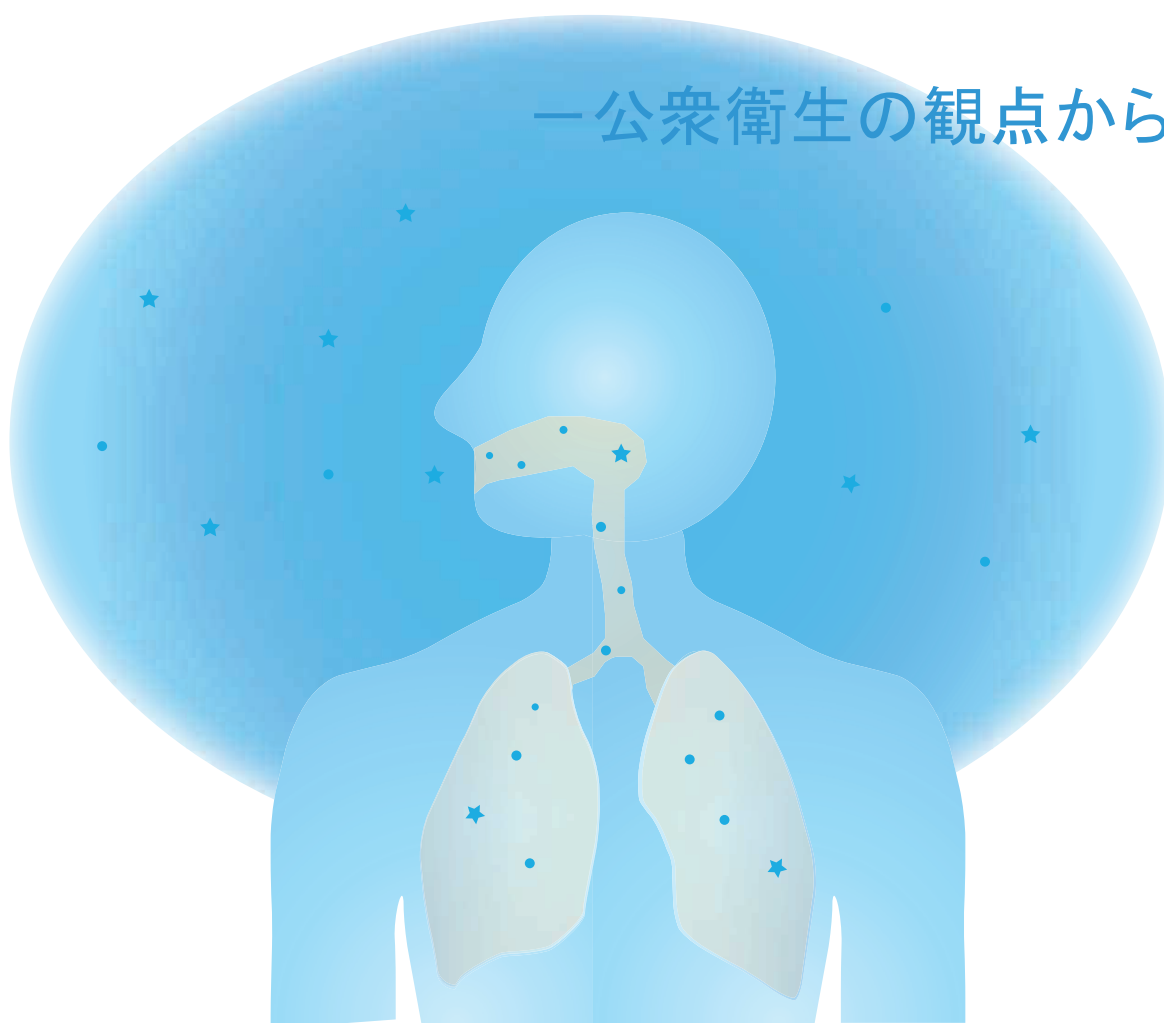


WHO 屋内ラドン ハンドブック

—公衆衛生の観点から—



独立行政法人 放射線医学総合研究所 監訳

WHO 屋内ラドン ハンドブック

公衆衛生の観点から

独立行政法人 放射線医学総合研究所

この書籍は、「WHO handbook on indoor radon: a public health perspective」というタイトルで
2009年に世界保健機関によって刊行された。

©World Health Organization 2009

世界保健機関は、独立行政法人放射線医学総合研究所に対して、日本語版の翻訳出版権を付与した。
独立行政法人放射線医学総合研究所は、日本語版の品質及び忠実性について単独で責任を負う。
英語版と日本語版との間に矛盾がある場合は、原著の英語版を拘束力のある正本とする。

WHO屋内ラドンハンドブッケー公衆衛生の観点からー

© 独立行政法人放射線医学総合研究所（2015年）

原版著者／編集者

Hajo Zeeb and Ferid Shannoun, World Health Organization

日本語版翻訳者／編集者

米原英典¹、神田玲子¹、石黒千絵¹

鈴木 元²、樺田 尚樹³

1. 独立行政法人 放射線医学総合研究所 2. 国際医療福祉大学クリニック 3. 国立保健医療科学院

ISBN 978-4-938987-94-7

目 次

謝辞	iii
協力者 / 参加者	iv
序文	vii
要旨	viii
略語集	x
用語集	xi
諸言	xiii
1. ラドンの健康影響	1
1. 1 ラドンに被ばくした採鉱夫の肺がんリスク	2
1. 2 一般集団の屋内ラドンによる肺がんリスク	5
1. 3 ラドンと肺がん以外の疾患	11
1. 4 屋内ラドンが原因となる肺がん負荷	12
2. ラドン測定	19
2. 1 測定装置	21
2. 2 測定プロトコル	25
2. 3 ラドン測定の品質保証	27
3. ラドン予防と低減	39
3. 1 ラドン予防と低減対策の組織	39
3. 2 新築建造物におけるラドン予防方策	42
3. 3 既存の建物のラドン低減方策	47
4. ラドン管理の費用対効果	55
4. 1 費用対効果分析の枠組み	55
4. 2 これまでのラドンの予防と低減のための経済的評価	60
4. 3 費用対効果分析例	61
5. ラドンリスクコミュニケーション	71
5. 1 原則、方策および情報伝達経路	71
5. 2 リスクコミュニケーションのためのラドンリスク問題の枠組み	73
5. 3 ラドンリスクコミュニケーションにおけるコアメッセージ	75
5. 4 コミュニケーションキャンペーン	76
6. 国のラドンプログラム	81
6. 1 国のラドンプログラムの組織	82
6. 2 ラドン全国調査	84
6. 3 国の参考レベル	87
6. 4 建築規則と建築基準	88
6. 5 高ラドン濃度住宅の識別と改善	89

利益相反宣言

国際ラドンプロジェクトの会議に参加した全ての者は、その作業において実際のまたは潜在的な利益相反に気づいた場合、WHOへの報告を要請され、利益相反の誓約書に署名を求められた。本書の作成に貢献したいかなる参加者においても利益相反は存在しない。

謝 辞

このハンドブックはWHO国際ラドンプロジェクトの枠組みの中で公衆衛生・環境局によって作成された。それは本書の作成のための数回にわたるコンサルテーションミーティングに参加した100名以上の科学者およびラドンの専門家の貢献が基となっている。すべての参加者および協力者に謝意を表したい。

ハンドブックは主に6章で構成され、WHO国際ラドンプロジェクトの各作業部会によってそれぞれのドラフトが作成され、さらに編集グループが制作とレビューを担当した。WHOは特にこのグループに対し、その支援と尽力に感謝の意を表す。

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

WHOはまた、オブザーバーとして国際原子力機関（IAEA）、原子放射線の影響に関する国連科学委員会（UNSCEAR）、国際放射線防護委員会（ICRP）、欧州委員会の代表の参加に謝意を表す。WHOはDerek Christie、Kelli DonnellyおよびFlorence Samkange-Zeebに対し、彼らの原稿のレビューおよび編集における貴重な貢献に感謝する。

WHOは、WHO国際ラドンプロジェクトの主な資金提供において米国環境保護庁（米国）、保健省（英国）並びに環境・遺産・地方自治省（アイルランド）に深く感謝する。本ハンドブックの印刷費用を引き受けてくれた連邦公衆衛生総局（スイス）並びに、ミュンヘン、ボン、およびマインツにおける会合開催を支援してくれた放射線防護局（ドイツ）にも大変感謝している。

協力者 / 参加者

Dr Suminory Akiba¹
Kagoshima University
Japan

Professor William J. Angell^{3C, E}
University of Minnesota
USA

Dr Hannu Arvela^{2, 3}
Radiation and Nuclear Safety Authority
Finland

Dr Anssi Auvinen¹
Tampere School of Public Health
Finland

Dr Michael Bailey^{2, 6}
Health Protection Agency
United Kingdom

Dr Juan Miguel Barros Dios¹
University of Santiago de Compostela
Spain

Dr Helene Baysson¹
Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire
France

Dr Thomas Beck²
Federal Office for Radiation Protection
Germany

Dr Francesco Bochicchio^{1, 2, 5, 6V, E}
Italian National Institute of Health
Italy

Dr Kevin Brand^{1, 4}
Health Canada
Canada

Dr Analia C. Canoba²
Autoridad Regulatoria Nuclear
Argentina

Dr Olivier Catelinois
Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire
France

Dr Douglas B. Chambers^{1, 0}
SENS Consultants Lim.
Canada

Dr David S. Chase^{2, 3}
New Hampshire Department of Environment
USA

Dr Ian Chell^{2, 3}
Department of Health
United Kingdom

Dr Jing Chen^{1, 2}
Health Canada
Canada

Dr Bernard Collignan^{3, 0}
Scientific and Technical Center for Buildings
France

Dr Susan Conrath^{6, E}
U.S. Environmental Protection Agency
USA

Dr Constantin Cosma²
University Babes-Bolyai
Romania

Professor Sarah C. Darby^{1C, E}
University of Oxford
United Kingdom

Dr Gregoire Dubois⁰
JRC - European Commission
Italy

Dr Eckhard Ettenhuber⁶
Federal Office for Radiation Protection
Germany

Dr David Fenton^{5, 6C, E}
Radiological Protection Institute of Ireland
Ireland

Professor R. William Field^{1, 2C, 3, 6, E}
University of Iowa
USA

Dr Klaus Gehrcke⁶
Federal Office for Radiation Protection
Germany

Professor Alastair Gray^{4C, E}
University of Oxford
United Kingdom

Dr Bernd Grosche
Federal Office for Radiation Protection
Germany

Martha Gruson²
Federal Office of Public Health
Switzerland

¹ 健康影響作業部会

² 測定作業部会

³ 予防と低減作業部会

⁴ 費用対効果作業部会

⁵ コミュニケーション作業部会

⁶ 国際プログラム作業部会

^C 作業部会議長

^E 編集部

^O オブザーバー

^P プロジェクト調整役

^V 作業部会副議長

* ヨハネス・グーテンベルク大学マインツにて2006年10月より

Dr Matti Hakama
Finnish Cancer Registry
Finland

Dr Manfred Helming
Federal Ministry for the Environment
Germany

Dr Dave Hill¹
University of Oxford
United Kingdom

Sándor Horváth³
Federal Office of Public Health
Switzerland

Dr Philip Jalbert
U.S. Environmental Protection Agency
USA

Dr Jerzy Jankowski^{2, 3}
Nofer Institute of Occupational Medicine
Poland

Dr Philip H. Jenkins^{2V, 3}
Bowser-Morner, Inc.
USA

Dr Barnes Johnson
U.S. Environmental Protection Agency
USA

Dr Thomas Jung^E
Federal Office for Radiation Protection
Germany

Dr Gerald Kendall
Health Protection Agency
United Kingdom

Professor Antoine Kies
University of Luxembourg
Luxembourg

Dr Yoon-Shin Kim
Hanyang University
Republic of Korea

Dr Gerald Kirchner
Federal Office for Radiation Protection
Germany

Dr Virginia Koukoulidou³
Greek Atomic Energy Commission
Greece

Dr Tibor Kovacs³
University of Pannonia
Hungary

Professor Lothar Kreienbrock¹
University of Hannover
Germany

Dr Michaela Kreuzer^{1, E}
Federal Office for Radiation Protection
Germany

Dr Maria Pavia¹
University of Catanzaro
Italy

Dr Daniel Krewski^{1, 4}
University of Ottawa
Canada

Dr Hans-Henning Landfermann⁵
Federal Ministry for the Environment
Germany

Professor James P Mc Laughlin^{5C, 6, E}
University College Dublin
Ireland

Dr Marielle Lecomte^{2, 3}
Department of Radiation Protection
Luxembourg

Dr Vladimir Lezhnin
Institute of Industrial Ecology
Russian Federation

Dr Ilona Mäkeläinen⁴
Radiation and Nuclear Safety Authority
Finland

Dr Ches Mason^{6, 0}
International Atomic Energy Agency
Austria

Dr Paul McGale¹
University of Oxford
United Kingdom

Dr Susanne Menzler¹
University of Hannover
Germany

Dr Winfried Meyer³
Federal Office for Radiation Protection
Germany

Dr Jon Miles^{3, 6}
Health Protection Agency
United Kingdom

Dr Kristy Miller^{5, E}
U.S. Environmental Protection Agency
USA

Dr Lars Mjones⁶
Swedish Radiation Protection Authority
Sweden

Dr Christophe Murith⁶
Federal Office of Public Health
Switzerland

Dr Alison Offer¹
University of Oxford
United Kingdom

Professor Herwig Paretzke¹
Helmholtz Zentrum München
Germany

Dr Laima Pilkyte²
Radiation Protection Centre
Lithuania

Dr Georges Piller⁶
Federal Office of Public Health
Switzerland

Dr André Poffin⁵
Federal Agency for Nuclear Control
Belgium

Dr Dobromir Pressyanov^{2, 3}
University of Sofia
Bulgaria

Dr Lidia Purghe²
National Inst. for Physics and Nuclear Engineering
Romania

Dr Luis Santiago Quindós Poncela^{2, 3, 5}
University of Cantabria
Spain

Dr Alberto Ruano Ravina¹
University of Santiago de Compostela
Spain

Dr Simon Read¹
University of Oxford
United Kingdom

Dr Wolfgang Ringer^{2, 3, 6}
Austrian Agency for Health and Food Safety
Austria

Georges-André Roserens³
Federal Office of Public Health
Switzerland

Chris Scivyer²
Building Research Establishment
United Kingdom

Professor Bing Shang^{1, 2, 3}
National Institute for Radiological Protection
China

Dr Margaret Smith¹
University of Oxford
United Kingdom

Dr Ann-Louis Söderman^{5, 6}
Swedish Radiation Protection Authority
Sweden

Professor Daniel Steck^{2V}
St. John's University
USA

Professor Terje Strand^{2, 3, 4V, 5, E}
Norwegian Radiation Protection Authority
Norway

Dr Quanfu Sun^{4, 5}
National Institute for Radiological Protection
China

Dr Pavel Szerbin⁵
Institute for Radiobiology and Radiohygiene
Hungary

Dr Josef Thomas
National Radiation Protection Institute
Czech Republic

Dr Margot Tirmarche^{1, O}
Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire
France

Dr Shinji Tokonami^{2, 3}
National Institute of Radiological Sciences
Japan

Dr Ladislav Tomasek^{1, 4}
National Radiation Protection Institute
Czech Republic

Dr Jochen Tschiersch^{2V}
Helmholtz Zentrum München
Germany

Dr Lene Veiga¹
Radiation Protection and Dosimetry Institute
Brazil

Dr Hilary Walker⁵
Health Protection Agency
United Kingdom

Dr Zuoyuan Wang
National Institute of Radiation Protection
China

Dr Wolfgang Weiss^O
Federal Office for Radiation Protection
Germany

Professor H.-Erich Wichmann¹
Helmholtz Zentrum München
Germany

Dr Peter Wiedemann
Research Center Juelich
Germany

Dr Yuji Yamada²
National Institute of Radiological Sciences
Japan

Dr Hidenori Yonehara^{4, 6}
National Institute of Radiological Sciences
Japan

Dr Mikhail Zhukovsky^{1, 2}
Institute of Industrial Ecology
Russian Federation

Dr Jan M. Zielinski^{1V, E}
Health Canada
Canada

Dr Zora S. Zunic⁵
Institute of Nuclear Sciences
Serbia

世界保健機関

Dr Zhanat Carr^{5, P}

Dr Emilie van Deventer

Dr Annette Prüss-Üstün

Dr Michael Repacholi

Dr Ferid Shannoun^{P, E}

Dr Hajo Zeeb^{1, 6, P, E, *}

序 文

ラドンは一般公衆における肺がんの喫煙に次ぐ2番目の原因である。疫学研究は、一般に住宅用建物でみられる比較的低いレベルのラドンでさえ、屋内ラドン被ばくと肺がんとの関連について、説得力のある証拠を提供してきた。しかしながら今までのところ、この情報に基づいたラドン被ばくに関連する肺がん件数の低減のための努力が、成功に結びついた国はほとんどない。

世界保健機関（以下WHO）は、1979年に屋内空気質に関する作業部会を通じて住居のラドン被ばくの健康影響に初めて注意を向けた。さらにラドンは、WHOの専門がん研究機関であるIARCにより、1988年にヒト発がん性物質として分類された。1993年にEilat（イスラエル）で組織された、欧州および北米およびアジアからの科学者および専門家を含む屋内ラドンのWHO国際作業部会が、ラドンの被ばく管理や健康リスクに関するコミュニケーションにおけるアドバイスの統一された取り組みへの第一歩であった。

2005年にWHOは、ラドンの健康への影響を低減するための有効な方策を特定するため、またラドンの長期被ばくの因果関係について公衆の関心や政治的な認識を高めるために国際ラドンプロジェクトを設立した。30を超える国の参加者および協力者が、屋内ラドンに関する幅広い問題の世界規模での理解に向けて共に働いた。

WHO国際ラドンプロジェクトの重要な成果がこのハンドブックであり、住居のラドン被ばくに焦点をあて、公衆衛生の観点からその影響の重要性が強調されている。また、ラドンの健康リスクの低減に関する詳細な勧告とラドンの予防と軽減のための、しっかりとした政策の選択肢を含んでいる。本ハンドブックは、建設業界や建築専門家のようなラドン管理に関わるステークホルダーと同様に、ラドンに関する国家プログラムの策定やその活動を広げることを計画している国々を対象としたものである。

WHOは、ここで表明しているように、なるべくならば屋内空気質やタバコ規制プログラムと密接に連携して、包括的ラドンプログラムを策定することを推奨する。このハンドブックはラドンプログラムのようないくつかの国々の長期にわたる経験を反映している。WHOは、ラドンに係る健康負担の低減のように、困難ではあるがやりがいのある目標を達成するために、各国との協力を継続・強化していくことを期待している。

Dr Maria Neira, Director
Department of Public Health and Environment
WHO, Geneva

要 旨

ラドンは岩石や土壌から散逸する放射性的な気体で、地下の鉱山や家屋のような閉ざされた空間に濃縮される傾向がある。土壌ガスの侵入は住居のラドンの最も重要な線源として認識されている。建材や井戸からくみ出す水を含む他の線源は、ほとんどの場合それほど重要ではない。ラドンは一般公衆の集団が受ける電離放射線量の主要な原因である。

欧州、北米やアジアにおける屋内ラドンと肺がんに関する最近の研究により、ラドンが一般公衆の集団におけるかなりの人数の肺がんの原因となっているという確固とした証拠が提出された。現在推定されるラドンによる肺がんの割合は、3 – 14%の範囲であり、調査対象の国の平均ラドン濃度や算出方法によって左右される。これらの研究の分析結果は、ラドン被ばくの増加に比例して肺がんのリスクが増加することを示している。多数の人々が低濃度か中程度の濃度のラドンに被ばくしているため、ラドンに関連する肺がんの多くは、高い濃度によるよりは、むしろこれらのレベルの被ばくによって生じている。ラドンは喫煙に次いで2番目の肺がんの原因である。ラドンが引き起こす肺がんのほとんどの症例は、喫煙とラドンの強い複合効果によって喫煙者に生じる。

ラドンの測定は比較的簡単で、住宅のラドン濃度を評価するのに欠かせない。測定は正確で一貫した計測を確保するために、標準化されたプロトコルに基づく必要がある。屋内ラドン濃度は建物の構造や換気の習慣によって変化する。これらの濃度は季節により大きく変動するだけでなく日ごとあるいは時間ごとでも変動する。これらの変動のために屋内空気中のラドン濃度の年間平均の推定には、少なくとも3ヶ月、望ましくはそれ以上の期間を平均した信頼性のある測定値が要求される。短期間の測定は単に実際のラドン濃度を大まかに示すだけである。測定の質を確かなものにするためにはラドン測定器のための品質保証が大いに推奨される。

ラドンの取り組みは、新しい建物の建設（予防）と、既存の建物（低減または改善）の両方がともに重要である。主要なラドン予防と低減方策は、ラドンの侵入経路を塞ぐことと、異なる土壌の減圧技術を通して屋内の居住スペースと屋外の土壌との間の空気圧の差を逆転させることに焦点が置かれている。多くの場合、方策を組み合わせることがラドン濃度の最も大幅な低減をもたらす。

ラドンの予防と被ばく低減の介入を行うかどうかの選択は、費用対効果の分析に基づく場合がある。この方法において、正味の健康管理のコストは、様々な対策や政策についての正味の健康上の便益との関係において設定され、これらの対策がどのくらい優先されるかを示す指標を提供する。

抽出された分析結果は、既存の住居の5%以上が、 200 Bq/m^3 を超えるラドン濃度である地域では、全ての新しい建物の予防対策が、費用対効果が高いことを示している。新しい住宅の予防は、既存の住宅のラドン濃度を軽減するコストより費用対効果が高くなる傾向がある。ある低リスクの地域では、すでに低減対策をしなければならない住宅の数に比べ、より多くの数の住宅を測定しなければならないために、測定費用が、（既存の住居を）低減するためのコストより高くなる場合もある。たとえ分析によって改善プログラムが全国ベースでは費用対効果が高くないことを示したとしても、高濃度での屋内ラドンは個人にかなりの肺がんリスクをもたらすため、低減が求められる。

一般公衆は屋内ラドンに関連するリスクに気づいていないことが多いので、特別なリスクコミュニケーションが勧められる。ラドンリスクコミュニケーションは、異なる相手に情報を与えることと、屋内ラドンの低減に関する適切な対策を勧めることに焦点をあてる必要がある。また、一連のコアメッセージを作成するためには、技術やコミュニケーションの専門家を含めた協調的な努力が求められる。ラドンリスクのメッセージは可能な限りシンプルにし、定量的なリスク情報を、公衆に対して明確に理解できる用語で表現しなければならない。例えば、ラドンによる肺がんリスクを他のがんのリスク、または日常生活によく見られるリスクと比較することは有用である。

ラドンリスクを低減させるための公衆衛生プログラムは、理想的には国のレベルで策定されるべきである。そうした国のラドンプログラムは、高いラドン濃度で生活する人々の個人リスクを低減するとともに、全国の平均的なラドン濃度による国民全体のリスクも低減させるように設計されるであろう。

国のラドン政策は、住民のラドン被ばくによるリスクが最も高い地質学的な地域を特定することと、関係する健康リスクに関して住民の意識を高めることに焦点をおくべきである。成功した国のプログラムの重要な要素は、他の健康増進プログラム（例えば、屋内空気質、タバコ規制）との協力と、ラドン予防と低減の実施に関わる建築専門家や他のステークホルダーの訓練が含まれる。建設中の住宅のラドン予防対策の導入を要件とする適切な建築基準法を制定するべきであり、住宅の売り買いの期間のラドン測定は、高いラドン濃度の住宅の同定に役に立つ。

ラドンに関する国の参考レベルは、容認されている最も高い住居ラドン濃度を表しており、国のプログラムの重要な要素である。このレベルを超えたラドン濃度の住宅について、改善対策が推奨あるいは要求される場合がある。参考レベルを設定するときは、例えばラドンの分布、高いラドン濃度の既存の住宅の数、屋内ラドンレベルの算術平均値や喫煙率のような様々な国の要因を考慮すべきである。最新の科学的データを考慮し、WHOは屋内ラドン被ばくによる健康障害を最小にするために、100 Bq/m³の参考レベルを提案している。しかしながら、国特有の条件が浸透しているのでこのレベルが達成できない場合は、設定される参考レベルは国際放射線防護委員会（ICRP）による最近の計算により1年あたり約10 mSvを示す300 Bq/m³を超えるべきではない。

このハンドブックの全般的な目的は、ラドンと健康の主要な観点の現状の概要を提供することである。このハンドブックは、既存の放射線防護基準を置き換えることを目指しているのではない。むしろ国のラドンプログラムの包括的な計画、実行、および評価に関する諸問題に重点を置いている。

略 語 集

- ACD** (Activated charcoal detector) 活性炭検出器
ASD (Active soil depressurization) 能動的土壌減圧
ASTM (American Society for Testing and Materials)
米国試験材料協会 (現ASTM International)
ATD (Alpha track detector) アルファ飛跡検出器
BEIR (Biological Effects of Ionizing Radiation) 電離放射線の生物影響
CBA (Cost benefit analysis) 費用便益分析
CRM (Continuous radon monitor) 連続ラドンモニター
DALY (Disability adjusted life year) 障害調整生命年
DEFRA (Department for Environment, Food and Rural Affairs) 環境食糧農林省
DIN (Deutsches Institut für Normung) ドイツ工業規格
DTD (Double alpha-track detector method) ダブルアルファ飛跡検出法
EC (European Commission) 欧州委員会
EIC (Electret ion chamber) エレクトレット電離箱
EID (Electronic integrating device) 電子積分測定器
ERR (Excess relative risk) 過剰相対リスク
ETS (Environmental tobacco smoke) 環境タバコ煙 (間接喫煙)
GM (Geometric mean) 幾何平均値
GSD (Geometric standard deviation) 幾何標準偏差
HVAC (Heating ventilation and air conditioning) 暖房、換気、空調設備
IARC (International Agency for Research on Cancer) 国際がん研究機関
ICRP (International Commission on Radiological Protection) 国際放射線防護委員会
LSC (Liquid scintillation counting) 液体シンチレーション計数
MDC (Minimum detectable concentration) 最小検出濃度
NCRP (National Council on Radiation Protection and Measurements) 米国放射線防護審議会
NRC (National Research Council) 米国原子力規制委員会
OECD (Organization for Economic Co-operation and Development) 経済協力開発機構
PAEC (Potential alpha energy concentration) ポテンシャルアルファエネルギー濃度
PSD (Passive soil depressurization) 受動的土壌減圧法
PT (Proficiency test) 技能試験
QA (Quality assurance) 品質保証
QALY (Quality adjusted life year) 生活の質で調整された生存年
QC (Quality control) 品質管理
RPD (Relative percent difference) 相対的な百分率差
RR (Relative risk) 相対リスク
STAR (Systems for Test Atmospheres with Radon) ラドン試験環境システム
UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation)
原子放射線の影響に関する国連科学委員会
USDHHS (United States Department of Health and Human Services) 米国保健社会福祉省
USEPA (United States Environmental Protection Agency) 米国環境保護庁
WHO (World Health Organization) 世界保健機構
WL (Working level) ワーキングレベル
WLM (Working level month) ワーキングレベルマンス

用語集

建築専門家：この用語はラドン予防と低減システムの設計および設備に従事する者だけでなく、建物の設計、建設、改築および修繕に従事する全ての者を表す。

濃度：ある容積の空気中で時間あたりの壊変を単位としたラドンガスの放射能。放射能濃度の単位は立方メートルあたりのベクレルで表される。

障害調整生命年 (DALY)：身体障害のレベルで調整された人の寿命の長さに基づく健康の尺度。失われたDALYは、一般に平均余命が長い国の完全に健康な「最も理想的な基準」に準拠して計算される：たとえば、南アフリカの盲目の身体障害者が45歳で亡くなると、盲目であることにより完全に健康な状態から幾年かを失い、同時に平均余命80年の日本と比較すると35年を失ったことになる。

平衡ファクタ (F-ファクタ)：ラドンは絶えず壊変し、子孫核種を発生している。それらは短寿命で長寿命の鉛同位体に到達するまで壊変する。F-ファクタはラドンとその子孫核種の割合を示すために用いられてる。1 F-ファクタはラドンとその子孫核種の量が同じであることを意味する。0.4 F-ファクタは、家屋のラドンの代表的な値とみなされている。

過剰相対リスク (ERR)：過剰相対リスクは、あるレベルの被ばくを受けた人々のリスクレベルが、被ばくしていない人のリスクよりどの程度増えるかを定量化する疫学的なリスクの尺度である。

被ばく：任意のラドン濃度の中で人が過ごす時間。それぞれの場所を Bq/m^3 で測定したラドン濃度に、その場所で過ごした時間を乗じることで決定される。

幾何平均値 (GM)：GMは中心傾向または対数正規分布に従う数値の集合の代表的な値を表す。GMはすべての数値 n の積の結果の n 乗根を得ることによって計算される。

住宅 (home) または住居 (dwelling)：これらの用語は互換性があり、職業用でない人の居住に利用される独立したもしくは連棟の建物を指す。「家屋 (house)」という用語は独立した1家族の住居を示す。

家屋の居住者 (householder)：これは家屋または住居に居住する者を集合的に記述するために用いる利便性のある用語である。賃借人 (tenant) と同様に不動産の家主を含む住宅の居住者を指す。

長期測定：3ヶ月から1年にわたって行われるラドン濃度測定。

被膜シートまたは障壁：両方とも切れ目のないプラスチック型のシートを示す用語で、建設中の家の基礎の全体にわたって敷設され、その目的は建設が完了する際に家へのラドンの侵入を防ぐためである。

低減または改善：これらの用語は交換可能で、既存の建物へのラドンの侵入を低減するために取られる措置を示す。

国のラドンプログラム：公衆のラドン被ばくを最小限にするための一連の方策であり、国当局により指定される機関により実施される。

ラドンの全国調査：ラドン濃度や分布を測定するために行われる調査、それはラドン被ばくの国内の一般公衆についての代表値となる。

予防：このハンドブックの中ではラドンの侵入を予防する目的で新しい家屋 (home) または住居 (dwelling) の建設中に導入される方策である。

生活の質で調整された生存年(QALY)：生活の質、価値または有用性で調整された生存年。完全に健康な状態の一年間を 1 QALYとすると、中程度の痛みのある同じ期間は例えば0.7 QALYかもしれない。QALYは、ひとつの尺度に生活の質と生活の量を取り込むことを目的とし、そのため健康転帰の一般的指標として保健経済学者達に好まれる。

品質保証：ラドンの測定過程の特定の段階に設置される計画的・組織的な一連の対策。測定結果の信頼や正確さを確かにするためのものである。

品質管理：包括的な品質保証システムの一環としてラドン測定実験室内で行われる品質検査。

高濃度ラドン地域：かなりの割合の家屋が参考レベルを上回る地域。

参考レベル：このレベルは安全と危険の厳密な境界を規定するものではないが、家屋における年平均ラドン濃度がそれを上回るとラドン濃度の低減を強く勧められるまたは要求されるレベルを示す。

相対リスク(Relative Risk(RR))：RRは、被ばくしていない集団に対し、被ばくした集団において疾病が起こりうる比率である。

改築：家屋の構造、冷暖房あるいはまた機械システムを変える作業。新たなラドンの侵入経路を開いたり、空調パターンを混乱させたり、または気圧パターンを変える可能性がある。

短期測定：3ヶ月を下まわる期間にわたって行われるラドン濃度測定。

ソーシャルマーケティング：社会的利益のために明確な行動目標を達成するための他のアイデアや技術を伴うマーケティングの適用である。例えば禁煙メッセージや人々に過度な日焼けを避けるよう促すことにより皮膚がんを予防するための取り組みなど、人々の行動を変えるための健康促進キャンペーンなどに適用される。

ワーキングレベルマンス (WLM)：ワーキングレベルは、1 リットルの空気中に含まれる短寿命核種が最終的に 1.3×10^5 MeVのポテンシャルアルファ粒子エネルギーを放出することになるような任意の組み合わせと定義されている。この濃度で170時間の「1ヶ月の作業時間」(あるいはこの2倍の濃度で半分の期間にわたって)被ばくした個人の累積被ばくは、「ワーキングレベルマンス」と定義される。

諸言

電離放射線のヒトへの健康リスクはよく知られている。自然起源の電離放射線の中でラドンガスは極めて重要な放射線源である。ラドン (^{222}Rn) は、ラジウム (^{226}Ra) から生成される希ガスで、ウラン (^{238}U) の壊変生成物である。ウランとラジウムは、土壌や岩石に自然に存在する。ウランの他の壊変生成物の中には同位元素のトロン (^{220}Rn) とアクチノン (^{219}Rn) がある。ラドンガスは、半減期が3.8日であるので、岩石や土壌から発散し、地下鉱山や家屋などの閉鎖空間に濃縮されやすい。ラドンガスは、一般集団が受ける電離放射線線量の主な原因である。

