

Strahlenschutzkommission

Geschäftsstelle der
Strahlenschutzkommission
Postfach 12 06 29
D-53048 Bonn

<http://www.ssk.de>

Radon-Dosiskoeffizienten

Empfehlung der Strahlenschutzkommission

Verabschiedet in der 290. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 05./06. Dezember 2017

Vorwort

Der Schutz vor den schädigenden Wirkungen von Radon ist seit einigen Jahren verstärkt in den Fokus von Strahlenschutzbetrachtungen gerückt. Auch das neue Strahlenschutzgesetz (StrlSchG) sieht umfangreiche Regelungen zum Schutz vor Radon an Arbeitsplätzen und in Aufenthaltsräumen vor.

Ein bisher nur unzureichend gelöstes Problem im Zusammenhang mit Radon-Expositionen ist die Konversion bzw. Umrechnung von Expositionsgrößen in Dosisgrößen. Hierzu liegen zwar eine Reihe von Vorschlägen und Empfehlungen der Internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP) vor; eine abschließende internationale Abstimmung hierzu ist jedoch noch nicht erfolgt.

Vor diesem Hintergrund hat das Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) die Strahlenschutzkommission (SSK) um eine Empfehlung gebeten, welche Dosiskonversion für die Exposition der Bevölkerung und die berufliche Exposition durch Radon in Deutschland in den nächsten Jahren unter den gegebenen Randbedingungen genutzt werden sollte.

Zur Erarbeitung eines Entwurfs der vorliegenden Empfehlung wurde die Arbeitsgruppe „Radon-Dosiskoeffizient“ (A114) des Ausschusses „Strahlenrisiko“ eingerichtet, der folgende Mitglieder angehörten:

- Prof. Dr. Joachim Breckow (Technische Hochschule Mittelhessen, Gießen)
- Dipl.-Phys. Markus Figel (Helmholtz Zentrum München)
- Prof. Dr. Claudia Fournier (Helmholtz Zentrum Darmstadt)
- PD Dr. Anna Friedl (Ludwig-Maximilians-Universität München)
- Dr. Christophe Murith (Bundesamt für Gesundheit (CH))
- Dr. Dietmar Noßke (Augsburg)
- Prof. Dr. Werner Rühm (Helmholtz Zentrum München)

Die Empfehlung enthält eine Fülle von Angaben zu verschiedenen Expositionsgrößen und -einheiten und deren Umrechnungen. Die Bezugsgröße ist in der Regel die kumulierte Aktivitätskonzentration, angegeben in der SI-Einheit von Bq h m^{-3} . Umrechnungen in andere Expositionsgrößen bzw. -einheiten werden in Klammern angegeben. Von dieser Regel wird an einigen Stellen abgewichen, wenn der Kontext im historischen Bezug oder bzgl. der zitierten Originalquelle eine andere Bezugsgröße verlangt.

Der Stichtag zur Berücksichtigung einschlägiger Empfehlungen und Literatur ist der 13. November 2017. Empfehlungen und Literatur, die nach diesem Datum erschienen sind, finden keine Berücksichtigung.

Bonn, im Februar 2018

Prof. Dr. Joachim Breckow
Vorsitzender der Arbeitsgruppe
Vorsitzender der Strahlenschutzkommission

PD Dr. Anna Friedl
Vorsitzende des
Ausschusses „Strahlenrisiko“

INHALT

1	Einleitung	4
2	Hintergrund	5
3	Stand der wissenschaftlichen Diskussion	8
3.1	Epidemiologische Studien	8
3.1.1	Abschätzung eines nominellen Risikokoeffizienten für Lungenkrebsmortalität nach Exposition mit Radon und seinen Zerfallsprodukten bei Bergarbeitern.....	9
3.1.2	Abschätzung eines nominellen Risikokoeffizienten für Lungenkrebsmortalität nach Exposition mit Radon und seinen Zerfallsprodukten in der Wohnbevölkerung.....	11
3.2	Biokinetische und dosimetrische Studien	12
3.2.1	Dosiskonversion: Dosimetrischer Ansatz	13
3.2.2	Human Respiratory Tract Model (ICRP)	13
3.2.2.1	Bereiche des Atemtrakts.....	14
3.2.2.2	Deposition	14
3.2.2.3	Mechanischer Transport	16
3.2.2.4	Absorption	18
3.2.2.5	Dosimetrie	18
3.2.3	Effektive Dosis für Radon nach dem dosimetrischen Konzept der ICRP...	19
3.3	Das ICRP-Konzept	20
3.4	Aktuelle Entwicklungen.....	21
4	Bewertung des Diskussionsstands	22
5	Empfehlung	24
6	Literatur	24
7	Glossar	33

1 Einleitung

Der Schutz vor den schädigenden Wirkungen von Radon ist seit einigen Jahren verstärkt in den Fokus von Strahlenschutzbetrachtungen gerückt. Insbesondere in der Richtlinie 2013/59/Euratom (Euratom 2014) und auch im 2017 verabschiedeten Strahlenschutzgesetz (StrlSchG 2017) nimmt der Schutz vor Radon eine bedeutende Position ein.

Die vorgesehenen Regelungen beziehen sich i. d. R. auf eine Angabe zur Aktivitätskonzentration von Radon in der Umgebungsluft oder auf eine Größe für die Radon-Exposition (Aktivitätskonzentration mal Zeit). Beispielsweise ist in der Richtlinie 2013/59/Euratom und im StrlSchG der Referenzwert für Radon-222 (im folgenden Text „Radon“¹ genannt) in Aufenthaltsräumen und am Arbeitsplatz auf eine Aktivitätskonzentration von 300 Bq/m³ festgelegt. Diese Angaben beziehen sich also nicht auf eine Dosisgröße (z. B. auf die effektive Dosis) wie in anderen Bereichen des Strahlenschutzes. Entsprechende Strahlenschutzmaßnahmen auf der Grundlage von Aktivitätskonzentrationen erfordern demnach zunächst keine expliziten Dosiswerte. Den Hintergrund für diese Bezugnahme bilden wissenschaftliche Erkenntnisse, vor allem aus der Strahlenepidemiologie, die eine Beziehung zwischen einer Radon-Exposition und dem dadurch verursachten Strahlenrisiko herstellen.

Risikobetrachtungen und Strahlenschutzregelungen zu Radon-Expositionen, die keinen Bezug zu Dosisgrößen haben, lassen sich jedoch nur schwer mit jenen aus anderen Bereichen des Strahlenschutzes in Bezug setzen. Für eine Reihe von Situationen und Fragestellungen ist es vielmehr notwendig, auf Dosisgrößen Bezug nehmen zu können. Beispielsweise erfordern Tätigkeiten mit NORM-Rückständen regelmäßige Abschätzungen der effektiven Dosis und auch für die Jahresberichte der Bundesregierung „Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung“ sind Dosisangaben zu Radon-Expositionen unerlässlich.

Insbesondere für die Regelungen zum beruflichen Strahlenschutz bei Radon-Exposition ist eine Bezugnahme auf die effektive Dosis erforderlich und gemäß § 130 Abs. 2 und 3 StrlSchG auch vorgesehen. In diesen Fällen sieht das StrlSchG vor, dass die Expositionen, die an diesen Arbeitsplätzen durch Radon auftreten, wie solche in geplanten Expositionssituationen zu behandeln sind. Demzufolge ist die Radon-Aktivitätskonzentration für bestimmte Arbeitsplätze in Innenräumen in den künftig auszuweisenden Gebieten nach § 121 Absatz 1 Satz 1 des Strahlenschutzgesetzes zu ermitteln und ggf. die Exposition der Arbeitskräfte abzuschätzen. Zur Umsetzung der Richtlinie 2013/59/Euratom sieht das StrlSchG vor, dass Maßnahmen des beruflichen Strahlenschutzes zu ergreifen sind, wenn die effektive Dosis 6 mSv im Kalenderjahr überschritten werden kann.

Prinzipiell erfolgt eine Umrechnung aus einer Expositionsgröße in eine Dosisgröße durch sogenannte Dosiskoeffizienten (auch Dosiskonversionskoeffizienten genannt). Die derzeit gültige Strahlenschutzverordnung (StrlSchV 2001) legt in § 95 Absatz 13 für den beruflichen Strahlenschutz derartige Dosiskoeffizienten fest. Die internationale Strahlenschutzkommission (International Commission on Radiological Protection, ICRP) hat in den vergangenen Jahren eine Reihe von Empfehlungen zur Radon-Dosiskonversion herausgegeben, die auf eine Änderung der bisher verwendeten Dosiskoeffizienten hinauslaufen. Da jedoch eine abschließende Empfehlung oder eine diesbezüglich international abgestimmte Übereinkunft

¹ Ein weiteres Isotop des Elements Radon, das Rn-220, kann zusammen mit seinen Zerfallsprodukten in der Luft ebenfalls auftreten, falls in der Umgebung Thorium vorhanden ist. In derartigen Fällen kann die Messung von Rn-222, falls nicht auf das Vorhandensein von Rn-220 korrigiert wird, beeinflusst werden. Auch Rn-220 mit seinen Zerfallsprodukten kann zum Lungenkrebsrisiko beitragen. Die vorliegende Empfehlung konzentriert sich jedoch ausschließlich auf Rn-222.

derzeit noch nicht vorliegt, stellt sich die Frage nach dem weiteren Vorgehen. Im Dezember 2015 fand in Bonn ein „Workshop on Radon Dose Coefficients“ mit Vertretern der ICRP, des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB), des Bundesamts für Strahlenschutz (BfS) und der Strahlenschutzkommission (SSK) statt, auf dem das Problemfeld erörtert und ausgeleuchtet wurde (Müller et al. 2016).

Vorschläge für die Festlegung von Dosiskoeffizienten, die in Deutschland auf Verordnungsebene erfolgen wird, sind zeitnah in die laufenden Rechtsetzungsvorhaben einzubringen. Bei der Umsetzung der Richtlinie 2013/59/Euratom in nationales Recht besteht für die Mitgliedsstaaten die Möglichkeit, „gebilligte Aktualisierungen“ der derzeitigen Dosiskoeffizienten zu verwenden. Vor diesem Hintergrund bittet das BMUB die SSK um eine Empfehlung, welche Dosiskonversion für die Exposition der Bevölkerung und die berufliche Exposition durch Radon in Deutschland in den nächsten Jahren unter den gegebenen Randbedingungen genutzt werden sollte. Der Beratungsauftrag des BMUB beinhaltet nicht, die Ergebnisse der ICRP-Beratungen vorwegzunehmen. Er bezieht sich vielmehr auf praktikable Lösungen für die Übergangszeit, bis eine entsprechende Empfehlung der ICRP vorliegt bzw. eine internationale Abstimmung erfolgt ist.

2 Hintergrund

Durch Dosiskoeffizienten wird die Umrechnung einer Expositionsgröße in eine Dosisgröße ermöglicht. Im Falle einer Radon-Exposition kann die Expositionsgröße in Einheiten von Working Level Months (WLM), als kumulierte Alpha-Energiekonzentration in $\text{mJ}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ oder als kumulierte Rn-222-Aktivitätskonzentration in $\text{MBq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ angegeben sein (nähere Erläuterungen zu den Expositionsgrößen siehe Glossar). Als Bezugsdosisgröße dient die Organ-Äquivalentdosis der Lunge oder die effektive Dosis angegeben in mSv. Der Umrechnung von Exposition zu Dosis, die als Dosiskonversion bezeichnet wird, liegen eine Reihe von Annahmen und Modellen zu Grunde. Ebenso geht eine Vielzahl von Parametern und Faktoren, wie z. B. Strahlungs- und Gewebewichtungsfaktoren, in die Berechnung ein.

Die in § 95 Absatz 13 der gegenwärtig noch gültigen StrlSchV (StrlSchV 2001) verankerten Dosiskoeffizienten gehen im Wesentlichen auf ICRP 65 (ICRP 1993) zurück. Dort finden sich zur Umrechnung in eine effektive Dosis die Dosiskoeffizienten 5 mSv/WLM ($F\cdot 7,8 \text{ mSv}/(\text{MBq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3})$) für Arbeitsplätze und 4 mSv/WLM ($F\cdot 6,3 \text{ mSv}/(\text{MBq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3})$) für Wohnungen². Diese Werte beinhalten Annahmen zur Expositionszeit und zum Gleichgewichtsfaktor F (bzw. zur gleichgewichtsäquivalenten Radon-Aktivität). Grundlage dieser Werte war der sogenannte „epidemiologische Ansatz“, der in Form der „Dose Conversion Convention“ im Wesentlichen den Quotienten aus dem Lebenszeitrisiko für Lungenkrebsmortalität pro Radon-Exposition und dem Gesamt-Detriment (Summe aller schadensgewichteten Organ-Risikokoeffizienten) angibt (s. Abschnitt 3.1.). Das Lebenszeitrisiko wird im Folgenden auch als Life-time Excess Absolute Risk (LEAR) bezeichnet.

² Die historische Einheit WLM ist keine SI-Einheit und sollte demzufolge keine Verwendung finden. Im vorliegenden Papier wird dennoch aus Gründen der besseren Vergleichbarkeit auf die Einheit WLM Bezug genommen, da in den zitierten Studien und Empfehlungen WLM als Einheit für die Exposition verwendet wird. In der internationalen Literatur ist die Einheit WLM nach wie vor weit verbreitet.

Zu den Umrechnungen siehe Glossar

Beispielsweise ergibt sich der o. g. Dosiskoeffizient 5 mSv/WLM ($F \cdot 7,8 \text{ mSv}/(\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$) aus dem Wert für das LEAR für Lungenkrebsmortalität pro Radon-Exposition bei Bergarbeitern von $2,8 \cdot 10^{-4}/\text{WLM}$ ($F \cdot 4,4 \cdot 10^{-4}/(\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$) (ICRP 1993) und aus dem Gesamtdetriment für die erwachsene Bevölkerung von $5,6 \cdot 10^{-2}/\text{Sv}$ aus ICRP 60 (ICRP 1991)³:

$$\frac{2,8 \cdot 10^{-4}/\text{WLM}}{5,6 \cdot 10^{-2}/\text{Sv}} = 5 \text{ mSv}/\text{WLM} = 3,1 \text{ mSv}/(\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}) \quad (1)$$

In ICRP 115 (ICRP 2010) und ICRP 126 (ICRP 2014) werden die Werte aktualisiert. Der nominelle Risikokoeffizient bzw. das Lungenkrebsmortalitätsrisiko⁴ wird mit $F \cdot 7,8 \cdot 10^{-4}/(\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}) \cdot (5,0 \cdot 10^{-4}/\text{WLM})$ angegeben, was unter Anwendung der „Dose Conversion Convention“ mit den aktuellen Risikokoeffizienten aus ICRP 103 (ICRP 2007) zu einem Dosiskoeffizienten von $F \cdot 14,1 \text{ mSv}/(\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ (9 mSv/WLM) für Wohnräume bzw. zu $F \cdot 18,8 \text{ mSv}/(\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ (12 mSv/WLM) für Arbeitsplätze führt (Müller et al. 2016). Dies stellt etwa eine Verdopplung der Werte für die Dosiskoeffizienten gegenüber den Werten aus ICRP 65 (ICRP 1993) dar. Eine Übersichtsdarstellung der verschiedenen Dosiskoeffizienten findet sich in Tabelle 2.1.

