicados apenas como partes de relatórios nacionais, e em sua maioria no idioma local e não em inglês. Outros são julgamentos mais ou menos incompletos, em vez de análises mais abrangentes de custo-efetividade, uma vez que são baseados em hipóteses e cálculos simplificados, assim como em dados limitados sobre os custos das medidas de remediação e /ou preventivas. As diferenças nas hipóteses e no projeto analítico tornam difícil uma comparação dessas análises. Portanto, somente serão discutidas aqui algumas das análises mais completas e recentes publicadas em revistas e jornais internacionais (Castren 1994, Colgan e Gutierrez 1996, Coskeran et al. 2005, 2006, Denman et al. 2005, USEPA 1992, Field et al. 1996, Ford et al. 1999, Kennedy et al. 1999, 2001, 2002, Letourneau et al. 1992, Maecinoewski e Napolitano 1993, Maringer et al. 2001, Moeller e Fujimoto 1988, Mossman e Sollito 1991, Stigum et al. 2003, 2004)<sup>5</sup>.

A custo-efetividade das medidas de prevenção e de remediação de radônio se mede pelo custo de prevenir uma morte por câncer de pulmão e pelo custo por ano de vida adquirido. Em algumas dessas análises, a custo-efetividade foi quantificada como o custo por ano de vida ajustado pela qualidade (AVAQ) adquirida ao se considerar o impacto da remediação de radônio e a sua duração sobre a qualidade de vida de um indivíduo. Para a maioria dos estudos, os resultados variam entre €15000 e €55000 por AVAQ adquirido, com valores geralmente menores para medidas preventivas em novas casas comparados com as medidas de remediação para casas existentes.

O custo da prevenção e mitigação varia entre os países, devido às diferenças no tipo de casa e de construção, assim como experiência prévia em mitigação e disponibilidade de descrições padronizadas de medidas custo-eficazes. Alguns países desenvolveram programas abrangentes de radônio, onde os serviços de medição e mitigação são oferecidos a um custo razoável, reduzindo assim, os custos por AVAQ adquirido. A concentração média de radônio e a sua distribuição varia entre um país e outro e entre as regiões de um mesmo país, o que gera um impacto sobre a análise. Geralmente, o custo por AVAQ adquirido é menor nas áreas com as maiores concentrações de radônio.

<sup>5</sup> No âmbito do Projeto Internacional Radônio da OMS uma abrangente pesquisa da literatura publicada e não-publicada sobre avaliação econômica de programas de redução de radônio foi realizada.



variar dependendo da perspectiva adotada. Análises mais abrangentes adotam uma perspectiva do conjunto da sociedade e incluem todos os custos, porém determinados órgãos, como o ministério da saúde, podem estar interessados principalmente nos custos ou economias ligadas diretamente a eles. No exemplo discutido aqui, nós incluímos os custos diretos incorridos ou evitados pelos órgãos públicos locais e estatais no oferecimento e realização de medições; custos dos moradores no pagamento de medidas de prevenção ou remediação; os custos do serviço de saúde no atendimento de pessoas com câncer de pulmão e no cuidado de pessoas que vivem mais tempo devido a prevenção do câncer de pulmão. Normalmente, nas análises de custo-efetividade não são incluídos os pagamentos e benefícios de seguro social.

**Passo 3:** Estabelecer o horizonte temporal e descontar futuros custos e benefícios

A análise de custo-efetividade deve adotar um horizonte analítico suficientemente grande para capturar todos os principais custos e benefícios do programa que está sendo avaliado. Para a prevenção e remediação de radônio é provável que esse horizonte seja o tempo de vida, uma vez que a exposição ao radônio afeta o risco de câncer de pulmão ao longo da vida e a expectativa de vida; por isso, os custos para manter e executar medidas ativas de prevenção e remediação devem ser avaliados em relação ao mesmo período. Neste exemplo, os custos e benefícios da remediação de radônio são considerados durante um período de 85 anos.

Na prática, um programa de prevenção ou remediação pode levar um certo tempo para ser implementado e conduzido ao máximo. Também podem haver atrasos na resposta dos domicílios que foram convidados para medição ou informação sobre o radônio, e em quaisquer medidas de prevenção ou remediação realizadas. Por último, pode haver um período de latência entre qualquer redução na exposição ao radônio e mudanças na incidência de câncer. Todos esses aspectos não foram modelados formalmente neste exemplo. Como os custos e benefícios de muitos programas de prevenção e remediação de radônio foram realizados ao longo do tempo, é necessário expressá-los em valores presentes. Não cabe simplesmente adicioná-los, uma vez que as pessoas tendem a ter uma preferência temporal positiva, isto é, uma preferência por benefícios atuais aos benefícios no futuro, e uma preferência por custos futuros aos custos atuais. Portanto, se recomenda aplicar aos custos e benefícios futuros uma taxa de desconto anual aprovado: neste exemplo, todos os custos e benefícios futuros são descontados do valor presente, usando o taxa de desconto anual recomendada pelo Reino Unido para avaliação de tecnologia em saúde de 3,5%. A consequência do desconto é, por exemplo, um caso de câncer evitado hoje tem mais peso do que um caso evitado daqui a 50 anos, porém os custos incorridos no futuro também tem menos peso do que os custos incorridos hoje.

**Passo 4:** Informar de forma clara e completa sobre as incertezas associadas aos resultados

É provável que os resultados de custo-efetividade estejam sujeitos a uma quantidade considerável de incertezas, por exemplo devido a falta de precisão dos parâmetros de entrada. Uma forma de lidar com isso é relatar os resultados da análise unidirecional de sensibilidade onde as variáveis chaves de entrada são modificadas dentro de um intervalo plausível para avaliar o seu efeito sobre os resultados, mantendo todas as outras variáveis constantes. Uma maneira mais abrangente para avaliar a incerteza é modificando de forma independente (ou dentro de alguma estrutura de correlação) os valores de entrada de todos os parâmetros repetidamente e simultaneamente em torno das estimativas centrais, utilizando valores aleatórios a partir de distribuições ou intervalos especificados, registrando em cada execução os custos e efeitos adicionais e o custo-efetividade. Normalmente, essa análise é referida como análise probabilística de sensibilidade ou análise probabilística da incerteza (Doubilet et al. 1985, Claxton et al. 2005). Nas análises consideradas aqui, são realizadas análises unidirecionais de sensibilidade e análises probabilísticas para as seguintes variáveis: risco relativo de câncer de pulmão por cada 100 Bq/m<sup>3</sup>, redução percentual obtida através de medidas de remediação, custos de preven-

ção e remediação por domicílio, custos de funcionamento, custos de cuidado de saúde para câncer de pulmão, e os custos de cuidados de saúde no aumento da expectativa de vida. Claramente, muitas outras incertezas poderiam ser consideradas, como a possível existência de algum limite ou relação não-linear entre a exposição e a resposta, variações futuras nas taxas de tabagismo, tamanho familiar, expectativa de vida, e os custos e efeitos das tecnologias preventivas/remediadoras.

De acordo com as etapas descritas acima, a análise de custo-efetividade apresentada aqui é baseada em um modelo de planilha de cálculo, que é usado para estimar o número esperado de mortes por câncer de pulmão em uma determinada população na presença ou ausência de prevenção e remediação do radônio. Estas estimativas são combinadas com informações sobre os custos da detecção do radônio e sua prevenção ou remediação e dos custos do tratamento do câncer de pulmão, para calcular a custo-efetividade de um programa de redução de radônio em comparação com a ausência do programa. A custo-efetividade é calculada como a razão da alteração líquida no custo sobre a alteração líquida nos resultados, com os resultados (casos de câncer de pulmão evitados) expressos em termos de AVAQs adquiridos. Isso facilita a comparação da custo-efetividade do radônio com o de outras intervenções de saúde pública e de cuidados de saúde.

#### **4.3.2 Requisitos de dados**

A Tabela 14 mostra alguns dos principais dados necessários para estimar a custo-efetividade, e os valores utilizados no exemplo. Os dados sobre o tamanho total da população do Reino Unido, e o números de mortes por câncer de pulmão categorizadas por idade e sexo, foram obtidos a partir das estatísticas nacionais do Reino Unido para o ano de 2004 (ONS 2006). A taxa de câncer de pulmão em não-fumantes se baseou nos dados da Sociedade Americana de Câncer (“American Cancer Society”), publicada pelo Departamento de Saúde e Serviços Humanos dos Estados Unidos (USDHHS 1996), ajustadas da média concentração de radônio dos Estados Unidos para a média do Reino Unido. As taxas de tabagismo (a porcentagem de pessoas que já fumaram cigarro regularmente alguma vez na vida/não-fumantes, com sub-divisão do que de fumantes em fumantes atuais e ex-fumantes, por sexo e idade) foram obtidos do Inquérito Domiciliar Geral de 2004 do Reino Unido (ONS 2006).

A expectativa de vida no momento da morte por câncer de pulmão foi calculada separadamente para homens e mulheres fumantes e não-fumantes, usando dados de mortalidade para todas as causas atribuíveis ou não ao tabagismo (Peto et al. 2006). Para simplificar, foi assumido que todos os casos de câncer de pulmão resultam em morte por câncer de pulmão (no período de 1998-2001, a sobrevivência de 5 anos para câncer de pulmão no Reino Unido foi de 6% nos homens e 7% nas mulheres). Também foi assumido que as mortes por câncer de pulmão induzidas pelo radônio apresentam a mesma distribuição etária dos mortes por câncer de pulmão não induzidas pelo radônio. O número estimado de anos de vida ajustados pela qualidade (AVAQ) perdidos de cada morte por câncer de pulmão é baseado na estimativa da expectativa de vida restante no momento da morte, calculada separadamente para fumantes e não-fumantes, ajustados pela qualidade de vida usando os dados dos inquéritos à população.

#### **4.3.3 Concentrações de radônio**

A proporção de casas que podem apresentar um nível de referência acima do especificado e a concentração de radônio nessas casas acima desse nível são calculadas com base no valor esperado (truncado para a esquerda) considerando o valor médio medido na área de interesse, assumindo uma distribuição log-normal (Gunby et al. 1993). As concentrações de radônio medidas são ajustadas para levar em consideração os erros de medição segundo a abordagem descrita por Darby et al. (2006). É possível que as casas que decidirem realizar a remediação não apresentem a mesma concentração média de todas as casas que superaram o nível de referência, sendo necessária a realização de ajustes.

**Tabela 14.** Dados de entradas de para um modelo de custo-efetividade

Variável / parâmetro de entrada	Valor
Características da População (taxas específicas por idade são utilizadas nas análises)	
Esperança de vida: exemplo, no nascimento (masculino / feminino)	76/81
Percentagem de fumantes atuais: exemplo, faixa-etária 20-34 (masculino / feminino)	34/29
Taxa de câncer de pulmão por 100.000: exemplo, faixa-etária 65-70 (masculino / feminino)	217/132
Média de idade na morte por câncer de pulmão	72/73
Média de anos de vida ajustada pela qualidade perdida por morte por câncer: não-fumante	10,6
fumante	8,8
total	9,0
Níveis de radônio	
Média aritmética da concentração de radônio na área de interesse, não corrigida (Bq/m <sup>3</sup> )	70.1
Percentual de casas medidas acima do nível de referência de 200 Bq/m <sup>3</sup> (%)	5
Média aritmética das concentrações medidas antes da remediação de casas com valores iguais ou superiores ao nível de referência, valores corrigidos (Bq/m <sup>3</sup> )	265
Redução obtida por medidas de remediação (%)	85
Média da concentração medida após a remediação, valores corrigidos	40
Características domiciliares	
Tamanho médio do domicílio em 2001	2.3
Percentual médio do tempo no interior do domicílio (%)	70
Percentual de casas convidadas que aceitaram a realização de medições (%)	30
Proporção de casas com medições superiores a 200 Bq/m <sup>3</sup> que decidiram realizar remediação (%)	20
Custos unitários	
Custo unitário por casas convidadas para a medição (£)	1.6
Custo unitário de medição da concentração de radônio por domicílio (£)	39
Custo da remediação por domicílio (inicial) (£)	729
Custo da remediação por domicílio, acima de 85 anos, incluindo os custos de substituição e funcionamento (£)	1687
Gastos anual per capita em cuidados de saúde durante o período de expectativa de vida ampliado (£)	7517
Gasto médio de tratamento em hospitais do Sistema Nacional de Saúde/ hospitais de cuidados paliativos por cada caso de câncer de pulmão (£)	18087

A redução nas concentrações de radônio por meio de medidas preventivas ou remediadoras dependerá dos passos tomados. Nesse caso, para as medidas de remediação em casas existentes, essa análise utilizou um estudo de 1998 de quase 1000 casas submetidas a uma série de medidas de remediação e que alcançaram uma redução média da concentração de radônio de cerca de 85%, a um custo médio de remediação de £630, ou aproximadamente £729 quando ajustados aos preços de 2006 (Naismith et al. 1998). Resultados semelhantes foram relatados em um outro estudo do Reino Unido para uma amostra de 62 casas em Northamptonshire (Kennedy et al. 1999). A redução nas concentrações de radônio após a remediação, e o custo dessas medidas, dependerá do tipo de medidas realizadas e de um conjunto de circunstâncias locais e nacionais, incluindo os níveis típicos de custo.



