

Radon in Innenräumen

S1-Leitlinie

der

Deutschen Gesellschaft für Arbeitsmedizin und Umweltmedizin (DGAUM)

(AWMF-Register Nr. 002/035)

Die Leitlinie wurde am 02.02.2022 vom Vorstand der Fachgesellschaft DGAUM verabschiedet.

Leitliniengruppe (alphabetisch):

H. Drexler, J. Hiller, T. Kuwert, K. Schmid, A. Wolfschmidt.

Die Leitlinienkoordination lag bei Anna Wolfschmidt und Julia Hiller.

Schlüsselworte:

Radon, Innenraum, Lungenkrebs, alpha-Strahlung, Umweltbelastung

Herausgeber:

Deutsche Gesellschaft für Arbeitsmedizin und Umweltmedizin (DGAUM) e.V.

Schwanthalerstraße 73 (Rückgebäude)

80336 München

Inhalt

Vorbemerkung und Zielsetzung dieser Leitlinie	3
1. Stoffeigenschaften	3
2. Radonexposition	4
2.1 Expositionsquellen	4
2.2. Höhe der Umweltbelastung	5
2.3. Expositionserfassung	5
3. Biologische und gesundheitliche Effekte beim Menschen	7
3.1 Belastungen im Menschen	7
3.1.1 Inkorporation	7
3.1.2 Systemische Aufnahme und Belastungsdosen	7
3.2. Lungenkrebs	8
3.2.1 Epidemiologische Daten	8
3.2.2 Risiko- und Kanzerogenitätseinstufung	10
3.2.3 Beitrag zum Erkrankungsgeschehen	10
3.3. Andere Erkrankungen	11
3.3.1 Extrapulmonale Malignome	11
3.3.2 Nicht-Malignomerkrankungen	12
3.4. Embryo und Fetus	12
3.4.1. Teratogene und embryotoxische Effekte ionisierender Strahlung	12
3.4.2. Radondosisabschätzung	13
3.4.3 Bewertung von Radon-Belastungen aus dem umweltmedizinischen Bereich in der Schwangerschaft	14
4. Referenzwerte und rechtliche Aspekte	15
4.1 Internationale Referenzwerte	15
4.2 Referenzwerte und rechtliche Vorgaben in Deutschland	15
4.2.1 Allgemeine Vorgaben zum Schutz vor Radon	16
4.2.2 Vorgaben für Arbeitsplätze zum Schutz vor Radon	16
5. Maßnahmen zur Risikokommunikation und Risikominimierung	17
6. Schlussfolgerungen	18
7. Literatur:	20
Informationen zur Leitlinienerstellung	32
Erarbeitung, inkl. Konsensfindung und beteiligte Organisationen	32
Aktueller Stand und Gültigkeit der Leitlinie	33
Interessenskonflikte	33
Anhang: Tabelle zur Erklärung von Interessen und Umgang mit Interessenkonflikten	34

Vorbemerkung und Zielsetzung dieser Leitlinie

Die Leitlinie ersetzt die abgelaufene S1-Leitlinie Radon in Innenräumen. Dabei wurden insbesondere die Kapitel „Biologische Effekte beim Menschen“ und „Referenzwerte“ umfassend überarbeitet, um aktuelle Erkenntnisse zu Inkorporation und systemischer Aufnahme von Radon und dessen Zerfallsprodukten und Auswirkungen auf Embryo und Fetus einzubinden. Des Weiteren erfolgte die Berücksichtigung des neuen Strahlenschutzrechts, sowie die ergänzende Begründung und Erläuterung aktueller Referenzwerte und rechtlicher Aspekte.

Die Leitlinie soll Ärztinnen und Ärzten eine evidenzbasierte umweltmedizinische Beratung der Allgemeinbevölkerung zum Thema Gesundheitsgefährdung durch Radon in Innenräumen ermöglichen. Aufgrund der geänderten rechtlichen Situation ab 2021 ist mit einer erhöhten Vigilanz der Bevölkerung für das Thema Radon in Innenräumen zu rechnen.

Adressaten der Leitlinie der Leitlinien sind daher Ärztinnen und Ärzte aller Fachrichtungen, des Weiteren Umweltverbände, Architekten, Baubiologen, Baufachleute, Verbraucherberatung.

1. Stoffeigenschaften

Radon ist ein natürlich vorkommendes, radioaktives Edelgas mit der Ordnungszahl 86. Es ist geruchlos, geschmacklos, farblos und chemisch nahezu inert. Radon findet sich in den radioaktiven Zerfallsreihen von Uran-238 und Thorium-232 und wird dort aus seinem Mutternuklid Radium gebildet. Alle Isotope des Radons sind radioaktiv. Das stabilste Isotop ist Radon-222 (^{222}Rn), das mit einer Halbwertszeit von 3,82 Tagen zu Polonium-218 (^{218}Po) zerfällt. Die Zerfallsreihe setzt sich anschließend über mehrere radioaktive Zwischenprodukte fort und endet beim stabilen Blei-206 (^{206}Pb). Im Sprachgebrauch und im Rahmen dieser Leitlinie schließt die Bezeichnung „Radon“ die Radonisotope und deren kurzlebige Zerfallsprodukte ein. Von einigen dieser kurzlebigen radioaktiven Isotope der Radon-Zerfallsreihe wird alpha-Strahlung emittiert, die zwar eine sehr geringe Reichweite und Eindringtiefe hat, jedoch dicht ionisiert und eine hohe relative biologische Wirksamkeit aufweist. Die Deponierung der freiwerdenden Energie bei einem Radionuklid-Zerfall von Radon erfolgt daher lokal am Ort des Zerfalls. In Abhängigkeit vom Ablagerungsmuster der Nuklide im Gewebe kann daher die Verteilung der Energiedosen sehr ungleichmäßig sein (im Gegensatz zu locker ionisierender Gamma- oder Röntgenstrahlung). Die kurzlebigen Radon-Zerfallsprodukte, welche alpha-Strahlung emittieren (Polonium-218 und Polonium-214), sind für den größten Teil der Strahlendosis durch Radon verantwortlich. Das Radon-Isotop selbst trägt einen wesentlich geringeren Teil zur Gesamtdosis durch Radon bei.

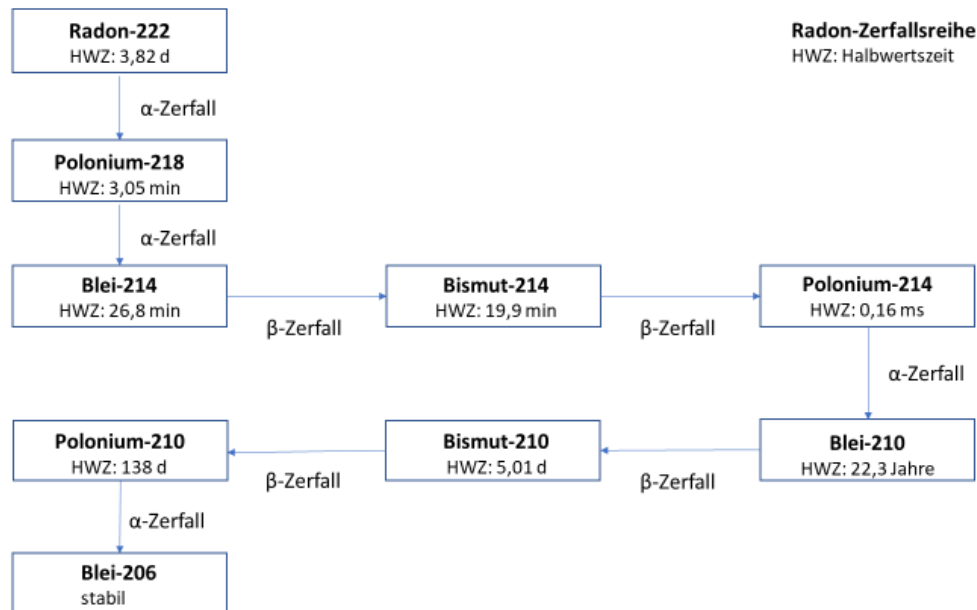


Abb. 1: Radon-Zerfallsreihe

2. Radonexposition

2.1 Expositionsquellen

Die Quellen des Radons sind im Gestein und im Erdreich in Spuren vorhandenes Uran und Thorium. Radon kommt folglich vermehrt in Gebieten mit hohem Uran- und Thoriumgehalt im Boden vor, innerhalb Deutschlands z.B. im Erzgebirge, aber auch im Schwarzwald, im Bayerischen Wald und im Fichtelgebirge. Es gelangt aus den oberen Bodenschichten in die Atmosphäre. So können in der bodennahen Luft erhebliche Radonkonzentrationen auftreten, die im Freien jedoch rasch verdünnt werden. Durch Eingriffe des Menschen in die Natur (z.B. Halten des Erzbergbaus) können lokal Radonkonzentrationen vorkommen, die über das natürliche Niveau der Region hinausgehen.

