



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Bevölkerungsschutz BABS
LABOR SPIEZ



Fachhochschule Nordwestschweiz
Hochschule für Architektur, Bau und Geomatik

Untersuchung von Einflussfaktoren auf die Bestimmung der Radon-Aktivitätskonzentration und die Dosisberechnung für Personen mit Radonexposition

Neubestimmung von spezifischen Parametern, welche einen signifikanten Einfluss auf Radongaskonzentrationen in Räumen und der Berechnung von Personendosen haben, z.B. den Gleichgewichtsfaktor

Teil 1

Raphael Grapentin

7. März 2024

Zusammenfassung

In diesem Bericht werden Parameter geprüft, die einen Einfluss auf Radongaskonzentrationen in Räumen und der Berechnung von Personendosen haben. Dazu wird die aktuelle Gesetzeslage in der Schweiz untersucht, wobei nur radonexponierte Arbeitsplätze berücksichtigt werden. Überschreitet die Radonkonzentration an einem Arbeitsplatz den Schwellenwert von 1000 Bq/m^3 müssen Massnahmen getroffen werden, um die Radonkonzentration zu senken. Liegt diese auch nach dem Umsetzen der Massnahmen über dem Schwellenwert, muss die effektive Dosis exponierter Personen an diesem Arbeitsplatz abgeschätzt werden. Diese Abschätzung muss alle fünf Jahre überprüft werden. Dabei ist die effektive Dosis $E = F \times c_B \times \text{JIRK}$, wobei F der Gleichgewichtsfaktor, c_B der Dosiskonversionsfaktor und JIRK die über ein Jahr integrierte Radonexposition während Personenaufenthalt ist. Die Radonkonzentration am Arbeitsplatz ist dabei abhängig von Radoneintrittspfaden und verstärkenden und hemmenden Einflüssen. Die wichtigsten Eintrittspfade sind der konvektive Radoneintritt aus dem Untergrund, die Radonemanation aus Baumaterial und der Radoneintritt durch Trinkwassernutzung. Dabei wird der konvektive Radoneintritt von Unterdruck im Gebäude gegenüber der Bodenluft verstärkt. Jedoch ist zu bemerken, dass die Wichtigkeit der einzelnen Einflussfaktoren bei jedem Gebäude unterschiedlich sein können und eine individuelle Betrachtung nötig ist. Für den Gleichgewichtsfaktor wird in der Literatur der Wert von $F = 0.4$ empfohlen. Messungen in Objekten des VBS ergeben einen Mittelwert von 0.29. Wie bei der Radonkonzentration ist auch beim Gleichgewichtsfaktor eine Messung nötig um den genauen Wert zu ermitteln. Abschliessend muss der Dosiskonversionsfaktor verwendet werden, um die Radonexposition in eine effektive Dosis umzurechnen. In der aktuellen Gesetzgebung in der Schweiz muss der Wert $c_B = 3.4 \text{ mSv}/(\text{mJ h}/\text{m}^3)$ verwendet werden. Die neusten internationalen Empfehlungen geben einen Wert von $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h}/\text{m}^3)$ für die meisten Situationen vor. Bei grosser physischer Aktivität sollte $6 \text{ mSv}/(\text{mJ h}/\text{m}^3)$ verwendet werden, da die Atemrate höher ist.

Danksagung

Ich danke dem Labor Spiez, insbesondere Markus Zürcher und dem gesamten Fachbereich Nuklearchemie für die Unterstützung während der Bearbeitung des Forschungsprojektes. Ausserdem danke ich Roger Blaser und Antoine Geiser von der Fachhochschule Nordwestschweiz FHNW für das gemeinsame Entwickeln von Ideen und das Ermöglichen sowie Umsetzen verschiedenster Versuche und Experimente. Weiter danke ich unseren Partnern in diesem Projekt, Peter Peier vom Eidgenössischen Insitut für Metrologie METAS, Fabio Barazza und Martha Palacios vom Bundesamt für Gesundheit BAG. Zusätzlich danke ich dem Bundesamt für Bevölkerungsschutz BABS für die Finanzierung dieses Projektes. Des weiteren danke ich Joëlle Goyette, Joan Rey und Luca Pampuri die mit ihren Ideen und kritischen Fragen die Qualität dieser Arbeit sichergestellt haben. Zuletzt gilt mein Dank allen weiteren Personen die hier nicht namentlich aufgeführt sind und einen Beitrag zu diesem Projekt erbracht haben.

Vorwort

Dieser Bericht schliesst die Bearbeitung des ersten Ziels des Forschungsprojektes Radon VBS ab, daher handelt es sich bei diesem Bericht um Teil 1. Das Forschungsprojekt ist eine Zusammenarbeit des Bundesamtes für Bevölkerungsschutz BABS des Eidgenössischen Departements für Verteidigung, Bevölkerungsschutz und Sport VBS und der Fachhochschule Nordwestschweiz FHNW. Es besteht aus sieben Zielen, die im Zeitraum von September 2022 bis August 2025 bearbeitet werden. Zu jedem der sieben Ziele wird ein Bericht im selben Format erscheinen. Der Titel des hier bearbeiteten ersten Ziels ist „Neubestimmung von spezifischen Parametern, welche einen signifikanten Einfluss auf Radongaskonzentrationen in Räumen und der Berechnung von Personendosen haben, z.B. den Gleichgewichtsfaktor“. Dieser Bericht soll verschiedene Erkenntnisse zusammentragen aber auch neuste Forschungsergebnisse präsentieren. Er richtet sich an Leserinnen und Leser mit fundierten Kenntnissen im Radonbereich, weshalb auf eine allgemeine Einführung in das Thema verzichtet wird.

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung	5
1.1	Radonaktivitätskonzentration	5
1.2	Folgeprodukte	5
1.3	Radon in der Schweiz	6
1.3.1	Strahlenschutzverordnung	6
1.3.2	Dosimetrieverordnung	7
2	Radongaskonzentrationen in Räumen	8
2.1	Radoneintritt	8
2.1.1	Radon im Untergrund	8
2.1.2	Konvektiver Radoneintritt	9
2.1.3	Diffusiver Radoneintritt	9
2.1.4	Radonemanation aus Baumaterialien	10
2.1.5	Radoneintritt durch Trinkwassernutzung	12
2.1.6	Altlasten	12
2.2	Einflussfaktoren auf Radoneintritt	13
2.2.1	Heizung und Kamineffekt	13
2.2.2	Belüftung und Luftwechselrate	13
2.2.3	Lage einzelner Räume im Gebäude	13
2.2.4	Wetter	14
2.3	Schlussfolgerung und Empfehlung	14
3	Aufenthaltszeit	15
4	Gleichgewichtsfaktor	16
4.1	ICRP und UNSCEAR Publikationen	16
4.2	Messungen des VBS	17
4.3	Schlussfolgerung und Empfehlung	17
5	Dosiskonversionsfaktor	18
5.1	Einheiten	18
5.2	Grösse	19
5.3	Aerosolbedingungen	19
5.3.1	Ungebundener und gebundener Anteil	20
5.3.2	Partikelgrösse	20
5.4	Schlussfolgerung und Empfehlung	21
6	Schlussfolgerung	22

Kapitel 1

Einführung

Radon ist ein radioaktives Edelgas und kann eine gesundheitliche Gefahr für Menschen und Tiere darstellen. Diese gesundheitlichen Gefahren wurden bereits ausführlich untersucht und präsentiert, weshalb hier nur auf die für diesen Bericht relevanten Themen eingegangen wird. In diesem ersten von sieben Teilen werden die wichtigsten Parameter untersucht, die einen signifikanten Einfluss auf die Radongaskonzentration in Räumen haben und die Berechnung von Personendosen beeinflussen.

1.1 Radonaktivitätskonzentration

Die grundlegende Grösse ist die Radonaktivitätskonzentration, die in Bq/m^3 angegeben wird, nur selten wird die Radonkonzentration, zum Beispiel in mol/L oder g/L , verwendet. Nachfolgend werden jedoch die Begriffe Radonaktivitätskonzentration und Radonkonzentration gleichbedeutend eingesetzt. Die Radonaktivitätskonzentration kann über verschiedene Verfahren gemessen werden, gängig sind dabei der Nachweis in einer Ionisationskammer oder über Kernspurdetektoren.