Neste exemplo, para a prevenção em novas residências foi assumido que a principal medida seria a instalação de uma membrana de vedação de radônio (barreira de radônio), de forma complementar às medidas normais de proteção contra a umidade adotadas em todas a superfície do edifício durante a construção, com vedações para gás ao redor dos tubos. O custo estimado dessa medida está entre £100 e £200, e se assume que a instalação de uma membrana reduz o radônio em cerca de 50% em uma nova residência (Naismith 1997).

Também são necessárias informações sobre o número médio de residentes por casa. Isso pode variar de acordo com o tipo de casa, ou ao longo do tempo, ou incluindo informações mais detalhadas sobre a idade e sexo dos residentes. Nesse caso foi utilizado a média de 2,3 pessoas com base nos dados nacionais. Para um nível médio de ocupação da casa, foi utilizada uma percentagem de 70%, correspondendo a cerca de 17 horas por dia, de acordo com a Pesquisa Nacional de 2005 sobre o tempo de ocupação (ONS 2007).

Um parâmetro importante para os programas que visam a remediação de casas existentes é a proporção de casas que aceitam o convite para realizar as medições de radônio: nesta análise, foi utilizado um valor de 30%, correspondente a resultados de programas realizados (Department of the Environment 2000). Ainda mais importante é a proporção de moradores de casas que tem nível superior e decidem realizar as medidas de remediação: nesse caso foi utilizado um valor de 20%, também de acordo com pesquisas anteriores (Bradley e Thomas 1996).

O custo de convidar os moradores a testarem suas casas foi estabelecido em £1,60 incluindo gastos administrativos, envio postal e materiais informativos, com base nos custos de outros programas de triagem (Garvican 1998). O custo unitário de medição das concentrações de radônio, com base na entrega, retirada, leitura e apresentação de relatórios de um par de detectores de traços gravados em dois cômodos durante três meses, foi estimado em 2005 como £39 em preços de 2005 (DEFRA 2005).

As estimativas dos custos hospitalares de diagnóstico de câncer de pulmão, tratamento e acompanhamento foram baseadas em um estudo de 1999 (Wolstenholme e Whyne 1999), atualizado para preços de 2006. Os custos de saúde adicionais incorridos durante o possível prolongamento da expectativa de vida foram estimados usando dados nacional de despesas de saúde por pessoa e por faixa etária (Department of Health 2007). Existe uma discordância entre economistas de saúde se esses custos devem ou não ser incluídos nas avaliações econômicas.

#### **4.3.4 Estimativa de risco**

Para estimar o número de casos de câncer de pulmão induzidos pelo radônio que foram evitados por uma medida preventiva ou remediadora foram utilizados dois métodos: 1) dados do estudo europeu de análise combinada (Darby et al. 2006), que indicaram que o risco de câncer de pulmão aumenta em 16% para cada 100 Bq/m<sup>3</sup> de incremento no valor habitual, ou de longo prazo da concentração média de radônio no domicílio; e 2) o modelo de risco preferencial proposto pela Comissão dos Riscos para a Saúde da Exposição ao Radônio (BEIR VI), com base em dados agrupados de mineradores, onde a taxa de mortalidade por câncer de pulmão variou de forma linear com a exposição acumulativa ao radônio, sujeita a modificações em função da idade atingida, tempo transcorrido desde exposição e qualquer concentração de radônio ou duração da exposição (National Research Council 1999). Neste caso foi utilizada a concentração de radônio.

#### **4.3.5 Resultados**

A Tabela 15 mostra alguns resultados das análises expostas anteriormente em que foram utilizadas as estimativas do estudo europeu de análise combinada. Neste exemplo, para o caso de novas



casas, foram instaladas membranas em todas as casas nas áreas onde pelo menos 3% das casas poderiam apresentar níveis de radônio acima de 200 Bq/m<sup>3</sup>, sem quaisquer medidas preventivas. Para casas existentes, foram enviados convites para realizar medições de radônio em áreas nas quais 5% das casas poderiam apresentar concentrações de radônio acima de 200 Bq/m<sup>3</sup>.

Utilizando a estimativa de risco, com base nos estudos epidemiológicos que avaliaram diretamente os riscos para o câncer de pulmão derivado do radônio residencial, a análise prediz que o risco de câncer de pulmão acumulativo ao longo da vida em concentrações de radônio antes da remediação é de 8% nas áreas abrangidas pela política de prevenção e 11% nas áreas onde serão realizadas medidas de mitigação. Nas casas que aplicaram medidas preventivas o risco durante toda a vida diminui para 7,8%. Isso é equivalente a uma redução de um pouco menos de 0,01 casos de câncer de pulmão em uma casa de tamanho médio, que por sua vez é equivalente a 0,06 AVAQs adquiridos, ou 0,02 AVAQs adquiridos quando realizados os descontos.

No caso da política de mitigação, a mudança no risco ao longo de toda a vida equivale a uma redução de 0,06 casos de câncer de pulmão em uma casa de tamanho médio, que por sua vez é equivalente a um ganho de 0,53 AVAQs, ou 0,18 AVAQs, após aplicar o desconto. O custo da política de prevenção neste exemplo ilustrativo é simplesmente o custo da instalação de uma membrana de £100. A redução de casos de câncer de pulmão economiza £38, enquanto o aumento da expectativa de vida implica um aumento nos custos de £202. Consequentemente, o custo total líquido é de £264 por casa.

Para a política de remediação, utilizando as taxas de aceitação e de remediação descritas acima, a longo prazo a média da concentração de 64 Bq/m<sup>3</sup>, dos 333 convites para medição resultarão em 100 casas medidas, em cinco casas a concentração de radônio será superior a 200 Bq/m<sup>3</sup> e uma casa será remediada. O custo dos convites é £533 e o custo das medições é £3.876. Estes custos, juntamente com os custos de remediação, atingem um valor de aproximadamente £6.097 com os descontos. Além disso, cerca de £360 correspondentes aos custos do tratamento de câncer de pulmão são evitados e £1.718 é incorrido em custos de cuidados de saúde devido ao aumento da expectativa de vida. No total, o custo líquido é £7.454 por cada casa remediada.

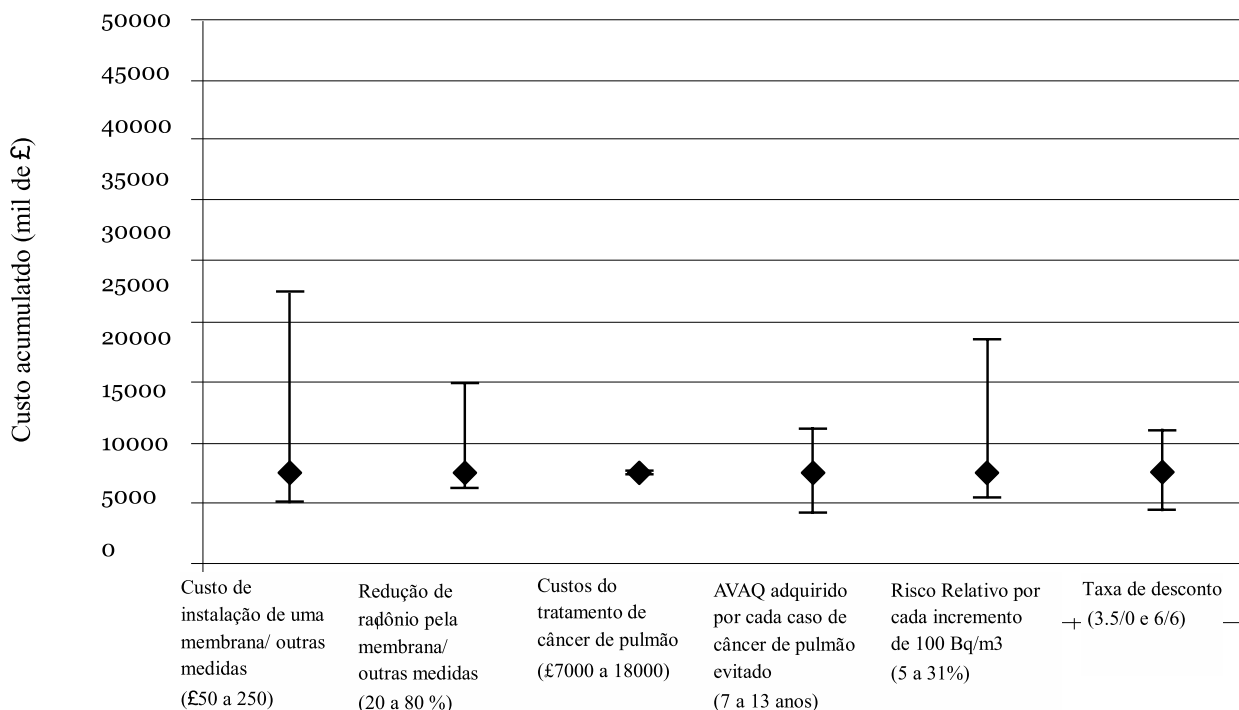
Se os custos e os resultados relatados acima forem combinados (ou seja, os custos adicionais e os resultados da política de remediação em comparação com a ausência dessa política), o custo adicional por ano de vida ajustado pela qualidade de vida adquirida é de £12.500 para a política de prevenção, e £41.600 para a política de remediação.

A aceitação, ou não-aceitação, dessas razões de custo-efetividade varia muito dependendo do país, do contexto e de outros fatores. No Reino Unido, os resultados para prevenção seriam bem inferiores, e os resultados para remediação seriam iguais ou superiores ao nível que as agências de reembolso ou regulamentares como o NICE<sup>5</sup> poderiam considerar como custo-eficazes para intervenções em saúde, pagas pelo Serviço Nacional de Saúde. Os dados dessa agência indicam que intervenções são susceptíveis de serem rejeitadas por razões de custo-efetividade quando o custo por ano de vida ou por AVAQ adquirido supera de £25.000 a £30.000 (Rawlins e Culyer 2004).

Estes resultados podem mudar se as hipóteses e valores dos parâmetros utilizados nas análises forem alteradas. A Figura 9 mostra os resultados de uma análise de sensibilidade unidirecional para a política de prevenção e o impacto no resultado da custo-efetividade. Para esta análise, vários parâmetros para determinar a custo-efetividade foram variados um a um entre os limites superior e inferior plausíveis e o impacto calculado. Pode ser visto que os resultados são particularmente sensíveis ao custo das medidas preventivas, à redução do risco que proporcionam, e ao risco relativo derivado do radônio. Essas análises podem ajudar a identificar áreas onde a custo-efetividade pode ser melhorada: no caso dos programas de mitigação, por exemplo, redução nos custos de medidas de remediação, ou taxas mais elevadas de remediação entre os residentes de casas com níveis elevados de radônio.