Tab. 2.1: Dosiskoeffizienten nach den verschiedenen ICRP-Modellen

Risiko- koeffizient (1/WLM)	Kategorie	Detriment ($10^{-2}/\text{Sv}$)		Dosiskoeffizient $F \cdot (\text{mSv}/(\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}))$	Dosis- koeffizient (mSv/WLM)	Faktor der Erhöhung
$2,83 \cdot 10^{-4}$ (ICRP 65)	Bevölkerung	7,3	ICRP 60	6,3	4	–
	beruflich	5,6		7,8	5	–
$5,0 \cdot 10^{-4}$ (ICRP 115)	Bevölkerung	7,3	ICRP 60	10,9	7	1,7
	beruflich	5,6		14,1	9	1,7
$5,0 \cdot 10^{-4}$ (ICRP 115)	Bevölkerung	5,7	ICRP 103	14,1	9	2,3
	beruflich	4,2		18,8	12	2,4

Bei der „Dose Conversion Convention“ werden zwei verschiedene Situationen in Bezug gesetzt: Das ICRP-Detriment mit Daten zur Krebsinzidenz zu den verschiedenen Organen aus einer akuten Exposition durch Niedrig-LET-Strahlung (Daten der Life Span Study, LSS, der Atombombenüberlebenden mit externer, weitgehend homogener Bestrahlung) und das Lungenkrebsmortalitätsrisiko aus einer chronischen Exposition (mit interner, nicht homogener Bestrahlung) durch Hoch-LET-Strahlung (Radon). Es ist demnach wichtig zu betonen, dass das Risiko durch Radon-Exposition unter Anwendung des LNT-Modells (Dosis- und Dosisleistungs-Effektivitätsfaktor (DDREF)=1) ausschließlich tödlichen Lungenkrebs beinhaltet, während das Detriment aus ICRP 60 (ICRP 1991) und ICRP 103 (ICRP 2007) unter Anwendung eines DDREF von 2 auch die Induktion von nicht-tödlichen Krebserkrankungen, den Verlust von Lebenszeit und Lebensqualität, sowie die Induktion von Keimbahnschäden

³ Dies entspricht der in §95 (13) StrlSchV angegebenen Umrechnung zum Radon-Dosiskoeffizienten unter Verwendung von $1 \text{ WLM} = \frac{0,64}{F} \cdot \frac{\text{MBq} \cdot \text{h}}{\text{m}^3}$, wobei der Gleichgewichtsfaktor als $F=0,4$ gesetzt wird.

⁴ In ICRP 115 wird diese Größe sowohl als „nominal risk coefficient“ als auch als „nominal probability coefficient“ oder als life-time excess absolute risk (LEAR) bezeichnet. Es handelt sich hierbei um das zusätzliche absolute Risiko, an Lungenkrebs zu sterben, pro Exposition. Gemäß dem üblichen Vorgehen der ICRP gelten die Risikokoeffizienten für eine Referenzbevölkerung. Das bedeutet auch, dass keine getrennte Bewertung für Raucher und Nichtraucher vorgenommen wurde.

umfasst. Daher steht diese Vorgehensweise in einem gewissen Widerspruch zur eigenen Argumentation der ICRP, da ja die ursprüngliche Präferenz des epidemiologischen Ansatzes in ICRP 65 (ICRP 1993) gegenüber dosimetrischen Modellen mit der schlechten Vergleichbarkeit der Risiken durch Radon-Exposition und durch die Atombomben-Explosion (LSS) begründet wurde. Zudem würde neben einer Änderung des geschätzten Lungenkrebsmortalitätsrisikos nach Radon-Exposition auch eine Änderung des Detriments für alle Krebsarten und hereditäre Effekte in der japanischen Bevölkerung zu einer Änderung des ermittelten Radon-Dosiskoeffizienten führen (vgl. Gl. (1)), was ja auch infolge der Neubewertung in ICRP 115 (ICRP 2010) der Fall war (ICRP 2014, Müller et al. 2016). Eine solche Abhängigkeit wäre allerdings konzeptionell schwierig zu vermitteln, wenn die effektive Dosis als eine Art von Dosis (d. h. eine physikalische, messbare Quantität) missverstanden würde und nicht als eine Größe, die für Zwecke des Strahlenschutzes das Risiko abbilden soll.

Neben dem epidemiologischen Ansatz wird in ICRP 115 (ICRP 2010) hauptsächlich der sogenannte „dosimetrische Ansatz“ verfolgt (vgl. Abschnitt 3.2.2). Hier kommen verschiedene biokinetische Modelle zur Anwendung, unter denen das in ICRP 66 (ICRP 1994) entwickelte und in ICRP 130 (ICRP 2015) modifizierte „Human Respiratory Tract Model (HRTM)“ besondere Berücksichtigung findet (siehe Abschnitt 3.2.3). Ein solcher dosimetrischer Ansatz wird von der ICRP in einem gemeinsamen konzeptionellen Rahmen auch für alle anderen Radionuklide verwendet.

Das Modell beschreibt die Verteilung des Radons und seiner Zerfallsprodukte im menschlichen Körper als Funktion der Zeit und unter Berücksichtigung der physikalischen und chemischen Eigenschaften aller involvierten Radionuklide. Damit lassen sich für alle Organe des menschlichen Körpers die zeitabhängigen Aktivitätskonzentrationen bei Inhalation berechnen. In Verbindung mit auf Monte-Carlo-Methoden basierenden Strahlungstransportprogrammen sowie detaillierten Computermodellen des menschlichen Körpers kann man dann für jedes Organ die entsprechende Energiedosis berechnen. Unter Verwendung der Strahlungs- und Gewebe-Wichtungsfaktoren lässt sich dann die mit der Inhalation von Radon und seinen Zerfallsprodukten verbundene effektive Dosis berechnen. Das Resultat ist ein Radon-Dosiskoeffizient als Angabe der effektiven Dosis bei einer gegebenen Radon-Aktivitätskonzentration bzw. Radon-Exposition. Im Gegensatz zum epidemiologischen Ansatz ist ein auf diese Weise ermittelter Dosiskoeffizient unabhängig von dem durch die Radon-Exposition verursachten Lungenkrebsrisiko. Die Verknüpfung mit diesem geschieht dann wie bei jeder anderen Strahlenexposition ausschließlich über den schadensgewichteten nominellen Risikoeffizienten, d. h. über das Gesamt-Detriment aus ICRP 103 (ICRP 2007).

Mit dem dosimetrischen Ansatz werden in ICRP 115 (ICRP 2010) Dosiskoeffizienten von $F \cdot 18,8 \text{ mSv}/(\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ (12 mSv/WLM) bis $F \cdot 32,8 \text{ mSv}/(\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ (21 mSv/WLM) für Arbeitsplätze (je nach Tätigkeit) und $F \cdot 21,9 \text{ mSv}/(\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ (14 mSv/WLM) für Wohnräume ermittelt. Wenngleich grundsätzlich der dosimetrische Ansatz bevorzugt wird (ICRP 2010), weist die ICRP in der späteren Publikation 126 (ICRP 2014) auf die gute Übereinstimmung von epidemiologischem Ansatz und dosimetrischem Ansatz hin („A dose coefficient of 11 mSv per WLM has been obtained for exposures in mines using the dosimetric approach, essentially the same as obtained by the dose conversion“). Obschon ohne Bezug auf die Dosis, hebt sie ebenso hervor, dass die Risikoschätzungen aus den Bergarbeiterstudien mit den Indoor-Studien zur häuslichen Radon-Exposition (z. B. Darby et al. 2005) gut übereinstimmen. In künftigen ICRP-Empfehlungen zur Radon-Exposition soll auf die Verwendung der „Dose Conversion Convention“ verzichtet werden und biokinetischen Modellen, wie sie bereits für andere Radionuklide Anwendung finden, der Vorzug gegeben werden (ICRP 2014). Auf Basis solcher biokinetischer Modelle empfiehlt ICRP in Teil 3 der Publikationsserie „Occupational Intakes of Radionuclides“ (OIR 3) (ICRP 2018) für beruflich

Strahlenexponierte Dosiskoeffizienten von $F \cdot 16,8 \text{ mSv}/(\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ (gerundet 10 mSv/WLM) für Beschäftigte in Bergwerken bzw. in Innenräumen bei überwiegend sitzender Tätigkeit und von $F \cdot 32,5 \text{ mSv}/(\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ (gerundet 20 mSv/WLM) für Beschäftigte in Innenräumen bei überwiegend körperlicher Tätigkeit bzw. in touristisch erschlossenen Höhlen (Tab. 2.2).

Tab. 2.2: In OIR 3 (ICRP 2018) empfohlene Dosiskoeffizienten für beruflich Strahlenexponierte

Arbeitsplatz	Dosiskoeffizient $F \cdot (\text{mSv}/(\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}))$	Dosiskoeffizient (mSv/WLM)	Faktor der Erhöhung gegenüber ICRP 65
Bergwerk, Innenräume (überwiegend sitzende Tätigkeit)	16,8	10	2,0
Innenräume (überwiegend körperliche Tätigkeit), touristisch erschlossene Höhlen	32,5	20	4,0

Die Ermittlung der Dosiskoeffizienten in ICRP 115 (ICRP 2010) und ICRP 126 (2014) sind nicht ohne Widersprüche bzw. konzeptionelle Brüche (Müller et al. 2016). Auch neuere Daten aus den WISMUT-Studien (z. B. Kreuzer et al. 2015, 2017) oder modifizierte Berechnungen (Müller et al. 2016, Beck 2016, 2017) lassen sich nicht ohne weiteres mit den ICRP-Abschätzungen in Einklang bringen. Dies wird im Folgenden näher ausgeführt.

Für die im Rahmen der vorliegenden Empfehlung zu klärende Frage nach dem Stand der Wissenschaft für die Abschätzung eines Radon-Dosiskoeffizienten sind u. a. folgende Fragen zu betrachten:

- Ist die Annahme einer annähernden Verdopplung des Lebenszeitrisikos für Lungenkrebsmortalität bzw. des nominellen Risikokoeffizienten für Radon-induzierten Lungenkrebs durch neuere Literatur gerechtfertigt?
- Wie ist der Stand der Wissenschaft bezüglich der Gleichsetzung der Risikokoeffizienten durch berufliche Exposition und durch Exposition in Wohnräumen?
- Wie belastbar sind die ermittelten Radon-Dosiskoeffizienten auf der Grundlage des epidemiologischen Ansatzes und des dosimetrischen Ansatzes? Wie groß sind die Unsicherheiten und wie gut sind die Übereinstimmungen?

3 Stand der wissenschaftlichen Diskussion

3.1 Epidemiologische Studien⁵

Bislang ist nur für das Auftreten von Lungenkrebs ein Zusammenhang mit der Exposition mit Radon nachgewiesen; für eine Induktion von anderen Krebsarten liegen bislang keine eindeutigen Daten vor. Die ICRP argumentierte in Publikation 65 (ICRP 1993), dass sich die Abschätzung der gesundheitlichen Folgen von Strahlenexposition am besten auf epidemiologische Studien an Menschen stützen soll. Zum damaligen Zeitpunkt war zwar ein dosimetrisches Modell des Atemtraktes verfügbar (ICRP 1994), dieses wurde jedoch als noch

⁵ Die Expositionsangaben wurden aus den Originalarbeiten in Einheiten von WLM übernommen und für die vorliegende Empfehlung in SI-Einheiten umgerechnet (siehe Glossar)

in der Entwicklung begriffen angesehen. Als weiteres Problem eines dosimetrischen Ansatzes konstatierte die ICRP, dass sich nach der Abschätzung der mit der Exposition verbundenen Dosen die Abschätzung der Risiken auf die Annahmen der Life Span Study (LSS) stützen müsste. Dabei würden alle Unsicherheiten (SSK 2016) bezüglich Unterschiedlichkeit der Expositionsbedingungen (kurzzeitige Exposition mit hauptsächlich Gammastrahlung vs. Langzeitexposition mit Alphaemittern) die Abschätzung beeinflussen. Die ICRP schloss daraus, dass das dosimetrische Modell nicht für die Bewertung und Regulierung von Radon verwendet werden soll, da die Verwendung epidemiologischer Studien an radonexponierten Personen direkter und dafür besser geeignet ist als die indirekte Verwendung der Epidemiologie von niedrig-LET Strahlung. Da zum damaligen Zeitpunkt nur wenige Studien mit geringer statistischer Power zu den Folgen von Radon-Exposition in Gebäuden verfügbar waren, stützte die ICRP ihre Abschätzung hauptsächlich auf epidemiologische Studien an Uranbergarbeitern. Aus den verfügbaren Studien wurde ein nomineller Risikoeffizient für Lungenkrebsmortalität pro Radon-Exposition von $F \cdot 4,4 \cdot 10^{-4} / (\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ bzw. $7,8 \cdot 10^{-5} / (\text{mJ} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ ($2,8 \cdot 10^{-4} / \text{WLM}$) für berufliche Exposition bestimmt. Die ICRP sah keine Hinweise auf einen über die generelle Unsicherheit der Abschätzungen hinausgehend abweichenden Risikoeffizienten für die allgemeine Bevölkerung. Aus Gründen der Konformität mit den Regularien aus ICRP 60 (ICRP 1991) wurde der nominelle Risikoeffizient für Lungenkrebsmortalität in ein Detriment umgewandelt, indem beide Größen gleichgesetzt wurden.

Da die meisten Arbeiter neben Radon auch weiteren Quellen ionisierender Strahlung ausgesetzt sind, erkannte die ICRP die Notwendigkeit, eine Konversion von Exposition zu effektiver Dosis einzuführen. Diese Konversion wurde durch den direkten Vergleich der Werte des Detriments, die mit Radon-Exposition bzw. mit effektiver Dosis assoziiert sind, erreicht. Das damals gültige Detriment nach ICRP 60 (ICRP 1991) war $5,6 \cdot 10^{-2} / \text{Sv}$ für Arbeiter und $7,3 \cdot 10^{-2} / \text{Sv}$ für die Bevölkerung. Das Detriment pro Radon-Exposition wurde, wie oben beschrieben, als $F \cdot 4,4 \cdot 10^{-4} / (\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ ($2,8 \cdot 10^{-4} / \text{WLM}$) sowohl für Arbeiter als auch die für Bevölkerung bestimmt. Daraus ergibt sich, dass $1 \text{ MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$ äquivalent zu einer effektiven Dosis von $F \cdot 7,8 \text{ mSv}$ für Arbeiter und $F \cdot 6,3 \text{ mSv}$ für die Bevölkerung ist. 1 WLM entspricht dann etwa 5 mSv für Arbeiter und etwa 4 mSv für die Bevölkerung. Diese Konversionen werden „Dose Conversion Conventions“ genannt.

In ICRP 115 (ICRP 2010) wurde aufgrund neuerer epidemiologischer Studien der nominelle Risikoeffizient für Lungenkrebsmortalität pro Exposition von $F \cdot 4,4 \cdot 10^{-4} / (\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ ($2,8 \cdot 10^{-4} / \text{WLM}$) für berufliche Exposition auf $F \cdot 7,8 \cdot 10^{-4} / (\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ ($5 \cdot 10^{-4} / \text{WLM}$) heraufgesetzt. Zusammen mit den im Zuge von ICRP-103 (ICRP 2007) um ca. 25 % reduzierten Detrimentwerten führt diese Änderung bei Anwendung der „Dose Conversion Convention“ zu einer Schätzung der effektiven Dosis von $F \cdot 18,8 \text{ mSv} / (\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ ($12 \text{ mSv} / \text{WLM}$) für Arbeiter und $F \cdot 14,1 \text{ mSv} / (\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ ($9 \text{ mSv} / \text{LM}$) für die Bevölkerung, das heißt zu 2,3 bis 2,4 mal höheren Werten der effektiven Dosis bei gleicher Exposition als in ICRP 65 angegeben.

Für die im Rahmen der vorliegenden Empfehlung zu klärende Frage nach dem Stand der Wissenschaft für die Abschätzung des Risikos für Lungenkrebsmortalität nach Radon-Exposition ist zuerst zu klären, ob die Annahme einer annähernden Verdopplung des nominellen Risikoeffizienten für Radon-induzierten Lungenkrebs durch die Literatur gerechtfertigt wird.