1.2 Folgeprodukte

Die Folgeprodukte des Radonzerfalls bis ^{210}Pb werden als kurzlebige Radonfolgeprodukte bezeichnet und sind in Abbildung 1.1 dargestellt. Da die Folgeprodukte geladen sind, binden sie sich an Oberflächen und Aerosole, können jedoch auch ungebunden vorkommen. Zur Angabe der in der Luft vorhandenen Folgeprodukte wird meist die potenzielle Alphaenergiekonzentration PAEC in J/m^3 verwendet. Diese gibt an, wie viel Energie in Form von Alphastrahlung pro Kubikmeter abgegeben wird, wenn alle kurzlebigen Radonfolgeprodukte zerfallen. Da sich ein Teil der Folgeprodukte an Oberflächen bindet, ist deren Konzentration in der Luft geringer, als die entstehende Menge aus dem Radonzerfall. Daraus kann man die Radonkonzentration berechnen, die nötig wäre um nur die in der Luft befindlichen Folgeprodukte zu erzeugen. Dieser Wert wird häufig Equilibrium Equivalent Concentration EEC genannt. Aus dem Verhältnis dieser Gleichgewichtskonzentration EEC und der tatsächlich gemessenen Radonaktivitätskonzentration berechnet sich nun der Gleichgewichtsfaktor F . Der Anteil der Folgeprodukte, die nicht an Aerosole gebunden sind, wird Unattached Fraction f_p genannt und beträgt ungefähr 0.08 [1]. Weitere Informationen und Hintergründe zu diesen Grössen finden sich in [1], [2] und [3].

1.3.2 Dosimetrieverordnung

In Artikel 39 Absatz 1 der Dosimetrieverordnung ist die Dosisermittlung nach Anhang 12 dieser Verordnung durchzuführen. Die effektive Dosis E in mSv pro Jahr ist zu berechnen als

$$E = F \times c_B \times \text{JIRK}. \quad (1.1)$$

Dabei ist F der Gleichgewichtsfaktor, c_B ist der sogenannte Dosiskonversionsfaktor und JIRK ist die „über ein Jahr integrierte Radongaskonzentration während der effektiven Aufenthaltszeit einer Person an einem radonexponierten Arbeitsplatz“. Zum Gleichgewichtsfaktor heisst es in Art. 39 Abs. 3 und Abs. 4, dass der zu verwendende Gleichgewichtsfaktor nach Rücksprache mit der Aufsichtsbehörde durch eine geeignete Messung ermittelt und festgelegt werden kann. Der Dosiskonversionsfaktor gibt die Dosis in Sievert pro Becquerelstunden pro Kubikmeter an und ist auf $c_B = 1.87 \times 10^{-5} \text{ mSv}/(\text{Bq h}/\text{m}^3)$ festgelegt. Zuletzt ist die Radonkonzentration über die Aufenthaltszeit der exponierten Person zu integrieren um die JIRK zu berechnen. In Kapitel 2 werden die Ursachen und Einflüsse auf Radonkonzentration in Innenräumen beschrieben, anschliessend wird in Kapitel 3 auf die Aufenthaltszeit eingegangen, woraus die JIRK berechnet wird. In Kapitel 4 werden Studien und Messungen zum Gleichgewichtsfaktor präsentiert, bevor in Kapitel 5 auf den Dosiskonversionsfaktor eingegangen wird. Abschliessend werden die Erkenntnisse im letzten Kapitel zusammengefasst.

Kapitel 2

Radongaskonzentrationen in Räumen

Wie bereits beschrieben, kommt Radon natürlich auf der Erde vor. Da es gasförmig ist, kann sich Radon schnell und über weite Entfernungen verbreiten. Deshalb ist der Ursprung nicht immer einfach zu ermitteln. Meist gelangt Radon aus dem Untergrund durch Undichtigkeiten in ein Gebäude, allerdings sind andere Quelle wie zum Beispiel durch Baumaterialien oder Trinkwassernutzung auch mögliche Eintrittspfade. In diesem Kapitel werden die häufigsten Ursachen für erhöhte Radonkonzentrationen in Innenräumen diskutiert und beurteilt. In diesem Kontext bedeuten erhöhte Radonkonzentrationen einen Wert über dem Referenzwert von 300 Bq/m^3 . Als Vergleich dazu dient die durchschnittliche Radonkonzentration in Innenräumen in der Schweiz, die bei 75 Bq/m^3 liegt [6].

2.1 Radoneintritt

2.1.1 Radon im Untergrund

Die Entstehung von Radon aus natürlich vorkommenden Radioisotopen ist ausführlich untersucht und allgemein bekannt. In der Uran-Radium-Reihe entsteht, über mehrere Zerfälle, ^{226}Ra aus ^{238}U . Das Radium zerfällt weiter in ^{222}Rn . Deshalb sind diese Isotope überall auf der Erde in unterschiedlichen Konzentrationen vorhanden. Dadurch ist die Entstehung von Radon im Untergrund von Standort zu Standort sehr unterschiedlich. In Regionen mit hohen Urankonzentrationen im Boden ist die Radonkonzentration in der Bodenluft höher als in anderen Regionen mit tiefen Urankonzentrationen. Typischerweise enthält die Erhülle 3.2 ppm Uran [7]. Nebst der Urankonzentration, die massgebend für die Entstehung von Radon im Untergrund verantwortlich ist, spielt die Porosität des Bodens eine grosse Rolle. So wirken dichte Böden, wie zum Beispiel Lehmschichten, hemmend auf die konvektive Ausbreitung des Radons im Boden. Poröse und karstige Untergründe, wie sie im Jura-Gebirge zu finden sind, begünstigen den Transport von Radon über weite Strecken und aus grossen Tiefen an die Oberfläche [8]. Das Radon in der Bodenluft kann dann über zwei Wege in das Gebäude eindringen, der konvektive und der diffusive Radoneintritt.

2.1.2 Konvektiver Radoneintritt

Der primäre Eintrittspfad von Radon in das Innere eines Gebäudes ist die konvektive Luftströmung der Bodenluft durch Undichtigkeiten in der Gebäudehülle. In Abbildung 2.1 sind typische Stellen markiert, die besonders anfällig sind für konvektiven Radoneintritt. Druckunterschiede zwischen dem Gebäudeinneren und der Bodenluft führen zu einem Luftstrom, welche die radonhaltige Bodenluft in das Gebäude transportiert. Diese Druckunterschiede können durch verschiedene Umstände entstehen und verstärkt oder durch andere Massnahmen abgeschwächt werden. Diese werden in Abschnitt 2.2 weiter diskutiert.

Um einen konvektiven Radoneintritt zu untersuchen, kann der Unterdruck im Gebäude mit zusätzlichen Geräten erhöht werden. Dadurch wird mehr radonhaltige Bodenluft durch die betroffenen Stellen in das Gebäudeinnere gesogen. Ein Anstieg der Radonkonzentration im Inneren ist messbar. Des Weiteren können undichte Stellen direkt untersucht werden. Dazu kann ein Radonmessgerät direkt an der Undichtigkeit platziert werden. Diese Methode wird auch angewendet, um abzuschätzen ob eine Langzeitmessung in diesem Gebäude nötig ist [9].

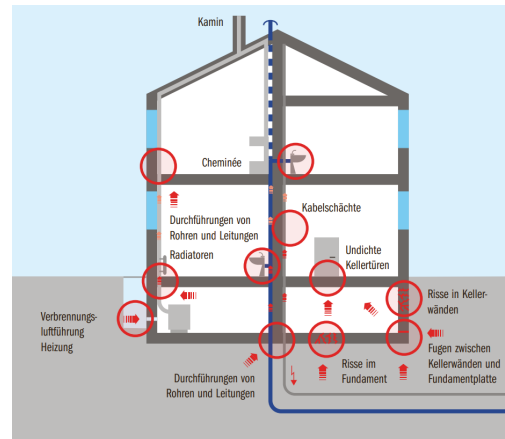


Abbildung 2.1: Grafische Darstellung typischer Pfade, die von konvektivem Radoneintritt betroffen sein können. Daten und Grafik: [6].

