



lebensministerium.at

Radonvollerhebung in den Gemeinden Reichenau, Haibach und Ottenschlag i.M.

Expertenbericht





lebensministerium.at

Unser Leitbild / *Our Mission*

Nachhaltig für Natur und Mensch / *Sustainable for nature and mankind*

Lebensqualität / *Quality of life*

Wir schaffen und sichern die Voraussetzungen für eine hohe Qualität des Lebens in Österreich. / *We create and we assure the requirements for a high quality of life in Austria.*

Lebensgrundlagen / *Bases of life*

Wir stehen für vorsorgende Erhaltung und verantwortungsvolle Nutzung der Lebensgrundlagen Boden, Wasser, Luft, Energie und biologische Vielfalt. / *We stand for a preventive conservation as well as responsible use of soil, water, air, energy and bioversity.*

Lebensraum / *Living environment*

Wir setzen uns für eine umweltgerechte Entwicklung und den Schutz der Lebensräume in Stadt und Land ein. / *We support an environmentally friendly development and the protection of living environments in urban and rural areas.*

Lebensmittel / *Food*

Wir sorgen für die nachhaltige Produktion insbesondere sicherer und hochwertiger Lebensmittel und nachwachsender Rohstoffe. / *We ensure sustainable production in particular of safe and high-quality food and of renewable resources*

Impressum

Medieninhaber, Herausgeber, Copyright:

Bundesministerium für Land- und
Forstwirtschaft, Umwelt und
Wasserwirtschaft,
Sektion V Umwelt,
Stubenring 12, 1010 Wien

Gesamtkoordination und Redaktion:

Wolfgang Ringer,
Österreichische Agentur für Gesundheit und
Ernährungssicherheit (AGES),
Österreichische Fachstelle für Radon, Linz

Alle Rechte vorbehalten

Radonvollerhebung in den Gemeinden Reichenau, Haibach und Ottenschlag i.M.

Expertenbericht

Die Pilotstudie wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abt. Strahlenschutz, durchgeführt.

Projektteam

Baumgartner Alexander ¹⁾
Baumgartner Andreas ⁴⁾
Bernreiter Markus ²⁾
Edtstadler Thomas ¹⁾
Friedmann Harry ³⁾
Gräser Joachim ²⁾
Kaineder Heribert ¹⁾
Kolmer Christoph ¹⁾

Maringer Franz Josef ⁴⁾
Ringer Wolfgang ²⁾
Seiberl Johann ⁵⁾
Seidel Claudia ⁴⁾
Sperker Sigrid ¹⁾
Waslmeier Martin ¹⁾
Wurm Gernot ²⁾

Beteiligte Institutionen

- ¹⁾ Land Oberösterreich, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft beziehungsweise Direktion Soziales und Gesundheit, Linz
- ²⁾ Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit (AGES), Österreichische Fachstelle für Radon, Linz
- ³⁾ Universität Wien, Fakultät für Physik – Kernphysik, Wien
- ⁴⁾ Universität für Bodenkultur, Department für Wald- und Bodenwissenschaften, Low-Level Counting Labor Arsenal, Wien
- ⁵⁾ Verwaltungsgemeinschaft Reichenau, Haibach und Ottenschlag im Mühlkreis

Projektleitung

Wolfgang Ringer, Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit (AGES), Österreichische Fachstelle für Radon, Linz

Projektkoordination

Heribert Kaineder, Land Oberösterreich, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Umweltschutz, Strahlenschutz, Linz

Danksagung

Unser besonderer Dank gilt den Bürgermeisterinnen der Gemeinden Reichenau, Haibach und Ottenschlag für ihre Unterstützung, den freiwilligen Helfern, vor allem den Feuerwehren für das Austragen und Einsammeln der Radonmessgeräte, sowie den Bürgerinnen und Bürgern für ihre Bereitschaft an der Pilotstudie teilzunehmen.

Die Finanzierung der Leistungen der Österreichischen Fachstelle für Radon, der Universität Wien und der Universität für Bodenkultur erfolgte durch das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abt. Strahlenschutz.

Die Finanzierung der Leistungen auf Gemeindeebene (organisatorische Belange) erfolgte durch die Gemeinden und der Leistungen auf Landesebene durch die Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Umweltschutz, Strahlenschutz, Linz.