ラドンガスを吸入すると、ラドンの短寿命壊変生成物 (^{218}Po と ^{214}Po) から放出される高密度に電離作用を起こすアルファ粒子は、肺の生体組織にDNA損傷を引き起こす相互作用を及ぼす可能性がある。がんには一般的に最低でも1つの突然変異が必要であると考えられており、一定程度のDNA損傷をもつ中間段階の細胞が増殖することは、前がん状態の細胞のプールを著しく増加させる。たった一つのアルファ粒子でも細胞に重大な遺伝的損傷をあたえることができるので、ラドンに関連したDNA損傷は、どんなレベルの被ばくによっても起こりうる。それゆえラドンが肺がんを誘発しないしきい値濃度といったものは存在しそうにない。

ラドンの健康影響、特に肺がんの影響に関して、数十年の間研究されてきた。当初研究の対象は、職場環境の高濃度のラドンに被ばくした地下鉱山の採鉱夫であった。しかし1980年代前半に住宅や他の建物中のラドン濃度測定が実施され、その結果と採鉱夫の研究から得られたリスク推定を合わせてみると、一般集団でもラドンは肺がんの重要な原因になっているという間接的証拠が得られた。最近になり、直接的に屋内ラドンと肺がんの関係を調べる調査への取り組みがなされ、一般家屋で測定されるようなレベルのラドン濃度であっても屋内ラドンは肺がんのリスクを増加させるという説得力のある証拠が得られた。鉱山と住宅の両方のラドンに対するリスク評価の結果、ラドンによる健康リスクに関する明確な知見が得られた。現在では、ラドンは喫煙に次いで2番目に重要な一般集団の肺がん原因であると認識されている。

ここ数十年にわたってラドンの線源およびラドンの移動メカニズムに関する知見が蓄積されてきた。1950年代には、地域的に掘削した井戸から出てくる飲料水に高い濃度のラドンが観察された。当初、水を飲むことによる健康影響が心配された。後に、水中ラドンの主な健康リスクは、屋内に放出したラドンの吸入によることが判った。1970年代中頃には、地域によっては、ラジウムの高められたレベルのミョウバン頁岩¹を使用した建材から散逸するラドンが問題である事が判った。1978年までに、井戸水あるいは建材からの散逸以外の原因で屋内ラドン濃度が高い家屋が確認された。土壌ガスの侵入が屋内ラドンの線源として最も重要であると認識されるようになった。建材や井戸水を含む他の線源は、ほとんどの事例で重要性が低い。

このハンドブックは屋内ラドン被ばくに焦点をあてている。疫学的証拠は、一般集団の肺がんのうちかなりの症例について屋内ラドンが原因であるという事を示唆している。多くの国において屋内ラドン濃度の分布は、対数正規分布で最もよく表すことができ、その大部分のラドン濃度は低い範囲に収まる。その結果、ラドン誘発肺がんの大部分は、低または中等度のラドン濃度の被ばくによって生じると考えられる。「原子放射線の影響に関する国連科学委員会」(UNSCEAR)は、採鉱夫の疫学調査から得られたリスク推定値と、住居のラドン濃度と肺がんに関する症例対照疫学調査から得られたリスク推定値の間に顕著な一貫性があることを最近報告した。採鉱夫の調査は、ラドン被ばくのリスク評価および線量-効果関係の修飾因子の影響を研究する上で、確かな

¹ ある種の軽量コンクリートで使われるいろいろな頁岩や粘板岩のこと。

基盤を提供している。一方、最近発表された住居調査のプール解析は、住民に対するラドンのリスクを直接的に評価する方法を提供しており、採鉱夫の調査から外挿する必要を無くした。

このハンドブックは6章からなり、それぞれの章は読者に効果的なオリエンテーションを与えるためのキーメッセージによって始まる。通常、用語や単語は、初めて使われる際に定義づけている。幾つかの特殊な用語は、この本の用語集のページでさらに詳しく定義づけている。

第1章では、ラドンの健康リスクに関する現在の知識に関して議論し、またラドンの公衆被ばくおよびそれに伴う肺がんリスクに関する最新の評価を提示する。この章では、ラドンに関する可能性のあるその他の健康影響に関しても取り上げる。

第2章では、ラドン測定機器の選択および空気中および水中のラドンを信頼性の高い測定を行うための手続きを確立するための枠組みを提示する。加えて、本章では一つの住宅の測定や建材の診断的測定など、種々のラドン測定シナリオに対する手引きを概説する。

第3章では、新しい住居の建設中のラドン管理対策の選択肢（予防）および既存の住居のラドン低減（低減および改善）に関して議論する。

第4章では、様々な予防および低減対策の費用と便益を評価する系統的な方法として、経済学的評価を用いることを検討する。費用対効果解析手法およびそのラドン対策への応用の妥当性を検討する。事例研究により手法および結果の解釈について説明する。

第5章では、ラドンのリスクコミュニケーションを確立するための手引きを提示し、異なる対象集団とラドンリスクに関する対話を行う際のコアメッセージを提案する。

最後に、第6章では、国のラドンプログラムの展開に必要な構成要素およびこのようなプログラムを組織するための枠組みについて述べる。また、これに関連してラドン参考レベルとその重要性に関しても議論する。

このように、このハンドブックの各章は環境健康問題としてのラドンに関する国際的な見地を提供する。ハンドブックは住居のラドン被ばくに焦点をあて、公衆衛生の観点からその影響力を強調するとともに、ラドンリスクの低減およびラドン予防と低減のための健全な政策の選択肢に関する詳細な提言を提示する。各国は、それぞれの地域固有の要素（例えば、ラドンの供給源、移動メカニズム、建築法、建築基準、建設特性など）を反映したラドン予防・改善プログラムを策定する必要がある。ハンドブックは、既存の放射線防護基準を置き換えることを目指しているのではない。しかし、このハンドブックは、それぞれの国において国のラドンプログラムを包括的な策定、実施、そしてそれを評価できるようにすることを目指している。このハンドブックは、国のラドンプログラムの開発や、既存のラドン対策の拡大を計画している国、および建設業界や建築専門家などラドン管理に関係するステークホルダーを対象としたものである。

1. ラドンの健康影響

キーマッセージ

- 疫学調査により、住居のラドンが一般集団の肺癌リスクを増加させることが確認された。ラドンによる肺癌以外の健康影響に関しては、一貫した結果は得られていない。
- 全肺癌のうちラドンに関係したものの割合は、国のラドン濃度平均および計算法の違いによって、3%–14%と推定されている。
- 多くの国でラドンは喫煙に次ぐ最も重要な肺癌の原因である。ラドンは、生涯非喫煙者であった人々よりも、喫煙者または過去に喫煙していた人々に肺癌を誘発すると思われるが、ラドンは、非喫煙者における肺癌の主要な原因でもある。
- リスクが無いことを示すラドン被ばくのしきい値の濃度は知られていない。例えばラドン濃度が低くても、肺癌のリスクはわずかに増加する。
- ほとんどのラドン誘発肺癌は、高濃度のラドンよりも、低または中濃度のラドン濃度での被ばくが原因である。これは、一般に高濃度の住居ラドンに被ばくする人が少人数だからである。

この章では肺癌および他の健康影響が疑われる疾患を含めて、ラドンの健康影響に関する最新の知見について議論する。また、様々な国のラドン濃度の推定値およびラドン誘発肺癌の負荷に関する最新の推定値を要約する。ラドンは大部分の国において電離放射線被ばくの最も大きな自然放射線源である。特定のグループでは職業被ばくが大きなリスクをもたらすが、一般集団においては、大部分の被ばくは屋内、特に住宅などの小規模な建物の中で生じる (UNSCEAR 2000)。

中央ヨーロッパの地下鉱山採鉱夫の特定集団で呼吸器疾患による死亡が多いという証拠は、16世紀にさかのぼる。しかし、その疾患が実際に肺癌であると理解されるには19世紀まで待たなければならなかった。20世紀になって初めて、ラドンに被ばくした採鉱夫の肺癌の主要な原因としてラドンが疑われるようになった。そして、1950年代にラドンが肺癌の病因であることが確認された。さらなる歴史の詳細は、下記の報告書に述べられている (BEIR IV 1988)。地下鉱山採鉱夫の複数の調査により、概して高い濃度のラドンの職業被ばくを受けた場合は、喫煙者および非喫煙者の両方に一貫して肺癌リスクが増加することが明らかにされてきた。主としてこの証拠に基づき、国際癌研究機関は1988年にラドンをヒト発がん物質として分類した (IARC 1988)。

1980年代以降、一般集団の肺癌と屋内ラドンの関係を直接調査する多くの研究が実施されてきた。個々の調査は一般に規模が小さ過ぎたため、具体的なリスクを否定することも、リスクがあることを明瞭に証拠立てることもできなかった。そこで欧州、北米、中国の研究者達はそれぞれ

のデータを持ち寄り、中心となる研究者が再解析を実施した（Lubinら 2004、Krewskiら 2005、2006、Darbyら2005、2006）。これら3つのプール解析は、住居でのラドン被ばくによる肺がんリスクに関して極めて類似した結論を導いた。総合すると、これらの結果から、一般集団においてラドンがかなりの数の肺がんを誘発している決定的な証拠とリスクの大きさの直接的な評価が得られた。また、これらの結果は、現在多くの国で対策の目安として提唱されている200 Bq/m³以下のラドン濃度であっても、肺がんリスクは排除できないことを示唆している。

1.1 ラドンに被ばくした採鉱夫の肺がんリスク

ラドンに被ばくした採鉱夫の肺がん率は、通常特定の期間に就労した鉱山で働くすべての男性を特定するコホート設計を用いて研究されてきた。それらの男性は、その後鉱山に就労しているか否かにかかわらず何年にも渡って追跡され、追跡期間の最期にそれぞれの男性の健康状態が確認される。すでに死亡した者は、死亡時期と死因が特定され、全体として、また年齢や暦期間やラドンへの累積被ばくで階層化された上で、肺がんによる死亡率が計算される。これらの調査では、ラドンの被ばくは過去にさかのぼって評価された。多くの調査において、被ばく評価の質は低い。これは、特に鉱山開設の初めの頃に被ばくがもっとも高かったにもかかわらず、ラドンの測定が行われていなかったためである。ラドンに被ばくした採鉱夫の調査では、ラドン子孫核種の濃度は一般に「ワーキングレベル」(WL)という用語で表されている。ワーキングレベルは、1 リットルの空気中に含まれるあらゆる短寿命の子孫核種の組み合わせが最終的に 1.3×10^5 MeV のアルファ粒子エネルギーを放出する状態と定義される。このレベルの濃度に「1ヶ月の作業時間」である170時間被ばく（または倍の濃度であれば半分の期間など）することを「ワーキングレベルマンス」(WLM)と定義される。

電離放射線の生物影響に関する (BEIR) 委員会によって、1990年代に利用可能であった地下鉱山採鉱夫の主要な調査結果がレビューされた (BEIR VI, 1999)。欧州、北米、アジア、オーストラリアの総数6万人の採鉱夫の集団において、その中から2,600人の肺がん死亡が発生した11件のコホート調査データが対象となった。これらの調査のうち8集団はウラン採鉱夫で、残りは錫や螢石や鉄鉱山の採鉱夫であった。肺がん率は、一般にラドンの累積被ばく量に比例して増加した。しかし、一つの調査（コロラドコホート）では、肺がん率は中等度の累積被ばく量では増加したが、高い累積被ばく量になると再び減少した。この調査の3,200 WLM を上回る累積被ばく量症例を除くと、11件のコホート全てにおいて累積被ばく量が増加するにつれ、ほぼ線形に肺がん率が増加した。しかし、単位被ばく量あたりの肺がん率の増加の大きさは、コホート間で10倍以上も変動し、それは偶然では説明できないほど十分大きかった。BEIR VI 委員会は、異なる調査研究間で、リスクの大きさにかなりの変動が示唆されたにもかかわらず、各々の調査に異なる加重を付与しながら、11件の全ての調査データを統合（プール）した多くの解析を実施した。一連の解析の一つは、統合された11件の調査集団で、WLM あたりの肺がん死亡率の増加の平均は0.44% (95% 信頼区間: 0.20–1.00%) と推定した。WLM あたりの肺がん死亡率の増加 (%) は、被ばく後の時間で変化し、被ばく後5–14年が最も高かった。また、同死亡率の増加 (%) は、被ばくした個人の年齢によっても変化し、被ばく時年齢が若いほど死亡率の増加 (%) は高くなった。BEIR VI 研究のもう一つの発見は、比較的低いラドン濃度に被ばくした採鉱夫は、高い濃度のラドン濃度に被ばくした採鉱夫と比較して、WLM あたりの肺がん死亡の増加率 (%) が高かった。BEIR VI 委員会は、他のラドン被ばくの集団に存在すると思われるリスクの外挿に使用するために、ラドンに被ばくした採鉱夫調査におけるリスクを集約し、いくつかの数理モデルを生み出した。実例として被ばく一年齢一濃度モデルを表1に集約した。

表1. BEIR VI 委員会およびドイツウラン採鉱夫研究により考察された研究におけるラドンによる採鉱夫の肺がん分布

	BEIR VI ^a 委員会	ドイツ ^b ウラン採鉱夫
ベースラインカテゴリーの ^c ERR/WLM (%)		
β	7.68	1.35
被ばく後経過期間		
θ_{5-14}	1.00	1.00
θ_{15-24}	0.78	1.52
θ_{25+}	0.51	0.76
到達年齢 (年)		
$\phi_{<55}$	1.00	1.00
ϕ_{55-64}	0.57	0.80
ϕ_{65-74}	0.29	0.66
ϕ_{75+}	0.09	0.49
ラドン濃度 (WL)		
$\gamma_{<0.5}$	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

^a 出典: BEIR VI (1999年)

^b 出典: Groscheら (2006年)

^c 被ばくから 5-14 年、到達年齢 <55歳、濃度 <0.5 WL

双方の研究においてラドン被ばくによる肺がん死のリスクモデルは $R = \beta \omega^* \phi_{age} \gamma_z$ 、ここで R はラドン被ばく歴のある特定年齢のヒトの肺がんによる死亡率増加の割合である; β はラドン被ばく歴の肺がん死亡率増加に関するパラメータである; ω^* は WLM でのラドン被ばくを示し、加重平均の形をとる ω_{5-14} , ω_{15-24} , および ω_{25+} のパラメータを含む $\omega^* = (\omega_{5-14} + \phi_{15-24} \omega_{15-24} + \phi_{25+} \omega_{25+})$ は、現在の年齢以前に 5-14 年、15-24 年、25 年以上のそれぞれの期間で受けた被ばくを示す。 ω_{5-14} は 1 に等しく、以前に 5-14 年の期間受けた被ばくに比べ、 θ_{15-24} 年および θ_{25+} 年以上の期間で、係数は、以前に 15-24 年および 25 年以上の間受けた被ばくからの相対的寄与を示す。以前受けた 5 年未満の被ばくは、いかなるリスクも被らないことを前提とした。 ϕ_{age} は年齢の修飾効果を示し、パラメータ γ_z は、ラドン濃度の修飾効果を示す。

BEIR VI 報告書が発表されてから、ラドンに被ばくした採鉱夫のチェコの研究 (Tomasekら 2002、2004) およびフランスの研究 (Rogelら 2002、Laurierら 2004) のさらなる追跡調査が行われた。他の集団の追加的な分析を行った幾つかの論文が公表された (Langholzら 1999、Stramら 1999、Hauptmannら 2001、Hornungら 2001、Duportら 2002、Archerら 2004、Hazeltonら 2001、Heidenreichら 2004)。これに加えて、ポーランド (Skowronekら 2003) とブラジル (Veigaら 2004) のラドンに被ばくした炭鉱採鉱夫コホートや、東ドイツの大規模なウラン採鉱夫のコホート (Kreuzerら 2002) も設立された。

ドイツのコホートは、東ドイツのビスムート社に雇用された総数 59,001 人の男性を含む (Groscheら 2006)。最初の死亡追跡調査時点までに 2,388 人の肺がん死が発生していた。ドイツのコホートは、BEIR VI 委員会が解析した 11 件のコホートを全て足したものと同じ規模をもっているため、特に興味深い。加えて、採鉱夫は全て同一の地理的な場所および社会的背景を共有し、全てのコホートは同じ追跡調査手法と被ばく評価システムの対象であった。この調査では、WLM あ

たりの肺がん死亡率は平均で0.21%（95%信頼区間：0.18–0.24%）増加しており、その値はBEIR VI の解析値の半分を少し上回る値である。BEIR VI 委員会が使った被ばく–年齢–濃度モデルをドイツのコホートにあてはめると、WLM あたりの肺がん死亡率増加のピークは、BEIR VI モデルでは被ばく後5–15年の期間であったが、ドイツのコホートでは15–24年の期間に観察された（表1参照）。BEIR VI モデルと同様に、死亡率の増加は高齢者では低かったが、年齢による傾きは緩やかであった。両方の調査において、単位被ばく量あたりの死亡率の増加は、ラドン濃度が増加するに従い低下し、15.0 WLより高い被ばくは0.5 WL 未満のリスクの約1/10 となった。

BEIR VI 委員会が利用できた幾つかの採鉱夫調査では、喫煙の情報が得られており、それらの調査ではWLM あたりの肺がん死亡率は平均で0.53%（95%信頼区間：0.20–1.38%）増加した。この値は、BEIR VI 委員会が使った11件のコホート全体から得られた値と近似している。一度も喫煙しなかった者（生涯非喫煙者）と喫煙者（現喫煙者と元喫煙者）に分けて解析すると、WLM あたりの肺がん死亡率の増加は、生涯非喫煙者で1.02%（95%信頼区間：0.15–7.18%）、喫煙者で0.48%（95%信頼区間：0.18–1.27%）であった。このようにWLM あたりの肺がん死亡率の増加は、非喫煙者の方が喫煙者より大きい、その差は統計学的に有意ではなかった（BEIR VI 1999）。

ドイツのコホート研究では、ほとんどの場合喫煙習慣の情報は入手出来ない。しかし、1990年代に特定の複数の病院で診断を受けたドイツ・ウラン鉱山会社の元従業員に対して、肺がんに関する症例対照研究が実施されている（Brueske-Hohlfeldら 2006）。この調査でも、WLM あたりの肺がん死亡率パーセント増加は、生涯非喫煙者が元喫煙者より高く、元喫煙者は現喫煙者より高かった（現喫煙者：0.05%（95%信頼区間：0.001–0.14%）、元喫煙者：0.10%（95%信頼区間：0.03–0.23%）、非喫煙者：0.20%（95%信頼区間：0.07–0.48%））。

WLM あたりの肺がん死亡率の真のパーセンテージ増加が非喫煙者と喫煙者間で異なるかどうかにかかわらず、WLM あたりの死亡率の純増加分は、現喫煙者の方が非喫煙者よりはるかに高いことに注目すべきである。つまり、ある一定のラドン濃度に被ばくしたとして、喫煙者は非喫煙者に比べて肺がん罹患率が高いということである。元喫煙者に関しては、WLM あたりの絶対的増加の程度は、現喫煙者と非喫煙者の間になるであろうが、喫煙期間や禁煙前の一日あたりの喫煙本数、また禁煙してからの期間のような要因によって異なる。

1.2 一般集団の屋内ラドンによる肺がんリスク

背景

ラドンに被ばくした地下採鉱夫に認められた肺がんリスクの大きさから、家や他の建物中で生じるラドン被ばくが、一般集団において肺がんの原因となっている可能性が強く示唆された。鉱山と家屋では被ばく状況は大いに異なり（NRC 1991）、また調査された採鉱夫における喫煙のリスクと現在の一般集団の喫煙のリスクも異なる。肺がんリスクの他の決定要因も鉱山での被ばくと屋内での被ばくで異なる。例えば、多くの採鉱夫は、ラドンに加えてヒ素などの他の肺がん発癌物質にも被ばくしていた。これらすべての違いは、家屋におけるラドンによる肺がんリスクの定量的評価を得るために採鉱夫の調査から推定することには、かなりの不確かさが存在することを意味する。

採鉱夫の研究から定量的に推定することに伴う不確かさの多くは、屋内ラドンと肺がんリスクの相関を直接分析することにより避けることができる。このような研究においてラドン被ばくは、通常個人が過去20–30年の期間に家屋で被ばくした一立方メートルの空気中の平均ラドンガス濃度で表され、単位はベクレル/立方メートル（Bq/m³）である。ここで、1 Bqは、1秒あたり1回の壊変に相当する。個人家屋の屋内ラドン濃度は、通常、規則的な日ごとおよび季節性の変動の影響を受ける。そして、年平均ラドン濃度もまた、通常複数の要因（気候パターンや窓の開閉などの居住者の行動）に関係するかなりランダムな年ごとの変動の影響を受ける。

屋内ラドンの肺がんリスクを研究する最初の試みには、多くの地域相関研究（時に「生態学的研究」とも呼ばれる）が含まれた。それらは、異なる地域間でラドン平均濃度と地域の平均肺がん罹患率の相関を調査した。しかしながら、タバコの喫煙のように、大部分の集団でラドンより遙かに多くの肺がんの原因となっている他の肺がんリスクの決定因子を十分調整できないので、このような研究の有用性は、強く制限されている。そのため、生態学的研究は、ラドンによるリスク評価をバイアスがかかった、誤った方向に導くことが多い。さらなる詳細とバイアスの例示は、他の文献に述べられている（Puskin 2003）。

肺がん住宅のラドン被ばくの相関を検討するためのより適切な方法は、症例対照研究である。その研究は、肺がんを発症した所定の数の個人を同定し、肺がんを発症してはいないが、その他の点では対照となる肺がん症例を抽出した集団を代表する、所定の数の個人を合わせて同定する。これらの研究では、対照者は症例と年齢および性を合致させる。次に研究対象の全ての人で詳細な居住歴を得ることが必要であり、喫煙に関する詳細な情報および肺がん発症の各個人のリスクを決定づける他の要因に関する情報も必要となる。研究対象の個人が過去20–30年の期間に被ばくしたラドン濃度の平均値を推定するために、彼や彼女の現在の住居、および過去20–30年の期間に引っ越しているのなら、過去に住んでいた住居の両方でラドンの測定を行う必要がある。これを行えば、肺がんを発症した個人と対照者のラドン濃度を比較することが出来る。実際には、同じような喫煙歴をもち、他の肺がん発症リスクに影響する因子も類似した個人間でのみ、屋内ラドン被ばく量の比較がなされるように、肺がんの発症リスクに影響を与える他の因子の変動を説明するために特別な統計学的手法が編み出されてきた。このような手法によって、肺がんのリスクと過去20–30年の期間の平均的な屋内ラドン濃度との関連性を評価することができる。

屋内ラドンと肺がんについて少なくとも40件の症例対照研究が実施されてきた。個々の研究は、規模が小さかったため、リスクの上昇を排除することも、リスクの上昇が存在したという明確な証拠を得ることもできなかった。そこで、多数の研究者が2件以上の研究の情報を統合するプール解析による評価を得るために複数の研究が公表した結果を検討してきた（LubinとBoice 1997、Lubin 1999、Paviaら 2003）。公表された論文のこれらの体系的なレビューすべてが、個々の研究で公表された通り、肺がんのラドンに関連するリスクは研究によってかなり異なるという結論

に達した。しかし、とりわけ様々な人の異なる喫煙に関連した肺がんリスクへの考慮の度合いや、一人一人のラドン被ばく歴の定量化についても、様々な研究を分析するために用いられる手法は、研究ごとに大きく異なる。そのような相違は、研究におけるリスク評価の違いにつながりかねず、これらの研究に関わった個々の基本データにアクセスせずに解消することはできない (Fieldら 2002)。

ラドンおよび肺がんの様々な症例対照研究の研究結果を適切に比較し、様々な人の異なる喫煙歴に関連したリスクが十分考慮されるようにするために、元の研究データの一人一人のラドン濃度、喫煙歴や他の関連する要因の構成データを整理し、一様にデータを照合することが必要である。このような作業がなされた後に、異なる研究を並行して分析することが可能となり、個々の研究からの研究結果を比較することが可能になる。次に、異なる研究のデータに整合性があれば、それらは統合され、ラドンによる肺がんリスク評価を、対象となった全ての研究に基づいて導き出すことが可能となる。現在、多くのコンポーネント研究からの個々の情報を照会比较する3つの分析が行われており、これには13件の 欧州研究 (Darbyら 2005、2006)、7 件の 北米研究 (Krewskiら 2005、2006)、そして2件の 中国研究 (Lubinら 2004) が含まれている。3つの解析は、コンポーネント研究から家屋のラドンによる肺がんリスクのプールされた評価を導き出すことは適切であるとの結論に達した。これらのプール解析の結果の集約を表2に表し、以下にさらなる詳細について述べる。

欧州プール研究

欧州プール研究 (Darbyら2005、2006) には、厳選された選択基準を満たした住居のラドンと肺がんの欧州研究のデータが全部で13件含まれる。これらの基準は、研究が一定の規模を有すること (同じ集団から抽出された最低限150 名の肺がん症例と肺がんでない対照者150名)、そして個々の詳細な喫煙歴が入手可能なことであった。被ばくに関しては、個人が過去15 年間もしくはそれ以上居住していた住居のラドン測定が必要であった。総計で7,000 を上回る肺がん症例と14,000 を上回る対照者がプール解析の対象に加えられた。この研究では、肺がん診断の5年前までの過去30年間、あるいは対照者のそれに相当する基準日のラドンの被ばくが肺がんリスクに及ぼす影響を考慮した。得られたラドンの測定値は、平均で23年の期間をカバーし、必要に応じて、年間を通じた家のラドン濃度を代表するように季節変動を調整した。ラドン濃度測定結果が得られなかった家 (例えば、家屋が取り壊された) に関しては、同じ地区の対照集団の住居で測定された全てのラドン測定値の平均として間接的に評価された。一人一人の「測定されたラドン濃度」を得るために、それぞれの家屋に在住した時間の割合で、過去5 - 34 年にわたり住んだ全ての家屋のラドン濃度の加重平均値を計算した。

表2. 個々の症例対照研究を合わせた国際プール研究およびラドンに被ばくした採鉱夫調査に基づく屋内ラドンの肺がんリスクのまとめ

	含まれた 研究数	肺がん 件数	対照件数	被ばく期間 (年) ^a	ラドン濃度100 Bq/m ³ 上昇に伴う 肺がんリスクの上昇率	
					測定された ラドンに基づく	ラドンの長期的な 平均値に基づく ^b
住宅における屋内ラドンのプール解析						
欧州 (Darbyら 2005年, 2006年)	13	7,148	14,208	5-35	8 (3, 16)	16 (5, 31)
北米 (Krewskiら 2005, 2006)	7	3,662	4,966	5-30	11 (0, 28)	-
中国 (Lubinら 2004年)	2	1,050	1,995	5-30	13 (1, 36)	-
上記プール研究 結果の加重平均					10	~20 ^c
ラドンに被ばくした採鉱夫 ^{d, e} の研究						
BEIR VI 分析 (BEIR VI 1999年; Lubinら 1997年)	11	2,787		5-35	全採鉱夫: 5 <50 WLMのみに被ばくした採鉱夫: 14 <0.5 WL で<50 WLMのみに被ばくし た採鉱夫: 30	
ドイツのウラン採鉱夫研 究 (Groscheら 2006年)	1	2,388		5-35	全採鉱夫: 3 低線量率で発生した低線量被ばくの 採鉱夫: 18 ^f	
フランスおよびチェコの ウラン採鉱夫 (Tomasekら 2008年)	2	574		5+ 5-35	全採鉱夫 (平均被ばく線量率 4.5WLM/ 年): 32	

^a 肺がんと診断された日または対照として比較する日の35年前から始まり5年前までの期間のラドン濃度を考慮する

^b 屋内ラドン濃度の年ごとのランダムな変動性を調整すること

^c ラドン濃度の年ごとのランダムな変動性に誘発されるバイアスを取り除いたあり得そうな影響を示す非公式の推定値

^d 平衡状態の1 Bq/m³は0.00027 WLに等しいと仮定すると、WLMあたりのリスクは100 Bq/m³に換算され、住居内の平衡ファクタは0.40、被験者は1日の70%を自宅で過ごし、1年間に365.25 x 24 / 170 = 51.6 の作業月があり、屋内被ばくの肺細胞への線量率は鉱山での被ばくと同様に (K係数と呼ばれることもある) 一致する

^e 採鉱夫のラドンによる肺がんの評価の測定誤差の影響に具体的に組み組んでいる研究は一つのみである (Stramら 1999). この研究は、15 WL を下回る濃度で被ばくした採鉱夫の測定誤差は、ほとんど重要でない結論づけている

^f ドイツのコホート全ての鉱夫の推定値に6を掛けて得られた非公式の推定値、言い換えれば全ての採鉱夫とBEIR VI 分析からの50 WLMより低いおよび0.5 WLより低い被ばくした採鉱夫の推定値の比率である

個人の様々な喫煙歴による肺がんリスクの違いを細かく考慮した結果、欧州研究におけるラドン濃度の単位増加あたりのリスクの比例した増加の変動は、ランダムな変動からの推定を超えるものでないことがわかった。そのために、データを統合することは適切であった。こうすることによって、ラドンと肺がんの明瞭な正の相関が顕れた。肺がんリスクは、実測ラドン濃度 (95%信頼区間: 3 – 16%) において100 Bq/m³増加あたり 8 %増加した。住居のラドン濃度において単位増加あたりの罹患率の推定された (百分率) の増加は、個人の年齢や性によって偶然によって起こると思われる結果を上回るほどには変化せず、また喫煙歴によっても偶然によって起こると思われる結果 (比例した場合の増加) を上回るほどには変化しなかった (表3参照)。

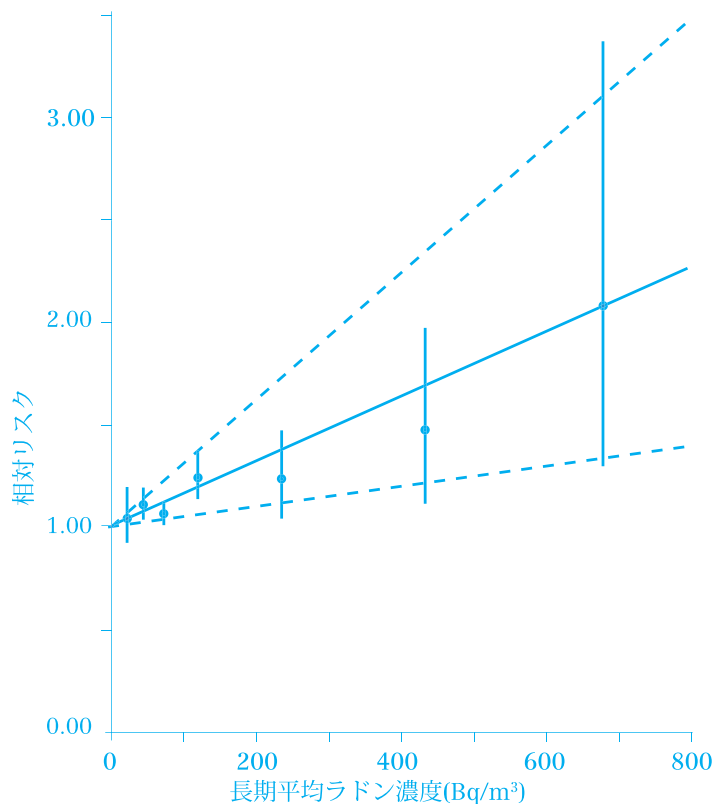
表3. 欧州と北米プール研究結果に基づいた実測屋内ラドン濃度100 Bq/m³あたりのラドンによる肺がんリスクの増加

欧州プール研究 ^a			北米プール研究 ^b		
		% リスク増加 (95% CI)			% リスク増加 (95% CI)
性					
	男性	11 (4, 21)	男性		3 (-4, 24)
	女性	3 (-4, 14)	女性		19 (2, 46)
	異質性検定のp値	0.19			
発症年齢 (歳)					
	<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)
	傾向性検定のp値	0.98			
喫煙状況					
	現か ^c 喫煙者	7 (-1, 22)			
	元喫煙者	8 (0, 21)	生涯非喫煙者		10 (-9, 42)
	生涯非喫煙者	11 (0, 28)			
	その他	8 (-3, 56)	現喫煙者および元喫煙者		10 (-2, 33)
	異質性検定のp値	0.92			
全体					
	ラドン測定値に基づく	8 (3, 16)	ラドン測定値に基づく		11 (0, 28)

出典: ^aDarby ら (2005年, 2006年), ^bKrewski ら (2005年, 2006年)
CI = 信頼区間, 0.05 未満のp値は統計的に有意を示す。

欧州のプール研究では、被ばく－反応関係はほぼ直線で、それ以下ではリスクが無いというしきい値を示す証拠はなかった。とりわけ、結果は150 Bq/m³を上回るしきい値と矛盾していた（言い換えれば、150 Bq/m³は全てのしきい値の95%信頼区間の上限である。）。さらに、解析を200 Bq/m³を下回るラドン濃度が測定された家屋の集団に限定して解析した場合でさえ、研究者たちはラドン濃度と肺がんは統計学的に有意な相関を見出した。実測ラドン濃度が100－199 Bq/m³（平均 136 Bq/m³）の個人は、実測ラドン濃度が100 Bq/m³を下回る（平均 52 Bq/m³）の個人に比べて肺がんリスクは20%（95%信頼区間： 3－30%）高かった。