2.1.3 Diffusiver Radoneintritt

Sekundär ist der diffusive Eintritt von Radon durch erdberührende Bauteile. Der diffusive Radoneintritt geschieht über eine Zeitskala von Stunden bis Tagen, der konvektive in wenigen Sekunden. Daher ist eine Betrachtung des diffusiven Radoneintritts nur nötig, wenn ein konvektiver Eintritt ausgeschlossen werden kann. Der diffusive Radoneintritt findet permanent statt und kann nicht verhindert, jedoch reduziert werden. Dabei ist die Bauart eines Gebäudes und Wahl der Baumaterialien entscheidend. Zur Charakterisierung von Baumaterialien dient der Diffusionskoeffizient, der zusammen mit der Dicke des Materials die Radondichtigkeit einstuft.

Diffusionskoeffizient und -länge

Der Diffusionskoeffizient D von Radon in einem Material gibt an, wie gut oder schlecht Radon in oder durch dieses diffundiert. Durch die Halbwertszeit von 3.8 d von Radon ergibt sich eine sogenannte Diffusionslänge oder Relaxationslänge. Veranschaulicht kann man sich vorstellen, dass zwei Bereiche A und B durch ein Material getrennt werden. Die Radonkonzentration im Bereich A sei zu Beginn deutlich höher als in Bereich B. Das Radon wird dann in und durch das Material diffundieren. Während der Dauer der Diffusion wird ein Teil des Radons im Material zerfallen, der Rest erreicht den Bereich B. Die Diffusionslänge gibt an, wie weit das Radon im Material diffundieren kann, bis es auf einen Anteil von $1/e$ der ursprünglichen Konzentration zerfallen ist. Sie wird berechnet als $l = \sqrt{D/\lambda}$ wobei $\lambda = 2.1 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$ die Zerfallskonstante von Radon ist. Der Diffusionskoeffizient ist von Material zu Material unterschiedlich und kann nur durch eine geeignete Messung ermittelt werden. Häufig wird angenommen, dass wasserdichte Folien oder Dampfsperren einen ausreichenden Schutz vor Radondiffusion bieten, jedoch ist

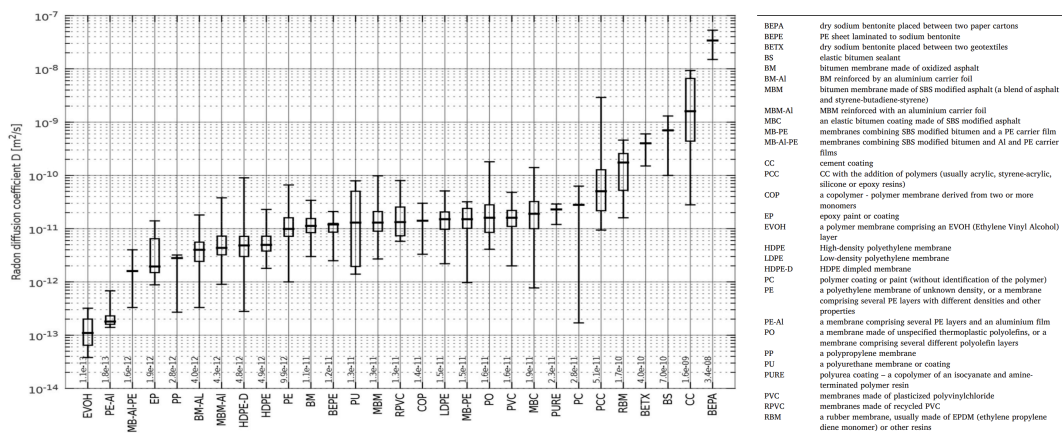


Abbildung 2.2: Darstellung der Diffusionskoeffizienten für Materialien, die als wasserdichte Folien oder Dampfsperren eingesetzt werden. Daten und Grafik: [11].

dabei Vorsicht geboten, da Wasserdurchlass und Radondiffusion unterschiedlich funktionieren. Die ISO/TS 11665-13:2017 beschreibt das Vorgehen zur Messung des Diffusionskoeffizienten von Membranen und Folien [10]. In Abbildung 2.2 sind die Diffusionskoeffizienten von den wichtigsten Materialien, die als wasserdichte Folien oder Dampfsperren eingesetzt werden.

Nebst wasserdichten Folien oder Dampfsperren haben alle weiteren Baumaterialien, wie zum Beispiel Beton, einen messbaren Diffusionskoeffizienten für Radon und reduzieren bei korrekter Verarbeitung den diffusiven Radoneintritt.

Radondichtigkeit

Mit obiger Formel kann aus den Diffusionskoeffizienten und der Halbwertszeit von Radon die Diffusionslänge berechnet werden, wobei ein kleinerer Diffusionskoeffizient zu einer kleineren Diffusionslänge führt. Nachdem die Diffusionslänge bestimmt wurde, ist die Dicke des Materials massgebend, für den Schutz vor Radon beziehungsweise die Radondichtigkeit. Bei einer grösseren Materialstärke zerfällt ein grösserer Anteil des Radons während der Diffusion im Material und weniger erreicht die andere Seite, verglichen mit einer geringeren Materialstärke. Ein Bauteil oder Material gilt als radondicht, wenn dessen Dicke mindestens der dreifachen Diffusionslänge entspricht [6]. Je nach Bodenaufbau kommen mehrere Materialien kombiniert zum Einsatz, dadurch benötigt das Radon mehr Zeit um durch alle Schichten zu diffundieren und eine grösserer Anteil des Radons zerfällt im Material.

2.1.4 Radonemanation aus Baumaterialien

Nach Radon im Untergrund ist der Radoneintrag durch verwendete Baumaterialien eines Gebäudes ein weiterer beachtenswerter Beitrag. Da Uran natürlich überall auf der Erde vorkommt, sind in allen Baumaterialien Uran, Radium und Radon zu finden. Abhängig vom Bauteil und verwendetem Baumaterial gelangt das Radon, das im Bauteil durch Radiumzerfall entsteht, direkt in den Wohn- oder Innenraum des Gebäudes und trägt damit zur Radonkonzentration in der Atemluft bei. Dabei ist die Beschaffenheit des Bauteils oder Baumaterials sowie der Radiumgehalt entscheidend, um den Einfluss auf die Radonkonzentration einzustufen.

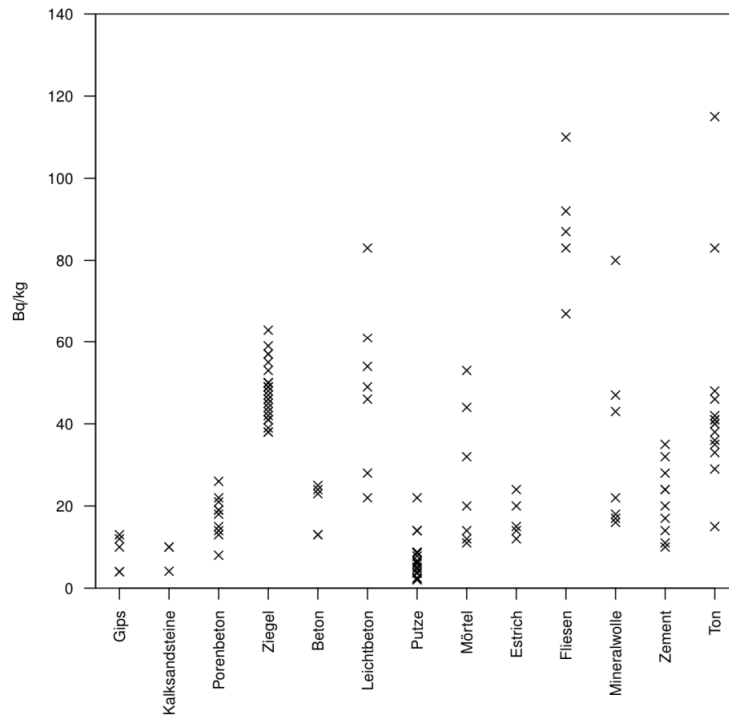


Abbildung 2.3: ^{226}Ra -Gehalt in verschiedenen Baumaterialien, für jedes Material wurden verschiedene Proben analysiert. Daten und Grafik: [12].