INHALTSVERZEICHNIS

Zusammenfassung und Empfehlungen

1. Motivation und Ziel	1
2. Methodik und Durchführung	3
2.1. Radon in Wohnräumen	3
2.2. Radon in der Bodenluft	6
2.2.1. Einzelmessungen (Spotmessungen).....	6
2.2.1.1. Messprinzip	6
2.2.1.2. Abschätzung der Permeabilität des Bodens	8
2.2.1.3. Korrektur des Einflusses der Sondentiefe	8
2.2.1.4. Radon-Tiefenverteilung im Boden.....	9
2.2.1.5. Ausreißerbereinigung	10
2.2.2. Langzeitmessungen	11
2.2.2.1. Messanordnung.....	12
2.3. Radionuklide im Boden	13
2.4. Geologie und Radonpotential	15
2.4.1. Strategie der Datenauswertung.....	16
3. Ergebnisse	18
3.1. Radon in Wohngebäuden	18
3.1.1. Teilnahme.....	18
3.1.2. Gebäudedaten.....	18
3.1.3. Radonkonzentration	24
3.2. Radon in der Bodenluft	27
3.2.1. Einzelmessungen (Spotmessungen).....	27
3.2.2. Langzeitmessungen	32
3.3. Radionuklide im Boden	40
3.4. Geologie und Radonpotential	42
3.4.1. Datenauswertung	42
3.4.2. Zum Radonpotential von Gemeinden.....	51
3.4.3. Vergleich mit Daten aus Tschechien und Deutschland.....	54
3.4.4. Implementierung in ein Computerprogramm.....	56
3.5. Thoron in Wohnräumen	58
Literatur	61
Anhang 1 - Ermittlung der Unsicherheiten der Bodenluftmessungen.....	64
Anhang 2 – Aktivitätskonzentrationen in den Bodenproben	66

Zusammenfassung und Empfehlungen

Schon seit Anfang der 90er-Jahre wird Radon als ernstzunehmendes Gesundheitsrisiko in Österreich thematisiert. Das übergeordnete Ziel ist die Radonbelastung der Bevölkerung zu vermindern. In Österreich wurden hierfür eine Radonpotentialkarte erstellt, einfache Methoden zur Senkung der Radonkonzentration in bestehenden Gebäuden bzw. zur Vorsorge bei Neubauten entwickelt sowie eine Reihe von Projekten zur Erhebung der Radonbelastung in Kindergärten, Schulen und Amtsgebäuden durchgeführt.

Nun wurde in Österreich erstmalig eine Pilotstudie zur flächendeckenden Bestimmung der Radonkonzentration in jedem Wohngebäude in drei Gemeinden mit erhöhtem Radonpotential in Angriff genommen.

Mit der Unterstützung der Bürgermeister und freiwilliger Helfer, vor allem der Feuerwehren, konnte die Pilotstudie im Rahmen der Aktion „Gesunde Gemeinde“ durchgeführt werden. Mit Hilfe dieser Unterstützung, einer umfassenden Information der Bevölkerung über die Gemeindezeitung sowie einer Informationsveranstaltung wurde eine Teilnahmerate von über 90 % erzielt.



Mitarbeiter der Freiwilligen Feuerwehr helfen beim Ausfüllen des Fragebogens

Die Studie hat gezeigt, dass drei Viertel der 680 gemessenen Gebäude eine mittlere Radonkonzentration aufweisen, die unter dem österreichischen Richtwert von 400 Bq/m³ liegt – hier sind derzeit keine Maßnahmen erforderlich. Für ein Viertel der Gebäude wird – je nach Höhe der Radonbelastung – die Durchführung von Maßnahmen zur Senkung der Radonkonzentration empfohlen. Fachliche und finanzielle Unterstützung erhalten die Bewohnerinnen und Bewohner dieser Gebäude durch das Land Oberösterreich.

Die Berechnung des Radonpotentials hat ergeben, dass die Gemeinden in der ursprünglichen Kategorie mit erhöhtem Radonrisiko verbleiben.

Die Auswertung der Ergebnisse zeigt weiters, dass neuere Gebäude durchschnittlich zwar niedrigere Radonkonzentrationen als ältere Gebäude aufweisen, dass aber sogar Wohnhäuser, die in letzten 10 Jahren gebaut wurden im Mittel über dem österreichischen Planungsrichtwert von 200 Bq/m³ liegen. **Es wird deshalb empfohlen, künftig in Radonrisikogebieten bei allen Neubauten Vorsorgemaßnahmen vorzusehen.**

Schließlich haben die Radonmessungen bestätigt, dass die Radonkonzentration in einem Gebäude hauptsächlich durch die Bauweise, wie Unterkellerung, Fundamentausführung und Gebäudedichtheit bestimmt wird. Aus diesem Grund weisen oft auch benachbarte Wohnhäuser sehr unterschiedliche Radonwerte auf und nur eine Messung kann Gewissheit über den tatsächlichen Radonwert geben. **Bei baulichen Maßnahmen wie Umbauten, Zubauten oder einer thermischen Sanierung ist der Radonaspekt unbedingt zu berücksichtigen.**