3.1.1 Abschätzung eines nominellen Risikoeffizienten für Lungenkrebsmortalität nach Exposition mit Radon und seinen Zerfallsprodukten bei Bergarbeitern

Für die Risikoabschätzung bei Uranbergarbeitern standen für ICRP 65 (ICRP 1993) sieben Kohorten zur Verfügung, mit insgesamt ca. 31 000 Arbeitern. Das gewichtete durchschnittliche zusätzliche relative Risiko (Excess Relative Risk; ERR) pro Exposition war 0,0134 (0,0082-

0,0213 95 % Konfidenzintervall (KI)) pro WLM. In dem verwendeten epidemiologischen Modell wurde die Expositionsrate nicht als sogenannter Effect Modifier⁶ berücksichtigt. In den darauf folgenden Jahren wurden mehrere umfassende Analysen, mit aktualisierten Daten dieser Kohorten und z. T. mit neuen Kohorten veröffentlicht (Lubin et al. 1994, NRC 1999, UNSCEAR 2009). Diese drei Publikationen ergaben untereinander bei Berücksichtigung der Gesamtkohorten ähnliche ERR pro Exposition, die jedoch überraschenderweise weniger als halb so hoch waren als der in ICRP 65 (ICRP 1993) ermittelte ERR pro Exposition. Allerdings lassen sich die ERR-Werte nicht direkt vergleichen, da die zugrunde liegenden Charakteristiken der Kohorten und damit mögliche Effekt Modifier sich unterschieden (erreichtes Alter, Dauer des Follow-up etc.). Vielmehr müssen unter Anwendung von Projektionsmodellen und verschiedenen Annahmen zu Expositionssituation und Hintergrundraten der Krebsmortalität die Lebenszeitriskien geschätzt werden. Diese sind dann mit entsprechend hohen Unsicherheiten behaftet.

Die ICRP hat hier vor allem diejenigen Studien berücksichtigt, die von Populationen mit niedrigen kumulativen Expositionen, langem Follow-up und guter Datenqualität gewonnen wurden. Generell liegen die geschätzten ERR pro Exposition für Kohorten mit niedriger Expositionsrate höher als diejenigen für Kohorten mit hoher Expositionsrate (inverser Expositionsraten-Effekt), wie auch in einer eingebetteten case-control Studie an tschechischen, französischen und deutschen Bergarbeitern bestätigt wurde (Hunter et al. 2015). Daher bezog sich die ICRP in Publikation 115 (ICRP 2010) für Schätzungen des LEAR pro Exposition für Lungenkrebs-Mortalität auf Untergruppen der genannten Kohorten mit niedriger Exposition. Werden für die LEAR-Schätzungen dieselben Expositions-Szenarien angewendet wie in ICRP 65 angenommen, ergaben sich Werte von $F \cdot 8,3 \cdot 10^{-4} / (\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ ($5,3 \cdot 10^{-4} / \text{WLM}$) nach dem BEIR VI-Modell, und $F \cdot 6,9 \cdot 10^{-4} / (\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ ($4,4 \cdot 10^{-4} / \text{WLM}$) nach dem Modell für die gemeinsame französisch-tschechische Kohorte (Tomášek et al. 2008). ICRP konstatiert, dass der Anstieg der LEAR-Schätzungen z. T. auf die Beschränkung auf chronische Expositionen mit niedriger Dosisrate zurückzuführen ist, z. T. auf die erhöhten geschätzten ERR pro Exposition in den neueren Studien (die so aber im Dokument nicht gezeigt wurden). Weitere Studien und Analysen zeigten, dass LEAR-Schätzungen empfindlich auf Variationen der gewählten Modelle sowie die angenommenen Hintergrundraten reagieren; so wurden Werte zwischen $F \cdot 4,7 \cdot 10^{-4} / (\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ ($3 \cdot 10^{-4} / \text{WLM}$) und $F \cdot 10,9 \cdot 10^{-4} / (\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ ($7 \cdot 10^{-4} / \text{WLM}$) berichtet (ICRP 2010). Basierend auf diesen Überlegungen empfahl die ICRP in der Publikation 115 (ICRP 2010) einen nominellen Risikokoeffizienten für tödlichen Lungenkrebs von $F \cdot 7,8 \cdot 10^{-4} / (\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ ($5 \cdot 10^{-4} / \text{WLM}$), was ungefähr einer Verdoppelung gegenüber dem Wert aus der Publikation ICRP 65 (ICRP 1993) entspricht. Angesichts der großen Unsicherheiten sind die o. g. Annahmen der ICRP eines erhöhten nominellen Risikokoeffizienten auf Basis der vorliegenden Daten nach Auffassung der SSK jedoch nicht zwingend. Konstanz ist ein hohes Gut im Strahlenschutz, so dass Änderungen nur auf Basis sehr gut belegter neuer Erkenntnisse eingeführt werden sollten.

Das Gesamt-Detriment in ICRP 103 (ICRP 2007) und das LEAR für Lungenkrebsmortalität in ICRP 115 (ICRP 2010) wird jeweils in mehreren Schritten berechnet. Die Berechnung hängt dabei für beide Größen von einer Vielzahl von Annahmen und Parametern ab, die das Ergebnis und damit die Gesamtunsicherheit beeinflussen. Zu diesen Annahmen und Parametern gehören: Wahl des Risikomodells und modifizierender Faktoren (Alter, Geschlecht, Zeit seit Exposition), Größe und Aussagekraft der gewählten Studienpopulation, betrachtete Erkrankung

⁶ Effect Modifier sind Faktoren, die den Einfluss der Exposition auf den zu untersuchenden Effekt in verschiedenen Subgruppen der Population modifizieren, z. B. Alter bei Exposition, Zeit seit Exposition, Expositionsrate o. ä.

(Krebs und Erbkrankheiten vs. Lungenkrebs; Inzidenz vs. Mortalität), Wahl der zugrunde liegenden Referenzpopulation, Annahmen über Lebensdauer und Expositionsszenario, Wahl der Gewichtungsfaktoren für schadensgewichtetes Detriment (Letalitätsfaktor, Faktor für die Einschränkung der Lebensqualität, Faktor für den relativen Verlust an Lebenserwartung), DDREF sowie Annahmen zur Interaktion von Radon und Rauchen für Risikotransfer (multiplikativ oder additiv).

Von besonderer Bedeutung ist dabei, dass in den Auswertungen zu ICRP 115 (ICRP 2010) die größte weltweit verfügbare Uranbergarbeiter-Kohorte, die WISMUT-Kohorte, nicht berücksichtigt werden konnte. Kreuzer et al. (2015, 2017) führten umfangreiche Analysen zum radonbezogenen zusätzlichen relativen Lungenkrebsrisiko bei niedrigen Expositionen und Expositionsraten unter Berücksichtigung von Faktoren, die dieses Risiko beeinflussen (Zeit seit Exposition, Alter bei Exposition, Rauchen) in der deutschen WISMUT-Uranbergarbeiter-Kohorte durch. Bisher wurden noch keine LEARs hierzu für die WISMUT-Kohorte veröffentlicht. Vorläufige Ergebnisse deuten auf ca. 50 % geringere LEAR-Werte hin als in ICRP 115 (ICRP 2010) bestimmt wurden; allerdings sind die zu erwartenden Konfidenzintervalle groß, so dass Überlappung erwartet wird (Müller et al. 2016, Kreuzer et al. 2017). Vor diesem Hintergrund hält es die SSK für sinnvoll, vor einer Festlegung der nominellen Risikokoeffizienten eine mit den anderen Bergarbeiterstudien vergleichbare Auswertung der WISMUT-Studie abzuwarten.

3.1.2 Abschätzung eines nominellen Risikokoeffizienten für Lungenkrebsmortalität nach Exposition mit Radon und seinen Zerfallsprodukten in der Wohnbevölkerung

Aus mehreren Gründen ist ein Vergleich der Risikokoeffizienten zwischen Uranbergarbeitern und Wohnbevölkerung komplex (unterschiedliche epidemiologische Studientypen, Exposition in abgeschlossener Periode vs. andauernde Exposition, etc.). ICRP 65 (ICRP 1993) diskutiert verschiedene Faktoren, die den Risikokoeffizienten für Bergarbeiter und Wohnbevölkerung bei gleicher Aktivitätskonzentration beeinflussen könnten, wie die Altersverteilung, Partikelgrößen, Bindung der Radonfolgeprodukte an Staubpartikel etc. Aufgrund der Unsicherheiten schloss ICRP 65 (ICRP 1993) jedoch, dass eine Festlegung eines eigenen Risikokoeffizienten für die Wohnbevölkerung nicht gerechtfertigt sei. ICRP 115 (ICRP 2010) betrachtete zur Abschätzung der Risikokoeffizienten für die radonexponierte Wohnbevölkerung eine Reihe von epidemiologischen Studien, die seit den späten 1980er Jahren durchgeführt wurden, die jedoch für sich alleine betrachtet limitierte statistische Power aufwiesen. Weiter führten gepoolte Studien mit Daten aus Europa (Darby et al. 2005), Nordamerika (Krewski et al. 2005, 2006) und China (Lubin et al. 2004). Im Gegensatz zu beruflichen Expositionen dauert die Exposition bei Wohnbevölkerung ein Leben lang an, sie kann aber zu verschiedenen Zeitpunkten deutlich variieren. Bei den genannten Studien wurden für die Teilnehmer gewichtete durchschnittliche Aktivitätskonzentrationen in allen Wohnungen berechnet, die im Zeitraum von 5 Jahre bis 34 Jahre bzw. 5 Jahre bis 30 Jahre vor der Diagnose bewohnt wurden. Man beachte, dass das erreichte Alter und damit die Gesamtdauer der häuslichen Radon-Exposition in diesen Studien keinen signifikanten Einfluss auf das ermittelte Risiko pro Aktivitätskonzentration hatten. Die ermittelten Risikoschätzer wurden daher pro Aktivitätskonzentration angegeben, nicht pro Exposition (das heißt, ohne Bezug auf die Expositionsdauer).

Die genannten gepoolten Studien ergaben sehr ähnliche und statistisch kompatible relative Risikoschätzer (ERR pro Aktivitätskonzentration) von 0,08 (0,03-0,16 95 % KI), 0,11 (0,00-0,28 95 % KI) und 0,13 (0,01-0,36 95 % KI)/(100 Bq m⁻³) für Europa, Nordamerika, bzw. China. Der gemeinsame Schätzwert war 0,09/(100 Bq m⁻³) (UNSCEAR 2009). Wurden die

Unsicherheiten bei der Expositionsabschätzung berücksichtigt, stiegen die Risikoschätzwerte. So ergab sich in der europäischen Studie ein ERR pro Aktivitätskonzentration von $0,16/(100 \text{ Bq m}^{-3})$, wenn Unsicherheiten in den Messungen der Radonaktivität berücksichtigt wurden (Darby et al. 2005).

ICRP 115 (ICRP 2010) konstatiert, dass die Risikoschätzungen für Lungenkrebsmortalität von Bergarbeitern und häuslich exponierten Personen gut vergleichbar sind, und es wird ein gemeinsamer Dosiskoeffizient für berufliche Exposition und Exposition in Wohnhäusern diskutiert (Müller et al. 2016). Es muss allerdings bemerkt werden, dass die Vergleiche auf einer Reihe von Annahmen beruhen, vor allem bezüglich der Exposition. In den Bergarbeiterstudien sind die Expositionszeiträume im Allgemeinen eher kurz (z. B. durchschnittlich 5,7 Jahre in der „11 miners cohort“ (NRC 1999)), während bei einem typischen Alter bei Lungenkrebsdiagnose von >50 Jahren (Darby et al. 2006) die häusliche Exposition deutlich länger ist. Expositionen, die länger als 35 Jahre zurücklagen, wurden in den Indoorstudien nicht erhoben und als vernachlässigbar eingestuft. Dies stützt sich auf Ergebnisse von Bergarbeiterstudien, die konsistent eine deutliche Abnahme des Lungenkrebsrisikos durch Radon mit zunehmender Zeit seit Exposition auch im Niedrigdosisbereich zeigen (UNSCEAR 2009). Unklar ist dabei, ob die angenommene Irrelevanz von Expositionen in der weiter zurückliegenden Vergangenheit für häusliche Exposition in ähnlicher Weise gilt wie für Exposition von Bergarbeitern. ICRP 115 (ICRP 2010) greift dies auf und schätzt für eine 30-jährige häusliche Exposition mit 100 Bq m^{-3} und einem zusätzlichen relativen Risiko von $0,16/(100 \text{ Bq m}^{-3})$ ein ERR von $1,2/(100 \text{ WLM})$ ab, was im Bereich der ERR-Werte verschiedener Studien an Bergarbeitern mit vergleichsweise geringer Exposition liegt ($0,8-2,7/(100 \text{ WLM})$). Es ist augenscheinlich, dass andere Annahmen zur Zeitdauer der relevanten Exposition zu anderen Ergebnissen führen würden.

Auch Chen et al. (2017) verglichen Lebenszeitriskiken, wie sie auf Basis der Risikokoeffizienten von ICRP 115 (ICRP 2010) berechnet wurden, mit verschiedenen Modellen, die sich aus epidemiologischen Pooling-Analysen zu Radon-Exposition in Wohnhäusern ergaben, und schlossen, dass die Werte aus ICRP 115 (ICRP 2010) besser mit den epidemiologischen Studien übereinstimmten als die früheren Werte aus ICRP 65 (ICRP 1993). Allerdings ist auch hier die Annahme einer relevanten Exposition nur im Zeitraum 5 Jahre bis 30 Jahre bzw. 5 Jahre bis 34 Jahre vor Diagnose implizit.

Die SSK stellt fest, dass die Unsicherheiten in den epidemiologischen Studien und die vielen für einen Vergleich der Risiken zwischen Bergarbeitern und Wohnbevölkerung nötigen Annahmen eine definitive Aussage zur Gleichsetzung oder Unterschiedlichkeit der Risikokoeffizienten bei gleicher Aktivitätskonzentration und Expositionsdauer gegenwärtig nicht zulassen. Es ist daher nicht auszuschließen, dass sich die Risikokoeffizienten für Bergarbeiter und die allgemeine Bevölkerung inklusive Beschäftigten mit leichter körperlicher Arbeit in Radonvorsorgegebieten unterscheiden.

3.2 Biokinetische und dosimetrische Studien

Die Inkorporation von Radongas und den Zerfallsprodukten/Tochternukliden, die in der Luft oder im Wasser ebenfalls vorhandenen sind, erfolgt über die Epithelien (Lunge, Gastrointestinaltrakt, Haut), über die Radon in den Körper diffundiert und an denen die Tochternuklide anhaften (adsorbieren). Aus dem Körper eliminiert wird Radon ebenfalls durch Diffusion und anschließend über die Ausatmung, während die Radon-Tochternuklide durch mechanischen Transport (Lunge) oder Ausscheidung den Körper verlassen.

Die genannten Organe, sowie alle Organe, die mit Radon sowie Tochternukliden beim Eintritt oder bei der Eliminierung in Kontakt kommen, sind potenziell mit einem Risiko für Tumorinduktion behaftet. Zur Abschätzung des Risikos wird die effektive Dosis benötigt, für die

wiederum eine Kenntnis der Dosis für den gesamten Organismus sowie für einzelne Organe wichtig ist. Da direkte Messungen an menschlichen Probanden aus ethischen und logistischen Gründen schwierig und teilweise unmöglich sind, greift man im Strahlenschutz auf Modelle und Einzelmessungen der benötigten Parameter zurück, die eine Abschätzung der effektiven Dosis ermöglichen.

3.2.1 Dosiskonversion: Dosimetrischer Ansatz

Der dosimetrische Ansatz zur Berechnung von Dosiskoeffizienten folgt dem generischen Vorgehen bei der Dosisberechnung in der internen Dosimetrie: Biokinetische Modelle beschreiben das zeitliche Aufenthaltsverhalten von Radionukliden nach ihrer Zufuhr in den verschiedenen Körperbereichen einschließlich ihrer Ausscheidung. Mit Hilfe dieser Modelle wird die Anzahl der Kernumwandlungen in den einzelnen Körperbereichen berechnet. Mit Hilfe von dosimetrischen Modellen wird dann die durchschnittliche Energiedosis in verschiedenen Körpergeweben berechnet, die durch die Energiefreisetzung bei Kernumwandlungen in einem bestimmten Körperbereich verursacht wird.

Durch Multiplikation der jeweiligen Energiedosiswerte mit den Strahlungswichtungsfaktoren werden Organ-Äquivalentdosiswerte berechnet. Die effektive Dosis berechnet sich durch die Aufsummierung der geschlechtsgemittelten Organ-Äquivalentdosiswerte, die mit dem jeweiligen Gewebewichtungsfaktor multipliziert werden. Der Gewebewichtungsfaktor für die Lunge ist (seit seiner Einführung in ICRP 26 (ICRP 1977)) unverändert 0,12.

