



Bundesamt  
für Strahlenschutz

**Bericht**

# Bewertung von Radonrisikovergleichen

BfS-45/22

Dr. Felix Heinzl  
Dr. Maria Schnelzer  
Christiane Pölzl-Viol  
Dr. Michael Thieme  
Dr. Peter Scholz-Kreisel

## **Impressum**

Bundesamt für Strahlenschutz  
Postfach 10 01 49  
38201 Salzgitter

Tel.: +49 30 18333-0

Fax: +49 30 18333-1885

E-Mail: [ePost@bfs.de](mailto:ePost@bfs.de)

De-Mail: [epost@bfs.de-mail.de](mailto:epost@bfs.de-mail.de)

[www.bfs.de](http://www.bfs.de)

Bitte beziehen Sie sich beim Zitieren dieses Dokumentes immer auf folgende URN:

urn:nbn:de:0221-2022111835224

Februar/2023

# Inhalt

<b>1</b>	<b>Einleitung.....</b>	<b>4</b>
<b>2</b>	<b>Maßzahlen und Konzepte zur Beschreibung der gesundheitlichen Wirkung von Radon ....</b>	<b>4</b>
<b>3</b>	<b>Vergleich von Radon in Wohnungen mit anderen Risikofaktoren .....</b>	<b>11</b>
<b>3.1</b>	<b>Vergleich mit Passivrauchen .....</b>	<b>11</b>
<b>3.2</b>	<b>Vergleich mit Radon-Heilkuren .....</b>	<b>17</b>
<b>3.3</b>	<b>Vergleich mit Röntgenuntersuchungen des Brustkorbs.....</b>	<b>19</b>
<b>3.4</b>	<b>Vergleich mit anderen krebserzeugenden Schadstoffen in der Innenraumluft.....</b>	<b>21</b>
<b>4</b>	<b>Vergleich mit Fallzahlen anderer Krebsarten.....</b>	<b>25</b>
<b>5</b>	<b>Bewertung aus Sicht der Risikokommunikation .....</b>	<b>26</b>
<b>6</b>	<b>Fazit.....</b>	<b>28</b>
	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>29</b>
	<b>Abkürzungsverzeichnis.....</b>	<b>32</b>
	<b>Tabellenverzeichnis.....</b>	<b>34</b>

# Bewertung von Radonrisikovergleichen

## 1 Einleitung

Die Bevölkerung über das Lungenkrebsrisiko durch Radon in Wohnungen zu informieren, ist eine anspruchsvolle Aufgabe. Vielen fällt es schwer, sich unter einer numerischen Angabe der Höhe des Risikos und einer in Becquerel pro Kubikmeter ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ) gemessenen Radon-Konzentration etwas vorzustellen. Deswegen kann es hilfreich sein, das Lungenkrebsrisiko durch Radon mit anderen Risiken zu vergleichen (BMU 2019). Die Idee ist dabei, dass durch den Vergleich mit einem bekannteren Risikofaktor wie z. B. Passivrauchen auch der Risikofaktor Radon und dessen Risiko verständlicher wird. Bei dem vorliegenden Bericht handelt es sich um eine erstmalige Übersicht von zahlreichen Vergleichen des Radonrisikos in Deutschland mit dem Risiko anderer Risikofaktoren. Er untersucht zum einen, für welche Risikofaktoren solche Risikovergleiche aus epidemiologischer und dosimetrischer Sicht möglich sind. Hierzu wird für die betrachteten Risikofaktoren jeweils die Studienlage bewertet und geprüft, inwiefern man die entsprechenden Risiken mit dem Radonrisiko vergleichen kann: Werden dieselben Endpunkte betrachtet (z. B. Lungenkrebs oder eine andere Erkrankung)? Werden dieselben Populationen untersucht (z. B. Allgemeinbevölkerung oder Nie-Raucher\*innen)? Sind die Expositionssituationen vergleichbar (z. B. chronisch oder akut)? Wie gut sind jeweils die Expositions-, Risiko- bzw. Dosisabschätzungen? Zum anderen bewertet der Bericht, ob die Vergleiche aus dem Blickwinkel der Risikokommunikation sinnvoll sind. So kann es nämlich sein, dass Risikovergleiche zwar aus epidemiologischer Sicht möglich, aber aus Kommunikationssicht problematisch sind, z. B. wenn dadurch die Komplexität von Informationen gesteigert wird oder die Rezeption der Risikodarstellung in eine ungewollte Richtung (Verharmlosung, Dramatisierung) verändert wird.

Kapitel 2 stellt zunächst dar, welche Maßzahlen zur Beschreibung der gesundheitlichen Wirkung von Radon in der Literatur verwendet werden und erläutert deren Vor- und Nachteile. Bei diesen Maßzahlen handelt es sich zum einen um Risikobegriffe und zum anderen um die Lungen-Äquivalentdosis. Zudem wird in diesem Kapitel aufgeführt, welche Werte sich bei diesen Maßzahlen für Radon in Wohnungen ergeben. Kapitel 3 beschreibt die Erkenntnisse zu den Risiken und Dosen anderer Risikofaktoren und zieht Schlussfolgerungen, ob Vergleiche aus epidemiologischer und dosimetrischer Sicht sinnvoll sind. In Kapitel 4 werden die Radon-induzierten Lungenkrebsfälle in Deutschland pro Jahr mit den Fallzahlen anderer Krebsarten verglichen. Die Bewertung aus Sicht der Risikokommunikation erfolgt in Kapitel 5, ehe in Kapitel 6 ein Fazit gezogen wird.

Der Bericht wurde fachabteilungsübergreifend innerhalb des Bundesamtes für Strahlenschutz (BfS) abgestimmt und seine Ergebnisse qualitätsgesichert. Diese wurden zudem verschiedenen Gremien (u. a. dem Ausschuss „Strahlenrisiko“ der deutschen Strahlenschutzkommission am 14.04.2021 sowie dem Lenkungskreis „Radonmaßnahmenplan“ am 29.09.2021) vorgestellt und dort diskutiert.

## 2 Maßzahlen und Konzepte zur Beschreibung der gesundheitlichen Wirkung von Radon

- **Zusätzliches absolutes bzw. relatives Risiko**

In der Epidemiologie versteht man unter „Risiko“ die Wahrscheinlichkeit, nach Exposition gegenüber einem Risikofaktor in einem bestimmten Zeitraum (z. B. Lebenszeit) an einer bestimmten Krankheit zu erkranken bzw. zu sterben. Es kann als absolutes Risiko oder als relatives Risiko (relativ im Vergleich zu dem Risiko ohne Exposition) angegeben werden. Diese Risiken hängen im Allgemeinen von der Höhe der Exposition ab. Dies gilt auch für das zusätzliche absolute Risiko (EAR: excess absolute risk) und das zusätzliche relative Risiko (ERR: excess relative risk). Diese Maßzahlen geben

an, um wieviel sich das absolute bzw. relative Risiko erhöht, wenn die Exposition um einen bestimmten Wert steigt.

#### Das entsprechende Lungenkrebsrisiko durch Radon in Wohnungen:

In den Studien zu Lungenkrebs und Radon in Wohnungen wurde die zeitgewichtete durchschnittliche Radon-Konzentration der in den letzten 5 bis 35 Jahren bewohnten Wohnungen berechnet, d. h. eine durchschnittliche Radon-Konzentration, die sich auf einen langjährigen Zeitraum (i.d.R. 30 Jahre) bezieht, im Folgenden deshalb „langjährige Radonexposition“ genannt.

Das *zusätzliche relative Risiko* für Lungenkrebs steigt pro 100 Bq/m<sup>3</sup> langjähriger Radonexposition in den Wohnräumen um 0,16 (95%-Konfidenz-Intervall: [0,05; 0,31]) an (ERR = 0,16 je 100 Bq/m<sup>3</sup>) (Darby et al. 2005, 2006). Das heißt, das Lungenkrebsrisiko, das sich rein rechnerisch ohne Radonbelastung ergeben würde, erhöht sich bei 100 Bq/m<sup>3</sup> langjähriger Radonexposition um 16%, bei 200 Bq/m<sup>3</sup> um 32%, bei 300 Bq/m<sup>3</sup> um 48% usw. Das genannte radonbedingte zusätzliche relative Risiko unterscheidet sich je nach Rauchverhalten. So liegt es bei Raucher\*innen von einer Schachtel Zigaretten (15-24 Zigaretten) pro Tag bei 0,10 [ $<-0,03$ ; 0,38] je 100 Bq/m<sup>3</sup>, bei Ex-Raucher\*innen bei 0,22 [0,02; 0,57] je 100 Bq/m<sup>3</sup> und bei Nie-Raucher\*innen (sprich: lebenslangen Nicht-Raucher\*innen) bei 0,20 [0,02; 0,52] je 100 Bq/m<sup>3</sup> (nichtsdestotrotz haben Raucher\*innen ein höheres absolutes radonbedingtes Lungenkrebsrisiko; siehe nächster Absatz). Das radonbedingte zusätzliche relative Risiko unterscheidet sich jedoch nicht statistisch signifikant mit dem Rauchverhalten, so dass oft ein für alle Rauchverhalten einheitliches zusätzliches relatives Risiko von 0,16 je 100 Bq/m<sup>3</sup> und damit ein multiplikatives Modell für die Interaktion von Rauchen und Radon angenommen wird (Darby et al., 2005, 2006).

Für das zusätzliche *absolute* Lungenkrebsrisiko durch Radon lässt sich kein einheitlicher Wert angeben. Es hängt stark vom Rauchverhalten ab. Raucher\*innen haben ein höheres radonbedingtes absolutes Lungenkrebsrisiko als Ex-Raucher\*innen und ein deutlich höheres als Nie-Raucher\*innen. Unter Annahme eines multiplikativen Modells für die Interaktion von Rauchen und Radon ergibt sich: Bei Nie-Raucher\*innen erhöht sich das absolute Risiko bis zum Alter von 75 Jahren an Lungenkrebs zu sterben um ca. 0,0006 je 100 Bq/m<sup>3</sup> langjähriger Radonexposition. Bei derzeitigen Raucher\*innen von einer Schachtel Zigaretten (15-24 Zigaretten) pro Tag hingegen erhöht sich das entsprechende Risiko um ca. 0,015 je 100 Bq/m<sup>3</sup>. Für Ex-Raucher\*innen liegt das Risiko dazwischen, je nachdem wie viele Jahre seit dem Rauchstopp vergangen sind. Bei Ex-Raucher\*innen, die vor weniger als 10 Jahren aufgehört haben zu rauchen, beträgt das absolute Risiko z. B. ungefähr 80% des Risikos von aktuellen Raucher\*innen. Das absolute Lungenkrebsrisiko durch Radon erhöht sich also bei Raucher\*innen und Ex-Raucher\*innen stärker als bei Nie-Raucher\*innen. Grund dafür ist, dass das Basisrisiko für Lungenkrebs bei Raucher\*innen und Ex-Raucher\*innen deutlich höher ist als bei Nie-Raucher\*innen.

Absolute Risiken sind für den Laien grundsätzlich leichter zu verstehen als relative Risiken. Bei der Berechnung der absoluten Risiken müssen allerdings auch die Hintergrundraten bestimmt werden. Risikovergleiche auf Basis der relativen Risiken haben daher den Vorteil, dass sie ohne Einbezug der Hintergrundraten angegeben werden können.

Das (zusätzliche) absolute und das (zusätzliche) relative Risiko hängen von der langjährigen durchschnittlichen Radonexposition ab. Als Beispiel beim relativen Risiko: Das Lungenkrebsrisiko bei 300 Bq/m<sup>3</sup> langjähriger Radonexposition ist 1,48-mal so hoch wie das Risiko ohne Radonbelastung. Als Beispiel beim EAR: Bei Nie-Raucher\*innen erhöht sich das absolute Risiko bis zum Alter von 75 Jahren an Lungenkrebs zu sterben um ca. 0,0006 je 100 Bq/m<sup>3</sup> langjähriger Radonexposition. Die Prävalenz der Exposition (also wie stark eine Bevölkerung exponiert ist), die grundsätzlich regionalen

und zeitlichen Schwankungen unterliegt, geht hingegen nicht in die Berechnung ein. Dies hat Vor- und Nachteile.

#### Vorteil:

Das EAR und vor allem das ERR spielen in der Risikobewertung eine zentrale Rolle. Sie werden i. d. R. in den Modellen zur Untersuchung des gesundheitlichen Risikos geschätzt. Andere Risikomaßzahlen wie z. B. der bevölkerungsattributable Anteil verwenden das ERR in ihrer Berechnung. Ein Vergleich von Risikofaktoren auf Basis des EAR bzw. des ERR hat den Vorteil, dass damit weiterführende Berechnungen vermieden werden können.