Radon kann aber auch in das Grundwasser, in Keller, Rohrleitungen, Höhlen, Bergwerke und Wasserversorgungsanlagen eindringen. Über Undichtigkeiten in der Bodenplatte und den erdberührenden Wänden ist Radon in der Lage in Häuser einzudringen und sich dort anzureichern. In Gebäuden treten meist deutlich höhere Radonkonzentrationen als im Freien auf. In Gebäude eingedrungenes Radon kann sich über Treppenaufgänge, Kabelkanäle und Versorgungsschächte, aber auch durch Geschossdecken in höher gelegene Räume des Hauses ausbreiten.

In Baumaterialien kann, wie in Böden und Gesteinen, Radon gebildet werden, das teilweise in die Häuser freigesetzt wird. Werden Baustoffe mit höherer Radonfreisetzung verwendet, kann das erhöhte Radonkonzentrationen in den Räumen zur Folge haben. In Deutschland spielt die Belastung durch Baumaterialien jedoch eine eher geringe Rolle.

Das aus Grundwasserleitern gewonnene Trinkwasser kann in Abhängigkeit von den lokalen geologischen und hydrogeologischen Gegebenheiten Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide aufweisen, die zu Strahlenexpositionen der Bevölkerung führen können, deren

Höhe nicht mehr als geringfügig anzusehen ist (Strahlenschutzkommission 2004).

In der sogenannten, wissenschaftlich fragwürdigen Radonbalneologie wird eine angeblich heilende Wirkung gering dosierter Alphastrahlung durch den Radongehalt mancher Heilbäder postuliert. Die Anwendung erfolgt dabei als "Radonbäder" oder Radon-Emanationen, z.B. beim Aufenthalt in „Heilstollen“. Diese Anwendung von Radon ist nicht Gegenstand der vorliegenden Leitlinie. Die vorliegende Leitlinie befasst sich mit Radon in Innenräumen, da diesem Expositionspfad nach dem derzeitigen Stand der Forschung eine relevante Bedeutung für die Allgemeinbevölkerung zukommt.

2.2. Höhe der Umweltbelastung

Die Höhe der im konkreten Fall in Innenräumen auftretenden Radonkonzentration ist im Wesentlichen abhängig von der Beschaffenheit des Untergrundes, auf dem das Haus steht (z.B. Granitgestein), der Beschaffenheit der Bausubstanz (Dichtigkeit im erdberührenden Bereich), den Witterungsbedingungen und Druckverhältnissen und dem Luftaustausch und der Dichtigkeit von Fenstern und Türen. In der Folge ergeben sich tages- und jahreszeitliche Schwankungen der Radonkonzentration in der Innenraumluft. So sind zum Beispiel höhere Werte in den Herbst- und Wintermonaten beschrieben (Létourneau et al. 1992). Es besteht die Möglichkeit derartige saisonale Einflüsse mittels Rechenmodellen zu berücksichtigen (Krewski et al. 2005). Auch zwischen verschiedenen Jahren können aufgrund der Abhängigkeit von meteorologischen Einflüssen beträchtliche Unterschiede in der Radonkonzentration bestehen.

Zwar existieren Karten von Deutschland zur Radonkonzentration in der Bodenluft und zu den durchschnittlichen Radonkonzentrationen in Innenräumen (Bundesamt für Strahlenschutz 2020); die dabei in Häusern und Räumen konkret auftretenden Konzentrationen sind jedoch nicht vorhersehbar und müssen in jedem Einzelfall durch Messungen bestimmt werden.

Die in verschiedenen Untersuchungen gemessenen Radonkonzentrationen in Innenräumen umfassen einen weiten Bereich. In einer großen Untersuchung waren die Messwerte annähernd logarithmisch normalverteilt, die geometrischen Mittelwerte nahmen von 90 Bq/m³ für die Kellerräume über 61 Bq/m³ (Erdgeschoss), 50 Bq/m³ (1. Etage) bis hin zu 46 Bq/m³ für höhere Etagen ab (Kemski et al. 2004). In Gebieten mit höheren Radonkonzentrationen in der Bodenluft und radondurchlässigem Baugrund sind in Gebäuden häufiger erhöhte Radonkonzentrationen anzutreffen. Jahresmittelwerte von über 1000 Bq/m³ in Aufenthaltsräumen (im Erdgeschoss von Ein- und Zweifamilienhäusern) sind jedoch auch dort selten, nur bei 0,14% liegt die Radonkonzentration über 1.000 Bq/m³ (Bundesamt für Strahlenschutz 2019).

2.3. Expositionserfassung

Die SI-Einheit für die Radioaktivität eines Stoffes ist das Becquerel (Bq). Ein Bq entspricht einem radioaktiven Zerfall pro Sekunde. Die Radon-Aktivitätskonzentration wird bei Messungen in der Regel in Bq/m³ angegeben. Neben der Stoffaktivität spielt als Maß für die durch ionisierende Strahlung verursachten Effekte und gesundheitlichen Wirkungen auch die Dosis eine wesentliche Rolle, wobei hier verschiedene Dosisgrößen, wie etwa Energiedosis (in Gray),

Äquivalentdosis und effektive Dosis (jeweils in Sievert), zu unterscheiden sind¹.

Die Radon-Aktivitätskonzentration in Innenräumen unterliegt tages- und jahreszeitlichen Schwankungen und zeigt zusätzlich eine starke Abhängigkeit von der Art der Raumnutzung, Raumklimatisierung und Lüftung. Repräsentative Messungen der Radon-Aktivitätskonzentration müssen daher über einen längeren Zeitraum von mindestens 3 Monaten, möglichst aber über die Dauer von einem Jahr erfolgen. Die gemessene Radon-Aktivitätskonzentration wird als Jahresmittelwert angegeben. Dabei ist zu beachten, dass vor allem aufgrund von meteorologischen Einflüssen auch zwischen verschiedenen Jahren erhebliche Unterschiede in der gemessenen Radon-Aktivitätskonzentration auftreten können. Der Jahresmittelwert in einem Raum variiert dabei im Vergleich zum Mittelwert über viele Jahre mit einer Standardabweichung von ca. 30% (Bundesamt für Strahlenschutz 2019; WHO 2010).

Radonmessungen können mit passiven Messgeräten oder mit direkt ablesbaren elektronischen Messgeräten durchgeführt werden. Passive Messgeräte nutzen Materialien, die sensibel für Alpha-Partikel sind. Wenn die von Radon und seinen Zerfallsprodukten emittierten Alpha-Teilchen auf das Detektormaterial treffen, hinterlassen sie Spuren auf dessen Oberfläche, die später zum Nachweis und zur Quantifizierung genutzt werden können. Auch durch Elektret-Radondetektoren sind passive Radonmessungen möglich (WHO 2010).