Radiumgehalt in Baumaterial

Verschiedene Baumaterialien enthalten unterschiedliche Mengen an Uran, Radium und weiteren Radionukliden. Beispiele sind die radioaktiven Isotope ^{40}K und ^{232}Th , die ebenfalls natürlich auftreten. Das einzige gasförmige Folgeprodukt der natürlichen Radionuklide ist jedoch das Radon, das aus dem Bauteil emanieren kann. Als Folgeprodukt von ^{226}Ra ist dessen Konzentration entscheidend für die Emanation von ^{222}Rn . In Abbildung 2.3 sind die ^{226}Ra -Konzentrationen in verschiedenen Baumaterialien gezeigt. Dieser Radiumgehalt ist dabei abhängig von der Herkunft, Zusammensetzung und Aufbau des Materials. In der Grafik ist zu sehen, dass die verschiedenen Proben eine grosse Bandbreite von Radiumkonzentrationen aufweisen. Sehr wenig Radium weisen verschiedene Putze, Kalksandsteine und Gips auf. Viel Radium ist in gewissen Leichtbeton-, Fliesen- und Tonproben vorzufinden.

Radonemanation aus Bauteilen in Gebäuden

Der Radium-Gehalt ist nicht allein entscheidend für die Radonemanation aus Baumaterialien, daneben sind die Beschaffenheit und Verarbeitung ebenfalls wichtige Einflussfaktoren. Die Radonemanation von diversen Baumaterialien wurde von verschiedenen Studien untersucht. Dabei liegen die Werte für die meisten Materialien unter $1 \text{ Bq/m}^2\text{h}$, Ziegel, Porenbeton oder keramische Baustoffe erzielen jedoch Emanationsraten bis zu $22 \text{ Bq/m}^2\text{h}$. In einem Modelraum mit einem Volumen von 56 m^3 , einer inneren Oberfläche von 90 m^2 und einer Luftwechselrate von 0.5 h^{-1} könnte diese Radonemanation zu einer Konzentration von 95 Bq/m^3 führen [12].

2.1.5 Radoneintritt durch Trinkwassernutzung

Da Uran und Radon natürlich vorkommen, sind sie auch in Wasser zu finden. Quellen, Flüsse und Seen weisen eine nachweisbare Konzentration dieser Elemente auf.

Grund- und Quellwasser ist in Kontakt mit dem Erdreich und Gestein, wodurch sich Uran und weitere Radioisotope im Wasser lösen. Radon wird ebenfalls im Wasser gelöst oder entsteht durch Radiumzerfall im Wasser. Tritt das Wasser nun an die Oberfläche und wird damit einer radonarmen Atmosphäre ausgesetzt, geht ein Großteil des Radons aus. Das Verhältnis zwischen der Radonkonzentration im Wasser und der Radonkonzentration in der angrenzenden Luft beträgt im Gleichgewicht, je nach Salzgehalt und Temperatur, ungefähr 0.25 [13]. Passiert das Ausgasen des Radon in einem Gebäude, kann das eine massive Erhöhung der Radonkonzentration im Innenraum verursachen. Dabei ist die entstehende Radonkonzentration im Gebäude abhängig vom Radongehalt des Wassers, der Nutzung des Wassers und den Eigenschaften des Gebäudes.

Der Radongehalt des Wassers ist massgebend für die Menge an Radon, die überhaupt ausgasen kann. Bei hohem Radongehalt im Wasser, wird mehr ausgasen als bei geringem Radongehalt. Dabei ist die Radonkonzentration im Wasser abhängig vom Ursprung des Wassers und der vergangenen Zeit zwischen lösen des Radons im Wasser und Ausgasen. Entspringt eine Quelle in einem Gebiet mit hohem Urangehalt im Boden, wird das Wasser mehr Radon enthalten und umgekehrt. Da Radon eine Halbwertszeit von ungefähr vier Tagen hat, zerfällt ein Teil des Radons auf dem Transportweg zwischen Quelle und Verbraucher und kann nicht ausgasen. Jedoch bleiben die weiterhin radioaktiven Folgeprodukte im Wasser vorhanden und können inkorporiert werden. Viele Wasserversorgungssysteme beinhalten Pumpstationen und Reservoirs bei denen das Radon ebenfalls ausgasen kann und die Folgeprodukte möglicherweise gefiltert werden.

Experimentelle Untersuchungen

Die Nutzung des Wassers beeinflusst die Menge an Radon, die ausgasen kann. Beim Duschen wird das Wasser in Tröpfchen genutzt und ein Teil des Wassers verdampft, wodurch das Ausgasen der Radons begünstigt wird. Messungen zeigten, dass die Radonkonzentration im Badezimmer nach dem Duschen um mehrere Tausend Becquerel pro Kubikmeter steigen kann. Bei einer Radonkonzentration von 139 Bq/L im Wasser führte 40-minütiges Duschen zu 4420 Bq/m³ im Badezimmer, wobei die Radonkonzentration vor dem Duschen weit unter 1000 Bq/m³ lag [14].

Eine weitere Untersuchung im Kanton Graubünden zeigte, dass Gebiete mit hohen Radonkonzentration im Wasser auch diejenigen Gebiete sind, in denen hohe Radonkonzentrationen in Wohnräumen gemessen wurde [15].

2.1.6 Altlasten

Zuletzt können auch Altlasten einen Einfluss auf die Radonkonzentration in Gebäuden haben. Im 20. Jahrhundert wurde radioaktive Leuchtfarbe mit Radium verwendet, um Ziffernblätter zu bemalen, damit diese im Dunkeln leuchten. Diese radiumhaltige Leuchtfarbe wurde im Zeitraum von 1907 bis 1963 eingesetzt und hinterliess in vielen Ateliers Rückstände [16]. Das Radium in der Leuchtfarbe führt nicht nur zu einer Erhöhung der Ortsdosisleistung im Gebäude, sondern zerfällt auch zu Radon. Dadurch kann die Radonkonzentration in betroffenen Räumen und Gebäuden deutlich erhöht sein.

2.2 Einflussfaktoren auf Radoneintritt

Neben den baulichen und natürlichen Einflüssen, die eine Auswirkung auf die Radonkonzentration im Innenraum haben, gibt es weitere Effekte und Einflüsse, welche den Radoneintritt hemmen oder begünstigen können. Nachfolgend werden einige dieser Effekte diskutiert.

2.2.1 Heizung und Kamineffekt

Der Kamineffekt entsteht, wenn ein Gebäude geheizt wird. Die Luft um den Heizkörper wird erwärmt und steigt, dadurch entsteht im Gebäude ein Druckgradient von unten bis oben. Befindet sich nun eine Etage im Druckgleichgewicht mit der Aussenluft, dann herrscht in den tiefer gelegenen Etagen ein Unterdruck und in den höher gelegenen Etagen ein Überdruck. Diese Druckdifferenz kann für zweistöckige Einfamilienhäuser bis zu 30 Pa betragen [17]. Durch diesen Unterdruck in den tiefer gelegenen Etagen wird der konvektive Radoneintritt durch erdberührende Bauteile begünstigt.

Weitere Ursachen für Unterdruck im Gebäude

Wird das Gebäude mit einer Verbrennungsheizung geheizt, benötigt die Verbrennung Sauerstoff. Dieser wird in Form von Luft aus zwei möglichen Quellen zugeführt. Einerseits kann die Raumluft verwendet werden, wie zum Beispiel in einem Heizungsraum. Das führt dazu, dass der Unterdruck in den unteren Etagen weiter verstärkt wird. Andererseits kann die Zuluft von Aussen gefasst werden, wodurch der Luftdruck im Innenraum nicht beeinflusst wird.

Des Weiteren verursachen Küchen- und Badezimmerabzug ebenfalls einen signifikanten Unterdruck im Gebäude, sofern diese die Luft nach Aussen transportieren. Umgekehrt können zum Beispiel undichte Fenster oder Ausgleichsöffnungen für ein Nachströmen von Frischluft sorgen und so einen Unterdruck reduzieren oder sogar verhindern.

2.2.2 Belüftung und Luftwechselrate

Die Belüftung eines Raumes hat einen sehr grossen Einfluss auf die Radonkonzentration im Inneren. Wobei eine ausreichende Luftwechselrate nicht nur auf die Radonsituation einen positiven Effekt hat, die Konzentration weiterer Gebäudeschadstoffe kann so reduziert werden. Die Luftwechselrate gibt an, wie oft die Luft im Inneren ausgetauscht wird. Ausreichend Frischluft kann die Radonkonzentration im Innenraum senken, jedoch sind dabei weitere Faktoren, wie die Energieeffizienz und die Luftfeuchtigkeit zu berücksichtigen. Ein Umluftbetrieb reduziert die Radonkonzentration nicht, da die Luft nur umgewälzt wird. Werden jedoch zusätzlich Feinstaubfilter verwendet, können die gebundenen Folgeprodukte gefiltert werden. In Kapitel 4 wird weiter darauf eingegangen.