Mit den im Rahmen des Projektes durchgeführten Radon-Bodenluftmessungen und Bodenprobenanalysen konnte eine gute Datenbasis für weitere Auswertungen geschaffen werden. **Es zeigte sich, dass es möglich ist, eine große Anzahl von Radon-Bodenluftmessungen in einem kurzen Zeitraum durchzuführen, um dadurch einen repräsentativen Überblick über das geogene Radonpotential zu erhalten. Auch Gebiete mit erhöhten Radon-Aktivitätskonzentrationen („hot spots“) konnten somit lokalisiert werden.**

Die Untersuchungen – insbesondere die Langzeit-Bodenluftmessungen – haben zudem gezeigt, dass bei Bodenluftmessungen der Einfluss von meteorologischen Parametern (vor allem Niederschlag), messtechnische Aspekte wie Linearität des Messsystems im gemessenen Konzentrationsbereich und Sondentiefe sowie eine mögliche Rückwirkung der Messung auf die Messgröße bei der Planung und Durchführung solcher Messungen berücksichtigt werden müssen.

Die systematischen Untersuchungen der Radonkonzentration in Innenräumen, im Bodengas sowie die Bestimmung der Konzentrationen von Uran, Radium, Thorium und Kalium in Bodenproben in Verbindung mit einer Zuordnung der Untersuchungsorte zu geologischen Einheiten, haben es erlaubt, Zusammenhänge zwischen diesen Größen zu ermitteln. **Das längerfristige Ziel wäre, aus unterschiedlichen Informationen, die unvollständig, nicht flächendeckend, eventuell mit großen Unsicherheiten behaftet sind, ein Radonpotential für ein Gebiet bestimmen zu können. Das Projekt hat gezeigt, dass dies möglich ist, jedoch hat sich aus der relativ homogenen geologischen Situation im Untersuchungsgebiet ergeben, dass die Gültigkeit der Ergebnisse nicht ohne weiteres auf andere geologische Einheiten extrapoliert werden kann.** Ein Vergleich der erhobenen Daten mit Messungen aus Tschechien und Deutschland weist jedoch darauf hin, dass eine gewisse länderübergreifende Übereinstimmung der geologischen Formationen hinsichtlich ihres Radonpotentials besteht, wenngleich auch die Verteilung (ersichtlich etwa aus der Verteilung der Radon-Bodengaskonzentration) relativ breit ist.

Die Ergebnisse der Untersuchungen sind in ein Computerprogramm eingeflossen, das eine Berechnung des Radonpotentials aus unterschiedlichen Eingabedaten erlaubt. Die derzeit verwendeten funktionalen Zusammenhänge können nur als vorläufig angesehen werden und sind bei Vorliegen weiterer Informationen noch zu optimieren. Die beobachtete Verteilung der Radonpotentiale aus Innenraummessungen über einer geologischen Einheit hat gezeigt, dass die Potentiale etwa logarithmisch normalverteilt sind. Das Computerprogramm muss daher in Zukunft insofern adaptiert werden, dass anstelle der derzeit verwendeten Rechteckverteilungen logarithmische Normalverteilungen und deren Faltungen verwendet werden müssen.

Die Auswertung der Daten aus diesem Projekt lässt erkennen, dass die gewählte Vorgangsweise bzw. die Zielsetzung, eine Radonpotentialbestimmung aus unterschiedlichen Informationen durchführen zu können, erfolgreich zu sein scheint, jedoch ein größeres Spektrum an geologischen Einheiten zur Implementierung benötigt. In Verbindung mit einer Erweiterung der Datenbasis erscheint überdies eine Modifikation der Berechnungsmethode dahingehend angebracht, dass auch Verteilungen der berechneten Radonpotentiale realistischer modelliert werden (logarithmische Normalverteilung). Damit sollte eine bessere Abschätzung der Unsicherheiten bei der Berechnung des Radonpotentials möglich sein.

Aufgrund der Ergebnisse und Erfahrungen dieser Pilotstudie und aufgrund der Notwendigkeit, die bestehende Radonpotentialkarte zu verbessern, wird empfohlen, in einem Folgeprojekt ähnliche Untersuchungen für andere geologische Einheiten durchzuführen. Damit soll das Ziel, die Innenraummessungen mit radonpotentialrelevanten Informationen aus der Geologie zu verknüpfen und damit eine solide Basis für die österreichische Radonpotentialkarte zu schaffen, erreicht werden.

1. Motivation und Ziel

Radon ist ein natürliches, radioaktives Edelgas ohne Farbe, Geschmack und Geruch. Es ist ein Zerfallsprodukt des in Böden und Gesteinen vorkommenden radioaktiven Schwermetalls Uran. Aus Böden und Gesteinen kann Radon relativ leicht entweichen und sich über die Bodenluft ausbreiten. Dabei kann es auch die Raumluft von Gebäuden beeinträchtigen. Radon kommt vermehrt in Gebieten mit hohem Uran- und Thoriumgehalt im Boden vor. Dies sind hauptsächlich die Mittelgebirge aus Granitgestein, in Österreich vor allem das Granitbergland im Mühl- und Waldviertel.