これまでに述べたように、例えば気候の変動（Zhangら 2007）により、家屋の年平均ラドン濃度は年ごとにランダムにかなり変動する。そのため、症例対照研究のラドンによる肺がんリスクを実測ラドン濃度にもみ基づき、この変動を考慮せずに評価すると、そのリスクは過小評価の可能性が高い。そこで、欧州プール研究では、解析は「長期的な平均ラドン濃度」（すなわち、実測ラドン濃度における年ごとのランダムな変化を考慮すること）を用いて繰り返された。長期的な平均ラドン濃度に基づいて最終的に評価されたリスク係数は、100 Bq/m³あたり16%（95%信頼区間： 5－31%）であった。繰り返すが、この比例する直線関係では、リスクは年齢や性や個人の喫煙状態による偶然によって起こると思われる結果を上回って変化せず、図1に示すように線量反応関係は、ほぼ直線であった。



出典: Darbyら 2005年

相対リスクと95%の信頼区間は分類別分析や最適近似した直線を示す。リスクは0 Bq/m³でのリスクに対する相対値である。

図 1. 欧州プール研究における肺がん相対リスクに対する長期平均住宅ラドン濃度

北アメリカプール研究

北アメリカプール研究（Krewskiら 2005、2006）には、米国とカナダの7件の研究から3,662名の症例と4,966名の対照者が含まれた。方法は、欧州研究で使われたものと同様である。欧州研究と同じように、一度個々の対象者のデータを照合すると、コンポーネント研究のラドンに関連するリスクは一致した。7つの研究全てのデータを統合すると、肺がんリスクは、実測ラドン濃度100 Bq/m³増加あたり11%（95%信頼区間：0 – 28%）増加した。被ばく精度の高い一部のデータに解析を限定すると肺がんリスクの推定値は増加した。例えば、対象者になる前の5 – 30年の期間に一ヶ所か二ヶ所の家だけに住んでいた個人で、少なくとも20年間の線量測定がある個人を調査して、研究者達は100 Bq/m³あたり18%（95%信頼区間：2 – 43%）の百分率増加があると報告した。実測された住居のラドン濃度の単位増加あたりの肺がん罹患率の推定百分率の増加は、個人の年齢や性によって偶然によって起こると思われる結果を上回っては変化せず、また喫煙歴によっても偶然によって起こると思われる結果を上回っては変化しなかった（表3参照）。

欧州プール研究と同様、北米プール研究の結果は、しきい値無しの直線線量反応関係と一致した。しかし、欧州プール研究と異なり、これまでのところプール研究年毎の住居のラドン濃度の変動の公式な調整は行われていない。さらなる解析が入手可能となり、屋内ラドン濃度の年ごとの変動を計算した上で、北米と欧州プール研究の研究結果の直接比較が実現可能となるであろう。

中国プール研究

Lubin とその共著者らは（2004）、ガンス（甘肅）とシェンヤン（瀋陽）の2つの地区の2つの研究の1,050 件の症例と1,996名の対照者を解析した。統合されたデータでは、実測ラドン濃度 100 Bq/m^3 あたりのリスクは13%（95%信頼区間：1 – 36%）増加した。2つのコンポーネント研究の結果は互いに一致したが、この結果は、主に規模がはるかに大きいガンス研究のデータによるものであった。欧州研究および北米研究と同様に、結果はしきい値無しの直線線量反応関係と一致した。

住居ラドンによる肺がんリスクに関する総合的な証拠

3つのプール研究は住居でのラドン被ばくによる肺がんリスクに関して極めて同じような状況を示している（表2参照）。一般的な住宅で見られるような濃度においても、ラドンが一般集団の肺がんの原因として働いているという決定的な証拠がある。特に、3つのプール研究全てで、ラドン濃度の単位増加あたりのリスクの比例的増加が年齢や性や喫煙習慣により偶然によって起こると思われる結果を上回って変化したという証拠はなかった。さらに、線量反応関係は直線で、しきい値の証拠はなかった。また、多くの国で現在対策が推奨されている濃度である 200 Bq/m^3 を下回っても、リスク増加の証拠がかなりあった。

3つの主要なプール研究は、実測ラドン濃度 100 Bq/m^3 増加あたり 8 %（95%信頼区間：3 – 16%）、11%（同：0 – 28%）、13%（同：1 – 36%）の実測ラドン濃度に基づいた肺がんリスク増加を報告した（表2）。これらの3つの推定値は統計学的に互いに一致しているので、分散に比例した重みづけで加重平均を求めることが出来た。これによってラドン濃度に基づいた3つのプール研究からの 100 Bq/m^3 あたり10%の統合推定値を得ることが出来た。

先に述べたように、住居のラドン濃度の年ごとの不規則な変動により、実測ラドン濃度に基づく評価は住居のラドンに関連する実際のリスクより過小評価になっていると思われる。これまでのところ、実測ラドン濃度ではなく長期的な平均値に基づく住居ラドンの詳細なリスク解析を行ったのは欧州研究のみである。この調査では、長期的な平均濃度に基づくリスク推定値は、実測ラドン濃度に基づくリスク推定値の2倍であった。中国の同じ家屋で離れた年に繰り返し行われたラドン測定データの、欧州研究と同じような年ごとの変化を示しており（Lubinら 2005）、同時に、米国のデータも年ごとにかなりの変化があることを示唆している（Zhangら 2007）。仮に3つを合わせたプール研究の年ごとの変化を調整した影響が、欧州研究と同じと仮定すると、長期的ラドン濃度に基づく3つのプール研究の合同リスク推定値は、およそ 100 Bq/m^3 あたり20%となるであろう（表2参照）。

ラドン被ばくの誤った評価が起きる原因には、検出器の測定誤差、家屋での空間的ラドン濃度の変化、以前居住していた家屋の現在アクセスできない欠測データ、対象者の移動とラドン濃度の結び付けの失敗、およびラドン子孫核種の代りにラドンガスを測定することが含まれる（Fieldら 2002）。一般に、これらの潜在的な被ばく測定の誤差の影響を評価することは難しい。しかし、被ばく量の誤認の起り方が、症例と対照で系統的に異ならないのであれば、観察結果はバイアスがかからない方向になりやすい（すなわち、真の影響は過小評価される）。実際、改良された後ろ向きのラドン被ばく評価の経験に基づいたモデルは、住居ラドンと肺がんの相関を検出する傾向が強い（Fieldら 2002）。

大部分の屋内ラドン研究の公式の分析には、多くのその他の要因は含まれてこなかった。特に、個人の喫煙カテゴリーの分類において誤りが起きることが多く、幾つかの国では、向上したエネルギー効率と空調設備の導入のため、過去20 – 30年にわたりラドン濃度に系統的な変動があった

可能性がある。これらの要因の総合的な影響は、先に述べたように、測定したラドン濃度の年ごとの変動を補正してもなお、真のラドン影響は住居ラドン研究の推定リスクよりもやや高くなるであろうことを示す可能性がある。

屋内ラドン研究における肺がんリスクと、ラドンに被ばくした採鉱夫研究に基づくリスクの直接比較は複雑である。それは、一般に採鉱夫のデータにおける、より高い被ばくや逆線量率効果がこの一因である（表1参照）。採鉱夫研究の集計リスク推定値は、住居ラドン研究よりやや低い。例えば、BEIR VI 委員会の解析に使われた全ての採鉱夫を対象とすると、100 Bq/m³ あたり約5%と推定され、この値は規模の大きなドイツ研究の推定値よりやや低い。BEIR VI 研究では、累積被ばく量が50 WLMを下回る（すなわち、約400 Bq/m³ のラドン濃度の家に30年居住した際に受ける被ばく量）の採鉱夫に限定した追加解析が行われており（Lubin ら1997）、100 Bq/m³ あたり14%の増加を示している。さらに、累積被ばく量が50 WLM を下回り、0.5 WL 未満（約2,000 Bq/m³ 未満）で被ばくした採鉱夫を対象とすると、100 Bq/m³ あたり30%のリスクの増加を示した。同様に、低線量率で、被ばく期間5–34年、被ばく評価の精度が相対的に高い作業者に限定してフランスとチェコのコホートを解析したところ、表2に記したようにリスクの増加はおおよそ100 Bq/m³あたり32%であった（Tomasekら 2008）。

要約すれば、屋内ラドン研究に基づくラドンに関連したリスクと低被ばく濃度で累計された比較的低い累積被ばく量の地下採鉱夫研究の推定値は、よく一致している。

1.3 ラドンと肺がん以外の疾患

ある個人がラドンとその壊変生成物を含む空気中で過ごす場合に、胸部以外の気道や皮膚もかなりの線量を受けるだろうが、身体部分で電離放射線の最も高い被ばく線量を受けるのは気管支の上皮である。さらに腎臓や骨髄を含む他の臓器も低い線量を受けるであろう（Kendallら 2002）。もしラドンが溶解した水を飲めば、胃もまた被ばくするであろう。

ラドンに関連する肺がん以外のがんの死亡の増加の証拠が、BEIR VI 解析（Darbyら 1995）に含まれたラドンに被ばくした採鉱夫と同じ研究で分析され、ラドンが肺がん以外のがんの原因になっている事を示す強い証拠は得られなかった。しかし、さらなる調査がこの問題に重点を置いて進められている。例えば、チェコのウラン採鉱夫において、白血病とリンパ腫と多発性骨髄腫の発症率を評価した最近の症例対照研究では（Rerichaら 2007）、ラドン被ばくと慢性リンパ性白血病を含む白血病に関連性があることがわかった。ラドンに被ばくした採鉱夫の多くのコホートで、ラドン被ばくと心血管疾患の関係が調査されてきたが、ラドンが心疾患を引き起こすという証拠は得られていない（Villeneuveら 1997、2007、Xuan ら 1993、Tomasek ら 1994、Kreuzer ら 2006）。飲料水中に天然ウランと他の放射性核種の高い濃度が存在する地域での、1件の胃がん症例対照研究は、リスクの増加を示さなかった（Auvinenら 2005）。

一般集団と小児もしくは成人の白血病において、ラドン被ばくの約20件の生態学的研究が実施されてきた。Smithらによる最近の方法論的な先進的研究（2007）を含むこれらの幾つかは、地理学的なレベルにおいて屋内ラドン濃度と白血病リスク（Smithの研究の慢性リンパ性白血病を含む）に相関を見出した（レビューに関してはLaurierら2001を参照）。ノルウェーの生態学的研究は、多発性硬化症と屋内ラドン濃度の相関を示した（Bolviken 2003）。一般的にこれらの相関は、ラドンに被ばくした採鉱夫または一般集団を対象とした質の高い症例対照研究やコホート研究で裏付けられてきたが、幾つかのそのような研究（Laurierら 2001、Möhnerら 2006。（訳注：白血病に関する研究））は行われてきた。ラドン被ばくや肺がんの研究と同様に、これらの生態学的研究には数多くのバイアスがかかる傾向がある。それ故、これらの研究は誤った答えを導きやすく、ラドンがこれらの疾患の原因として働いている証拠として扱うべきではない。

1.4 屋内ラドンが原因となる肺がん負荷

上記に示した証拠により、ラドン被ばくが、一般集団において十分に立証された肺がんの原因であることは明らかである。どのような特殊な国であれ、毎年ラドンにより発症する肺がんの割合は、主にその国の屋内ラドン濃度により決定される。経済開発協力機構（OECD）の30の加盟国の大部分の国の住居ラドン濃度分布を測定するために調査が実施された。全世界の平均屋内ラドン濃度は、39 Bq/m³と推定された（表4）。

表4. ECD 加盟国の屋内ラドン濃度

国	屋内ラドンレベル [Bq/m ³]		
	算術平均値	幾何平均値	幾何標準偏差
OECD加盟国			
オーストラリア	11	8	2.1
オーストリア	99	15	NA
ベルギー	48	38	2
カナダ	28	11	3.9
チェコ	140	44	2.1
デンマーク	59	39	2.2
フィンランド	120	84	2.1
フランス	89	53	2.0
ドイツ	49	37	2.0
ギリシャ	55	44	2.4
ハンガリー	82	62	2.1
アイスランド	10	NA	NA
アイルランド	89	57	2.4
イタリア	70	52	2.1
日本	16	13	1.8
ルクセンブルク	110	70	2
メキシコ	140	90	NA
オランダ	23	18	1.6
ニュージーランド	22	20	NA
ノルウェー	89	40	NA
ポーランド	49	31	2.3
ポルトガル	62	45	2.2
韓国	53	43	1.8
スロバキア	87	NA	NA
スペイン	90	46	2.9
スウェーデン	108	56	NA
スイス	78	51	1.8
英国	20	14	3.2
米国	46	25	3.1
世界平均	39		

出典: WHO (2007)、UNSCEAR (2000)、Billonら (2005) および Menzlerら (2008)。

ラドン被ばくに帰因するラドン誘発肺がん数の詳細な計算が、これまで多くの国に関して公表されてきた。その計算は、BEIR VI解析の採鉱夫の研究、または欧州プール研究で得られた直接的な証拠のいずれかによって得られたリスクの間接的な推定値と共に、調査からの屋内ラドンの推定濃度に基づいている（表5）。

ほとんどの集団で、現喫煙者における肺がん罹患率は生涯非喫煙者に比べてはるかに高い。屋内ラドン濃度における単位増加あたりの肺がんリスクの比例的増加は、住居ラドン研究では、生涯非喫煙者と喫煙者でほぼ同じである（表3）。さらに、喫煙情報が入手可能であった採鉱夫の研究では、屋内ラドンにおける単位増加あたりの肺がんリスクの比例的増加も近似している。従って、個人がたばこを吸わなければ、あるいは、ラドンに被ばくしなければ、肺がん罹患することなどなかっただろうという意味では、大多数のラドンによる肺がんは、ラドンと喫煙が連帯して生じたということになる。

表5. いくつかの国のラドンに帰因する肺がん率の推計値

国	平均屋内ラドン濃度[Bq/m ³]	計算に用いられたリスク推定	ラドンに帰因する肺がんの割合[%]	ラドン誘発肺がんによる年ごとの推定死者数
カナダ (Brandら 2005年)	28	BEIR VI	7.8	1,400
ドイツ (Menzlerら 2008年)	49	欧州 プール研究 ^a	5	1,896
スイス (Menzlerら 2008年)	78	欧州 プール研究 ^a	8.3	231
英国 (AGIR 2009年)	21	欧州 プール研究 ^a	3.3	1,089
		BEIR VI	6	2,005
フランス (Catelinoisら 2006年)	89	欧州 プール研究	5	1,234
		BEIR VI	12	2,913
米国 (BEIR VI, 1999年)	46	BEIR VI	10-14	15,400 - 21,800

^a 屋内ラドン濃度の毎年の変動調整を伴う。

個人のレベルでみると、一定のラドン濃度に被ばくした後のラドン誘発肺がんのリスクは、生涯非喫煙者より現喫煙者の方がずっと高い。これは、欧州住居ラドン研究の統合解析で示されている（Darbyら 2005）。生涯非喫煙者では、屋内ラドン濃度が0、100、または800 Bq/m³の家屋に住んでいると（75歳までの）肺がん死亡リスクはそれぞれ1,000分の4、5、または10となる。しかし、タバコの喫煙者ではこれらのリスクは大幅に大きくなり、すなわち、それぞれ1,000分の100、120、または220となる。禁煙した人の場合は、ラドンによるリスクは、喫煙し続けた人よりずっと低くなるが、生涯非喫煙者のリスクに比べれば依然として大幅に高いままである。

参考文献

- 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).
- 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.

Grosche 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. (1997). Estimating lung cancer mortality from residential radon using data for low exposures of miners. *Radiat Res*, 147:126-134.
- 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.
- Mohnner 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. ラドン測定

キーメッセージ

- 家屋でのラドン測定は簡単に行うことが出来るが、正確で安定した測定を確実にを行うために標準化された（例えば国が設定した）プロトコルに基づく必要がある。
- 家屋またはその他の住居内のラドンの年平均濃度の評価には、長期的に積分したラドン測定が望ましい。
- 屋内ラドンの大きな経時的変動により、ほとんどの測定について短期間の測定が信頼性の低いものになっている。
- 検出器の種類は、住宅ごとの測定費用、すなわち国レベルでのラドンプログラムの費用に影響するので、慎重に選ぶべきである。
- 品質保証および品質管理の措置は、ラドン測定の信頼性を確保するために強く推奨される。

この章は、ラドンとその壊変生成物の測定器の選定と、大気中および水中におけるラドン測定の信頼性を確保するための手技または方針の策定のための枠組みを提供する。この章はまた、一軒の家屋の個別の検査から、建材からのラドン散逸評価診断のための測定に及ぶプロトコルを含むラドン測定の様々な状況についての指針を与えており、これらの指針はラドン測定の国のガイダンスを強化、または新たな指針策定の基礎を提供するのに役立つかもしれない。品質保証および品質管理指針もまた示されている。ラドン測定器と測定に関する詳細なガイダンスの主な出典は、OECD (1985)、NCRP (1988)、SSK (2002) および米国EPA (1992、1993、1997) の出版物である。

ラドン (^{222}Rn) によって放出される放射線線量のほとんどがラドンの壊変生成物、主としてポロニウム (^{218}Po と ^{214}Po) によるものであるが、(訳注：その線量評価の為の測定において) ラドンガスの濃度は、一般的にラドン壊変生成物濃度の良い代用物と考えられている。さらにラドンガスの測定は、比較的簡便でコストパフォーマンスの良いことから、通常壊変生成物測定よりもよく選択される。ラドン測定に関しては短期測定か、あるいは長期測定かのいずれかという観点で議論されることが多い(Quindósら 1991)。活性炭検出器やエレクトレット電離箱のような、別のタイプの検出器を用いたラドンの短期測定は、家屋の長期の平均ラドン濃度の最初の目安を出すことが可能である。しかしながら、短期のラドン測定を行う際には、日ごとまたは季節ごとのラドンの変動を考慮すべきである。高いラドン濃度は、通常家屋が締め切られている（すなわち窓が閉まっている）期間に生じるので、この期間または季節に行われた短期測定では、年平均ラドン濃度を過大に評価する可能性がある。また家屋の換気量が増える（たとえば窓が開いている）期間に行われる短期測定は、年平均ラドン濃度を著しく過小評価する可能性がある。そのため、家屋内での年平均ラドン濃度を評価するために、長期の積分ラドン測定器が望ましい。しかしながら、同じ家屋の年間ラドン濃度でさえ変化することに注目すべきである (Zhangら 2007)。さら

に、個人への総合的なラドン線量の推定を向上させるために、壊変生成物の測定も必要な状況が生ずる可能性もある。

表6. ラドンガス測定器とそれらの特性

検出器のタイプ (略語)	パッシブ型/アクティブ型	代表的な不確かさ ^a [%]	代表的な測定期間	コスト
アルファ飛跡検出器 (ATD)	パッシブ型	10 - 25	1 - 12ヶ月	低
活性炭検出器(ACD)	パッシブ型	10 - 30	2 - 7 日	低
エレクトレット電離箱 (EIC)	パッシブ型	8 - 15	5 日 - 1 年	中
電子式積分測定器 (EID)	アクティブ型	~ 25	2 日 - 数年	中
連続ラドンモニター (CRM)	アクティブ型	~ 10	1 時間 - 数年	高

^a 最適曝露期間に~ 200 Bq/m³の曝露で示した不確かさ

WHO国際ラドンプロジェクト（WHO 2007）で調査を行った国々で使用している、最も普及しているラドン測定器（表6）は、アルファ飛跡検出器（ATD）、エレクトレット電離箱（EIC）、そして活性炭検出器（ACD）であった。多くの国で使用されているアクティブ型測定器には、電子式積分測定器（EID）と連続ラドンモニター（CRM）が含まれる。パッシブ型測定器は、サンプリングの設置に電気やポンプを必要としないが、一方アクティブ型装置は電気を必要とし、測定期間中のラドンガス濃度や変動をチャートにする機能を含む。家屋においてはATDが、長期ラドン測定を得るための最も普及している選択であり、一年間設置する場合が多く、一方EICは短期間（数日）から中期間（数週から数ヶ月）の測定期間に用いられることが多い。EICもまた、検出器の開閉機能を用いてラドン濃度を時間で（たとえば8時間の在宅時間）積分する機能を持つ。CRMの利用は、これら検出器の価格が徐々に値下げしたため、広く普及するようになってきた。CRMは、自動的に短い時間ごとの情報をもたらす。

表7は、様々な測定状況のための測定方法と検出器の選定のための一般的な手引きを表している。捕集試料（grab sample）の利用は推奨装置のリストには含まれず、ラドン濃度測定評価（WHO 2007）のために普及している方法としてリストに記載されていない。

表7. 住居のラドン測定のための主な方法および測定器

方法	測定の種類	測定器
ラドンの予備調査	短期間のサンプリング	CRM, EIC, ACD
被ばく評価	時間積分	ATD, EIC, CRM, EID
改善検査	連続モニタリング	CRM

捕集試料とは、シンチレーションセルのような様々な装置を用いて、短い場合は数分の間隔で採取された空気試料で、その後分析のために研究所へ持ち込まれる。これらのタイプの測定は、ラドンおよびその壊変生成物の経時的な濃度変動を記録することが出来ない。捕集試料はラドンの被ばく評価または低減の必要性に関する意思決定のために推奨されていないので、指針には含ま

れていない。測定器についての更なる詳細は、George (1996) やOECD (1985)、NCRP (1988)、SSK (2002)、米国EPA (1992、1993) の報告書に記載されている。

2.1 測定装置

この章ではラドンのプログラムを設置しているいくつかの国の現状を反映させながら、ラドンおよびその壊変生成物の主な測定装置についてのまとめを行う。

2.1.1. ラドンガス検出器

a. アルファ飛跡検出器 (ATD: Alpha-track detector)

ATDは、図2に示すようにラドン壊変生成物の侵入を排除するフィルターで覆われた拡散容器内に入った、特別に製造されたプラスチックの板の薄片である。プラスチックは通常ポリアリル・ジグリコール・カーボネイト (PADCまたは CR-39)、セルロース硝酸エステル (LR-115)、



図2. ラドン検出器の例

またはポリカーボネイト (Makrofol) 素材である。ラドンまたはその壊変生成物によって、検出材の近くでアルファ粒子が生成されると、アルファ粒子は検出材にぶつかり、目に見えないアルファ飛跡と呼ばれる、損傷による微細領域を作る。プラスチック検出器材料の化学作用または電気化学作用によるエッチングは、アルファ飛跡のサイズを拡大し、光学顕微鏡検査によって観測可能にして、その結果手作業または自動計数装置によって計数可能になる。バックグラウンドを差し引いた単位表面積あたりの飛跡数は、 Bqh/m^3 の単位での積分ラドン濃度に正比例する。校正施設における制御された曝露によって得られ

る換算係数は、飛跡密度からラドン濃度への換算を可能にする。アルファ飛跡検出器は通常1ヶ月から1年の範囲の曝露期間に設置される。アルファ飛跡検出器は湿度、温度やバックグラウンドのベータおよびガンマ放射線に反応しないが、非常に高高度（たとえば2,000 mを上まわる）で行われる測定では、アルファ粒子の飛距離に影響し得る、空気密度の違いによるわずかな調整を必要とする場合がある (Vasudevanら 1994)。トロンとの交差感度（訳注：ラドン測定時に、トロンがラドンの濃度として表示されること。）は、容器に入る気体に対する拡散抵抗の大きい拡散容器の使用により、避けることが可能である。30 Bq/m^3 の最小検出濃度 (MDC) は、他の文献で論じられている方法 (Currie 1968、AlshulerとPasternack 1963、Strom とMacLellan 2001) によって算出され、1ヶ月間の曝露はほとんどの場合ATDで実現可能である。さらに低い最小検出濃度は、Durrani とIlic (1997) やFieldら (1998) によって示されている通りに得ることが出来る。

b. 活性炭吸着検出器 (ACD: Activated charcoal adsorption detector)

ACDは、1 - 7日間の屋内ラドンを測定するために配置するパッシブ型測定器である。検出の原理は活性炭の活性部位のラドン吸着である。サンプリングの後、検出器は密封され、ラドン壊変生成物が捕集されたラドンと平衡の状態になる。3時間の待機時間後、捕集器は直接ガンマ線計数を行うか、解析的に液体シンチレーション計測法での分析の前処理をすることが可能である。ガンマ計数法においては、活性炭容器または袋に25 - 90 gの活性炭が入っている。アルファ計測法では、活性炭2 - 3 gを入れた20 mlの液体シンチレーション用バイアルが用いられる。

容器は、蓋を開けて活性炭がむき出しに出来る場合や、測定期間を7日間に延長するための拡散障壁を備える場合もある。ACD測定器の応答は湿度に影響されるため、様々なレベルの湿度のもとで校正されなければならない。この測定器は又、測定現場でよくある曝露時間や温度の範囲にわたって校正すべきである。仮に異なったタイプの炭が混ざると、校正が一定に保たれないことがある。炭はラドンの連続吸着と脱着を可能にするため、ラドン濃度の変化が小さければ、この方法は曝露時間における平均ラドン濃度の正しい推定のみをもたらす。拡散障壁の利用は、通気や高湿度の影響を低減する。ラドンは半減期3.8日で壊変するので、検出器は曝露期間後、出来る限り早く分析のために返却する必要がある。例えば、研究所によっては検出器を8日以内に返却するよう求めるところもある。Altshulerと Pasternack (1963) により述べられた方法で計算されたが、ほとんどの場合標準的なACDで、MDC 2 - 7日の曝露期間の20 Bq/m³にすることは実現可能である。さらに詳しいことは、George (1984) や米国EPA (1987) により提供されている。

c. エレクトレット電離箱 (EIC : Electret ion chamber)

EICは、測定期間の平均ラドンガス濃度を測定するための、積分形検出器として機能するパッシブ型測定器である。エレクトレットは電界の電源と電離箱のセンサーの両方の役割を果たす。ラドンガスは、フィルター機能のある吸気口を通して受動的な拡散によって容器に入るが、壊変生成物はいらない。ラドンと容器内で生成された壊変生成物によって放出された放射線は、容器の容積内の空気を電離する。陰イオンは容器底部にある陽極のエレクトレットによって収集される。既知の時間内におけるエレクトレットの放電量は、その時間内で積分した電離量の尺度となる。これは同様にラドン濃度とも関係している。電位におけるエレクトレットの放電は、非接触型の電池式のエレクトレット読取装置を用いて測定される。この値は測定期間と校正係数に関連し、要求された単位でのラドン濃度の値を出す。標準的な短期のEICは、150 Bq/m³の濃度で2 - 15日間のラドンの測定用に設計されている。長期のEICは、150 Bq/m³の濃度で3 - 12ヶ月にわたってラドンを測定する。EICについてはこれまで多くの文献で述べられてきた (Kotrappaら、1990)。これらの装置は様々な国で使用され、標準的な操作プロトコル (バックグラウンドガンマ線の所定の補正、エレクトレットに塵埃がつかないようにすることなど) が守られるならば、優れた正確さと精度を示してきた (Sunら、2006)。

d. 電子式積分装置 (EID : Electronic integrating device)

ほとんどのEIDは、ラドン壊変生成物から放出されたアルファ粒子のカウントに拡散容器内のシリコン半導体検出器を用いる。拡散容器の小さな容量のため、中程度のラドン濃度においても、統計的に安定した読取に長い積分時間 (2日より長い) が必要とされることが多い。荷電されたラドン壊変生成物を静電捕集するために、検出器に直接接触させて高電圧をかけることによって、より高い感度を実現することが出来る。高い空気湿度は、測定に影響を与える可能性がある。20 Bq/m³のMDCは、7日間の被ばく期間としては標準的である。普及しているEIDの中には、これらの検出器の日常的な校正をするための機能が欠けているものもある。

e. 連続ラドンモニター (CRM : Continuous radon monitor)

市販のCRMには、シンチレーションセル、電流またはパルス電離箱、半導体シリコン検出器を含む、様々なタイプのセンサーを用いた幾つかのタイプがある。CRMは小さなポンプを用いて分析のための空気を捕集するか、センサー容器内へ空気を拡散させるかのいずれかである。全てのCRMは、集計結果を出力する電気回路を持ち、短い時間ごとの分析記録を持つものも多く、それは指定した期間の積分ラドン濃度の計算を可能にする。異なるタイプはそれぞれ違った利点を持っている。例えば、半導体シリコン検出器を用いれば、ラドンおよびトロン識別が出来、アルファスペクトロメトリが可能である (Tokonamiら 1996、Iimotoら 1998a)。流入する空気を乾

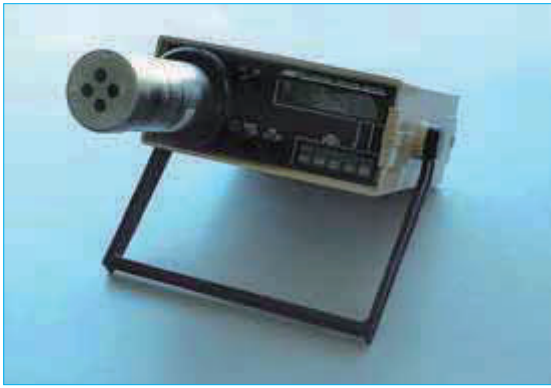


図3. 電子式ラドン測定装置の例

かすことによって、湿度についての感度の干渉を取り除く装置もある。このような装置のMDCは、標準分析法で計算して、約 5 Bq/m^3 である。CRMは、適切に機能することや信頼性の高い結果を確保するために、定期的な校正を必要とする。図3に電子式ラドン測定装置の例を示す。

2.1.2 特殊ガスとラドン壊変生成物検出器

a. トロン測定器

トロン (^{220}Rn) の屋内濃度は、一部の住居で高いことが分かっており、総ポテンシャルアルファエネルギー濃度 (PAEC) に50%またはそれ以上寄与している (Shangら 2005)。トロンは一般的に建物の壁から発生し、その短い半減期によって、部屋の中心部へ向かって減少する濃度勾配を発生する。トロンによる測定誤差を最小限にするために、検出器を壁から少なくとも20 cm離しておくことが重要である。ラドンとトロンの両方の濃度を測定するため、またはラドン測定におけるトロンの影響を評価するために、トロンの分別測定を行う場合がある。

幾つかの方法がトロン測定のために利用可能である。ダブルアルファ飛跡検出法 (DTD) を用いて、ラドンおよびトロンを別々に測定することが可能である。この方法は、ATDの2つの拡散容器と2つの同位体元素を識別するためにトロン (56秒) およびラドン (3.8日) の異なる半減期を用いている。1つ目の高拡散抵抗の拡散容器はラドンのみを検出し、2つ目の低拡散抵抗のものはラドンとトロンの両方を検出する。ATDの検出材のラドンおよびトロンに対する感度が分かっているならば、検出器でトロン濃度を算出することは可能である。トロンの値は2つの測定値の差から算出されるので、検出限界や不確かさは1台のATD測定より高い (表8)。DTDについての詳細はDoiら (1992)、Zhuoら (2002)、やTokonamiら (2005a) の文献で見ることができる。2フィルター法では、最初のフィルターを空気が通り (エアロゾル、トロンとラドンの壊変生成物をフィルターに保持する) 容器を通過して、2番目のフィルターから出る。その出口のフィルターは容器内で発生した全てのラドン壊変生成物を集める。容器壁での (訳注: 壁への沈着による) ロスを最低限にするため、流速は、最適な大きさの容器内で、適切にラドン壊変生成物が生成されるようにすべきである。放射能分析はサンプリング (捕集サンプリング) 後、シンチレーション測定または半導体アルファスペクトロメーター (連続測定) により、ろ過中に行うことが出来る。

他の連続トロンモニター (CTM) は、すでに述べたCRMの技術と連携する: シリコン半導体検出器の上での静電捕集とその後のアルファスペクトロメトリによる検出である。しかしながら、短寿命のトロンガスのために検出器の適切な校正が出来ないことから、かなり大きな測定の不確かさが生じる可能性がある (表8)。トロンの壊変生成物である ^{212}Bi のアルファ壊変は、ラドン壊変生成物 ^{218}Po と同じ6.0 MeVのアルファ放出エネルギーを持つため、ラドン測定に影響を及ぼす可能性がある。さらに8.8 MeVのエネルギーのアルファ粒子を放出するトロンの子孫核種である ^{212}Po は、総アルファ線計数法を用いたラドン測定に影響を与える恐れがある。ラドンとトロンの混

ざった空気の中で使用されるラドンガスモニターは、この影響を修正するべきである。室内のトリオン濃度は空間中で均一ではないので、いかなる測定でも代表性を確実にすることは困難である。このことから、壊変生成物の直接の測定が、ラドンの測定の場合よりもさらに重要となる。トリオンガス（56秒）に比べて、壊変生成物²¹²Pb（10.6時間）のより長い半減期によって、屋内のトリオン壊変生成物濃度は空間中で不均一ではない。ラドンとトリオンの弁別測定は、1つのシンチレーションセルを用いて、モンテ・カルロ法を用いたラドンおよびトリオンに関連する核種のアルファ計数効率を推定することによって行うことが可能である（Tokonamiら 2002）。