2.2.3 Lage einzelner Räume im Gebäude

Die Lage eines Raumes innerhalb des Gebäudes ist ein weiterer wichtiger Einflussfaktor auf die Radonkonzentration. Die Räume mit erdberührenden Wänden, wie Kellerräume, bergen direkt die Gefahr von Radoneintritt. Weist ein Raum eine Schwachstelle auf, an der Radongas aus dem Erdreich in das Innere eintritt, dann kann sich das Radon von dort im gesamten Gebäude verteilen. Wie diese Verbreitung geschieht ist abhängig von der Dynamik im Gebäude. So sind in der Regel Räume in den oberen Etagen weniger stark betroffen als direkt verbundene Räume. Kabelkanäle und weitere Durchdringungen können jedoch dafür sorgen, dass das Radon auch obere

Etagen eines Gebäudes erreicht. Diese möglichen Schwachstellen sind in Grafik 2.1 markiert. Umgekehrt können dichte geschlossene Türen ein weiteres Verteilen des Radons verhindern.

2.2.4 Wetter

Des Weiteren kann das Wetter einen Einfluss auf die Radonsituation eines Gebäudes haben. Einerseits beeinflusst das Wetter und das Klima das Verhalten der Nutzenden, andererseits können physikalische Effekte den Radoneintritt in das Gebäude begünstigen oder erschweren.

In kalten klimatischen Bedingungen oder Jahreszeiten wird weniger gelüftet, was dazu führt, dass vorhandene Radonkonzentrationen weniger abgeführt werden. Umgekehrt führen hohe Temperaturen dazu, dass vermehrt gelüftet wird. Andere Wetterbedingungen wie Regen oder starker Wind können auch einen Einfluss auf das Verhalten der Nutzenden haben [18].

Wind hat nicht nur einen Einfluss auf das Verhalten, sondern ist auch Ursache für grössere Druckunterschiede im und um ein Gebäude. So können Undichtigkeiten auf der windzugewandten Seite zu einem höheren Druck im Inneren führen, als auf der windabgewandten Seite. Mehrere Undichtigkeiten in der Gebäudehülle können auch zu einem Durchzug führen, wodurch mehr Frischluft ins Innere gelangt. Diverse andere Ausgangssituationen können zu verschiedenen Drucksituationen zwischen Innen, Aussen und Bodenluft führen.

Regen verdichtet die Oberfläche des Bodens, wodurch weniger Radon ins Freie gelangt und die Radonkonzentration in der Bodenluft steigt [19]. Damit steigt auch die Menge des Radons, das in das Gebäude eindringt.

2.3 Schulssfolgerung und Empfehlung

In diesem Kapitel wurden verschiedene Eintrittspfade von Radon in ein Gebäude präsentiert und verstärkende oder hemmende Einflüsse diskutiert. Allgemein ist Radon aus dem Untergrund, das durch konvektive Luftströmungen in ein Gebäude eindringt, die Ursache für erhöhte Radonkonzentrationen. Jedoch gibt es weitere Ursachen, die einen signifikanten Einfluss auf die Radonkonzentration haben können. Der Radoneintritt aus dem Untergrund wird von Unterdruck im Gebäude verstärkt, wobei der Kamineffekt und Küchenabzüge einen Einfluss haben. Die Luftwechselrate und die Dynamik im gesamten Gebäude spielen eine wichtige Rolle bei der Verteilung des Radons im Innenraum. Zuletzt hat das Wetter und das Klima einen Einfluss auf die Nutzung und das Verhalten von Nutzern, so kann Wind für verstärkte Druckverhältnisse verantwortlich sein, Regen das Öffnen von Fenstern reduzieren und Kälte das Heizen und damit den Kamineffekt verstärken. Abschliessend muss jedes Gebäude beurteilt und untersucht werden, bevor die Eintrittspfade und verstärkende Faktoren ermittelt und möglicherweise behoben werden können.

Kapitel 3

Aufenthaltszeit

Eine weitere Grösse, die einen Einfluss auf die effektive Dosis einer Person durch Radonexposition hat, ist die Aufenthaltszeit der Person. Nach der Dosimetrieverordnung muss die über ein Jahr integrierte Radonkonzentration während der Aufenthaltszeit ermittelt und für die weitere Berechnung verwendet werden. Dabei ist die Aufenthaltszeit der exponierten Personen abhängig von der Nutzung eines Objektes. Ausserdem führt eine kürzere Aufenthaltszeit zu einer geringeren Dosis.

An radonexponierten Arbeitsplätzen ermöglicht das vorgegebene Messprotokoll, eine zeitaufgelöste Aktivmessung zur Bestimmung der Radonaktivitätskonzentration. Weiter besteht die Möglichkeit, nicht den Mittelwert einer Messung zu Berechnung der Radonexposition zu verwenden, sondern die tatsächlich gemessenen Werte während der Anwesenheit einer Person zu integrieren. Ein solches Vorgehen führt zu einer genaueren Berechnung der effektiven Dosis der exponierten Personen, verglichen mit der Verwendung des Mittelwertes über eine passive Messung mit Radondosimetern. Wird während dem Personenaufenthalt der Raum belüftet und umgekehrt nicht belüftet, wenn keine Personen anwesend sind, so kann die Radonkonzentration während der Anwesenheit von Personen deutlich geringer sein, als der Mittelwert über eine langfristige Messung. In einem solchen Fall wird die Berechnung der Radonexposition einer Person mit den Messwerten einer zeitaufgelösten Messung einen tieferen und präziseren Wert liefert, als mit dem Mittelwert über die Messdauer.

In Zukunft ist die Einführung einer persönlichen Radondosimetrie in der Schweiz geplant, dies geht aus dem Aktionsplan Radon 2021 - 2030 hervor [20]. Eine persönliche Radondosimetrie könnte die Berechnung der Personendosis weiter präzisieren. Dabei könnte eine exponierte Person während der gesamten Arbeitszeit ein Messgeräte bei sich tragen und so die Radonexposition oder die potenzielle Alphaenergieexposition genau messen [21].

Kapitel 4

Gleichgewichtsfaktor

Gemäss Dosimetrieverordnung ist der Gleichgewichtsfaktor eine weitere Grösse, die zur Berechnung der effektiven Folgedosis exponierte Personen benötigt wird. Dabei gibt es unterschiedliche Werte die aus verschiedenen Quellen stammen. Zusätzlich gibt es nach Art. 39 Abs. 4 der Dosimetrieverordnung die Möglichkeit den zu verwendenden Gleichgewichtsfaktor „mittels geeigneter Messung“ festzulegen. In den folgenden Abschnitten werden diese Quellen und deren Hintergründe aufgezeigt, anschliessend werden Auswertungen aus Messungen in Objekten des Eidgenössischen Departement für Verteidigung, Bevölkerungsschutz und Sport (VBS) präsentiert.

4.1 ICRP und UNSCEAR Publikationen

In allen Bereichen des Strahlenschutzes und der Dosimetrie sind die Publikationen der Internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP) und des United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) wichtige Referenzen, so auch zu Radon. Diese Publikationen fassen eine grosse Anzahl von einzelnen Studien zusammen, um daraus passende Parameter abzuleiten. Zum Gleichgewichtsfaktor zwischen Radon und den kurzlebigen Folgeprodukten gibt es mehrere wichtige Publikationen auf die hier eingegangen werden soll.

Bereits die ICRP Publikation 50 von 1987 befasst sich mit der Strahlenexposition durch Radonfolgeprodukte [22]. Aus diversen Studien wird ein Wert von 0.45 in Innenräumen ermittelt, in Aussenluft wird 0.7 angenommen. Kurz darauf wird im UNSCEAR 1988 Report ein Wert von 0.4 angenommen, wobei dieser vor allem auf Messungen in Wohngebäuden in den USA und Indien gestützt ist [23]. Zusätzlich werden in beiden Berichte weitere dosimetrische Koeffizienten für Radonexposition, wie zum Beispiel der Dosiskonversionsfaktor in Abhängigkeit von diversen Parametern, empfohlen.