Radon und seine Folgeprodukte gelangen durch die Atmung in den Körper. Nach dem Rauchen (ca. 85 %) bilden Radon und seine Zerfallsprodukte die zweithäufigste Ursache (ca. 10 %) für Lungenkrebs. Bei Personen, die niemals geraucht haben, ist Radon sogar die häufigste Ursache für diese Krebsart.

In Österreich wurde ein nationales Radonprojekt mit dem Ziel, die Innenraumradonkonzentration in Wohnungen zu ermitteln, erfolgreich durchgeführt [Friedmann, 2005 und 2007]. Als Ergebnis konnte eine Radonpotentialkarte für Österreich erstellt werden, aus der eine möglich erhöhte Radonkonzentration in Gebäuden für bestimmte Gemeinden abgeleitet werden kann. Diese Radonpotentialkarte beruht auf Innenraummessungen und ordnet Gemeinden Radonpotentialklassen (geringe, mittlere und hohe Wahrscheinlichkeit für erhöhtes Radonrisiko) zu. Da Gemeinden jedoch keine einheitliche geologische Struktur aufweisen, gibt die Radonpotentialklasse bestenfalls einen Mittelwert für die Gefährdungsklasse an und kann die individuelle Struktur einer Gemeinde nicht wiedergeben. Es ist daher geplant, eine feinere Unterteilung vorzunehmen und zwar vor allem auf Basis der Geologie. Dies aus dem Grund, da ein Projekt, das Innenraummessungen in alle geologischen Einheiten in allen Gemeinden Österreichs durchführt, aus finanziellen und kapazitiven Gründen nicht durchführbar ist.

Die Pilotstudie „Radon-Vollerhebung in Gemeinden mit erhöhtem Radonrisiko“ hat sich nun zum Ziel gesetzt in drei ausgewählten Gemeinden in Oberösterreich (Reichenau, Ottenschlag, Haibach) eine möglichst vollständige Erhebung von radonrelevanten Daten durchzuführen. Dabei werden Innenraummessungen, Bodengasmessungen, Dosismessungen, Permeabilitätsbestimmungen u.ä. mit Hinblick auf die jeweilige geologische Situation durchgeführt.

Ein wesentliches Ziel der Pilotstudie ist, durch Messungen in jedem Wohngebäude jene Häuser zu identifizieren, in denen die BewohnerInnen eine erhöhte Radonexposition erhalten. Weiters sollte

die Variabilität der Radonkonzentration innerhalb von Gemeinden und der Einfluss der Gebäudekonstruktion auf die Radonkonzentration ermittelt werden.

Ein weiteres Ziel liegt darin, aus den ermittelten Daten Zusammenhänge festzustellen, die dazu dienen sollen, für Gebiete in denen keine derart umfassenden Untersuchungen durchgeführt werden können, genauere Aussagen über ein mögliches Radonrisiko treffen zu können und damit einerseits gezielte Vorsorgemaßnahmen bei Neubauten einzuleiten bzw. sich in Gebieten erhöhten Radonrisikos verstärkt Sanierungen zuzuwenden.

2. Methodik und Durchführung

Die Pilotstudie wurde in den drei Gemeinden im Rahmen der Aktion „Gesunde Gemeinde“ durchgeführt. Am Beginn stand die Information der Bevölkerung über das Gemeindeblatt und mittels einer Informationsveranstaltung am 14. Jänner 2010.

2.1. Radon in Wohnräumen

Von Ende Dezember 2009 bis Ende Jänner 2010 wurden die Radonmessgeräte durch freiwillige Helfer, vor allem der Freiwilligen Feuerwehren, ausgetragen und mit den BewohnerInnen ein Fragebogen ausgefüllt. Pro Haus wurde in den beiden meistbenutzten Räumen die Radonkonzentration bestimmt. Ende Juni / Anfang Juli 2010 erfolgte das Einsammeln der Radonmessgeräte durch die freiwilligen Helfer.

Nach Auswertung der Messungen und Fragebögen erfolgte in zwei Schritten die Information der Bevölkerung über die Ergebnisse. Mit einem Brief wurde der Radonmesswert – und bei Überschreitung des Richtwertes auch die empfohlenen Maßnahmen – an die BewohnerInnen übermittelt. In einer abschließenden Informationsveranstaltung am 19. Oktober 2010 konnte sich die Bevölkerung über die wesentlichen Ergebnisse der Pilotstudie und die weitere Vorgangsweise bei Richtwertüberschreitungen informieren.