表 8. トリオンガス測定器およびその特徴

検出器のタイプ (略語)	パッシブ型 /アクティブ型	代表的 不確かさ[%]	代表的サンプリング 期間	コスト
ダブル飛跡検出器 (DTD)	パッシブ型	25	3 - 12ヶ月	低
2 フィルター法 (TFM)	アクティブ型	10	10 時間	高
連続トリオンモニタ (CTM)	アクティブ型	25	2 時間 - 1 年	高

b. ラドンおよびトリオン壊変生成物測定器

放射線被ばくのより正確な評価を必要とする場面（例えばラドンとその壊変生物間の平衡ファクタFが、通常仮定されるF=0.4と著しく異なる場合）においては、平衡等価ラドン濃度、総PAECまたは、個々の壊変生成物の放射能を単位として、ラドン壊変生成物を直接測定することができる。全ての利用可能な方法は、フィルター上にラドン壊変生成物を捕集することとそれに続くフィルター上の放射能測定に基づいている。分析技術によって、異なるフィルター素材が用いられ、例えばアルファ測定には、サンプルが表面に沈着するメンブレンフィルター（Imotoら、1998b）である。ラドンおよびトリオン壊変生成物測定器の例には、総アルファ線計数法、積分アルファ飛跡壊変生成物検出器、表面障壁型検出器付のアルファスペクトロメトリー装置、付着・非付着成分サンプラーを含む（NCRP 1988、Chengら 1992）。

2. 1. 3 水中ラドン測定装置

地下水中のラドンの存在は、大部分は岩や土壌中に見られるラジウム（²²⁶Ra）の壊変によるもので、水中に溶け出したラジウムから生じたものが主ではない。ラドンは又、鉄パイプのスケールに付着したラジウムからの高いラジウム濃度の配水システム内でも生成される可能性がある（Fieldら 1995、Fisherら 1998a）。水中のラドン線源からのラドン被ばくは、水から放出されるラドンの経口摂取もしくは吸入から起こる可能性がある。水中のラドンの放出（シャワー、食器洗浄器など）に起因するがんのリスクは、一般的にラドンを含んだ飲料水からのリスクよりはるかに大きいと考えられている（NRC 1998）。北米の家屋における水と大気のラドンの移行係数のために良く用いられる推定値は、 1.0×10^{-4} である（Nazaroffら 1987）。世界のほとんどの地域で、水中の線源からの屋内空気への放出されるラドンは家屋の下の地面の源から散逸するラドンよりずっと少量である。水中ラドンの捕集（FieldとKross 1996）および測定（Vitz 1991）のためのいくつかの確立された方法がある。水中ラドンの測定技術には、ダイレクトガンマカウンター（Galliら 1999）、エレクトレット電離箱（KotrappaとJester 1993）、メンブレンによる気体移行（Surbeck 1996年、Freyerら 2003）が含まれる。液体シンチレーションカウンターおよび散逸分離（De-emanation）ラドン測定法は、水中におけるラドン濃度測定のための最であり、詳細について述べたい。

a. 液体シンチレーション (Liquid scintillation counting) 計測

液体シンチレーション計測 (LSC) は、水中ラドンを測定するための最も感度が高く、広く使われている方法である。ラドン解析のための液体シンチレーションが普及しているのは、方法の優れた正確さと精度、低いレベルの検出、サンプル調整の必要がわずかであること、数多くのサンプルの迅速な測定能力、無人でサンプルを交換するカウンターの機能などいくつかの利点による。ラドンの有機溶媒への高い溶解度のため、適切に採取された水サンプル (FieldとKross 1996) は、水／有機の2相を形成するために、シンチレーションカクテル (例えば、トルエン、キシレン、鉱物油) に直接加えることが出来る。ラドンは水／シンチレーションカクテルとバイアルの空気層に分割され、LSC法によって測定可能になる。LSC技術は、シンチレーション溶液から放出される光子の程度から、ラドンと壊変生成物の放射能を定量する (PrichardとGesell 1977、Prichard ら1991)。LSC技術における制約には、計数装置を購入する際の初期投資や研究所での解析が必要なが含まれる。

b. 散逸分離 (De-emanation) 測定

散逸分離による水中ラドン測定には、溶解したラドンを水からラドンを含まない気体の中に抽出するという処理が含まれ、抽出後、シンチレーションセルのようなラドン測定装置に送られる。水を分析するために、水試料はバブラーに移される。ラドンを含まない気体 (例えば窒素ガス) によって水サンプルをバブリングすることにより、その気体の体積は液体の体積よりも5から10倍大きいので、常温で水の散逸分離を実現することが可能である。この例から、真空のシンチレーションセルは、抽出されたラドンが濃縮された気体によって充填される。セルは、ラドンとその壊変生成物の放射能が平衡に到達するために、約3時間後に測定される。計数時間によって、1 Bq/lより低い検出限界が得られる。

EIC以外には、水中のラドン測定のための2つの技術は、直接ガンマ線測定及びメンブレンによる気体移行法である (Galliら 1999、Surbeck 1996、Freyerら 2003)。

2.2 測定プロトコル

本節では、いくつかの代表的なラドン測定の目的と測定場所のための一般的なガイダンスを紹介する。この考察では、「短期間」は数時間から数週間にわたる平均的なラドン濃度の測定を指し、一方「長期間」測定は、通常1シーズンもしくはそれ以上 (数ヶ月から一年) に及ぶ。先に述べたとおり、繰り返される短期間の測定において時間的変動が、1/2 - 2倍またはそれ以上起こることが良くあるので、長期間ラドン測定の方が望ましい。異なる設定でのラドン測定は、様々な目的に役立つので、これらの違いを反映するために適切な測定方策およびプロトコルが必要である。これらのプロトコルにおいて、研究者、ラドン測定業者、建設業者、地方や国の健康の手引きの実行責任者である当局者を含むステークホルダーからの情報提供を求めることが大切である。それぞれの状況で最も良い手法の決定にあたり、空間的、時間的そして計器による変動から生じる不確かさを考えると、測定の変動性や結果の予測値を考慮すべきである。例えば、変化するのは、代表的なヒトの被ばく、あるいはある場所の平均ラドン濃度、またはさらに最悪の場合はラドン濃度であることもあり得る。

理にかなった決定手順が適切な対策につながるように、売買用の建物の代表的なサンプルについての測定の予測能力を評価することは不可欠である。ラドン測定の不確かさ、参考レベル、決定手順の全てが、ある地域における行動の決定の信頼性に影響する。いくつかの国々では、様々な状況でのラドン測定とある地域での意思決定のための詳細な指針を発行している (RPII 2002、SynnottとFenton 2005、SSK 2002、USEPA 1993)。これらの指針は、建物におけるラドンの地域独特の挙動についての多くの研究が行われる前に確立されたもので、新たなものや、まだ調査

されていない地域に直接適用できない可能性があるものもある。多様な気候、地質、建築法の国々における検出器の性能と信頼性を最大限引き出すために、6章で述べたような高ラドン地域において特別な測定方策およびプロトコルが求められる場合がある。

2.2.1 家屋での測定

個人の家屋で行われるラドン測定は、適度に低いコストで個人被ばくの信頼できる推定を行えるように追求すべきである。多くの地域における屋内ラドンの高い時間的変動によって、極端に高いラドン濃度が予測されるケースを除き、短期間の測定は、その測定についての信頼性をなくすことになる。様々な季節に行われた測定が、典型的な季節変動に基づいた年平均のラドン濃度の推定に調整される国もある (Bayssonら2003、RPII 2002)。さらに、ラドンが最も高い濃度に達すると予測される一室で行われた1回の測定が、家屋全体のラドン濃度の推定に用いられることもある。この測定は人が在室することが多い部屋で、土壌ガスのラドンが主な線源であれば地面に接した階で、また建材がラドンの主な線源であれば最も空気の流れが少ない頻繁に人が在室する場所のどちらかで行われるべきである。このような測定の実施によって生じる不確かさは、意思決定のプロトコルに含まれるべきである。特に重要なことは、「在室することが多い」という言葉の明確で、曖昧さが無い定義である。とりわけその定義に時間数が使われ、国によって異なる住宅の中で過ごす時間のトータルの割合が国によって異なるとすれば、この定義は国によって異なってしまう。測定プロトコルは、検出器の技術的な測定の失敗の可能性を最小限にするべきであり、その測定結果は、通気、湿度、温度、強い光、ガンマ線やトロンによって影響される可能性がある。

国によってラドン測定は、住宅が販売される前に行われる標準的な安全評価の一部である。不動産取引は資産に関する危険を評価する絶好の機会をもたらすが、販売契約を締結するプレッシャーは、潜在的なラドンの危険の正しい評価の妨げになることが多い。不動産取引の際のラドン検査が一般的に行われている米国のような国においては、同じ時期に並列で（配置して）同一場所での短期間測定が通例適用される。これらの診断検査は、強い季節的なラドンの変動を伴う高ラドン地域で失敗することが多い。現在の短期間ラドン測定技術は、年平均のラドン濃度の正確な推定を示すことができない (Steck 1990、Steck 1992、White 1994、Whiteら 1994)。場合によっては、高められたラドン濃度の住宅を特定するために幅広い信頼区間を用いて解釈される場合に、短期間測定が利用されることがある。しかしながらこの測定の実施は誤って、高いまたは低い長期間のラドン濃度の住宅であると識別する恐れがある。正確な評価を行う間に取引を進めるために、長期測定を短期測定と同時に始めることも可能である。いくつかの国の測定の実施例をBox 1に示す。検出器の配置の詳細な取扱説明も書かれている国もあり、例えば呼吸する高さやドア及び窓からの特定の距離の設置がある (DIN 1994)。

ボックス1：いくつかの国の測定実施例

フィンランドおよびスウェーデンは屋内ラドン濃度の上昇が予想される暖房を使用する季節（10月から4月）の測定を奨励している。アイルランドおよび英国は年間を通じて任意の3ヶ月間にわたるラドン測定を実施し、季節的な補正係数を適用している。イタリアでは、季節変動に関連した不確かさをさけるために通常1年間の測定が行われる。米国では、測定のお半は不動産取引と結びつけて行われるので、短期間測定がより多く一般的に行われる。

2.2.2 大きな建物における測定

学校、商業ビルや集合住宅建物のような大きな建物におけるラドン被ばくのパターンは、建物の構造、在室状況や暖房、換気、暖房換気空調設備 (HVAC) の使用の違いにより、一戸建て住

宅における被ばくと異なる可能性がある。測定プロトコルは、大きな床面積、複数階や独立した暖房換気空調設備をもつ複合の居住区画をもつ建物について、人の在室が多い場所において複数のサンプリング場所を規定することにより、これらの違いを反映すべきである。土壌ガスからのラドンが主な線源である場合、地面に接する階のラドン濃度の上昇する可能性があるため、一般的に下層階はより高い割合でサンプリングすべきである (Fisher 1998b, Synnott 2004, 2006)。いくつかの建物内の室ごとのラドンの変動は、ほとんどの建物において、かなりの割合の部屋について測定の実用性があることを示唆している。多くの建物がラドンの日変動を示す。この日変動は機械的な暖房換気空調設備のある建物または人の出入りの変化のパターンが大きい建物で高められる可能性がある。高い平均ラドン濃度であるが、1日の一部だけ人が在室するような建物は、有意なラドン日変動があるかどうかを判定するために、在室時間帯に測定を行う必要があるかもしれない。

2.2.3 低減および低減後の診断測定

住居の低減の決定は、頻繁に在室する空間の長期間平均ラドン濃度に基づくべきである。もし短期間のスクリーニング・テストが非常に高いラドン濃度を示すならば、低減の決定は長期間のテストでの確認無しで行うことが出来る。短期間および長期間の測定は、最初の測定の場所で、低減システムが設置された2、3日後に、同時に始めるべきである。長期間のテストは、低減システムの持続した効果を確認するために、数年ごとに繰り返し行われるべきである。

2.2.4 建材からのラドン散逸の評価のための診断測定

建材のからのラドンフラックス（流束）—あるいは散逸は、研究所または現場の環境での設置のいずれかで測定できる。もし建材のサンプルが簡単に得られるならば、ラドン散逸率は、密閉した容器にその試料を置き、その後気体をサンプリングすることによって測定することが出来る (Ingersollら1983、Folkertsら 1984)。ラドンフラックスの現場の環境での評価は、蓄積法、流量法や吸着法を含む様々な手法を用いる。散逸率を測定することに加えて、高解像度のガンマ線スペクトル分析が、建材の自然放射性核種の放射能の測定に用いられることが多い。これらの方法やその他の方法を述べた詳細は、他の文献にある (De Jongら 2005、Stoulosら 2003、Petropoulosら 2001、Keller 2001、NCRP 1988、Colléら 1981)。

2.2.5 疫学研究における被ばく評価

疫学研究のためのラドン被ばく評価は、ラドン検出器による測定の本質的な誤差、家屋内ラドンの時間的および空間的な変動の理由の説明ができない、以前に住んでいた住宅からの測定データが存在しない、ラドン濃度と個人の移動性の関連づけが出来ない、ラドン壊変生成物被ばくの代わりとしてのラドンガスの測定 (SteckとField 2006、Fieldら 1996) や潜在的なトロンとの交差感度 (Zhuoら 2002) を含むいくつかの要因により、著しく信頼性が低くなる可能性がある。ATDを用いた1年間の長期ラドンガス測定の利用は、住宅内での個人の移動パターンと結び付けて推奨されている (Fieldら 2000、Fieldら 2002)。以前に住んでいた住宅のラドンを測定出来ないことからデータの損失を最小限にするために、症例対照の組み入れ規準には、現在の住宅への長期居住が必要条件に含まれることがある。その代わりに症例対照研究では、ガラスに埋め込まれたラドン子孫核種を測定するために、ガラスに基づく遡及的ラドン検出器を使ってきたものもある。遡及的ラドン検出器についてのさらなる詳細は、SteckとField (2006) によって検討された。

2.3 ラドン測定の品質保証

品質保証 (QA: Quality Assurance) は、測定の品質に個別的または総合的に影響する全ての

問題を含む幅広い概念である。WHOは、測定結果の信頼性を確保するために、品質保証基準や指針の履行を強く推奨している。測定の品質管理（QC: Quality Control）を含めたいくつかの見地についてここで議論されている。加えて全般的な手引きが、全てのタイプの測定器に共通するQAプログラムの要素について示されている。しかしながら、品質管理測定のための推奨は機器の種類によって異なるため、品質保証に関する議論の残りの部分は、連続、積分および平衡の方法に分けられている。

2.3.1 品質保証計画

測定作業を実施する全ての個人や組織（個人、企業、政府機関など）は、品質保証プログラムを定め、それを維持すべきである。品質保証プログラムの要は、文書化された標準操作手順、品質保証目標達成のための文書化された手順、品質管理測定の結果の記録およびモニタリングのためのシステムを含む品質保証計画である。品質保証計画の策定に関する手引きは、たとえば米国EPA（1984、1997）から入手可能である。

2.3.2 最小検出濃度

ラドン測定を行ういかなる個人や組織も、品質保証計画の測定システムに最小検出濃度（MDC）を計算し、システムに含めてラドン測定結果とともに報告すべきである。検出限界とMDCの算定の方法については他の文献で論じられる（AltshulerとPasternack 1963、ANSI 1989、Currie 1968、StromとMacLellan 2001）。

2.3.3 相互比較試験

ラドン測定を行う個人や組織は、可能な限り研究所間の相互比較試験に定期的に参加すべきである。そのような試験は、一般的に二つのうちのどちらかの方法で行われる。ある連続ラドンモニターが「移動基準」として選ばれ、ラドン試験環境システム（STAR: Systems for Test Atmospheres with Radon）の曝露のために、いくつかの基準研究所に送られることがある。STARはラドンの参考濃度を含む環境を作ることやそれを利用するのに必要な設備を指定するのに用いられる略称である²。CRM（連続ラドンモニター）は研究所で受け取られると、移動基準によって出された値と、そのSTARをモニターするために用いられるシステムによって出された値を各STARのオペレーターが比較する。この方法はSTARのある施設間でのみ利用できる。STARからのラドン測定は、受け入れ可能な相互比較方法によって国の第一次参考基準にトレーサビリティがなければならない。

もう一つの方法は、試験を実施するためのSTARを所持するラドンの基準施設である必要がある。ラドン測定を行う個人や組織は、STARで曝露するための施設へ測定器を送る。測定器は返却されるが、曝露されたラドン濃度は知らされない。各参加者は次にその結果を実施施設に報告し、実施施設はそれから全ての参加者の結果と既定の校正による真の値を比較した報告書を発行する。相互比較試験の一環として、トロンへの検出器の感度の相互チェックも考慮されるべきである。研究所間の比較の例は、他の文献で述べられている（例えばButterweckら 2002、Tokonamiら 2005b、Röttgerら 2006、Beckら 2007）。

2.3.4 性能試験および「ブラインドスパイク」

認定または資格を与える機関が、ラドン測定を行う個人や組織に、性能テストまたは技能テス

² STAR施設の現在最新の参照リストはトレーサビリティのある線源を供給する研究所と同様にウェブサイト www.radonweb.org で随時更新されている。

ト (PT: Proficiency test) に参加するように要求することがよくある。参加者は、制御されたラドン濃度に測定器を曝露するためのSTARを所有する認定された基準施設と協力し、次に施設は曝露したラドン濃度の値を伏せて返却する。参加者はその後測定器の測定値を評価し、施設に結果を報告する。その結果は既定の校正による真の値と比較され、認定または資格を与える機関によって制定された規準に基づいて技能テストをパスしたかどうかを参加者に知らせる報告書が発行される。これは一度にただ一つの測定参加者しかSTAR施設に関わることが出来ない点を除いては相互比較試験と似ている。一方、相互比較試験中には、通常いくつかの個人や組織が同時に関わる。参加者が認定または資格を与える機関から技能テストを行うことを要求されることはないが、品質保証プログラムのために同様の試験を行うことのみを希望する場合、これを「ブラインドスパイク (Blind Spike)」という。

2.3.5 ブラインドテスト

認定または資格を与える機関が、ラドン測定を行う個人や組織に知らせずに性能試験を行うことを希望する場合がある。個人や組織は既定の校正による真の値や、あるいはテストされていることさえ知らないで、これをブラインドテストと言う。これは、一般または測定業者に販売されている測定器を解析する個人や組織が、比較的簡単に行えるものである。機関はただ測定器を購入し、STARの制御されたラドン濃度に曝露する手配をするだけで、その後測定器は、架空の曝露場所の情報とともに解析の為に、個人や組織へ送られる。装置を販売しない個人や組織（連続モニターの使用など）にとっては、ブラインドテストはより難しく、費用がかかる。

2.3.6 連続測定器

a. 校正

連続モニターは、メーカーまたはメーカーによって認定、訓練された標準研究所によって個別に校正される。校正作業は、特定の型式のモニターに応じた複数の適切なステップからなり、以下のいくつかあるいは全てを含む；1) 電圧、電気回路の重要な点の電流および／または波形のチェック、その後必要に応じて調整が行われる；2) バッテリーのチェックおよび再充電、必要に応じて交換；3) 光電子増倍管の適切な弁別器の設定および高電圧設定の測定；4) 窒素およびエージングした空気のラドンの含まれない環境への曝露によるバックグラウンドの測定およびSTARの標準環境への曝露による校正係数のチェックである。仮に一台以上のシンチレーションセルを用いた連続モニターが1つの組織で使用される場合、それぞれのシンチレーションセルは、特定の光電子増倍管に適合させるべきで、別の光電子増倍管を使用しない。さもないと、校正係数はシンチレーションセルと光電子増倍管のそれぞれの組合せで測定すべきである。

校正の報告書または証明書は、以下のような情報を記載して発行すべきである：1) 必要に応じて、あらゆる物理的損傷や弁別器、電圧、バックグラウンドと校正係数の設定を含む、「受け取った時点」のモニターの状態；2) 測定したバックグラウンド；3) 測定した標準環境での測定結果；4) 「校正した時点」での弁別器、電圧、バックグラウンドおよび校正係数；5) 校正が実施された日付；6) 校正責任者の名前および署名。

モニターには以下を記載した校正ステッカーを貼るべきである：1) 校正を実施した施設名；2) 校正を実施した者のイニシャル；3) 校正の日付；4) 校正の有効期限；5) バックグラウンドおよび校正係数の値；6) モニターのシリアル・ナンバー。モニターはメーカーの推奨や認定および資格を与える機関の要件に応じて、一般的に1年または半年に一度、定期的に校正すべきである。

b. バックグラウンド

少なくとも年1回の連続モニターのバックグラウンドの評価は不可欠で、通常校正の過程の一環として行われる。時間と共に、ラドンの長寿命壊変生成物 ^{210}Pb は検出器の中に蓄積する。ウラン壊変系列の残りの二つの放射性核種、 ^{210}Bi および ^{210}Po は、 ^{210}Pb とほぼ平衡の状態となる。それは通常時間と共にバックグラウンドを上昇させるアルファ粒子放出体である ^{210}Po の蓄積である。

シンチレーションセルを用いた連続モニターのバックグラウンドは、使用した時間やシンチレーションセルが曝露されたラドン濃度の程度によっては、より頻繁に測定する必要があるかもしれない。一般的なプロトコルは、作動1,000時間ごとのバックグラウンドの測定から始める。バックグラウンドの変化が $\sim 30 \text{ Bq/m}^3$ に相当する値よりも低い場合、システムが高濃度のラドンにさらされない限りは、次のバックグラウンド測定の間隔の時間数を増やすことが出来る。仮に2台以上の連続モニターが使用されるなら、バックグラウンドはシンチレーションセルと光電子倍增管のそれぞれの組み合わせに対して測定すべきである。

c. 内部検査

連続モニターには校正と次の校正の間にユーザーによって行える内部検査を備えているものもあり、例えばバッテリーのチェック、検出器の性能検査のための標準線源、そして検出器の性能の電子的な検査などである。そのような内部検査が利用可能であれば、測定の都度前もって行うべきである。いくつかのタイプのモニターでは、測定を開始する度に自動的に内部検査を行う。

d. 重複測定

測定は、例えば10% (USEPA 1993) のような品質保証計画で指定された頻度で、同じ型の2台のモニターを配置し、双方のモニターでの同時測定を行うことによって重複すべきである。2つの測定の相対的百分率差 (RPD) は、モニターの精度の評価基準として計算することが出来る。RPDのそのような測定は、表にまとめ、以下で説明するような管理チャートにプロットすべきである。重複測定値が一致しない場合は、これは片方または両方のモニターがもはや正しく校正されないことを示している可能性があり、更なる検査を促しているはずである。

e. 非公式な相互比較

同じ型の2台のモニターが重複測定に利用できない場合、例えば活性炭検出器のような異なる型の測定器をモニターと横に並べて一緒に用いることが可能である。そのような測定法はどちらの型の測定器の精度も評価することが出来ないの、「重複」というよりむしろ「非公式な相互比較」と呼ばれる。しかしながら、そのような測定法は、2つの測定の不一致が片方または両方の測定型の問題を示す場合、有用な情報をもたらすことがある。RPDは以下に述べるように計算、評価すべきである。

f. クロスチェック

ラドンモニターは、約6ヶ月の間隔または校正期間の中ほどで、直近に校正された同じ型の別のモニターと「重複」測定に用いるべきである。これを「クロスチェック」測定という。直近に校正されたモニターはラドン濃度のより良い推定を提示すると仮定できるので、相対誤差はこのモニターが既定の校正による真の値を示すことを仮定して計算すべきである。その後補正係数を適用することが出来る。

2.3.7 積分型および平衡型測定器

a. 校正

アルファ飛跡検出器、エレクトレット電離箱、活性炭測定器のような積分型および平衡型測定器は個々の測定器ごとには校正されない。むしろ測定現場で使用されるそれらの測定器の代表的な一括で処理される分の台数の測定器が、STARでラドン濃度、曝露時間、相対湿度および温度のような変化するパラメーターのもとで曝露されることになる。測定器をチェックするメーカーまたは研究所は、STARでの曝露からのデータに基づき、校正曲線または校正のアルゴリズムを編成したものを作成する。活性炭容器測定器のそのような手順の記述はGeorge (1984) および米国EPA (1987) によって行われている。校正曲線またはアルゴリズムは、測定操作因子（例えば、曝露時間、エレクトレットの電位）や環境因子（例えば、周辺ガンマバックグラウンド、相対湿度、温度、高度）の関数として、測定器のための校正係数の値を出す。後で記述されるように定期的なスパイクサンプルは、メーカーまたは研究所によって、校正が、引き続き信頼できる「管理状況」にある結果を提出し続けていることを証明するために用いられる。活性炭測定器については異なるロットの活性炭を使用することを含めて、測定器が物理的に変更される場合、また、定期的な品質管理データが結果が信頼することは出来ないことを示す場合には、毎回ここで述べた校正手順を繰り返さなければならない

b. 重複または並列配置測定

横並びの、または「並列配置」の測定は、測定の精度さや測定器や研究所の処理過程の全般的な精度の評価をもたらす。並列配置測定が行われる割合は、品質保証計画に定められるべきである。例えば「10回の測定毎に1回」というように規定された割合で並列配置の測定を行うことは、測定現場で遭遇する全ての範囲のラドン濃度にわたっての測定を確実なものにする手助けとなるはずである (USEPA 1993)。並列配置測定のそれぞれのセットに関して適切な統計を計算し、品質管理記録に表で示し、管理チャートにプロットすべきである。仮に2つだけの「重複」の並列配置測定が常に行われるならば、RPD統計が用いられる可能性があり、さもなければ変動係数が用いられなければならない。精度の達成目標は「管理されている状況」、「警告レベル」、「管理限界」のような範囲で、限界を超えたら取られる対策と同様に、品質保証計画の中で規定すべきである。管理チャート、限度の設定や修正対策が取られるべき時期の決定に関する情報は、Goldin (1984) および米国EPA (1984, 1993) によって示されている。

c. 研究所におけるバックグラウンド測定

活性炭容器やアルファ飛跡検出器のような測定器を分析するために使われる研究所の機器は、測定し、測定現場で用いられた検出器の出力値から差し引かなければならない固有のバックグラウンドを持っている。バックグラウンド測定は、先で説明したように、検出限界や分析システムのMDCの確定にも用いられる。分析研究所の品質保証計画は、各セットの測定器の中から検査に要求される最低限の測定器数、または測定システムのための研究所バックグラウンドを規定するための代表となるブランクの測定器の測定頻度を規定する基準を含むべきである。

d. 測定現場でのバックグラウンド対照測定

測定現場でのバックグラウンド対照測定あるいは「フィールドブランク」は、分析研究所によって設定されたMDCよりも、取扱いや輸送または保管が、測定器により強く影響しないようにするために用いられる。測定現場における測定器のユーザーは、例えば5% (USEPA 1993) をブランクとして研究所に提出するために、特定の割合の測定器を取っておくべきである。ブランク測定器は現場の測定に用いられたものと同様の方法で取り扱われるべきである。測定現場の測定器

が配置される際は、ブランクの装置は活性炭を入れた密閉された容器内のような、低ラドン環境に保管すべきである。ブランク測定器は特別な扱いやプロセスを受けないように架空の位置情報と共に測定現場の測定器と一緒に研究所に輸送すべきである。品質保証計画は、報告されたブランクのための測定が、研究所のMDCを上回る際取るべき対策の指示を含むべきであり、また研究所に問題を警告することを含むべきである。このことはユーザーの取り扱いや保管に伴う問題を示しているかもしれないし、また研究所に伴う問題を表しているかもしれない。ブランクの測定値は、必ずしも現場の測定値から差し引かなくても良い。ブランク測定結果のそのような利用については、分析研究所の判断でのみ行われるべきである。

e. スパイク

特定の割合の測定器は、それらが、特定の時間、既知のラドン濃度で、STARの制御された環境条件下で測定器に曝露する基準研究所へ送られるべきである。これらは、「スパイクサンプル」または「スパイク測定」と呼ばれる。スパイク測定は測定器と研究所の作業過程の総合的な精度の評価をもたらす。スパイク測定が行われる頻度は品質保証計画で規定されるべきである。個々の測定について、STARのオペレーターによって提供される値が既定の校正による真の値と仮定して相対誤差を計算し、それを品質管理記録に表で示し、管理チャートにプロットするべきである。前に述べたように、精度の達成目標は「管理されている状況」、「警告レベル」、「管理限界」のような範囲で、限界を超えたら取られる対策と同様に、品質保証計画の中で規定すべきである。管理チャート、限度の設定や修正対策が取られるべき時期の決定に関する情報は（Goldin 1984、USEPA 1984、1993）他で入手可能である。

参考文献

- 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}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}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}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}Bi and ^{214}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.
- Iimoto T et al. (1998a). Continuous ^{220}Rn concentration monitor using an electrostatic collection method. *Radiat Prot Dosimetry*, 77:185-190.
- Iimoto T et al. (1998b). Characteristics of major filters used for ^{222}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*. NCRP, 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}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}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). *RP11 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}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}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}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%20Report.pdf>).

Synnott H et al. (2006). Radon in Irish schools: the results of a national survey. *Journal of Radiological Protection*, 26:85-96.

Tokonami S et al. (1996) Calculation procedure of potential alpha energy concentration with continuous air sampling. *Health Phys*, 71:937-943.

Tokonami S et al. (2002). Simple, discriminative measurement technique for radon and thoron concentrations with a single scintillation cell. *Rev Sci Instrum*, 77:69-72.

Tokonami S et al. (2005a). Up-to-date radon-thoron discriminative detector for a large scale survey. *Rev Sci Instrum*, 76:113505-113509.

Tokonami S et al. (2005b). Intercomparison exercise of measurement techniques for radon, radon decay products and their particle size distributions at NIRS. *Japanese Journal of Health Physics*, 40:183-190.

United States Environmental Protection Agency (1984). *Quality Assurance Handbook for Air Pollution Measurement Systems: Volume 1*. USEPA Publication 600/9-76-005, Washington, D.C.

United States Environmental Protection Agency (1987). *EERF Standard Operating Procedures for Rn-222 Measurement Using Charcoal Canisters*. USEPA Publication 520/5-87-005, Montgomery, Alabama.

United States Environmental Protection Agency (1992). *Indoor Radon and Radon Decay Product Measurement Device Protocols*. USEPA Publication 402-R-92-004, (<http://www.radon.com/pubs/devprot1.html>).

United States Environmental Protection Agency (1993). *Protocols for Radon and Radon Decay Product Measurement in Homes*. USEPA Publication 402-R-92-003. Washington, D.C.

United States Environmental Protection Agency (1997). *National Radon Proficiency Programme Guidance on Quality Assurance*. USEPA Publication 402-R-95-012, Montgomery, Alabama.

Vasudevan L, McLain L, Milton E (1994). Atmospheric pressure effects on the calibration constant of alpha-track radon detectors. *Health Phys*, 66(3):318-326.

Vitz E (1991). Toward a standard method for determining waterborne radon. *Health Phys*, 60:817-829.

White SB, Alexander BV, Rodman NF (1994). Predicting the annual concentration of indoor ^{222}Rn from one or more short-term measurements. *Health Phys*, 66(1):55-62.

White SB (1994). Making mitigation decisions based on short-term tests of ^{222}Rn . *Health Phys*, 67(2):180-182.

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*, 93:288-297.

Zhuo W et al. (2002). A simple passive monitor for integrating measurements of indoor thoron concentrations. *Rev Sci Instrum*, 73:2877-2881.