**Tabela 15.** Resultados da análise de custo-efetividade de uma remediação de radônio no Reino Unido

	Novas residências	Residências existentes
<b>Situação inicial</b>		
Risco de câncer de pulmão acumulada ao longo da vida (%) – nunca fumou	1,05	1,38
Risco de câncer de pulmão acumulada ao longo da vida (%) – fumante ou ex-fumante	14,31	18,36
Risco de câncer de pulmão acumulada ao longo da vida (%) – total	8,11	10,51
<b>Pós-remediação</b>		
Risco de câncer de pulmão acumulada ao longo da vida (%) – nunca fumou	1,01	1,03
Risco de câncer de pulmão acumulada ao longo da vida (%) – fumante ou ex-fumante	13,80	14,07
Risco de câncer de pulmão acumulada ao longo da vida (%) – total	7,81	7,96
<b>Ganho em saúde por domicílio que sofreu remediação</b>		
Casos evitados de câncer de pulmão	0,007	0,06
Total de anos de vida adquiridos	0,08	0,67
Total de anos de vida adquiridos - com desconto	0,03	0,23
Média AVAQs adquiridos (por caso de câncer de pulmão evitado)	8,99	8,99
Total de AVAQs adquiridos	0,06	0,53
Total de AVAQs adquiridos - com desconto	0,02	0,18
<b>Utilização de recursos e custos por domicílio que sofreu remediação</b>		
Número de convites para medições	0	333
Custos do convite (£)	0	533
Número de medições de radônio	0	100
Custo medições de radônio (£)	0	3876
Custo da remediação de radônio - com desconto (£)	100	1687
Subtotal: custos do convite, medição e remediação - com desconto (£)	100	6097
Custos do tratamento do câncer de pulmão evitado - com desconto (£)	38	360
Outros custos de saúde durante o acréscimo da expectativa de vida - com desconto (£)	202	1718
Custo líquido - com desconto (£)	264	7454
<b>Custo-efetividade</b>		
Custo incremental por ano de vida adquirido - com desconto (£)	9 824	32 614
Custo incremental por AVAQ adquirido - com desconto (£)	12 526	41 584



**Figura 9.** Resultados de análise de sensibilidade unidirecional

#### 4.3.6 Recomendações

O exemplo dado aqui é simplificado e apenas para fins ilustrativos. Na prática, este tipo de análise de custo-efetividade teria que explorar muitos fatores adicionais, tais como os custos e os efeitos de diferentes tipos de medidas preventivas e de remediação, os resultados obtidos em áreas com diferentes níveis e distribuições de radônio, e as diferentes suposições sobre padrões atuais e futuros de tabagismo. A análise também parte da premissa que as medidas preventivas e de remediação estão sendo realizadas em casas independentes, geminadas ou com terraço, tipicamente de um, dois ou três andares; diferentes valores de parâmetros e análises devem ser requeridos para edifícios de vários andares com múltiplos apartamentos e para edifícios utilizados como ambientes de trabalho, tais como fábricas, escritórios, hospitais e escolas.<sup>6</sup>

Foi assumido aqui que os benefícios dos programas de prevenção e remediação de radônio são exclusivamente devido á redução da exposição ao radônio e, conseqüentemente, do risco de câncer de pulmão; no entanto, é possível que existam outros benefícios, como a redução de problemas associados á umidade. Estes benefícios poderiam ser quantificados e incorporados a uma análise completa. Em qualquer caso, para elaborar e interpretar qualquer projetos de análise de custo-efetividade se faz necessário o conselho de um especialista em economista de saúde.

Análises de custo-efetividade podem fornecer informações úteis para os políticos, tomadores de decisão, que procuram avaliar as políticas e alternativas, mas são sujeitas a incertezas e limitações. Seus resultados, portanto, devem ser interpretados e comunicados cuidadosamente. Eles não podem ser a única base para as decisões. Por exemplo, a custo-efetividade é principalmente sobre a eficiência, mas a igualdade ou a justiça podem também ser importantes para os decisores políticos.

Mesmo quando as análises de custo-efetividade indicam que programas de remediação não podem ser justificados em âmbito nacional, altos níveis de radônio podem representar risco individuais de câncer de pulmão considerados inaceitáveis; em tais circunstâncias deve ser realizada a remediação.

<sup>6</sup> NICE-National Institute for Clinical Excellence (Instituto Nacional de Excelência Clínica do Reino Unido).

## REFERÊNCIAS

- Biological Effects of Ionizing Radiation VI (1999). Health Effects of Exposure to Indoor Radon. National Research Council 1999, Committee on Health Risks of Exposure to Radon: BEIR VI, National Academy Press. Washington, D.C.
- Bradley EJ, Thomas JM (1996). An analysis of responses to radon remediation advice. National Radiation Protection Board (NRPB-M707), Chilton, Oxfordshire.
- Castrén O (1994). Radon reduction potential of Finnish dwellings. *Radiat Prot Dosimetry*, 56:375-378.
- Claxton K et al. (2005). Probabilistic sensitivity analysis for NICE technology assessment: not an optional extra. *Health Economics*, 14(4):339-347.
- Colgan S, Gutierrez J (1996). Cost-effectiveness of reducing radon exposure in Spanish dwellings. *J Radiol Prot*, 16(3):181-190.
- Coskeran T et al. (2005). A new methodology for cost-effectiveness studies of domestic radon remediation programmes: quality-adjusted life-years gained within primary care trusts in central England. *Science Tot Environm*, 366:32-46.
- Coskeran T et al. (2006). A cost-effectiveness analysis of radon protection methods in domestic properties: a comparative case study in Brixworth, Northamptonshire, UK. *J Environ Radioact*, 91(1-2):73-89.
- Darby S et al. (2005). Radon in homes and lung cancer risk: a collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *BMJ*, 330:223-227.
- Darby S et al. (2006). Residential radon and lung cancer-detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer and 14, 208 persons without lung cancer from 13 epidemiologic studies in Europe. *Scand J Work Environ Health*, 32(1):1-83.
- Department for Environment, Food and Rural Affairs (2005). Obtaining radon measurements, DEFRA, London.
- Denman A et al. (2005). Evaluating the health benefits and cost-effectiveness of the radon remediation programme in domestic properties in Northamptonshire, UK. *Health Policy*, 73:139-150.
- Department of Health (2007). The government's expenditure plans: departmental report 2007: Department of Health. Department of Health, London.
- Department of the Environment (2000). Review and evaluation of the radon remediation pilot programme. DETR Report DETR/RAS/00.004 DETR, London.
- Doubilet et al. (1985). Probabilistic sensitivity analysis using Monte Carlo simulation. A practical approach. *Med Decis.Making*, 5(2):157-177.
- Drummond MF et al. (2005). Methods for the economic evaluation of health care programmes, 3rd Edition. Oxford University Press, Oxford.
- Field K et al. (1996). Cost-effectiveness of measures to reduce radon in existing dwellings. Department of the Environment, London.
- Ford ES et al. (1999). Radon and lung cancer: A cost-effectiveness analysis. *Am J Publ Health*, 89(3):351- 357.
- Garvican, L (1998). Planning for a possible national colorectal cancer screening programme, *J.Med Screen*, 5(4):187-194.
- Gold MR et al. (1996). Cost-effectiveness in Health and Medicine. Oxford University Press, New York.
- Gunby JA et al. (1993). Factors affecting indoor radon concentrations in the United Kingdom. *Health Phys*, 64(1):2-12.
- Kennedy CA et al. (1999). A Cost-effectiveness analysis of residential radon remediation programme in the United Kingdom. *Br J Cancer*, 81:243-247.
- Kennedy CA, Gray AM (2001). Cost-effectiveness analysis of radon remediation programmes. *Science Tot Environm*, 272:9-15.

- Kennedy CA et al. (2002). The Cost-effectiveness of residential radon remediation programmes: assumptions about benefits stream profiles over time. *J Environ Radioact*, 59:19-28.
- Krewski D et al. (2005). Residential radon and risk of lung cancer. A combined analysis of seven North American case-control studies. *Epidemiology*, 16:137-145.
- Letourneau EG et al. (1992). Cost-effectiveness of radon mitigation in Canada. *Radiat Prot Dosimetry*, 45(1-4):593-598.
- Lubin JH et al. (2004). Risk of lung cancer and residential radon in China: pooled results of two studies. *Int J Cancer*, 109:132-137.
- Maecinowski F, Napolitano S (1993). Reducing the risks from radon. *Air & Waste*, 43:955-962.
- Maringer FJ et al. (2001). Results and conclusions of the Austrian radon mitigation project 'SARAH'. *Science Tot Environm*, 272(1-3):159-67.
- Moeller DW, Fujimoto K (1988). Cost evaluation of control measures for indoor radon progeny. *Health Phys*, 46:1181-1193.
- Mossman KL, Sollito MA (1991). Regulatory control of indoor Rn. *Health Phys*, 60:169-176.
- Murray CJL, Lopez AD, Jamison DT (1994). The Global Burden of Disease in 1990: Summary Results, Sensitivity Analyses, and Future Directions. *Bulletin of the World Health Organization*, WHO, 72(3):495-508.
- Naismith SP (1997). Durability of radon remedial actions. *Radiat Prot Dosimetry*, 71(3):215-218.
- Naismith SP, Miles JC, Scivyer CR (1998). The influence of house characteristics on the effectiveness of radon remedial measures. *Health Phys*, 75(4):410-416.
- National Research Council (1999). Committee on Health Risks of Exposure to Radon: BEIR VI. Health Effects of Exposure to Radon. National Academy Press, Washington D.C.
- Office for National Statistics (2006). Living in Britain: the 2004 General Household Survey. ONS, London.
- Office for National Statistics (2007). Time Use Survey 2005. ONS, London.
- Peto R et al. (2006). Mortality from smoking in developed countries 1950-2000. 2nd edition, Oxford University Press, Oxford.
- Porter TM (1995). Trust in Numbers: The Pursuit of Objectivity in Science and Public Life Princeton: Princeton University Press.
- Rawlins MD, Culyer AJ (2004). National Institute for Clinical Excellence and its value judgments. *BMJ*, 329(7459):224-227.
- Stigum H, Strand T, Magnus P (2003). Should radon be reduced in homes? A cost-effect analysis. *Health Phys*, 84(2):227-235.
- Stigum H, Strand T, Magnus P (2004). A cost-effect analysis of an intervention against radon in homes. *Norsk Epidemiologi*, 14(2):193-198.
- United States Department of Health and Human Services (1996). Changes in Cigarette-Related Disease Risks and Their Implication for Prevention and Control. USDHHS, US Government Printing Office, Bethesda, Maryland.
- United States Environmental Protection Agency (1992). Technical Support Document for the 1992 Citizen's Guide to Radon, USEPA Publication 400-R-011, Washington, D.C.
- Weinstein MC, Stason WB (1977). Foundations of cost-effectiveness analysis for health and medical practice. *N Engl J Med*, 296:716-721.
- Wolstenholme JL, Whynes DK (1999). The hospital costs of treating lung cancer in the United Kingdom. *B J Cancer*, 80(1-2):215-218.
- World Bank (1993). World Development Report 1993: Investing in Health. World Development Report-550 (12183), Oxford University Press, New York.



## 5. COMUNICAÇÃO DE RISCO DO RADÔNIO

### OS PONTOS-CHAVE

- ◆ A comunicação de risco do radônio e as mensagens de prevenção apresentam sérios desafios, porque o radônio não é amplamente conhecido e pode não ser percebido pelo público como um risco à saúde.
- ◆ Além de informar o público, um dos objetivos principais da comunicação de risco do radônio é persuadir os decisores políticos sobre o radônio, como uma questão de saúde pública importante que requer uma ação.
- ◆ A comunicação eficaz de riscos exige a cooperação entre organizações, mensagens claras e coordenadas, e o recrutamento de colaboradores com boa credibilidade na comunidade.
- ◆ Como parte da comunicação de risco do radônio, recomenda-se o desenvolvimento de um conjunto de mensagens destinadas a um público-alvo. Essas mensagens devem ser simples, breves e diretas.
- ◆ Uma avaliação junto ao público-alvo a respeito da percepção e do conhecimento sobre o nível de radônio é fortemente recomendada. Deve ser realizada tanto antes como depois de uma campanha de comunicação de risco.

O objetivo desse capítulo é fornecer orientação sobre o desenvolvimento de programas de comunicação de risco do radônio. O capítulo também traz sugestões sobre diferentes técnicas e estratégias de comunicação. As informações encontradas aqui se baseiam nos princípios gerais sobre a comunicação e a experiência de uma série de países com programas de radônio bem desenvolvidos. É reconhecido que estas orientações precisam ser adaptadas às circunstâncias culturais, sociais e econômicas dentro de um país ou de uma região. Este capítulo vai examinar como se comunicar com o público sobre os riscos à saúde associados ao radônio, bem como os objetivos de um programa nacional.

A comunicação clara e eficaz com o público deve ser o objetivo primário em um programa nacional de radônio. Existem etapas fundamentais na comunicação de risco para o público que serão exploradas neste capítulo. Principais componentes destas etapas incluem: avaliação da percepção pública de risco, mensagens claras e compreensíveis, identificação dos públicos-alvo, e em algumas situações utilização de comparações (ex. câncer de pulmão devido ao radônio comparado com câncer de pulmão de outras fontes) para esclarecer o risco associado com a exposição ao radônio.



## 5.1 Aspectos fundamentais, estratégias e canais

Na comunicação, o conteúdo e o contexto da mensagem são igualmente importantes. O público que receberá a mensagem de risco a respeito do radônio será diversificado e é muito importante levar em consideração as maneiras como serão percebidas as mensagens. Como explicado mais adiante na seção 5.2, o risco tem diferentes definições para pessoas diferentes. No estabelecimento de uma comunicação eficaz é importante inspirar confiança, ser atencioso, e manter um diálogo aberto (WHO 2002). Para inspirar confiança, o comunicador deve ser competente, respeitoso, honesto, gentil, e usar uma linguagem clara e compreensível. Comunicadores atentos vão escolher palavras com cuidado, ouvir ativamente, observar a linguagem corporal e reconhecer emoções. Para manter um diálogo aberto, o comunicador precisa procurar opiniões, compartilhar informações e fornecer os meios de comunicação (WHO 2002).