Dadurch, dass die Prävalenz der Exposition nicht in die Bestimmung des EAR und des ERR eingeht, unterliegen diese Risikomaßzahlen weniger regionalen oder zeitlichen Schwankungen. Dies gilt insbesondere für die relativen Risiken, die ohne Berücksichtigung der Hintergrunderaten angegeben werden.

#### Nachteil:

Dadurch, dass die Prävalenz der Exposition nicht in die Bestimmung des EAR und des ERR eingeht, bleiben die örtlichen und zeitlichen Radon-Begebenheiten unberücksichtigt. Die Angabe eines relativen Risikos von 1,48 für Lungenkrebs durch eine Exposition gegenüber einer langjährigen Radon-Konzentration von  $300 \text{ Bq/m}^3$ , kann in einer Region in die Irre führen, wenn solche Radon-Konzentrationen typischerweise dort nicht erreicht werden.

Das EAR und das ERR hängen von der betrachteten Exposition ab. Bei einem Vergleich von verschiedenen Risikofaktoren auf Basis dieser Maßzahlen sollte also stets dazu gesagt werden, auf welche Expositionsdauer und, im Falle von Radon, auf welche Radon-Konzentration man sich jeweils bezieht.

#### • **Bevölkerungsattributabler Anteil bzw. Anzahl bevölkerungsattributabler Fälle**

Auf Basis des relativen Risikos lässt sich der sog. *bevölkerungsattributable Anteil (PAF: population attributable fraction)* schätzen. Das ist der Anteil am Risiko in einer Population, der auf die Exposition zurückgeht. Er gibt an, welcher Anteil an allen Erkrankungs-/Sterbefällen in einer Population vermieden werden könnte, wenn die Exposition auf ein bestimmtes Niveau reduziert werden würde. Bei Kenntnis der Gesamtanzahl von Fällen kann man auch die Anzahl der bevölkerungsattributablen Fälle angeben. Sie beschreibt, wie viele Fälle auf einen Risikofaktor zurückgehen.

Der bevölkerungsattributable Anteil und die Anzahl bevölkerungsattributabler Fälle beziehen sich auf eine definierte Population und deren Expositionsverhältnisse. Es wird also berücksichtigt, wie stark eine Population exponiert ist. So muss z. B. bei einer Expositionsgröße, für die nur binäre Informationen zur Exposition vorliegen („exponiert ja/nein“), der Anteil, wie viele Personen exponiert sind, bestimmt werden. Bei einer Expositionsgröße, für die detailliertere Angaben zur Höhe der Exposition vorhanden sind, gehen typischerweise die in der Population vorherrschende Durchschnittsexposition oder idealerweise – wie für Radon in Wohnungen – die Verteilung der Exposition in der Allgemeinbevölkerung (also welche Expositionshöhe wie häufig auftritt) in die Berechnung ein.

Die Anzahl der bevölkerungsattributablen Fälle ist für eine Kommunikation geeigneter als der bevölkerungsattributable Anteil. So suggeriert im Falle von Radon der Anteil eine kleine Größe, da unberücksichtigt bleibt, dass Lungenkrebs einer der mit Abstand häufigsten Tumoren ist und meist tödlich endet. Im Gegensatz dazu gibt die Anzahl der bevölkerungsattributablen Fälle eine grobe Information über die Anzahl der Betroffenen und erlaubt so auch einen besseren Vergleich mit anderen Risikofaktoren oder Endpunkten.

#### Das entsprechende Lungenkrebsrisiko durch Radon in Wohnungen:

In Deutschland können jährlich rund 5 % der Lungenkrebs-Todesfälle auf Radon in Wohnräumen zurückgeführt werden (Menzler et al., 2008). Dabei wurde die Verteilung der Radon-Konzentrationen in Deutschland berücksichtigt. Menzler et al. gingen in ihren Berechnungen von insgesamt 37.700 Lungenkrebs-Todesfällen in Deutschland pro Jahr aus (Angaben des deutschen Krebsforschungszentrums der Jahre 1996 - 2000). Ein bevölkerungsattributabler Anteil von 5 % entspricht damit rund 1.900 bevölkerungsattributablen Lungenkrebs-Todesfällen (95%-Konfidenz-Intervall: [652; 4.759]). Getrennt nach Rauchverhalten ergeben sich bei den Nie-Raucher\*innen 159 [55; 401] und bei den Jemals-Raucher\*innen (derzeitige Raucher\*innen und frühere Raucher\*innen) 1.737 [597; 4.358] Lungenkrebs-Todesfälle, die auf Radon zurückzuführen sind.

Die Global Burden of Disease (GBD)-Studie (2020) (durchgeführt vom Institute for Health Metrics and Evaluation in Kooperation mit der WHO) liefert für Deutschland für 2019 mit einem bevölkerungsattributablen Anteil von 5,3% ein ähnliches Ergebnis. Die bevölkerungsattributablen Todesfälle sind mit rund 2.900 höher, da die Gesamtanzahl an Lungenkrebstodesfällen mit ca. 54.000 höher geschätzt wird als durch das Zentrum für Krebsregisterdaten (ZfKD, 2021).

#### Vorteil:

Der bevölkerungsattributable Anteil und die Anzahl bevölkerungsattributabler Fälle beziehen sich auf die in einer Bevölkerung vorliegenden Expositionsverhältnisse. Das Lungenkrebsrisiko durch Radon kann daher mit Hilfe des bevölkerungsattributablen Anteils und der Anzahl bevölkerungsattributabler Fälle ohne Angaben zur Exposition beschrieben werden.

#### Nachteil:

Generell gilt, dass die Schätzung des bevölkerungsattributablen Anteils und der Anzahl der bevölkerungsattributablen Fälle mit großen Unsicherheiten verbunden ist. Da der bevölkerungsattributable Anteil und die Anzahl bevölkerungsattributabler Fälle von den Expositionsverhältnissen abhängen, unterliegen sie auch zeitlichen und regionalen Schwankungen. Es ist zudem zu berücksichtigen, dass der bevölkerungsattributable Anteil auch von der Verbreitung der anderen Risikofaktoren abhängt. Nimmt die Prävalenz eines Risikofaktors ab oder zu, so ändern sich auch die Anteile für die anderen Risikofaktoren. Dies kann insbesondere nach Aktualisierungen der Angaben zu den bevölkerungsattributablen Anteilen zu Verständnisschwierigkeiten führen.

- **Verlust an gesunder Lebenszeit**

Darüber hinaus existieren weitere populationsbezogene Maßzahlen, die den Verlust an Lebenszeit bzw. die gesundheitliche Einschränkung der Lebenszeit beschreiben. So bezeichnet *YLL (Years of life lost)* die Summe der durch frühzeitigen Tod verlorenen Lebensjahre, während *YLD (years lived with disability or disease)* die mit einer Krankheit bzw. Behinderung gelebten Lebensjahre angibt. *DALY (disability adjusted life years)* ist die Summe aus YLL und YLD und lässt sich als Verlust an gesunden Lebensjahren interpretieren.

### Das entsprechende Lungenkrebsrisiko durch Radon in Wohnungen:

Die GBD-Studie (2020) ermittelte 2019 für Deutschland 933.151 durch Lungenkrebs verlorene gesunde Lebensjahre (DALYs). Von diesen werden in der Studie 58.838 (5,3 %) auf Radon in Wohnungen zurückgeführt.

#### Vorteil:

Wie das PAF beziehen sich auch YLL, YLD und DALY auf eine Population und die dort vorliegenden Expositionsverhältnisse. Angaben zur Exposition können auch hier der Einfachheit halber zunächst weggelassen und erst auf Rückfrage kommuniziert werden.

#### Nachteil:

YLL und YLD werden typischerweise über die Anzahl attributabler Fälle bestimmt. Die Nachteile des PAF und der Anzahl attributabler Fälle gelten also auch für das YLL und das YLD. Die Ergebnisse zu YLL, YLD und DALY sind für Nicht-Fachkundige schwerer verständlich als Angaben zu attributablen Fällen.

- **Dosis**

Bei der Dosis handelt es sich eigentlich nicht um eine Maßzahl zur Beschreibung eines Risikos. Unter der Annahme, dass man bei derselben Dosis dasselbe Krebsrisiko hat, lässt sich jedoch das Radonrisiko mit dem anderer Risikofaktoren aus dem Bereich der ionisierenden Strahlung auch anhand der jeweiligen Dosen vergleichen. Die Verwendung der effektiven Dosis ist für solche Vergleiche allerdings problematisch. Die effektive Dosis ist eine über den ganzen Körper gemittelte Größe und ist bei lokal begrenzten gesundheitlichen Wirkungen von Strahlung wie im Falle von Radon wenig geeignet. In solchen Fällen ist ein Vergleich anhand der Organ-Äquivalentdosis wesentlich sinnvoller. Daher erfolgt im Folgenden der Dosis-Vergleich auf Basis der Lungen-Äquivalentdosis. Anhand der Lungen-Äquivalentdosis können auch unterschiedliche Strahlenarten wie Röntgenstrahlung und Alphastrahlung (bei Radon vor allem relevant) verglichen werden. Allerdings sind hierfür Annahmen über die biologische Wirksamkeit verschiedener Strahlenarten notwendig.

### Die entsprechende Lungen-Äquivalentdosis durch Radon in Wohnungen:

Die ICRP bestimmte auf Basis eines dosimetrischen Ansatzes für berufliche Radonexpositionen Lungen-Äquivalentdosiskoeffizienten, um Radonexpositionen am Arbeitsplatz in Lungen-Äquivalentdosen umzurechnen (ICRP 137, 2017). Sie tat dies jeweils für folgende drei Szenarien: Arbeitsplätze in Innenräumen, Arbeiter in Bergwerken und Arbeiter in touristischen Höhlen. An der Bestimmung der Lungen-Äquivalentdosiskoeffizienten für Radon in Wohnungen arbeitet die ICRP noch. Da die ICRP für Radon in Wohnungen empfiehlt, vorläufig dieselben Effektivdosiskoeffizienten wie bei Radonexpositionen von Bergarbeitern zu verwenden (ICRP 137, 2017; ICRP, 2018) und bei Radon und seinen Folgeprodukten die effektive Dosis fast ausschließlich auf die Äquivalentdosis in der Lunge zurückzuführen ist, werden im Folgenden für Radon in Wohnungen dieselben Lungen-Äquivalentdosiskoeffizienten wie bei Radonexpositionen von Bergarbeitern verwendet. Diese lauten für Männer 24,3 Millisievert (mSv) pro  $\text{mJ}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$  und für Frauen 26,0 mSv pro  $\text{mJ}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ . Über beide Geschlechter gemittelt, ergibt sich damit ein Lungen-Äquivalentdosiskoeffizient von 25,2 mSv pro  $\text{mJ}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$  bzw. von 55,9 mSv pro  $\text{MBq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ . Ist man zu Hause ein Jahr lang einer Radon-Konzentration von  $300 \text{ Bq}/\text{m}^3$  ausgesetzt (mit 7.000 h zu Hause im Jahr und einem Gleichgewichtsfaktor von  $F = 0,4$ ), ergibt sich damit eine Lungen-Äquivalentdosis von 117,4 mSv.

Dieser Wert ist aus folgendem Grund plausibel: Bei Radonexpositionen geht die effektive Dosis hauptsächlich (mit einem Anteil von mehr als 95 %) auf die Lungen-Äquivalentdosis zurück. Der Beitrag der Lunge bei der Bestimmung der effektiven Dosis ist generell 0,12. Der Dosiskoeffizient für die Umrechnung einer Radonexposition von Bergarbeitern in die effektive Dosis ist laut ICRP 137 (2018) 3 mSv pro  $\text{mJ}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ . Damit ergibt sich für eine einjährige Radon-Konzentration von  $300 \text{ Bq}/\text{m}^3$  eine effektive Dosis von 14 mSv (mit 7.000 h zu Hause im Jahr und einem Gleichgewichtsfaktor von  $F = 0,4$ ). Die Lungen-Äquivalentdosis lässt sich daher mit  $14 \text{ mSv}/0,12 = 116,7 \text{ mSv}$  abschätzen, was sehr ähnlich zu der oben berechneten Lungen-Äquivalentdosis von 117,4 mSv ist.

#### Vorteil:

Anhand der Lungen-Äquivalentdosis können Expositionen gegenüber unterschiedlichen Strahlungsarten prinzipiell miteinander verglichen werden.