Der dosimetrische Ansatz wurde von ICRP bisher für alle Radionuklide mit Ausnahme der Radonisotope angewandt.

Eine Abweichung für Radon besteht darin, dass die effektive Dosis nicht nur pro zugeführte Aktivität (Sv/Bq) angegeben wird (für Radongas und die kurzlebigen Zerfallsprodukte getrennt), sondern auch pro Exposition (mSv/WLM, mSv/(Bq h m⁻³)) für Radon einschließlich seiner Zerfallsprodukte.

In Teil 3 der ICRP-Publikationsserie „Occupational Intakes of Radionuclides“ (ICRP 2018) wird hergeleitet, dass die effektive Dosis bei Inhalation von Radon zu mehr als 95 % durch die Lungen-Äquivalentdosis und zu mehr als 95 % durch die kurzlebigen Zerfallsprodukte bestimmt wird. Demzufolge ist das biokinetische Modell für Radongas in der Lunge weniger relevant.

Im Folgenden wird deshalb das aktuelle Atemtraktmodell von ICRP, insbesondere für Inhalation von Partikeln, näher beschrieben.

3.2.2 Human Respiratory Tract Model (ICRP)

Die Atemtraktmodelle, die von ICRP entwickelt wurden, berücksichtigen

- die Deposition von Partikeln in verschiedenen Bereichen des Atemtrakts,
- den mechanischen Transport in die oberen Luftwege mit anschließendem Transfer in den Verdauungstrakt durch Verschlucken,
- den mechanischen Transport in die regionalen Lymphknoten und
- die Absorption ins Blut.

Diese Mechanismen waren bereits im Lungenmodell in ICRP 30 (ICRP 1979) enthalten (sehr rudimentär auch bereits in Publikation 2 (ICRP 1959)) und wurden im Human Respiratory Tract Model (HRTM) in Publikation 66 (ICRP 1994) wesentlich verfeinert. Dieses Modell wurde im ersten Band der ICRP-OIR-Serie, in Publikation 130 (ICRP 2015), modifiziert. Im Folgenden wird das aktuelle HRTM aus ICRP 30 (ICRP 1979) beschrieben.

3.2.2.1 Bereiche des Atemtrakts

Es werden der extrathorakale und der thorakale Bereich des Atemtrakts betrachtet. Dabei wird der extrathorakale Bereich untergliedert in den vorderen Nasenbereich, ET_1 , und den restlichen extrathorakalen Bereich (hinterer Nasenbereich, Pharynx und Larynx), ET_2 . Der thorakale Bereich ist unterteilt in den Bronchialbereich (Trachea und Bronchien) bis zur Luftwege-Generation 8, BB, den Bronchiolarbereich, Generation 9 – 15, bb, und den Alveolarbereich, AI, den Bereich der Lunge, in dem der Luftaustausch stattfindet. Der extrathorakale Bereich des Atemtrakts (ET_1 und ET_2) entspricht im Lungenmodell von ICRP 30 (ICRP 1979) dem Nasopharynx-Bereich (N-P), Bronchial- und Bronchiolarbereich (BB und bb) dem Tracheo-bronchialen Bereich (T-B) und der Alveolarbereich (AI) dem pulmonalen Bereich (P).

3.2.2.2 Deposition

Die Deposition von Partikeln in den Bereichen des Atemtrakts hängt ab

- von den physikalischen Eigenschaften der Partikel (durchschnittliche Größe und Größenverteilung, Dichte und Form der Partikel) und
- vom Atemverhalten und Alter der Person.

Von den physikalischen Partikeleigenschaften wird die Deposition insbesondere durch die Partikelgröße beeinflusst. Diese wird für größere Partikelgrößen (durchschnittlich $\geq 0,3 \mu\text{m}$) als AMAD angegeben (den aerodynamischen Durchmesser des Aktivitätsmedianwertes), für kleinere Partikelgrößen ($< 0,3 \mu\text{m}$) als AMTD (den thermodynamischen Durchmesser des Aktivitätsmedianwertes).

Für die Radon-Zerfallsprodukte sind zusätzlich zwei Parameter von Interesse: der Gleichgewichtsfaktor F, der ein Maß für das Verhältnis zwischen der Aktivität von Radongas und seinen Zerfallsprodukten ist, und der sogenannte unangelagerte Anteil („unattached fraction“), d. h. der Anteil der Radonfolgeprodukte, der sich nicht an Partikel in der Umgebungsluft anlagert. Für Innenräume und touristisch erschlossene Höhlen wurde in OIR 3 (ICRP 2018) ein Gleichgewichtsfaktor von 0,4 und für ventilierte Bergwerke von 0,2 angenommen. Der Wert für Innenräume entspricht den Annahmen in ICRP 65 (ICRP 1993) und von UNSCEAR (UN 2000). Der Anteil der unangelagerten Radonfolgeprodukte wird für Innenräume mit 0,08 (gemessen wurde ein großer Bereich zwischen 0,03 und 0,2 oder auch mehr als 0,4), für Bergwerke mit 0,01 und für touristisch erschlossene Höhlen mit 0,15 angenommen. Für diesen Anteil wurden AMTDs zwischen 0,5 nm und 1,7 nm gemessen (ICRP 2018). In OIR 3 wird ein AMTD von 1 nm angenommen. Die Partikel, an die die Radon-Zerfallsprodukte angelagert sind, können eine trimodale Größenverteilung aufweisen (Porstendörfer 2001), die mit Partikeln im „nucleation mode“ (ultrafeine Partikel, die durch Kondensationsprozesse und chemische Reaktionen neu gebildet wurden), im „accumulation mode“ (feine Partikel, die durch verschiedene Prozesse angereichert wurden) und im „coarse mode“ (grobe Partikel, die insbesondere durch mechanische Prozesse entstehen können). Für Bergwerke wird in OIR 3 nur der „accumulation mode“ mit einem AMTD von 250 nm (wobei die Messergebnisse vom Bergwerk abhängen und eine große Variabilität aufweisen) angenommen. Ebenso wird auch für touristisch erschlossene Höhlen lediglich der „accumulation mode“ mit einem AMTD von 200 nm betrachtet. Für Innenräume beträgt in OIR 3 der AMTD für den „nucleation mode“ (20 %) 30 nm (gemessen wurden 15 nm bis 40 nm (Porstendörfer 2001)), für den „accumulation mode“ (80 %) 250 nm (gemessen wurden 100 nm bis 400 nm, (ICRP 2018)). Durch hygroskopisches Wachstum erhöhen sich diese Werte für Innenräume allerdings gemäß den Annahmen in OIR 3 sofort beim Einatmen um den Faktor 2. Insgesamt wurde kein Vorhandensein größerer Partikel („coarse mode“) angenommen. OIR 3 enthält auch Untersuchungen zu Partikeleigenschaften in Wasserwerken und Thermalbädern.

Es werden dafür aber keine Referenzwerte festgelegt und keine Dosisberechnungen durchgeführt.

Experimentell wurde die Deposition in Abhängigkeit von der Partikelgröße sowohl in Tierexperimenten als auch an menschlichen Probanden durch Atemluft-Messungen von teilweise radioaktiv markierten Partikeln untersucht. Entsprechende Messungen in menschlichen Probanden sind inzwischen – wahrscheinlich aus ethischen Gründen – nicht mehr weitergeführt worden; die vorliegenden Arbeiten zeigten einen diskontinuierlichen Kurvenverlauf, d. h. eine nahezu vollständige Deposition wurde bei Partikeln mit einem Durchmesser von $>5\ \mu\text{m}$ und eine minimale Deposition zwischen $0,1\ \mu\text{m}$ und $0,8\ \mu\text{m}$ beobachtet (zusammengefasst in Abb. 3 und 4 in Stuart 1984).

Wichtig für die Deposition von Radon-Zerfallsprodukten ist, dass diese bei Partikeln unterhalb $0,1\ \mu\text{m}$ wieder zunimmt, wie in weiteren Studien, v. a. an Bergarbeitern des Colorado-Plateaus, gezeigt wurde (George und Breslin 1969, Holleman et al. 1969, Harley und Pasternack 1972, Stuart et al. 1970). Aus technischen Gründen schwierig ist die experimentelle Bestimmung der Deposition im pulmonalen bzw. im alveolaren Bereich des Atemtraktes (Stuart 1984), und es gibt nur sehr wenige experimentelle Daten für den Menschen zur Deposition von Partikeln im Größenbereich von Radon-Zerfallsprodukten (Wilson und La Mer 1948, Van Wijk und Patterson 1940, Lippmann und Albert 1969, Brown et al. 1950, Gessner et al. 1949), die allerdings mit Partikeln, die keine chemische Verbindung eingehen, und nicht mit radioaktiven Isotopen durchgeführt wurden. Aus den Ergebnissen wurde abgeleitet, dass die Deposition von Partikeln $<0,1\ \mu\text{m}$ vor allem im pulmonalen Bereich erfolgt (Beeckmans 1965), was sich in der oben erwähnten diskontinuierlichen Abhängigkeit der Deposition von der Partikelgröße widerspiegelt.

Für die Abhängigkeit der Deposition von Radon-Zerfallsprodukten von anderen Parametern, wie z. B. von der Anheftung an Trägersubstanzen, ergaben Studien an menschlichen Probanden (Harley und Pasternack 1972, Jacobi 1972, Parker 1969), dass unter bestimmten Voraussetzungen eine hohe Dosisdeposition an den Verzweigungen der größeren tracheo-bronchialen Luftkanäle zu erwarten ist (Nelson et al. 1971). Diese Ergebnisse sind konsistent damit, dass bei Uranbergarbeitern ein gehäuftes Vorkommen von Karzinomen im Bronchialbereich der Lunge beobachtet wurde (Archer et al. 1973, Saccomanno et al. 1996). In neueren epidemiologischen Untersuchungen wird bezüglich der Tumorart ein häufigeres Auftreten von kleinzelligen Lungenkarzinomen (SCLC, Small Cell Lung Cancer) im Vergleich zu Adenokarzinomen im Bronchialraum diskutiert (Kreuzer et al. 2000, Taeger et al. 2006). Bei der Zuordnung von Tumoren zu einer bestimmten Tumorart müssen auch die Unsicherheiten, die durch Heterogenität innerhalb eines Tumors gegeben sind, beachtet werden. Auch die Abhängigkeit der Deposition von Atmungsparametern (aerodynamischer Durchmesser, Atemvolumen, Atemfrequenz) wurde an menschlichen Probanden untersucht, allerdings nicht unter Verwendung von radioaktiven Isotopen (Lippmann und Albert 1969, Giacomelli-Maltoni et al. 1972, Foord et al. 1978, Chan und Lippmann 1980, Heyder et al. 1971, George und Breslin 1969, Holleman et al. 1969, Heyder et al. 1975, Heyder et al. 1980).

Mit den unter Berücksichtigung der Ergebnisse dieser Arbeiten entwickelten Depositionsmodellen und den festgelegten Referenz-Partikeleigenschaften für die kurzlebigen Radon-Zerfallsprodukte errechnen sich folgende Depositionswerte (s. Tab. 3.1):

Tab. 3.1: Depositionswerte aus OIR 3 (ICRP 2018) für Radon-Zerfallsprodukte (ET_1 ist der vordere Nasenbereich, ET_2 hinterer Nasenbereich, Pharynx und Larynx, BB der Bronchialbereich, bb der Bronchiolarbereich und AI der Alveolarbereich)

Eigenschaften der Radon-Zerfallsprodukte	Deposition in den Atemtraktbereichen (%)					
	ET_1	ET_2	BB	bb	AI	Gesamt
unangelagert	51,91	27,95	7,93	10,05	0,59	98,43
angelagert an Partikel im „nucleation mode“ (Innenräume)	3,85	2,07	0,93	6,53	27,90	41,28
angelagert an Partikel im „accumulation mode“ (Innenräume)	10,68	5,75	0,60	1,43	9,05	27,51
angelagert an Partikel im „accumulation mode“ (Bergwerke)	3,16	1,70	0,41	2,16	9,94	17,37
angelagert an Partikel im „accumulation mode“ (Höhlen)	3,42	1,84	0,47	2,61	11,94	20,28

Bei Inhalation von Gasen hängt die Deposition nicht von physikalischen, sondern von chemischen Eigenschaften ab, nämlich inwieweit sie sich in den Geweben der Luftwege lösen oder mit ihnen reagieren. Für Edelgase (wie für Radongas) ist beides nicht der Fall, und es findet keine Deposition statt. In diesem Fall wird angenommen, dass die Aktivitätskonzentration in der Luft innerhalb der Luftwege der in der Umgebungsluft entspricht. Inhaliertes Radongas wird teilweise ins arterielle Blut absorbiert und in andere Körpergewebe transportiert, von wo es durch venöses Blut wieder zurück in den Atemtrakt transportiert wird, wo es teils wieder ausgeatmet wird und teils wiederum in arterielles Blut absorbiert wird.

3.2.2.3 Mechanischer Transport

Aus dem vorderen Nasenbereich wird entsprechend dem Modell von ICRP 130 (ICRP 2015) (s. Abb. 3.1) die deponierte Substanz mit mechanischen Prozessen mit einer biologischen Halbwertszeit von acht Stunden entfernt; etwa 2/3 wird in den nachfolgenden Bereich des extrathorakalen Atemtrakts (ET_2) transferiert, und etwa 1/3 wird wieder in die Atemluft entfernt.

Aus allen thorakalen Atemtraktbereichen gibt es den mukoziliaren Transport in den extrathorakalen Bereich (Kompartiment ET_2), von wo die Substanz mit einer biologischen Halbwertszeit von 10 Minuten in den Verdauungstrakt transportiert wird. Dieser mukoziliare Transport ist in den unteren Lungenbereichen langsamer als in den oberen: Die biologischen Halbwertszeiten sind 230 Tage von AI nach bb, 3,5 Tage von bb nach BB und 1,7 Stunden von BB nach ET_2 .

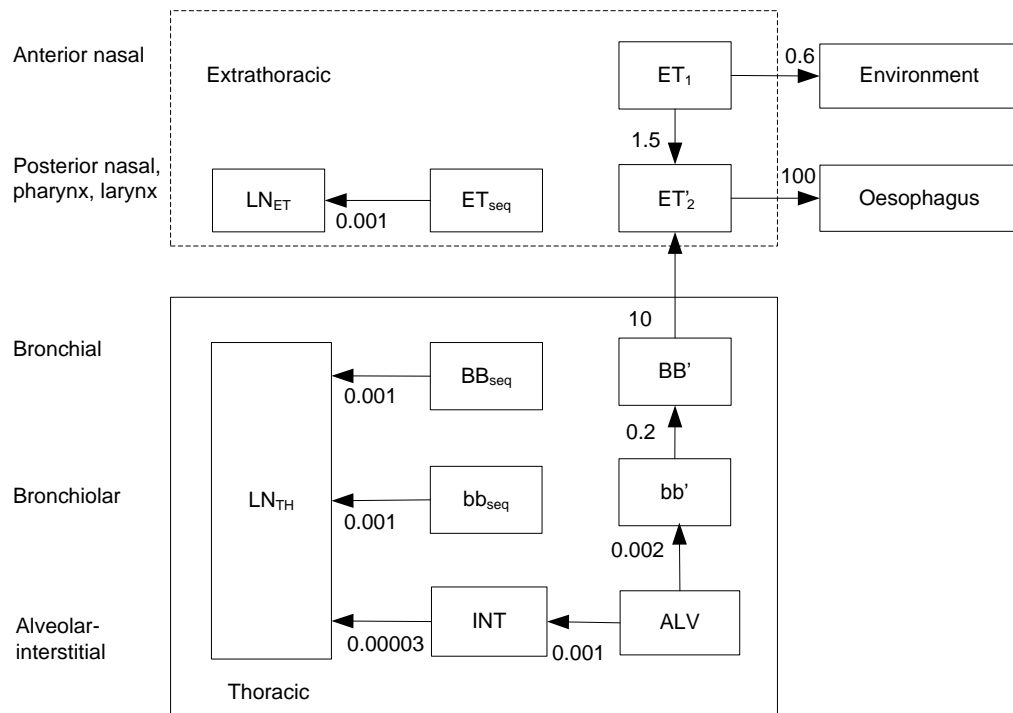


Abb. 3.1: Mechanischer Transport im Atemtrakt entsprechend ICRP 130 (ICRP 2015) mit Transportraten in d^{-1} . Im vorderen Nasenbereich und dem Alveolarbereich erfolgt die Deposition in den Kompartimenten ET_1 bzw. ALV ; im hinteren Nasenbereich einschließlich Pharynx und Larynx, im Bronchialbereich und im Bronchiolarbereich erfolgt die Deposition sowohl in den Kompartimenten ET'_2 , BB' und bb' als auch (jeweils zu 0,2 %) in den Kompartimenten ET_{seq} , BB_{seq} und bb_{seq} innerhalb der Wände der Luftwege. INT bezeichnet das Interstitium im Alveolarbereich und LN_{ET} bzw. LN_{TH} die extrathorakalen bzw. thorakalen Lymphknoten.