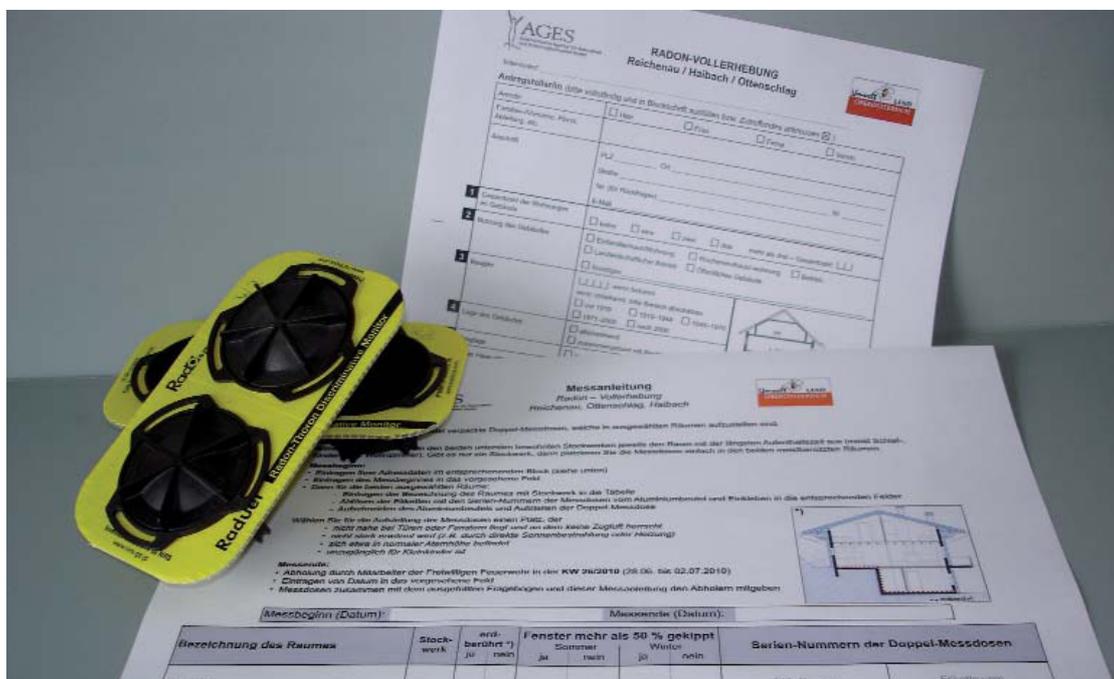


Abb. 1: Unterlagen der freiwilligen Helfer

Messprinzip

Im Rahmen der Vollerhebung in den Gemeinden Reichenau, Ottenschlag und Haibach wurde neben der Radonkonzentration auch die Thoronkonzentration gemessen. Als Messeinrichtung wurde ein Festkörperspurverfahren von Radosys verwendet (RADUET). Die RADUET – Messeinrichtung (Abb. 2) umfasst zwei Kernspurdetektoren, wobei ein Detektor Radon, der andere die Summe aus Radon und Thoron erfasst (mittels Löcher in der Seitenwand wird sicher gestellt, dass die Diffusionszeit kurz genug ist, damit auch Thoron in die Messkammer gelangt).



Abb. 2: RADUET- Messsystem von Radosys

Nach der Exposition werden die CR-39 Chips der Messkammer entnommen, in verdünnter Natronlauge geätzt und unter dem Mikroskop gescannt. Die Spurdichte ist direkt proportional zur Exposition.

Gesamtunsicherheit der Analyseergebnisse

Die Gesamtunsicherheit U_G (%) mit $k=1,65$ über den gesamten Messbereich setzt sich aus folgenden Faktoren zusammen:

- Unsicherheit des Kalibrierfaktors U_K für einen individuellen Detektor $U_K=\pm 10\%$
(geschätzt, beinhaltet Unsicherheit bei der Kalibrierung, statistische Abweichung der Empfindlichkeit verschiedener Detektoren einer Charge, Unsicherheit durch Verwendung einer anderen Ausleseeinheit als bei der Kalibrierung etc.)
- Unsicherheit beim Auslesen des einzelnen Detektorchips $U_A=\pm 7\%$
(Herstellerangabe für die Routineauswertung)
- Unsicherheit der Expositionszeit (+ Unsicherheit verursacht durch die Exposition beim Rücktransport bis zur Ätzung); bei Messzeiten über 1 Monat vernachlässigbar
- Unsicherheit des Leerwertes U_L

$$U_L = \frac{1,65 * \sigma_L}{E - L} \quad (1)$$

σ_L Standardabweichung bei der Leerwertbestimmung [Bq*h/m³]

EExpositionszeit des Detektors [Bq*h/m³]

LLeerwert [Bq*h/m³]