#### Nachteil:

Der genaue Zusammenhang zwischen der Lungen-Äquivalentdosis und gesundheitlicher Auswirkung ist nicht bekannt und hängt möglicherweise auch von weiteren Charakteristika der Expositionssituation ab. Die Berechnung der Lungen-Äquivalentdosis beruht auf einer Vielzahl von Annahmen, deren Gültigkeit im Detail unklar ist. So wird zum Beispiel angenommen, dass die Dosis-Rate keine Rolle spielt, d. h. bei gleicher Gesamtdosis ist es egal, ob die Dosis aus einer einmaligen Strahlenexposition resultiert oder aus mehreren Strahlenexpositionen. Zudem ist die Bestimmung der Lungen-Äquivalentdosis mit großer Unsicherheit behaftet. Unterschiedliche Ansätze führen zu voneinander abweichenden Ergebnissen (vgl. z. B. March und Birchall, 2000).

### • **Konzepte für Schadstoffe in der Innenraumluft**

Radon in Wohnungen kann als Schadstoff in der Innenraumluft angesehen werden (WHO, 2010; AIR, 2015a). Für Schadstoffe in der Innenraumluft liegen Konzepte vor, die darauf abzielen, die gesundheitliche Wirkung von Schadstoffen in der Innenraumluft zu bewerten und vergleichbar zu machen. Im Rahmen der Bewertung der Innenraumluftqualität wird typischerweise folgende Frage gestellt: Welches zusätzliche absolute Lebenszeitrisiko (LEAR) ist mit welcher Schadstoff-Konzentration in der Innenraumluft verbunden?

Die Weltgesundheitsorganisation (WHO) betrachtet in den „WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants“ (WHO, 2010) LEARs von 1:1.000.000 bis zu 1:100. Der Ausschuss für Innenraumrichtwerte (AIR) in Deutschland, bestehend aus Fachleuten des Bundes und der Länder sowie weiteren vom Umweltbundesamt ernannten Expert\*innen, legt bei seiner Bewertung der Gesundheitsrisiken von Schadstoffen in der Innenraumluft ein LEAR von 1:1.000.000 als Zielgröße fest. Der AIR hat speziell für krebserzeugende Verunreinigungen der Innenraumluft ein Konzept erstellt (AIR, 2015a). Das Konzept sieht vor, für einen krebserzeugenden Stoff einen sog. Referenzwert festzulegen (mit diesem Referenzwert ist nicht der Referenzwert gemäß StrlSchG 2017 §124, §126 gemeint). Zur Bestimmung des Referenzwertes werden die Konzentrationen des Schadstoffs in der Innenraumluft in einer Stichprobe von Innenräumen gemessen. Das 95. Perzentil dieser Messwerte, also der Wert, der von 95 % der Messwerte unterschritten wurde, dient als Referenzwert des Schadstoffs in der Innenraumluft. Der AIR strebt Schadstoff-Konzentrationen in der Innenraumluft an, die mit einem niedrigeren LEAR als 1:1.000.000 verbunden ist. Deshalb soll unter Voraussetzung einer belastbaren Exposition-Wirkungsbeziehung diejenige Konzentration ermittelt werden, die nach lebenslanger Exposition zu einem LEAR von 1:1.000.000 führt. Liegt der Referenzwert unterhalb dieses Wertes, dann ist das Gesundheitsrisiko des Schadstoffs in der Innenraumluft eher gering. In diesem Fall wird die Konzentration mit einem LEAR von 1:1.000.000

als risikobezogener Leitwert festgesetzt. Ist der Referenzwert größer als die Konzentration mit einem LEAR von 1:1.000.000, ist das Gesundheitsrisiko durch den Schadstoff in der Innenraumluft höher als vom AIR angestrebt. In diesem Fall wird der Referenzwert als vorläufiger Leitwert festgelegt. Vorläufig deshalb, weil zukünftig eine weitere Reduzierung dieses Leitwerts erreicht werden soll (AIR, 2015a).

Die Bewertung von Radon in Wohnungen:

Die WHO betrachtet als Leitwerte für Radon in Wohnungen zusätzliche absolute Risiken von 1:100 und 1:1.000, bis zum Alter von 75 Jahren an Lungenkrebs zu sterben. Tabelle 2-1 zeigt die Radon-Konzentrationen, die bei langjähriger Radonexposition zu diesen zusätzlichen absoluten Risiken führen (WHO, 2010).

**Tabelle 2-1: Die Tabelle zeigt die Radon-Konzentrationen, die bei langjähriger Radonexposition zu bestimmten zusätzlichen absoluten Risiken führen, bis zum Alter von 75 Jahren an Lungenkrebs zu sterben. Diese sind für Nie-Raucher\*innen und kontinuierliche Raucher\*innen einer Schachtel Zigaretten (15-24 Zigaretten) pro Tag aufgeführt. Für Ex-Raucher\*innen liegen die Werte dazwischen (abhängig davon wie lange es her ist, dass mit dem Rauchen aufgehört wurde) (WHO, 2010).**

Zusätzliches absolutes Risiko	Radon-Konzentration [Bq/m <sup>3</sup> ]	
	Nie-Raucher*innen	Kontinuierliche Raucher*innen (15-24 Zigaretten/Tag)
1:100	1.670	67
1:1.000	167	6,7

Für die Bewertung des AIR ermittelte das BfS auf der Basis von Radon-Konzentrations-Messungen ein 95. Perzentil von 100 Bq/m<sup>3</sup> (AIR, 2015b). Dieser Wert gilt laut AIR als Referenzwert. Bei Nie-Raucher\*innen ergibt sich ein LEAR von 1:1.000.000 bei einer Radon-Konzentration von 0,167 Bq/m<sup>3</sup>. Dieser Wert ist deutlich kleiner als der Referenzwert. Der AIR favorisiert deshalb den Referenzwert von 100 Bq/m<sup>3</sup> als vorläufigen Leitwert, ehe die Ergebnisse einer Studie vorliegen, die auf der Basis von mehr als 6.000 nach bevölkerungsrepräsentativen Kriterien ausgewählten Wohnungen in Deutschland eine Radon-Verteilung ermittelt. Bei dem Referenzwert von 100 Bq/m<sup>3</sup> ergibt sich für Nie-Raucher\*innen ein LEAR von 0,0006 = 600·10<sup>-6</sup>. Damit liegt beim Referenzwert ein 600-fach höheres Risiko vor als der AIR bei Schadstoffen in der Innenraumluft üblicherweise anstrebt.

## 3 Vergleich von Radon in Wohnungen mit anderen Risikofaktoren

### 3.1 Vergleich mit Passivrauchen

- Exposition: Bei der Exposition gegenüber Passivrauch werden in den meisten Studien nur Nie-Raucher\*innen betrachtet. Die Passivrauch-Exposition ist in Studien nicht immer einheitlich definiert. Meistens wird die Passivrauch-Exposition nur binär erfasst (Person ist exponiert oder nicht). Während in früheren Studien meist nur berücksichtigt wurde, ob der Partner bzw. die Partnerin raucht, wurde später auch einbezogen, ob man am Arbeitsplatz bzw. in der Kindheit Passivrauch ausgesetzt war. Die Passivrauch-Exposition ist damit wesentlich ungenauer erfasst als die Radonexposition. Dies erschwert die Vergleichbarkeit der Risiken dieser beiden Risikofaktoren ebenso wie die deutliche Veränderung der Passivrauch-Exposition über die Jahre. Lag die Passivrauch-Exposition 1994 in Deutschland noch bei 60% (Männer) und 70% (Frauen), so sank sie – auch in Folge der Nichtraucher\*innen-Gesetze – auf 39,5% (Männer) und 23,5% (Frauen) im Jahr 2011 (Becher et al., 2018). Bei den im Folgenden betrachteten attributablen Fällen (Becher et al., 2018; Gredner et al., 2018) liegt eine Passivrauch-Exposition dann vor, wenn jemand an mindestens einem Tag in der Woche als Nichtraucher\*in Tabakrauch ausgesetzt war – sei es zu Hause, am Arbeitsplatz oder in der Freizeit. Die Daten hierzu basieren auf der DEGS1-Studie (Studie zur Gesundheit Erwachsener in Deutschland), die in Deutschland von 2008 bis 2011, also nach Einführung der Nichtraucher\*innen-Gesetze, durchgeführt wurde (Kamtsiuris et al., 2013).
- Relatives Risiko: Ein kausaler Zusammenhang zwischen Passivrauchen und Lungenkrebs gilt als nachgewiesen (DKFZ, 2005). Zahlreiche Studien untersuchten, wie stark sich bei Nie-Raucher\*innen das Lungenkrebsrisiko erhöht, wenn sie Passivrauch ausgesetzt sind. Metaanalysen zeigen relativ übereinstimmend, dass das relative Lungenkrebsrisiko bei Passivrauch-Exposition im Vergleich zu keiner Passivrauch-Exposition ungefähr bei 1,2 liegt (Tabelle 3.1-1). Davon abweichend ermittelten Jayes et al. (2016) ein relatives Risiko von 1,41. Hier wurden allerdings neben Nie-Raucher\*innen auch Ex- und Gelegenheitsraucher\*innen in die Analyse einbezogen. Für einen Risikovergleich mit Radon bietet es sich an, sich auf die Population der Nie-Raucher\*innen zu beziehen, da auf diese Weise eine einheitliche Datenbasis gegeben ist und Rauchen als mögliche Ursache für Lungenkrebs von vornherein ausgeschlossen werden kann. Bei Passivrauch-exponierten Nie-Raucher\*innen liegt ein um 20 Prozent erhöhtes Lungenkrebsrisiko gegenüber nicht Passivrauch-exponierten Nie-Raucher\*innen vor. Ein ähnliches relatives Risiko stellt sich bei Nie-Raucher\*innen bei einer 30-jährigen Radonexposition von ca. 100 Bq/m<sup>3</sup> ein.

Fazit: Für Nie-Raucher\*innen gilt: Das relative Lungenkrebsrisiko durch eine langjährige Radonexposition von 100 Bq/m<sup>3</sup> im Vergleich zu 0 Bq/m<sup>3</sup> zu Hause ist ungefähr genauso hoch wie das relative Lungenkrebsrisiko durch eine Passivrauch-Exposition im Vergleich zu keiner Passivrauch-Exposition (siehe fett gedruckte Werte in Tabelle 3.1-2).

- Attributable Fälle: Becher et al. (2018) ermittelten, dass in Deutschland die Anzahl der Lungenkrebstodesfälle, die auf Passivrauchen zurückgehen, von 400 (1994) auf 167 (2011) sank. Von den Lungenkrebs Erkrankungen sind laut Gredner et al. (2018) im Jahr 2018 in Deutschland 309 Erkrankungen auf Passivrauchen zurückzuführen. Diese Werte sind ungefähr in derselben Größenordnung wie die Ergebnisse des Deutschen Krebsforschungszentrums (DKFZ). Dort wurden 263 attributable Lungenkrebstodesfälle ermittelt (DKFZ 2005). Abweichende Zahlen

liefert die GBD-Studie (GBD, 2020): Sie liefert für 2019 ca. 1.700 attributable Lungenkrebstodesfälle durch Passivrauchen (Tabelle 3.1-3). Hier wurde allerdings bei der Bestimmung der Anzahl der attributablen Fälle zusätzlich zu den Nie-Raucher\*innen auch Ex-Raucher\*innen und Gelegenheitsraucher\*innen mit einbezogen. In den Studien von DKFZ (2005), Becher et al. (2018) und Gredner et al. (2018) hingegen wurden sowohl das relative Risiko als auch die Anzahlen attributabler Fälle für die Population der Nie-Raucher\*innen bestimmt. Wie beim Vergleich der relativen Risiken von Radon und Passivrauchen bieten sich auch für einen Vergleich der attributablen Fälle die Nie-Raucher\*innen als Referenzpopulation an. Mit 159 auf Radon zurückgehenden Lungenkrebs-Todesfällen ist Radon für diese Population – angesichts der relativ hohen Schätzgenauigkeit – für ähnlich viele Lungenkrebstote verantwortlich wie Passivrauchen.

Fazit: Für Nie-Raucher\*innen gilt: Auf Radon in Wohnungen gehen ungefähr so viele Lungenkrebstodesfälle zurück wie auf Passivrauchen (siehe fett gedruckte Werte in Tabelle 3.1-3).