Ao escolher um comunicador, é importante escolher alguém hábil na comunicação interpessoal, crível e bem informado sobre a área de assunto. O comunicador precisa se lembrar que a comunicação não verbal é tão importante como a comunicação verbal ao tentar estabelecer credibilidade (USEPA 2007, WHO 2007).

De acordo com a USEPA (2007), são comuns idéias equivocadas sobre a comunicação de risco, tais como: “você não pode antecipar o que as pessoas vão perguntar” e “ao comunicar um risco é mais provável que as pessoas mais se alarmem do que se acalmem “. Na verdade, tem-se demonstrado que um comunicador bem preparado pode prever 95% das perguntas e dúvidas sobre um tema polêmico. Em outros documentos, são apresentados exemplos de perguntas gerais sobre risco e perguntas mais específicas sobre o risco de radiação (WHO 2007, USEPA 2007).

Ao avaliar a comunicação de risco, os três principais componentes envolvidos são: avaliação do risco, a percepção de risco e gestão de risco (WHO 2002). Cada componente abrange muitas características. A avaliação do risco é o processo usado para descrever a possibilidade de um resultado adverso. Quando um risco é definido através de uma avaliação científica, é possível que os decisores políticos criem programas de gestão de risco. A percepção de risco abrange mais do que apenas a percepção do público, já influenciada pela sua experiência com outros perigos e riscos (Slovic 1987). Também leva em conta fatores econômicos e políticos. A percepção pública muda ao longo do tempo, através da obtenção de conhecimento e do acúmulo de informações. A gestão de riscos abrange como os decisores políticos e agências governamentais reagem à avaliação e à percepção do risco pelo público. As agências governamentais podem reagir fazendo novas leis ou políticas. Este componente de gestão de risco vai influenciar sobre a direção de um programa de radônio.

Além de informar o público, o objetivo principal de um programa de comunicação de risco deve ser persuadir os decisores políticos, em âmbito nacional e local, que a exposição ao radônio é uma questão de saúde pública importante que requer a tomada de medidas. O capítulo seguinte, 6, discute as medidas que devem ser realizadas local e nacionalmente.

A experiência em alguns países, como a Suécia, indica que o convencimento dos decisores políticos para tomar medidas através de meios de regulamentação foi mais eficaz do que as mensagens de comunicação de risco direcionados apenas ao público geral. No entanto, a criação de uma sensibilização do público para a necessidade de redução dos níveis de radônio residencial continua sendo uma importante estratégia. A estratégia de comunicação que um governo decida adotar dependerá dos seguintes fatores:

- a extensão do problema em um país;
- o objetivo geral do programa de radônio;
- a comunicação do objetivo;
- o orçamento do programa;



- o nível de referência;
- as normas de construção no país.

Os canais de comunicação e as abordagens utilizadas devem ser uma combinação das técnicas de envolvimento passiva (sem possibilidade de estabelecer um diálogo com quem fornece a informação) e ativa (com possibilidade de quem recebe a informação interagir e ter um diálogo) (WHO 2002). Exemplos são apresentados na Tabela 16.

Vários países têm programas bem estabelecidos de radônio. Esses países usam diferentes estratégias e canais de comunicação, apresentados em alguns exemplos abaixo:

- utilização de uma abordagem direta para se dirigir aos profissionais de construção que constroem ou reformam casas, por meio de seminários e cursos de treinamento;
- divulgação de informações via meios de comunicação utilizando-se canais ativos e passivos (Tabela 16);
- repetição da informação com intervalos adequados, mediante a celebração de acontecimentos anuais como o dia do radônio ou um fórum de radônio;
- utilização de intermediários com credibilidade como médicos e professores;
- convencimento dos responsáveis políticos para que elaborem possíveis regulamentações, com o estabelecimento de canais de comunicação entre os diferentes ministérios.

**Tabela 16.** Diferentes técnicas relacionadas a comunicação

Comunicação passiva	Comunicação ativa
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Mala direta (ex.: papéis informativos, panfletos)</li> <li>• Exposições itinerantes e outdoors</li> <li>• Páginas de internet e listas de correspondência</li> <li>• Anúncios em jornais</li> <li>• Postos de informação em feiras do setor da construção</li> <li>• Contato direto com os meios de comunicação (ex.: nota de imprensa)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Chamadas de ouvintes em emissoras de rádio local</li> <li>• Uso de redes externas (ex.: informes em reuniões de grupos comunitários)</li> <li>• Prestação de informação via telefone</li> <li>• Reuniões e audiências públicas</li> <li>• Entrevistas (ex.: rádio e televisão)</li> </ul>

## 5.2 Contextualização das questões relacionadas com o risco do radônio na comunicação de risco

Um programa de comunicação de risco do radônio deve ter objetivos claros e alcançáveis. Estes objetivos devem focar na informação sobre o radônio para diferentes públicos-alvo (ver seção 5.4.1) e no seu convencimento para adotar medidas. Um programa de comunicação de risco do radônio também deve ser um esforço cooperativo envolvendo tanto peritos técnicos (ex. cientistas especialistas em radiação, epidemiologistas) e especialistas em comunicação (ex. especialistas em ciências sociais, psicólogos, jornalistas) (WHO 2002). Ao comunicar informações sobre o impacto do radônio na saúde, deve-se notar que, mesmo no contexto de uma avaliação profissional de risco para a saúde, o termo risco tem muitas definições. Geralmente, uma afirmação de risco a um indivíduo exige uma descrição da probabilidade ou possibilidade de dano e da severidade do dano. No caso do radônio, o dano é principalmente o câncer de pulmão, uma doença dolorosa e fatal.

O quadro 4 apresenta um exemplo de uma mensagem sobre o risco da exposição ao radônio presente em ambiente interno que poderia ser utilizada como informação básica em campanhas de comunicação.

**Quadro 4:** Um exemplo de uma mensagem básica de comunicação de risco

“Não existe um limite mínimo conhecido onde a exposição ao radônio não apresente risco. Quanto menor a concentração de radônio em uma casa, menor o risco”

### 5.2.1 Risco de câncer de pulmão associado ao radônio

Como discutido no Capítulo 1, a Agência Internacional para a Pesquisa do Câncer (IARC), o instituto de pesquisa de câncer da OMS, classifica o radônio como um comprovado carcinógeno humano, o que coloca o radônio no mesmo grupo carcinógeno da IARC que inclui a fumaça de cigarro, o amianto e o benzeno (IARC 1988). A exposição ao radônio em residências é uma das mais importantes causas de mortes por câncer de pulmão em todo o mundo. A maioria das mortes por câncer de pulmão relacionados ao radônio corresponde a pessoas expostas a concentrações de radônio inferiores aos níveis de referência comumente utilizado para o radônio presente em ambientes interno. Estas observações têm implicações não só para as estratégias de comunicação de risco do radônio, mas também para os programas nacionais de radônio. A partir de dados disponíveis, a USEPA estima que cerca de 21.000 mortes anuais por o câncer de pulmão nos EUA são atribuíveis ao radônio residencial (USEPA 2003). Uma estimativa semelhante foi calculada para 25 países da Europa (Darby et al. 2005). Essas estimativas indicam que, em todo o mundo, anualmente ocorrem dezenas de milhares de mortes por câncer de pulmão relacionadas ao radônio.

Do ponto de vista epidemiológico, o risco pode ser expresso de várias maneiras. Uma delas é a abordagem do risco relativo (RR), onde se compara o risco associado a uma determinada concentração de radônio (para um tempo de exposição de cerca de 30 anos) com o risco esperado para uma concentração menor especificada (normalmente em torno de 10-15 Bq/m<sup>3</sup>). Um RR de 1 significa que não existe um aumento no risco para a pessoa exposta. Nos estudos epidemiológicos de radônio residencial, o risco aumenta com o aumento de concentração de radônio, o que implica RR > 1. Além disso, o RR aumenta proporcionalmente. Este foi expresso como o excesso de risco relativo (ERR = RR-1) por unidade de incremento na concentração de radônio (por exemplo ERR por 100 Bq/m<sup>3</sup>). Os intervalos de confiança calculados para as estimativas dos riscos ajudam a avaliar a significância estatística dos resultados.

Por exemplo, conforme explicado no Capítulo 1, os estudos europeus (Darby et al. 2005) estimaram que o ERR de câncer de pulmão por 100 Bq/m<sup>3</sup> aumenta na concentração média de radônio de longo prazo em 16% (IC95% 5-31%). O ERR não varia com a idade, sexo ou história de tabagismo. Estudos na América do Norte e na China apresentaram resultados similares (Krewski et al. 2005 e Lubin et al. 2004).

O conceito risco relativo pode ser difícil de ser explicado para o público geral e para uma comunicação de risco eficaz pode ser preferível expressar o risco em termos absolutos. Por exemplo, pode ser mais fácil entender o número estimado de casos anuais de câncer de pulmão relacionados à exposição ao radônio em uma determinada população. Da mesma forma, as estimativas de risco para toda a vida para fumantes e não-fumantes expostos a diferentes concentrações de radônio pode ser outra maneira útil de comunicação do risco do radônio ao público. Informações sobre o efeito combinado entre o radônio e o fumo podem também auxiliar campanhas de controle do fumo, destacando o fato de que a exposição ao radônio aumenta significativamente o risco de câncer de pulmão para fumantes.

## 52.2 Efeito sinérgico do tabagismo e radônio

Outra informação importante que deve ser comunicada é a relação entre o risco de câncer de pulmão associado à exposição ao radônio e fumaça de cigarro. Estudos epidemiológicos têm mostrado que o risco absoluto em fumantes em qualquer nível de exposição ao radônio é muito maior do que para aqueles que nunca fumaram ou são ex-fumantes, destacando o efeito sinérgico entre a exposição ao radônio e o tabagismo. Por exemplo, nos estudos europeus, os riscos relativos de câncer para os pessoas que fumam de 15 a 24 cigarros por dia em relação àquelas que nunca fumaram e nunca foram expostas ao gás radônio foram estimados em 26, 30 e 42 para concentrações de radônio de 0, 100 e 400 Bq/m<sup>3</sup>, respectivamente. Para as pessoas que nunca fumaram, os riscos relativos correspondentes foram estimados em 1,0, 1,2 e 1,6, respectivamente. Estes últimos valores indicam que mesmo para quem nunca fumou, não se pode negligenciar o risco de câncer de pulmão para uma elevada exposição ao radônio.

Para os fumantes atuais (cerca de um maço/dia), o risco absoluto acumulado de câncer de pulmão para uma idade de 75 anos é estimado em 10% na ausência de exposição ao radônio. Este risco aumenta para 22% para os fumantes atuais com uma exposição ao radônio de longo prazo em 800 Bq/m<sup>3</sup>. Os correspondentes riscos absolutos para pessoas que nunca fumaram foram estimadas em 0,4% e 0,9%, respectivamente. Os riscos para ex-fumantes apresentam valores intermediários entre fumantes e não-fumantes. No quadro 5 são apresentados exemplos que podem ser úteis para mensagens de comunicação relacionadas à exposição ao radônio e tabagismo com o câncer de pulmão.

Mesmo que nenhum efeito combinado entre a fumaça ambiental de cigarros e o radônio tenha sido comprovado, a exposição a esta fumaça deve continuar sendo desencorajada por programas de medidas efetivas de controle do cigarro e da qualidade do ar em ambiente internos (WHO 2008, Bo-chicchio 2008).

### Quadro 5: Exemplos de mensagens explicando a relação entre radônio e tabagismo

“A maioria das mortes por câncer de pulmão relacionadas ao radônio ocorre em fumantes atuais e ex-fumantes”

“A exposição ao radônio aumenta o risco de câncer de pulmão para todas as pessoas, fumantes atuais, ex-fumantes ou aqueles que nunca fumaram”

### 5.2.3 Comparação dos riscos associados ao radônio com os riscos de câncer por outras fontes

Situar as estimativas das taxas de mortalidade nacionais e regionais por câncer de pulmão atribuíveis ao radônio no contexto de outros tipos de câncer pode ser uma ferramenta útil de comunicação do risco do radônio. O câncer de pulmão representa o maior número de mortes por câncer em muitos países. Com base em estudos epidemiológicos, estima-se que entre 3 e 14% dos óbitos por câncer de pulmão estão relacionados ao radônio. Portanto, a exposição ao radônio em ambiente interno constitui um risco significativo para a saúde pública. Em termos absolutos, a taxa de mortalidade por câncer de pulmão relacionada ao radônio pode ser maior do que as taxas para outros tipos de câncer. Para a população dos Estados Unidos, por exemplo, estima-se que anualmente morrem cerca de 21.000 pessoas por câncer de pulmão atribuível ao radônio, um número maior do que o correspondente a muitos cânceres frequentes, como o de ovário, fígado, cérebro, estômago ou melanoma (Field 2005). Para a Europa, as mortes anuais por câncer do pulmão atribuíveis ao radônio equivalem a aproximadamente

1,8% de todas as mortes por câncer, com cerca de 30.000 mortes em 2006. Este número é comparável às mortes por câncer de esôfago, cavidade oral e faringe, e aproximadamente 50% maior do que o número das mortes por melanoma (Darby et al. 2005, Ferlay et al. 2007). Esta informação poderia ser comunicada em uma mensagem como mostrada no Quadro 6.