Damit ergibt sich die Gesamtunsicherheit zu:

$$U_G = \sqrt{U_K^2 + U_A^2 + U_L^2} \quad (2)$$

Nach Auswertung der einzelnen Detektoren kann durch folgende einfache mathematische Berechnung die Thoronexposition (3) beziehungsweise die Thoronkonzentration (4) bestimmt werden:

$$\text{Thoron}_{(\text{Exposition})} = CF * [- 1,11 * RnD + 1,21 * TnD] \quad (3)$$

$$\text{Thoron}_{(\text{Konzentration})} = \text{Thoron}_{(\text{Exposition})} * 1000 / 24 / T \quad (4)$$

CFKalibrierfaktor des Messsystems

RnDSpurdichte der Radonmessdose [mm⁻²]

TnDSpurdichte der Thoronmessdose [mm⁻²]

TAnzahl der Tage der Exposition

Anmerkung zu Thoron

Das radioaktive Edelgas Thoron (Rn₂₂₀), das ein Isotop der Thoriumzerfallsreihe darstellt, unterscheidet sich von Radon (Rn₂₂₂) durch seine vielfach kürzere Halbwertszeit von ca. 55 Sekunden. Seine Zerfallsprodukte sind jedoch langlebiger und führen deshalb zu einer höheren Strahlenbelastung als die Zerfallsprodukte von Radon.

Bedingt durch seine geringe Halbwertszeit treten höhere Konzentrationen nur im direkten Exhalationsbereich einer Thoronquelle auf (z.B. aus Baumaterial der Wand), die Thoronkonzentration nimmt zur Raummitte stark ab. Ein Weglüften ist, im Gegensatz zum Radon, aufgrund der geringeren Halbwertszeit und der daraus resultierenden fehlenden räumlichen Verteilung nur mit einem hohen Luftvolumenstrom (hohe Luftwechselrate) erreichbar.

2.2. Radon in der Bodenluft

2.2.1. Einzelmessungen (Spotmessungen)

Im Frühjahr 2010 wurde die erste und im darauf folgenden Herbst die zweite Messreihe der Radon-Bodenluftmessungen in den Gemeinden Reichenau, Haibach und Ottenschlag im Mühlkreis durchgeführt. Insgesamt wurden 60 Standorte (20 im Frühjahr und 40 im Herbst) beprobt, die zuvor auf Basis geologischer Gesichtspunkte ausgewählt wurden. Bei der Auswahl der 40 Standorte im Herbst wurde noch zusätzlich darauf geachtet, neu erschlossenes bzw. potentiell Bauland einzubeziehen. Einige Messpunkte, die bereits im Frühjahr beprobt wurden, wurden im Herbst wiederholt, um saisonale Schwankungen erfassen zu können.

Die Radon-Bodenluftmessungen erfolgten durch Einzelmessungen der Radon-Aktivitätskonzentrationen der Bodenluft an drei Messpunkten pro ausgewählten Standort. Darüber hinaus wurden an jeder Messstelle Permeabilitätsabschätzungen des Bodens durchgeführt und an ausgewählten Standorten – unter Berücksichtigung geologischer Aspekte - Bodenproben genommen.

2.2.1.1. Messprinzip

Zum Gewinnen der Bodenluft wurden 1,6 m lange Stahlsonden (Firma Radon cop., Tschechische Republik) mit 12 mm Durchmesser verwendet. Am unteren Ende der Sonde wurde eine Metallspitze eingesetzt, die Sonde dann mittels eines Hammers und eines Kopfstückes (um das obere Ende der Sonde nicht zu beschädigen) auf die gewünschte Tiefe (max. 1,4 m) in den Boden geschlagen. Danach wurde mittels einer dünneren, in die Sonde eingeführten Stange die Spitze einige Zentimeter tiefer geschlagen oder die Sonde mittels eines Ziehgeräts einige Zentimeter gehoben („Prinzip der verlorenen Spitze“, Abb. 3). Dadurch entsteht ein Hohlraum (effektives Sondenvolumen), aus dem Bodenluft angesaugt werden kann. Dazu wurde das obere Ende der Sonde mit einem Gummischlauch und einem Gummistöpsel mit Nadel dicht verschlossen. An diese Nadel wurde eine 200 ml Kunststoffspritze angesetzt und Bodenluft aus dem Hohlraum gesaugt. Für die 1,6 m lange Sonde wurde ein Volumen von 200 ml der zuerst gesaugten Luft verworfen, da dieses mit der Außenluft vermischt ist. Danach wurden 100 ml Bodenluft gezogen und direkt in das Messgerät eingebracht. Für die Messung der ^{222}Rn -Aktivitätskonzentrationen in der Bodenluft wurden zwei verschiedene Messgerätetypen verwendet. Einerseits das "Alpha Guard®" der Firma Genitron Instruments und andererseits das "ATMOS 12 DPX" der Firma Gammadata Instrument AB.