- DALYs: In der im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführten VegAS-Studie (Verteilungsbasierte Analyse gesundheitlicher Auswirkungen von Umwelt-Stressoren, VegAS 2013) erfolgt die Abschätzung der Krankheitslast durch YLD, YLL und DALY auf Basis von Zahlen aus dem Jahr 2006. Die Krankheit Lungenkrebs führt in der Gruppe der aktuellen Nichtraucher\*innen (also Nie-Raucher\*innen und Ex-Raucher\*innen) in Deutschland zu verlorenen gesunden Lebensjahren (DALYs), die im Bereich [142.373; 145.665] liegen. Davon sind [884; 984] verlorene gesunde Lebensjahre auf eine Passivrauch-Exposition zu Hause zurückzuführen. Ein Vergleich der attributablen DALYs durch Passivrauchen mit denen durch Radon ist schwierig. Mit der GBD-Studie liegen zwar DALY-Werte zu Lungenkrebs durch Radon für Deutschland vor, allerdings sind die Zahlen hinsichtlich Population (GBD-Studie: Gesamtpopulation) und Methodik mit der VegAS-Studie nicht vergleichbar.
- Epidemiologische Bewertung: Bei einem Vergleich des Lungenkrebsrisikos durch Radon mit dem Lungenkrebsrisiko durch Passivrauchen ist Folgendes zu beachten: Er sollte sich stets auf Nie-Raucher\*innen beziehen, da für diese Subpopulation die beiden Risikofaktoren am besten miteinander verglichen werden können. Zudem ist die Bestimmung der Radonexposition wesentlich genauer als die der Passivrauch-Exposition. Während in die Bestimmung der Radonexposition eine gemessene Radon-Konzentration eingeht, gibt es in den Studien zum Passivrauchen, auf denen der Vergleich beruht, nur zwei Expositionskategorien: entweder war man Passivrauch ausgesetzt oder nicht.

**Tabelle 3.1-1 Metaanalysen für das relative Risiko für Lungenkrebs durch Passivrauchen**

Quelle	Anzahl der Studien	Lungenkrebsfälle	Exposition	Geschlecht	Relatives Risiko	95%-Konfidenzintervall
Wald et al. (1986)	13	1.125	Partner	Frauen/Männer	1,35	1,19 – 1,54
Saracci & Riboli (1989)	14	1.145	Partner	Frauen/Männer	1,35	1,20 – 1,53
Hackshaw et al. (1997)	39	5.095	Partner	Frauen/Männer	1,23	1,13 – 1,34
Zhong et al. (2000)	40	5.140	Partner	Frauen	1,20	1,12 – 1,29
	11	443	Partner	Männer	1,48	1,13 – 1,92
	19	2.848	Arbeit	Frauen/Männer	1,16	1,05 – 1,28
Boffetta (2002)	51	7.369	Partner	Frauen/Männer	1,25	1,15 – 1,37
	20	3.248	Arbeit		1,17	1,04 – 1,32
IARC (2004)	46	6.257	Partner	Frauen	1,24	1,14 – 1,34
	11	442	Partner	Männer	1,37	1,02 – 1,83
	7	1.582	Arbeit	Frauen/Männer	1,03	0,86 – 1,23
DKFZ (2005)			Heim/Arbeit	Frauen/Männer	1,25	
US-Dept. of Health and Human Services (US-HHS) (2006)	52		Partner	Frauen/Männer	1,21	1,13 – 1,30
	25		Arbeit		1,22	1,13 – 1,33
Stayner et al. (2007)	22		Arbeit	Frauen/Männer	1,24	1,18 – 1,29

<b>Taylor et al. (2007)</b>	55		Partner	Frauen	1,27	1,17 – 1,37
<b>Kim et al. (2014)</b>	18	1.277	Heim	Frauen/Männer	1,21	1,05 – 1,39
		2.468	Heim/Arbeit/Kind.		1,31	1,17 – 1,45
		4.087	Heim*		1,19	1,08 – 1,39
		12.514	Heim/Arbeit/Kind.*		1,34	1,24 – 1,45
<b>Jayes et al. (2016)**</b>	13		Heim/Arbeit/ öffentliche Orte	Frauen/Männer	1,41	1,21 – 1,65

\* Während in den anderen Analysen stets nur Nie-Raucher\*innen betrachtet werden, werden in dieser Analyse alle Personen mit einbezogen.

\*\* Während in den anderen Analysen stets nur Nie-Raucher\*innen betrachtet werden, werden in dieser Analyse bei den Passivrauch-Exponierten auch Ex-Raucher\*innen und Gelegenheitsraucher\*innen mit einbezogen.

**Tabelle 3.1-2: Vergleich des relativen Risikos anhand konkreter Expositionsszenarien. Diese sind bei Radon für Nie-Raucher\*innen und kontinuierliche Raucher\*innen einer Schachtel Zigaretten (15-24) pro Tag aufgeführt. Für Ex-Raucher\*innen liegen die Werte dazwischen (abhängig davon wie lange es her ist, dass mit dem Rauchen aufgehört wurde). Für einen Vergleich zentrale Werte sind fett gedruckt.**

	Radon in Wohnungen		Passivrauchen			
<b>Referenz</b>	Darby et al. (2005, 2006)		DKFZ (2005)	US-HHS (2006)		Kim et al. (2014)
<b>Population</b>	Nie-Raucher*innen	Raucher*innen (15-24 Zigaretten pro Tag)	Nie-Raucher*innen	Nie-Raucher*innen	Nie-Raucher*innen	Nie-Raucher*innen
<b>Betrachtetes Expositionsszenario</b>	30 Jahre bei 100 Bq/m <sup>3</sup>	30 Jahre bei 100 Bq/m <sup>3</sup>	zu Hause oder am Arbeitsplatz exponiert	zu Hause exponiert	am Arbeitsplatz exponiert	zu Hause exponiert
<b>Relatives Risiko im Vergleich zu keiner Exposition</b>	<b>1,20</b> (1 + 1*0,20)	1,10 (1 + 1*0,10)	1,25	<b>1,21</b>	<b>1,22</b>	<b>1,21</b>

**Tabelle 3.1-3: Vergleich der attributablen Lungenkrebstodesfälle an allen Lungenkrebstodesfällen in Deutschland. Für einen Vergleich zentrale Werte sind fett gedruckt.**

	Radon in Wohnungen				Passivrauchen			
Referenz	Menzler et al. (2008)		Gredner et al. (2018)	GBD (2020)	DKFZ (2005)	Gredner et al. (2018)	Becher et al. (2018)	GBD (2020)
Population	Nie-Raucher*innen	Gesamt-population	Gesamt-population	Gesamt-population	Nie-Raucher*innen	Nie-Raucher*innen	Nie-Raucher*innen	Nie-, Ex- und Gelegenheits-raucher*innen
Durchschnitts-exposition in der Population	44 Bq/m <sup>3</sup> (auf Basis korrigierter Werte) 30 Jahre		49 Bq/m <sup>3</sup> (auf Basis gemessener Werte) 30 Jahre		Prävalenz in 1998: Männer: 36,7 % Frauen: 37,8 %	Prävalenz in 2008-2011: Männer: 35,5 % Frauen: 19,7 %	Prävalenz in 2008-2011: Männer: 39,5 % Frauen: 23,5 %	
Relatives Risiko im Vergleich zu keiner Exposition	Zusätzliches relatives Risiko: 0,16 je 100 Bq/m <sup>3</sup> Darby et al. (2005, 2006)				1,25	1,22 US-HHS (2006)	1,21 US-HHS (2006), Kim et al. (2014)	
Anzahl der Lungenkrebstodesfälle pro Jahr in der Population	ca. 3.000 (für Zeitraum 1996-2000 geschätzt)	ca. 37.700 (Jahreswerte 1996-2000 gemittelt)	ca. 52.900 <sup>#</sup> (Jahr: 2018, geschätzt)		ca. 3.500 (Jahr: 2003, geschätzt)	ca. 7.100 <sup>#</sup> (Jahr: 2018, geschätzt)	ca. 7.000 (Jahr: 2013, geschätzt)	
Attributable Lungenkrebstodesfälle pro Jahr in der Population	<b>ca. 160</b>	ca. 1.900	ca. 3.200 <sup>#</sup>	ca. 2.900	ca. 260	ca. 310 <sup>#</sup>	<b>ca. 170</b>	ca. 1.700

<sup>#</sup>Neuerkrankungsfälle statt Todesfälle

### 3.2 Vergleich mit Radon-Heilkuren

- Beschreibung: Bei einer Radon-Heilkur gibt es mehrere Behandlungswege:
  - Radon-Heilstollen, in denen Patienten für wenige Stunden einer Atmosphäre mit hoher Radon-Konzentration ausgesetzt sind (etwa zehn Behandlungen von etwa einer Stunde Dauer pro Kur) und Radon über die Atmung aufnehmen.
  - Radon-Heilbäder, in denen Patienten in radonhaltigem Wasser baden.
  - Radon-Luftbäder/Radon-Dunstabäder, in denen Patienten vorwiegend über die Haut das Radon aus der Luft bzw. aus dem Quelldunst aufnehmen.
  - Radon-Trinkkuren, bei denen Patienten Quellwasser mit hohen Radon-Konzentrationen trinken.

Die Radon-Konzentrationen in der Luft bzw. im Wasser schwanken in den Therapiezentren deutlich. Daraus ergeben sich auch unterschiedliche Dosen und Risiken durch die Behandlung, was den Vergleich erschwert.

- Dosis: Die Lungen-Äquivalentdosis eines Patienten bei einer Radon-Heilkur hängt wesentlich von der Behandlungsmethode und vom Therapiezentrum ab. Hofmann (1999) schätzte für eine Badekur in den Gasteiner Kurbetrieben in Form von 10 radonhaltigen Bädern zu je 20 min mit einer durchschnittlichen Radon-Konzentration von 662 Bq/l eine Lungen-Äquivalentdosis von 0,05 mSv. Für eine entsprechende Therapie in Bad Schlema mit einer mittleren Radon-Konzentration von 1550 Bq/l ergibt sich eine Lungen-Äquivalentdosis von ca. 0,1 mSv (Hofmann, 1999). Für einen Kuraufenthalt in Bad Gastein mit 12 jeweils einstündigen Behandlungen im Radon-Heilstollen wurde bei einer mittleren Radon-Konzentration von 44.000 Bq/m<sup>3</sup> eine Lungen-Äquivalentdosis von etwa 10 mSv geschätzt (Hofmann, 1997). Damit erhält man durch 12 dieser Kuraufenthalte ungefähr dieselbe Lungen-Äquivalentdosis, wie wenn man zu Hause ein Jahr lang einer Radon-Konzentration von 300 Bq/m<sup>3</sup> ausgesetzt ist (mit 7.000 Stunden im Jahr zu Hause und einem Gleichgewichtsfaktor von  $F = 0.4$ ).

Die Lungen-Äquivalentdosis bei einer 15 x 15-minütigen Therapie in einem Radon-Thermalbad in Bad Gastein bei einer Radon-Konzentration von 140.000 Bq/m<sup>3</sup> wurde von Just (2003) auf 0,1 µSv geschätzt und ist damit vernachlässigbar gering.

Die höchste Lungen-Äquivalentdosis erhält man also durch eine Behandlung im Radon-Heilstollen.

Fazit: Die Lungen-Äquivalentdosis durch eine Radon-Konzentration von 300 Bq/m<sup>3</sup> zu Hause innerhalb eines Jahres ist ungefähr so hoch wie die durch zwölf Radon-Kuren im Heilstollen (pro Radon-Kur 12-mal 1 h bei 44.000 Bq/m<sup>3</sup>) (siehe fett gedruckte Werte in Tabelle 3.3-1).

- Zusätzliches absolutes Risiko: Es ist schwierig, das Lungenkrebsrisiko von Radon-Heilkuren präzise abzuschätzen (Maier et al., 2020): Oftmals fehlen Informationen zum persönlichen Hintergrund der Patient\*innen (z.B. zur Radonexposition in ihren Wohnungen und zum Rauchverhalten). Zudem ist unklar, inwieweit bekannte Schätzer des Lungenkrebsrisikos durch Radon auf die spezielle Expositionssituation bei Radon-Heilkuren mit hohen Dosisraten übertragen werden können. Nichtsdestotrotz liegen Risikoschätzungen für Radon-Heilkuren vor: Für die im Abschnitt zur Dosis beschriebene Behandlung im Radon-Heilstollen in Bad Gastein ergibt sich ein zusätzliches Lebenszeitrisko für Lungenkrebs von 0,0001 (Kaul, 2005). Jacobi (1979) kommt zu ähnlichen Ergebnissen, wenn man die von ihm angenommenen Expositionsbedingungen und -zeiten auf die Verhältnisse von 2005 im Bad Gasteiner Thermalstollen überträgt. Wegen ihrer großen Unsicherheit ist die Verwendung dieser Schätzwerte für einen Risikovergleich jedoch problematisch.