Zusätzlich gibt es aus allen Bereichen außer dem vorderen Nasenbereich den mechanischen Transport in die regionalen Lymphknoten. Außer für den Alveolarbereich wird angenommen, dass jeweils 0,2 % der deponierten Substanz mit einer biologischen Halbwertszeit von 1,9 Jahren in die Lymphknoten transportiert werden, aus dem Alveolarbereich 1/3 der deponierten Substanz mit einer biologischen Halbwertszeit von mehr als 600 Jahren.

Für die kurzlebigen Radon-Zerfallsprodukte sind nur der mukoziliäre Transport aus den oberen Luftwegen (dem Bronchialbereich) und das Verschlucken aus dem extrathorakalen Bereich von Bedeutung. Die anderen Prozesse sind so langsam, dass näherungsweise angenommen werden kann, dass die abgelagerten Radon-Zerfallsprodukte am Ort der Deposition zerfallen und die quantitativen Unsicherheiten der entsprechenden Transferparameter für die kurzlebigen Radon-Zerfallsprodukte keine Bedeutung haben.

In verschiedenen Arbeiten wurden die physiologischen Grundlagen des mukoziliären Transports untersucht (zusammengefasst in Stuart 1984). Untersuchungen an menschlichen Probanden zum mukoziliären Transport nach Einatmen von radioaktiv markierten Partikeln (Lippmann 1977, Albert et al. 1973, Camner und Pavia 1971, Lourenço et al. 1972) oder Partikel von Radionukliden (Yeates et al. 1975, Clarke et al. 1980, Goodman et al. 1978, Wood et al. 1975) haben einen Zeitraum von 3 bis 24 Stunden für die Ausscheidung ergeben, die im Einzelnen von der Größe der Partikel, der Atemfrequenz und der Anatomie der Luftkanäle abhängen. Ein Nachlassen des mukoziliären Transports mit zunehmendem Alter (Wong et al.

1977) und während des Schlafs (Clarke et al. 1980) wurde berichtet, dieser ist aber unabhängig vom Geschlecht (Wong et al. 1977) und von der Körperstatur (Bateman et al. 1978).

3.2.2.4 Absorption

Aus allen Atemtraktbereichen außer dem vorderen Nasenbereich findet im HRTM Absorption ins Blut mit denselben Transferraten statt, im Allgemeinen mit einer schnellen und langsamen Komponente. Die Absorptionsraten sind abhängig von der Löslichkeit der Substanz und damit element- und verbindungsspezifisch. Dabei ist auch eine verzögerte Absorption mit zwischenzeitlicher Retention in den Atemtraktwänden möglich (dem sogenannten „bound state“). ICRP hat Defaultraten F, M und S (für schnelle, mäßig schnelle bzw. langsame Absorption) ohne Berücksichtigung des „bound state“ definiert und gibt zusätzlich verbindungsspezifische Parameterwerte an, soweit entsprechende Kenntnisse vorliegen.

Für die kurzlebigen Radon-Zerfallsprodukte wird für die Polonium- und Wismutisotope nur eine schnelle Komponente mit einer biologischen Halbwertszeit von 5,5 bzw. 17 Stunden angenommen ohne Berücksichtigung des „bound state“. Für Pb-214 wird für 10 % der Substanz eine schnelle Absorption mit einer biologischen Halbwertszeit von 10 Minuten angenommen, während der Rest mit einer biologischen Halbwertszeit von 9,8 Stunden absorbiert wird. Dabei wird für jeweils 50 % der „bound state“, eine Retention in den Wänden der Luftwege mit einer biologischen Halbwertszeit von 9,8 Stunden angenommen.

Für die Dosis für Radon ist dabei insbesondere der schnelle Anteil von Pb-214 von Bedeutung, der sich im „bound state“ an den Wänden des Atemtrakts ablagert, wobei insbesondere die Alphastrahlung des extrem kurzlebigen Po-214 aus der Zerfallskette eine signifikante Dosis verursacht. Die verwendeten Parameter wurden hergeleitet durch die Auswertung von Studien an (wenigen) Menschen mit dem Zerfallsprodukt Pb-212 von Rn-220, wobei die Aktivität im Blut, in den Ausscheidungen und teilweise die Lungenretention gemessen wurde. Dabei wurde der Anteil, der in den „bound state“ gelangt, in OIR 3 letztlich deutlich niedriger angesetzt als es die Auswertung ergeben hat, wobei die zugrunde liegende Datenlage (wenige Probanden) insgesamt eine große Unsicherheit dieser Ergebnisse bedingt.

3.2.2.5 Dosimetrie

Es wird für die verschiedenen Atemtraktbereiche die durchschnittliche Dosis in strahlensensiblen Zellbereichen berechnet. Für den Alveolarbereich und die regionalen Lymphknoten sind diese über den ganzen Bereich verteilt, für die anderen Bereiche werden sie in einer Gewebeschicht in einer gewissen Tiefe innerhalb der Luftwege angenommen: Diese Zellschichten sind angenommen im extrathorakalen Bereich die Basalzellen in einer Tiefe von 40 μm bis 50 μm , im Bronchialbereich die sekretorischen Zellen (10 μm bis 40 μm) und die Basalzellen (35 μm bis 50 μm), und im Bronchiolarbereich die sekretorischen Zellen (4 μm bis 12 μm). Die Dosis im Bronchialbereich wird als arithmetischer Mittelwert der Dosiswerte für die sekretorischen und die Basalzellen berechnet.

Die Dosis für den extrathorakalen Bereich wird als gewichteter Mittelwert aus den Dosiswerten für ET₁ (zu 0,001) und ET₂ (zu 0,999) berechnet, die Lungendosis als arithmetischer Mittelwert aus den Dosiswerten für den Bronchialbereich, den Bronchiolarbereich und den Alveolarbereich. Die Dosis für die thorakalen und extrathorakalen Lymphknoten geht ein in die Dosisberechnung für das Lymphgewebe (mit einem Anteil von jeweils 0,08).

Die effektive Dosis bei Inhalation von Radon wird insbesondere durch die Lungendosis durch Alphastrahlung bestimmt. Dabei gehen direkt die Strahlungs- und Gewebewichtungsfaktoren ein. Der Gewebewichtungsfaktor für die Lunge ist seit Beginn (erstmal wurde das Konzept der

effektiven Dosis eingeführt in ICRP 26 (ICRP 1077)) konstant 0,12. Der Strahlungswichtungsfaktor für Alphastrahlung ist ebenfalls unverändert bei 20 geblieben und wird allgemein im Strahlenschutz bei der Beurteilung von stochastischen Strahlenwirkungen verwendet.

Von großer Bedeutung für die Dosis durch Alphastrahlung sind die Definition der strahlensensiblen Zellen, für die Dosiswerte berechnet werden, und ihre Tiefe im Gewebe. Diese wurden in ICRP 66 (ICRP 1994) definiert und werden von ICRP allgemein angewandt.

Da die Verteilung der Dosis im Atemtrakt nicht homogen ist (die Dosis für den Bronchialbereich und die Bronchiolen ist größer als die für den Alveolarbereich), ist die Methodik, die Lungendosis aus den regionalen Dosiswerten für den Bronchialbereich, die Bronchiolen und den Alveolarbereich zu berechnen, von großem Einfluss. Würde man z. B. die (massengewichtete) Durchschnittsdosis betrachten, wäre die Lungendosis für Radon niedriger als die Dosis aus dem OIR-Report, die der arithmetische Mittelwert der regionalen Dosiswerte ist.

3.2.3 Effektive Dosis für Radon nach dem dosimetrischen Konzept der ICRP

In OIR 3 (ICRP 2018) sind Dosiskoeffizienten von $F \cdot 19 \text{ mSv}/(\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ (12 mSv/WLM) für Bergwerke, $F \cdot 33 \text{ mSv}/(\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ (20 mSv/WLM) für Innenarbeitsplätze und $F \cdot 37 \text{ mSv}/(\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ (24 mSv/WLM) für touristisch erschlossene Höhlen angegeben, die mit dem dosimetrischen Konzept berechnet wurden. Die Werte für Arbeiter in Bergwerken sind niedriger insbesondere wegen des auf Grund von Ventilationsmaßnahmen geringeren Gleichgewichtsfaktors; für Arbeiter in touristisch erschlossenen Höhlen ist der Wert am höchsten, weil ein größerer unangellagerter Anteil (unattached fraction) angenommen wird. Für Beschäftigte in Innenräumen mit sitzender Tätigkeit wird ein Wert von $F \cdot 22 \text{ mSv}/(\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ (14 mSv/WLM) zitiert (Harrison und Marsh 2012). Es werden $F \cdot 16,8 \text{ mSv}/(\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ (gerundet 10 mSv/WLM) für Bergwerke und Innenraumarbeitsplätze (mit überwiegend sitzender Tätigkeit) empfohlen. Für Arbeitsplätze in Innenräumen, in denen die Beschäftigten körperlich aktiv sind, und für Beschäftigte in touristisch erschlossenen Höhlen werden $F \cdot 32,5 \text{ mSv}/(\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ (gerundet 20 mSv/WLM) empfohlen (vgl. Tab. 2.2).

Dosiskoeffizienten für Einzelpersonen der Bevölkerung werden von ICRP in naher Zukunft in der Publikationsreihe „Environmental Intakes of Radionuclides“ (EIR) hergeleitet und publiziert. Insbesondere die Deposition in der Lunge wird sich für Einzelpersonen der Bevölkerung auf Grund unterschiedlichen Atemverhaltens und gegebenenfalls unterschiedlichen Alters gegenüber der für beruflich Strahlenexponierte unterscheiden. Es gibt noch keine Modelle und Berechnungen für Radon-Dosiskoeffizienten in den EIR-Publikationen. In Teil 3 der OIR-Serie (ICRP 2018) wird eine Publikation von Marsh und Bailey (Marsh und Bailey 2013) zitiert, die für erwachsene Einzelpersonen der Bevölkerung in Wohnräumen eine effektive Dosis von $F \cdot 20 \text{ mSv}/(\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ (13 mSv/WLM) angibt.

Generell gibt ICRP Dosiskoeffizienten an für Referenzpersonen ohne Berücksichtigung individueller Ausprägungen und Verhaltensmuster. Insbesondere werden keine Dosiskoeffizienten für Raucher und Nichtraucher angegeben. Im Atemtraktmodell von ICRP 66 (ICRP 1994) sind jedoch modifizierende Faktoren angegeben, die für spezielle Situationen (Einfluss durch Rauchen, Luftverschmutzung, Atemwegserkrankungen) empfohlen werden. Dabei verlangsamt sich der Transport vom Alveolarbereich in den Bronchiolarbereich sowie vom Bronchialbereich in den extrathorakalen Bereich des Atemtrakts bis zum Faktor 2. Die Verlangsamung des mukoziliaren Transports durch Rauchen wirkt sich im Alveolarbereich für die kurzlebigen Radon-Zerfallsprodukte wegen der im Vergleich zu den physikalischen Halbwertszeiten sehr langen biologischen Halbwertszeit nicht aus. Für den mukoziliaren Transport vom Bronchialbereich in den extrathorakalen Bereich steigt die effektive Halbwertszeit für die einzelnen Zerfallsprodukte lediglich um bis zu 12 %. Das Ergebnis einer

Studie, dass die gesamte Deposition von Partikeln im Bereich von 1 μm bis 5 μm bei Rauchern erhöht ist (Lippmann 1977), wird in ICRP 66 nicht durch modifizierende Faktoren berücksichtigt.

Die von der ICRP mit dem dosimetrischen Konzept berechneten Dosiskoeffizienten für Radon sind Werte für Referenzpersonen bei standardisierten Umweltbedingungen. Neben der individuellen Variabilität und der Variabilität der Umweltbedingungen beinhalten die Referenzwerte eine Vielzahl von Unsicherheiten. Mögliche Quellen dieser Unsicherheiten sind

- die Depositionswerte der Radon-Zerfallsprodukte in den Lungenbereichen, die direkt in die Dosis eingehen,
- die mechanischen Transportraten der deponierten Radon-Zerfallsprodukte für den mukoziliaren Transport aus dem Bronchialbereich in den extrathorakalen Bereich und den Transport vom extrathorakalen Bereich in den Verdauungstrakt,
- die Absorptionsraten vom Atemtrakt ins Blut, insbesondere der Anteil von Pb-214, der im „bound state“ in den Wänden der Luftwege retiniert wird, und
- die Definition und Lage der strahlensensiblen Zellen, die insbesondere für Alphastrahlung von großer Bedeutung sind.

Neben den Depositionswerten, die durch mehrere Studien an Menschen relativ gut verifiziert sind, spielen insbesondere der Anteil von Pb-214, der im „bound state“ an die Wände der Luftwege gebunden ist, und die Lage der strahlensensiblen Zellen eine bedeutende Rolle in der Dosisabschätzung. Insbesondere die Datenlage für die Parameter zum „bound state“ ist relativ schlecht, so dass diese Parameter möglicherweise eine größere Unsicherheit beinhalten. Letztlich spielen noch weitere Strahlenschutzgrößen außerhalb der physikalischen Dosimetrie bei der Berechnung der effektiven Dosis eine entscheidende Rolle, insbesondere der Strahlungswichtungsfaktor für Alphastrahlung, der Gewebewichtungsfaktor für die Lunge und die Methodik, aus regionalen Lungendosiswerten eine Lungendosis zu berechnen.

Mögliche Unsicherheiten in der Kinetik von Radongas und von Dosiswerten außerhalb der Lunge (z. B. in den Lymphknoten) und deren möglicher Einfluss auf die Unsicherheit des effektiven Dosiskoeffizienten für Radon wurden hier nicht betrachtet.

3.3 Das ICRP-Konzept

Auch wenn die ICRP künftig die „Dose Conversion Convention“ im Rahmen des epidemiologischen Ansatzes nicht mehr weiter verfolgen will, zieht sie die gute Übereinstimmung mit dem dosimetrischen Ansatz als ein Argument für die Konsistenz der daraus entwickelten Dosiskoeffizienten heran (ICRP 2010, 2014). Aufgrund der großen Unsicherheiten und auch aufgrund neuerer epidemiologischer Studien sind jedoch Zweifel an einer guten Übereinstimmung der beiden Ansätze aufgekommen (z. B. Müller et al. 2016). Doch selbst wenn dies nicht der Fall wäre, birgt die „Dose Conversion Convention“ erhebliche konzeptionelle Schwächen und kann somit nur sehr eingeschränkt als argumentative Stütze herangezogen werden. Eine der merkwürdigen und wenig plausiblen Konsequenzen aus der Anwendung dieses Ansatzes ergibt sich aus folgender einfacher Überlegung: Der Dosiskoeffizient für Radon (dicht ionisierende Strahlung) ist über das Gesamt-Detriment für alle Organe (ermittelt für locker ionisierende Strahlung) mit dem Risiko durch Radon-Exposition verknüpft (vgl. Gl. (1)). Sollten sich also Risikoabschätzungen für *andere* Krebsarten und für *andere* Strahlenarten (z. B. für locker ionisierende Strahlung) irgendwann einmal ändern, so würde sich dadurch auch die Radon-Dosis ändern. Es ist schwer einzusehen, warum sich die effektive Dosis durch Radon-Exposition ändern sollte, falls beispielsweise die Risikoschätzung für Darmkrebs durch Röntgenstrahlung modifiziert würde. Falls die effektive Dosis jedoch lediglich als Maß für das

Detriment durch externe (niedrig-LET-) Strahlung angesehen würde, so müsste bei dessen Änderung jeweils auch das Radonrisiko „nachgeführt“ bzw. angepasst werden.