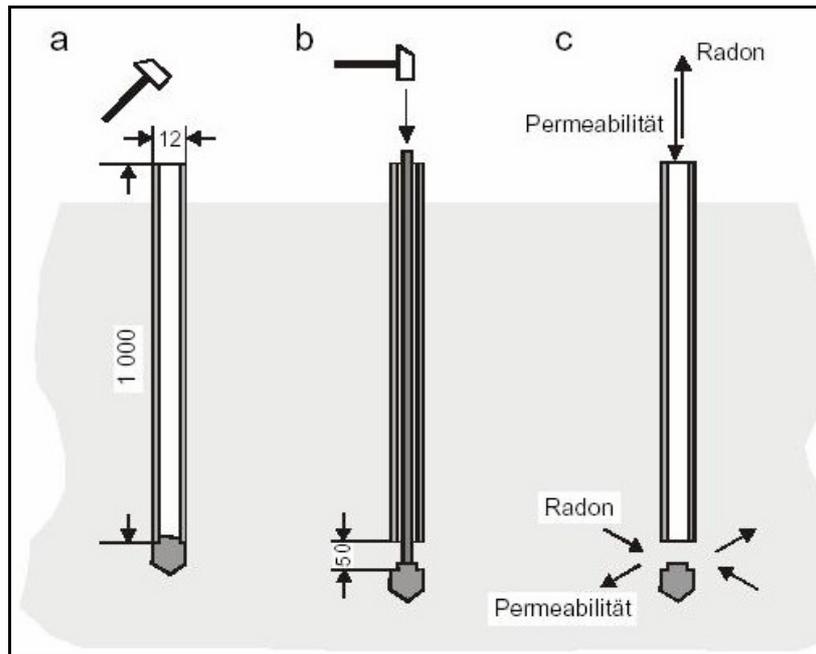


Abb. 3: Skizze des Prinzips der verlorenen Spitze (Fass 2004)

An jeder Messstelle wurden drei Sonden – in einem Dreieck angeordnet - in den Boden geschlagen (Abb. 4). Somit wurde pro Standort ein ^{222}Rn Messwert aus drei Einzelwerten gewonnen.

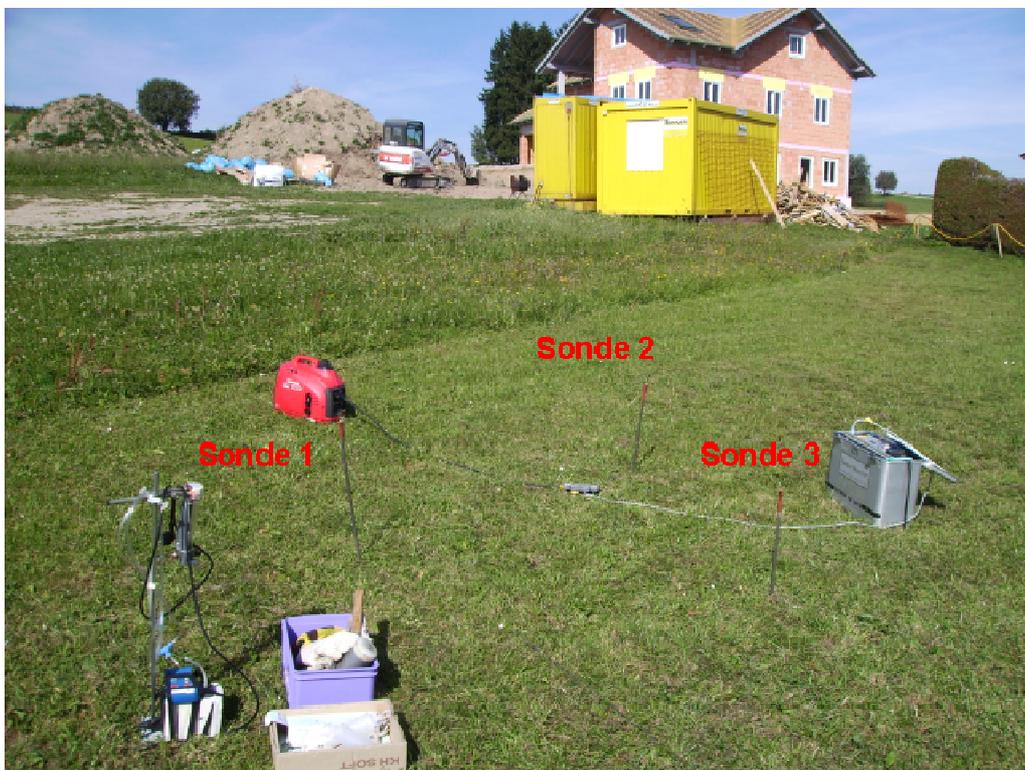


Abb. 4: Anordnung der Sonden (Bauland, September 2010)