3. ラドン予防と低減

キーメッセージ

- 包括的なリスク低減を実現するために、ラドン予防（新築の住居）と低減（既存の住居）の方策が必要である。
- ラドンの線源、ラドン濃度、そしてラドンの移動メカニズムがラドン予防と低減方策の選択に影響する
- ラドン予防または低減への取り組みを決定する為に、ラドン測定を行うべきである。
- 建築分野の専門家がラドン予防と低減の重要な役割を担う。彼らを訓練し、この分野で要求される能力を確保する方策が必要とされる。
- 国家レベルで、ラドンの予防と低減のための研究に基づく、指針および/または基準を策定すべきである。

この章では、新築の住居（増築や改築を含む）の建設中のラドン管理の対策の選択肢に焦点を合わせている。それはラドン予防と呼ばれ、一方、既存の住居のラドン低減はラドン低減または改善と呼ばれる。ラドン予防と低減の指針の枠組みの中で、ラドン管理システムのための訓練と技術基準に関しても議論された。屋内ラドンの最も一般的な線源は、建物の下にある土壌と地質である。しかし、ラドンは家庭内や、掘削された井戸（地下水供給）からの飲料水や、コンクリート、煉瓦、天然建築用石材や天然石膏、リン酸石膏や高炉残渣、炭フライアッシュなどを含む産業副産物を使った建材からのラドンの放出物を含む場合もある（EC 1999, Somlaiら2005）。ラドンの線源およびラドンの移動メカニズムは、様々なラドン予防と低減方策の費用対効果にかなりの影響を及ぼす可能性がある。

3.1 ラドン予防と低減対策の組織

この節では、組織的なラドン計画において予防と低減対策に関連した幾つかの具体的な項目について議論する。国のラドンプログラムの組織の包括的な観点については、第6章で要点を詳しく説明する。

ラドン管理は、集団における全体的なリスク低減を目標にすべきであるが、既存住宅の低減を目標にただけでは達成できない可能性がある。このため、予防の目標は、新築の住居のラドン濃度の低減にも設定すべきである。このような目標設定がないと、次のような場合には高められた屋内ラドン濃度の住居総数が増加するであろう。

1. 高められた屋内ラドン濃度の新築の住居が住宅戸数に加わる場合。
2. 高められた屋内ラドン濃度の高い新築の住居数が低減した既存の家屋の数を上回る場合。

国のラドンプログラムの枠組みの中で予防と低減対策を成功させる鍵となる要素は、以下の通りである。

1. ラドン管理対策は、建物の種類の組み合わせに考慮する。
 - 新築と既存の住宅（ラドン曝露が最も多いのは通常自宅である為。）
 - 学校、幼児施設、国（州）が所有または貸し出す建物や宿泊施設など、公衆が長期間被ばくするような建物
2. 建物の調査は、最も費用対効果の良い予防と低減のラドン管理対策を見極めて用いるべきである。地域ごとに構造、基礎や空調システム、また建設施工も異なる。とりわけ、このような調査は以下を作成するために用いるべきである。
 - 新築住宅建設のための建築基準法などのラドン予防基準および規則
 - 既存住宅の改善のためのラドン低減基準および要求事項（3.1.2節参照）
3. 様々なラドンの線源からの寄与は、それぞれの国や地方によっても異なる。以下のメカニズムを考慮すべきである。
 - 圧力駆動型による土壌ガスの侵入
 - 建材からのラドンガス放出
 - ラドンの水による移動
4. 予防や低減対策の効果を確実にするために、建築専門家の適切な訓練と認定を実施すべきである。ラドン予防と低減対策のいくつかの一般的な観点が以下の章で議論されている。

3.1.1 ラドン管理システムの設計基準

低減と同様に予防についてもラドンシステムには以下の設計基準が求められる。

- ラドン濃度を参考レベルよりかなり低いレベルに低減できること
- 安全で、逆気流現象を起こさないこと
- 建物の耐用年数に見合う耐久性と機能
- 動作が簡便にモニターできること
- 静かで邪魔にならないこと
- 設置、運転、メンテナンスの費用が安いこと
- 受動的土壌減圧法（PSD）を設置する場合、換気扇を簡便に追加できること

これらの設計基準を考慮に入れた新築建造物用の様々なラドン管理システムの比較を表9に示す。

表 9. 新築建造のためのラドン管理対策の選択肢

選択肢	ラドン 低減能力	長期 性能	モニタリングの 簡便さ	静かで 目立たない	コスト	
					設置	運転
長面に接触した 土壌の封入 (シーリング)	不可一 低・中 等度	通常 悪いー良い	繰り返しラドン 測定が必要	通常 大変良い	中等度	非常に低い
土壌ガス 障壁法	非常に 変動する	安定しているが ほとんどの場合 限定的なラドン 低減	繰り返しラドン 測定が必要	大変良い	管理と 品質によって 異なる	なし
非居住の床下 スペースの 受動的 換気法	中等度ー 良い	大変良い	繰り返しラドン 測定が必要	大変良い	低い	低い
非居住の床下 スペースの 能動的 換気法	良い	大変良い	繰り返しラドン 測定が必要	良い	中等度	中等度
能動的 土壌 減圧法 ^a	中等度ー良	大変良い	圧力測定 および/ またはラドン測定 が必要	通常 大変良い	低い	中等度
受動的 土壌 減圧法 ^a	低ー中等度	良：土壌表面の 封入が維持され る場合	繰り返しラドン 測定が必要	通常 大変良い	低い	大変低い
バランス 換気法 ^b	低ー中等度	良：運用/維持 される場合	繰り返しラドン 測定が必要	通常 大変良い	低いー 高い	中等度ー 高い

出典：米国EPA (1993)

^a 能動的および受動的土壌減圧法は、最も一般的なラドン管理方策であるため、網掛けされている

^b バランス換気法は、空間からの排気と呼気のバランスを保つ換気システムである

3.1.2 研究に基づく指針および/または基準

ラドン予防と低減の指針および/または基準は、適切な実施に最低減必要な役割を果たすよう開発または適用されるべきである。指針または基準は、建築科学調査に基づくべきであり、さらに指針や基準は、起こり得る全ての状況に対処できないため、明確な設計基準に基づくべきである。

このような指針や基準を作成する際は、他の建物や建設専門家だけでなくラドン低減請負業者や建物研究者に相談する事が重要である。FlaterとSpencer (1994) は、仮にこれらの指針や基準が建築基準法の一部になれば、法令遵守を確実にを行うために監査手段が必要であると示している。低減または予防指針書または基準を設けている国は、オーストリア、ベルギー、中国、チェコ、フィンランド、フランス、アイルランド、ラトビア、ノルウェー、ロシア、スウェーデン、スイス、英国、米国である (WHO 2007)。いくつかの手引きの例をボックス 2 に示す。

ボックス 2：ラドン手引き書の例

中国：新築低層住宅における設計および建設のためのラドン管理方策の選択肢の標準手引き書 (GB/T 17785-1999)、屋内空気質基準 (GB/T 18883-2002)。
英国：既存住宅のラドン改善措置手引き書 (BRE 1998)。
米国：低層住宅のための能動的土壌減圧ラドン低減基準 (AARST 2006)、既存低層住宅におけるラドン低減導入のための標準的技法 (ASTM 2007)。

3.1.3 ラドン専門家の訓練と技能試験

費用対効果の高いラドン管理システムを設計し設置するために、ラドン低減の専門家や建築請負業者やその他の関連する専門家を訓練するための方策を策定すべきである。加えて公衆衛生当局者は、全般的なラドン予防方策の訓練を受けるかもしれない。仮にラドン予防規制基準が実施された場合は、建設専門家もまた訓練を受けるべきである。

さらなる教育課程を加えてもよいが、この方策は、最低限、初期訓練を取り入れるべきである。訓練プログラムは、建物研究者や建築請負業者や建設作業員と協議して開発すべきである。訓練に、大学、行政および/または非政府機関が含まれる場合もある。

さらに、訓練を受けた専門家に認定またはライセンスを与え、そのような専門家の活用をつくることにより、技能を確実にするための方策を策定することを推奨する。

3.2 新築建造物におけるラドン予防方策

先に述べたように、最も重要なラドンの移動メカニズムは、気圧差による土壌から居住空間への空気の流れである。他の原動力には、拡散が含まれる。土壌と居住空間の間の気圧差がラドン侵入の主な原動力なので、ラドン予防方策は通常この気圧差を逆転させることに焦点が置かれる。これは一般的に能動的（換気扇を使った）または受動的（換気扇は使わない）土壌減圧を用いて達成される。土壌と屋内の間の被膜シート（メンブレン）（訳注：膜を設置する手法）が空気圧制御方策と組み合わせて使われる場合もある。単独の制御技術としての被膜シートの使用は 3.2.3 節で述べている。

3.2.1 ラドン予防方策の有効性の評価

新築住宅におけるラドン管理方策は、低屋内ラドン濃度の実現と維持に常に成功するわけではない（Synnott 2003、Saum 1993）。そのため、ラドンについて新築住宅を検査測定することが望ましい。

- 入居前：暖房と換気の状態の違いから、空き家での屋内ラドン濃度は入居後の濃度とは異なる可能性がある。しかしながら、入居前の検査測定は、問題の特定を可能にし、入居中よりもこの段階の方が問題を修正しやすいだろう。
- 入居中：新築住宅に入居したら、屋内ラドン濃度が参考レベル以下になっているかどうかラドン測定が実施される。ラドン管理システムの性能は時間と共に変化するので、ラドン検査測定は建物の寿命にあわせて定期的に行うべきである（GammageとWilson 1990）。

これらの測定は、第2章で述べた承認された測定プロトコルに従い実施すべきである。

3.2.2 建設予定地の評価

様々な単位の地理的地域にわたって、高められた屋内ラドン濃度の可能性を評価するために世界中で数多くのアプローチが用いられている。ある方法は、地方や郡、市、その他の地理的領域のラドン地図の作成を伴う。別の方法はチェコなどのいくつかの国で用いられ（Nezmalら 2004）、建設用地のラドン指標を定めるための建設前の個々の用地の検査測定にも使われる。この指標は、その用地での建築に必要なラドン予防対策のレベルを設定するために用いられる。しかしながら、フィンランド、アイルランド、ノルウェー、スウェーデン、スイス、英国および米国を含む国々では、最も費用対効果のよいアプローチは全ての新築住宅にラドン管理の対策の選択肢を導入することのようである（WHO 2007）。このアプローチは高ラドン地域に限定されることもある（第

6 章参照)。

3.2.3 ラドン予防方策

ラドン予防方策の多くは、土壌と屋内居住空間との気圧の差による土壌ガスの侵入を制限する措置に関するものである。費用対効果の高いラドン予防方策にするために、その地域や国に固有の建設施工、ラドン線源、およびラドンガスの移動のメカニズムの組み合わせを考慮するべきである。複数の基盤をもつような建物などでは、一定の条件の下では複数の方策の組み合わせを必要とする場合もある。幾つかの予防方策について、以下に集約し、記載している。

a. 能動的土壌減圧法 (ASD)

図4にASDを表す。ASDは簡単に設置でき、受動的土壌減圧法 (PSD) より大きなラドン低減をもたらす (USEPA 1993)。このため、ASD住宅を新築する者にとっては好ましい選択肢である。カナダでの最初の試験的なアプリケーションから始まり、ASDには優れた歴史がある (Scott 1979, GessallとLowder 1980, DSMA ATCON 1982)。一般に、ASDシステムには以下の基本的構成要素が含まれる。

- 吸引ポイント (1 または複数) は、家屋の地面に接している床またはスラブ下に位置し、連続的で均一な透過性をもつ骨材層、地下水管理システムや汚水槽などに連結している。
- 排出ポイントは人への被ばくを最小限に抑えた方法で、例えば、最も高い屋根の上などに位置する。一階の位置でのASDの排出は、ラドンが家に再侵入するリスクを生むとの証拠がある (HenschelとScott 1991, Yull 1994, Henschel 1995)。それ故、リスクが低いと思われても、ASDシステムはこのリスクを最小限に抑えた方法で設置すべきである。
- 連続的に稼働するインライン換気扇は、ラドンを低減したい家屋の調整スペースの外側かつ上部に設置されている。既存住宅用と新築建造物用のASDの重要な違いは、後者は透過性の層やシーリングの使用によって、より小さく、エネルギー効率の高い換気扇を使えることである。
- 換気扇の下での排気管の気圧差のように性能をモニターするためのシステムインジケータとしてU字型の圧力計を使うこともある。
- ASDシステム (PSDでも同様) と他の配管設備との混乱を避けるため、近づくことが可能なシステム全てにラベルを貼るべきである。

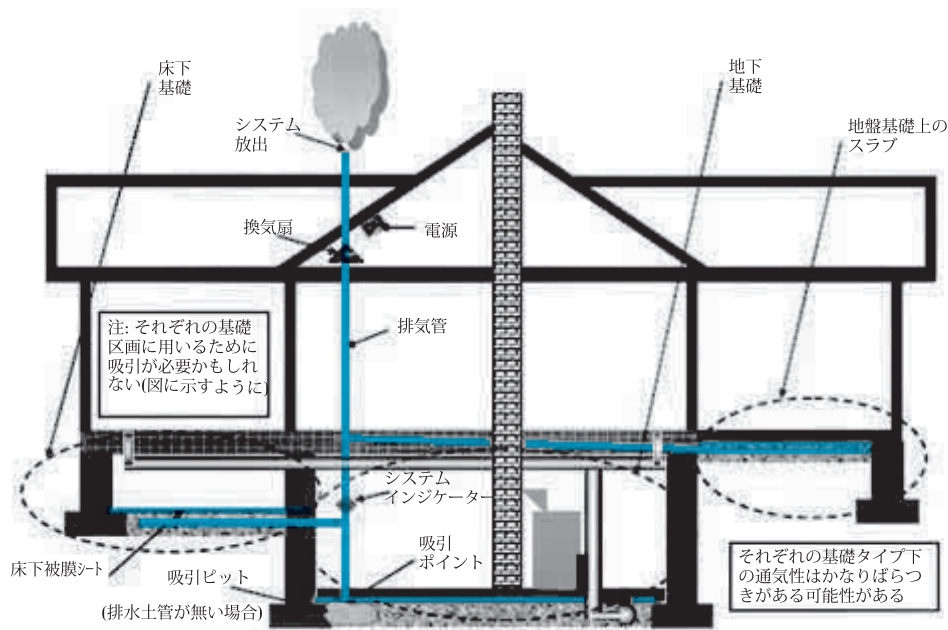


図4. 新築建造物のラドン管理のための能動的土壌減圧 (ASD)

b. 受動的土壌減圧法 (PSD)

PSD (図5 参照) は、新築建造物で使われる。以下の点を除いてはASDと同様である。

- PSDの有効性は、通気管の中の空気の熱浮力およびPSD自体による住居の下の土壌をわずかに減圧する能力によって決まる。PSDを有効にするためには、以下の点を考慮すべきである。
 - システムが地面に直に接している全ての部材（例えばコンクリートスラブ、床下の被膜シート）下は、均一で透過性のある層でなければならない。
 - 通気管は、主に建物の中の加熱された場所を通して設計され、加熱されない場所を通る通気管は断熱しなければならない。
 - 通気管のルートは、PSDシステムがラドン濃度を十分低減できなかった場合に換気扇を簡単に設置出来るようでなければならない。
 - 排気管は、最も高い屋根より上で排気しなければならない。
 - PSDシステムは、配管設備との混乱を避けるため、近づくことが可能なシステム全てにラベルを貼るべきである。
- 地面に直に接している建物の部材は、土壌ガスの侵入を予防するために密封しなければならない。
- 排気管と居住空間との気圧差はとても小さいので、システムの機能を監視する唯一の方法は、定期的、又は連続的なラドンのモニタリングによるものである。

新築建造物では、PSDはラドン濃度を約50%低減するようである (DeweyとNowak 1994)。仮にPSDシステムが適切に設計、施工されるならば、システムを活性化する為に小さな換気扇 (75W、またはそれ以下) を用いてもよい (Saum 1991、ASTM 2007)。小さな換気扇を使うことにより、稼働エネルギーコストを節約できる。

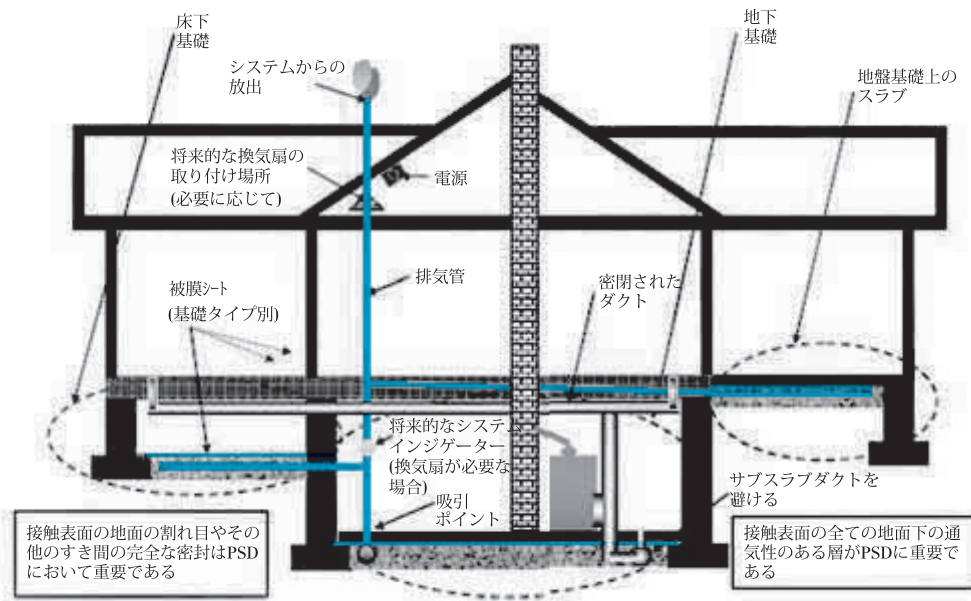


図5. 新築建造物のラドン管理のための受動的土壌減圧法

c. 表面シーリング（密封）

屋内の居住空間と土壌を隔てる表面シーリングは、PSD やASD 等の他の予防方策の性能を高める事ができる。これらの場合、シーリングは屋内の調整された空気の流れを防ぎ、それはかなりの量で（Henschel 1993）、土壌から屋内への気圧差の逆転を加速する場合がある。

単独の予防方策としては、シーリングは、特に長期的にはラドン低減のための限られた可能性しかない（Brennanら 1990、Scott 1993）。シーリングは、ラドンが土壌から屋内に移動する主な理由、すなわち気圧差による空気の流れに関して、対処しないからである。

d. 障壁と被膜シート（メンブレン）

土壌と屋内の間に障壁または被膜シートを設置する手法は、単独でラドン予防方策として使われたり、受動的または能動的土壌減圧法などの他の技術と組み合わせられて使われることがある。被膜シートは、屋内への湿気の移動を抑える上でも役立つ。障壁を使うにあたり、その気密性や拡散性、強度、耐久性などの特性について独立した第三者機関により認定されているかを考慮すべきである（SINTEF 2007）。

障壁は土壌から屋内へのラドンの移動を低減する助けとなる場合があるが、それらの有効性は対策の選択肢によって異なる。

- 障壁を用いる方法の推奨者は、障壁は気密性でなければならない事を認めながらも、設置後うまくいかないことはほとんど無いと記している。Scivyer と Noonan （2001）は、かれらの研究で、十分にラドン被膜シートを施した家屋において、10年にわたってラドン濃度の有意な変化はなかったことを発見した。しかし、被膜シートの初期の有効性については示していない。

- 被膜シートを用いる方法に批判的な者は、通常の建設条件下で被膜シートの気密性を作ることが極めて難しいことを指摘している。穴の空いた被膜シートが土壤ガスを集め、建物の隙間から送り込む落とし穴になる可能性がある。さらに、障壁は気圧差に対応するものではない (Scott 1993)。障壁は、気温による気圧差が小さい温暖な気候の方が、効果が高い可能性がある。図6にラドン障壁設置の悪い例と良い例を示す。

障壁は土壤減圧のような他の予防技術と組み合わせて使われる場合がある。土壤減圧と共に使われる際、障壁はつながらなくてもよい。例えばフィンランドでは、土壤減圧パイプが設置される際、床構造壁下に強化アスファルトフェルトが設置される。



悪い例

良い例

図6. 障壁設置の例

e. 非居住空間の換気

居住空間と土壌の間にある非居住空間（例えば通気式の床下空間等）の換気は、土壌から屋内を分離し、居住空間より下方のラドン濃度を低減することにより、屋内ラドン濃度を低減することができる。この方策の有効性は、幾つかの要素に依存する。これらには、通気式の非居住空間の上方の床組の気密性、また、受動的換気システムの場合の非居住空間の周辺の通気口の配置が含まれる。この手法のひとつのバリエーションとして、非居住空間に加圧または減圧する為の換気扇の使用が含まれる。しかしながら、換気扇を使った狭空間の減圧は、燃焼器具のバックドラフトおよびエネルギー損失などの問題を引き起こす (ASTM 2003a)。サブスラブおよびサブ被膜減圧 (SSD およびSMD) は、能動型または受動型で、床下空間のある基礎をもつような建物のラドン管理に推奨される方法である。SSDとSMD は、床下空間の換気より高いラドン低減効果をもたらす。

f. 居住空間の換気

総合的な室内空気質のためには、屋内と屋外の空気の入れ換えが望ましい。ラドン予防のために、換気は様々な結果をもたらし、特に極端な気候ではエネルギー損失につながる場合もある。主なラドン線源が建材であるならば、換気は必要であろう。しかしながら、そもそもラドンの線源となる建材の使用は避けるべきである (EC 1999)。

g. 水処理

水中の高濃度のラドンが問題となる地域を除けば、新築建造物で水処理を行うことは一般的で

はない。屋内空気中のラドン濃度を低減するための水処理技術に関するさらなる情報は、3.3.2節の最後のラドン低減のパラグラフを参照のこと。

3.3 既存の建物のラドン低減方策

ラドン低減はある面ラドン予防と似通っているが、わずかが重要な違いがある。ラドン低減の費用対効果は、導入されたシステムの種類と設置の質によって異なる。家屋の居住者自身によるものを含む他の方法に比べて、経験豊かな設置業者が行うなら、能動的土壌減圧法が最も効果的にラドン濃度を低減する事ができることが証明されている（Naismithら 1998）。

低減対策を決断する、あるいは低減対策の有効性を判断するために、認可された測定プロトコルで、適切な参考レベルにあう方法でラドン測定を実施すべきである（第2章、第6章参照）。

低減勧告の規模や緊急性は、測定によるラドン濃度に基づく可能性がある。例えば、測定が、わずかに上昇した屋内ラドン濃度を示すなら、ラドン低減は一刻を争うものではなく、限定的または段階的な低減方法が推奨されるかもしれない。次いで、必要に応じて改善することが出来る。

米国などの幾つかの国では、低減の取り組みは、能動的土壌減圧法などのより強力な改善に重点を置いている。この方法は、他のより限定的な方法に比べて、わずかなコスト増分で、ラドン低減の効果を最大にする事ができる。さらに、強力な方法はラドン低減目標を達成する上でより大きな信頼性を与える。家屋の売買期間などラドン低減において時間的な制限がある場合には、強力な低減方法が適切である。

第2章で議論したように、ラドン低減対策の有効性を確認するために低減後の測定を常に行うべきである。さらに、ラドン低減システムの性能は変動する可能性があるので、低減された住宅は定期的に再検査を行うべきである（GammageとWilson 1993）。

3.3.1 低減の建物調査と診断検査測定

以下の段取りは、ラドンを低減する建物の特性にもっとも費用対効果の高い低減システムを適合させるために重要である。一般的には、診断過程は、複雑な建物や低減がより困難な状況であるほど、より徹底して行うべきである。それぞれの利点と欠点において様々な調査と診断法が存在する可能性がある。多くの国で、事前低減検査測定は、低減を行う民間業者によって実施される。スイスでは行政機関の職員がこの調査を行い、低減策の選択肢について所有者にアドバイスする。ノルウェーでは、診断モデルは、理想的には低減請負業者と無関係な、診断のみを行う民間業者によって、独立した評価を行うこととなっている。フィンランド、アイルランド、スウェーデン、英国、米国では、診断は通常、低減請負業者によって行われる。診断検査測定は、以下の基本的項目を考慮すべきである。

- ラドン侵入の動態や見込みのある低減方策を判断するために、以下のような建物の外観検査がほとんどの場合必要である。
 - ラドン侵入ポイント（複数）
 - 能動的土壌減圧法（ASD）の吸引ポイントの対策の選択肢
 - ASDダクトのための配管ルート対策の選択肢
 - 家の減圧の主な原因
 - 建造物の建築歴と改築歴
 - 燃焼汚染物質を排出する燃焼器具

- 気圧差による土壌ガスの侵入が疑われる場合には、判断するための化学煙、粉末アンプルや微圧計などの使用が有用であることが多い。
 - 気圧差、例えば土壌と屋内や屋内／屋外
 - 吸引式の掃除機や臨時の換気扇を使って減圧した場合、居住空間の下の土壌の気圧が低くなる空間の拡張 (Henschel 1993)

非熱的発煙アンプルは、気圧差を質的に示し、一方、微圧計は気圧差の強さを反映して量的なデータを生み出す。また、屋内外の気圧差を測定するための微圧計は、潜在的なラドン侵入の動態を把握するために排気換気をオンオフして用いることが出来るかもしれない。

- 機械的な換気を考える際には、屋内空間を加圧するか、あるいはラドンが侵入した後希釈するか、建物の外殻の気密性を調べる必要がある。この目的のためにブロワー（送風機）ドア（ファン（換気扇）ドアとしても知られている）が使われることが多い (ASTM 2003b)。ファンドアは、求められる量の屋内ラドンの低減を実現するために、どの程度の換気量が必要かを定めるためにも使われる。空気流量を測定することによって、元々の換気率についての情報が得られ、こうして屋内ラドン濃度における換気システムの潜在的効果についての情報が得られるであろう。
- 機械的に換気されている建物では、機械的な換気システムの稼働が屋内ラドン濃度に影響があるのかを調べるために、ラドンモニターを連続的に使用することが役立つ場合がある。仮にラドンの侵入が機械的換気システムの稼働と関連があるならば、他のラドン低減方策を検討する前に、ラドン低減方策が機械的換気システムに影響を与える可能性がある。どのような換気の調整であれ他の問題を引き起こすべきでないし、調整は換気システムに詳しく、規制や基準にも精通した機械業者によって行われるべきである。
- 建材からの放出が疑われるのであれば、2.2.4節で述べたような方法で測定すべきである。
- 私有または公共でない井戸からの水が疑われる場合には、水サンプルを採取して研究所で分析するべきである。

3.3.2 ラドン低減方策

費用対効果を高めるために、ラドン低減方策は、家や建物の特性、気候帯、ラドン線源および移動のメカニズムの個別の組み合わせに適合させる必要がある。表10 にラドン低減技術の要約を示す。施工費用は、熟練したラドン低減業者のものを反映している。複雑な建物や一つの方法では満足な結果が得られない場合には、予防の場合と同様に、低減においても組み合わせた手法を用いる場合がある (BRE 1998, Henschel 1993, Pye 1993, Roserensら 2000, Welshら 1994)。一般的にラドン低減システムは以下のように分類される場合がある。

表10. 一般的なラドン低減技術とその効果および費用^{a, b}

技法	代表的なラドン低減率 [%]	代表的な施工費用 [ユーロ] ^c	代表的な年間運用費用 [ユーロ] ^d	備 考
ASD ^e : 高ー低多孔性間隙率の床スラブ	50 – 99	850 – 2,700	50 – 275	床スラブ吸引は、床スラブの多孔性の石材層や地下水制御構造物や穴の開いた貯水槽などから行う。
ASD ^e : 極低多孔性間隙率の床スラブ	50 – 99	850 – 2,700	50 – 275	床スラブ減圧法としても知られている。
ASD ^e : 膜下減圧法		1,100 – 2,700	50 – 275	接近可能な床下狭空間で露出している地面の上に被膜シートを敷き、その下から吸引する。
床下の能動的換気	50 – 99	550 – 1,600	50 – 275	地面と居住空間を隔てている接近不能な空間を換気扇で加圧または減圧する。(配管が換気に寒気にさらされている場合には注意が必要)
床下の受動的換気	0 – 50	0 – 550 換気口を追加した場合	多様	暖房を必要とする気候がほとんどを占める地域および気密性の低い床の住宅では効果が無い。(配管が換気にさらされる場合には注意が必要)
ラドン溜め	60 – 95	2,150 – 4,300	多様	非常に多孔性の土壌(氷河床など)で最も有効。複数の住宅のラドン侵入の低減に用いられる。
土壌の加圧	50 – 99	550 – 1,600	50 – 275	地面に接している空間の気密性が比較的高く、外気や他の屋内空間から遮断されている場合に最も有効。
地面に接している狭空間の加圧	50 – 99	550 – 1,600	150 – 550	非常に多孔性土壌で中等度に高い土壌ラドン濃度で、非常に気密性の高いコンクリート土間の場合に最も有効。
居住空間の受動的換気	多様/ 一時的	なし	100 – 750	暖房または冷房した空気の著しいロス; 特により厳しい気候の地域においては恒久的な低減措置ではない。
居住空間の能動的換気	30 – 70	225 – 2,700	7 – 550	極めて小さな吸気用換気扇 ^f から均衡熱回収換気まで(両者とも連続的に稼働)

^a データは 米国EPA (2003) により報告されたもので、フィンランドと英国からの報告に似通うように修正されている。

^b 主要な水の低減技術は二つあり、個々には記載されていないが、脱気と活性炭フィルターである。

^c 設置費用は、家の外観をきれいにする必要がある場合や地域の低減の需要が高い場合や低減の専門家が少なかったりする場合には、高くなるかもしれない。

^d 換気扇の電気代や家の冷暖房費用の損失は、気候 (温暖)、家のサイズ、地域の電気代および暖房用の油の値段を勘案して算定されている(Bohacら 1992)。

^e ASDは能動的土壌減圧法をさす。この表では、網掛けされているが、それはASD が最も一般的なラドン低減技術だからである。

^f 小さな吸気用扇風機は、土壌に接している空間を若干陽圧にするために使うことができる。

a. 能動的土壌減圧法

既に述べたように、ASD は既存の家屋のラドン低減の中で最も一般的な方法である。ASD は、様々な家屋ごとに大きく異なるラドン低減における高い信頼性のため、第1に考えるべき手法のひとつである。WHO の調査 (WHO 2007) によれば、能動的土壌減圧法は以下の国々から報告されたラドン低減の大部分を占めた：オーストリア、ベルギー、ドイツ、ノルウェー、スロベニア、スウェーデン、英国、米国。これらのシステムの個別の配置は、土台の特徴 (例えば、地下室、土間や床下空間) によって決まる。

新築建造物に較べてASD を既存建物に適用する場合の主な難しさは以下の通りである。

- 建物最下層の床下の建材は、極めて限られた透過性しか無い可能性があり、そのため（吸引を設置するサブスラブの表面積を増やすために）汚水槽または吸引ピットを設置する必要、またはASD ファンの大きさを変える必要がある場合がある。
- 土壌と居住空間の間の隙間を密封するのは難しい場合がある。
- 排気パイプのルートを決めることは困難である場合がある。

b. 居住空間の換気

居住空間の換気は、換気扇を使って能動的に行ったり、窓や通気口を手で操作することによって受動的に行う場合がある。ラドン管理のための受動的または自然換気の有効性に関しては限定的な証拠しかない（Cavalloら 1991, 1996）。しかし、アイルランドのような温暖な気候では、換気は効果的なラドン低減方法として用いられている（Synnott 2004, 2007）。ラドン低減のための換気を使う手法は、小さな家屋より機械的に換気をする学校や大きな建物において、より一般的である（WHO 2007）。換気扇を使った換気方法は土壌と居住空間の気圧差を低減するとともに、屋内に侵入したラドンの濃度を希釈することが出来る。これらのシステムは、以下の要素のうち一つ以上が関与している場合には、特に有用である。

- 主なラドン線源が建築材料からのものである
- 建物のある地域が冷房または暖房が必要のない気候がほとんどを占めるため、換気によるエネルギー損失が小さい
- ラドン以外にも多数の空気質上の問題がある
- ASD の設置が難しいか、ASD のみではラドン濃度を十分低下することができない

機械的換気は、その手法の良い面と悪い面に考慮しながら以下の3つの方法のうちの一つで行う場合がある。

1. 排気装置（土壌および戸外に対して屋内を減圧する）は、ラドン管理の目的で使われることはほとんどない。特に、暖房や冷房が必要な気候がほとんどを占める場合はそうである。
2. 送気式換気（または加圧式換気）は、屋内に侵入したラドンを希釈するだけでなく、土壌や戸外に比べて屋内を加圧する傾向がある。費用見積の例はボックス3に表す。送気式換気は、熱帯気候では、建物の外面に結露被害などのリスクの可能性を伴う。しかし、小型の送気式換気扇は、英国やスイスでは、屋内ラドンを低減するためにうまく利用されている。批判的な人々は、効果的にするために住人によってフィルターを維持しなければならないと反対している（Clarkinら 1992）。より寒い気候においては、換気扇に加熱器を装備する必要がある。
3. バランス式排気は、土壌と屋外に対して屋内を加圧も減圧もしない。この方式の換気は、建物の中に入ったラドンを希釈する。暖房や冷房を行う気候の条件では、バランス式換気はエネルギーの消費を減らすために、熱またはエネルギー回収換気装置を使って行われることが多い。

ボックス3：送気式換気の例とその費用見積

換気扇は、土壌に対して屋内を僅かに加圧したり、屋内の陰圧を減すことによりラドンを減らす。英国の家庭では、最大送風 52 l/s の換気扇が使われ、最高750 Bq/m³までのラドン濃度を、参考レベルの200 Bq/m³未満まで低減している。これらのシステムは、設置に約500–750ドル、稼働に10–15ドル/年かかる。

c. 表面のシーリング

屋内と土壌の間の建物表面にある隙間を密封すること（シーリング）は、賛否が分かれており、単独でおこなう低減技術としては、ひいき目に見ても限定的な効果しかない。例えば、シーリングのみでの成功例は1,500事例のうちたった1件だけと報告されており、それゆえこの方法は推奨されない（Turkら 1991, USEPA 1993）。フィンランドでは、シーリングのみで屋内ラドン濃度を10%から30%減少させている（ArvelaとHoving 1993）。ノルウェーではシーリングを、その後必要に応じて追加の低減を行う第1段階として推奨している（SINTEF 2007）。アクティブ式土壌減圧法とともに用いた際には、シーリングはシステムの性能を向上させる。しかし、単独の方策としては、気圧差によるラドン侵入を予防するのに十分なほど、地面に触れている建物の表面を密封する事は大変難しい。

d. 水処理

比較的まれなケースとして、個人が掘削した井戸からの水を介してかなりの量のラドンが屋内に移動し、ラドンが屋内の空気に放出されることがある。このようなケースでは、水処理は屋内のラドン濃度を減らすために用いられることがある。水中のラドンによる健康リスクは、最初は経口摂取ではなく吸入である。井戸水から家屋へ入った時点で屋内のラドンを減らす最初の方策は、

- 脱気：密閉したタンクの中で、水を通して空気をバブリング、又は水を空中に噴霧する、又は水を物体の上を滝のように落とす間に、ラドンは水から外気に排出される。
- 粒状の活性炭で濾過する方法は、一般的に費用が安いがラドン低減効果も低くなる。

Dembekら（1993）および飲料水に関するWHO指針（WHO 2005）は、水のラドン低減に関してさらなる情報を提供している。

参考文献

- 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.
- Brennan T, Osborne M, Brodhead B (1990). *Evaluation of radon resistant new construction techniques*. Proceedings of the 1991 International Symposium on Radon and Radon Reduction Technology, US Environmental Protection Agency (5:8.1-13), Research Triangle Park, NC.
- Building Research Establishment (1998). *Guide to Radon Remedial Measures in Existing Dwellings: Dwellings with Cellars and Basements*. BRE, Watford.
- Cavallo A, Gatsby K, Reddy T (1991). *Natural basement ventilation as a radon mitigation technique*. Proceedings of the 1991 International Symposium on Radon and Radon Reduction Technology, US Environmental Protection Agency (2:Preprints IV:1-24), Research Triangle Park, NC.
- Cavallo A, Gatsby K, Reddy T (1996). Comparison of natural and forced ventilation for radon mitigation in houses. *Environment International*, 22: Supplement 1:1073-1078.
- Clarkin M, Brennan T, Osborne M (1992). Proceedings of the 1992 International symposium on radon and radon reduction technology. US Environmental Protection Agency (2:11.37-11.50) Research Triangle Park, NC.
- Dembek Z et al. (1993). *A comparison of radon-in-water mitigation systems*. The 1993 International Radon Conference (VI:75-82), American Association of Radon Scientists and Technologists, Denver, CO.
- Dewey R, Nowak M, Muraine D (1994). *Radon mitigation effectiveness in new home construction: Passive and active techniques*. The 1994 Annual Radon Symposium (V:1.1-1.8), Atlantic City, NJ.