- Epidemiologische und dosimetrische Bewertung: Für den Vergleich der gesundheitlichen Wirkung von Radon in Wohnungen mit der bei Radon-Heilkuren gelten folgende Einschränkungen:
  - Die Lungen-Äquivalentdosis eines Patienten bei einer Radon-Heilkur hängt wesentlich von der Art der Radon-Heilkur ab (Heilbad/ Heilstollen/ Trinkkur, Dauer der Behandlung, Radon-Konzentration). Ein Vergleich der gesundheitlichen Wirkung von Radon in Wohnungen mit der bei Radon-Heilkuren ist nicht möglich ohne detaillierte Angaben zur Art der Radon-Heilkur zu machen. Eine einfache Risikokommunikation ohne viele Erläuterungen ist damit schwierig.
  - Ein Problem bei der Kommunikation des Radonrisikos in Wohnungen ist, dass sich die Menschen oft unter „Radon“ oder einer in Bq/m<sup>3</sup> gemessenen Radon-Konzentration wenig vorstellen können. Auf diese Begriffe sollte aber eingegangen werden, wenn die gesundheitliche Wirkung von Radon in Heilbädern beschrieben wird. Die Nennung von zwei verschiedenen Radon-Konzentrationen (eine in Wohnungen und eine in Heilbädern) dürfte sogar noch mehr für Verwirrung sorgen.
  - Der Vergleich macht die gesundheitliche Wirkung von Radon in Wohnungen für Laien vermutlich nicht verständlich, da von einem weit verbreiteten Wissen um die negative gesundheitliche Wirkung von Radon-Heilkuren in der Allgemeinbevölkerung nicht ausgegangen werden kann. Er ist daher nur für die Öffentlichkeitsarbeit im Kontext von Radon-Heilkuren geeignet.
  - Bei Radon-Heilkuren handelt es sich um eine therapeutische Maßnahme, für die eine rechtfertigende Indikation vorliegen muss und die den Patient\*innen zu Schmerzlinderung verhelfen kann. Dabei muss der Arzt oder die Ärztin die Risiken der Radon-Heilkur mit den Risiken alternativer Behandlungsmethoden vergleichen (zum Beispiel mit möglichen Nebenwirkungen, wenn Patient\*innen über einen langen Zeitraum Schmerzmittel einnehmen). Radon in Wohnungen ist hingegen ein Schadstoff der Innenraumluft. Darauf sollte bei Verwendung dieses Vergleichs stets hingewiesen werden.
  - Von den möglichen Behandlungswegen bei Radon-Heilkuren wurde in dem obigen Vergleich nur die Behandlung in Radon-Heilstollen betrachtet, da dort die Lungen-Äquivalentdosis mit Abstand am höchsten ist und diese Behandlung damit für die gesundheitliche Wirkung auf die Lunge die größte Relevanz hat.
  - Ein Vergleich auf der Basis von Risikomaßzahlen ist nicht möglich, da die Schätzungen des Lungenkrebsrisikos durch Radon-Heilkuren zu unsicher sind.

### 3.3 Vergleich mit Röntgenuntersuchungen des Brustkorbs

- Dosis: Bei einer konventionellen Röntgenuntersuchung des Brustkorbs (Thorax) von hinten nach vorne ergibt sich durchschnittlich eine Lungen-Äquivalentdosis von 0,12 mSv (gemäß Schätzungen des BfS). Damit erhält man durch 1.000 Röntgenuntersuchungen des Thorax ungefähr dieselbe Lungen-Äquivalentdosis, wie wenn man zu Hause ein Jahr lang einer Radon-Konzentration von 300 Bq/m<sup>3</sup> ausgesetzt ist (mit 7.000 Stunden im Jahr zu Hause und einem Gleichgewichtsfaktor von  $F = 0.4$ ).

Fazit: Die Lungen-Äquivalentdosis durch eine Radon-Konzentration von 300 Bq/m<sup>3</sup> zu Hause innerhalb eines Jahres ist ungefähr genauso so hoch wie die durch 1.000 Röntgenuntersuchungen des Brustkorbs (konventionelle Röntgenuntersuchung von hinten nach vorne) (siehe fett gedruckte Werte in Tabelle 3.3-1).

- Epidemiologische und dosimetrische Bewertung: Der Vergleich anhand der Lungen-Äquivalentdosen macht auf eindrucksvolle Weise die Bedeutung von Radon deutlich: Es müsste einer Person 1000 Mal im Jahr der Brustkorb geröntgt werden, um dieselbe Lungen-Äquivalentdosis zu erhalten, die man durch eine Radon-Konzentration von 300 Bq/m<sup>3</sup> zu Hause innerhalb eines Jahres bekommt. Dennoch eignet sich der Vergleich nicht, die gesundheitliche Wirkung der betrachteten Risikofaktoren gegenüber zu stellen, weil es sich nicht um einen Risikovergleich im eigentlichen Sinne handelt. Der genaue Zusammenhang zwischen der Lungen-Äquivalentdosis und gesundheitlicher Auswirkung ist nicht bekannt und hängt möglicherweise auch von weiteren Charakteristika der Expositionssituation ab. Hier werden zwei sehr unterschiedliche Strahlenexpositionen miteinander verglichen. Bei einer Röntgenuntersuchung ist man für kurze Zeit locker ionisierender Strahlung ausgesetzt, während man bei Radon in Wohnungen über lange Zeit dicht-ionisierender Alphastrahlung ausgesetzt ist. Darüber hinaus gelten für diesen Vergleich weitere Einschränkungen:
  - Die Berechnung der Lungen-Äquivalentdosis ist sowohl bei Röntgenuntersuchungen als auch bei Radon in Wohnungen (Radon-Dosiskonversion) mit großen Unsicherheiten verbunden. Zum Zwecke einer möglichst guten Vergleichbarkeit erfolgte sie in beiden Fällen anhand des dosimetrischen Ansatzes. Da noch keine Lungen-Äquivalentdosis-Koeffizienten der ICRP für die Umrechnung der häuslichen Radonexposition vorliegen, wurde auf Empfehlung der ICRP hierfür dieselben Lungen-Äquivalentdosis-Koeffizienten wie bei Radonexpositionen von Bergarbeitern verwendet (ICRP 137, 2017).
  - Bei einer Röntgenuntersuchung des Brustkorbs handelt es sich um eine medizinische Maßnahme, bei der ein unmittelbarer Nutzen für den Patienten besteht. Denn bereits im Vorfeld ist eine rechtfertigende Indikation zu stellen, so dass gewährleistet ist, dass der Nutzen das Strahlenrisiko überwiegt. Im Falle des Schadstoffs Radon in der Innenraumluft besteht hingegen lediglich das Strahlenrisiko.

**Tabelle 3.3-1: Vergleich der Lungen-Äquivalentdosen anhand konkreter Expositionsszenarien.  
Für einen Vergleich zentrale Werte sind fett gedruckt.**

	<b>Radon in Wohnungen</b>	<b>Radon-Kur im Heilstollen</b>	<b>Radon-Kur im Heilbad</b>	<b>Radon-Kur im Luftbad</b>	<b>Röntgen des Brustkorbs</b>
<b>Referenz</b>	ICRP 137 (2017)	Hofmann (1997)	Hofmann (1999)	Just (2003)	BfS
<b>Betrachtetes Expositionsszenario</b>	1 Jahr (7.000 h zu Hause) bei 300 Bq/m <sup>3</sup>	Kur mit 12 x 1 h in Bad Gastein bei 44.000 Bq/m <sup>3</sup>	Kur mit 10 x 20 min in Bad Gastein bei 662 Bq/l	Kur mit 15 x 15 min in Bad Gastein bei 140.000 Bq/m <sup>3</sup>	Eine Röntgenaufnahme des Brustkorbs (von hinten nach vorne)
<b>Lungen-Äquivalentdosis</b>	<b>117,4 mSv</b>	<b>10 mSv</b>	0,05 mSv	0,0001 mSv	<b>0,12 mSv</b>

### 3.4 Vergleich mit anderen krebserzeugenden Schadstoffen in der Innenraumluft

- Konzept für Schadstoffe in der Innenraumluft:

Die WHO entwickelte Leitlinien zum Schutz vor gesundheitlichen Risiken durch Schadstoffe in der Innenraumluft (WHO, 2010). Ein wichtiges Kriterium ist dabei das LEAR bezüglich einer bestimmten Krankheit aufgrund der Exposition gegenüber einem Schadstoff in der Innenraumluft. Dieses Kriterium verwendete die WHO neben Radon auch für Benzol, Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und Trichlorethen. Benzol gelangt hauptsächlich aus der Außenluft (z.B. an einer benachbarten Straße oder Tankstelle) in Innenräume. PAK können über bestimmte Öle aus der Erdölverarbeitung, die zum Weichmachen Gummi und Kunststoffen beigemischt werden, in Verbraucherprodukte gelangen. Trichlorethen wurde früher als chemisches Reinigungsmittel verwendet.

In diesem Bericht werden nur Schadstoffe in der Innenraumluft betrachtet, für die in den „WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants“ (WHO, 2010) LEARs angegeben sind. Während für die Schadstoffe in der Innenraumluft Benzol, PAK und Trichlorethen LEARs von  $1:1.000.000 = 10^{-6}$  bis  $1:10.000 = 10^{-4}$  herangezogen wurden, werden von der WHO bei Radon höhere Risiken von  $1:1.000 = 10^{-3}$  bis  $1:100 = 10^{-2}$  aufgeführt (Tabelle 3.4-1).

Der AIR verwendet ein LEAR von  $1:1.000.000$  als einheitliche Zielgröße für die Bewertung von krebserzeugenden Schadstoffen in der Innenraumluft (nicht-krebserzeugende Schadstoffe in der Innenraumluft werden in diesem Bericht nicht betrachtet). Bisher wurde vom AIR für Vinylchlorid (Chlorethen), Benzo[a]pyren, Benzol, 1,2-Dichlorethan und Trichlorethen der risikobezogene bzw. vorläufige Leitwert gemäß dem im Abschnitt 2 beschriebenen Prozedere festgelegt (AIR, 2015c; AIR, 2019; AIR, 2020; AIR, 2021a; AIR, 2021b). Vinylchlorid und 1,2-Dichlorethan werden u. a. bei der Herstellung von Polyvinylchlorid (PVC) verwendet, das als Baustoff in Wohnungen genutzt wird (z. B. als Fußbodenbelag). Vinylchlorid kann auch aus Deponien und Altlasten im Umfeld von Wohngebäuden über den Boden durch undichte Stellen in Innenräume eindringen. Benzo[a]pyren gehört zur Gruppe der PAK und entsteht u. a. beim Heizen durch unvollständige Verbrennung von Holz, Kohle und Öl. Durch Grillen und Räuchern kann Benzo[a]pyren auch in der Nahrung enthalten sein. Die Konzentrationen von Benzo[a]pyren, Benzol und 1,2-Dichlorethan sind in der Regel in den Innenräumen wesentlich höher als es für ein LEAR von  $1:1.000.000$  der Fall sein müsste (Tabelle 3.4-2). Nur bei Vinylchlorid und Trichlorethen wird die Konzentration, die mit einem LEAR von  $1:1.000.000$  einhergeht, meist deutlich unterschritten.

Als Grundlage für die Beurteilung der potentiellen Bedenklichkeit einer Schadstoff-Konzentration am Arbeitsplatz dienen in Deutschland MAK-Werte (maximale Arbeitsplatz-Konzentration). Der MAK-Wert ist die höchstzulässige Konzentration eines Arbeitsstoffes als Gas, Dampf oder Schwebstoff in der Luft am Arbeitsplatz, die nach dem gegenwärtigen Stand der Kenntnis auch bei wiederholter und langfristiger Exposition im Allgemeinen die Gesundheit der Beschäftigten nicht beeinträchtigt (DFG, 2020). MAK-Werte werden von der „Ständigen Senatskommission der Deutschen Forschungsgemeinschaft zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe“ abgeleitet und jährlich veröffentlicht. Für die in diesem Bericht ausschließlich betrachteten krebserzeugenden Schadstoffe werden grundsätzlich keine MAK-Werte festgelegt.