Es ist von großer Bedeutung, dass die Messungen fachgerecht und qualitätsgesichert durchgeführt werden (Strahlenschutzkommission 2002). Da die Radon-Aktivitätskonzentration bei tatsächlicher Raumnutzung erfasst werden soll, können nur Methoden und Geräte verwendet werden, welche die Raumnutzung und die raumklimatischen Verhältnisse nicht verändern. Das Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) legt dabei folgende Mindestanforderungen für die eingesetzten Geräte fest (Bundesamt für Strahlenschutz 2019):

- Nachweisgrenze: 20 Bq/m³
- Maximale relative Messabweichung der Einzelmessung von einem Referenzwert bei Kalibrierungen: bei 100 Bq/m³: ≤ 30%; bei 200 Bq/m³: ≤ 25%; bei 1000 Bq/m³: ≤ 20%.

Aufgrund ihrer Zuverlässigkeit empfiehlt das Bundesamt für Strahlenschutz den Einsatz von Kernspurdetektoren in Diffusionskammern (Exposimetern) zur Bestimmung der Radon-Aktivitätskonzentration in Gebäuden.

Im Sinne der Qualitätssicherung sollten folgende weitere Vorgaben beachtet werden (Bundesamt für Strahlenschutz 2019):

- Berücksichtigung der Empfehlungen der DIN 11665-4 bei passiven Radon-Messgeräten

¹ (vgl. Glossar BfS https://www.bfs.de/DE/service/glossar/functions/glossar.html?cms_lv2=6028330 und Strahlenschutzverordnung)

Energiedosis = Dosisgröße, die angibt, wie viel Energie von ionisierender Strahlung auf eine Masseneinheit eines Materials übertragen wird. SI-Einheit: Gray (Gy), definiert als 1 Gy = 1 J/kg.

Äquivalentdosis = Dosisgröße, welche die relative biologische Wirksamkeit unterschiedlicher Strahlungsarten auf den Menschen berücksichtigt. SI-Einheit: Sievert (Sv)

Effektive Dosis = Dosisgröße, die neben der unterschiedlichen biologischen Wirksamkeit der Strahlungsart auch die unterschiedliche Empfindlichkeit der Organe/Gewebe des menschlichen Körpers berücksichtigt. SI-Einheit: Sievert (Sv)

und der Empfehlungen der DIN 61577-2 bei elektronischen Radon-Messgeräten

- Berücksichtigung der speziellen technischen Anleitungen der Geräte
- Die mit der Messung beauftragten Techniker sollten über eine angemessene Qualifikation verfügen.

Anbieter für Messungen am Arbeitsplatz müssen vom Bundesamt für Strahlenschutz nach § 155 Strahlenschutzverordnung anerkannt sein und weitergehende Vorgaben hinsichtlich der Qualitätssicherung erfüllen. Diese strengen Anforderungen müssen bei Messungen in Aufenthaltsräumen und in Wohngebäuden nicht zwingend eingehalten werden; es wird jedoch ausdrücklich empfohlen auch bei diesen Messungen die Messgeräte einer anerkannten Stelle zu verwenden (Bundesamt für Strahlenschutz 2019). Das Bundesamt für Strahlenschutz veröffentlicht auf seinen Internetseiten Listen mit Messstellen, die die notwendigen Anforderungen an die Qualitätssicherung erfüllen (Bundesamt für Strahlenschutz 2020).

3. Biologische und gesundheitliche Effekte beim Menschen

3.1 Belastungen im Menschen

3.1.1 Inkorporation

Radon und seine Zerfallsprodukte gelangen vor allem durch Inhalation in den menschlichen Körper. Ein weiterer möglicher Expositionsweg ist die Aufnahme von radonhaltigem Trinkwasser. Die Ingestion über das Trinkwasser ist jedoch hinsichtlich der aufgenommenen Dosis in aller Regel von deutlich untergeordneter Bedeutung verglichen mit jener durch Inhalation.

Durch die Inhalation von Radon kommt es lokal zu einer hohen Strahlenbelastung mit alpha-Strahlung im Bereich der Bronchialschleimhaut. Dabei sind die Zerfallsprodukte des Radons von entscheidender Bedeutung. Während das gasförmige Radon fast vollständig wieder ausgeatmet wird, lagern sich seine kurzlebigen Zerfallsprodukte in relevantem Ausmaß auf den Oberflächen des Atemtrakts ab. Die beim Zerfall entstehende, energiereiche Alpha-Strahlung trifft die strahlenempfindlichen Zellen des Bronchialepithels und kann dort DNA-Schäden hervorrufen und Tumorerkrankungen verursachen. Da die Reichweite der von den Tochternukliden Polonium-218 und Polonium-214 emittierten alpha-Strahlung im Gewebe sehr kurz ist (48 µm bzw. 71 µm), verursachen sie in den Zellen innerhalb ihrer Reichweite ein hohes Maß an DNA-Schäden (WHO 2010).

3.1.2 Systemische Aufnahme und Belastungsdosen

Sowohl das radioaktive Radon-Isotop als auch seine kurzlebigen Zerfallsprodukte werden zu einem Teil aus der Lunge in den Blutstrom aufgenommen und systemisch verteilt (ICRP 2014, ICRP 2017, Butterweck et al. 2002, Kendall et al. 2002, Marsh et al. 2013, Sakoda et al. 2010, Brudecki et al. 2014). Zur Berechnung der resultierenden Äquivalentdosen und der Effektiven Dosis können biokinetische und dosimetrische Referenzmodelle der ICRP herangezogen werden (ICRP 1993, ICRP 2006, ICRP 2014). Abhängig vom ICRP-Berechnungsmodell liegen die Dosiskoeffizienten für die Umrechnung von Exposition zu Dosis zwischen 6,3 und 18,8 mSv/

($\text{MBq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$) (Strahlenschutzkommission 2017). Von der deutschen Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) wird hinsichtlich der jeweiligen Dosiskoeffizienten und Vorgaben für die Berechnung der Exposition auf die umfangreiche Zusammenstellung im Bundesanzeiger Nr. 160a und b vom 28. August 2001 Teil I, II und III sowie IV und V verwiesen.

Entscheidend für die Effektive Dosis ist hierbei die Inhalation der Radon-Zerfallsprodukte. Die Inhalation des Radon-Isotops selbst ist von deutlich nachrangiger Bedeutung. Die aufgenommenen Dosen sind unter anderem abhängig von der Konzentration der Radon-Zerfallsprodukte und deren ungebundenem Anteil, der Expositionsdauer, der Atemfrequenz und den vorherrschenden Aerosoleigenschaften (WHO 2010, ICRP 2014, ICRP 2017).

Die Äquivalentdosis an der Lunge trägt mehr als 95% zur Effektiven Dosis bei (ICRP 2014, UNSCEAR 2006). Da sich ein relevanter Teil der kurzlebigen Radon-Zerfallsprodukte auf den Oberflächen des Respirationstrakts ablagert und dort bereits vor der Aufnahme in die Blutbahn bzw. vor dem Partikeltransport in den Gastrointestinaltrakt zerfällt, muss auch im Bereich der extrathorakalen Luftwege (Nase, Pharynx und Larynx) mit höheren Dosen gerechnet werden. Die Organdosen außerhalb der Lunge und des übrigen Respirationstraktes fallen generell betrachtet um mindestens eine Zehnerpotenz niedriger aus. Dabei findet sich die höchste Organdosis durch Radon-Zerfallsprodukte außerhalb des Respirationstraktes in der Niere (WHO 2010, Kendall 2002).

Die Dosen durch die systemische Aufnahme des radioaktiven Radon-Isotops selbst sind deutlich niedriger einzuschätzen als jene, die auf die Aufnahme seiner Zerfallsprodukte zurückzuführen sind. Radon ist jedoch fettlöslicher und reichert sich daher in Geweben mit höherem Fettgehalt wie dem Knochenmark oder der weiblichen Brust an.

Im Falle einer Schwangerschaft ist auch der Embryo bzw. Fetus von der systemischen Aufnahme von Radon und dessen Zerfallsprodukten betroffen. Aufgrund des geringen Körperfettanteils des Fetus herrscht die generelle Auffassung, dass die Dosis für den Fetus in etwa der Dosis für das maternale Muskelgewebe entspricht und somit 3 bis 4 Zehnerpotenzen niedriger als die Lungendosis anzusiedeln ist (Kendall et al. 2002, Robbins et al. 2005, WHO 2010, ICRP 2001).