Aber auch wenn lediglich die Lunge betrachtet wird, bleibt diese Implausibilität erhalten. Das Detriment für die Lunge ist bezogen auf die Lungen-Äquivalentdosis und damit unabhängig von der Strahlenart. Ändert sich also das Detriment oder der Risikokoeffizient für die Lunge aufgrund geänderter Risikoschätzungen für locker ionisierende Strahlung, so ändert sich auch der Schätzer für das Radonrisiko, ausgedrückt durch die effektive Dosis, selbst wenn der Radon-Dosiskoeffizient dabei unverändert bleibt. Diese Eigenschaft trifft sowohl für den epidemiologischen als auch für den dosimetrischen Ansatz zu (Müller et al. 2016).

Das Konzept der effektiven Dosis basiert auf der quantitativen Vergleichbarkeit der Risikobeiträge verschiedener Organe aus unterschiedlichen Expositionsbedingungen. Die Radon-Exposition sollte in diesem Konzept keine Ausnahme bilden. Eine reale Strahlenschutzsituation ist gekennzeichnet durch eine bestimmte individuelle Expositionsbedingung, die sich aus den Eigenschaften des Strahlungsfeldes und dessen Einwirkung auf den exponierten Körper ergibt und sich in den zugeordneten Werten für die Organ-Äquivalentdosen ausdrückt. Die Gewebewichtungsfaktoren sind über das Geschlecht, über das Alter und über viele andere Bevölkerungsmerkmale (z. B. ethnische Zugehörigkeit, sozialer und ökonomischer Hintergrund, Lebensstil, Rauchverhalten, genetische Prädisposition) gemittelt. Die effektive Dosis ist somit eine Referenzdosis, die einer Person zwar individuell zugeordnet ist, jedoch kein individuelles Risiko abbildet. Sie dient lediglich Strahlenschutzzwecken und ist ungeeignet, Risikoschätzungen für einzelne Personen oder besondere Personengruppen durchzuführen (SSK 2005).

Der Anwendbarkeit der effektiven Dosis sind demzufolge Grenzen gesetzt. Obwohl das Konzept insbesondere für Teilkörperexpositionen entwickelt wurde, ergeben sich insbesondere Einschränkungen, wenn nur einzelne Organe betroffen sind, wie im Fall einer Radon-Exposition. Da die Summe der verschiedenen Gewebe-Wichtungsfaktoren 1 ergibt, kann man davon ausgehen, dass Fehlannahmen bei den einzelnen Wichtungsfaktoren sich gegenseitig umso mehr aufheben, je mehr einzelne Organe von der Exposition betroffen sind (und je näher man der Summation zu 1 kommt). Ist jedoch nur ein einzelnes Organ betroffen, gibt es keine Möglichkeit für internen Ausgleich. In diesem Fall wird das Risiko durch die effektive Dosis nur noch unzureichend abgebildet (ICRP 2007) und es ist der Bezug auf die jeweilige Organ-Äquivalentdosis maßgebend. Dies ist einer der Gründe, warum die ICRP mittlerweile dem dosimetrischen Ansatz gegenüber dem epidemiologischen Ansatz den Vorzug gibt.

In einer Empfehlung aus dem Jahr 2014 spricht sich die SSK für eine Anpassung und ggf. für eine Abschaffung des Dosis- und Dosisleistungs-Effektivitätsfaktors (DDREF) aus⁷ (SSK 2014). Eine solche Abschaffung würde alle Organ-Risikokoeffizienten und alle Organ-Detriments betreffen, also auch die Lunge. Da das Detriment unabhängig von der Strahlenart bzw. von der Expositionsbedingung ist, würde dies eine Änderung von Detriment bzw. Risiko pro Lungen-Äquivalentdosis auch für eine Exposition durch Radon bedeuten. Würden also sowohl der DDREF als auch der Radon-Dosiskoeffizient geändert, so müsste sichergestellt sein, dass dies in Einklang mit den epidemiologischen Daten gebracht werden kann.

3.4 Aktuelle Entwicklungen

UNSCEAR bewertet derzeit detailliert zahlreiche neue wissenschaftliche Publikationen zum Risiko nach Radon-Exposition, um auch kombinierte Effekte, wie z. B. mit Rauchen besser zu

⁷ Die SSK empfiehlt darüber hinaus, im Zuge dieser Anpassung auch alle anderen Parameter, die in das Detriment, d. h. in die Angabe des Strahlenschadens eingehen, an den aktuellen wissenschaftlichen Stand anzupassen (SSK 2014).

verstehen und die Unsicherheiten in den epidemiologischen und dosimetrischen Modellen und mögliche Änderungen der Radon-Dosiskoeffizienten abzuleiten. Ein Schlussbericht wird erst in den nächsten Jahren erwartet.

Die ICRP beschäftigt sich derzeit intensiv mit den biokinetischen und dosimetrischen Modellen für Radon und seine Zerfallsprodukte und den neueren epidemiologischen Studien. Die vorliegende Empfehlung berücksichtigt den Entwurf von ICRP 137 (ICRP 2018).

Um einen Überblick zu bekommen, wie in anderen europäischen Ländern die Richtlinie 2013/59/Euratom, insbesondere in der Frage neuer Radon-Dosiskoeffizienten im Hinblick auf ICRP 103 (ICRP 2007) und ICRP 115 (ICRP 2010) umgesetzt wird, befragte die SSK Experten aus 15 EU-Ländern, die an der Umsetzung der Richtlinie in den jeweiligen Ländern mitarbeiten oder mit eingebunden sind, über die derzeitige Situation und den Diskussionsstand zur Einführung neuer Dosiskoeffizienten in ihren Ländern.

Bei den Antworten zeigt sich kein einheitliches Bild über das weitere Vorgehen in den einzelnen Ländern. Die Diskussionen, ob und wie die Ergebnisse aus ICRP 115 (ICRP 2010) und ICRP 103 (ICRP 2007) berücksichtigt werden sollen, sind zum Großteil nicht abgeschlossen oder haben erst begonnen. Die meisten der angefragten Experten gehen davon aus, dass eine Anpassung der bestehenden Modelle an die neuen Empfehlungen der ICRP erfolgen wird. Eine Festlegung wie in der Schweiz ist bisher nur in den wenigsten Ländern erfolgt. Dort wurde in der revidierten Strahlenschutzverordnung (Regierungsebene) ein Referenzwert von 300 Bq m^{-3} , ohne Angabe eines Radon-Dosiskoeffizienten zur Dosisermittlung für die Bevölkerung, eingeführt. Nur für die Dosisermittlung am Arbeitsplatz hat die Schweiz vorsorglich einen Radon-Dosiskoeffizienten von $1,87 \cdot 10^{-5} \text{ mSv}/(\text{Bq h m}^{-3})$ (entspricht einem Wert von 12 mSv/WLM) für einen Gleichgewichtsfaktor F von 1 in der nachgeordneten Dosimetrierverordnung (Ressortebene) eingeführt. Dieser Wert ist situationsspezifisch und wird entweder durch eine Messung des Gleichgewichtsfaktors bestimmt oder auf der Grundlage von ICRP-Empfehlungen festgestellt. Somit kann dieser Wert nachträglich an eine konkrete ICRP-Empfehlung einfach angepasst werden.

In den meisten anderen Ländern werden die bisherigen Regelungen zu den Radon-Dosiskoeffizienten noch beibehalten und die Einführung neuer Koeffizienten von einer expliziten Empfehlung der ICRP abhängig gemacht. Die Dosiskoeffizienten dieser Empfehlung sollen dann nachfolgend in entsprechende Verordnungen und Regelungen eingeführt werden. Die Festlegung auf einen bestimmten Wert soll dabei meist nicht in den übergeordneten Regelungen/Gesetzen erfolgen, sondern in den nachgeordneten Verordnungen/Richtlinien, um eine nachträgliche Anpassung der Dosiskoeffizienten einfacher durchführen zu können, wie in der Schweiz.

Einige der angefragten Experten regen an, die durch die Europäische Kommission gemäß Artikel 31 des Euratom-Vertrags eingesetzte Sachverständigengruppe zu überzeugen, einheitliche Radon-Dosiskoeffizienten für alle Euratom Staaten vorzugeben.

4 Bewertung des Diskussionsstands

Die ICRP empfiehlt in ihren jüngsten Publikationen grundsätzlich die Anwendung des dosimetrischen Ansatzes in gleicher Weise wie für alle anderen radiologisch relevanten Radionuklide auch für Radon und Radon-Zerfallsprodukte. In diesem Zusammenhang erwähnt sie die gute Übereinstimmung der Schätzungen auf der Grundlage des epidemiologischen Ansatzes und des dosimetrischen Ansatzes als ein Argument für die Konsistenz der ermittelten Werte. Unter Berücksichtigung aller mit beiden Ansätzen verbundenen Unsicherheiten legt die ICRP für beruflich Strahlenexponierte einen Wert von $F \cdot 16,8 \text{ mSv}/(\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ (gerundet

10 mSv/WLM) für Arbeitsplätze in Innenräumen mit überwiegend körperlicher Tätigkeit und in touristisch erschlossenen Höhlen $F \cdot 32,5 \text{ mSv}/(\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ (gerundet 20 mSv/WLM) vor (ICRP 2018). Es wird angenommen, dass für Einzelpersonen der Bevölkerung ebenfalls $F \cdot 16,8 \text{ mSv}/(\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ (gerundet 10 mSv/WLM) empfohlen werden wird. Dadurch erhöht sich durch Anwendung der neuen Dosiskoeffizienten die mit einer Exposition mit Radon und Radonfolgeprodukten einhergehende effektive Dosis.

Für bestehende Expositionssituationen sieht die Strahlenschutzsystematik nach ICRP 103 (ICRP 2007) für Dosisrichtwerte zum Zweck der Festlegung von Optimierungsstrategien einen Bereich von 1 mSv bis 20 mSv pro Jahr vor. Auf dieser Basis wird die Festlegung von Referenzwerten für die Radon-Aktivitätskonzentration in Wohnräumen vorgeschlagen. Wird z. B. ein Wert für die effektive Dosis im Bereich von 10 mSv pro Jahr zugrunde gelegt, so gelangt man mit den Radon-Dosiskoeffizienten aus ICRP 65 (ICRP 1993) zu einem Referenzwert von $600 \text{ Bq}/\text{m}^3$. Mit den neuen Werten aus ICRP 115 (ICRP 2010) und ICRP 126 (ICRP 2014) kommt schließlich der Referenzwert von $300 \text{ Bq}/\text{m}^3$ in der Richtlinie 2013/59/Euratom und im StrlSchG zustande. Es ist aber wichtig festzuhalten, dass wegen des von der ICRP absichtlich recht breit angelegten Bereichs der Dosisrichtwerte zur Rechtfertigung des festgelegten Referenzwerts von $300 \text{ Bq}/\text{m}^3$ eine Umrechnung mit den neuen Dosiskoeffizienten nicht zwingend notwendig ist.

In Bezug auf die häusliche Radon-Exposition mag das folgende Beispiel dies noch näher verdeutlichen: In Deutschland beträgt die mittlere Radonkonzentration in Wohnräumen etwa $50 \text{ Bq}/\text{m}^3$. Dies entspricht unter der Annahme einer ganzjährigen typischen Aufenthaltsdauer (7 000 Stunden) einer Exposition von $3,5 \cdot 10^5 \text{ Bq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$ oder 0,22 WLM (bei einem für Innenräume typischen Wert des Gleichgewichtsfaktors für Radonfolgeprodukte von $F=0,4$). Verwendet man den Dosiskoeffizienten von ICRP 65 (ICRP 1993) für die Bevölkerung ($F \cdot 6,3 \text{ mSv}/(\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ bzw. 4 mSv/WLM), ergibt sich eine jährliche effektive Dosis durch Radon in Wohnräumen in Deutschland von 0,9 mSv. Ein Dosisrichtwert von 10 mSv pro Jahr führt also auf einen Wert für die Radon-Aktivitätskonzentration von $560 \text{ Bq}/\text{m}^3$, was zu $600 \text{ Bq}/\text{m}^3$ aufgerundet wurde.

Wird dagegen der von der ICRP 115 (ICRP 2010) vorgeschlagene Wert von $F \cdot 14 \text{ mSv}/(\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ ($9 \text{ mSv}/\text{WLM}$) mit $F=0,4$ verwendet, so ergibt sich eine jährliche effektive Dosis durch Radon in Wohnräumen in Deutschland von 2 mSv. Ein angenommener genereller Wert von $F \cdot 19 \text{ mSv}/(\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ ($12 \text{ mSv}/\text{WLM}$) für Wohn- und Arbeitsräume würde mit $F=0,4$ zu einer jährlichen effektiven Dosis von 2,6 mSv durch Radon in Deutschland führen.

Angesichts der bei beiden Ansätzen bestehenden Unsicherheiten ist die von der ICRP festgestellte gute Übereinstimmung zwischen dem epidemiologischen und dem dosimetrischen Ansatz nicht sehr aussagekräftig. Die neuen Auswertungen zu den WISMUT-Studien (Kreuzer et al. 2015) zeigen etwa halb so große Risiken pro Exposition wie in ICRP 115 (ICRP 2010) und ICRP 126 (ICRP 2014) angenommen. Insgesamt scheinen innerhalb der Unsicherheiten sowohl die alten als auch die neuen mit dem epidemiologischen Ansatz ermittelten Dosiskoeffizienten in Einklang mit den epidemiologischen Daten zu bringen zu sein. Ebenso deckt der Unsicherheitsbereich im dosimetrischen Ansatz einen Bereich ab, der diese Werte umfasst.

Die Umrechnungen von Radon-Expositionswerten, angegeben in Einheiten von $\text{MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$ oder in WLM, zu Werten für die effektive Dosis, angegeben in mSv, sind somit zurzeit weder auf der Grundlage des sogenannten dosimetrischen Ansatzes noch des epidemiologischen Ansatzes eindeutig. Die Radon-Dosiskoeffizienten, die sich aus diesen beiden Ansätzen ergeben, weisen erhebliche Unsicherheiten auf, innerhalb derer sich ein eindeutiger Wert nur schwer

festlegen lässt. Die von der ICRP vor allem in ihren Empfehlungen ICRP 115 (ICRP 2010) und ICRP 126 (ICRP 2014) vorgeschlagenen neuen Radon-Dosiskoeffizienten basieren zwar auf den dosimetrischen und epidemiologischen Erkenntnissen der letzten Jahre, deren Herleitungen weisen aber nach wie vor noch gewisse konzeptionelle Brüche auf. Zudem haben in diesen Publikationen neue Studien, vor allem die neueren WISMUT-Bergarbeiterstudien, nur in unzureichender Weise Berücksichtigung gefunden. Insgesamt ergibt sich aus Sicht der SSK noch kein abschließendes geschlossenes Bild. Es kann durchaus damit gerechnet werden, dass sich in absehbarer Zeit, wenn nicht unbedingt konzeptionelle, so doch nochmals quantitative Änderungen als notwendig erweisen.

5 Empfehlung

Die SSK empfiehlt, solange keine quantitative Änderung der Radon-Dosiskoeffizienten in Deutschland vorzunehmen, bis abschließende Empfehlungen der ICRP zu dieser Thematik vorliegen und nach einer weitergehenden wissenschaftlichen Diskussion eine internationale regulatorische Abstimmung erfolgt ist. Bis dies erreicht ist, sollen die in der derzeit gültigen Strahlenschutzverordnung in § 95 Absatz 13 festgelegten Radon-Dosiskoeffizienten in den laufenden einschlägigen Rechtsetzungsvorhaben Gültigkeit behalten, da sie innerhalb eines Unsicherheits- und Fehlerbereichs liegen, der sich sowohl aus dem epidemiologischen als auch aus dem dosimetrischen Ansatz ergibt. Eine etwaige vorher erfolgende, international nicht abgestimmte Änderung nur auf nationaler Ebene würde eine wesentlich belastbarere Begründung erfordern als dies gegenwärtig möglich ist.