Der Vergleich von Radon mit anderen Schadstoffen in der Innenraumluft anhand der in den Tabellen 3.4-1 und 3.4-2 aufgeführten Werte zeigt insgesamt: Für Radon liegen wesentlich höhere LEARs vor, als man üblicherweise im Rahmen von Schadstoffen in der Innenraumluft als akzeptabel einstuft. Vergleicht man die Ergebnisse der WHO mit denen des AIR stellt man Unterschiede fest. Dies liegt u.a. daran, dass der AIR aktuellere Studien in seine Risikoanalysen einbeziehen konnte. Bei Trichlorethen stützt sich die Risikoabschätzung des AIR auf epidemiologische Studien, während der von der WHO verwendete Risikoschätzer auf Studien an Ratten basiert (AIR, 2015c). Bei Benzo[a]pyren orientiert sich der AIR bei seiner Risikoschätzung an einer Metaanalyse mit umfangreicher Datenbasis, wohingegen sich der Risikoschätzer der WHO nur auf Studien zu Hochofenarbeitern bezieht. Deshalb werden im Folgenden die Risikoschätzer des AIR verwendet. Ein Vergleich der Risiken unterschiedlicher Schadstoffe in der Innenraumluft zeigt:

- a) Das zusätzliche absolute Lebenszeitrisiko, wegen einer langjährigen Radonexposition von  $300 \text{ Bq/m}^3$  zu Hause als Nie-Raucher\*in an Lungenkrebs zu erkranken bzw. zu sterben ist ungefähr genauso so hoch wie
- durch eine lebenslange Benzol-Exposition (z. B. aus Benzin-Abgasen) von  $180 \mu\text{g/m}^3$  an akuter myeloischer Leukämie zu erkranken,
  - durch eine lebenslange Benzo[a]pyren-Exposition (z. B. durch unvollständige Verbrennung von Holz, Kohle und Öl) von  $59 \text{ ng/m}^3$  an Lungenkrebs zu erkranken,
  - durch eine lebenslange 1,2-Dichlorethan-Exposition (ein Lösungsmittel für Lacke) von  $666 \mu\text{g/m}^3$  an Krebs (Brustdrüse, Bronchien, Leber, Milz) zu erkranken.
  - durch eine lebenslange Trichlorethen-Exposition (Bestandteil von Reinigungsmitteln) von  $36 \text{ mg/m}^3$  an Krebs (v. a. Niere) zu erkranken,
  - durch eine lebenslange Vinylchlorid-Exposition (z. B. durch Nähe zu Deponien) von  $4,1 \text{ mg/m}^3$  an Leberkrebs zu erkranken.
- b) Radon ist einer der wichtigsten krebserzeugenden Schadstoffe in der Innenraumluft.

- Epidemiologische Bewertung: Für Radon liegen wesentlich höhere absolute Lebenszeitrisiken vor, als man üblicherweise für krebserzeugende Schadstoffe in der Innenraumluft als akzeptabel einstuft. Damit ist Radon einer der wichtigsten krebserzeugenden Schadstoffe in der Innenraumluft. Dies macht die von Radon ausgehende Gesundheitsgefahr noch einmal sehr deutlich. Die Aussage b) ist daher eine sehr wichtige Erkenntnis. Konkrete Vergleiche mit anderen Schadstoffen in der Innenraumluft gemäß Aussage a) sind wohl nicht hilfreich, da diese Stoffe in der Bevölkerung wenig bekannt sind. Ein Gefühl dafür, wie hoch oder niedrig die Konzentrationen dieser Schadstoffe in der Innenraumluft üblicherweise sind, haben nur Fachleute.

**Tabelle 3.4-1: LEARs bzgl. bestimmter Endpunkte sowie die Konzentrationen, die bei Exposition zu bestimmten LEARs führen, für ausgewählte Schadstoffe in der Innenraumluft. Diese sind bei Radon für Nie-Raucher\*innen und kontinuierliche Raucher\*innen einer Schachtel Zigaretten pro Tag aufgeführt. Für Ex-Raucher\*innen liegen die Werte dazwischen (abhängig davon wie lange es her ist, dass mit dem Rauchen aufgehört wurde) (WHO, 2010).**

Schadstoff in der Innenraumluft	Untersuchter Endpunkt	LEAR	WHO-Leitlinien: Konzentrationen mit				
			LEAR = 10 <sup>-2</sup>	LEAR = 10 <sup>-3</sup>	LEAR = 10 <sup>-4</sup>	LEAR = 10 <sup>-5</sup>	LEAR = 10 <sup>-6</sup>
<b>Radon</b>	Lungenkrebs bei Nie-Raucher*innen	0,6 · 10 <sup>-5</sup> pro Bq/m <sup>3</sup>	1670 Bq/m <sup>3</sup>	167 Bq/m <sup>3</sup>			
	Lungenkrebs bei aktuellen Raucher*innen (15-24 Zigaretten am Tag)	15 · 10 <sup>-5</sup> pro Bq/m <sup>3</sup>	67 Bq/m <sup>3</sup>	6,7 Bq/m <sup>3</sup>			
<b>Benzol</b>	Akute myeloische Leukämie	6 · 10 <sup>-6</sup> pro µg/m <sup>3</sup>			17 µg/m <sup>3</sup>	1,7 µg/m <sup>3</sup>	0,17 µg/m <sup>3</sup>
<b>Benzo[a]pyren</b>	Lungenkrebs	8,7 · 10 <sup>-5</sup> pro ng/m <sup>3</sup>			1,2 ng/m <sup>3</sup>	0,12 ng/m <sup>3</sup>	0,012 ng/m <sup>3</sup>
<b>Trichlorethen</b>	Krebs (v.a. Niere)	4,3 · 10 <sup>-7</sup> pro µg/m <sup>3</sup>			230 µg/m <sup>3</sup>	23 µg/m <sup>3</sup>	2,3 µg/m <sup>3</sup>

Tabelle 3.4-2: Risikobezogene bzw. vorläufige Leitwerte und LEARs für krebserzeugende Schadstoffe in der Innenraumluft (AIR, 2015a; AIR, 2015c; AIR, 2019; AIR, 2020; AIR, 2021a; AIR, 2021b). Für alle Schadstoffe werden lebenslange Expositionen angenommen (Ausnahme: Radon mit 30-jähriger Exposition). Für einen Vergleich zentrale Werte sind fett gedruckt.

Innenraum-schadstoff	Untersuchter Endpunkt	Konzentration mit LEAR = $1 \cdot 10^{-6}$	Konzentration mit LEAR = $1.800 \cdot 10^{-6}$	95. Perzentil der Konzentrations-messungen	Risikobezogener Leitwert <sup>#</sup>	LEAR beim risikobezogenen Leitwert <sup>#</sup>
Radon	Lungenkrebs bei Nie-Raucher*innen	0,167 Bq/m <sup>3</sup>	<b>300 Bq/m<sup>3</sup></b>	100 Bq/m <sup>3</sup>	100 Bq/m <sup>3</sup> (n)	$600 \cdot 10^{-6}$ (n)
Benzol	Akute myeloische Leukämie	0,1 µg/m <sup>3</sup>	<b>180 µg/m<sup>3</sup></b>	4,5 µg/m <sup>3</sup>	4,5 µg/m <sup>3</sup> (v)	$45 \cdot 10^{-6}$ (v)
Benzo[a]pyren	Lungenkrebs	0,033 ng/m <sup>3</sup>	<b>59 ng/m<sup>3</sup></b>	0,8 ng/m <sup>3</sup>	0,8 ng/m <sup>3</sup> (v)	$24 \cdot 10^{-6}$ (v)
1,2-Dichlorethan	Krebs (Brustdrüse, Bronchien, Leber, Milz)	0,37 µg/m <sup>3</sup>	<b>666 µg/m<sup>3</sup></b>	1,0 µg/m <sup>3</sup>	1,0 µg/m <sup>3</sup> (v)	$3 \cdot 10^{-6}$ (v)
Trichlorethen	Krebs (v.a. Niere)	0,02 mg/m <sup>3</sup>	<b>36 mg/m<sup>3</sup></b>	0,0012 mg/m <sup>3</sup>	0,02 mg/m <sup>3</sup>	$1 \cdot 10^{-6}$
Vinylchlorid	Leberkrebs	2,3 µg/m <sup>3</sup>	<b>4,1 mg/m<sup>3</sup></b>	< 2,3 µg/m <sup>3</sup>	2,3 µg/m <sup>3</sup>	$1 \cdot 10^{-6}$

<sup>#</sup> Legende: (n) = favorisiert, aber nicht offiziell festgelegt, (v) = vorläufig

## 4 Vergleich mit Fallzahlen anderer Krebsarten

- Absolute Fallzahlen:** Im Radon-Handbuch der WHO wurden die attributablen Lungenkrebs-Todesfälle durch Radon mit der Gesamtanzahl von Todesfällen durch Mundhöhlen- bzw. Rachenkrebs, Speiseröhrenkrebs und malignem Melanom der Haut verglichen (WHO, 2009). In diesem Vergleich bezog sich die WHO auf Zahlen von Ferlay et al. (2007), die für Europa im Jahr 2006 42.400 Todesfälle durch Mundhöhlen- bzw. Rachen-Krebs, 38.500 Todesfälle durch Speiseröhrenkrebs, 13.800 Todesfälle durch schwarzen Hautkrebs (allerdings nicht für ganz Europa, sondern nur für die Region des Europäischen Wirtschaftsraums) sowie 334.800 Lungenkrebstodesfälle ermittelten. Gemäß Darby et al. (2005) gehen rund 9 % der Lungenkrebstodesfälle in Europa auf Radon in Wohnungen zurück, was in etwa 30.000 Fällen entspricht. Die WHO schlussfolgerte anhand dieser Zahlen, dass in Europa die Anzahl der Lungenkrebstodesfälle, die auf Radon zurückgehen, ungefähr im Bereich der Todesfälle durch Mundhöhlen- bzw. Rachenkrebs sowie durch Speiseröhrenkrebs liegt. Sie sei außerdem in etwa doppelt so hoch wie die Anzahl der Todesfälle durch malignes Melanom der Haut.

Vergleicht man diese Zahlen mit denen für Deutschland, ergibt sich ein anderes Bild (Tabelle 4-1).

**Tabelle 4-1: Mittlere Anzahl an jährlichen Todesfällen in Deutschland (in dem angegebenen Zeitraum) sowie die Radon-induzierten Lungenkrebstodesfälle (fett gedruckt). Es werden nur die Krebsarten aufgeführt, bei denen der Durchschnitt der Todesfälle der Jahre 1999 und 2000 zwischen 1.000 und 3.000 lag (ZfKD, 2021).**

Krebsart	Mittlere Anzahl an jährlichen Todesfällen in Deutschland in den Jahren		
	1999 - 2000	2004 - 2008	2014 - 2018
Gebärmutterkörper (C54-C55)	2.772	2.452	2.602
Gallenblase (C23)	2.391	1.732	1.243
Lymphatische Leukämie (C91)	2.357	2.393	2.381
Malignes Melanom der Haut (C43)	2.100	2.375	2.996
Gallenwege außerhalb der Leber (C24)	1.994	1.855	2.485
Gebärmutterhals (C53)	1.951	1.588	1.562
<b>Radon-induzierter Lungenkrebs</b>	<b>1.900</b>		
Kehlkopf (C32)	1.546	1.515	1.456
Hypopharynx (C13)	1.045	976	952
Mesotheliom (C45)	1.016	1.187	1.419

Hier zeigt sich, dass die Anzahl der Todesfälle bei anderen Krankheiten durch regionale und zeitliche Unterschiede relativ stark beeinflusst wird. Ein Vergleich auf Basis der Zahlen 1999/2000 führt zu folgendem Fazit:

In Deutschland gingen um die Jahrtausendwende auf Radon in Wohnungen ungefähr so viele Lungenkrebstodesfälle pro Jahr zurück wie es Todesfälle durch schwarzen Hautkrebs (malignes Melanom), durch Krebs an Gallenwegen außerhalb der Leber oder durch Gebärmutterhalskrebs gab (siehe Tabelle 4-1).

Für einen aktuelleren Vergleich müssten die attributablen Lungenkrebstodesfälle durch Radon neu berechnet werden.

- Epidemiologische Bewertung: Streng genommen handelt es sich zwar auch bei diesem Vergleich nicht um einen Risikovergleich. Durch diesen Vergleich lassen sich jedoch die gesundheitlichen Auswirkungen von Radon gut veranschaulichen. Problematisch an diesem Vergleich ist, dass die (attributablen) Fallzahlen starken regionalen und zeitlichen Schwankungen unterliegen. Es ist also essentiell, dass sich sämtliche Fallzahlen auf denselben Ort und dasselbe Jahr beziehen und aktuell gehalten werden. Da sich die 1.900 attributablen Lungenkrebstodesfälle auf die Lungenkrebstodesfälle der Jahre 1996 bis 2000 beziehen, sollten jene auch mit den Todesfällen aus diesem Zeitraum verglichen werden. Änderungen der Todesfallzahlen können zu Änderungen der Aussagen bei den Risikovergleichen führen.