In einer weiteren Untersuchung verglichen Kendall et al. die zu erwartenden Organ- und Gewebesdosen nach Inhalation von Radon und dessen Zerfallsprodukten bei Erwachsenen mit den entsprechenden zu erwartenden Dosen bei einjährigen und zehnjährigen Kindern. Die Untersuchung ergab, dass die Dosisverteilung und die zu erwartenden jährlichen Dosen für die verschiedenen Organe und Gewebe bei Kindern beider Altersgruppen weitgehend derer bei Erwachsenen entsprechen. Zwar wurden für Kinder höhere Dosiskoeffizienten (Sv/Bq) errechnet, aufgrund der geringeren Luftaufnahme durch Kinder ergaben sich jedoch ähnliche jährliche Dosen wie bei Erwachsenen (Kendall et al. 2005).

3.2. Lungenkrebs

3.2.1 Epidemiologische Daten

Für den Bereich der Arbeitsmedizin ist das gehäufte Auftreten von Lungenkrebserkrankungen durch Radon und dessen Zerfallsprodukte im Bergbau seit langem unter der historischen Be-

zeichnung „Schneeberger Krankheit“ bekannt. Ab den 1960er Jahren konnte anhand von Studien an Bergarbeitern im Untertagebau übereinstimmend gezeigt werden, dass für diese Berufsgruppe ein erhöhtes Lungenkrebsrisiko durch die Exposition gegenüber Radon und dessen Zerfallsprodukten besteht (BEIR IV 1988; WHO 2010). Lungenkrebserkrankungen der Bergleute sind der häufigste beruflich verursachte Strahlenschaden in Deutschland (Hauptverband der gewerblichen Berufsgenossenschaften, 1998).

Auch hinsichtlich der natürlichen Strahlenexposition für die Allgemeinbevölkerung gilt Radon als eine der Hauptquellen. Im Bereich der Umweltmedizin wurde zunächst die Bedeutung der Innenraumbelastung durch Radon für die Verursachung von Lungenkrebserkrankungen kontrovers diskutiert (Field et al. 2003), da die Ergebnisse einzelner Fall-Kontroll-Studien widersprüchlich waren (Samet 1997; Field et al. 2001; Field et al. 2006; Sandler et al. 2006). Zu beachten ist dabei eine korrekte messtechnische Erfassung der Radonbelastung (Steck und Field 2006), ebenso wie eine sorgfältige Berücksichtigung des Rauchverhaltens (Heid et al. 2006). Mittels einzelner Fall-Kontroll-Studien war es nicht möglich, Risiken im Niedrigdosis-Bereich valide zu detektieren. Erst mit der Realisierung von Metaanalysen kam es zu einem wesentlichen Erkenntnisgewinn (Lubin und Boice 1997; Pavia et al. 2003). Zwischenzeitlich konnte durch die gemeinsame Auswertung vieler epidemiologischer Studien sowohl in Europa wie auch in den USA und in China übereinstimmend ein Zusammenhang zwischen der Radonexposition in Innenräumen und dem Auftreten von Lungenkrebserkrankungen nachgewiesen werden.

Wesentliche Ergebnisse einer Auswertung aus 13 europäischen Fall-Kontroll-Studien mit insgesamt 7148 Fällen und 14.208 Kontrollen (Darby et al. 2005) sind:

- Auch nach Berücksichtigung des Rauchverhaltens gibt es einen eindeutigen positiven Zusammenhang zwischen der Radonkonzentration in Innenräumen und dem Auftreten von Lungenkrebserkrankungen.
- Eine Dosis-Wirkungsbeziehung wurde selbst im Bereich niedriger Dosen ($< 200 \text{ Bq/m}^3$) gefunden, ohne Hinweis darauf, dass ein Schwellenwert existiert.
- Das absolute Risiko ist für Raucher um ein Vielfaches höher als für Nie-Raucher.

Die Ergebnisse stehen in Übereinstimmung mit einer gemeinsamen Auswertung von sieben amerikanischen Fall-Kontroll-Studien mit insgesamt bis zu 4081 Fällen und 5281 Kontrollen (Krewski et al. 2005; Krewski et al. 2006), und einer gemeinsamen Auswertung zweier chinesischer Fall-Kontroll-Studien mit insgesamt 1050 Fällen und 1996 Kontrollen (Lubin et al. 2004). Auch eine Metaanalyse von 22 Fall-Kontroll-Studien mit insgesamt 13.380 Fällen und 21.102 Kontrollen bestätigte, dass Radon in der Lage ist, dosisabhängig das Lungenkrebsrisiko zu erhöhen (Zhang et al. 2012).

Die durch die gemeinsame Auswertung von Fall-Kontroll-Studien gewonnenen Ergebnisse stehen dabei in Einklang mit Resultaten aus Tierversuchen und In-vitro-Studien sowie auch mit einer Extrapolation von Daten, die bei Bergwerksarbeitern gewonnen wurden (Lubin et al. 1997, Taeger et al. 2006).

Auch bei einer Auswertung von drei Fall-Kontroll-Studien bei Bergwerksarbeitern mit Expositionen unter 300 WLM (Working Level Months) konnte Entsprechendes gezeigt werden (Hunter et al. 2013). Weiterhin wurde in einer amerikanischen Kohortenstudie mit 1,2 Millionen Teilnehmern ein Zusammenhang zwischen der (anhand der Postleitzahl abgeschätzten) Radonexposition und dem Auftreten von Lungenkrebskrankungen nachgewiesen (Turner et al. 2011).

Zuletzt wurden einige wenige Arbeiten veröffentlicht, die einen solchen Zusammenhang nicht belegen konnten (Yoon et al. 2016, Dobrzynski et al. 2018). Die überwiegende Zahl der Publikationen stützt jedoch die Annahme, dass erhöhte Radon-Aktivitätskonzentrationen in Innenräumen einen Risikofaktor für Lungenkrebs darstellen (Sheen et al. 2016, Dempsey et al. 2018, Maggiore et al. 2020, Ponciano-Rodríguez et al. 2020, Lorenzo-Gonzalez et al. 2020), darunter auch eine sehr aktuelle Meta-Analyse von 31 Fall-Kontroll-Studien mit 20.703 Fällen und 34.518 Kontrollen (Malinovsky et al. 2019). Die Meta-Analyse von Malinovsky et al. widerspricht trotz der Verwendung ähnlicher Datensätze der von Dobrzynski et al. 2018 veröffentlichten Meta-Analyse, welche keinen statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen der Radonkonzentration und der Lungenkrebsinzidenz bei Radon-Aktivitätskonzentrationen unter ca. 1000 Bq/m³ sah. Als Ursache hierfür werden von Malinovsky et al. deutliche Unterschiede in der methodischen und statistischen Herangehensweise bei der Kombination der einzelnen zugrundeliegenden Studien angeführt. In beiden Publikationen wurden zum Teil auch ältere Originalstudien herangezogen, welche bereits in früheren gemeinsamen Auswertungen der Fall-Kontrollstudien (z.B. Lubin und Boice 1997; Pavia et al. 2003; Darby et al. 2005; Krewski et al. 2005 & 2006; Zhang et al. 2012) einen Zusammenhang nahegelegt hatten.

3.2.2 Risiko- und Kanzerogenitätseinstufung

Im Jahr 1988 wurde Radon von der IARC (International Agency for Research on Cancer) als Humankarzinogen (Gruppe I) klassifiziert (IARC 1988). Die deutsche Strahlenschutzkommission hat das Lungenkrebsrisiko durch Radon bestätigt (Strahlenschutzkommission 2008), ebenso die WHO (WHO 2009) und die Internationale Strahlenschutzkommission (ICRP 2010). Die derzeit vorliegenden wissenschaftlichen Erkenntnisse (Samet 2006, WHO 2010) sprechen für ein lineares Dosis-Wirkungsmodell ohne Schwellenwert, da der Zusammenhang zwischen der Höhe der Langzeitexposition gegenüber Radon und dem Lungenkrebsrisiko sich annähernd linear verhält – ohne Hinweis darauf, dass ein Schwellenwert existiert, bei dessen Unterschreitung ein Risiko ausgeschlossen werden kann (WHO 2010).