6 Literatur

- Albert et al. 1973 Albert RE, Lippmann M, Peterson HT Jr, Berger J, Sanborn K, Bohning D. Bronchial deposition and clearance of aerosols. *Arch Intern Med.* 1973 Jan;131(1):115-27
- Archer et al. 1973 Archer VE, Wagoner JK, Lundin FE. Lung cancer among uranium miners in the United States. *Health Phys.* 1973 Oct;25(4):351-72
- Bateman et al. 1978 Bateman JR, Pavia D, Clarke SW. The retention of lung secretions during the night in normal subjects. *Clin Sci Mol Med Suppl.* 1978 Dec;55(6):523-7
- Beck 2016 Beck TR. The conversion of exposures due to radon into the effective dose taking into account the equivalence of risks from short- and long-term exposures. *Radiat Prot Dosimetry.* 2016 Dec;172(4):510-23
- Beck 2017 Beck TR. The conversion of exposures due to radon into the effective dose: the epidemiological approach. *Radiat Environ Biophys.* 2017 Nov;56(4):353-64

- Beeckmans 1965 Beeckmans JM. The deposition of aerosols in the respiratory tract. I. Mathematical analysis and comparison with experimental data. *Can J Physiol Pharmacol.* 1965 Jan;43:157-72
- Brown et al. 1950 Brown JH, Cook KM, Ney FG, Hatch T. Influence of Particle Size upon the Retention of Particulate Matter in the Human Lung. *Am J Public Health Nations Health.* 1950 Apr;40(4):450-80
- Camner et al. 1971 Camner P, Philipson K, Friberg L, Holma B, Larsson B, Svedberg J. Human tracheobronchial clearance studies. With fluorocarbon resin particles tagged with ¹⁸F. *Arch Environ Health.* 1971 Apr;22(4):444-9
- Chan und Lippmann 1980 Chan TL, Lippmann M. Experimental measurements and empirical modelling of the regional deposition of inhaled particles in humans. *Am Ind Hyg Assoc J.* 1980 Jun;41(6):399-409
- Chen et al. 2017 Chen J, Murith C, Palacios M, Wang C, Liu S. A discussion on different approaches for assessing lifetime risks of radon-induced lung cancer. *Radiat Prot Dosimetry.* 2017 Nov 1;176(3):226-34
- Clarke und Pavia 1980 Clarke SW, Pavia D. Lung mucus production and mucociliary clearance: methods of assessment. *Br J Clin Pharmacol.* 1980;9(6):537-46
- Darby et al. 2005 Darby S, Hill D, Auvinen A, Barros-Dios JM, Baysson H, Bochicchio F, Deo H, Falk R, Forastiere F, Hakama M, Heid I, Kreienbrock L, Kreuzer M, Lagarde F, Mäkeläinen I, Muirhead C, Oberaigner W, Pershagen G, Ruano-Ravina A, Ruosteenoja E, Rosario AS, Tirmarche M, Tomásek L, Whitley E, Wichmann HE, Doll R. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *BMJ.* 2005 Jan 29;330(7485):223. Epub 2004 Dec 21
- Darby et al. 2006 Darby S, Hill D, Deo H, Auvinen A, Barros-Dios JM, Baysson H, Bochicchio F, Falk R, Farchi S, Figueiras A, Hakama M, Heid I, Hunter N, Kreienbrock L, Kreuzer M, Lagarde F, Mäkeläinen I, Muirhead C, Oberaigner W, Pershagen G, Ruosteenoja E, Rosario AS, Tirmarche M, Tomásek L, Whitley E, Wichmann HE, Doll R. 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.* 2006;32 Suppl 1:1-83. Erratum in *Scand J Work Environ Health.* 2007 Feb;33(1):80

- Euratom 2014 Rat der Europäischen Union. Richtlinie 2013/59/Euratom des Rates vom 5. Dezember 2013 zur Festlegung grundlegender Sicherheitsnormen für den Schutz vor den Gefahren einer Exposition gegenüber ionisierender Strahlung und zur Aufhebung der Richtlinien 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom und 2003/122/Euratom. Amtsblatt der Europäischen Union, L 13/1, 17.01.2014
- Foord et al. 1978 Foord N, Black A, Walsh M. Regional deposition of 2.5-7.5 micrometer diameter inhaled particles in healthy male nonsmokers. *J Aerosol Sci.* 1978;9:343-57
- George und Breslin 1969 George A, Breslin AJ. Deposition of radon daughters in humans exposed to uranium mine atmospheres. *Health Phys.* 1969;17(1):115-24
- Gessner et al. 1949 Gessner H, Ruttner JR, Buhler H. [Determination of the range of particle size in silicon dust]. *Schweiz Med Wochenschr.* 1949 Dec 31;79(52):1258-62
- Giacomelli-Maltoni et al. 1972 Giacomelli-Maltoni G, Melandri C, Prodi V, Tarroni G. Deposition efficiency of monodisperse particles in human respiratory tract. *Am Ind Hyg Assoc J.* 1972;33:603-10
- Goodman et al. 1978 Goodman RM, Yergin BM, Landa JF, Golivanux MH, Sackner MA. Relationship of smoking history and pulmonary function tests to tracheal mucous velocity in nonsmokers, young smokers, ex-smokers, and patients with chronic bronchitis. *Am Rev Respir Dis.* 1978 Feb;117(2):205-14
- Harley und Pasternack 1972 Harley NH, Pasternack BS. Alpha absorption measurements applied to lung dose from radon daughters. *Health Phys.* 1972 Dec;23(6):771-82
- Harrison und Marsh 2012 Harrison JD, Marsh JW. Effective dose from inhaled radon and its progeny. In: International Commission on Radiological Protection (ICRP). Proceedings of the First ICRP Symposium on the International System of Radiological Protection. *Annals of the ICRP* 2012;41(3-4):378-386, Elsevier, ISBN 978-0-7020-5366-5
- Heyder et al. 1975 Heyder J, Armbruster L, Gebhart J, Grein E, Stahlhofen W. Total deposition of aerosol particles in the human respiratory tract for nose and mouth breathing. *J Aerosol Sci.* 1975;6:311-28
- Heyder et al. 1980 Heyder J, Gebhart J, Stahlhofen W. Inhalation of aerosols. Particle deposition and retention. In: Willeke K (Ed.). *Generation of Aerosols and Facilities for Exposure Experiments.* Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI, 1980;65-103

- Heyder und
Davies 1971 Heyder J, Davies CN. The breathing of half micron aerosols – III. Dispersion of particles in the respiratory tract. *J Aerosol Sci.* 1971;2:437-52
- Holleman et al.
1969 Holleman DF, Martz DE, Schiager KJ. Total respiratory deposition of radon daughters from inhalation of uranium mine atmospheres. *Health Phys.* 1969 Aug;17(2):187-92
- Hunter et al. 2015 Hunter N, Muirhead CR, Bochicchio F, Haylock RG. Calculation of lifetime lung cancer risks associated with radon exposure, based on various models and exposure scenarios. *J Radiol Prot.* 2015 Sep;35(3):539-55
- ICRP 1959 International Commission on Radiological Protection (ICRP). Report of Committee II on Permissible dose for Internal Radiation. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 2. Pergamon Press, Oxford, 1959
- ICRP 1977 International Commission on Radiological Protection (ICRP). Recommendations of the ICRP. ICRP Publication 26. *Ann. ICRP* 1 (3), Pergamon Press, Oxford, 1977
- ICRP 1979 International Commission on Radiological Protection (ICRP). Limits for Intakes of Radionuclides by Workers. ICRP Publication 30 (Part 1). *Ann. ICRP* 2 (3-4), Pergamon Press, Oxford, 1979
- ICRP 1991 International Commission on Radiological Protection (ICRP). 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60, *Ann. ICRP* 21(1-3), Pergamon Press, 1991, ISBN 0080411444
- ICRP 1993 International Commission on Radiological Protection (ICRP). Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. *Ann. ICRP* 23 (2), 1993
- ICRP 1994 International Commission on Radiological Protection (ICRP). Human respiratory tract model for radiological protection. ICRP Publication 66. *Ann. ICRP* 24(1-3), 1994
- ICRP 2007 International Commission on Radiological Protection (ICRP). The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103, *Ann. ICRP* 37(2-4), 2007, Elsevier, ISBN 978-0702030482

- ICRP 2010 International Commission on Radiological Protection (ICRP). Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon. ICRP Publication 115, Ann. ICRP 40(1), Elsevier, 2010, ISBN 978-0702049774
- ICRP 2014 International Commission on Radiological Protection (ICRP). Radiological protection against radon exposure. ICRP Publication 126. Ann. ICRP 43(3), 2014, SAGE Publications Ltd, 2014, ISBN 978-1473916586
- ICRP 2015 International Commission on Radiological Protection (ICRP). Occupational Intakes of Radionuclides: Part 1. ICRP Publication 130. Ann. ICRP 44(2), SAGE Publications Ltd, 2015, ISBN 978-1473944404
- ICRP 2018 International Commission on Radiological Protection (ICRP). Occupational Intakes of Radionuclides: Part 3. ICRP Publication 137. Ann. ICRP 45(3/4), im Druck
- Jacobi 1972 Jacobi W. Relations between the inhaled potential alpha-energy of ^{222}Rn and ^{220}Rn decay products. Health Phys. 1972;10:1163-75
- Kreuzer et al. 2000 Kreuzer M, Müller KM, Brachner A, Gerken M, Grosche B, Wiethege T, Wichmann HE. Histopathologic findings of lung carcinoma in German uranium miners. Cancer 2000 Dec 15;89(12):2613-21
- Kreuzer et al. 2015 Kreuzer M, Fenske N, Schnelzer M, Walsh L. Lung cancer risk at low radon exposure rates in German uranium miners. Br J Cancer. 2015 Nov 3;113(9):1367-9
- Kreuzer et al. 2017 Kreuzer M, Sobotzki C, Schnelzer M, Fenske N. Factors modifying the radon-related lung cancer risk at low exposures and exposure rates among German uranium miners. Radiat Res. 2017, accepted for publication
- Krewski et al. 2005 Krewski D, Lubin JH, Zielinski JM, Alavanja M, Catalan VS, Field RW, Klotz JB, Létourneau EG, Lynch CF, Lyon JI, Sandler DP, Schoenberg JB, Steck DJ, Stolwijk JA, Weinberg C, Wilcox HB. Residential radon and risk of lung cancer: a combined analysis of 7 North American case-control studies. Epidemiology. 2005 Mar;16(2):137-45
- Krewski et al. 2006 Krewski D, Lubin JH, Zielinski JM, Alavanja M, Catalan VS, Field RW, Klotz JB, Létourneau EG, Lynch CF, Lyon JL, Sandler DP, Schoenberg JB, Steck DJ, Stolwijk JA, Weinberg C, Wilcox HB. A combined analysis of North American case-control studies of residential radon and lung cancer. J Toxicol Environ Health A. 2006 Apr;69(7):533-97

- Lippmann 1977 Lippmann M. Regional deposition of particles in the human respiratory tract. In: Lee DHK., Falk HL, Murphy SD, Geiger SR (Eds). Handbook of Physiology. Section 9: Reactions to Environment Agents, 213-232, American Physiological Society, Bethesda, MD, 1977
- Lippmann und Albert 1969 Lippmann M, Albert R. The effect of particle size on the regional deposition of inhaled aerosols in the human respiratory tract. Am Ind Hyg Assoc J. 1969;30:357-75
- Lourenço et al. 1972 Lourenço RV, Loddenkemper R, Carton RW. Patterns of distribution and clearance of aerosols in patients with bronchiectasis. Am Rev Respir Dis. 1972 Dec;106(6):857-66
- Lubin et al. 1994 Lubin J, Boice JD, Edling C, Hornung RW, Howe G, Kunz E, Kusiak RA, Morrison HI, Radford EP, Samet JM, Tirmarche M, Woodward A, Xiang YS, Pierce DA. Radon and Lung Cancer Risk: A Joint Analysis of 11 Underground Miner Studies. Publication No. 94-3644. US National Institutes of Health, Bethesda, MD, 1994
- Lubin et al. 2004 Lubin JH, Wang ZY, Boice JD Jr, Xu ZY, Blot WJ, De Wang L, Kleinerman RA. Risk of lung cancer and residential radon in China: pooled results of two studies. Int J Cancer. 2004 Mar;109(1):132-7
- Lubin und Boice 1997 Lubin JH, Boice JD Jr, 1997. Lung cancer risk from residential radon: meta-analysis of eight epidemiologic studies. J Natl Cancer Inst. 1997 Jan 1;89(1):49-57
- Marsh und Bailey 2013 Marsh JW, Bailey MR. A review of lung-to-blood absorption rates for radon progeny. Radiat Prot Dosimetry 2013 Dec;157(4): 499-514
- Müller et al. 2016 Müller WU, Giussani A, Rühm W, Lecomte JF, Harrison J, Kreuzer M, Sobotzki C, Breckow J. Current knowledge on radon risk: implications for practical radiation protection? Radon workshop, 1/2 December 2015, Bonn, BMUB (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit; Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety). Radiat Environ Biophys. 2016 Aug;55(3):267-80
- Nelson und Stuart 1971 Nelson IC, Stuart BO. Radon daughter deposition in the respiratory tract. In: Battelle Pacific Northwest Laboratory Annual Report for 1970 to USAEC Division of Biology and Medicine, Vol. II, Part 2. U. S. Energy Research and Development Administration, Germantown, MD, 1971, pp. 67-68

- NRC 1999 National Research Council (US). Health Effects of Exposure to Radon: BEIR VI. Washington, DC, The National Academies Press, 1999
- Parker 1969 Parker HM. The dilemma of lung dosimetry. Health Phys. 1969 May;16(5):553-61
- Porstendörfer 2001 Porstendörfer J. Physical parameters and dose factors of the radon and thoron decay products. Radiat Prot Dosimetry. 2001 94(4):365-73
- Saccomanno et al. 1996 Saccomanno G, Auerbach O, Kuschner M, Harley NH, Michels RY, Anderson MW, et al. A comparison between the localization of lung tumors in uranium miners and in nonminers from 1947 to 1991. Cancer. 1996;77:1278-83
- SSK 2005 Strahlenschutzkommission (SSK): Vergleichende Bewertung der biologischen Wirksamkeit verschiedener ionisierender Strahlungen. Stellungnahme der Strahlenschutzkommission, verabschiedet auf der 186. Sitzung der SSK am 11./12.09.2003, veröffentlicht im BAnz Nr. 32a vom 16.02.2005
- SSK 2014 Strahlenschutzkommission (SSK). Dosis- und Dosisleistungs-Effektivitätsfaktor (DDREF). Empfehlung der Strahlenschutzkommission mit wissenschaftlicher Begründung, verabschiedet in der 268. Sitzung der SSK am 13.02.2014. BAnz AT 03.05.2016 B4; urn:nbn:de:101:1-201604043407
- SSK 2016 Strahlenschutzkommission (SSK). Methodik zur Berücksichtigung von Messunsicherheiten bei messtechnischen Prüfungen im Geltungsbereich der Röntgenverordnung und der Strahlenschutzverordnung. Empfehlung der Strahlenschutzkommission, verabschiedet in der 283. Sitzung der SSK am 15./16. September 2016, veröffentlicht im BAnz AT 24.02.2017 B2; urn:nbn:de:101:1-201703064227
- StrlSchG 2017 Gesetz zum Schutz vor der schädlichen Wirkung ionisierender Strahlung (Strahlenschutzgesetz - StrlSchG). Art. 1 des Gesetzes zur Neuordnung des Rechts zum Schutz vor der schädlichen Wirkung ionisierender Strahlung vom 27. Juni 2017 (BGBl. I S.1966)
- StrlSchV 2001 Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung – StrlSchV) vom 20. Juli 2001 (BGBl. I S. 1714; 2002 I S. 1459), die zuletzt durch nach Maßgabe des Artikel 10 durch Artikel 6 des Gesetzes vom 27. Januar 2017 (BGBl. I S. 114, 1222) geändert worden ist