**Quadro 6:** Um exemplo de uma mensagem de comunicação comparando riscos

“Na Europa, muito mais pessoas morrem por câncer de pulmão causado pelo radônio do que por melanoma”

### 5.3 Mensagens principais na comunicação de risco do radônio

O fornecimento de informações compreensíveis para o público pode ser um desafio. Isto envolve a simplificação da mensagem e sua apresentação de forma a oferecer um benefício para o público-alvo. É possível explicar as questões do radônio em linguagem simples utilizando para a comparação exemplos bem conhecidos. Por exemplo, a dose de radiação anual proveniente do radônio poderia ser comparada com a dose de procedimentos médicos de diagnóstico como radiografias de tórax convencional. Se existem dados de boa qualidade sobre o risco de câncer, pode ser útil comparar o risco de câncer de pulmão devido ao radônio com o risco de outros tipos de câncer, como explicado acima. Em algumas situações, pode ser útil comparar riscos diários habituais como os associados a acidentes de trânsito.

A comunicação de risco do radônio deve ser focada em um pequeno número de mensagens principais que sintetizem com precisão o consenso científico atual, expressadas em linguagem simples e de fácil entendimento. O formato deve ser adaptado a cada público-alvo. Como parte de um programa de comunicação de risco do radônio, recomenda-se o desenvolvimento de um conjunto de mensagens principais. O quadro 7 apresenta alguns exemplos. Ao desenvolver as mensagens, é importante que sejam simples, breves e diretas (USEPA 2007 e WHO 2007).

**Quadro 7:** Exemplos de mensagens principais sobre o risco do radônio

“Radônio causa câncer de pulmão”  
“O radônio é um gás radioativo presente em casas”  
“O radônio é fácil de medir”  
“Você pode facilmente proteger a sua família do radônio”

Todas as mensagens de comunicação de risco do radônio devem ser testadas e adaptadas para o público-alvo em questão. A visibilidade da mensagem ajudará a torná-la mais eficaz. É importante a utilização de pessoas confiáveis e respeitadas para transmitir as mensagens (ex. autoridades locais de saúde, médicos, professores) e canais de distribuição adequados. O sucesso dependerá das adaptações feitas para o público-alvo, da relação de confiança entre o comunicador e o público e a clareza das mensagens (WHO 2007).

Na comunicação com o público em geral, uma simples mensagem não quantitativa, como no exemplo do Quadro 8, pode ser usada para destacar o efeito sinérgico entre a exposição ao radônio e o tabagismo.



O segundo grupo, a categoria indireta, são indivíduos cujas ações (seja pela tomada de decisão ou pelo destaque dos problemas do radônio) ajudariam a aumentar e melhorar a sensibilização e percepção do público, e com isso poderiam auxiliar na prevenção e redução do radônio nas comunidades.

Deve ser notado que as instituições financeiras, como bancos e prestadores de hipotecas, são também considerados importantes públicos-alvo devido ao primordial papel que podem desempenhar para assegurar que futuras habitações sejam construídas com tecnologias de prevenção de radônio eficazes. Se essas instituições financeiras puderem ser persuadidas a solicitar medições de radônio nas propriedades em que têm interesse financeiro, esta ação vai ajudar a chamar a atenção do público para o tema. Em alguns países, as medições de radônio já fazem parte dos procedimentos exigidos na compra e venda de casas, como nos EUA e no Reino Unido.

#### **5.4.2 Avaliação da consciência do risco do radônio**

É altamente recomendável para avaliar a percepção e nível de conhecimento sobre o tema nos públicos-alvo. A maneira mais fácil e mais custo-efetiva de avaliação é através de pesquisas públicas (WHO 2006), que devem ser realizadas tanto antes como depois de uma campanha de comunicação de risco, a fim de ajudar a desenhar, avaliar e melhorar a comunicação. Tais pesquisas também são úteis para acompanhar os resultados das campanhas ao longo do tempo.

Dependendo do público-alvo, tais pesquisas podem incluir perguntas sobre questões como:

- conhecimento básico sobre o radônio;
- a origem e caminhos do radônio;
- os efeitos do radônio na saúde;
- os meios técnicos disponíveis para proteger as pessoas contra o radônio;
- a vontade de realizar ações.

O sucesso e a força das pesquisas dependerá da eficiência, uniformidade, facilidade de análise, capacidade de comparação ao longo do tempo e possível generalização dos resultados (WHO 2006). A avaliação é uma componente chave na documentação do conhecimento do público e na percepção do radônio. As avaliações permitem que os decisores políticos se concentrem e melhorem o programa de comunicação e que as agências locais e governamentais estabeleçam as principais mensagens. Se o público-alvo não tem uma compreensão básica sobre o tema, é provável que a campanha seja um fracasso. Avaliações realizadas antes de uma campanha permitem que se direcione a mensagem para o público-alvo desejado. Da mesma forma, depois que uma campanha de comunicação tenha sido estabelecida e realizada para um público-alvo, é importante repetir a pesquisa, a fim de determinar sua efetividade.

A avaliação da resposta do público a uma mensagem é uma parte importante para verificar se uma campanha foi bem sucedida. Segundo a WHO (2007), três componentes principais são necessários para realizar essa avaliação:

- Alcance: quantas pessoas a mensagem realmente atingiu?
- Avaliação da resposta: o público respondeu?
- Avaliação do impacto: houve uma mudança de comportamento?

#### **5.4.3 Incentivando o público a tomar medidas para a redução do radônio**

A comunicação de risco do radônio para o público de forma clara e eficaz pode ser difícil. Geralmente a divulgação pública de informações sobre esse risco é insuficiente para que os moradores



tomem medidas imediatas, seja medição ou mitigação do radônio. A redução da carga para a saúde da exposição ao radônio em ambiente residencial exige decisões e ações pelos proprietários. Um programa nacional de radônio (conforme explicado no Capítulo 6) precisará convencer o público a tomar medidas preventivas para casas recém construídas, medições de radônio em casas existentes, e remediação das casas. Por uma variedade de razões, que vão desde a apatia e descrença sobre os riscos do radônio a considerações do custo da remediação, algumas pessoas que vivem em casas com altas concentrações de radônio optam por não tomar qualquer medida para reduzir essa exposição.

Com base nos estudos sociais e sobre comunicação de risco em uma série de países, o maior obstáculo em um programa de comunicação de risco em relação ao radônio, é a relutância em agir, tanto por parte do público quanto pelos formuladores de políticas públicas (WHO 1993). No caso de proprietários individuais, as razões para esta apatia ou relutância em tomar medidas são complexas. Uma das idéias erradas mais comuns sobre o radônio presente em ambientes internos é que ele é natural e ninguém pode ser culpado da ocorrência de seus elevados níveis nas residências. Enquanto o radônio é um gás natural, as elevadas concentrações residenciais não são completamente naturais. O aumento nas concentrações em ambientes internos ocorre como resultado de atividades humanas na concepção e construção de casas, bem como dos hábitos de vida dos ocupantes da casa. Elevadas concentrações de radônio residencial são uma forma de radiação natural tecnologicamente aumentada. Como explicado em mais detalhes no capítulo 3, mesmo no piso térreo onde o gás do solo pode ter um elevado potencial para incrementar as concentrações de radônio, é possível, com tecnologias modernas de construção, atingir concentrações de radônio em ambientes internos aceitavelmente baixas.

Em vários países, como nos EUA, há vários anos têm sido usadas abordagens de marketing social para motivar os indivíduos a medir o radônio e corrigir problemas se eles surgirem. O marketing social visa realizar uma mudança no público-alvo, ao mesmo tempo em que enfatiza um benefício. Esta abordagem provou ser mais eficaz do que as campanhas anteriores, destinadas principalmente a informar o público sobre os riscos apresentados pelo radônio (USEPA 2003, USDHHS 2005). Para a comunicação de risco eficaz, é importante cooperar com outras organizações, coordenar as mensagens, e recorrer à ajuda de outras pessoas que tenham credibilidade na comunidade, tais como médicos e professores.

## REFERÊNCIAS

- Bohicchio F (2008). The radon issue: considerations on regulatory approaches and exposure evaluations on the basis of recent epidemiological results. *Appl Radiat Isot*, 66(11):1561-1566.
- Darby S et al. (2005). Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *BMJ*, 330(7485): 223-227.
- Ferlay J et al. (2007). Estimates of the cancer incidence and mortality in Europe in 2006. *Ann Oncol*, 18:581-592.
- Field R (2005). Current national and international radon-related scientific activities and educational initiatives. Fifteenth National Radon Meeting, Council of Radon Control Programme Directors, San Diego, California.
- International Agency for Research on Cancer (1988). Man-made mineral fibres and radon. IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, Vol. 43, IARC, Lyon.
- Krewski D et al. (2005). Residential radon and risk of lung cancer. A combined analysis of seven North American case-control studies. *Epidemiology*, 16:137-145.
- Lubin JH et al. (2004). Risk of lung cancer and residential radon in China: pooled results of two studies. *Int J Cancer*, 109:132-137.
- Slovic P (1987). Perceptions of risk. *Science*, 23:280-285.

- United States Environmental Protection Agency (2003). Radon report 2003: USEPA Publication 402-R-03-003, (<http://www.epa.gov/radon>).
- United States Environmental Protection Agency (2007). Communicating Radiation Risks. USEPA Publication 402-F-07-008, USEPA Office of Radiation and Indoor Air.
- United States Department of Health and Human Services (2005). Surgeon General Releases National Advisory on Radon. USDHHS (<http://www.surgeongeneral.gov>).
- World Health Organization (1993). Indoor Air Quality: A Risk-based Approach to Health Criteria for Radon Indoors. EUR/ICP/CEH 108(S):77, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.
- World Health Organization (2002). Establishing a Dialogue on Risks from Electromagnetic Fields. WHO, Geneva.
- World Health Organization (2006). Health, Hazards and Public Debate: Lessons for risk communication from the BSE/CJD saga. WHO, Regional Office for Europe, Copenhagen.
- World Health Organization (2007). Effective Media Communication during Public Health Emergencies. WHO, Geneva.
- World Health Organization (2008). WHO Report on the Global Tobacco Epidemic-The MPOWER package. WHO, Geneva.



## 6. PROGRAMAS NACIONAIS DE RADÔNIO

### OS PONTOS-CHAVE

- ◆ Programas nacionais de radônio devem ter como objetivo a redução do risco da população em geral, bem como dos indivíduos, que vivem em ambientes com altas concentrações de radônio.
- ◆ Para limitar o risco para os indivíduos, um nível de referência nacional de 100 Bq/m<sup>3</sup> é recomendado. Sempre que não for possível, o nível escolhido não deve exceder 300 Bq/m<sup>3</sup>.
- ◆ Para reduzir o risco para a população em geral, devem ser implementados códigos para construção civil, os quais exigem medidas de prevenção de radônio em casas em construção. Medições de radônio são necessárias, porque os códigos de construção por si só não podem garantir que as concentrações de radônio estarão abaixo do nível de referência.
- ◆ Uma orientação nacional detalhada sobre os protocolos de medição de radônio é essencial para garantir a qualidade e consistência nos testes de radônio. Um banco de dados nacional de radônio que controla os resultados das medições ao longo do tempo pode ser utilizado para avaliar a eficácia de um programa nacional de radônio.
- ◆ Um eficaz programa nacional de radônio requer a contribuição de várias agências de um mesmo país. Uma agência deve liderar a implementação e coordenação e garantir a vinculação com os programas de controle do tabagismo e outros programas de promoção da saúde.

Este capítulo apresenta os componentes para desenvolvimento de um programa nacional de radônio e a estrutura para a organização de tal programa a nível nacional. Um programa de radônio deve ter como objetivo tanto a redução do risco da população em geral exposta a uma concentração média de radônio, quanto a redução do risco de indivíduos que vivem em altas concentrações de radônio.

O desenvolvimento de um programa de radônio envolve a criação de uma estrutura organizacional clara e uma variedade de componentes a fim de monitorar os níveis de radônio, facilitar a prevenção e a mitigação, e fornecer serviços de comunicação sobre risco do radônio para o público e outras partes interessadas.