DSMA ATCON (1982). *Final report on investigation and implementation of remedial measures for the radiation reduction and radioactive decontamination of Elliot Lake Ontario*. Atomic Energy Control Board, Ottawa.

European Commission (1999). *Radiological protection principles concerning the natural radioactivity of building materials*. Radiation Protection 112, EC, Luxembourg.

Flater D, Spencer J (1994). *Evaluation of radon mitigation systems installed in Iowa*. The 1994 Annual Radon Symposium II (6.1-6.6), Atlantic City, NJ.

Gammage R, Wilson D (1990). *Performance experience with radon mitigation systems*. The Fifth International Conference on Indoor Air Quality and Climate, Toronto.

General Administration of Quality Supervision (2000). *Standard guide for radon control options for the design and construction of new low-rise residential buildings* (GB/T 17785-1999), Beijing.

General Administration of Quality Supervision (2002). *Indoor air quality standard* (GB/T 18883-2002), Beijing.

Gessall TF, Lowder WM (1980). *Natural Radiation Environment III* (Proceedings of a Symposium Held at Houston, Texas April 23-28, 1978). US Department of Energy Technical Information Center, 2:1444-1445.

Henschel D (1993). *Radon reduction techniques for existing detached houses: technical guidance for active soil depressurization systems* (Third Edition), US Environmental Protection Agency (EPA/625/R-93/011), Washington, D.C.

Henschel D (1995). Re-entrainment and dispersion of exhausts from indoor radon reduction systems: Analysis of tracer gas data. *Indoor Air*, 5(4):270-284.

Henschel D, Scott A (1991). *Causes of elevated post mitigation radon concentrations in basement houses having extremely high pre-mitigation levels*. Proceedings of the 1991 International Symposium on Radon and Radon Reduction Technology 2, U.S. Environmental Protection Agency (Preprints IV.1-17), Research Triangle Park, NC.

Naismith SP, Miles JCH, Scivyer CR (1998). The influence of house characteristics on the effectiveness of radon remedial measures. *Health Phys*, 75:410-415.

Neznal M et al. (2004). *The new method for assessing the radon risk of building sites*. Czech Geological Survey, Prague.

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/RadoninSchools.pdf>).

Synnott H et al. (2007). The effectiveness of radon remediation in Irish schools. *Health Physics*, 92(1):50-57.

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.

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.

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*. UPEPA 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. ラドン管理の費用対効果

キーマッセージ

- 予防措置の費用対効果は、ある地域の平均ラドン濃度が上昇するにつれて向上する。しかし、多くの場合、全ての新しい建物へのラドンの予防措置の導入は、費用対効果があるだろう。
- 既存の建物の改善の費用対効果は、影響を受ける住宅の識別費用や、改善コスト自体に強く影響を受ける。
- たとえ費用対効果分析が、全国ベースでは改善プログラムの費用効率が悪いことを示しても、高ラドン濃度地域の浄化を行うべきである。
- 費用対効果分析は、現在の政策の評価に有用な手段であり、ラドンのリスク低減のための新しい、より費用効率の良い方法につながる可能性がある。
- 費用対効果分析は、政策や代替案を評価する際に政策立案者にとって有用な情報をもたらすが、不確かさや制限の対象となる。従ってそのような分析の結果は、注意深く解釈し、伝達すべきである。

この章では、様々な予防や改善対策の費用、また便益評価の系統立った手段としての経済的評価の利用を考える。本章は経済的評価の主要要素、特に費用対効果分析の方法論とこのラドン対策の手法の妥当性を示すことから始まる。次に手短に、先のラドン低減問題への経済的評価の適用を検討する。症例研究は、費用対効果分析を行うために求められるデータの類、結果の提示方法、そしていかにそれらの結果を解釈できるかを解説している。本章は、ラドン政策の策定と評価における費用対効果分析の利用に関するいくつかの提言で締めくくられている。

4.1 費用対効果分析の枠組み

経済は、我々が不足した世界に住んでいるという前提から始まり、そこでは不十分な資源の配分について、個人、機関、政府により選択しなければならない。配分的意思決定は多くの要因に影響される場合があり、何らかの形で意思決定のルールを用いない限り、一貫性がなく、無駄が多くなる可能性がある。多くの国で政策の助けとして支持されてきた手法の1つが、費用便益分析（CBA）であり、それにアナリスト達は、特に政策または対策に関するすべてのコストと便益に、金銭的価値をつけようとする。手続きを推奨するか否かの意思決定は、推定費用が便益の価値を上回るか否かに左右される。この手法の最初の明確な利用は、1930年代の米国で、治水対策のようなニューディール³投資に関する連邦政府の支出の意思決定の向上を図るためであった（Porter 1995）。CBAはその後、地下鉄の拡張、国際空港や自動車道路の立地、交通安全や環境対

³ ニューディール政策は、経済が景気後退（世界大恐慌）から抜け出すのを助けるために1930年代に米国政府により導入された措置であった。

策のような主要投資の意思決定の評価に用いられてきた。

しかしながら、景観の捉え方、種の多様性、人命のようなものに、合意された金銭的価値を与えることの難しさが、CBA手法の幅広い受け入れや採用を妨げてきた。医療においては特に、アナリスト達は以前から費用対効果分析として知られる、より限られた評価手法を支持してきた。それはCBAに関する困難の幾つかを回避するものである。費用対効果が初めて医療の意思決定に適用されたのは1960年代で、その特徴は1997年の影響力の大きい記事で示された（Weinstein と Stason 1977）。費用対効果分析の推奨される方法はまだ進化し続けているが、主要要素に関してはある程度の国際的合意に到達している（Gold ら1996、Drummondら 2005）。

費用対効果の手法はまた、不十分な資源を分配するには、期待される便益に関連するコストの検討によって導かれる資源配分のための意思決定が必要であるという前提から始まっている。しかし、費用対効果分析では、これらの便益に金銭的評価を付けようとはしない。その代わりに、正味の健康上の便益（言い換えれば、有益な効果から副作用のような悪影響を差し引いたもの）に対する正味の医療費の割合を、それらの対策と順位づけ、様々な対策または政策に対して算出し、優先することが可能な指標を提供する。

4.1.1 成果の尺度としての生活の質で調整した生存年の利用

原則として、費用対効果分析は、検出された症例、回避された死、無症状期間またはラドン低減の割合のような、どのような効果または便益の尺度も用いることが可能である。しかしながら比較は、同じ成果の尺度を用いた対策間のみで可能である：回避されたがん症例として算出されたある対策と心臓疾患の無症状期間として算出された別の対策を直接比べることは不可能である。その結果として、この分野に携わる研究者達は、生活の質—生存年で表される生存の尺度—だけでなく生活の質も含む、効果の複合的尺度を用いることを支持してきた。得られた尺度は生活の質で調整された生存年（QALY:Quality-adjusted life-year）であり、原則として健康の改善を目指している政策のほとんどの対策を横断して比較することを可能にすべきである。

QALYの利用の実例として、「平均的な」生活の質である70歳の高齢女性を考える。仮に完璧な健康に関する生活の質を1とし、死を0とすると、彼女の生活の質は0.85と評価されると思われる：すなわち、それぞれの1年は、0.85の生活の質で調整された生存年に相当する。それからもしも彼女が障害の残る脳卒中をおこし、平均余命が15年から8年に短縮され、そして身体障害が0.6にあたと評価されたら、生活の質で調整された平均余命は $(15 \times 0.85) = 12.75$ QALYから $(8 \times 0.6) = 4.8$ QALYとなり、より短い平均余命と低下した生活の質の両方に帰因する $(12.75 - 4.8) = 7.95$ のQALY損失となる。

選択肢の複合的な成果の尺度である身体障害で調整された生存年（DALY）は、調査および政策の優先順位を知らせるため、また異なる発展段階にある国々に介入措置の提案を勧告するために、世界疾病負担研究に提供するための世界銀行の委託に応じて1990年代初めに開発された（Murray ら 1994、World Bank 1993）。しかしながらDALYは、特定の介入措置の評価に、より狭い範囲で用いられてきた。

分配の際の成果尺度としてのQALYあるいはDALYの資源の利点は、それらがどのような病気の予防または治療のための介入措置も評価することが可能な、2つの側面をとらえられることである—死亡率と罹患率—そしてその結果として、健康の改善を目指している資金の多くの選択肢となる使い道の横断的に比較することを可能にする。費用効率を比較することと、それらをより有利な割合で系統的に選択することによって、特定の予算から得る総合的な医療を最大限に引き出すことが出来る。この手法は、QALYまたはDALYのどちらが用いられても同様である；主たる違いはQALYの枠組みにあり、費用効率は生活の質で調整した生存年あたりで得られた費用であ

るのに対して、DALYの枠組みでは、比率は身体障害で調整された生存年あたりで回避された費用である。下記の例では、QALYが用いられているが、全体的な方法はこの選択に依存しない。従って費用対効果分析は、医療資源を分配する際、効果的に進める手助けとなり、新しい手法または政策によって適切な費用や便益を評価するための有用な枠組みを提供する。

次の単純化した例は、与えられた予算内でいかに最大限の健康上の便益を得るためにラドンの予防と低減を検討する場合、費用対効果の手法が有用であることを示す。新たなラドン予防措置が予備研究で効果を示し、放射線防護機関がこれまで対策を取っていなかったすべての校舎にこの措置を導入することを指示したとしたらどうであろう。しかし、この政策を実行するための追加予算は全く与えられない。こうした場合全ての既存のプログラムの総合的な費用と効果を評価することから始まる。全体で10件の個々の独立したプログラムが識別され、それぞれ異なる費用と効果があり、それらからプログラムの費用をその効果（いずれの場合にも、次善のものと比した追加または増分費用、そして追加または増分効果）で割ることにより、各々のプログラムの費用効率を計算することが出来る。表11は異なるタイプの住宅、職場そして学校における10件の仮定の介入措置の結果を示している。そのような例では、得られたQALYあたりおよそ6,700ユーロ（プログラム3）から62,500ユーロ（プログラム7）と、費用対効果が大きく異なることが明らかである。

表11の手法を費用対効果で並べ替え、累積費用と効果を計算したものが、表12で報告された結果である。全てのプログラムの総額は9,700,000ユーロで、プログラムを何も行わなかった場合と比較すると合計681 QALYを得ている。図7は、x軸に得られた累積QALY、y軸に累積費用の図表として、情報を表している。原点から始めて、それぞれのプログラムに累積費用および効果を表すそれぞれのポイントと共に費用対効果が加えられる。任意の2点間の傾斜はそのプログラムの費用効率と同じである。結果としてもたらされた曲線は、既存のプログラムを用いて、いかなるレベルの資金からでも、得られる最大限の健康便益を表す為、費用対効果の限界とみなすことが出来る。このカーブより右下のいかなる点も、既存のプログラムでは到達不可能であり、一方このカーブより左上のいかなる点も、同じまたはより安いコストでより便益を得ることが可能なので、資金の非効率的な使用となる。

表11. 10件の仮想の介入措置の費用、効果、費用対効果

プログラム	総額 (千ユーロ) (QALY)	増分効果 (得られたQALYあたりのコスト)	費用対効果
1	1,200	140	8,571
2	700	27	25,926
3	800	120	6,667
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
合計	9,700	681	

表12. 10件の仮想の介入措置の費用対効果ランキング

プログラム	総額 (千ユーロ)	累積費用 (千ユーロ)	効果 (QALY)	累積効果 (QALY)	費用対効果 (得られたQALYあたりのコスト)
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
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
合計		9,700		681	

表13. 新たなプログラム導入後の費用、効果、費用対効果

プログラム	総額 (千ユーロ)	累積費用 (千ユーロ)	増分効果 (QALY)	累積効果 (QALY)	費用対効果 (得られたQALYあたりのコスト)
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
合計		9,700		817	

プログラム11が新たに導入された。プログラム4と7は予算総額を上回ったため、却下しなければならない。

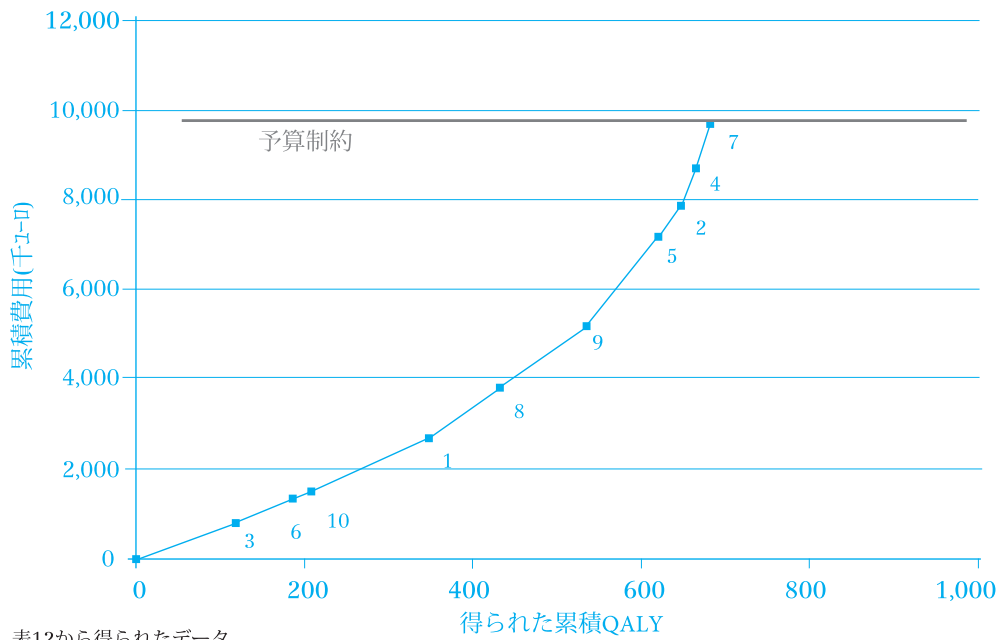


図7. 費用対効果の限界

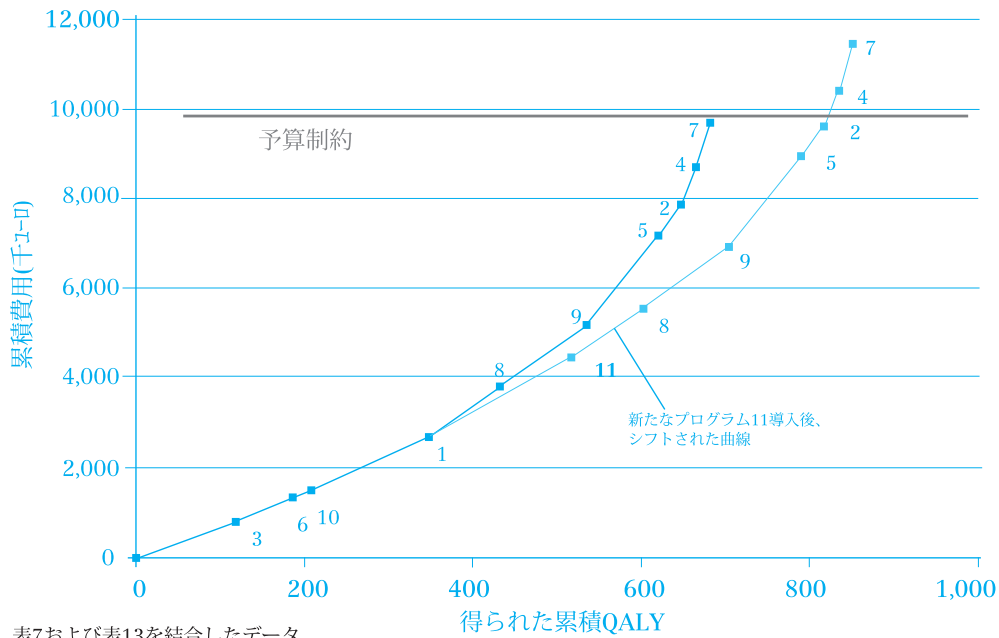


図8. 新たなプログラム導入後の費用対効果累積限界の変化

新たな予防措置（プログラム11）を、この例に導入することが可能である。それは年間総費用が1,800,000ユーロ、得られたQALYあたり10,600ユーロの費用対効果で、実施されれば170 QALYを得ることが出来る。これは表13にみられるように、いくつかの既存のプログラムより優れている：新たなプログラム11は、3、6、10、1の後にランクし、一方プログラム4、7は最も少ない費用対効果で予算制約を上回り却下された。しかしながら、これらを却下したにもかかわらず、得られた総QALYは、表11の681QALYから表13の817QALYへ増加し、一方支出は10,000,000ユーロ内のままである。図8では再びこの情報を費用対効果の限界の形式で表し、その限界は広げられ、現時点で同じ資金からより多くの健康上の便益を得られるようになった。2つのカーブの間の部分は健康における便益を表す。

上記の例は、いかにして費用対効果の手法を、新たな方策にどのような優先順位を与えるかを決定する手助けに用いることが可能であることを示している：最初に、新たな方策が同じ目的を実現する為の代替方策と比べて費用対効果があるかどうかを評価することによって、そして二番目に、新たな方策に道を譲るために却下される可能性がある費用対効果の少ない手法の識別に役立つことによってである。

4.2 これまでのラドンの予防と低減のための経済的評価

既存の建物の改善と新たな建物の予防を含む、ラドン低減プログラムの幾つかの経済分析または評価が、この20年にわたって行われてきた。ほとんどが英語ではなく、国内報告書の一部として出版されたため、容易に入手出来ないものもあるが、それらの分析のごく一部が論文審査のある専門誌または国際会議のプロシーディングで出版されてきた。その他は改善および／または予防措置の費用の限られたデータと同様に、単純化された定説と計算に基づいているので、包括的な費用対効果分析というよりはむしろ、多かれ少なかれおおそ限られた判断である。仮説と解析設計の違いが、これらの分析の比較を困難にする。そのためここでは一部の国際的な論文審査のある専門誌に掲載された最も包括的で最近の分析だけを、議論するつもりである（Castren 1994、ColganとGutierrez 1996、Coskeran 2005、2006、Denmanら2005、USEPA 1992、Fieldら1996、Fordら 1999、Kennedyら 1999、2001、2002、Letourneauら 1992、MaecinoewskiとNapolitano 1993、Maringerら 2001、MoellerとFujimoto 1988、MossmanとSollito 1991、Stigumら 2003、2004）⁴。

ラドンに対する予防と改善措置の費用対効果は、肺がん死予防のコストと得られた生存年あたりのコストで評価される。これらの分析では、費用対効果が、ラドンの改善の持続だけではなく個人の生活の質に与える影響をさらに考慮することによって、得られた生活の質で調整された生存年（QALY）として定量化されてきたものもある。ほとんどの研究では、結果は得られたQALYあたり15,000ユーロから55,000ユーロの範囲— 一般的に既存の住宅の改善措置と比べて、将来の住居の予防措置が最低値である。

予防および低減のコストは、住宅のタイプと構造の違いのみならず—低減の経験および費用対効果措置の標準項目の違いのために国によって異なる。措置および低減サービスを適正価格で提供し—その結果得られたQALYあたりのコストを低減する包括的なラドンプログラムを開発した国もある。国によっても国内の地域間でも違う平均ラドン濃度およびラドン分布は、分析にも影響を与える。一般的に得られたQALYあたりのコストは、最も高いラドン濃度の地域が最も低くなる。

国による肺がんの罹患率や喫煙習慣の違い、そして分析の異なるモデル／データの利用もまた経済的評価に影響を与える。前述のいずれの分析も欧州、北米、中国の最新の共同解析（Darbyら

⁴ WHO国際ラドンプロジェクトの枠組みにおいて、発表されたものと未発表のものとのラドン低減プログラムの経済評価の包括的な文献調査が実現された。

2005、Krewskiら 2005、Lubinら 2004) の更新されたリスクデータを使用していない。ここで検討された研究のほとんどが、既存の住宅戸数の5%以上が200 Bq/m³より上の地域において、全ての新たな建物の予防措置の費用対効果があるとの結論を下している。平均ラドン濃度が低い一部の地域では、低減を必要とする割合に比べ、検査測定しなければならない住宅数が多いので、既存の住宅においては低減コストより測定費用の方が高くなる可能性がある。国によっては参考レベルより高い値に測定された住宅の20%未満を低減し、仮にこれらの地域の住宅戸数の5%未満が影響を受けた場合、低減された住宅あたり100件以上の住宅を検査測定しなければならない。これらの地域では、測定費用は平均低減コストよりかなり高くなるであろう。

4.3 費用対効果分析例

本章では、費用対効果分析の利用について、英国の例で実例を示す。報告された数量や結果は実際のものであるが、目的は結果よりもむしろ方法に目を向けることで、それは設定や国の違いによって異なる可能性が高い。そのような分析に必要な手順やデータ入力、リスク係数そして被ばくレベルの影響および主な結果を以下に示し、検討する。

4.3.1 費用対効果分析の実施手順

ステップ 1：評価するプログラムとその代替案を定める。

費用対効果は、いくつかの代替案に対する特定の政策または対策の方針の費用と効果を比較する手法の一つである。代替案は既存のまたは新たな政策、あるいは何もしないといった場合がある。この例で、我々は2つの主要なタイプのプログラムを考える。

- 1) 住宅の少なくとも3%が、測定されるラドン濃度200 Bq/m³を上回ると予想される地域の新築の住宅のラドン予防措置の導入の費用対効果についてそのような措置を行わない場合と比較する。
- 2) 既存の住宅の5%もしくはそれ以上が200 Bq/m³より上のラドンレベルであると予想される地域の家屋居住者への申し入れ、および彼らの住宅のラドンを検査測定し、仮にそれらの住宅が、200 Bq/m³を超えるラドンレベルであることが分かったなら、改善措置を取ることを勧める場合の費用対効果と何も行わない場合の比較。

これらの特定の方策は、地域ベースのラドンレベルの情報に基づいた評価を可能にする十分な調査データがあることを前提とする。そのようなデータが得られない場合は、代替プログラムの評価あるいは費用対効果分析にデータを得るためのコストを組み込む必要がある。

ステップ 2：研究の観点を示す。

様々な政府機関によって負担させられるコスト、民間支出、罹患または早死による収入損失のようにその他のコストを含む幅広い色々なコストが、費用対効果分析に含まれる可能性がある。分析結果は、採用される観点によって異なる場合がある。包括的解析はあらゆるコストが含まれる社会的観点に立つが、保健所のような機関は、主にコストまたは直接降りかかってくる節減に関心がある可能性がある。ここで検討されている例では、検査測定の申し入れや提供において、地方または中央の政府機関によって負担または節減された直接経費、予防または改善措置に支払われる家屋所有者の費用、肺がん患者の介護、また仮に肺がんが予防された場合には、延命した患者の介護の公共医療サービスへの費用を含めた。社会保障費や便益のような項目は、一般的に費用対効果分析には含まれない。

ステップ 3：計画対象の期間を示し、将来のコストと便益を前もって計算に入れる。

費用対効果分析は、評価されるプログラムの全ての主なコストと便益を捉えるに十分な分析期間をとるべきである。ラドン被ばくは肺がんの生涯リスクや平均余命に影響を及ぼすので、ラドン予防や低減に関して分析期間は生涯になりそうである；従って積極的予防および改善措置の継続と実行のコストは、同期間を見積らなければならないだろう。この例では、ラドン改善のコストと便益は、85年にわたると考えられる。

実際には、予防または改善プログラムを公表し、フルサイズの規模に拡大するまでに時間がかかる可能性がある。又、検査測定への申し入れまたはラドン情報への家屋所有者の反応や、取られる予防または改善対策に遅れがあるかもしれない。最終的にどのようなラドン被ばくの低減とがんの発生の変化の間にも、潜伏期がある可能性がある。それらはこの例では明示的にはモデル化されていない。何故なら、ラドン予防と改善のような多くのプログラムのコストと便益は時間と共に広がり、それらを現在価値で表すことが必要である。一般的に個人には明らかな時間選好があり、将来の便益よりも現在の便益を好み、現在生じるコストより、先延ばしにされたコストを好むので、これは単にそれらを加算すればよいという問題ではない。承認された年間割引率を用いて将来のコストおよび便益を検討することが推奨される：この例では、全ての将来のコストと便益は、3.5%の医療技術評価のための英国が推奨する年間割引率を用いた現在価値へと割引されている。割引の結果は、例えば、50年後に防がれる症例より現時点で防がれたがん症例の方がより重視されている。

ステップ 4：より明確で包括的な方法で結果に存在する不確かさを報告する。

費用対効果の結果は、例えば入力パラメーターの精度不足のため、不確かさの影響をかなり受ける可能性がある。このことに対処する一つの方法は、一元感度分析の結果を報告することであり、そのキー入力変数は、他のあらゆる変数を一定に保ちながら、結果に与える影響を評価するための妥当な範囲に変化する。より包括的な不確かさの評価方法は、それぞれの試算で記録された増分費用、影響および費用対効果と共に、特定分布または範囲から無作為の抽出を用いた中央値の推定の全てのパラメータを独立して（またはある相関関係を用いて）同時に繰り返して入力値を変化させることである。これは通常、確率的感度分析または確率論的不確かさ解析（Doubiletら 1985、Claxtonら 2005）と呼ばれる。ここで検討されている分析、一元感度分析や確率論的分析は、100 Bq/m³上昇あたりの肺がんに関するリスクの増加、改善措置によって得られる低減率、一戸あたりの予防と改善の初期コスト、ランニングコスト、肺がん患者の介護費用、加算された平均余命の介護費用を含む変数を示す。いくらかのしきい値の存在の可能性または非直線的線量効果関係、または喫煙率、世帯規模、平均余命、予防／改善技術の費用と効果の将来的変化など、明らかに他の多くの不確かさが検討される可能性がある。

上記に解説された手順に従い、この節で報告された費用対効果分析は、表計算モデルに基づいており、それはラドン予防または改善がある場合とない場合の、特定集団に想定される肺がんによる死亡件数の評価に用いられる。このような評価は、ラドン検出と予防または改善そして肺がん治療の費用の情報を組み合わせて、ラドン低減プログラムの増分費用対効果を、プログラム無しの場合と比較して算出する。費用対効果は、結果（回避された肺がん症例）を得られたQALYを用いて表し、費用における純変動と成果における純変動の比で算出される。このことはラドン改善の費用対効果と他の公衆衛生や医療介入措置の費用対効果との比較を容易にする。

4.3.2 データ要件

表14は、費用対効果の見積に必要とする主なデータ項目の幾つかと例で使用された値を示している。英国の総人口サイズのデータおよび年齢・性別によって細分された肺がんによる死亡件数は、2004年の英国国家統計局（ONS 2006）から得たものである。非喫煙者における肺がん罹患率は、米国の平均を英国の平均ラドン濃度に適合させた米国保健社会福祉省（USDHHS 1996）により

出版された米国がん協会のデータに基づいている。喫煙率（年齢・性別によって、また喫煙経験者を現在と以前に細分した、習慣的な喫煙者／非喫煙者の割合）は、2004年の一般世帯調査（ONS 2006）から引用した。

表14. 費用対効果モデルのためのデータ入力

変数/ パラメーター入力	値
集団特性 (分析には年齢別の割合が用いられた)	
平均余命: 出生時 (男性/女性)	76/81
現喫煙者の割合: 20-34歳 (男性/女性)	34/29
100,000人あたりの肺がん罹患率: 65-70歳 (男性/女性)	217/132
肺がん死亡時の平均年齢	72/73
がん死亡あたりの失われた生活の質で調整した平均生存年数: 非喫煙者	10.6
喫煙者	8.8
あらゆる原因によるもの	9.0
ラドンレベル	
対象とする領域の算術平均ラドン濃度, 補正なし (Bq/m ³)	70.1
参考レベル200 Bq/m ³ を上回ると測定された住宅の割合 (%)	5
参考レベル以上の住宅の改善前算術平均濃度測定値, 補正あり (Bq/m ³)	265
改善方策によって得られた低減 (%)	85
改善後の改善実施者の平均濃度測定値, 補正あり (Bq/m ³)	40
居住者特性	
2001年の平均世帯規模	2.3
平均在宅レベル (%)	70
テストの依頼に応じた住宅の割合 (%)	30
改善を決めた200 Bq/m ³ 以上と分かった住宅の割合 (%)	20
単価	
居住者に検査測定を依頼する一戸あたりの単価 (£'nd')	1.6
一戸あたりのラドン測定の単価 (£'nd')	39
一戸あたりの改善費用 (初期) (£'nd')	729
交換/ランニングコストを含む築85年以上の一戸あたりの改善費用 (£'nd')	1,687
加算された平均余命間の一人あたりの年間医療費の支出 (£'nd')	7,517
肺がん症例あたりの平均NHS/ホスピス医療費 (£'nd')	18,087

肺がん死亡時の平均余命は、喫煙に帰因するまたは帰因しないあらゆる原因による死亡率を用いて、男女の元喫煙者および非喫煙者別に算出された（Petoら 2006）。単純化するために、すべての肺がん患者は肺がんによって死に至ることを想定する（1998年－2001年の英国における肺がんの5年生存率は男性で6%、女性で7%であった）。又、ラドン誘発肺がんによる死亡は、ラドン誘発でないがんによる死亡と同様の年齢構成を持つことを想定する。それぞれの肺がんによる死亡から失われた生活の質で調整した生存年（QALY）の推定数は、人口調査データを用いて生活の質で調整した元喫煙者と非喫煙者に分けて計算された死亡時に推定される残りの平均余命に基づいている。

4.3.3 ラドン濃度

特定の参考レベルを上回る可能性のある住宅の割合、またそのレベルを上回るそれらの住宅のラドン濃度は、対数正規分布を想定した対象とする領域の平均測定値によって与えられる、左側を除外した期待値に基づいて計算される（Gunbyら 1993）。測定されたラドン濃度は、Darbyら（2006）が示した方法によれば測定誤差で調整される。改善を決めた世帯が、参考レベルを上回ったすべての住宅の平均濃度ではないかもしれず、そのために調整が行われる可能性がある。

予防または改善対策によって得られるラドン濃度の低減程度は、取られた対策によって決まる。ここでは既存の住宅の改善のため、この分析にはさまざまな改善措置が取られた1,000戸程度の住宅の1998年の研究を用いた。それは平均約85%の測定ラドン濃度の低減で、平均改善コストは630ポンド、つまり2006年の物価に調整するとおよそ729ポンドである (Naismithら 1998)。同様の結果がノーサンプトンシャー州の62戸のサンプルに関する英国の別の研究で報告されている (Kennedyら 1999)。改善後のラドン濃度の低減およびこれらの対策のコストは、行われた対策のタイプや標準的なコストレベルを含む様々な地域または国の状況に左右される。

新しい住宅の予防のために、この例では、主な対策は、配管貫通部周りの耐ガスシールを伴う、建設中の建物の全床面積にわたっての標準的な湿気予防措置に加え、耐ラドン被膜シート (ラドンバリア) の設置を想定した。このコストは、100–200ポンドの間と見積られ、装着した被膜シートは、隙間のない床の新しい住宅のラドンを約50%低減することを想定している (Naismith 1997)。

住宅あたりの平均人数の情報もまた必要とされる。これは住宅のタイプによって異なり、または時間と共に変化し、あるいは年齢および性別構成のより詳細な情報を用いることもある。ここでは、全国データに基づく2.3人の単純平均が用いられた。住宅の平均在宅レベルは、国民生活時間調査2005年 (ONS 2007) に基づいて、1日あたり約17時間に相当する70%が用いられた。

既存の住宅の改善を目的としたプログラムの重要なパラメータは、検査測定の依頼に応じた住宅の割合 (この分析では、既存プログラム (Department of the Environment, U.K. 2000) の結果に対応する30%) が用いられた。さらに重要なことは、改善措置を講じると決めた特定対策レベル上回ると分かった家屋の居住者の割合 (同様に以前の調査に基づき (BradleyとThomas 1996)、ここでは20%) が用いられた。