3.2.3 Beitrag zum Erkrankungsgeschehen

Anhand der Ergebnisse der Europäischen Pooling-Studie zum Lungenkrebsrisiko durch Radon konnte gezeigt werden, dass pro 100 Bq/m³ gemessener langzeitiger Radonexposition ein Anstieg des relativen Risikos um 8,4% (95%-Konfidenzintervall: 3,0% - 15,8%) ohne Korrektur und von 16% (95%-Konfidenzintervall: 5% - 31%) nach Korrektur für Unsicherheiten in der Expositionsabschätzung angenommen werden kann. Darauf basierend wurde unter Berücksichtigung der durchschnittlichen Radonkonzentrationen in Innenräumen abgeschätzt, dass Radon in Innenräumen die Ursache für etwa 9 % aller Todesfälle an Lungenkrebs ist und etwa 2%

aller Todesfälle an Krebs in Europa (Darby et al. 2005). Zu ähnlichen Ergebnissen kam auch eine neuere Abschätzung zur attributalen Krebslast in Deutschland (Gredner et al. 2018). Mit Hilfe von populationsattributalen Faktoren wurde abgeschätzt, dass 6% der Lungenkrebsfälle auf Radon in Wohnräumen zurückzuführen seien, wobei Radon allein 1% und die Kombination von Radon und Rauchen 5% verursache.

Auch andere Angaben zeigen ein vergleichbares Bild: Der Anteil der durch Radon verursachten Lungenkrebserkrankungen liegt weltweit zwischen 3% und 14% (WHO 2009). Für Deutschland wurde davon ausgegangen, dass bei einer durchschnittlichen Radon-Aktivitätskonzentration in Innenräumen von 49 Bq pro Kubikmeter 5% der Lungenkrebserkrankungen auf diese Einwirkung zurückgeführt werden können und der Tod von 1422 Männern und 474 Frauen jährlich verursacht wird (Menzler et al. 2008). Nach dem Zigarettenrauchen ist die Radonexposition in Innenräumen die zweithäufigste Ursache für Lungenkrebserkrankungen. Bei Nie-Rauchern ist Radon die häufigste Ursache für Lungenkrebserkrankungen. Die gesundheitliche Relevanz anderer umweltbedingter Noxen wie zum Beispiel Asbest oder polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe wird deutlich geringer eingeschätzt (Strahlenschutzkommission 2008).

3.3. Andere Erkrankungen

3.3.1 Extrapulmonale Malignome

Bei der beruflichen Exposition im Uranerzbergbau wird nicht nur die Verursachung von Lungenkrebserkrankungen, sondern auch von Leukämieerkrankungen, mit Ausnahme der chronisch-lymphatischen Leukämie, Knochenkrebs und Leberkrebs sowie anderer Tumorerkrankungen diskutiert (Hauptverband der gewerblichen Berufsgenossenschaften, 2000). Hierbei sind jedoch auch die anderen Expositionsbedingungen beim Uranbergbau unter Tage im Vergleich zur Radonexposition in Innenräumen zu berücksichtigen.

Kreuzer et al. untersuchten in einer 2008 veröffentlichten Studie einen möglichen Zusammenhang zwischen der kumulativen Radonexposition und der Mortalität aufgrund extrapulmonaler Malignome bei 58.987 Männern der deutschen Wismut-Kohorte. Insgesamt fand sich hierbei innerhalb der Kohorte keine signifikant erhöhte Mortalität aufgrund extrapulmonaler Malignome im Vergleich zur Allgemeinbevölkerung. Eine erhöhte Mortalität zeigte sich jedoch für Malignome des Magens und der Leber. In Bezug auf die kumulative Radonexposition sahen Kreuzer et al. einen statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen der Höhe der kumulativen Radonexposition und dem Risiko an extrapulmonalen Malignomen zu versterben. Bei separater Betrachtung von Leukämien konnte kein entsprechender Zusammenhang festgestellt werden. Confounding-Effekte ließen sich laut Autorenteam jedoch nicht mit Sicherheit ausschließen (Kreuzer et al. 2008). Insgesamt konnten die Untersuchungen an Beschäftigten im Bergbau bisher keine einheitlichen Ergebnisse in Bezug auf einen möglichen Zusammenhang zwischen einer Radonexposition und einer Erhöhung des Risikos extrapulmonaler Malignome liefern (WHO 2010, Tomasek et al. 1993, Darby et al. 1995, Laurier et al. 2001, Laurier et al. 2004, Rericha et al. 2006, Möhner et al. 2006, Vacquier et al. 2008, Möhner et al. 2008, Kreuzer et al. 2010, Kreuzer et al. 2017, Navaranjan et al. 2016, Richardson et al. 2020).

Hinsichtlich der umweltmedizinischen Exposition in Innenräumen finden sich nur vereinzelt Hinweise auf andere Effekte außerhalb von Lungenkrebserkrankungen. Dabei wird in erster Linie ein Zusammenhang zwischen einer Radonexposition und dem Auftreten folgender extrapulmonaler Malignome diskutiert:

- Maligne hämatologische Erkrankungen (Laurier et al. 2001, Schwartz et al. 2015, Teras et al. 2016, Barbosa-Lorenzo et al. 2016, Ha et al. 2017, Oancea et al. 2017)
- Kindliche Leukämien und Lymphome (Evrard et al. 2006, Raaschou-Nielsen et al. 2008, Raaschou-Nielsen 2008, Tong et al. 2012, Peckham et al. 2015, Demoury et al. 2017, Chen et al. 2019, Nikkilä et al. 2020)
- ZNS-Tumore (Ruano-Ravina et al. 2017, Ruano-Ravina et al. 2018, López-Abente et al. 2018, Berlivet et al. 2020, Monastero et al. 2020)
- Hautkrebs (Wheeler et al. 2012, Bräuner et al. 2015, Barbosa-Lorenzo et al. 2016, Vienneau et al. 2017)
- Magenkrebs (Barbosa-Lorenzo et al. 2016, López-Abente et al. 2018)
- Oropharynxkarzinome (Salgado-Espinosa 2015)
- Nierenkarzinome (Chen et al. 2018)
- Brustkrebs (Barbosa-Lorenzo et al. 2016, VoPham et al. 2017)
- Prostatakarzinome (Barbosa-Lorenzo et al. 2016)

Die Ergebnisse der Untersuchungen sind jedoch uneinheitlich und weisen lediglich auf einen möglichen Zusammenhang mit einer Radonexposition in Innenräumen hin. Gesicherte wissenschaftliche Erkenntnisse liegen für den umweltmedizinischen Bereich nur für Lungenkrebserkrankungen vor.

3.3.2 Nicht-Malignomerkrankungen

Neben extrapulmonalen Malignomen wird auch für weitere Krankheitsentitäten, vor allem kardiovaskuläre Erkrankungen, ein möglicher Zusammenhang mit der Radonexposition im Untertagebau vermutet. Die vorliegenden Kohortenstudien liefern diesbezüglich jedoch widersprüchliche Ergebnisse und erlauben keine abschließende Beurteilung (Villeneuve et al. 1997, Villeneuve et al. 2007, Kreuzer et al. 2006, Kreuzer et al. 2010, Navaranjan et al. 2016, Rage et al. 2018).

Nicht-Malignomerkrankungen, welche im Zusammenhang mit einer umweltmedizinischen Exposition in Innenräumen zudem vereinzelt diskutiert wurden, sind:

- Obstruktive Atemwegserkrankungen (Turner et al. 2012, Conde-Sampayo et al. 2020)
- Multiple Sklerose (Bolviken et al. 2003, Groves-Kirkby et al. 2016).

Auch hierfür liegen jedoch keine gesicherten wissenschaftlichen Erkenntnisse für den umweltmedizinischen Bereich vor.