In der ICRP Publikation 65, die sich ausschliesslich mit Radon befasst, wird der Wert von 0.4 ebenfalls wiederholt [24]. Hier werden jedoch keine neuen Studien zum Gleichgewichtsfaktor präsentiert, sondern der Fokus auf Dosiskonversionsfaktoren gelegt. Es wird aber auch darauf hingewiesen, dass an unterirdischen Arbeitsplätzen der Gleichgewichtsfaktor deutlich verschieden von 0.4 sein kann.

Der Bericht des UNSCEAR von 2000 beschreibt verschiedene Aspekte von Radon in der Umwelt [19]. In Absatz 127 wird der bereits in früheren Publikationen festgelegte Wert von 0.4 mit weiteren Studien bestätigt. Jedoch wird auch auf die grossen Schwankungen in den Messwerten hingewiesen, es werden häufig Unsicherheiten von mehreren zehn Prozent und selten sogar bis zu einem Faktor zwei festgestellt.

Basierend auf den vorherigen Publikationen wird in der ICRP Publikation 115 von 2010 und Publikation 137 von 2017 der Wert von 0.4 weiter verwendet [2, 1]. Dabei wird ergänzt, dass der Werte des Gleichgewichtsfaktors in der Regel zwischen 0.3 und 0.6 liegt, jedoch stark von der Belüftung des Innenraumes abhängt.

Abschliessend steht fest, dass der Gleichgewichtsfaktor, wie auch die Radonkonzentration, von Gebäude zu Gebäude unterschiedlich sein kann und nur begrenzt Aussagen über Objekte gemacht werden können, in denen keine Messungen gemacht wurden.

4.2 Messungen des VBS

Messungen der Radonfolgeprodukte und damit des Gleichgewichtsfaktors sind nötig, um den genauen Wert in einem Raum oder Gebäude zu finden. Ausserdem können zeitaufgelöste Messungen weitere Erkenntnisse über den zeitlichen Verlauf des Gleichgewichtsfaktors liefern. Schlussendlich kann, wie eingangs erwähnt, ein gemessener Wert zur Berechnung der effektiven Folgedosis verwendet werden.

Aus diesen Gründen wurden über mehrere Jahre Messungen im Immobilienpark des VBS gemacht, dabei wurden sehr unterschiedliche Gebäude untersucht. Dabei wurde ein breites Spektrum von unterirdischen und oberirdischen Objekten abgedeckt. Neben Kurzzeitmessungen über einige Stunden und Langzeitmessung bis zu einem Jahr wurden auch Messungen des Gleichgewichtsfaktors mit simultaner Messung der Aerosole gemacht. Die Ergebnisse zeigen eine grosse Bandbreite der Messwerte, bei den Langzeitmessungen wurden Mittelwerte zwischen 0.1 bis 0.56 gemessen, über alle 107 Kurzzeitmessungen lag der Mittelwert bei 0.29. Jedoch konnte, vor allem durch die Langzeitmessungen, eine klare Abhängigkeit des Gleichgewichtsfaktors von der Lüftung und den Lüftungseinstellungen festgestellt werden. So können Feinstaubfilter die Aktivitätskonzentration der gebundenen Folgeprodukte, und damit den Gleichgewichtsfaktor, stark reduzieren [25].

4.3 Schlussfolgerung und Empfehlung

Die international anerkannten Publikationen der ICRP und UNSCEAR verwenden den Wert 0.4 für den Gleichgewichtsfaktor, dieser basiert auf vielen Studien und Messungen mehrheitlich aus Wohngebäuden. Weiter wird erkannt, dass es viele Einflussfaktoren auf den Gleichgewichtsfaktor gibt, wie die Belüftung der Räume. Die Messungen in Objekten des VBS zeigen ebenfalls die Wichtigkeit der Lüftung auf den Gleichgewichtsfaktor. Die Kurzzeitmessungen ergeben einen Mittelwert von 0.29, die Langzeitmessungen zeigen sehr unterschiedliche Messwerte über eine grosse Bandbreite.

Somit sollte für eine präzise Dosisberechnung der Gleichgewichtsfaktor gemessen und der gemessene Wert verwendet werden. Ist es nicht möglich den Gleichgewichtsfaktor zu messen, sollte der Wert von 0.4 verwendet werden, wobei dieser zu einer leichten Überschätzung der Dosis, gegenüber dem Mittelwert der Kurzzeitmessungen des VBS von 0.29, führt. Mit weiteren Messungen des Gleichgewichtsfaktors sowie genauen Analysen von Lüftungssystemen, können in Zukunft weitere Erkenntnisse gewonnen werden.

Kapitel 5

Dosiskonversionsfaktor

Der Dosiskonversionsfaktor wird in der Berechnung der effektiven Dosis durch Radonexposition einer Person benötigt. Er gibt an, wie gross die Dosis pro Einheit Radonexposition ist. Wie schon beim Gleichgewichtsfaktor sind die Publikationen der ICRP und UNSCEAR massgebend für diesen Faktor. In den folgenden Abschnitten sollen einige Hintergründe zu diesem Faktor erläutert werden.

5.1 Einheiten

Der Dosiskonversionsfaktor verbindet die Radonexposition mit der effektiven Dosis einer Person. Dabei gibt es unterschiedliche Einheiten die je nach Anwendung zum Einsatz kommen.

Historisch wurde die Radonexposition in Working Level Month (WLM) angegeben. Ein Working Level Month entspricht der Exposition, die eine Person während der Arbeitszeit in einem Monat bei einer Radonkonzentration von einem Working Level (WL) aufnimmt. Die Arbeitszeit ist 170 Stunden pro Monat und ein Working Level entspricht

$$1 \text{ WL} = 100 \text{ pCi/L} = 3700 \text{ Bq/m}^3 \quad (5.1)$$

also

$$1 \text{ WLM} = 629 \text{ kBq h/m}^3, \quad (5.2)$$

wobei sich die Definition dieser Werte in unterschiedlichen Quellen leicht unterscheiden kann. Diese Einheiten wurden ursprünglich für Studien im Bergbau verwendet [22, 24].

Später wurden die SI-Einheiten eingeführt, wobei zwischen der potenziellen Alphaenergiekonzentration (PAEC) und Gleichgewichtskonzentration (EEC) unterschieden wird. Die potenzielle Alphaenergiekonzentration wird in J/m^3 angegeben, die Integration über die Zeit ergibt dann die potenzielle Alphaenergieexposition in J h/m^3 . Die Gleichgewichtskonzentration wird in Bq/m^3 angegeben und ist die Radonkonzentration die nötig wäre, um im radioaktiven Gleichgewicht die gemessene Aktivitätskonzentration der Folgeprodukte zu erreichen. Die Gleichgewichtsexposition ist ebenfalls die Integration über die Zeit in Bq h/m^3 .

Die beiden Grössen können jedoch ineinander umgerechnet werden. Im Gleichgewicht zwischen Radon und seinen kurzlebigen Folgeprodukten gilt

$$1 \text{ Bq/m}^3 = 5.56 \times 10^{-9} \text{ J/m}^3. \quad (5.3)$$

Liegt kein Gleichgewicht vor, muss mit dem entsprechenden Gleichgewichtsfaktor multipliziert werden [1]. Damit ist es möglich, die Radonexposition nur als potenzielle Alphaenergieexposition in J h/m^3 anzugeben.

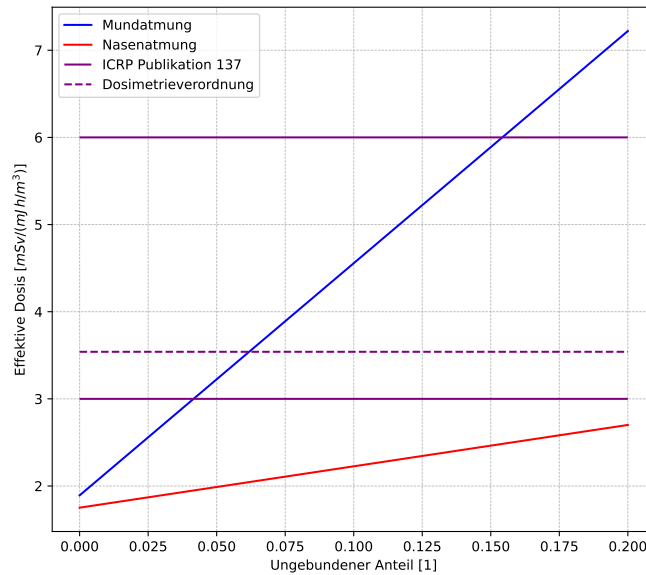


Abbildung 5.1: Abhängigkeit des Dosiskonversionsfaktors vom ungebundenen Anteil der Radonfolgeprodukte für Mund- und Nasenatmung bei einer Atemrate von $0.75 \text{ m}^3/\text{h}$ nach [26]. Ebenfalls eingezeichnet sind die Empfehlungen der ICRP Publikation 137 und der Wert der Dosimetrieverordnung [1, 5].