Em um país que esteja considerando a criação de um programa de radônio, um passo inicial é a realização de uma avaliação, de preferência um levantamento nacional de radônio, para obter a distribuição representativa da concentração de radônio no país. Este capítulo oferece orientação sobre o planejamento e a condução de tal levantamento, em particular com o objetivo de obtenção da distribuição geográfica das concentrações de radônio incluindo possíveis áreas propensas ao radônio.

Também são dadas orientações sobre a definição de um nível de referência adequado. O nível de referência é a concentração de radônio acima da qual um país recomenda ou exige que sejam realizadas medidas de remediação. Medidas de proteção contra o radônio abaixo do nível de referência podem ser apropriadas, de modo a assegurar que as concentrações de radônio nas residências permaneçam abaixo desse nível.

Este capítulo também discute a utilização de mapas geográficos de radônio. Estas ferramentas são úteis na identificação de fontes de radônio. No entanto, esses mapas não devem ser interpretados como uma indicação de que as concentrações elevadas de radônio em ambiente interno só serão encontradas em áreas propensas ao radônio.

Como indicado anteriormente, um programa eficaz enfatiza a prevenção da exposição ao radônio em novas construções. Isso é necessário para a redução do risco a longo prazo no conjunto de residências. Se destaca a importância da instalação correta de medidas de prevenção de radônio nas residências de novas construções. Existem vários fatores que devem ser considerados na elaboração de códigos ou normas de construção destinados a assegurar baixas concentrações de radônio em novas residências. Este capítulo e o capítulo 2 (Prevenção e mitigação de radônio) abordam esses aspectos.

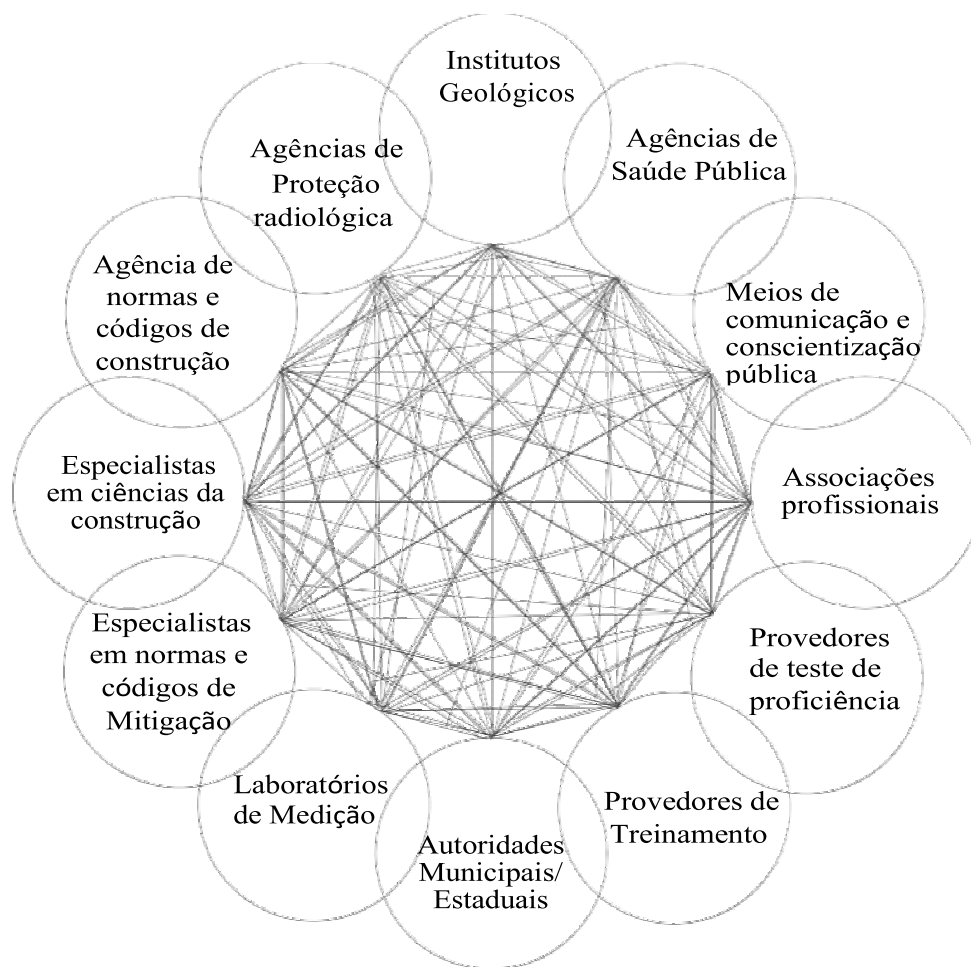
Ao final deste capítulo são descritos como assegurar que as concentrações de radônio em residências, já existentes, apresentem baixo risco, assim como os fatores que devem ser considerados ao se remediar residências com altas concentrações de radônio.

## 6.1 Organização de um programa nacional de radônio

A implementação de um programa nacional de radônio eficaz destinado a proteger o público contra a exposição ao radônio em ambiente interno requer a contribuição de muitas agências nacionais e outras partes interessadas, como ilustrado na Figura 10. Estão incluídas as organizações nacionais, regionais e locais responsáveis pela saúde pública e proteção radiológica. Outro elemento-chave para qualquer estratégia de radônio é a consultoria especializada de outras agências, entidades ou especialistas como os institutos de pesquisa geológica, laboratórios de medição de radônio públicos e/ou privados, engenheiros civis e especialistas em ciências da construção, a indústria da construção e que aplicam e fazem cumprir os regulamentos de construção ou códigos de construção. O governo deve promover um programa nacional de radônio baseado em medidas coordenadas e designar uma organização ou agência para assumir a liderança na sua condução e coordenação. Os dados nacionais devem ser recolhidos por esta organização, a fim de avaliar a eficácia do programa.

- Inicialmente e de acordo com que seja exigido durante as fases posteriores de execução do programa, os seguintes aspectos devem ser avaliados:
- nível de risco que a exposição ao radônio nas residências representativas para a população, de preferência através de uma pesquisa nacional de medição de radônio com critérios de base populacional;
- padrão da exposição para determinar se algumas residências ou áreas estão expostas a um maior risco do que outras, preferencialmente através de um estudo com base geográfica.

Uma vez finalizadas as avaliações iniciais e estabelecida a necessidade de novas medidas, uma política nacional de radônio deve ser desenvolvida para proteger a população contra a exposição ao radônio presente em ambiente interno. Também deve ser dada atenção à avaliação do risco de radônio em escolas, creches e outros edifícios públicos, onde as pessoas podem passar períodos prolongados. A política nacional de radônio deve incluir os seguintes elementos fundamentais:



**Figura 10.** As agências nacionais e outras partes interessadas que podem participar programa nacional de radônio

- uma estrutura conceitual básica visando a redução da exposição da população ao radônio e dos riscos associados à saúde;
- meios para a realização de pesquisas nacionais utilizando técnicas de medição de radônio reconhecidas e protocolos para determinar o nível de exposição da população ao radônio;
- meios para estabelecer um nível de referência nacional para o radônio em residências
- consideração do efeito combinado entre tabagismo e radônio. É recomendado que seja estabelecida uma ligação da política do radônio com outros programas de promoção da saúde, como o controle do tabagismo e da qualidade do ar em ambiente interno;
- uma estrutura básica conceitual visando manter as concentrações de radônio as mais baixas possíveis;
- meios para inclusão das autoridades locais e regionais;
- programas para informar ao público e outras partes interessadas sobre o problema do radônio e aumentar a conscientização sobre o radônio;
- meios para treinamento de profissionais da construção sobre os códigos de construção e prevenção de radônio em novas residências, e mitigação em residências existentes; a fim de alcançar resultados precisos para medições de radônio, o treinamento deve ser realizado antes da implementação;
- um programa que se concentre em garantir baixas concentrações de radônio em residências existentes;

- um programa que se concentre nas medidas de prevenção de radônio em novas residências (em construção ou em reforma) (ver Quadro 9).

**Quadro 9:** A importância de se concentrar em medidas de prevenção de radônio em novas residências

Se aplicado corretamente, a instalação de medidas de prevenção de radônio em novas casas é geralmente a forma mais custo-efetiva e eficiente para obter baixas concentrações de radônio em residências e, conseqüentemente, reduzir a concentração média nacional de radônio. Ao longo do tempo, esta abordagem levará a uma maior redução do número total de casos de câncer de pulmão atribuídos à exposição ao radônio, do que a forma alternativa de redução de radônio somente em residências existentes que excedam o nível de referência.

## 6.2 Estudos nacionais de radônio

Um estudo nacional de radônio deve ser conduzido, usando dispositivos e técnicas de medição de radônio reconhecidos, para determinar a distribuição da concentração de radônio que seja representativa da exposição ao radônio para a população do país. Este estudo nacional pode fornecer também informações sobre a distribuição geográfica, porém a pesquisa precisa ser devidamente projetada para responder ambas as finalidades. Na América do Norte e Europa, a medição do gás radônio em ambiente interno é a abordagem mais comumente usada nos estudos (Synnott e Fenton 2005a). A Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP) também preconiza a abordagem pela medição (ICRP 1994). Há dois objetivos principais na concepção de um estudo nacional de radônio:

- estimar a exposição média da população ao radônio presente em ambiente interno e a distribuição dessas exposições. Isso pode ser realizado através de um estudo ponderado pela população através da medição dos níveis de radônio em ambiente interno em domicílios selecionados aleatoriamente;
- identificar áreas do país onde é mais provável encontrar elevados níveis de radônio em ambiente interno. Isto pode ser realizado através de um estudo de base geográfica e geológica.

De preferência, as medições de radônio para ambos estudos devem ser realizadas ao longo do período de um ano em cada domicílio, para minimizar as incertezas na concentração de radônio devido às variações sazonais.

Um estudo ponderado da população é aquele onde domicílios são selecionados para a medição por serem representativos dos domicílios de toda a população. Isto ocorre pela seleção aleatória de domicílios a partir de uma lista completa de todos domicílios residenciais (ex. residências e apartamentos) no país ou em cada região/província/cidade, dependendo do grau de detalhamento solicitado. Este estudo é projetado para determinar a distribuição da exposição ao radônio da população de um país/região/província/cidade, e para estimar a exposição média e a percentagem de domicílios que excedem os níveis de referência. Ao realizar tal estudo, é importante obter assessoria estatística pois muitos vieses podem modificar os resultados. Em particular, deve ser delineado um método de amostragem para obter uma amostra representativa dos domicílios ocupados no país/região/província/cidade. Os resultados de um estudo ponderado pela população podem ser usados para o mapeamento



de radônio, porém áreas com menor densidade populacional terão poucos ou nenhum resultado, dependendo do tamanho da amostra pesquisada e da distribuição da população no território.

Para obtermos dados para um mapeamento de radônio mais uniforme espacialmente, a seleção de domicílios deve ser baseada em critérios geográficos. Um estudo de base geográfica pode conseguir isso, porque os domicílios são selecionados a fim de obter um número mínimo de resultados por área. A área pode ser regular (ex. grade quadrada) ou irregular (ex. uma área dentro de uma fronteira administrativa de uma cidade/província) ou dependente de uma fronteira existente (ex. uma unidade geológica). O número e o tamanho dos quadrados da grade serão determinados pelo orçamento disponível, a acurácia espacial e numérica necessária, e a assessoria estatística obtida durante a fase de planejamento. Em particular, é muito importante que os domicílios selecionados para o estudo sejam representativos de cada área, especialmente em áreas onde estão disponíveis um reduzido número de medições. Um mapa de radônio pode ser produzido por uma simples média da área, ou através de métodos mais sofisticados.

Um estudo ponderado pela população pode ser realizado em paralelo com um estudo de base geográfica, e um bom desenho de estudo pode cumprir os requisitos e objetivos de ambos os tipos de estudo. Por exemplo, se a lista completa (ou uma base de dados eletrônica) de todos os domicílios situados na área de estudo estiverem disponíveis, um estudo de base geográfica pode ser usado para obter uma distribuição da concentração de radônio ponderada pela população. O uso de um mapa de radônio pode ajudar a implementação de uma política nacional de radônio.