3.4. Embryo und Fetus

3.4.1. Teratogene und embryotoxische Effekte ionisierender Strahlung

Grundsätzlich sind bei Embryo und Fetus durch ionisierende Strahlung unterschiedliche Schä-

digungsmuster in Abhängigkeit vom Gestationsalter zu erwarten. Während der Präimplantationsphase der embryonalen Entwicklung ist am ehesten von einer Alles-oder-Nichts-Reaktion auszugehen und somit im Falle einer irreparablen Schädigung der Tod des Embryos der vorherrschende Effekt. Ein tödlicher Strahleneffekt kann auch nach der Implantation während der frühen Phase der Organentwicklung auftreten. Letale Wirkungen sind meist ab einer Energiedosis von 100 Milligray (mGy) zu beobachten und unterhalb dieser Dosis selten. Kommt es nicht zu einer letalen Wirkung, ist während der Organogenese die Induktion von systemischen oder organspezifischen Malformationen in den jeweiligen Stadien erhöhter Strahlensensitivität möglich. Auch für die Induktion von Fehlbildungen ist laut ICRP eine Dosischwelle von etwa 100 mGy anzunehmen. Für die Verursachung schwerer mentaler Retardierungen wird auf Basis der Daten von Atombomben-Überlebenden von einer Dosischwelle von 300 mGy im Fenster von 8 bis 25 Wochen post conceptionem ausgegangen. Wachstumsretardierung und geringes Geburtsgewicht werden ab einer Schwellendosis von 250 mGy bis 500 mGy beschrieben. Vor allem in der späteren Fetalperiode ist ein karzinogener Effekt einer Strahlenexposition in utero anzunehmen. Eine exakte Einschätzung der Dosis-Wirkungsbeziehung ist laut ICRP auf Grundlage der verfügbaren Daten jedoch nicht möglich (ICRP 2003, ICRP 2007, Sreetharan et al. 2017). Zudem sollte beachtet werden, dass die Energiedosis (Einheit: mGy) in Abhängigkeit von der Strahlungsart zu unterschiedlichen Äquivalentdosen (Einheit: mSv) führt und der Strahlungswichtungsfaktor von Beta- und Gammastrahlung ($w_R=1$) sich deutlich von dem der Alpha-Strahlung ($w_R=20$) unterscheidet.

Das Bundesamt für Strahlenschutz kommt trotzdem in einer zusammenfassenden Darstellung (BfS 2021) zu dem Schluss, dass die vorhandenen Daten (u.a. auch ICRP 2003) dafür sprechen, dass „für die meisten Arten von Schädigungen (intrauteriner Tod, Fehlbildungen, Fehlentwicklungen des zentralen Nervensystems mit schwerer geistiger Retardierung) Dosis-Schwellen von mindestens 50 mSv existieren“, hingegen für die Auswirkungen auf die Intelligenzentwicklung und das Krebsrisiko keine Schwellendosis angenommen werden kann. Vielmehr ist eine Abnahme des Intelligenzquotienten von ca. 25 Punkten pro 1000 mSv anzunehmen (ICRP 2003) und es liegen Hinweise für eine Erhöhung des Krebsrisikos bei Strahlendosen von ca. 10 mSv nach intrauteriner Exposition vor (Wakeford und Little 2003).

Die Erfahrungswerte stützen sich hierbei jedoch primär auf epidemiologische und experimentelle Erfahrungen mit externer Gamma- und Röntgenstrahlung, z.B. durch die Atombombenabwürfe (vgl. auch BfS 2021).

3.4.2. Radondosisabschätzung

Wie bereits dargelegt, ist im Falle einer Schwangerschaft auch der Embryo bzw. Fetus von der systemischen Aufnahme von Radon und dessen Zerfallsprodukten betroffen. Basierend auf der Annahme, dass die Dosis für den Fetus in etwa dem maternalen Muskelgewebe entspricht, wurden in dem Modell von Kendall et al. (2002) zu Organ- und Gewebsdosen nach Aufnahme von Radon und dessen Zerfallsprodukten u.a. Dosiskoeffizienten für den Fetus dargestellt. In Abhängigkeit von Art und Zusammensetzung des vorherrschenden Aerosols (und dem daraus abgeleiteten Absorptionstyp) wurde zudem für eine Radon-Aktivitätskonzentration in der Luft von 200 Bq/m³ für den Fetus Dosen zwischen 0,01 und 0,06 mSv während der gesamten

Schwangerschaft errechnet (Kendall et al. 2002).

Die von Kendall et al. (2002) publizierten Annahmen zur Verteilung und Dosiskoeffizienten wurden vom Bundesamt für Strahlenschutz zudem genutzt, um die Strahlendosis für den Fetus auch für eine Radonaktivitätskonzentration von 300 Bq/m^3 (= maximaler Referenzwert für Innenräume, s. auch 4.) abzuschätzen bzw. umgekehrt auch die Radonaktivitätskonzentration zu berechnen, welche über eine Schwangerschaft hinweg zu einer Strahlendosis von 1 mSv beim ungeborenen Kind führt (Hintergrund für die tolerierbare Strahlendosis von 1 mSv beim ungeborenen Kind: in Deutschland Strahlenschutzgesetz § 78 (4)). Bei umweltmedizinischen Belastungen (Aufenthaltsdauer 24h pro Tag über 40 Wochen) wurde dabei – in Abhängigkeit vom Absorptionstyp – eine Strahlendosis zwischen 0,075 und 0,150 mSv für das ungeborene Kind bei 300 Bq/m^3 berechnet. Die für eine Strahlendosis von 1 mSv beim ungeborenen Kind notwendige Radonaktivitätskonzentration in Innenräumen wurde entsprechend auf ca. 2.000 bis 4.000 Bq/m^3 kalkuliert (BfS, 2021). Ergänzende Abschätzungen berücksichtigten auch mögliche arbeitsplatzbedingte Belastungen über 8h pro Arbeitstag über 40 Wochen unter Annahme einer unterschiedlichen „Atemrate“ als in der eigenen Wohnung.

Die aktuell vorhandenen Modelle für eine Dosisabschätzung durch Radonexpositionen im Fetus basieren allerdings auf einer kleinen Datenbasis und können daher nur eine grobe Abschätzung liefern. Zum Zeitpunkt der Überarbeitung der Leitlinie liefen jedoch in einem EU-Projekt (RadoNorm) Arbeiten für ein umfassendes dosimetrisches Modell, welches in Zukunft eine genauere Dosisabschätzung ermöglichen soll (BfS 2021).

3.4.3 Bewertung von Radon-Belastungen aus dem umweltmedizinischen Bereich in der Schwangerschaft

Aufgrund der hohen biologischen Wirksamkeit der von Radon emittierten alpha-Strahlung muss davon ausgegangen werden, dass jegliche Exposition gegenüber Radon – unabhängig von deren Höhe – theoretisch zu einer relevanten DNA-Schädigung führen kann (WHO 2010, Jostes 1996, Mirsch et al. 2020). In welchem Ausmaß Radon in der Innenraumluft ein Gesundheitsrisiko für das ungeborene Kind darstellt, lässt sich aufgrund der Studienlage zum aktuellen Zeitpunkt nur mit Einschränkungen beurteilen.

Neben den strahlenbiologischen Unterschieden der Strahlungsarten, für die Erkenntnisse zu Dosis-Wirkungsbeziehungen aus epidemiologischen Studien vorliegen (externe Gamma- und Röntgenstrahlung), ist auch die Dauer und Intensität der untersuchten Strahlenexposition meist eine andere (hohe Dosen innerhalb kurzer Zeit) als üblicherweise für eine umweltmedizinische Belastung durch Radon (kontinuierlich niedrige Dosen) anzunehmen und die vorhandenen Modelle zur Dosisabschätzung für den Fetus basieren nur auf wenigen Daten. Zudem liegen keine bzw. nur einzelne wenig aussagekräftige epidemiologische Studien oder Tierstudien zu intrauterinen Radonexpositionen und deren Auswirkungen auf die ungeborenen Feten vor (BfS 2021: Langlois et al. 2015, Foschi et al. 2016, de Vocht et al. 2019).