## 5 Bewertung aus Sicht der Risikokommunikation

Ausgehend von der hier vorgestellten fachlichen Bewertung stellt sich die Frage, ob der Vergleich des Radonrisikos – oder anderer risikorelevanter Aspekte – mit den hier vorgestellten Risiken ein geeignetes Mittel ist, um die Öffentlichkeit besser über Radon und damit zusammenhängend über Exposition, Wirkung und Risiko aufzuklären.

Ziel der Risikokommunikation ist es im Allgemeinen, anhand von Informationen und Kommunikation über Risiken und risikorelevante Faktoren einen informierten und bewussten Umgang mit Risiken zu fördern. Verständliche und nachvollziehbare Informationen und Kernaussagen sollen dazu beitragen, das Risikoverständnis von Akteuren außerhalb des jeweiligen Wissenschaftsbetriebs zu stärken und, soweit möglich, die Schutz- und Handlungsmotivation in der Öffentlichkeit zu erhöhen. Ein Bestandteil der Kommunikation kann grundsätzlich der Einsatz von Vergleichen sein, die helfen, z. B. eine Dosis oder eine Menge besser einzuordnen oder die Wirkung verschiedener Expositionen zu unterschiedlichen Zeiträumen zu verstehen. Risikovergleiche können aber, wenn sie inhaltlich anspruchsvoll sind oder die Rezipierenden in andere Gesundheits- bzw. Themenfelder führen, die Komplexität erhöhen und damit das Verständnis schmälern oder zu unbeabsichtigten Veränderungen in der Risikowahrnehmung führen.

Im Folgenden wird die Eignung der hier vorgestellten Risikovergleiche für die Risikokommunikation reflektiert.

### 1) Können die Radonrisikovergleiche das Verständnis erhöhen?

Radon, sein Vorkommen, Ausbreitungsverhalten in Räumen, Dosis und Dosis-Wirkungsbeziehung sind komplexe Themen und für Personen außerhalb des Wissenschaftsbetriebs sehr anspruchsvoll. Um das generelle Verständnis für Radon zu erhöhen, ist es wichtig, das komplexe Wissen auf die wichtigsten

Aussagen in Form von knappen Botschaften zu verdichten. Diese sind wissenschaftsbasiert, verzichten aber auf wissenschaftliche Erläuterungen. Die in den Abschnitten 3 und 4 zu jedem Vergleich gezogenen kurzen „Fazits“ entsprechen diesem Anspruch und reduzieren den komplexen Sachverhalt auf die jeweils wichtigste Aussage. Dennoch wird deutlich, dass Begriffe wie „relatives Risiko“, „Lungen-Äquivalentdosis“ oder neue Krankheits-, Schadstoff-, oder Konzentrationsbegriffe zusätzliche Herausforderungen für Rezipierende darstellen, zunächst aber wenig zum Verständnis über Radon beitragen.

Über den reinen Faktenaspekt hinaus führt jeder Vergleich den Betrachter in eine andere „Lebenswelt“. Der Anspruch bei der Verwendung von Radonrisikovergleichen ist, einen Bewertungsmaßstab zu bieten, ohne die Bewertung vorzugeben und ohne den Eindruck zu erwecken, dass das Risiko verharmlost oder aufgebauscht wird. Die hier vorgestellten Vergleiche sind zwar aus fachlich-wissenschaftlicher Sicht möglich. Rezipient\*innen bewerten neue Informationen aber stets im Kontext der Einflussfaktoren auf die Risikowahrnehmung und der wahrgenommenen persönlichen Betroffenheit. So kann ein Vergleich mit Passivrauchen z. B. dazu führen, dass das Radonrisiko harmloser wirkt für Personen, die sich nicht durch Passivrauch-Exposition betroffen fühlen. Der Vergleich mit Todesfällen durch malignes Melanom oder krebserzeugende Innenraumschadstoffen kann den gleichen Effekt der Verharmlosung haben oder aber auch in die entgegengesetzte Richtung wirken für Personen mit Hautkrebs-Fällen in der Familie oder für Betroffene von Innenraumschadstoffen in der eigenen Wohnung.

Die Risikovergleiche können zwar unter Umständen dazu beitragen, die Dimensionen des Radonrisikos zu verdeutlichen. Aufgrund ihrer Komplexität und mangels eindeutiger Wirkung auf die Risikowahrnehmung sollten sie aber höchstens ein kleiner Baustein der Risikokommunikation sein. Daneben gibt es zahlreiche andere Gestaltungsmöglichkeiten der Risikokommunikation, um das Verständnis über Radonexposition, Wirkung und Risiko zu erhöhen (wie z. B. visuelle/grafische Elemente, reduzierte Komplexität, etc.).

## 2) Erhöhen Risikovergleiche die Handlungsbereitschaft?

Bislang hat nur ein sehr geringer Teil der Bevölkerung Maßnahmen ergriffen, um die eigene Betroffenheit hinsichtlich zu hoher Radon-Konzentrationen festzustellen oder sich davor zu schützen (Dilkova-Gnoyke et al., 2022). Grund dafür ist zum einen eine geringe Risikowahrnehmung, bedingt durch die Eigenschaften von Radon – es ist z. B. unsichtbar, geruchslos, natürlichen Ursprungs und hat keinen Verursacher. Zum anderen trägt dazu bei, dass sowohl Radon mit seinen Risiken als auch das beste Vorgehen zur Ermittlung des Schutzbedarfs sowie Umsetzung von Schutzmaßnahmen wenig bekannt sind.

Handlungsaktivierung ist ein komplexer Prozess mit vielen kleinteiligen Bestandteilen (u. a. Informationsaufnahme und -verarbeitung, Wahrnehmen der persönlichen Betroffenheit, Zugang zu Handlungsmöglichkeiten, Verringerung der Handlungsbarrieren etc.), die ebenso differenziert im Rahmen einer sorgfältig auf Radon zugeschnittenen Gesundheitskommunikation adressiert werden müssen (Hevey 2017). Die rationale Verarbeitung von Informationen, auf die der Einsatz von Risikovergleichen abzielt, spielt dabei nur eine kleine Rolle. Angesichts dessen werden Radonrisikovergleiche nur wenig zur Stärkung der Handlungsmotivation in der Bevölkerung beitragen können.

## 3) Welchem Ziel der Kommunikation dient der Risikovergleich?

Vor Verwendung von Risikovergleichen für die Kommunikation ist zu klären, welches Ziel die Kommunikation verfolgt, und ob ein Risikovergleich dazu dienen kann, dieses Ziel besser zu erreichen. Nur dann kann gegebenenfalls ein geeigneter Vergleich für die Kommunikation gefunden werden. Wenn z. B. beabsichtigt ist, die Bedeutung der Exposition durch Radon zu vermitteln, könnte ein Vergleich mit der Dosis von Röntgenuntersuchungen angewandt werden. Der Effekt kann sein, dass im Vergleich zu Röntgenuntersuchungen bewusst wird, wie hoch die Radon-Exposition sein kann – oder aber auch, wie gering die Dosis durch Röntgenuntersuchungen ist. Wenn anhand eines inzwischen bekannten Themas – wie dem Schutz vor UV-Strahlung – die Relevanz des Schutzes vor Radon gezeigt werden soll, könnte die

Anzahl der Todesfälle durch malignes Melanom herangezogen werden. Um deutlich zu machen, in welchem Bereich sich die Wirkung von Radon bewegt, wäre der Vergleich mit Passivrauchen möglich unter deutlichem Bezug auf die Maßnahmen, die zum Schutz der Passivraucher getroffen wurden.

Zusammengefasst bieten sich die hier vorgestellten Risikovergleiche nur eingeschränkt dafür an, in schriftlichem Kontext oder ungefragt in der Bürgerkommunikation verwendet zu werden. Zum einen sind die Vergleiche sehr komplex (Vergleich mit Radon-Heilkuren, Röntgenuntersuchungen des Brustkorbs oder anderen krebserzeugenden Schadstoffen) und damit für den meist schnellen Lesenden, der versucht, das Thema Radon zu verstehen, nur schwer nachvollziehbar. Zum anderen führen auch nachvollziehbarere Vergleiche wie der Vergleich von Lungenkrebstodesfällen von Nie-Raucher\*innen für Radon in Wohnungen und Passivrauchen oder der Vergleich der Anzahl von Lungenkrebstodesfällen pro Jahr mit Todesfällen durch schwarzen Hautkrebs in ein anderes Themenfeld und verändern den Bewertungsrahmen. Die Folge dieser Kommunikation, ob eine Erhöhung oder Verringerung der Risikowahrnehmung, kann schlecht vorhergesagt werden.

Der Vergleich der Lungenkrebstodesfälle für Nie-Raucher\*innen von Radon mit Passivrauchen ist von den hier vorgestellten Vergleichen inhaltlich am naheliegendsten und am ehesten nachvollziehbar, bietet aber für Personen, die nicht persönlich von Passivrauchen betroffen waren, keinen relevanten Bezugspunkt und führt nicht zu persönlicher Handlungsmotivation.

## 6 Fazit

Ein Vergleich der gesundheitlichen Wirkungen von Radon in Wohnungen mit denen anderer Risikofaktoren ist auf verschiedenen Ebenen möglich. Auf der Ebene des Risikos ist ein Vergleich mit Passivrauchen (relatives Risiko, Anzahl attributabler Fälle) sowie mit anderen krebserzeugenden Schadstoffen der Innenraumluft (jeweils zusätzliches absolutes Lebenszeitrisko) möglich. Der Nutzen der letztgenannten Vergleiche für Laien ist jedoch fraglich. Eine pauschale, nicht quantitative Aussage („Radon ist einer der wichtigsten krebserzeugenden Schadstoffe in der Innenraumluft“) ist vermutlich geeigneter. Darüber hinaus sind prinzipiell Vergleiche auf der Ebene der Lungen-Äquivalentdosis in Bezug auf Radonkuren oder Röntgenuntersuchungen des Brustkorbs möglich. Der Vergleich mit den Röntgenuntersuchungen ist zwar eindrucksvoll, seine Gültigkeit ist jedoch aus verschiedenen Gründen fraglich. Für eine Veranschaulichung der Bedeutung von Radon kann auch der Vergleich mit absoluten Fallzahlen anderer Krebsarten in Deutschland herangezogen werden. Allerdings ist für diesen wie für die anderen Radonrisikovergleiche fraglich, ob sie das Verständnis des Radonrisikos erhöhen können oder nicht vielmehr weitere Komplexität hinzufügen und damit vom eigentlichen Thema ablenken. Daher sollten sie in der Bürgerkommunikation zurückhaltend eingesetzt werden. Generell gilt, dass die Gültigkeit der Vergleiche von den spezifischen Charakteristika der zu vergleichenden Situationen abhängt und sich bei manchen Vergleichen die Gültigkeit mit der Zeit verändern kann.