住宅の検査測定を依頼するための家屋の居住者の費用は、他のスクリーニングプログラム (Garvican 1998年) で報告されたコストに基づき、管理、送料及び梱包を含む1.60ポンドで設定した。3ヶ月間、2部屋に一組の固体飛跡検出器の配送、撤去、読取およびレポートに基づいたラドン濃度測定の単価は、2006年に39ポンドの価格で見積られた (DEFRA 2005)。

肺がんの診断、治療、経過観察の病院費用の見積は、2006年の価格に更新した1999年に公表された研究 (WolstenholmeとWhynes 1999) に基づいている。延長された平均余命中に発生する付加的な医療費は、年齢層別に一人あたりの医療費の国民データを用いて見積られた (Department of health, U.K. 2007)。医療経済学者の間にはこれらのコストを経済的評価に含むか否か意見の相違がある。

4.3.4 リスク評価

改善または予防対策によって予防されたラドンによる肺がん件数を評価するために、2つの方法がこの分析で用いられた：1) 欧州プール研究からのデータ (Darbyら 2006)、日常または家庭内での長期平均ラドン濃度が 100 Bq/m^3 あたり16%増加することによって肺がんリスクが増加することを示す；2) ラドン被ばくによる健康リスクに関する委員会 (BEIR VI) によって提案されている推奨リスクモデル、統合 (プール) した鉱山作業者のデータに基づき、その中で肺がんによる死亡率は、到達年齢、被ばくからの経過時間そしてラドン濃度または被ばくの継続時間によって修正される累積ラドン濃度と共に直線的に変化する (National Research Council 1999)。ここではラドン濃度の確率変数を用いている。

4.3.5 結果

表15は、上記に示した欧州プール研究のリスク評価を用いた分析の幾つかの結果を表している。この例において、新しい住宅向けには、少なくとも3%の住宅が予防措置なしでは200 Bq/m³を上回るラドンレベルになる恐れがある地域において、被膜シートは全ての新築住宅に適している。既存の家向けには、ラドン検査測定の結果は5%の住宅が200 Bq/m³を超えるラドン濃度を持つと予想される地域を対象としている。

表15. 英国ラドン改善の費用対効果分析結果

初期条件	新築住宅	既存住宅
生涯累積肺がんリスク (%) - 非喫煙者	1.05	1.38
生涯累積肺がんリスク (%) - 喫煙者	14.31	18.36
生涯累積肺がんリスク (%) - あらゆる原因によるもの	8.11	10.51
改善後		
生涯累積肺がんリスク (%) - 非喫煙者	1.01	1.03
生涯累積肺がんリスク (%) - 喫煙者	13.80	14.07
生涯累積肺がんリスク (%) - あらゆる原因によるもの	7.81	7.96
住宅改善あたりの健康利得		
回避された肺がん症例	0.007	0.06
得られた生存年の合計	0.08	0.67
得られた生存年の合計 - 割引あり	0.03	0.23
得られた平均QALY (回避された肺がん症例あたり)	8.99	8.99
得られたQALYの合計	0.06	0.53
得られたQALYの合計 - 割引あり	0.02	0.18
住宅改善あたりの資源利用および費用		
テスト依頼件数	0	333
依頼費用 (ポンド)	0	533
ラドン検査測定数	0	100
ラドン検査測定費用 (ポンド)	0	3,876
ラドン改善費用 - 割引あり (ポンド)	100	1,687
小計: 依頼, 検査測定及び改善費用 - 割引あり (ポンド)	100	6,097
回避された肺がん治療費用 - 割引あり (ポンド)	38	360
加算された平均余命間のその他の医療費 - 割引あり (ポンド)	202	1,718
正味費用 - 割引あり (ポンド)	264	7,454
費用対効果		
得られた生存年あたりの増分コスト - 効果あり (ポンド)	9,824	32,614
得られたQALYあたりの増分コスト - 効果あり (ポンド)	12,526	41,584

この分析では、住宅のラドンからの直接的な肺がんリスクを評価した疫学研究に基づくリスク評価を用いて、ラドン濃度の改善前の肺がんの累積生涯リスクは、予防策対象地域で8%、低減対象地域で11%であると予測している。予防後、予防措置を用いた住宅において生涯リスクは7.8%に減少する。これは平均的な世帯規模の肺がん症例を、わずか0.01減少することに相当し、同様に得られた0.06 QALYまたは割引きを行って得られた0.02 QALYに相当する。

低減政策について、生涯リスクの変化は平均的な世帯規模の肺がん症例の0.06の減少に相当し、それは同様に得られた0.53 QALY、または割引きを行って得られた0.18 QALYに相当する。この説明のための実例の予防政策のコストは、単純に被膜シートの費用の100ポンドである。節減した38ポンドは、加算された平均余命間の医療費として加算された202ポンドのコストと共に、肺がん症例の低減によってもたらされ、一戸あたり264ポンドの正味総額をもたらしている。

上述の受け入れおよび改善率を用いて推定すると、改善政策のために、検査測定を依頼した長期平均64 Bq/m³の333戸のうち、100戸が検査測定を行い、そのうちの5戸は200 Bq/m³を上回るとみられ、そのうちの1戸が改善することとなる。依頼費用は533ポンドで、検査測定の費用は3,876ポンドである。これらの費用は、改善費用と共に、割引された総額6,097ポンドとなる。それに対しておよそ360ポンドが、回避された肺がん治療費からの節減で、1,718ポンドが加算された平均余命間に発生する医療費である。その結果として改善された世帯あたり7,454ポンドの正味費用である。

上記で報告された増分の結果とコスト（それは政策無しの場合と比較した改善政策の付加的なコストと結果である。）増分費用は、予防政策で得られた生活の質で調整した生存年あたり12,500ポンドと改善政策の41,600ポンドである。

これらの費用対効果の比率が受け入れられると考えるかどうかは、国や背景とその他の要因によって大きく異なる。英国においては、予防の結果ははるかに下回り、そして改善の結果は、NICE⁵のような費用還付または規制機関が、国民健康保険から支払われる医療介入措置の費用対効果を検討するかもしれないレベルもしくは上回る結果となるであろう：NICEからの情報は、介入措置が、生存年、または得られたQALYあたりのコストが25,000ポンドから30,000ポンドを上回った時点で、費用対効果を根拠に却下される可能性があることを示している(RawlinsとCulyer 2004)。

分析に用いられた仮説やパラメータ値が変わると、これらの結果は変化する可能性がある。図9は、予防政策の一元感度分析結果を示す。この費用対効果へのパラメータ入力範囲は、上限と下限の間で一つずつ変化させ、費用対効果結果に与える影響を記録する。その結果は、特に予防措置や、それらが生み出すリスク削減、ラドンの相対リスクに影響を受けるように思われる。そのような分析は、費用対効果の改善の見込みがある分野を割り出す手助けとなる：たとえば、改善対策のコストの削減、または高ラドンレベル住宅の家屋の居住者の改善率を高めることは、低減プログラムの費用対効果を有意に改善する可能性がある。

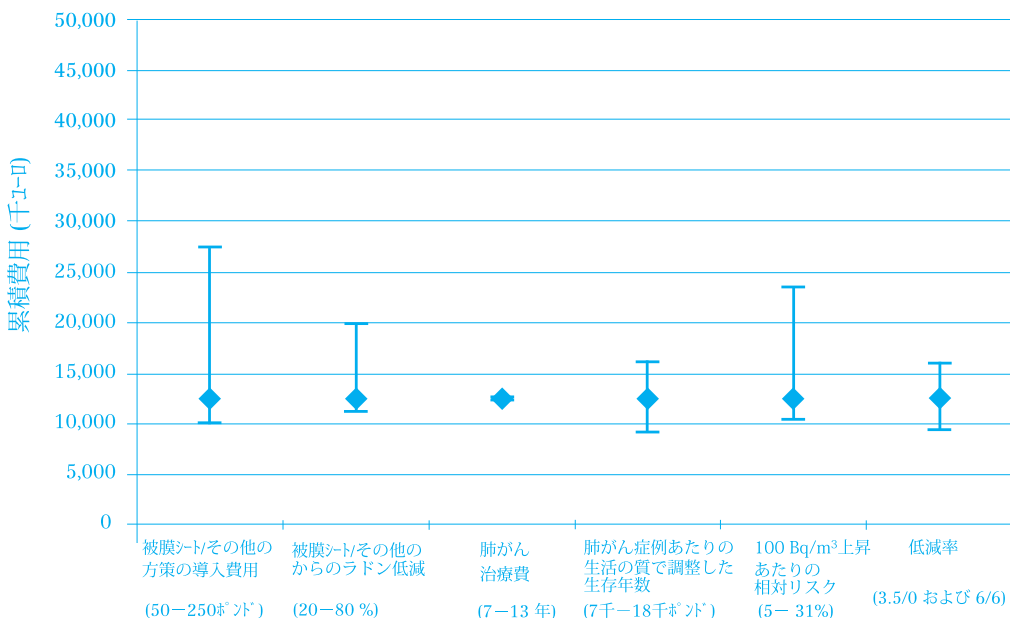


図9．一元感度分析結果

⁵ 英国国立臨床研究所

4.3.6 勧告

ここで示した例は、単純化した、例示のみを目的としたものである。実際には、このタイプの費用対効果分析には、様々なタイプの予防または改善対策のコストおよび効果、異なったラドンレベルや分布の地域において得られる様々な結果、そして現在と未来の喫煙パターンについての様々な仮説のような、多くの付加的因子を検討しなければならない。分析はまた、予防または改善対策が典型的な1階、2階、3階建ての一戸建て、一連二軒の家、連棟住宅で行われることを想定する；様々なパラメーター値および分析が、多層階のアパート、工場、オフィス、病院、学校のような、作業環境として利用される建物に対して必要であることを想定している。

ここではラドン予防および改善プログラムは、ラドン被ばく、つまり肺がんリスクの低減のみである；しかしながら、湿気もしくは湿度問題のような他の便益がある可能性がある。これらは定量化され、完全解析に組み込まれるかもしれない。いずれにしろ、健康経済学者のアドバイスは、費用対効果プロジェクトの実施および解釈に有用である。

費用対効果分析は、政策または代替案を評価しようとする政策立案者に役立つ情報を提供出来るが、それらは、不確かさと制限の影響を受ける。その結果は、従って注意深く解釈し、伝えるべきである。その結果は、意思決定のための根拠だけではない。例えば、費用対効果は主に効率についてだが、政策立案者にとっては公正または公平さも重要であるかもしれない。

たとえ費用対効果分析が、改善プログラムが全国ベースで正当化出来ないことを示す場合でも、高レベルのラドンは、容認し難いと考えられている肺がんの重大な個人リスクをもたらす可能性がある；そのような状況では、やはり改善を行うべきである。

参考文献

- 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. ラドンリスクコミュニケーション

キーマッセージ

- ラドンのリスクやその予防のメッセージを伝えることは、ラドンが一般には知られていないことや、公衆にとって健康リスクとして認識されていない可能性があるので、重要な課題である。
- ラドンリスクコミュニケーションの第1の目的は、公衆に情報を伝えるだけでなく、ラドンというものが対策の必要な重要な公衆衛生問題であることを政策決定者に納得させることである。
- 効果的なリスクコミュニケーションには、組織間の連携、明瞭で調和のとれたメッセージ、そして社会的信頼性のある協力者の参加が必要である。
- ラドンリスクコミュニケーションの一環として、ターゲット層を狙った一連のコアメッセージを開発することが望ましい。これらのメッセージは、シンプルで、短く、的を得たものでなければならない。
- ターゲット層のラドンに関する認知や知識レベルの評価を強く推奨する。リスクコミュニケーションキャンペーンの前後において、この評価を行うべきである。

この章の目的は、ラドンリスクコミュニケーションプログラムを展開するための指針を示すことである。また、本章では異なる複数のコミュニケーションの技術と対策を提案する。ここで見られる情報は、一般的なコミュニケーションの原則に基づいており、また充実したラドンプログラムをもつ幾つかの国の経験を踏まえたものである。この指針は、国内あるいは地域に浸透している文化的、社会的、経済的な環境に適応させる必要があると認識している。この章は、ラドンによる健康リスクについて公衆とのコミュニケーションのとり方とともに、国のラドンプログラムの目的を検討する。

国のラドンプログラムにおいては、公衆との明確で効果的なコミュニケーションが主な目的であるべきである。公衆とのコミュニケーションには、基礎的な段階があり、この章で検討されるであろう。これらの段階の基本的な構成要素には、リスクに対する公衆の認知の評価、明確で分かりやすいリスクのメッセージ、ターゲット層の特定、そして場合によってはラドン被ばくによるリスクを明確化するための比較（例えば、その他の原因による肺がんと比べたラドンによる肺がん）がある。

5.1 原則、方策および情報伝達経路

コミュニケーションにおいては、メッセージの内容と文脈の双方が等しく重要である。ラドンリスクに関するメッセージを受け取る聴衆は多岐にわたるため、彼らがどの様に受け止め方をするかを考慮することが極めて重要である。5.2節でさらに説明するが、集団が異なればリスクの定義

も異なる。効果的なコミュニケーションを構築するならば、信頼感を与え、熱心に耳を傾け、オープンな対話を維持する事が重要である（WHO 2002）。信頼感を与えるためには、コミュニケーターは、有能で、礼儀正しく、誠実で、感じが良く、明確で分かりやすい言葉を使わなければならない。思慮深いコミュニケーターは、賢く言葉を選び、積極的に聞き、ボディールランゲージに注意し、感情を読み取るだろう。オープンな対話を維持するために、コミュニケーターは、意見を求め、情報を共有し、コミュニケーション手段を提供する（WHO 2002）。

コミュニケーターを選ぶ際には、人と人とのコミュニケーション能力に長け、話題の範囲についての知識が豊富で、信頼のおける人物を選ぶことが重要である。コミュニケーターは、信頼関係を築こうとする場合には、言葉以外のコミュニケーションが、言語によるコミュニケーションと同じ位重要であることを心にとどめておく必要があるだろう（USEPA 2007, WHO 2007）。

米国EPA(2007)によれば、リスクコミュニケーションに関してありがちな誤った認識がある。例えば、「人々がどのような質問をするかを予測することはできない」や「リスクを伝えることは、人々を落ち着かせるより、不安にさせることの方が多い」などである。実際は、もしコミュニケーターが十分準備していれば、討論への質問や懸念の95%は予測可能であったことが証明されている。一般的なリスクに関する質問やより専門的な放射線リスクの質問の例は、他の章で述べられている（WHO2007、USEPA 2007）。

リスクコミュニケーションを評価する際には、3つの主要な構成要素がある。すなわち、リスク評価、リスク認知、リスク管理である（WHO 2002）。それぞれの構成要素は、多くの特性を包含している。リスク評価は、悪い結果が起こる可能性を表すのに用いられるプロセスである。リスクが、科学的なリスク評価を通じて定義されるならば、政策立案者はリスク管理のプログラムを策定することができる。リスク認知は、単なる公衆による認知にとどまらず、すでに他の危険（ハザード）やリスクの過去の経験の影響を受けており、（Slovic 1987）経済的および政治的要因も考慮に入れている。公衆の認知は、知識を得たり、情報が蓄積されたりするに従い、時間とともに変化する。リスク管理は、政策立案者や政府機関が公衆のリスク評価と認知にどのように対応するかを含む。政府機関は、新しい法令や政策を作ることにより応じることが可能である。このリスク管理の構成要素が、ラドンプログラムの方向性に影響を与えるだろう。

情報を社会に伝えることを別にすれば、ラドンリスクコミュニケーションプログラムの第一の目的は、ラドンによる被ばくが対策の必要な重大な公衆衛生問題であることを、国および地方の政府レベルで政策立案者を説得することであるべきである。以下第6章では、国および地方レベルで行われるべき対策に関して議論する。

スウェーデンなどのいくつかの国での経験は、規制の方法による対策を取ることを政策立案者に納得させることが、一般公衆のみを対象としたリスクコミュニケーションのメッセージよりも、より効果的であることを示している。しかしながら、住居のラドンレベルを低減する必要性について国民意識を高めることは、依然として重要な方策である。政府が採用するために選ぶコミュニケーション方策は、以下によって決まるであろう。

- 国における問題の大きさ
- ラドンプログラムの全体的な目的
- 客観的なコミュニケーション
- プログラムの予算
- 参考レベル
- 国の建築基準法

用いられるコミュニケーションの経路とアプローチは、受動的（提供者と対話する能力なしで情報が提供される）かつ積極的なもの（情報は提供され、受け手が交流し、対話を持つ）関わり方の手法を組み合わせたものであるべきである（WHO 2002）。例を表16 に示す。

いくつかの国は十分に確立したラドンプログラムを持っている。これらの国は、異なる方策とコミュニケーション経路を用いている。ここにいくつかの例を挙げる。

- 建築専門家のためのワークショップやトレーニングコースを通じて、家を建築あるいは改築している人々に対応するための直接的なアプローチを用いる
- 能動的小および受動的な経路の双方を用いて、メディアを通じて情報を広める（表16参照）
- ラドンの日やラドンフォーラムといった恒例行事を設け、適切な間隔で案内を繰り返す
- 医師や教師といった信頼出来る仲介する対象集団を役立てる
- 政策立案者に規制の選択肢をつくるよう説得すること、それは異なる省庁の意思疎通のチャンネルを確立する必要があることを意味する。

表16. 様々なコミュニケーションの手法

受動的コミュニケーション	能動的コミュニケーション
● ダイレクトメール（例：ファクトシート、小冊子） ● 講演会や掲示板 ● ウェブサイトやリストサーバー ● 新聞広告 ● 建築業者の展示会での情報コーナーの設置 ● メディアと直接コンタクト（例：プレスリリースなど）	● 地方ラジオ局での電話相談 ● 第三者機関のネットワーク利用（例：コミュニティグループの集会での説明会） ● 情報ホットラインやヘルプラインの提供 ● 集会および公聴会の開催 ● リポーターのインタビュー（例：ラジオ、テレビ）

5.2 リスクコミュニケーションのためのラドンリスク問題の枠組み

ラドンリスクコミュニケーションプログラムは、明確で実行可能な目標を持たなければならない。これらは、異なるターゲット層（5.4.1 節参照）にラドンに関する情報を提供し、またこれらの聴衆に対策をとるよう説得することに重点的に取り組むべきである。ラドンリスクコミュニケーションプログラムもまた、技術的な専門家（例えば放射線科学者や疫学者）とコミュニケーションの専門家（例えば社会学者、心理学者、ジャーナリスト）の双方が関わる協調的な取り組みであるべきである（WHO 2002）。ラドンの健康影響に関する情報の伝達において、専門的な健康リスク評価の関係においても、「リスク」という言葉にいくつもの定義があることに留意すべきである。一般的には、個人に対するリスクの報告書には、悪影響の起こる確率または見込み、そしてその悪影響の重篤さの説明が求められる。ラドンの場合、悪影響は主に肺がんであり、それは痛みを伴う致死的な疾病である。

コミュニケーションキャンペーンで用いることのできる基本的情報として、屋内ラドン被ばくに関するリスクメッセージの例をボックス 4 に示す。

ボックス 4：基本的な情報メッセージ

「ラドン被ばくにおいては、そのレベルより低ければリスクが無くなるようなしきい値は知られていない。家のラドン濃度が低ければ低いほど、リスクは低くなる。」

5.2.1 ラドンの肺がんリスク

第1章で述べたように、WHO のがん研究所である国際がん研究機関（IARC）は、ラドンを証明されたヒト発がん物質として分類し、タバコの煙、アスベスト、ベンゼンと同じIAECの発がん性物質のグループに入れた（IARC 1988）。家屋のラドン被ばくは世界的に肺がん死の最も重要な原因の一つである。実際、ラドンによる肺がん死の大半は、一般に屋内ラドンの参考レベルとして使われている値よりも低いラドン濃度に被ばくした人に起こるであろう。これらの知見は、ラドンリスクコミュニケーションの対策だけでなく、国のラドンプログラムにおいても意味がある。米国EPA は、これまで得られたデータを用いて、米国の年間約21,000人の肺がん死が住居のラドンに帰因していると推定した（USEPA 2003）。同様の推計が欧州25ヶ国について行われている（Darbyら 2005）。これらの推計によれば、世界中で毎年数万人のラドンによる肺がん死が発生している。

疫学という観点からすると、リスクを表現する方法は様々である。その一つは相対リスク（RR）という方法で、所定のラドン濃度での（約30年の被ばくの）リスクを特定の低いレベル（代表値としては10–15 Bq/m³ 程度）のリスクと比較するものである。RR が1ということは被ばくした人にリスクの上昇がないことを意味する。住居のラドン疫学調査において、ラドン濃度が増えるに従いリスクは増加する事、すなわちRR>1 を示すことが分かった。しかもRR は比例的に増加する。このことはラドン濃度単位増加あたり（例えば100 Bq/m³ あたりのERR）の過剰相対リスク（ERR=RR–1）として表す。これらのリスク推定値の計算された信頼区間は、その結果が統計的に有意であるかを評価するのに役立つ。

例えば第1章で説明したように、欧州調査（Darbyら 2005）では、100 Bq/m³あたりの肺がんERRは16%の長期的な平均ラドン濃度（95% 信頼区間：5–31%）で増加すると推定された。ERRは年齢、性別または喫煙歴によって変化しない。北米と中国の調査においても同様の結果が得られた（Krewskiら 2005、Lubin ら 2004）。

相対リスクのような概念は一般公衆に説明するのは難しく、効果的なリスクコミュニケーションのためには、リスクを絶対的に表すほうが良いかもしれない。例えば、集団におけるラドン被ばくによる年あたりの推定された症例の絶対数は、より理解し易いかもしれない。同様に、異なる濃度のラドンに被ばくした喫煙者と非喫煙者の生涯リスク推定を示すことは、公衆にラドンのリスクを伝達するためのもう一つの有用な方法かもしれない。ラドンと喫煙が複合して影響を及ぼすとの情報は、ラドン被ばくが喫煙者の肺がんリスクを有意に増加させるという事実を強調することで、タバコ規制キャンペーンに役立つ可能性がある。

5.2.2 喫煙とラドンの相乗効果

伝えなければならないもう一つの重要な情報は、ラドンの被ばくによる肺がんリスクとたばこ煙の関係である。疫学調査は、どのようなレベルのラドン被ばくであっても、喫煙者のラドン被ばくによる肺がんの絶対リスクは、非喫煙者や元禁煙者に比べてずっと大きいことを示し、こうしてラドン被ばくと喫煙の相乗効果を強調している。例えば欧州調査では、一日15–24本のタバコを喫煙する喫煙者の肺がんリスクは、非喫煙者でラドン被ばくがない人々と比べて、ラドン濃度が0、100、400 Bq/m³ の場合、それぞれ26、30、42倍と推定される。非喫煙者では、対応する相対的なリスクは、それぞれ1.0、1.2、1.6倍と推定される。これら後者の数値は、非喫煙者であっても高められたラドン被ばくからの肺がんリスクを割り引くことが出来ないことを示している。

現喫煙者（約1箱/日）では、ラドン被ばくが0の場合、75歳時の肺がんの累積絶対リスクは約10%

と推定される。長期にわたり800 Bq/m³のラドンに被ばくした現喫煙者は、このリスクが2倍以上の22%に増加する。対応する生涯非喫煙者の絶対リスクは、それぞれ0.4%と0.9%である。ラドンによる禁煙者のリスクは、現喫煙者と非喫煙者の値の中間に位置する。肺がんに対するラドン被ばくと喫煙に関するコミュニケーションメッセージに有用な例をボックス5に示す。

たとえ間接喫煙（ETS）とラドンの間に複合影響があると証明されなくとも、効果的なたばこ規制対策および屋内空気質プログラムによればETSの被ばくもまた引き続き勧められない（WHO 2008, Bochicchio 2008）。

ボックス5：ラドンと喫煙の関係を説明するメッセージの例

「ラドンによる肺がん死の大半は、現喫煙者または元喫煙者で起きている。」
「ラドン被ばくは、現在喫煙しているか、過去に喫煙していたか、あるいは非喫煙者かに関わらず、全ての人の肺がんリスクを高める。」

5.2.3 ラドンによるリスクとその他の原因によるがんリスクとの比較

国あるいは地方レベルで推定されたラドンに帰因する肺がん死亡率を他のがんと比較することは、ラドンリスクコミュニケーションのツールとして役立つだろう。多くの国で肺がんは、がん死亡の大きな要因である。疫学調査に基づき、肺がん死の3－14%がラドンによるものと推定されている。それ故、屋内ラドン被ばくは、重要な公衆衛生上の危険要素となっている。絶対的には、ラドンによる肺がん死亡率は、その他のがん死亡率より大きい可能性がある。

一例として、米国の人口で推定されるラドンに帰因する肺がん死亡数は年間約21,000人であるが、この数は卵巣、肝臓、脳、胃や黒色腫を含む一般的ながん死亡数より大きい（Field 2005）。欧州を例にとれば、ラドンに帰因する年間肺がん死亡は全がん死亡の約1.8%を占め、2006年ではおよそ30,000人にのぼる。この数は、食道や口腔や咽頭のがんに匹敵し、黒色腫の死亡数より約50%多い（Darbyら 2005, Ferlayら 2007）。このような情報はボックス6に示すコミュニケーションメッセージとして表すことができる。

ボックス6：他のリスクとの比較をした情報メッセージの例

「欧州においては、黒色腫よりもラドンによる肺がん死亡する人の方が多い。」

5.3 ラドンリスクコミュニケーションにおけるコアメッセージ

公衆に分かりやすい情報を提供することは、課題である。これには、メッセージを簡潔にし、ターゲット層に便益があることを示すように組み立てる必要がある。シンプルな言葉で、そして比較するためによく知られた事例を用いてラドン問題を説明することは可能である。例えば、ラドンの年間放射線量は、従来型の胸部X線のような一般的な診断医療手技のものと比較することができる。仮に、がんの良質なリスクデータがあるなら、前述したようにラドンによる肺がんリスクをその他のがんリスクと比較する事は有用であるかもしれない。場合によっては、交通事故などの日常的なリスクとの比較も有用であるかもしれない。

ラドンリスクコミュニケーションは、現在の科学的合意を正確に反映した、簡潔でよく分かる言葉で表された少数のコアメッセージに的を絞るべきである。メッセージの形式はターゲット層に合わせるべきである。ラドンリスクコミュニケーションプログラムの一環として、一連のコアメッセージの作成が推奨される。ボックス7に例を掲げる。メッセージを作成する際には、簡潔

で、短く、そして要領を得たものにすることが重要である（USEPA 2007, WHO 2007）。

ボックス7：ラドンコアメッセージの例

「ラドンは肺がんの原因である。」
「ラドンは家の中にある放射性ガスである。」
「ラドンは簡単に測定できる。」
「あなたは、ラドンから家族を簡単に守る事ができる。」

全てのラドンリスクコミュニケーションのメッセージは、個々のターゲット層に応じてテストし、対応すべきである。メッセージの見やすさは、効果を高めるのに役立つであろう。信頼があり尊敬されるメッセージの発信者（例えば、地域の保健当局者、医師、学校教師）と、適切な配信ルートを用いることが重要である。メッセージの成功は、ターゲット層への適応、伝達者と聴衆の信頼関係、そしてメッセージの明確さによって決まるだろう（WHO 2007）。

一般公衆とのコミュニケーションにおいて、ボックス8に例示するような簡潔で非定量的なメッセージが、ラドン被ばくと喫煙の相乗的な影響を浮き彫りにするために使える可能性がある。

ボックス8：簡潔で非定量的なメッセージの例

「ラドンは喫煙者の元々高い肺がんリスクをさらに高めるが、喫煙するか否かに関わらず、ラドン被ばくは肺がんリスクを高める。」

住居のラドン測定後に、ラドンリスクと改善に関する簡潔なファクトシート（事実をまとめた資料）を個々の家主に送ってもよい。これにより、ラドンのリスクを低減させるために対策が必要な場合どのような対策を取るべきか、十分な情報に基づいて判断が出来るように促す。ファクトシートは、公衆にメッセージを伝える良い方法である。コアメッセージのついた簡潔なファクトシートは、公衆衛生局、建築業者、事務所、病院、学校や地方および国の公共団体などで配布可能であろう。

5.4 コミュニケーションキャンペーン

5.4.1 ターゲット層の特定

ラドンリスクコミュニケーションキャンペーンの不可欠な要素は、情報を伝えたいと思う対象であり、ラドンから自らを防護するのに必要な対策をとるよう説得したいターゲット層を特定することである。これらのターゲット層は、以下に記すように二つのカテゴリー（直接および間接）に分けることができるかもしれない。いくつかのターゲット層は、状況によりいずれかのカテゴリーだけ、または両方のカテゴリーに属すると見なされる可能性がある。そうは言うものの、この二つの分類はコミュニケーション方策を計画するうえで有用である。表17 は、ターゲット層を直接と間接カテゴリーに分類した例である。

表17. 異なるターゲット層のカテゴリー

直接的なカテゴリー	間接的なカテゴリー
・ 住居を建築または改装中の人 ・ 家屋の居住者 ・ 賃借人 ・ 喫煙者 ・ 建築家および技術者 ・ 建築会社、請負会社 ・ 金融機関 ・ 不動産会社 ・ 地方行政当局	・ 政府および政策意思決定者 ・ 地方行政当局 ・ 金融機関 ・ 法律アドバイザー、弁護士 ・ 医師、看護師、薬剤師など ・ 教師 ・ メディア ・ D I Y店 ・ 専門家の団体

最初のグループである直接的なカテゴリーは、対策が直接肺がんリスクを低下させる可能性のある個人である。既存の家をラドン低減技術で改修したり、被膜シートや土壌減圧システムのような効果的なラドン予防技術を導入した新築住宅を建設するなど、様々な方法で肺がんリスクの低減化を達成することが可能である。規制も資金制度もこれらの対策を奨励する重要な役割を担うことができるが、いくつかのケースでは個人の選択が重要な要素となる場合もある。なぜなら、禁煙や減煙の有無にかかわらず、喫煙者が住宅のラドン被ばくの低減を決断することは、肺がんリスクにかなりの低減をもたらす可能性があるため、喫煙者は直接的なカテゴリーに含めた。

第2のグループは、間接的なカテゴリーであり、政策決定もしくはラドンの問題にハイライトを当てることにより、その対策が公衆の意識や認知を高めたり、向上する助けとなり、またそれによって地域社会のラドン防止や低減を促すのに役立つと思われる個人である。

銀行や住宅ローン業者などの金融機関もまた、重要なターゲット層と見なされることに注目すべきである。将来住宅が確実に効果的なラドン予防技術で建築されるようにする上で、役割を果たす可能性があるためである。もしこれらの金融機関を、金融上の利害関係を持つ不動産物件のラドン測定を要請するよう説得できれば、その行動は世間の関心をラドン問題に集めるのに役立つであろう。米国や英国などのいくつかの国では、ラドン測定はすでに家の売買に必須の手続きの一部である。

5.4.2 ラドンリスクの認知の評価

ターゲット層のラドンに関する認知や知識レベルを評価することを強く勧める。認知を評価するもっとも簡便で費用対効果の高い方法の一つは世論調査を行うことである (WHO 2006)。リスクコミュニケーションキャンペーンの設計、評価、改善に役立てるために、調査はリスクコミュニケーションキャンペーンの前と後で行われるべきである。そのような調査は、時間と共にキャンペーンの成果を追跡するのににも有用である。ターゲット層によっては、そのような調査に以下のような問題に関する質問が含まれる場合がある。

- ・ ラドンに関する基本的な知識
- ・ ラドンの発生と進入経路
- ・ ラドンの健康影響
- ・ ラドンから人々を守るために有用な技術手段
- ・ 行動を起こす意欲

調査の成功と分析能力は、効率性、統一性、解析の容易さ、経時的な比較可能性と、結果を一般

化できる可能性などに依存している（WHO 2006）。公衆の知識を記録し、ラドンに対する認知を査定する上において、評価は重要な要素である。評価は、政策立案者にコミュニケーションプログラムに目を向けさせ、それを強化する。また評価は、地方および政府機関にコアメッセージを策定できるようにする。

仮に、ターゲット層がラドン問題に対して基本的な理解に欠けているのなら、キャンペーンは失敗に終わる可能性が高い。キャンペーンに先立って実施する評価は、キャンペーンにおけるターゲット層へのメッセージに焦点を合わせることが出来る。さらに、コミュニケーションキャンペーンが策定され、ターゲット層へと届けられた後、有効性を判断するために繰り返し調査することが大切である。

キャンペーンのメッセージに対する公衆の反応の評価は、キャンペーンが成功したか否かを判断するうえで重要な部分である。WHO（2007）によれば、この評価を行うにあたり、3つの主要な要素が必要である。

- 社会への活動：実際どのぐらいの人々にメッセージが届いたのか？
- 反応の評価：聴衆は反応したか？
- 効果(衝撃)の評価：行動に変化があったか？

5.4.3 公衆に対するラドン低減対策の奨励

公衆とラドンのリスクに関して、明確かつ効果的な方法で対話することは難しいかもしれない。公衆にラドンのリスクに関する情報を広めることは、通常家屋の居住者に迅速な行動、すなわちラドン調査または低減策一を行わせるには不十分である。住居のラドン被ばくの健康への負担を低減するためには、家主の決断と行動が必要である。新築住宅の予防措置を取るように、既存住宅でラドンを測定し、家を改善するための対策をとることを公衆に説得するには、国のラドンプログラム（第6章で説明するように）が必要である。ラドンリスクに対する無関心や疑念から改修費用額の検討など、様々な理由によって、高レベルのラドン住宅に住む人の中には、自宅のラドン被ばくの低減対策をとらないという選択をする者もいる。