- Stuart 1984 Stuart BO: Deposition and clearance of inhaled particles. *Environ Health Perspect.* 1984 Apr;55:369-90
- Stuart et al. 1970 Stuart BO, Willard DH, Howard EB. Uranium mine air contaminants in dogs and hamsters. *Inhalation Carcinogenesis AEC (Symposium Series 18)*, Gatlinburg, TN, 1970, pp. 413-28
- Taeger et al. 2006 Taeger D, Fritsch A, Wiethage T, Johnen G, Eisenmenger A, Wesch H, Ko Y, Stier S, Muller KM, Bruning T, Pesch B. Role of exposure to radon and silicosis on the cell type of lung carcinoma in German uranium miners. *Cancer.* 2006 Feb 15;106(4):881-9
- Tomášek et al. 2008 Tomášek L, Rogel A, Tirmarche M, Mitton N, Laurier D. 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.* 2008 Feb;169(2):125-37
- UN 2000 United Nations (UN). UNSCEAR 2000 Report, Sources and Effects of ionizing radiation, Volume I Annex B: Exposures from natural radiation sources. New York, 2000, ISBN 92-1-142238-8, http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2000_1.html, zuletzt aufgerufen am 16.11.2017
- UN 2009 United Nations (UN). UNSCEAR 2006 Report, Effects of ionizing radiation, Volume II Annex E: Sources-to-Effects Assessment for Radon in Homes and Workplaces. New York, 2009, ISBN 978-92-1-142270-2, http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2006_2.html, zuletzt aufgerufen am 13.09.2017
- Van Wijk und Patterson 1940 Van Wijk AM, Patterson HS. The percentage of particles of different sizes removed from dust-laden air by breathing. *J Ind Hyg Toxicol.* 1940;22:31-5
- Wilson und La Mer Wilson IB, La Mer VK. The retention of aerosol particles in the human respiratory tract as a function of particle radius. *J Ind Hyg Toxicol.* 1948 Sep;30:265-80
- Wong. et al. 1977 Wong JW, Keens TG, Wannamaker EM, Crozier DN, Levison H, Aspin N. Effects of gravity on tracheal mucus transport rates in normal subjects and in patients with cystic fibrosis. *Pediatrics.* 1977 Aug;60(2):146-52
- Wood et al. 1975 Wood RE, Wanner A, Hirsch J, Farrell PM. Tracheal mucociliary transport in patients with cystic fibrosis and its stimulation by terbutaline. *Am Rev Respir Dis.* 1975 Jun;111(6):733-8

Yeates et al. 1975 Yeates DB, Aspin N, Levison H, Jones MT, Bryan AC. Mucociliary tracheal transport rates in man. *J Appl Physiol.* 1975 Sep;39(3):487-95

7 Glossar

Becquerel (Bq)

SI-Einheit für die Aktivität eines radioaktiven Stoffes (Anzahl der Zerfälle pro Sekunde),
 $1 \text{ Bq} = 1 \text{ s}^{-1}$.

Dosis

Energiedosis D

Von Strahlung auf ein Massenelement dm durch Energieübertragung deponierte dE :

$$D = \frac{dE}{dm} = \frac{1}{\rho} \cdot \frac{dE}{dV} \quad \text{Einheit: J} \cdot \text{kg}^{-1} = \text{Gy}$$

mit ρ : Dichte des Massenelements dm

Organ-Äquivalentdosis H_T

Summe der mit den zugehörigen Strahlungs-Wichtungsfaktoren w_R multiplizierten, bei externer oder interner Strahlenexposition durch die Strahlungen R in einem Organ, Gewebe oder Körperteil T erzeugten mittleren Energiedosen $D_{T,R}$

$$H_T = \sum_R w_R \cdot D_{T,R} \quad \text{Einheit: Sv}$$

Die Werte der Strahlungs-Wichtungsfaktoren richten sich nach Art und Qualität der Strahlung (Photonen, Elektronen, Neutronen, Protonen, Alpha-Teilchen).

Effektive Dosis E

Summe der mit den zugehörigen Gewebe-Wichtungsfaktoren w_T multiplizierten geschlechtsgemittelten Organ-Äquivalentdosen H_T in relevanten Organen und Geweben

$$E = \sum_T w_T \cdot H_T = \sum_T w_T \cdot \sum_R w_R \cdot D_{T,R} \quad \text{Einheit: Sv}$$

Dosis- und Dosisleistungs-Effektivitätsfaktor (DDREF)

Bewertungsfaktor, der eine bei einigen Strahleneffekten geringere biologische Wirksamkeit (pro Dosis) der Strahlenexposition bei niedrigen Dosen und niedrigen Dosisleistungen berücksichtigen soll. Faktor, um den ein zu beschreibender Dosis-Wirkungszusammenhang vom LNT-Modell abweicht.
 Einheit: 1

Energieeinheiten

Joule (J): $1 \text{ J} = 6,242 \cdot 10^{12} \text{ MeV}$

Gleichgewichtsäquivalentkonzentration (Equilibrium Equivalent Concentration, EEC)

C_{eq}

Die Radon-Aktivitätskonzentration C_{Rn} , im Gleichgewicht mit den Zerfallsprodukten, die dieselbe potenzielle Alpha-Energiekonzentration PAEC besitzt wie die tatsächlich vorliegende, sich nicht im Gleichgewicht befindende Mischung von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten. Es gilt allgemein:

$$C_{eq} = 0,105 \cdot C_{Po-218} + 0,516 \cdot C_{Pb-214} + 0,379 \cdot C_{Bi-214} \quad \text{Einheit: Bq} \cdot \text{m}^{-3}$$

Für Innenräume gilt $1 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3} \text{ EEC} = 2,5 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3} \text{ Ra-222}$, da Rn-222 und seine Zerfallsprodukte nicht im Gleichgewicht stehen. Es wird dabei ein Gleichgewichtsfaktor $F = 0,4$ angenommen. Typische Gleichgewichtsfaktoren in Häusern liegen im Bereich 0,2 bis 0,6.

Gleichgewichtsfaktor F

Das Verhältnis der Gleichgewichtsäquivalentkonzentration C_{eq} zur Radon-Aktivitätskonzentration C_{Rn} :

$$F = \frac{C_{\text{eq}}}{C_{\text{Rn}}} \quad \text{Einheit: 1}$$

F beschreibt somit das Verhältnis der potenziellen Alpha-Energiekonzentration PAEC einer vorliegenden Mischung von Rn-222 und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukte zur PAEC, wie sie im radioaktiven Gleichgewicht vorliegen würde.

Life Span Study (LSS)

Langzeit-Kohortenstudie zu den gesundheitlichen Wirkungen ionisierender Strahlung an den Atombomben-Überlebenden von Hiroshima und Nagasaki.

Life-time Excess Absolute Risk (LEAR)

Zusätzliche Absolute Wahrscheinlichkeit für das Eintreten eines stochastischen Effekts bezogen auf die gesamte Lebenszeit. Er wird angenähert durch die Anzahl von Fällen (z. B. Lungenkrebskrankungen) pro Anzahl der Personen in einer Bezugspopulation.

Einheit: 1

Lineares Energieübertragungsvermögen, linearer Energietransfer, Stoßbremsvermögen (LET)

Quotient aus dE und ds ; dabei ist dE der mittlere Energieverlust, den ein geladenes Teilchen mit der Energie E in einem Stoff innerhalb der Weglänge ds infolge von Stößen erleidet, bei denen die kinetische Energie des durch Ionisation freigesetzten Sekundärteilchens nicht beschränkt ist, und ds die entsprechende Weglänge:

$$\text{LET} = \frac{dE}{ds} \quad \text{Einheit: keV} \cdot \mu\text{m}^{-1}$$

LNT Modell (Linear-No-Threshold Model)

Modell der Dosis-Wirkungsbeziehung, das auf der Annahme beruht, dass das im Dosisbereich zwischen 0,1 Gy bis etwa 2 Gy beobachtete Risiko zusätzlicher Krebsfälle und/oder vererbbarer Erkrankungen linear bis zur Dosis Null ohne Annahme einer Schwellendosis heruntergerechnet werden kann.

Potenzielle Alpha-Energie (PAE)

Summe der Alpha-Energien von Rn-222 und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten im radioaktiven Gleichgewicht.

Einheit: J

Potenzielle Alpha-Energiekonzentration (potential alpha energy concentration, PAEC)

Alpha-Energie, die aufgrund einer Radon-Aktivitätskonzentration C_{Rn} beim Zerfall von Rn-222 bis zum Pb-210 im Luftvolumen V durch eine beliebige Mischung von kurzlebigen Rn-222 Zerfallsprodukten emittiert wird.

Einheit: $\text{J} \cdot \text{m}^{-3}$

1 $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ Radon (Rn-222) im radioaktiven Gleichgewicht mit seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten entspricht einer PAEC von $3,47 \cdot 10^4 \text{ MeV} \cdot \text{m}^{-3} = 5,56 \cdot 10^{-9} \text{ J} \cdot \text{m}^{-3}$.

Kumulierte potenzielle Alpha-Energiekonzentration (P_{PAEC})

Zeitintegral der potentiellen Alpha-Energiekonzentration PAEC über eine Expositionszeit T :

$$P_{\text{PAEC}}(T) = \int_T \text{PAEC}(t) dt \quad \text{Einheit: } \text{J} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$$

Radon-Aktivität (A_{Rn})

Anzahl dN der radioaktiven Zerfälle des Radionuklids Rn-222 pro Zeitintervall dt :

$$A_{\text{Rn}} = \frac{dN}{dt} \quad \text{Einheit: Bq}$$

Radon-Aktivitätskonzentration (C_{Rn})

Radon-Aktivität A_{Rn} pro Gas-/Luftvolumen V :

$$C_{\text{Rn}} = \frac{A_{\text{Rn}}}{V} \quad \text{Einheit: } \text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$$

Kumulierte Radon-Aktivitätskonzentration (P_A)

Zeitintegral der Radon-Aktivitätskonzentration C_{Rn} über eine Expositionszeit T :

$$P_A(T) = \int_T C_{\text{Rn}}(t) dt \quad \text{Einheit: } \text{Bq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$$

Radon-Exposition P

Oberbegriff für kumulierte Radon-Aktivitätskonzentration P_A und kumulierte potenzielle Alpha-Energiekonzentration P_{PAEC} .

Risiko

Als Strahlenrisiko bezeichnet man die Wahrscheinlichkeit, mit der eine bestimmte Bevölkerungsgruppe, die ionisierender oder anderer energiereicher Strahlung ausgesetzt wurde, an den Folgen dieser zusätzlichen Strahlenexposition erkrankt oder stirbt.

Risiko = Risikokoeffizient $R \times$ Organ-Äquivalentdosis H . Einheit: 1

Risikokoeffizient R

Wahrscheinlichkeit für das Eintreten eines stochastischen Effekts pro Dosis und pro Zeit- bzw. Altersintervall. Er wird angenähert durch die Anzahl von Fällen (z. B. Krebserkrankungen) pro Anzahl der Personen in einer Bezugspopulation und pro Dosis. Bezieht

sich das Risiko auf die gesamte Lebenszeit, so erhält man den Lebenszeit-Risikokoeffizienten als das zusätzliche absolute Lebenszeitrisiko (LEAR) pro Dosis.

Einheit: 1/Sv

In Bezug auf das Lungenkrebsrisiko wird in ICRP 115 (ICRP 2010) diese Größe auch als „nominal risk coefficient“ oder „nominal probability coefficient“ bezeichnet. Es handelt sich hierbei um das zusätzliche absolute Lebenszeitrisiko, an Lungenkrebs zu sterben, pro Exposition.

Einheit: $1/(\text{Bq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3})$

Gemäß dem üblichen Vorgehen der ICRP gelten die Risikokoeffizienten für eine Referenzbevölkerung. Das bedeutet auch, dass keine getrennte Bewertung für Raucher und Nichtraucher vorgenommen wurde.

Schadensmaß (Detriment)

Auch als „schadensgewichtetes Risiko“ bezeichnet. Das Detriment ist das Produkt aus Risikokoeffizient R und Schadensqualität d. Das Detriment hängt von einer Vielzahl von Einflussparametern ab. Seine Hauptbestandteile sind die stochastischen Effekte: Wahrscheinlichkeit für attributable Krebsmortalität, gewichtete Wahrscheinlichkeit für attributable Krebserkrankungen ohne Todesfolge, gewichtete Wahrscheinlichkeit für schwerwiegende vererbare Defekte oder vererbare Erkrankungen und Verlust an Lebenszeit, wenn der Schaden eintritt.

Einheit: 1/Sv

Schadensqualität d

Faktor zur Gewichtung des Strahlenrisikos, um den „Schweregrad“ eines stochastischen Effekts zu kennzeichnen und um diese Effekte untereinander vergleichbar zu machen. Die Art der Gewichtung wird von ICRP 103 (ICRP 2007) festgelegt. In die Schadensqualität gehen die Letalität der Erkrankung, der Verlust an Lebensqualität sowie der relative Verlust an Lebenserwartung durch die Erkrankung ein. Die Schadensqualität ist unabhängig von einer Strahlenexposition.

Unangelagerter Anteil (unattached fraction)

Der Anteil der potenziellen Alpha-Energiekonzentration der kurzlebigen Radon Zerfallsprodukte, der nicht an Partikel angelagert ist.

Working Level (WL)

Working Level (WL) ist die Einheit für jede Kombination von Rn-222 und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten in einem Liter Luft, die eine potenzielle Alpha-Energie von $1,3 \cdot 10^5 \text{ MeV} = 2,08 \cdot 10^{-8} \text{ J}$ emittiert. 1 WL wurde ursprünglich definiert als

$$100 \text{ pCi/L EEC} = 3\,700 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3} \text{ EEC.}$$

Für Rn-222 gilt: $1 \text{ WL} = 1,3 \cdot 10^8 \text{ MeV} \cdot \text{m}^{-3} = 2,08 \cdot 10^{-5} \text{ J} \cdot \text{m}^{-3}$. Die Einheit WL ist keine SI-Einheit und sollte nicht mehr Verwendung finden.

Working Level Month (WLM)

WLM ist eine Einheit für die Radon-Exposition, die ein Arbeiter während eines Monats (170 Arbeitsstunden) bei 1 WL erhält.

Die Einheit WLM ist keine SI-Einheit und sollte nicht mehr Verwendung finden.

Für Radon gilt mit dem Gleichgewichtsfaktor F :

$$1 \text{ WLM} = 3,54 \text{ mJ} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3} = \frac{0,64}{F} \text{ MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$$

Für einen Gleichgewichtsfaktor $F = 0,4$ gilt:

$$1 \text{ WLM} = 3,54 \text{ mJ} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3} = 1,59 \text{ MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$$

1 WLM entspricht für die Gleichgewichtsäquivalentkonzentration von Radon $0,64 \text{ MBq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$.

$1 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ Radon am Arbeitsplatz während eines Jahres führt zu einer Exposition von $1,26 \cdot 10^{-3} \text{ WLM} = 4,46 \cdot 10^{-6} \text{ J h m}^{-3}$ oder $2,00 \cdot 10^3 \text{ Bq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$ unter der Annahme einer Arbeitszeit von 2 000 h pro Jahr in Innenräumen bei einem Gleichgewichtsfaktor $F = 0,4$ (ICRP 1993).

$1 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ Radon in Wohnräumen während eines Jahres führt zu einer Exposition von $4,4 \cdot 10^{-3} \text{ WLM} = 1,56 \cdot 10^{-5} \text{ J} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$ oder $7,00 \cdot 10^3 \text{ Bq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$ unter der Annahme eines Aufenthalts von 7 000 h im Jahr in Innenräumen bei einem Gleichgewichtsfaktor $F = 0,4$ (ICRP 1993).