Die effektive Dosis einer Person wird in Sievert angegeben. Somit hat der Dosiskonversionsfaktor die Einheiten $\text{mSv}/(\text{mJ h}/\text{m}^3)$.

5.2 Grösse

Die Grösse des Dosiskonversionsfaktors wurde mit vielen epidemiologischen Studien und dosimetrischen Berechnungen ermittelt. Die neuste ICRP Publikation 137 von 2017 zu diesem Thema empfiehlt den Wert $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h}/\text{m}^3)$ für die meisten Arbeitsplätze. An Arbeitsplätzen mit grosser physischer Aktivität und in Touristenhöhlen sollte der Wert $6 \text{ mSv}/(\text{mJ h}/\text{m}^3)$ verwendet werden, was einem Faktor zwei entspricht [1]. Weiter ist es möglich, jedoch nicht dringend empfohlen, die Aerosolbedingungen am Arbeitsplatz zu berücksichtigen.

In der Dosimetrieverordnung wird der Dosiskonversionsfaktor als $1.87 \times 10^{-5} \text{ mSv}/(\text{Bq h}/\text{m}^3)$ vorgeschrieben. Dieser Wert entspricht im Gleichgewicht $3.4 \text{ mSv}/(\text{mJ h}/\text{m}^3)$ und ist damit etwas grösser als der Wert der für die meisten Arbeitsplätze verwendet werden soll, beziehungsweise knapp die Hälfte des Wertes, der bei grosser physischer Aktivität verwendet werden soll.

5.3 Aerosolbedingungen

Neben dem einfachen Vorhandensein von Radonfolgeprodukten, gibt es weitere Eigenschaften der Aerosole, die einen Einfluss auf die effektive Dosis durch Radonexposition haben. Auf zwei

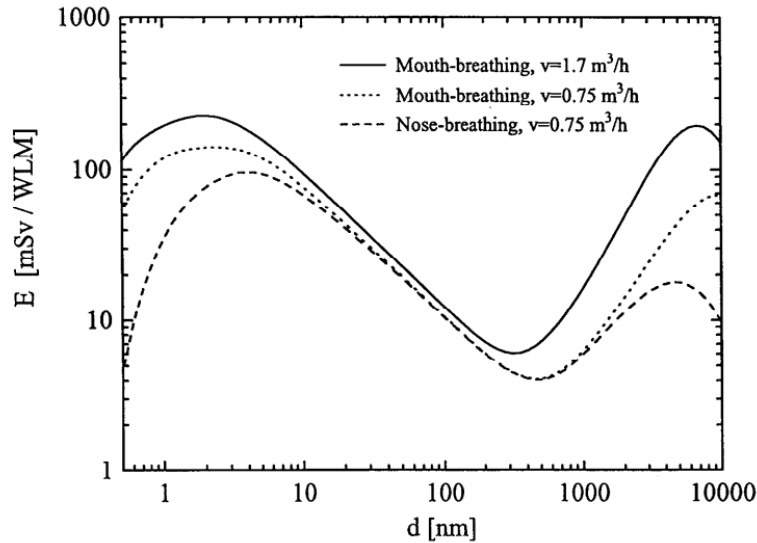


Abbildung 5.2: Dosisumwandlungsfaktor für Partikelgrößen zwischen 0,5 nm und 10 μm , für Mund- und Nasenatmung. Dabei entspricht $1 \text{ mSv/WLM} = 0,28 \text{ mSv}/(\text{mJ h}/\text{m}^3)$. Bild und Grafik: [26]

dieser Eigenschaften wird im Folgenden kurz eingegangen.

5.3.1 Ungebundener und gebundener Anteil

Radon als Edelgas kommt ungebunden in der Luft vor, beim Alphazerfall des Radons entstehen negativ geladene Folgeprodukte. Ein Teil dieser Folgeprodukte bindet sich an vorhandene Aerosole in der Luft. An einem allgemeinen Arbeitsplatz wird von einem ungebundenen Anteil von 8 % ausgegangen, wobei dieser variieren kann [1]. Weiter gab es Untersuchungen, wie der Anteil der ungebundenen Folgeprodukte die effektive Dosis, beziehungsweise den Dosisumwandlungsfaktor beeinflusst. Es wurde gezeigt, dass die ungebundenen Folgeprodukte eine größere Dosis verursachen, als gebundene. Das liegt daran, dass die Partikelgröße der ungebundenen Folgeprodukte deutlich kleiner ist und diese somit tiefer und einfacher in das Gewebe eindringen können [26]. In Abbildung 5.1 ist der Zusammenhang zwischen ungebundenem Anteil und effektiver Dosis gezeigt.

5.3.2 Partikelgröße

Bei den gebundenen Folgeprodukten wurde weiter eine Abhängigkeit der effektiven Dosis von der Größe der Aerosolpartikel, an welches die Folgeprodukte gebunden sind, untersucht. In Abbildung 5.2 ist der Zusammenhang zwischen Partikelgröße und effektiver Dosis für Mund- und Nasenatmung dargestellt. Dabei ist festzustellen, dass Aerosole mit einer Größe von 100 nm bis 1000 nm weniger Dosis verursachen, als größere und kleinere Partikel. Dies liegt an verschiedenen Faktoren, wie die Filterung der Atemluft in der Nase oder den Diffusionseigenschaften der Partikel [26].

5.4 Schlussfolgerung und Empfehlung

Der Dosiskonversionsfaktor gibt die Umrechnung von Radonexposition in eine effektive Dosis an. Die neusten Empfehlungen der ICRP Publikation 137 geben einen Wert von 3 mSv/mJ h/m^3 für die meisten Situationen an. Bei einer starken Atmung, wie bei grosser physischer Aktivität, sollte 6 mSv/mJ h/m^3 verwendet werden. Die aktuelle Dosimetrieverordnung gibt einen Wert von 3.4 mSv/mJ h/m^3 vor, wobei nicht zwischen unterschiedlichen Atemraten unterschieden wird.

Kapitel 6

Schlussfolgerung

In diesem Bericht wurden die wichtigsten Parameter diskutiert, die einen Einfluss auf die Radongaskonzentrationen in Räumen und die Berechnung von Personendosen haben. Dabei ist der konvektive Radoneintritt aus dem Untergrund der wichtigste Eintrittspfad. Weitere Möglichkeiten von untergeordneter Bedeutung sind der diffusive Radoneintritt aus dem Untergrund, die Radonemanation aus Baumaterialien und das Ausgasen von Radon aus Trinkwasser. Es ist jedoch wichtig zu bemerken, dass die Wichtigkeit der einzelnen Eintrittspfade je nach Gegebenheiten unterschiedlich sein kann. So kann ein hoher Radium- und Radongehalt im Trinkwasser dazu führen, dass die Ausgasung aus dem Wasser zur wichtigsten Ursache für erhöhte Radonkonzentrationen im Innenraum wird.

Um die effektive Dosis zu berechnen, muss die Radonexposition ermittelt werden. Diese ergibt sich aus der Integration der Radonkonzentration über die Aufenthaltszeit der Person. Es folgt, dass ein längerer Aufenthalt zu einer grösseren Dosis führt und umgekehrt. Wird die Radonkonzentration zeitaufgelöst gemessen, kann die Genauigkeit der berechneten Dosis deutlich erhöht werden. So wird nur die Radonkonzentration während dem Aufenthalt integriert und nicht der Mittelwert über eine langfristige Messdauer verwendet. Die Aufenthaltszeit an einem radonexponierten Arbeitsplatz ist jedoch von der Nutzung des Objektes vorgegeben.