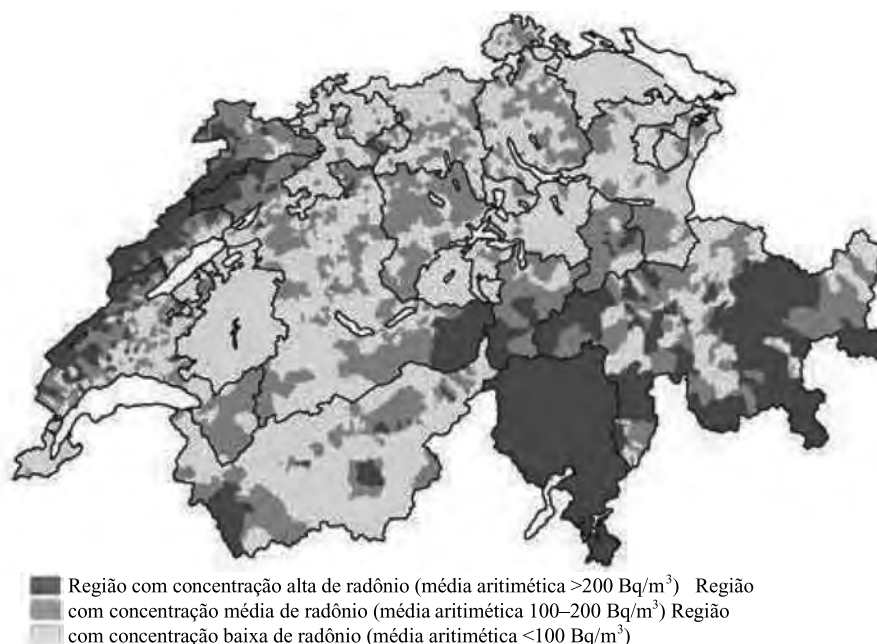
Como a maioria dos estudos de radônio apresentam uma distribuição de dados log normal, muitos países apresentam seus dados resumidos usando a média geométrica e desvio padrão geométrico (Miles 1998). No entanto, para manter a comparabilidade com outros países que não usam a média geométrica e desvio padrão geométrico, é útil apresentar os dados resumidos utilizados tanto para a média geométrica e a média aritmética e suas respectivas medidas de desvio, ou seja, desvio padrão geométrico e desvio padrão.

### **6.2.1 Mapas de Radônio**

Os estudos de medição de radônio de base geográfica estimam a distribuição de radônio em diferentes áreas. Esta informação permite identificar áreas propensas ao radônio e pode ser representada em um mapa potencial de radônio. Se os dados são obtidos através de estudos com desenhos adequados, estes mapas podem ser uma ferramenta útil na implementação de uma política nacional de radônio. O mapa de radônio deve ser usado como uma ferramenta para otimizar a busca de residências com altas concentrações de radônio e para identificar áreas onde devem ser aplicadas medidas preventivas especiais durante uma nova construção. A elaboração de mapas baseados em medições de radônio em ambiente interno que cobrem todo o país foram produzidos em países como o Reino Unido, EUA e Irlanda (Miles et al. 2007, USEPA 1993, Fennell et al. 2002).

Os mapas de radônio podem fornecer informações para identificar áreas de alto risco ou propensas ao radônio e para motivar medições de radônio e mitigação em edifícios existentes e medidas preventivas em novos edifícios. No entanto, os níveis de radônio dentro de uma área não são uniforme e geralmente as concentrações de radônio em ambiente interno irão apresentar uma distribuição log-normal. Os mapas devem ser utilizados principalmente para o direcionamento de recursos para as áreas propensas ao radônio, em vez de indicar áreas onde as medições não são necessárias.

Estão disponíveis revisões abrangentes de pesquisas e mapeamentos de radônio nos EUA e na Europa (USEPA 1993, Dubois 2005). Dados mundiais sobre pesquisas de radônio são publicados pelo Comitê Científico das Nações Unidas sobre os Efeitos da Radiação Atômica (UNSCEAR 2000, 2008). No entanto, esses dados devem ser usados com cautela, já que os valores tendem a não ser representativos das concentrações de radônio nas residências do país em questão. A figura 11 mostra um exemplo de um mapa de radônio.



Fonte: Escritório Federal de Saúde Pública da Suíça (2009)

Figura 11. Mapa de radônio da Suíça

### 6.2.2 Áreas propensas ao radônio

Em áreas propensas ao radônio, a distribuição das concentrações de radônio pode ser bastante ampla e a maioria dos valores baixos, devido ao formato da distribuição log-normal. Por outro lado, são esperadas residências com altas concentrações de radônio, embora com menor probabilidade, em áreas não classificadas como propensas ao radônio. Portanto, além de identificar áreas propensas ao radônio, esforços também devem ser dispendidos para identificar possíveis características em residências que podem estar associadas com altas concentrações de radônio.

Áreas propensas ao radônio podem ser identificadas diretamente por meio de medições no ambiente interno ou indiretamente utilizando a concentração de radônio no solo, desde que exista uma correlação estabelecida com as concentrações de radônio nas residências.

Os Estados Unidos da América desenvolveu seu mapa de radônio baseado em uma combinação de medições em ambiente interno, características geológicas, radioatividade aérea, permeabilidade do solo e tipo de fundação (USEPA 1993). Na Alemanha, o mapa é baseado nas concentrações de radônio nos gases do solo. Na Áustria, a classificação é baseada na concentração média de radônio dentro de uma determinada área (Friedmann 2005).

Uma consideração importante no desenvolvimento de uma política nacional é como usar os resultados da pesquisa nacional de radônio e mapas nacionais de radônio para definir e identificar as áreas propensas ao radônio dentro do país, as quais apresentam maior probabilidade de apresentar níveis elevados de radônio em residências.

Existem várias definições para áreas propensas ao radônio. Os países podem definir uma área propensa ao radônio como aquela onde é estimado que o número de residências com concentrações de radônio superiores ao nível de referência está acima de uma determinada percentagem. Também é possível definir diferentes níveis (por exemplo alto, médio ou baixo) para áreas propensas ao radônio. Essas decisões são complexas e muitos fatores devem ser levados em consideração, como o nível médio de radônio, o nível de referência, as medidas propostas para estas áreas, e a população residente dentro dessas áreas. Idealmente, as áreas propensas ao radônio devem conter uma proporção elevada de residências com altas concentrações de radônio.

Uma vez que as áreas propensas ao radônio sejam identificadas, os países devem destinar recursos para essas áreas, desde que estas áreas incluam uma elevada proporção de residências com concentrações elevadas de radônio. Campanhas de conscientização pública devem ser realizadas para moradores dessas áreas afim de incentivar as medições de radônio. Estas estratégias podem ser dirigidas á organizações e profissionais envolvidos com a saúde pública, como construtoras, arquitetos, autoridades governamentais regionais e locais e a comunidade médica.

### **6.2.3 Técnicas e protocolos de medição de radônio**

Protocolos para medição de radônio bem estruturados, claramente especificados e periodicamente atualizados são um meio importante para assegurar a coerência entre as medições de radônio realizadas dentro de um país.

As entidades nacionais, regionais ou locais devem especificar, por exemplo:

- o tipo de detectores de radônio utilizados;
- os protocolos de medição aplicados;
- o período de medição mínimo recomendado. Para medições no período inferior de um ano, deve ser considerado se as medições foram realizadas durante certas épocas do ano ou se fatores de correção sazonal devem ser aplicados;
- os padrões de qualidade a serem cumpridos pelos laboratórios de medição de radônio;
- como comunicar os resultados aos proprietários ou moradores das residências;
- a orientação aos proprietários ou moradores das residências, particularmente naqueles que as concentrações de radônio foram superiores ao nível de referência.

Programas de controle de qualidade devem ser estabelecidos para garantir um elevado grau de confiança nos resultados da medição de radônio. Para obter mais detalhes sobre este tema, consultar o capítulo 2. Empresas, organizações e indivíduos que realizam medições de radônio devem demonstrar a sua capacidade de realizar medições com precisão, o que pode ser reconhecido através da emissão de certificação ou licenciamento.

### **6.3 Níveis nacionais de referência**

Um nível de referência representa a concentração média máxima anual de radônio aceitável em uma residência. É um componente importante que um programa nacional de radônio seja estabelecido pelos países, a nível nacional. Quando as medições de radônio indicam que este nível foi ultrapassado, é altamente recomendável que sejam tomadas medidas para reduzir a concentração de radônio. Em alguns países como a Suécia, a Suíça e a República Checa, as medidas são obrigatórias (Synnott e Fenton 2005b). A decisão sobre a obrigatoriedade de adotar, ou apenas recomendar, medidas para redução de radônio em residências, ou outros edifícios, caso o nível de referência seja suplantado é de cada país.

Um nível nacional de referência não especifica um limite rígido entre segurança e perigo, mas define um nível de risco do radônio em ambiente interno que um determinado país considera muito elevado, para ser mantido no futuro. No entanto, as medidas de proteção podem também ser apropriadas abaixo deste nível, para garantir que as concentrações de radônio nas residências sejam as mais baixas possíveis. O conceito de nível de referência difere do conceito de nível de ação que foi utilizado na maior parte dos países antes das mais recentes recomendações ICRP 103 (ICRP 2008). Anteriormente, a remediação era recomendada apenas em concentrações de radônio superiores ao nível de ação, o que gerou uma impressão imprecisa de que as concentrações de radônio abaixo deste

nível eram seguras. Uma pesquisa da OMS em 36 países encontrou que quase todos os países definiram níveis de referência entre 200 Bq/m<sup>3</sup> e 400 Bq/m<sup>3</sup> para as residências existentes. Alguns países estabeleceram diferentes níveis de referência para residências novas e existentes, com valores mais baixos para as novas (WHO 2007).

Conforme descrito no primeiro capítulo, o risco de câncer de pulmão aumenta linearmente com exposição a longo prazo ao radônio, sem evidências de um limiar. O aumento é estatisticamente significativo inclusive para as concentrações de radônio abaixo de 200 Bq/m<sup>3</sup>. As estimativas do risco nos estudos epidemiológicos com mineiros e estudos “caso-controle” sobre o radônio residencial são muito coerentes. Enquanto os estudos com mineiros fornecem uma base forte para avaliar os riscos de exposição ao radônio e para investigar os efeitos dos modificadores da relação dose-resposta, os recentes resultados dos estudos de análise combinada para radônio residencial oferecem agora um método direto para estimar os riscos para as pessoas expostas ao radônio em ambiente interno, sem a necessidade de extrapolação a partir de estudos com mineiros (UNSCEAR 2008).

É recomendado definir um nível de referência nacional o mais baixo, quanto razoavelmente possível. Tendo em conta os últimos dados científicos sobre os efeitos na saúde do radônio em ambiente interno, um nível de referência de 100 Bq/m<sup>3</sup> é justificado a partir de uma perspectiva de saúde pública, porque permite uma redução efetiva dos riscos para a saúde da população associados a radônio. No entanto, se este nível não pode ser implementado nas condições específicas de um país, o nível de referência escolhido não deve exceder 300 Bq/m<sup>3</sup> o que representa aproximadamente 10 mSv por ano de acordo com recentes cálculos do ICRP.

A decisão de estabelecer um nível de referência nacional deve considerar o processo de otimização, tendo em conta as circunstâncias econômicas e sociais prevaletes (ICRP 2008). Além disso, devem ser considerados vários fatores nacionais como a distribuição de radônio, o número de residências existentes com elevadas concentrações de radônio, a média aritmética do nível de radônio presente em ambiente interno e a prevalência do tabagismo. Para a maioria das novas residências onde foram realizadas medidas de mitigação é possível alcançar mais facilmente menores concentrações de radônio em ambiente interno e com custos mais baixos, do que em residências existentes. Portanto, as concentrações de radônio nessas novas residências devem estar claramente abaixo do nível de referência nacional.

Nos países que existem programas nacionais de radônio e níveis de referência bem estabelecidos dentro da faixa de 100-300 Bq/m<sup>3</sup>, as taxas de aceitação para a medição de radônio e de remediação devem ser melhoradas, por uma melhor orientação e maior apoio aos proprietários e moradores. Por exemplo, no caso do Reino Unido se estima que, sem alterar o nível de referência nacional, a duplicação das taxas de aceitação e de remediação multiplicaria por 5 o número de mortes anuais por câncer de pulmão potencialmente evitados, enquanto a diminuição do nível nacional de referência de 200 para 100 Bq/m<sup>3</sup>, com semelhantes taxas de aceitação e de remediação, só multiplicaria por 2 o número de mortes por câncer de pulmão potencialmente evitadas (Gray et al. 2009).

Níveis de referência nacionais são apenas uma das ferramentas para reduzir os encargos para a saúde devido ao radônio, uma vez que apenas normalmente apenas uma pequena parcela da população está exposta a altas concentrações de radônio em ambiente interno. A redução da concentração média de radônio para a população em geral, aplicando regulamentos e códigos de construção adequados, é o enfoque central que um programa de radônio nacional deve estabelecer para apoiar.