多くの国々の社会とリスクコミュニケーションの調査によれば、公衆および政策決定者の双方において、ラドンリスクコミュニケーションプログラムの主な障害は、ラドンリスクに対して行動することへのためらいであることが分かった（WHO 1993）。個々の家主の場合のように、行動をとることへのこの無関心、あるいはためらいの理由は複雑である。屋内ラドンに関する一般的な誤った認識の一つは、それは自然であり、住居の高いラドンレベルが発生しても誰のせいでもないということである。ラドンガスは自然であるが、高い住居のラドンレベルが全く自然であるとは限らない。高められた屋内ラドン濃度は、住人の生活習慣と同様に家の設計や工法といった人為的活動の結果である。住居の高ラドン濃度は、技術的に高められた自然放射線の一種である。第3章により詳しく述べたように、土壌ガス濃度がラドン濃度を高める可能性が非常に高い地上階でさえ、現代の建築技術を持てれば屋内ラドン濃度を許容できる低いレベルにすることが可能である。

米国などいくつかの国では、数年にわたりソーシャルマーケティングの手法を取り入れ、住民個人にラドンを検査測定し、問題があればそれを修正するよう動機を与えてきた。ソーシャルマーケティングは、ターゲット層に変化をもたらすことを模索するとともに便益を重視する。この手法は、初期のキャンペーンよりずっとうまくいくことが判明しており、そのキャンペーンはラドンによるリスクについて、公衆に伝えることを主な目的としていた（USEPA 2003, USDHHS 2005）。効果的なリスクコミュニケーションには、他の組織と協力し、メッセージをまとめ、医師や教師といった地域的な信頼性のある人々の協力を求める事が重要である。

参考文献

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. 国のラドンプログラム

キーマッセージ

- 国のラドンプログラムは、全ての国民のリスクを低減し、また高ラドン濃度のもとで生活している人々の個人のリスクを低減化を目指すべきである。
- 個人のリスクを制限するために、国の参考レベルとして100 Bq/m³が推奨されている。それが不可能な場合でも、選択するレベルは300 Bq/m³を超すべきではない。
- 国民全体のリスクを低減するためには、建設中の家のラドン予防措置を義務付ける建築基準法を制定するべきである。
- ラドン測定プロトコルの詳細な国の手引きは、ラドン調査の質と一貫性の確保のために不可欠である。長期にわたり測定結果をモニターする国のラドンデータベースは、国のラドンプログラムの有効性を評価するために有用である。
- 効果的な国のラドンプログラムには、国の複数の機関からの情報提供が不可欠である。一つの機関が実施と調整を統率し、たばこ規制や他の健康増進プログラムとの連携を確かなものにすべきである。

この章では、国のラドンプログラムを策定するための構成要素と国レベルのそうしたプログラムの組織の枠組みについて述べる。ラドンプログラムは、平均的なラドン濃度に被ばくしている国民全体のリスクおよび高ラドン濃度で生活する個人のリスクをともに低減することを目指す。

ラドンプログラムの策定には、明確な組織体制の構築、およびラドンレベルのモニタリングや予防と低減の促進、公衆およびステークホルダーへのラドンリスクコミュニケーションサービスの提供を行うための様々な構成要素がある。

ラドンプログラムの策定を考える国においては、第1段階は評価、可能であればラドンの全国調査を実施し、国内の代表的なラドン濃度分布図を入手することである。この章では、特に予想される高ラドン地域を含めた地理的なラドン濃度の分布図を手に入れることを目標とし、そのような調査の包括的な計画および実施のための手引き書を提供する。

同様に、適切な参考レベルを設定するための手引きが示されている。参考レベルは、その濃度を超える場合、国が改善措置を実施することを強く推奨、または義務づけるラドン濃度である。ラドン濃度が参考レベルより低い場合でも、家のラドン濃度が一貫してそのレベル以下にとどまるようにラドン防護措置が適用されることもある。

この章ではまた、地理的なラドンマップの利用についても議論されている。これらはラドン線源をターゲットにするのに有用な手段である。しかしながら、これらのマップは、決して屋内の高

いラドン濃度が、高ラドン地区にのみ見られることを示しているという解釈はすべきではない。

先に述べたように、効果的なプログラムは、新築建造物のラドン被ばく予防を強調している。これは住宅のストックの長期的なラドンリスクの低減に必要である。建設中の住宅におけるラドン予防措置の正しい導入が重要であることが強調された。確実に新築住宅を低ラドン濃度にするための建築基準または建築規制を策定する際に考慮しなければならないいくつかの要因がある。この章と第2章（ラドン予防と低減）でそのような側面を取り上げている。

高ラドン濃度の家を改善する際に考慮しなければならない要因と同様、既存住宅のラドンリスクを低く抑える方法についても、この章の最後で概要を述べる。

6.1 国のラドンプログラムの組織

屋内ラドン被ばくから公衆を防護するための効果的なラドンプログラムを実施するためには、図10に示すように多くの国の機関および他のステークホルダーからの情報提供が必要である。これらには、公衆衛生や放射線防護を担当する国や地域や地方の機関が含まれる。地質調査研究所、公立および/または民間のラドン測定研究所、建築技術者・建築科学者、および建築規制や建築基準を実施しそれを遵守させる建設業界や機関などのその他の機関や団体や専門家からの専門知識が、ラドン方策におけるもう一つの鍵となる要素である。政府は調和のとれた対策を有する国のラドンプログラムを促進するべきであり、またラドンプログラムの推進や調整を先導する1つの組織または機関を指定するべきである。このプログラムの有効性を評価するために、この（牽引する）組織により国のデータを集めるべきである。

プログラム実施の初期および必要に応じて後の段階においても、以下のことが評価されなければならない。

- 住宅におけるどの程度のラドン被ばくが集団にリスクをもたらすのか、住民を対象とした国のラドン調査に基づくことが望ましい
- 一部の家あるいは一部の地域が他よりもリスクが高いかを調べるための被ばくパターンで、地域に基づいた調査であることが望ましい

初期評価が完了し、さらなる対策の必要性が立証されたなら、屋内ラドン被ばくから公衆を防護するために包括的な国のラドン政策を策定すべきである。学校や育児センターやその他公共の建物では、人々が一定の時間を過ごす可能性があり、ラドンリスクを評価することを検討すべきである。国のラドン政策は以下の重要な要素を含むべきである。

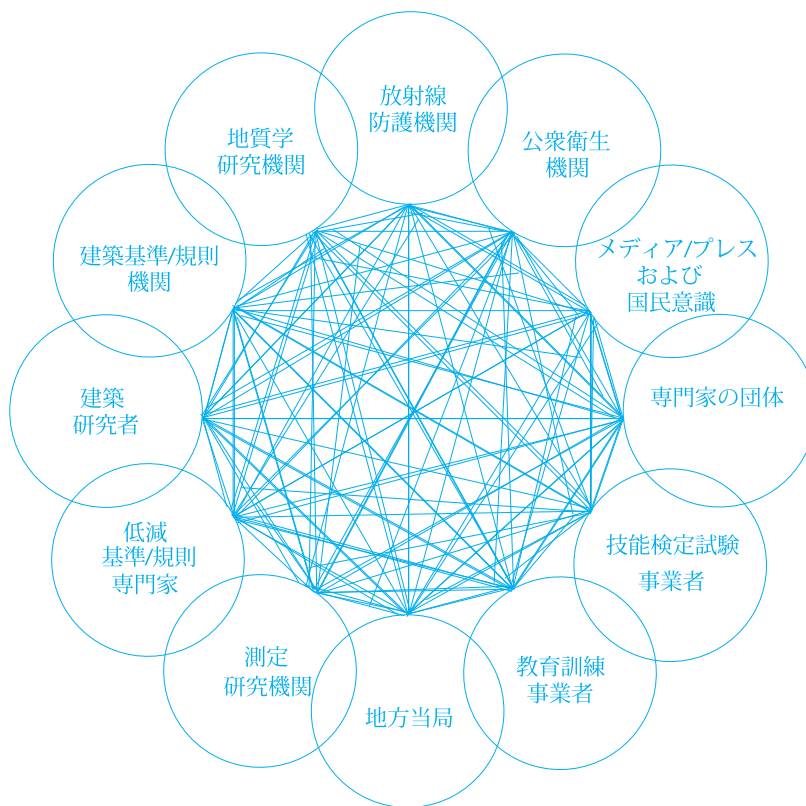


図10. ラドンプログラムに参与する可能性のある国家機関および他のステークホルダー

- 住民のラドン被ばくとそれによる健康リスクを低減するための枠組み
- 住民のラドン被ばくのレベルを決定するために、認定されたラドン測定技術とプロトコルによって全国調査を実施するための規定
- 住居ラドンの国の参考レベルを設定するための規定
- 喫煙とラドンの複合影響を考慮する。ラドン政策をたばこ規制や室内空気質を扱う他の健康増進プログラムに関連づける事が推奨される
- 実行可能な限りラドン濃度を低く保つための枠組み
- 地方と地域の当局が関与するための規定
- ラドン問題について公衆やステークホルダーに情報提供するため、またラドンに関する意識を高めるためのプログラム
- 建築基準に関する建築の専門家の訓練や、新築住宅の予防と既存の家の改善のための規定；ラドン測定の正確な結果を確保するために、訓練は測定実施前に行われなければならない
- 既存住宅の低ラドン濃度を確保することに焦点をあてたプログラム
- 新築住宅のラドン予防措置に焦点をあてたプログラム（建設中あるいは改築中の住宅）（ボックス 9 参照）

ボックス 9：新築住宅のラドン予防措置に焦点をあてることの重要性

正しく適用された場合、新築住宅へのラドン予防措置の導入は一般的に最も費用対効果が高く、個々の世帯でも低ラドン濃度を得られ、結果的に国の平均ラドン濃度を低減するための効果的な方法である。この手法は、参考レベルを上回る既存住宅のラドンの低減だけの代替的方法に比べて、ラドン被ばくによる肺がんの総数について、時間とともにさらなる低減へと導くだろう。

6.2 ラドン全国調査

国民のラドン被ばくを代表する全国のラドン濃度分布を測定するために、認定されたラドン測定器と技術を用いてラドンの全国調査を実施すべきである。この全国調査は、地理的な分布に関する情報も、もたらすだろうが、調査は両方を行うように適切に設計する必要がある。北米や欧州では屋内のラドンガス測定が調査でもっともよく使われる手法である（Synnott and Fenton 2005a）。国際放射線防護委員会（ICRP）もまたこの測定技法を支持している（ICRP 1994）。国のラドン調査を設計するにあたり、二つの重要な目的がある。

- 屋内ラドンへの住民の平均的な被ばくおよび発生している被ばくの分布を推定すること、これは、無作為に選ばれた家で、屋内ラドンレベルを測定することによって、人口加重調査を通して行うことが出来る
- 国内で高い屋内ラドン濃度がより見つかりやすい地域を特定すること
これは、地質に基づいた調査で得られる

可能であれば、両方の種類のラドン測定調査を、ラドン濃度の季節的な変動による不確かさを最小限にするため、それぞれの住宅で1年間にわたって実施すべきである。

人口加重調査は、全ての住民の住宅の代表として、測定のための対象住宅が選ばれる調査法のひとつである。要求された情報の詳細によるが、国または地方・県・町の住宅施設（戸建てや共同住宅）の家の全リストから無作為に家を選ぶことによって、行うことが出来る。この調査は、国・地方・県・町の住民のラドン被ばくの分布を測定するため、ひいては平均被ばく量と参考レベルを超える住宅の割合を推定するために設計されている。このような調査を実施するにあたっては、多くのバイアスが結果をゆがめる可能性があるため、統計学的なアドバイスを得ることが重要である。特に、国・地方・県・町の人々が住んでいる住宅を代表するようなサンプルを得るための、サンプリング方法を工夫しなければならない。人口加重調査の結果は、ラドン分布図に用いることが出来るであろうが、調査されたサンプルサイズや地域の人口分布によっては、人口密度の低い地域では、情報が少ないか、全く無い可能性がある。

より空間的に均一なラドン分布図のデータを得るために、住宅の選定は地質学的な測定基準に基づかなければならない。対象住宅が地域ごとに最低限の結果数を得るように選ばれるので、地質学に基づいた調査は、これを行うことが可能である。地域は規則的であったり（例えば格子状の地域）、不規則であったり（例えば町や県の行政区内の境界区域）、既存の境界（例えば地質の分類区分によるもの）であったりする可能性がある。格子状区域の実際の数や大きさは、入手可能な資金、求められる空間的数値の精度、そして企画段階で得られた統計学的なアドバイスにより決められるであろう。特に利用可能な測定数が少ない地域では、選ばれた家がそれぞれの地域の代表的な住宅であることが特に重要である。ラドン分布図は、単純に地域の平均で作成することも、より精緻な方法で作成することも可能である。

人口加重調査は、地質学に基づいた調査と平行して行うことが出来、注意深く設計された調査は、

両方の要求と目的を満たすことが可能である。例えば、それぞれの地域の住人の全リスト（あるいは電子データベース）が入手出来れば、地質学に基づいた調査を人口加重ラドン濃度分布を得るために利用することが可能である。ラドン分布図の利用は、国のラドン政策の実施に役立つ場合がある。

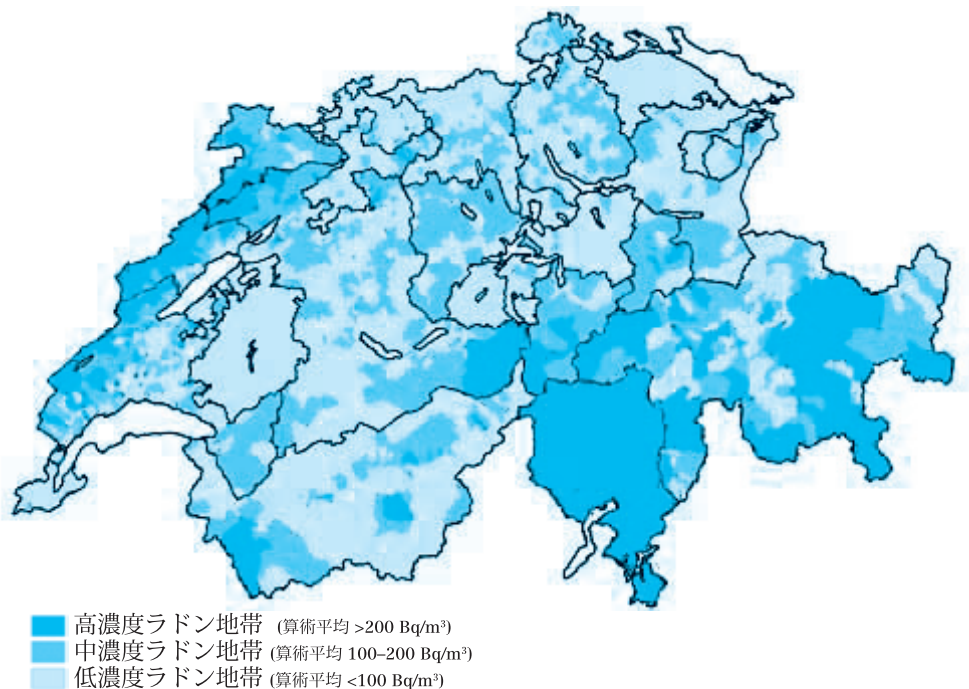
大部分の調査でラドン濃度分布は対数正規分布に従っているので、多くの国はデータをまとめて幾何平均値（GM）と幾何標準偏差（GSD）を用いて報告している（Miles 1998）。しかし、GM やGSD を用いていない国のデータと比較出来るようにしておくために、GM と算術平均値（AM） およびそれぞれの標準偏差測定値（言い換えればGSD、SD）の両方を用いてデータをまとめて提出することは有用である。

6.2.1 ラドン分布図

地質学に基づいた調査では、様々な地域のラドン分布を評価することができる。この情報は高ラドン地域を識別することが出来、ラドンの予測分布図を示す可能性がある。適切に設計された調査によってデータが得られたのであれば、これらの分布図は国のラドン政策を実行する上で有用なツールとなる可能性がある。ラドン分布図は高ラドン濃度の住宅の探索を最適化することや、新築中に特別な予防対策を実施する地域を識別するツールとして用いるべきである。国全体をカバーする屋内測定に基づいたラドン分布図は、すでに英国や米国やアイルランドで作成されている（Milesら 2007、USEPA 1993、Fennell ら 2002）。

ラドン分布図は、高リスクまたは高ラドン地域を識別し、ラドン測定や既存住宅の低減や新築住宅の予防対策の動機を与えるための情報を提供する。しかしながら、地域内のラドンレベルは均一ではなく、屋内ラドン濃度は対数正規となるのが一般的であろう。分布図は、測定が必要でない地域を示すのではなく、むしろ主に資源を高ラドン地域に集中させるために用いるべきである。

米国および欧州のラドン調査と分布図の包括的なレビューが利用可能である（USEPA 1993、Dubois 2005）。ラドン調査の世界中のデータが原子放射線の影響に関する国連科学委員会（UNSCEAR 2000、2008）によって公開されている。しかし、これらのデータは注意して用いるべきである。なぜなら、これらの値は、その国の個人住宅におけるラドン濃度の代表的なものではないという傾向があるからである。ラドン分布図の例を図11に示す。



出典：スイス連邦公衆衛生局 (2009)

図11. スイスのラドンマップ

6.2.2 高ラドン地域

高ラドン地域では、ラドン濃度の分布がかなり高低の幅が大きくなり、対数正規分布の形状なので、ほとんどの値が低くなる可能性がある。反対に、高ラドン地域と分類されなかった地域でも、低い確率で、高ラドン濃度の住宅が見つかるかもしれない。そのため、高ラドン地域を識別するだけでなく、高ラドン濃度に関係するとみられる建物の特徴を特定するよう努力すべきである。

高ラドン地域は、直接屋内ラドンの測定を用いて、または仮に住宅のラドン濃度と確立された相関関係があるならば、間接的に土壌中のラドン濃度を用いて識別することができる。

米国では、屋内測定、地質学的特徴、大気中放射能、土壌の通気性、基礎形式の組み合わせに基づいたラドン分布図が作成された (USEPA 1993)。ドイツでは、分布図は土壌ガス中のラドン濃度に基づいている。オーストリアでは、分類はある地域内の平均ラドン濃度に基づいている (Friedmann 2005)。

国の政策を策定する上で重要な点は、ラドン全国調査結果およびラドン分布図を用いて、住居のラドンの高められたレベルが存在する可能性が最も高いそれらの国内の高ラドン地域をいかに定義し、同定するかである。

高ラドン地域には様々な定義がある。国は、一定の割合以上の住宅に、参考レベルを超えるラドン濃度があると推定される場所を、高ラドン地域と定義する事ができる。異なるレベルの高ラドン地域を定義することも可能である。例えば、高ラドン地域は、高、中、低に分類することも出来る。そのような判断は複雑で、平均ラドンレベルや参考レベル、これらの地域で出された対策

や地域内の人口など、多くの要因を考慮しなければならない。高ラドン地域は、理想的には全ての高ラドン濃度住宅の大部分を含むべきである。

高ラドン地域が認識され、これらの地域が高い濃度が予測される住宅の大きな割合を占めるならば、国はこれらの地域に資源を注ぐべきである。国民の意識を高めるキャンペーンは、これらの地域の家屋の居住者に、自宅のラドンの測定を奨励すべきである。これらの戦略は公衆衛生や住宅に関連している団体や専門家、例えば建築業者、建築家、地域や地方の行政当局や医学団体などを対象とすることも考えられる。

6.2.3 ラドン測定技術とプロトコル

国内で実施されるラドン測定の一貫性を確保するためには、明瞭に規定され、定期的に更新されるラドン測定プロトコルが、重要な手段となる。

国・地域・地方当局は以下の例を明記すべきである。

- 使用するラドン検出器のタイプ
- 適用される測定プロトコル
- 推奨される最短測定期間。一年より短い測定では、特定の季節に測定を行うべきか、または季節調整係数を適用すべきかを検討すべきである
- ラドン測定研究所が満たすべき品質基準
- 住居の家主や居住者への結果の連絡手段
- 家主や居住者に提案すべきアドバイスと、特に参考レベルを超えるラドン濃度の家主や居住者に提案すべきアドバイス

ラドン測定結果の高い信頼性を確保するためには、品質管理プログラムを実施すべきである。この件についての詳細については、第2章も参照されたい。ラドンを測定する会社、組織や個人は、ラドンを正確に測定する能力を示すべきであり、それは認定証や許可証によって認めることが可能である。

6.3 国の参考レベル

参考レベルは、居住用住宅の容認できる平均年ラドン濃度の上限を表す。参考レベルは、国のラドンプログラムの重要な構成要素であり、国レベルで国ごとに制定すべきである。測定値がこのレベルを超すことを示す場合には、ラドン濃度を低減するための対策をとることが強く推奨される。スウェーデン、スイス、チェコなどのいくつかの国では、それは強制でさえある (Synnott と Fenton 2005b)。参考レベルを上回った結果として、住宅や他の建物でラドン低減対策を推奨するか強制するか判断は、それぞれの国にゆだねられている。

国の参考レベルは、安全か危険かの厳密な境界線を規定しないが、国が将来にわたって何もせずに放置するには高すぎると判断した屋内ラドンの健康リスクレベルを規定している。しかしながら、このレベル以下であっても、住宅のラドン濃度が確実にこのレベルをはるかに下回るようにするために、防護措置をとることもまた適切かもしれない。参考レベルという概念は、ICRP 103 勧告 (ICRP 2007) が出る以前に、多くの国が使っていた対策レベルの概念とは異なる。以前は、ラドン濃度が対策レベルを超える場合にのみ改善の作業が勧告され、そのことは、このレベル以下のラドン濃度は安全であるといった誤った印象を与えてしまった。36ヶ国を対象としたWHOの調査は、ほとんど全ての国が既存住宅の参考レベルを200 Bq/m³ - 400 Bq/m³の間に設定していることが分かった。いくつかの国では、新築住宅と既存住宅で異なる参考レベルを設定しており、新築住宅には低い値を設定してきた (WHO 2007)。

第1章で述べたように、肺がんのリスクが長期のラドン被ばくと共に直線的に増加し、しきい値があるという証拠はない。その増加は、ラドン濃度が 200 Bq/m^3 より低いレベルであっても統計学的に有意である。採鉱夫の疫学調査と住居の症例対照ラドン調査からのリスク推計値は、極めて一貫性がある。採鉱夫調査が、ラドン被ばくのリスク評価や修飾因子の線量反応関係への影響に関して確かな根拠を示している一方、最近の住居のプール調査の結果は、現在採鉱夫調査から外挿する必要なしに屋内ラドンに被ばくした住民のリスクを、直接的に評価する方法を提供している（UNSCEAR 2008）。

国の参考レベルは合理的に達成可能な範囲で、できる限り低いレベルに設定することが推奨される。屋内ラドンの健康影響に関する最新の科学的データを考慮すると、 100 Bq/m^3 という参考レベルは、公衆衛生的な観点から正当化される。何故なら、これによって公衆のラドンによる健康被害を効果的に低減することが期待されるからである。しかし、影響が国内に広く普及しているその国特有の事情によって、このレベルが実施不可能な場合においては、選択される参考レベルはICRPによる最新の計算によればおよそ 10 mSv/年 に相当する 300 Bq/m^3 を超えるべきではない。

国の参考レベルを設定する決断は、現状の経済的社会的状況を考慮し、最適化の手順を適用する必要がある（ICRP 2007）。加えて、ラドンの分布、高ラドン濃度の既存住宅の数、屋内ラドンレベルの算術平均値や喫煙率などの様々な国に固有の要因を考慮すべきである。新築で低減された住宅の大部分については、既存の住宅に比べより簡単に、より低い経費で低ラドン濃度を実現することが可能である。従って、このような建物のラドン濃度は、国の参考レベルを明らかに下回るべきである。

すでに国のラドンプログラムがあり、 $100\text{--}300 \text{ Bq/m}^3$ の範囲の確立した参考レベルの国では、最初にラドン測定を受け入れ率や、家主や賃借人へのより良いアドバイスやサポートを通じて、改善率を向上すべきである。例えば、英国で受け入れ率と改善率を2倍にすることは、参考レベルを変えずに、年間肺がん死亡を回避する可能性を5倍にすると推計されている。一方、参考レベルを 200 から 100 Bq/m^3 に減らしても、これまでと同じ受け入れ率と改修率のままであれば、年間肺がん死亡を回避する可能性は2倍に増えるだけであろう（Grayら 2009）。

一般的に高いラドン濃度に被ばくするのは集団のごく一部であるため、国の参考レベルはラドンによる健康被害を低減するための一つの手段に過ぎない。適切な建築規制や基準の実施を通じて全ての住民の平均的なラドン濃度を低減する事が、国のラドンプログラムで説明され、サポートされる主要な方法である。

6.4 建築規則と建築基準

建設中の全ての住宅に、ラドン予防措置の導入に必要とされる建築規則または建築基準の施行は、公衆防護のための費用対効果が高い方法として受け入れられている（第3章、第4章参照）。正しく実施されるならば、そのような措置は、経時的に、国のラドン平均レベルおよび参考レベルを上回る新築住宅の数を減らすであろう。

国・地方・地域の行政当局は、建設中の全ての新築住宅にラドン防護措置を必要とする建築規則や建築基準を制定することを検討すべきである。高ラドン地域では、より厳格な基準が必要となるかもしれない。

ラドン低減の専門家の訓練は、新築や既存住宅において推奨されたラドン予防や改善措置を正しく策定し、導入するために必要である。関連する訓練プログラムの作成が必要とされる。理想的

には、そのようなプログラムは、参考レベルを上回るラドン濃度の影響を被るような家屋の居住者や所有者が予防と低減のインフラを利用する手段を持ち、ラドン濃度を低減するために迅速な対策をとることが出来るように、ラドンプログラムと連携して作成するべきである。

このような建築規則や建築基準の遵守を確保する事は重要である。例えば、ラドン低減システムが正しく設計されておらず、正しく導入されない可能性もある。そうした状況では、新築住宅の所有者は、新しい家に住んでいるのでラドンから守られていると思うかもしれないが、それが事実ではない場合もある。

公衆は新築住宅に導入されたラドン予防措置に気がつかない場合もある。例えば、公衆はラドン予防システムの導入が義務付けられていることを知らない可能性がある。これが、ラドン予防システムを構成する各々の機器や装置を、適切に標示すべき理由である。さらに、このように公衆にラドン予防の便益について教育することは重要であり、必要な全てのラドン防護措置が確実に正しく導入されるように、最終的に建築者に圧力をかけるのに役立つだろう。

建築規則および建築基準のみでは、新築住宅におけるラドンレベルが参考レベルを下回ることを保証できない。従って、公衆に自分の家がラドンから安全であるか否かを知る唯一の方法が、測定であることに気づかせるべきである。

6.5 高ラドン濃度住宅の識別と改善

住宅のラドン濃度は、家の様式、設計と建設、地域の地質、土壌の通気性など多くの要因に左右され、そのため個々の家のラドン濃度は、隣接する住宅間でさえかなり異なることがある。個人の住宅のラドン濃度は、測定を通してのみ決定することが出来る。高められたラドンレベルの住宅を識別するために、一般的に二つの方法が使われている。

- 一定区域内（例えば高ラドン地域）の全ての住宅を測定する、地方や地域または国当局による測定キャンペーン
- 国民の意識を高めるプログラムを用いて、家屋の居住者に自宅のラドンを測定するよう促す。いくつかの国では、ラドン測定の一部または全額の資金援助の提供も行っている

住宅のラドン測定後に、ラドンによるリスク低減のために推奨された対策を含む評価を行うべきである。参考レベルを上回るラドン濃度の住宅には、改善措置が常に推奨される。家屋の居住者に対して、効果的なラドン低減技術について、分かりやすい情報を提供すべきである。さらに、居住者はラドンと喫煙の複合影響だけでなく、ラドンの健康影響についても情報を提供すべきである。ラドンと喫煙に関する情報は、WHO を含む公衆衛生当局によるタバコ規制運動のさらなる支援に利用することができる（IARC 2004, WHO 2008）。

住宅のラドン濃度を低減する責任は、一般的には家屋の居住者にある。しかし、スウェーデンやスイスやチェコ共和国などのいくつかの国では、それぞれ200 Bq/m³、1,000 Bq/m³、4,000 Bq/m³を上回る場合には、低減しなければならないという規定がある（SynnottとFenton 2005b）。大部分の国では、改善対策の費用は、家屋の居住者か所有者が支払われなければならない。これらの費用は、他の家計費と比べると一般的に少額ではあるものの、家屋の居住者に対策をとることを思いとどまらせる可能性がある。経済的手段に限りがある場合やラドン濃度が非常に高い場合には、国が家屋の居住者や所有者にこの費用の一部あるいは全額を還付することを検討しても良い。改善対策の効果を評価する追跡測定を行うべきである。国で還付プログラムが実施されている場合は、追跡測定の費用も資金援助の取り決めに含めるべきである。

自宅の低減措置を行う家屋の居住者や所有者への資金援助あるいは税制上の優遇措置は、ラドンの改善措置の取り入れを促すかもしれない。

家屋の居住者や所有者もまた、彼らに代ってラドン低減作業を行う業者についての情報を必要とするだろう。従って、地域や地方当局は、認定されたラドン低減の専門家のリストを作成し、更新すべきである。このリストの情報は家屋の居住者や所有者が容易にアクセス出来るようにすべきである。確実に推奨される改善措置を正しく設計、導入するためには、ラドン低減の専門家の訓練が必要である。従って、適切な訓練プログラムは国のラドンプログラムの基本要素である。

ラドンプログラムの有効性の指標として、理想的には国はラドン測定やラドンプログラムに関連するその他の知見の情報を収集するための全国的なデータベースを構築すべきである。可能な限り、集められる情報は、改善前後のラドン濃度、建物の特徴、改善措置の種類、導入費用、年間の運用および維持費、そして建物へのその他の便益またはデメリット（例えば、湿気の低下や亀裂）などのパラメータを含むべきである。

住宅の販売時にラドン測定を義務づけることは、ラドン測定をした住宅数を増やすだけでなく、参考レベルを上回る住宅の同定および改善を確実にするためにも有益である。ボックス10にこのことを義務づけている国の例を挙げた。特に住宅の売買頻度が高い場合には、国は住宅販売時にラドン測定と改善を推奨または義務付けを検討すべきである。

できる限り早く家を売りたいというプレッシャーがある場合が多いので、このような状況においては専用の測定プロトコルが必要かもしれない。その場合、通常より短い期間の測定が購入者に要請される恐れがある。短期間と長期間の測定値により相関があり、短期間の測定に関連する高い不確かさを考慮に入れるならば、短期間の測定は容認出来るかもしれない（USEPA 1992）。

ボックス10：住宅取引の一環としてラドン測定を義務付けている国の例

ノルウェー、スイス、英国、米国では、ラドン測定はすでに住宅の売買の際の検討事項の一部である。（WHO 2007）。

参考文献

- 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).
- 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).
- 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.

WHO 屋内ラドンハンドブックー公衆衛生の観点からー

発行年月 2015 年 3 月
編集発行 独立行政法人 放射線医学総合研究所
郵便番号 263-8555
連絡先 千葉県千葉市稲毛区穴川 4-9-1
放射線医学総合研究所
放射線防護研究センター 規制科学研究プログラム
TEL：043-206-3099 Fax：043-251-6089
メールアドレス radonhandbook@nirs.go.jp
ホームページ <http://www.nirs.go.jp>
印刷 三陽メディア株式会社

©2015 独立行政法人 放射線医学総合研究所

Printed in Japan

ISBN 978-4-938987-94-7

NIRS-M-275

屋内ラドンについてのWHOのハンドブックは、2005年に立ち上げられたWHO国際ラドンプロジェクトの重要な成果である。ハンドブックは公衆衛生の観点から住居のラドン被ばくに焦点をあて、ラドン被ばくの予防と低減のための政策の選択肢だけでなく、ラドンの健康リスクの低減に関する詳細な勧告を提供する。

このハンドブックの資料は、屋内ラドン被ばくが一般集団におけるかなりの数の肺がんの原因であるという疫学的証拠を反映したものである。

資料は6章からなり、それぞれの章はキーメッセージで始まっている。通常、初めて使われる専門用語は定義づけし、用語集に収録している。ラドン濃度測定器や信頼性の高い測定を行うための方法についての情報を提供している。また、新築住宅におけるラドン管理の対策の選択肢、既存住宅のラドン低減、そして様々なラドン予防および改善対策のコストと便益の評価についても検討された。ラドンリスクコミュニケーション方策および国のラドンプログラムの組織的な側面もカバーしている。

この出版物は、国のラドンプログラムを開発することや、既存の対策を拡大することを計画している国、および建設業界や建築専門家などラドン管理に関係するステークホルダーを対象としたものである。

このハンドブックの全般的な目標は、ラドンと健康の主要な観点の最新概要を提供することであり、それは、既存の放射線防護基準の置き換えを目指すものではない。むしろ国のラドンプログラムの包括的な計画、実行、および評価に関する問題に重点を置いたものである。