Weiter ist der Gleichgewichtsfaktor eine wichtige Grösse für die Berechnung der effektiven Dosis einer Person durch Radonexposition gemäss Dosimetrieverordnung. In Publikationen der ICRP und UNSCEAR wurden viele Studien ausgewertet und zusammengefasst, wobei eine Verwendung des Wertes $F = 0.4$ empfohlen wird. Es wird jedoch auch auf die grossen Unterschiede hingewiesen, die durch unterschiedliche Belüftungen entstehen können. Messungen in Objekten des VBS zeigen ebenfalls eine grosse Bandbreite an Messwerten. Über 107 Kurzzeitmessungen mit einer Messdauer von einigen Stunden wurde ein Mittelwert von 0.29 gefunden, wobei es keine signifikante Differenz zwischen unterirdischen und oberirdischen Objekten gab. Mehrere Langzeitmessungen über einige Wochen bis Monate zeigten die grosse Abhängigkeit des Gleichgewichtsfaktors, und damit der Konzentration der kurzlebigen Radonfolgeprodukte, von der Belüftung eines Objektes. So wurden in einem Objekte Mittelwerte von 0.1 über ein Jahr gemessen, während in einem anderen Objekt der Mittelwert bei 0.56 lag.

Um die gemessene Radonexposition oder Exposition durch Radonfolgeprodukte in eine Dosis umzurechnen, wird ein Dosiskonversionsfaktor benötigt. Dieser ergibt sich aus grossen epidemiologischen Studien und dosimetrischen Modellen, die ebenfalls in den Publikationen der ICRP und UNSCEAR zusammengefasst werden. Dabei wird in den neusten Empfehlungen ein Wert von $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h}/\text{m}^3)$ für die meisten Situationen angegeben. Bei grosser physischer Aktivität, das heisst bei starker Atmung, und in Touristenhöhlen wird der doppelte Wert von $6 \text{ mSv}/(\text{mJ h}/\text{m}^3)$

empfohlen. Die aktuell gültige Dosimetrieverordnung in der Schweiz schreibt einen Wert von $3.4 \text{ mSv}/(\text{mJ h}/\text{m}^3)$ vor.

In Zukunft kann die Einführung einer persönlichen Radondosimetrie eine grosse Vereinfachung für die Berechnung der Personendosis bringen. Diese könnte aus einer personenbezogenen Messung über einen Monat direkt die effektive Dosis der Person ergeben. Ausserdem kann die Anpassung des Dosiskonversionsfaktors in der Dosimetrieverordnung an die neuste Empfehlung der ICRP zu einer genaueren Berechnung führen. Diese beiden Massnahmen können den Gesundheitsschutz von Personen an radonexponierten Arbeitsplätzen deutlich verbessern.

Literatur

- [1] ICRP. “Occupational Intakes of Radionuclides: Part 3. ICRP Publication 137”. In: *Ann. ICRP* 46 (3/4) (2017).
- [2] ICRP. “Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon. ICRP Publication 115”. In: *Ann. ICRP* 40 (1) (2010).
- [3] International Commission on Radiological Protection. *ICRP Glossary*. http://icrpaedia.org/ICRP_Glossary. Zugriff: Juli 2023. 2021.
- [4] *Strahlenschutzverordnung vom 26. April 2017 (StSV; SR 814.501)*.
- [5] *Verordnung des EDI über die Personen- und Umgebungsdosimetrie vom 26. April 2017 (Dosimetrieverordnung; SR 814.501.43)*.
- [6] Othmar Humm et al. *Radon : Praxis-Handbuch Bau*. 1. Auflage. Schriftenreihe Technik. Zürich: Faktor, 2018. ISBN: 9783905711448.
- [7] Hermann Sicius. *Radioaktive Elemente: Actinoide : Eine Reise durch das Periodensystem. Essentials*. Wiesbaden: Springer Spektrum Fachmedien, 2015. ISBN: 9783658098285.
- [8] Georg Kropat et al. “Major influencing factors of indoor radon concentrations in Switzerland”. In: *Journal of Environmental Radioactivity* 129 (2014), S. 7–22. ISSN: 0265-931X. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2013.11.010>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0265931X13002804>.
- [9] Bundesamt für Gesundheit BAG. *Leitfaden Radon-Kurzzeitmessung*. 2020.
- [10] International Organization for Standardization. *Measurement of radioactivity in the environment — Air: radon 222 — Part 13: Determination of the diffusion coefficient in water-proof materials: membrane two-side activity concentration test method*. ISO/TS 11665-13:2017. 2017.
- [11] Martin Jiránek und Veronika Kačmaříková. “Radon diffusion coefficients and radon resistances of waterproofing materials available on the building market”. In: *Journal of Environmental Radioactivity* 208-209 (2019), S. 106019. ISSN: 0265-931X. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2019.106019>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0265931X18307239>.
- [12] K. Gehrcke et al. *Natürliche Radioaktivität in Baumaterialien und die daraus resultierende Strahlenexposition*. Salzgitter: Bundesamt für Strahlenschutz (BfS), 2012. URL: <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:0221-201210099810>.
- [13] Yong-jun Ye et al. “Effects of temperature, salinity, and pH on ²²²Rn solubility in water”. In: *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry* 320.2 (2019), S. 369–375. ISSN: 0236-5731.

- [14] David S. Vinson, Ted R. Campbell und Avner Vengosh. “Radon transfer from groundwater used in showers to indoor air”. In: *Applied geochemistry* 23.9 (2008), S. 2676–2685. ISSN: 0883-2927.
- [15] Christian Böhm. “Radon im Wasser : Überblick für den Kanton Graubünden”. In: (2002).
- [16] Lukas Emmenegger und Brigitte Studer. *Die Verwendung von Radiumleuchtfarben in der Schweizer Uhrenindustrie (1907-1963): Historischer Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Gesundheit*. Bern, 2018.
- [17] T. Kalamees et al. “Measured and simulated air pressure conditions in Finnish residential buildings”. In: *Building services engineering research and technology* 31.2 (2010), S. 177–190. ISSN: 0143-6244.
- [18] Joan Frédéric Rey et al. “Long-Term Impacts of Weather Conditions on Indoor Radon Concentration Measurements in Switzerland”. In: *Atmosphere* 13.1 (2022), S. 92–. ISSN: 2073-4433.
- [19] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. *UNSCEAR 2000 Report Volume I*. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly. New York: United Nations, 2000. ISBN: 92-1-142238-8.
- [20] Bundesamt für Gesundheit BAG. *Aktionsplan Radon 2021 - 2030*. 2020.
- [21] Raphael Grapentin. *Prüfung von Einstufungsparameter für die mögliche Zulassung von Radon-Personendosimeter*. Techn. Ber. MuttENZ: Hochschule für Architektur, Bau und Geomatik FHNW. Institut Nachhaltigkeit und Energie am Bau, 2023. DOI: <https://doi.org/10.26041/fhnw-8300>. URL: <https://irf.fhnw.ch/handle/11654/44604>.
- [22] ICRP. “Lung Cancer Risk from Exposures to Radon Daughters. ICRP Publication 50”. In: *Ann. ICRP 17 (1)* (1987).
- [23] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. *UNSCEAR 1988 Report*. UNSCEAR 1988 Report to the General Assembly. New York: United Nations, 1988. ISBN: 92-1-142143-8.
- [24] ICRP. “Protection Against Radon-222 at Home and at Work. ICRP Publication 65”. In: *Ann. ICRP 23 (2)* (1993).
- [25] Raphael Grapentin. *Abschlussbericht über die Messungen des Gleichgewichtsfaktors zwischen Radon und seinen kurzlebigen Folgeprodukten in Objekten des VBS. Eine Zusammenstellung und Auswertung von Kurz- und Langzeitmessungen der potenziellen Alphaenergiekonzentration sowie Messungen der Aerosolkonzentration*. Techn. Ber. MuttENZ: Hochschule für Architektur, Bau und Geomatik FHNW. Institut Nachhaltigkeit und Energie am Bau, 2024. DOI: <https://doi.org/10.26041/fhnw-8248>. URL: <https://irf.fhnw.ch/handle/11654/44510>.
- [26] Justin Porstendörfer. “Radon: Measurements related to dose”. In: *Environment International* 22 (1996). The Natural Radiation Environment VI, S. 563–583. ISSN: 0160-4120. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(96\)00158-4](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(96)00158-4). URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412096001584>.