## 6.4 Regulamentos e códigos de construção

A implementação de regulamentos e/ou códigos que exigem a instalação de medidas de prevenção de radônio em todas as residências em construção é aceito como um método custo-efetivo para

proteger a população (Capítulo 3 e 4). Se implementadas corretamente, essas medidas irão reduzir, ao longo do tempo, a média nacional de radônio e diminuir o número de novas residências com concentrações de radônio acima do nível de referência.

As autoridades nacionais, regionais e locais devem considerar a aprovação de regulamentos e códigos de construção que exigem medidas de proteção do radônio em todos os edifícios novos em construção. Requisitos mais rigorosos podem ser necessários em áreas propensas ao radônio.

A formação de profissionais para mitigação de radônio é necessária para ajudar a garantir que as medidas recomendadas de prevenção e remediação de radônio sejam corretamente projetadas e instaladas em novas moradias e nas já existentes. Relevantes programas de formação precisam ser desenvolvidos. Idealmente, esses programas devem ser coordenados com o programa nacional de radônio, para que os moradores ou proprietários que estejam sujeitos a concentrações de radônio acima do nível de referência possam ter acesso a uma infraestrutura de prevenção e mitigação e sejam capazes de tomar medidas rápidas para reduzir as concentrações.

É importante assegurar o cumprimento desses regulamentos e códigos de construção. Por exemplo, sistemas de mitigação de radônio podem não ser projetados e instalados corretamente. Nessas situações, os proprietários de novas residências novas podem pensar equivocadamente que estão protegidos contra o radônio porque eles estão vivendo em uma casa nova.

O público pode desconhecer as medidas de prevenção de radônio instaladas em suas novas residências. Por exemplo, podem não saber que é necessário um sistema de prevenção de radônio. Por isso que os componentes de um sistema de prevenção de radônio devem ser devidamente identificados. Além disso, é importante informar o público sobre os benefícios da prevenção de radônio, o que ajudará a colocar pressão sobre os construtores para assegurar que as medidas de proteção de radônio tenham sido instaladas corretamente.

Regulamentos e códigos de construção não podem garantir por si só que os níveis de radônio em novas residências estão abaixo do nível de referência. Portanto, o público deve estar ciente de que a única maneira de saber se sua casa é segura contra o radônio é com a realização de medições.

## **6.5 Identificação e remediação de residências com alta concentrações de radônio**

As concentrações de radônio em residências dependem de muitos fatores como o tipo de casa, desenho e construção, características geológicas locais, permeabilidade do solo, etc., e podem variar significativamente inclusive entre residências vizinhas. As concentrações de radônio em uma casa individual só pode ser determinada através de uma medição. Normalmente, duas abordagens são utilizadas para identificar residências com elevados níveis de radônio:

- campanhas de medições realizadas por parte das autoridades locais, regionais ou nacionais, onde todas as casas em uma determinada área (por exemplo, uma área propensa ao radônio) são medidas.
- motivação dos moradores através de programas de conscientização pública para medir o radônio em suas residências. Alguns países também fornecem ajuda financeira para cobrir totalmente ou parcialmente o custo da medição.

A medição de radônio em uma casa deve ser seguida por uma avaliação que inclui as ações recomendadas para reduzir os riscos relacionados com o radônio. Para residências com concentrações de radônio acima do nível de referência, medidas de remediação são sempre recomendadas. Informações claras sobre técnicas eficazes de redução de radônio devem ser fornecidas aos moradores. Além disso, os ocupantes da casa devem ser informados sobre os efeitos do radônio na saúde, bem como o efeito combinado entre radônio e tabagismo. Informações sobre o radônio e o fumo podem ser utilizadas



para apoiar medidas de controle do tabagismo pelas autoridades de saúde pública, incluindo a OMS (IARC 2004, OMS 2008).

Normalmente, a responsabilidade de redução das concentrações de radônio em uma casa corresponde ao morador. No entanto, em alguns países como a Suécia, Suíça e República Checa, é obrigatório reduzir os níveis de radônio quando se encontram acima de 200 Bq/m<sup>3</sup>, 1000 Bq/m<sup>3</sup> e 4000 Bq/m<sup>3</sup>, respectivamente (Synnott e Fenton 2005b). Na maioria dos países, os custos das medidas de remediação devem ser pagos pelo morador ou proprietário da casa. Embora estes custos sejam geralmente pequenos, em comparação com outras despesas domésticas, às vezes pode retrair a ação dos moradores. Os países podem considerar o reembolso parcial ou total dos custos para moradores ou proprietários, principalmente se seus meios econômicos são limitados ou as concentrações de radônio são muito elevadas. Devem ser realizadas medições de acompanhamento para avaliar a eficácia das medidas de remediação. Se um país tenha implementado um programa de reembolso, os custos para medições de acompanhamento devem ser incluídos nos acordos de apoio financeiro.

A ajuda financeira ou incentivos fiscais aos moradores ou proprietários que realizam reformas em suas residências poderiam incentivá-los a inclusão de medidas de mitigação do radônio.

O morador ou proprietário do imóvel também precisa de informações sobre quem pode ser encarregado dos trabalhos de redução de radônio. Portanto, as autoridades regionais ou locais devem produzir e manter uma lista de profissionais de mitigação de radônio reconhecidos, acessível para os moradores ou proprietários. A formação dos profissionais de mitigação de radônio é necessária para ajudar a garantir que as medidas de remediação recomendadas sejam corretamente projetadas e instaladas. Portanto, todos os programas nacionais de radônio devem incluir programas de formação adequados.

Idealmente, para medir a efetividade de um programa nacional de radônio, os países devem estabelecer um banco de dados nacional para coletar informações sobre medições de radônio e outros aspectos relevantes para o programa nacional de radônio. Sempre que possível, as informações recolhidas devem incluir parâmetros como nível de radônio antes e depois da remediação, características de construção, tipo de medidas de remediação, custos de instalação, custos anuais e os custos de manutenção, e outros benefícios ou desvantagens para a construção (por exemplo, redução da umidade, rachaduras) .

A exigência de medições de radônio no momento da venda de residências pode ser benéfica, não só em termos do aumento no número de medições nas residências, mas também para garantir que as residências que excedam os níveis de referência sejam identificadas e remediadas. Exemplos de países que existem essa obrigação são apresentados no Quadro 10. Especialmente se a taxa de compra e venda é elevada, os países devem considerar a recomendação ou a exigência de medições e da remediação do radônio no momento da venda.

Pode ser necessário estabelecer protocolos de medição específicos para esses casos, uma vez que existe uma pressão para a venda da casa o mais rápido possível. Nesses casos, o comprador pode querer que as medições sejam realizadas durante um período mais curto do que o habitual. Isso pode ser aceitável, desde que haja uma boa correlação entre as medições de curto e longo prazo e se leve em conta a maior incerteza associada nas medições de curto prazo (USEPA 1992).

**Quadro 10:** Exemplos de países que impõem medições de radônio como parte de transações de imóveis

Na Noruega, Suíça, Reino Unido e EUA as medições de radônio são consideradas como parte da transação de compra e venda de casas (WHO 2007).



## REFERÊNCIAS

- Dubois G (2005). An overview of radon surveys in Europe. European Commission report (EUR 21892 EN), (<http://radonmapping.jrc.it>).
- Fennell SG et al. (2002). Radon in Dwellings. Radiological Protection Institute of Ireland The Irish National Radon Survey (Report RPII-02/1).
- Friedmann H (2005). Final results of the Austrian radon Project. *Health Phys*, 89(4):339-348.
- Gray A et al. (2009). Lung cancer deaths from indoor radon and the cost effectiveness and potential of policies to reduce them. *BMJ*, 338: a3110.
- International Agency for Research on Cancer (2004). Tobacco Smoke and Involuntary Smoking. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Vol. 83, IARC, Lyon.
- International Commission on Radiological Protection (1994). Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. Oxford: Pergamon Press.
- International Commission on Radiological Protection (2008). Recommendations of the ICRP. ICRP Publication 103. Elsevier.
- Miles JC (1998) Mapping radon prone areas by log-normal modeling of house data. *Health Phys*, 74(3):370-378.
- Miles JC et al. (2007). Indicative Atlas of Radon in England and Wales. Health Protection Agency. HPA-RPD-033.
- Synnott H, Fenton D (2005a). An evaluation of radon mapping techniques in Europe. European Radon Research and Industry Collaborative Concerted Action (ERRICCA 2), European Commission Contract (FIRI-CT-2001-20142), ([www.rpii.ie/reports](http://www.rpii.ie/reports)).
- Synnott H, Fenton D (2005b). An evaluation of radon Reference Levels and radon measurement techniques and protocols in European countries. European Radon Research and Industry Collaborative Concerted Action (ERRICCA2), European Commission Contract (FIRI-CT-2001-20142), ([www.rpii.ie/reports](http://www.rpii.ie/reports)).
- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (2000). Sources and Effects of Ionising Radiation. UNSCEAR Report to the General Assembly. United Nations, New York.
- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (2008). Effects of Ionising Radiation. UNSCEAR 2006 Report to the General Assembly. United Nations, New York.
- United States Environmental Protection Agency (1992). Technical Support Document for the 1992 Citizen's Guide to Radon, USEPA Publication 400-R-011, Washington, D.C.
- United States Environmental Protection Agency (1993). Map of Radon Zones. USEPA Publication 402-F-93-013, Washington, D.C.
- World Health Organization (2007). International Radon Project Survey on Radon Guidelines, Programmes and Activities. WHO, Geneva.
- World Health Organization (2008). WHO Report on the Global Tobacco Epidemic - The MPOWER package. WHO, Geneva.





O manual da OMS sobre radônio em ambientes internos é um produto-chave do Projeto Internacional de Radônio da OMS, que foi lançado em 2005. O manual se concentra na exposição ao radônio residencial a partir do ponto de vista da saúde pública e fornece recomendações detalhadas sobre a redução dos riscos decorrentes do radônio para a saúde, bem como opções políticas para prevenção e mitigação da exposição ao radônio.

O material contido nesse manual reflete evidências epidemiológicas que demonstram que a exposição ao radônio em ambiente interno é responsável por um número substancial de casos de câncer de pulmão na população em geral.

Esse material é organizado em seis capítulos, cada um introduzido por pontos-chave. Normalmente, os termos técnicos são definidos na primeira vez que são usados, e o manual inclui um glossário. São fornecidas informações sobre os dispositivos de medição das concentrações de radônio e sobre os procedimentos para conseguir medições confiáveis. Também são discutidas opções para controlar o radônio em novas residências, redução de radônio em residências existentes e a avaliação dos custos e benefícios das diferentes medidas de prevenção e mitigação do radônio. O manual também aborda as estratégias de comunicação de risco para o radônio e os aspectos organizacionais dos programas nacionais de radônio.

Esta publicação destina-se a países que pretendem desenvolver programas nacionais de radônio ou ampliar suas atividades, assim como partes interessadas envolvidas no controle de radônio, como a indústria da construção civil e profissionais da construção.

O objetivo geral desse manual é fornecer uma visão geral atualizada dos principais aspectos do radônio relacionados com a saúde. Ele não pretende substituir as normas existentes de radioproteção, em vez disso, enfatiza questões relevantes para o planejamento, implementação e avaliação dos programas nacionais de radônio.



O manual da OMS sobre radônio em ambientes internos é um produto-chave do Projeto Internacional de Radônio da OMS, que foi lançado em 2005. O manual se concentra na exposição ao radônio residencial a partir do ponto de vista da saúde pública e fornece recomendações detalhadas sobre a redução dos riscos decorrentes do radônio para a saúde, bem como opções políticas para prevenção e mitigação da exposição ao radônio.

O material contido nesse manual reflete evidências epidemiológicas que demonstram que a exposição ao radônio em ambiente interno é responsável por um número substancial de casos de câncer de pulmão na população em geral.

Esse material é organizado em seis capítulos, cada um introduzido por pontos-chave. Normalmente, os termos técnicos são definidos na primeira vez que são usados, e o manual inclui um glossário. São fornecidas informações sobre os dispositivos de medição das concentrações de radônio e sobre os procedimentos para conseguir medições confiáveis. Também são discutidas opções para controlar o radônio em novas residências, redução de radônio em residências existentes e a avaliação dos custos e benefícios das diferentes medidas de prevenção e mitigação do radônio. O manual também aborda as estratégias de comunicação de risco para o radônio e os aspectos organizacionais dos programas nacionais de radônio.

Esta publicação destina-se a países que pretendem desenvolver programas nacionais de radônio ou ampliar suas atividades, assim como partes interessadas envolvidas no controle de radônio, como a indústria da construção civil e profissionais da construção.

O objetivo geral desse manual é fornecer uma visão geral atualizada dos principais aspectos do radônio relacionados com a saúde. Ele não pretende substituir as normas existentes de radioproteção, em vez disso, enfatiza questões relevantes para o planejamento, implementação e avaliação dos programas nacionais de radônio.