Das Bundesamt für Strahlenschutz kommt daher nach aktuellem Kenntnisstand zu dem Schluss, dass in Anbetracht der in Deutschland in Innenräumen vorkommenden Radonkonzentrationen, den Abschätzungen zu intrauterinen Dosen für ungeborene Kinder und den bekannten Studien zu externer Strahlung und deren gesundheitlichen Folgen keine relevanten

schädigenden Wirkungen für das ungeborene Kind zu erwarten sind (BfS 2021).

4. Referenzwerte und rechtliche Aspekte

4.1 Internationale Referenzwerte

Von der IARC wird Radon als Humankarzinogen (Gruppe I) klassifiziert. Die zugehörige Expositions-Wirkungs-Beziehung wird durch eine lineare Funktion beschrieben, die keinen Schwellenwert besitzt. Das bedeutet, dass die vorliegenden Daten es nicht erlauben, einen Grenzwert festzusetzen, bei dessen Einhaltung ein Risiko ausgeschlossen werden kann. Da Radon in allen Gebäuden vorkommt, stellt es einen relevanten Risikofaktor für die Gesundheit der Bevölkerung dar. Es ist daher erforderlich, die Radonkonzentrationen in Räumen, in denen sich Personen nicht nur vorübergehend aufhalten, so niedrig wie möglich zu halten.

Um die Gesundheitsgefährdung durch Radon zu minimieren, empfiehlt die WHO einen Referenzwert von 100 Bq/m^3 für die Radon-Aktivitätskonzentration in Innenräumen. Länderspezifische Gegebenheiten könnten laut WHO eine Anpassung dieses Referenzwertes erforderlich machen; in keinem Fall sollte der Referenzwert jedoch höher liegen als 300 Bq/m^3 (WHO 2009; WHO 2010).

Ein maximaler Referenzwert von 300 Bq/m^3 in Innenräumen findet sich auch in den Empfehlungen der Internationalen Strahlenschutzkommission (International Commission on Radiological Protection, ICRP). Die nationalen Behörden seien jedoch angehalten, den Referenzwert auch in diesem Rahmen so niedrig wie möglich zu wählen und alle vernünftig möglichen Maßnahmen zu ergreifen, um die Radonexposition noch unter den festgelegten Referenzwert abzusenken. Nach Berechnungen der ICRP führt eine Radon-Aktivitätskonzentration von 300 Bq/m^3 in Wohnhäusern zu einer jährlichen effektiven Dosis im eher oberen Bereich einer Spanne von 1 bis 20 Millisievert (mSv) für die jeweiligen Bewohner (ICRP 2014). Einen Vergleichswert hierzu bietet die Summe der durchschnittlichen natürlichen Strahlenbelastung in Deutschland: Die gesamte natürliche Strahlenbelastung (effektive Dosis) einer Einzelperson in Deutschland beträgt aktuell im Mittel $2,1 \text{ mSv}$ im Jahr. Dabei lassen sich im Durchschnitt $1,1 \text{ mSv}$ auf die Inhalation von Radon und dessen Zerfallsprodukten zurückführen, ca. $0,3 \text{ mSv}$ resultieren aus der Aufnahme natürlicher Radionuklide mit der Nahrung und ca. $0,7 \text{ mSv}$ aus der Exposition gegenüber kosmischer und terrestrischer Strahlung. Neben der natürlichen Strahlenexposition existiert eine zivilisatorische Strahlenexposition durch medizinische und technische Anwendungen. Diese liegt in Deutschland bei etwa $1,7 \text{ mSv}$ pro Jahr (Bundesamt für Strahlenschutz 2020).

4.2 Referenzwerte und rechtliche Vorgaben in Deutschland

Die gesetzlichen Vorgaben in Deutschland zum Schutz der Bevölkerung vor Radon basieren auf der Richtlinie 2013/59/EURATOM der Europäischen Union. Diese schreibt vor, dass die Mitgliedsstaaten nationale Referenzwerte für die Radonkonzentration in Innenräumen festlegen. Der jeweilige nationale Referenzwert für die Aktivitätskonzentration in der Luft im Jahresmittel darf dabei laut Richtlinie 300 Bq/m^3 nicht überschreiten (Der Rat der Europäischen

Union 2014). In Deutschland wurde der EU-Richtlinie zu Radon durch den Beschluss des Strahlenschutzgesetzes (StrlSchG) im Jahr 2017 und der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) im Jahr 2018 Rechnung getragen.

Das deutsche Strahlenschutzrecht unterscheidet zwischen geplanten Expositionssituationen, Notfallexpositionssituationen und bestehenden Expositionssituationen. Die Exposition gegenüber Radon wird als bestehende Expositionssituation eingeordnet. Aus Strahlenschutzgesetz und Strahlenschutzverordnung ergeben sich unter anderem die im Folgenden aufgeführten rechtlichen Vorgaben zum Schutz vor Radon (Bundesrepublik Deutschland 2017, Bundesrepublik Deutschland 2018):

4.2.1 Allgemeine Vorgaben zum Schutz vor Radon

Innerhalb von zwei Jahren nach Inkrafttreten der Strahlenschutzverordnung am 31.12.2018 legt die zuständige Behörde die Gebiete fest, für die erwartet wird, dass die über das Jahr gemittelte Radon-222-Aktivitätskonzentration in der Luft in einer beträchtlichen Zahl von Gebäuden mit Aufenthaltsräumen oder Arbeitsplätzen den festgelegten Referenzwert überschreitet. Diese Gebiete orientieren sich an den bestehenden Verwaltungsgrenzen. Die „beträchtliche Zahl“ von Gebäuden ist in der Strahlenschutzverordnung definiert als Überschreitung des Referenzwerts „auf mindestens 75 Prozent des jeweils auszuweisenden Gebiets in mindestens zehn Prozent der Anzahl der Gebäude“. Die Festlegung der Gebiete (im weiteren Text als „Radon-Vorsorgegebiete“ bezeichnet) wird veröffentlicht und ist alle zehn Jahre zu überprüfen.

Der festgelegte Referenzwert für die über das Jahr gemittelte Radon-222-Aktivitätskonzentration in der Luft beträgt sowohl für Aufenthaltsräume als auch für Arbeitsplätze in Innenräumen 300 Bq/m^3 .

Bei der Errichtung von Neubauten mit Aufenthaltsräumen oder Arbeitsplätzen sind geeignete Maßnahmen zu treffen, um den Zutritt von Radon aus dem Baugrund zu verhindern oder erheblich zu erschweren. Die genaueren Vorgaben sind § 123 StrlSchG und § 154 StrlSchV zu entnehmen.

Im Gegensatz zu den klar definierten Maßnahmen zum Vorgehen bei Radon-Innenraumbelastungen im beruflichen Kontext (s. Folgeabsatz 4.2.2) gibt es für Privatwohnungen bisher keine verpflichtenden Regelungen, ab welcher Höhe und in welcher Form weitergehende Maßnahmen zu ergreifen sind. Aus umweltmedizinischer Sicht wären solche Regelungen jedoch dringend zu fordern.

4.2.2 Vorgaben für Arbeitsplätze zum Schutz vor Radon

Messung der Radonkonzentration

Wer für einen Arbeitsplatz in einem Innenraum verantwortlich ist, muss Messungen der Radon-222-Aktivitätskonzentration veranlassen, wenn sich der Arbeitsplatz im Erd- oder Kellergeschoss eines Gebäudes in einem Radon-Vorsorgegebiet befindet (Zur Orientierung vgl. <https://www.bfs.de/DE/themen/ion/umwelt/radon/karten/vorsorgegebiete.html>; Maßgeb-

lich sind jedoch die Gebietsausweisungen und rechtsverbindlichen Informationen der Bundesländer).