## Literaturverzeichnis

- AIR 2015a. Gesundheitliche Bewertung krebserzeugender Verunreinigungen der Innenraumluft – erste Ergänzung zum Basisschema; Mitteilung des Ausschusses für Innenraumrichtwerte. *Bundesgesundheitsbl* 2015, 58:769–773.
- AIR 2015b. Protokoll der 2. Sitzung des Ausschusses für Innenraumrichtwerte (AIR) am 26. und 27. November 2015 in Berlin.
- AIR 2015c. Gesundheitliche Bewertung von Trichlorethen in der Innenraumluft – Mitteilung der Ad-hoc-Arbeitsgruppe Innenraumrichtwerte der Kommission Innenraumluftthygiene und der Obersten Landesgesundheitsbehörden. *Bundesgesundheitsbl* 2015, 58:762–768.
- AIR 2019. Gesundheitliche Bewertung von 1,2-Dichlorethan (1,2-DCE) in der Innenraumluft – Mitteilung des Ausschusses für Innenraumrichtwerte (AIR). *Bundesgesundheitsbl* 2019, 62:114–117.
- AIR 2020. Vorläufiger Leitwert für Benzol in der Innenraumluft – Mitteilung des Ausschusses für Innenraumrichtwerte. *Bundesgesundheitsbl* 2020, 63:361–367.
- AIR 2021a. Vorläufiger Leitwert für Benzo[a]pyren (B[a]P) in der Innenraumluft – Mitteilung des Ausschusses für Innenraumrichtwerte. *Bundesgesundheitsbl* 2021, 64:1036–1046.
- AIR 2021b. Risikobezogener Leitwert für Vinylchlorid (Chlorethen) in der Innenraumluft – Mitteilung des Ausschusses für Innenraumrichtwerte. *Bundesgesundheitsbl* 2021, 64:1616–1623.
- Becher H, Wahrendorf JH, Passivrauchen und Lungenkrebsrisiko. *Dtsch Arztebl* 1994, 91: 1-5.
- Becher H, Belau M, Winkler V, Aigner A. Estimating lung cancer mortality attributable to second hand smoke exposure in Germany. *Int J Public Health* 2018, 63:367-375.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) (Hrsg.). Radonmaßnahmenplan zur nachhaltigen Verringerung der Exposition gegenüber Radon, 2019.
- Darby S, Hill D, Auvinen A, Barros-Dios JM, Baysson H, Bochicchio F, et al., Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *BMJ* 2005; 330:223-28.
- Darby S, Hill D, Deo H, Auvinen A, Barros-Dios JM, Baysson H, et al., 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. *Europe. Scand J Work Environ Health* 2006; 32 Suppl 1:1-83.
- Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG) (Hrsg.). MAK- und BAT-Werte-Liste 2020, Mitteilung 56 der Ständigen Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe, Bonn, 2020.
- Deutsches Krebsforschungszentrum (DKFZ) (Hrsg.). Passivrauchen – ein unterschätztes Gesundheitsrisiko, Heidelberg, 2005.
- Deutsches Krebsforschungszentrum (DKFZ) (Hrsg.). Krebsatlas Deutschland 2015, Heidelberg, 2015.
- Dilkova-Gnoyke N, Gaber R, Jerković T, Meyer M, Renner S, Wachenfeldt-Schell A. Erfassung des Umgangs der deutschen Bevölkerung mit Radon als Grundlage für Risikokommunikation und Stärkung des Schutzverhaltens, 2022. Vorhaben 3620S72211. BfS-RESFOR-203/22. urn:nbn:de:0221-2022091534423
- Ferlay J, Autier P, Boniol M, Heanue M, Colombet M, Boyle P, Estimates of the cancer incidence and mortality in Europe in 2006. *Ann Oncol* 2007, 18:581-592.

- GBD 2020, Global burden of 87 risk factors in 204 countries and territories, 1990–2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019. *The Lancet* 2020, 396: 1123–49.
- Gredner T, Behrens G, Stock C, Brenner H, Mons U, Cancers Due to Infection and Selected Environmental Factors. *Dtsch Arztebl Int* 2018; 115:586–93.
- Hevey D. Radon risk and remediation: A psychological perspective. *Front Public Health* 2017, 5:63. doi: 10.3389/fpubh.2017.00063
- Hofmann W. Vergleich von Radondosis und Röntgenstrahlungsdosis (Radon doses compared to x-ray doses); in: Radon in der Kurortmedizin. Hrsg. H.G. Pratzel und P. Deetjen. ISMH Verlag, Geretsried 1997, 57–67.
- Hofmann W. Strahlenbelastung bei der Radontherapie; in Seminarband XXV "Umweltbelastung Radon" Kapitel 5. Information Umwelt; GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Neuherberg 1999.
- IARC International Agency for Research on Cancer (2004). Tobacco smoking and involuntary smoking, IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks of Humans, Vol 83. Lyon
- ICRP, 2017. Occupational intakes of radionuclides: Part 3. ICRP Publication 137. Ann. ICRP 46(3/4)
- ICRP, 2018. Summary of ICRP Recommendations on Radon.
- Jacobi W, Das Lungenkrebsrisiko durch Inhalation von 222Radon-Zerfallsprodukten. *Zeitschr. f. angew. Bäder- und Klimaheilkunde* 1979, 26:430–436
- Jayes L, Haslam P, Gratziou CG, Powell P, Britton J, Vardavas C, Jimenez-Ruiz C, Leonardi-Bee J. Tobacco Control Committee of the European Respiratory Society. SmokeHaz: Systematic Reviews and Meta-analyses of the Effects of Smoking on Respiratory Health. *Chest* 2016; 150:164–179.
- Just G, H. v. Philipsborn: Radon-Heilbäder; In: Forschung zum Problemkreis "Radon"; Vortragsmanuskripte des 15. Statusgespräches, Berlin, 22./23. Oktober 2002. Hrsg. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2003.
- Kamtsiuris P, Lange M, Hoffmann R, Schaffrath Rosario A, Dahm S, Kuhnert R, Kurth BM (2013) The first wave of the German Health Interview and Examination Survey for Adults (DEGS1): sample design, response, weighting and representativeness. *Bundesgesundheitsblatt, Gesundheitsforschung, Gesundheitsschutz* 56:620–630.
- Kaul A. Strahlenbedingtes Risiko; in: Radon als Heilmittel – Therapeutische Wirksamkeit, biologischer Wirkungsmechanismus und vergleichende Risikobewertung. Hrsg. RADIZ, 2005, 36–45.
- Kim CH, Lee YC, Hung RJ, McNallan SR, Cote ML, Lim WY, Chang SC, Kim JH, Ugolini D, Chen Y, Liloglou T, Andrew AS, Onega T, Duell EJ, Field JK, Lazarus P, Le Marchand L, Neri M, Vineis P, Kiyohara C, Hong YC, Morgenstern H, Matsuo K, Tajima K, Christiani DC, McLaughlin JR, Bencko V, Holcatova I, Boffetta P, Brennan P, Fabianova E, Foretova L, Janout V, Lissowska J, Mates D, Rudnai P, Szeszenia-Dabrowska N, Mukeria A, Zaridze D, Seow A, Schwartz AG, Yang P, Zhang ZF. Exposure to secondhand tobacco smoke and lung cancer by histological type: a pooled analysis of the International Lung Cancer Consortium (ILCCO). *Int J Cancer* 2014; 135:1918–1930.
- Maier A, Wiedemann J, Rapp F, Papenfuß F, Rödel F, Hehlhans S, Gaipf US, Kraft G, Fournier C, Frey B. Radon Exposure-Therapeutic Effect and Cancer Risk. *Int J Mol Sci.* 2020 Dec 30;22(1):316.
- Marsh JW, Birchall A. Sensitivity analysis of the weighted equivalent lung dose per unit exposure from radon progeny. *Radiat Prot Dosim* 2000; 87:167–178.

Menzler S, Piller G, Gruson M, Rosario AS, Wichmann HE, Kreienbrock L, Population attributable fraction for lung cancer due to residential radon in Switzerland and Germany. *Health Phys* 2008; 95:179-89.

US Department of Health Human Services: The health consequences of involuntary exposure to tobacco smoke: a report of the Surgeon General. US Department of Health and Human Services, Centers for Disease Control and Prevention, Coordinating Center for Health Promotion, National Center for Chronic Disease Prevention and Health Promotion, Office on Smoking and Health, Atlanta 2006.

WHO: WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants. Bonn, 2010.

Zeeb H, Shannoun F, World Health Organization: *WHO handbook on indoor radon: a public health perspective*. Genf, 2009.

ZfKD: Zentrum für Krebsregisterdaten, Stand 21.12.2021. Verfügbar unter:

[https://www.krebsdaten.de/Krebs/DE/Datenbankabfrage/datenbankabfrage\\_stufe1\\_node.html](https://www.krebsdaten.de/Krebs/DE/Datenbankabfrage/datenbankabfrage_stufe1_node.html), Abruf am 12.08.2022.

# Abkürzungsverzeichnis

## Abkürzungen

AIR	Ausschuss für Innenraumrichtwerte
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
DALY	Disability adjusted life years (verlorene gesunde Lebensjahre)
DEGS	Deutscher Erwachsenen-Gesundheits-Survey
DFG	Deutsche Forschungsgemeinschaft
DKFZ	Deutsches Krebsforschungszentrum
EAR	Excess absolute risk (zusätzliches absolutes Risiko)
ERR	Excess relative risk (zusätzliches relatives Risiko)
F	Gleichgewichtsfaktor
GBD	Global Burden of Disease (weltweite Krankheitslast)
ICRP	International Commission on Radiological Protection (Internationale Strahlenschutzkommission)
LEAR	Lifetime excess absolute risk (zusätzliches absolutes Lebenszeitrisiko)
MAK	Maximale Arbeitsplatz-Konzentration
PAF	Population attributable fraction (bevölkerungsattributabler Anteil)
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PVC	Polyvinylchlorid
StrlSchG	Strahlenschutzgesetz
US-HHS	US Department of Health Human Services (Ministerium für Gesundheitspflege und Soziale Dienste der Vereinigten Staaten)
VegAS	Verteilungsbasierte Analyse gesundheitlicher Auswirkungen von Umwelt-Stressoren
WHO	World Health Organization (Weltgesundheitsorganisation)
YLL	Years of life lost (verlorene Lebensjahre)
YLD	Years lived with disability or disease (mit einer Krankheit bzw. Behinderung gelebten Lebensjahre)
ZfKD	Zentrum für Krebsregisterdaten

## Verwendete Einheiten

Bq/l	Becquerel pro Liter
Bq/m <sup>3</sup>	Becquerel pro Kubikmeter
MBq·h·m <sup>-3</sup>	Megabecquerel mal Stunde pro Kubikmeter
mJ·h·m <sup>-3</sup>	Millijoule mal Stunde pro Kubikmeter
mSv	Millisievert

$\text{mg/m}^3$	Milligramm pro Kubikmeter
$\mu\text{g/m}^3$	Mikrogramm pro Kubikmeter
$\text{ng/m}^3$	Nanogramm pro Kubikmeter

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: Die Tabelle zeigt die Radon-Konzentrationen, die bei langjähriger Radonexposition zu bestimmten zusätzlichen absoluten Risiken führen, bis zum Alter von 75 Jahren an Lungenkrebs zu sterben. Diese sind für Nie-Raucher*innen und kontinuierliche Raucher*innen einer Schachtel Zigaretten (15-24 Zigaretten) pro Tag aufgeführt. Für Ex-Raucher*innen liegen die Werte dazwischen (abhängig davon wie lange es her ist, dass mit dem Rauchen aufgehört wurde) (WHO, 2010).....	10
Tabelle 3.1-1 Metaanalysen für das relative Risiko für Lungenkrebs durch Passivrauchen .....	13
Tabelle 3.1-2: Vergleich des relativen Risikos anhand konkreter Expositionsszenarien. Diese sind bei Radon für Nie-Raucher*innen und kontinuierliche Raucher*innen einer Schachtel Zigaretten (15-24) pro Tag aufgeführt. Für Ex-Raucher*innen liegen die Werte dazwischen (abhängig davon wie lange es her ist, dass mit dem Rauchen aufgehört wurde). Für einen Vergleich zentrale Werte sind fett gedruckt.....	15
Tabelle 3.1-3: Vergleich der attributablen Lungenkrebstodesfälle an allen Lungenkrebstodesfällen in Deutschland. Für einen Vergleich zentrale Werte sind fett gedruckt.....	16
Tabelle 3.3-1: Vergleich der Lungen-Äquivalentdosen anhand konkreter Expositionsszenarien. Für einen Vergleich zentrale Werte sind fett gedruckt.....	20
Tabelle 3.4-1: LEARs bzgl. bestimmter Endpunkte sowie die Konzentrationen, die bei Exposition zu bestimmten LEARs führen, für ausgewählte Schadstoffe in der Innenraumluft. Diese sind bei Radon für Nie-Raucher*innen und kontinuierliche Raucher*innen einer Schachtel Zigaretten pro Tag aufgeführt. Für Ex-Raucher*innen liegen die Werte dazwischen (abhängig davon wie lange es her ist, dass mit dem Rauchen aufgehört wurde) (WHO, 2010).....	23
Tabelle 3.4-2: Risikobezogene bzw. vorläufige Leitwerte und LEARs für krebserzeugende Schadstoffe in der Innenraumluft (AIR, 2015a; AIR, 2015c; AIR, 2019; AIR, 2020; AIR, 2021a; AIR, 2021b). Für alle Schadstoffe werden lebenslange Expositionen angenommen (Ausnahme: Radon mit 30-jähriger Exposition). Für einen Vergleich zentrale Werte sind fett gedruckt.....	24
Tabelle 4-1: Mittlere Anzahl an jährlichen Todesfällen in Deutschland (in dem angegebenen Zeitraum) sowie die Radon-induzierten Lungenkrebstodesfälle (fett gedruckt). Es werden nur die Krebsarten aufgeführt, bei denen der Durchschnitt der Todesfälle der Jahre 1999 und 2000 zwischen 1.000 und 3.000 lag (ZfKD, 2021).....	25