Die Messung der über das Jahr gemittelten Radon-222-Aktivitätskonzentration (zwölfmonatige Messung) muss innerhalb von 18 Monaten nach Festlegung der Radon-Vorsorgegebiete erfolgt sein. Da die Festlegung der Gebiete bis spätestens zum 31.12.2020 zu erfolgen hatte, müssen entsprechende Messungen vor dem 01.07.2022 abgeschlossen sein.

Messungen sind auch für Arbeitsplätze in folgenden Arbeitsfeldern vorgeschrieben: untertägige Bergwerke, Schächte und Höhlen einschließlich Besucherbergwerken, Radonheilbäder und Radonheilstollen, Anlagen der Wassergewinnung, -aufbereitung und -verteilung.

Reduzierung der Radonkonzentration

Überschreitet die Radon-222-Aktivitätskonzentration in der Luft an einem Arbeitsplatz den Referenzwert von 300 Bq/m^3 , so hat der für den Arbeitsplatz Verantwortliche unverzüglich Maßnahmen zur Reduzierung der Radon-222-Aktivitätskonzentration in der Luft zu ergreifen. Der Erfolg dieser Maßnahmen ist durch eine erneute Messung der Radon-222-Aktivitätskonzentration in der Luft zu überprüfen.

Anmeldung des Arbeitsplatzes

Wenn die erneute Messung nach Implementierung von Radon-Schutzmaßnahmen keine Unterschreitung des Referenzwerts ergibt, hat der für den Arbeitsplatz Verantwortliche den betreffenden Arbeitsplatz bei der zuständigen Behörde unverzüglich anzumelden.

Abschätzung der Exposition

Nach Anmeldung eines Arbeitsplatzes muss innerhalb von sechs Monaten nach der Anmeldung eine auf den Arbeitsplatz bezogene Abschätzung der Radon-222-Exposition, der potentiellen Alphaenergie-Exposition oder der Körperdosis durch die Exposition durch Radon durchgeführt werden.

Ergibt die Abschätzung, dass die effektive Dosis 6 Millisievert im Kalenderjahr nicht überschreiten kann, so ist die Exposition durch Radon regelmäßig zu überprüfen. Die Exposition ist durch geeignete Strahlenschutzmaßnahmen so gering wie möglich zu halten. Ergibt die Abschätzung, dass die effektive Dosis 6 Millisievert im Kalenderjahr überschreiten kann, so sind Anforderungen des beruflichen Strahlenschutzes zu erfüllen. Diese sind im Einzelnen § 131 StrlSchG und § 158 StrSchV zu entnehmen.

5. Maßnahmen zur Risikokommunikation und Risikominimierung

Über die Bedeutung der Radonexposition in Innenräumen für die Entstehung von Lungenerkrankungen und über die Notwendigkeit einer Intervention durch geeignete Messprogramme und sinnvolle Maßnahmen zur Verminderung der Radonexposition besteht zwischenzeitlich weltweiter Konsens (Zielinski et al. 2006). Neben der ethischen Verpflichtung einen als relevant erkannten Risikofaktor zu minimieren konnte zusätzlich belegt werden, dass Maßnahmen zur Expositionsminderung auch unter Kosten-Nutzen Gesichtspunkten sinnvoll sein

können (Stigum et al. 2003). Haucke konnte 2010 in einer Kosten-Nutzen-Analyse für Deutschland zeigen, dass die Einführung eines Grenzwertes von 100 Bq/m^3 mit der Verpflichtung zur Sanierung auch bestehender Gebäude effektiv ist (Haucke 2010). Es wurde angenommen, dass durch eine Absenkung des Höchstwertes für die Radon-Aktivitätskonzentration in Wohnungen auf 100 Bq/m^3 ca. 300 Lungenkrebstodesfälle pro Jahr in Deutschland verhindert werden könnten (Strahlenschutzkommission 2008).

Die EU-Richtlinie 2013/59/EURATOM aus dem Jahre 2014 sieht vor, dass die Mitgliedstaaten dafür sorgen, dass lokale und nationale Informationen über die Radonexposition in Innenräumen und die damit verbundenen Gesundheitsrisiken, über die Wichtigkeit der Durchführung von Radonmessungen und über die zur Verringerung vorhandener Radonkonzentrationen verfügbaren technischen Mittel bereitgestellt werden. Im Rahmen des nationalen Maßnahmenplans fördern die Mitgliedstaaten Maßnahmen zur Ermittlung von Wohnräumen, in denen die Radon-Aktivitätskonzentration (im Jahresmittel) den Referenzwert überschreitet, und regen gegebenenfalls Maßnahmen zur Verringerung der Radon-Aktivitätskonzentration in diesen Wohnräumen durch technische oder andere Mittel an (Der Rat der Europäischen Union, 2014).

In der Bevölkerung, in der Politik, aber auch bei Fachleuten wie Ärztinnen und Ärzten, Umweltverbänden, ArchitektInnen, BaubiologInnen, Baufachleuten und Verbraucherberatungen bestehen erhebliche Wissensdefizite hinsichtlich des Lungenkrebsrisikos durch Radon in Innenräumen. Maßnahmen zur Information und Aufklärung sind deshalb ebenso erforderlich wie Regelungen zu verpflichtenden Messungen und der Einhaltung von Referenzwerten. Zum Schutz vor erhöhten Radon-Aktivitätskonzentrationen gibt es sowohl für neu zu errichtende Gebäude als auch für den Gebäudebestand erprobte Maßnahmen, die das Bundesamt für Strahlenschutz im Radon-Handbuch Deutschland zusammengestellt hat (Bundesamt für Strahlenschutz 2019).

6. Schlussfolgerungen

Die Exposition gegenüber Radon und seinen Zerfallsprodukten in Innenräumen liefert einen wesentlichen Beitrag zur Strahlenexposition der Allgemeinbevölkerung. Radon zählt dabei zu den am besten untersuchten Kanzerogenen in der Umwelt. Es ist in der wissenschaftlichen Literatur gut belegt, dass durch Radon in Innenräumen das Risiko an Lungenkrebs zu erkranken relevant erhöht wird im Sinne einer linearen Dosis-Wirkungs-Beziehung ohne Schwellenwert. Neben dem Aktivrauchen gilt Radon als zweitwichtigste Ursache für Lungenkrebserkrankungen in der beruflich nicht exponierten Allgemeinbevölkerung und ist damit quantitativ für das Lungenkrebsrisiko noch bedeutsamer als die Belastung durch Passivrauch.

Da Radon und seine Zerfallsprodukte nach Inhalation oder Ingestion systemisch aufgenommen und über die Blutbahn verteilt werden, muss davon ausgegangen werden, dass sie im Fall einer Schwangerschaft auch den Embryo bzw. Fetus erreichen und dort eine Strahlenbelastung verursachen, auch wenn diese nach aktuellem Kenntnisstand sehr gering sein dürfte. In welchem Ausmaß Radon in der Innenraumluft ein Gesundheitsrisiko für das ungeborene Kind

darstellt, lässt sich aktuell nur mit Einschränkungen beurteilen. Laut Bundesamt für Strahlenschutz sind „auf Basis von dosimetrischen Modellen [...] nach bisherigem Kenntnisstand keine gesundheitlichen Auswirkungen durch Radonexposition in Innenräumen während der Schwangerschaft zu erwarten“ (BfS 2021).

Bei der Identifikation von Gebäuden mit hoher Radonbelastung und der Einleitung geeigneter Schritte zur Minimierung der Radon-Aktivitätskonzentration handelt es sich um wichtige präventive Maßnahmen. Aktuelle Informationen zu diesen Maßnahmen finden sich auf den entsprechenden Seiten des Bundesamtes für Strahlenschutz. Da die vorliegenden Daten es nicht erlauben, einen Grenzwert festzusetzen, bei dessen Einhaltung ein Risiko durch Radon ausgeschlossen werden kann, sollten sich sowohl Messungen als auch Maßnahmen zur Mitigation nicht auf Gebäude in offiziellen Radon-Vorsorgegebieten beschränken, sondern sind grundsätzlich für alle Wohngebäude, Aufenthaltsräume oder Arbeitsplätze zu empfehlen.