2.2.1.2. Abschätzung der Permeabilität des Bodens

Zusätzlich zur Messung der Radon-Aktivitätskonzentration in der Bodenluft wurde bei jedem Messpunkt auch die Permeabilität des Bodens bestimmt. Dazu wurde mit einer Pumpe (AlphaPump) mit Pumpleistung 1 l/min Bodenluft aus der Sonde gezogen. Mittels eines dazwischen geschalteten Durchflussmessgerät und einem Druckmessgerät wurden der Druck und der Durchfluss gemessen. Aus diesen Werten und der Geometrie der Anordnung (Tiefe unter der Oberfläche, Länge des effektiven Sondenvolumens, Dicke der Sonde) konnte mittels der nachstehenden Gleichung die Permeabilität des Bodens abgeschätzt werden (Damkjaer & Korsbech 1992):

$$Q = F \cdot \left(\frac{k}{\mu} \right) \cdot p \quad (5)$$

Q	Durchfluss [m ³ /s]
k	Permeabilität [m ²]
p	Druck [Pa]
μ	Viskosität von Luft [1,75•10 ⁻⁵ Pa•s]
F	Formfaktor; abhängig von der Geometrie

$$F = \frac{2 \cdot \pi \cdot l}{\ln \left(\frac{2 \cdot l}{d} \cdot \sqrt{\frac{4 \cdot D - l}{4 \cdot D + l}} \right)} \quad (6)$$

l	Länge des effektiven Sondenvolumens [m]
d	Durchmesser des effektiven Sondenvolumens [m]
D	untere Tiefe des effektiven Sondenvolumens unter der Bodenoberfläche [m]

2.2.1.3. Korrektur des Einflusses der Sondentiefe

Auf Grund der verschiedenen Bodenbeschaffenheiten der einzelnen Messpunkte konnten nicht alle Messsonden bis in eine Tiefe von 1,4 m eingeschlagen werden. Um die Messwerte der einzelnen Messpunkte vergleichbar zu machen, werden diese Messwerte auf eine Messtiefe von 1,4 m korrigiert.

In die nachstehende Korrekturrechnung geht die Beschaffenheit des Bodens mit dem effektiven Diffusionskoeffizienten D^* ein (siehe Tab. 2.2.1.3.1). Nach dem Fickschen Gesetz stellt der

Diffusionskoeffizient D^* eine Proportionalitätskonstante in $\text{cm}^2 \text{sec}^{-1}$ dar, die den Teilchenfluss mit dem räumlichen Konzentrationsgefälle verknüpft.

Die Diffusionsweite l lässt sich mit untenstehender Gleichung (7)

$$l = \sqrt{D^* \cdot \lambda_{Rn}^{-1}} \quad (7)$$

berechnen und gibt an in welcher Entfernung von der Radonquelle die Konzentration auf $1/e$ ($e = 2,718$) abgefallen ist.

Tab. 1: Diffusionsweiten l von ^{222}Rn und ^{220}Rn in verschiedenen Medien; (effektive Radon-Diffusionskoeffizienten D^*) (Kemski et al. 1996)

Medium	$l^{222}\text{Rn}$ [cm]	$l^{220}\text{Rn}$ [cm]	D^* [cm^2s^{-1}]
Wasser	2,2	0,03	10^{-5}
wassergesättigter Boden	7-20	0,1 – 0,3	$10^{-4} - 10^{-3}$
feuchte Tone und Lehme	20-155	0,3 – 0,9	$10^{-3} - 5 \times 10^{-2}$
trockene Sande und Kiese	155-195	0,9 – 2,5	$5 - 8 \times 10^{-2}$
Luft	220	2,8	10^{-1}

Für die Korrekturrechnung wurde $D^* = 5 \cdot 10^{-2} \text{ cm}^2\text{s}^{-1}$ gewählt, um sowohl die feuchten Tone als auch noch die trockenen Sande abzudecken. Mit der Radon Zerfallskonstante $\lambda^{Rn} = 2,1 \cdot 10^{-6} \text{ s}^{-1}$ ergibt sich die Diffusionsweite $l = 154,3 \text{ cm}$ (Kemski et al. 1996).

2.2.1.4. Radon-Tiefenverteilung im Boden

Diese Korrekturrechnung bezieht sich auf die Tiefe in dem ein Gleichgewicht zwischen Zerfall und Entstehung herrscht. Diese Tiefe kann sich je nach Bodenbeschaffenheit zwischen einem und einigen Metern bewegen. Die Abhängigkeit der relativen Aktivitätskonzentration von der Tiefe ist in Abbildung 5 zu sehen.

Für diese Korrekturrechnung sind einige Randbedingungen nötig. Zum einen, ist die Aktivitätskonzentration c an der Erdoberfläche gleich Null. Zum anderen ist die Konzentration c in großer Tiefe konstant.

Die Radon-Verteilung in der Bodenluft bei verschiedenen Tiefen berechnet sich somit mit folgender Gleichung

$$c_z = c_{const} \left(1 - e^{-\frac{z}{l}} \right) \quad (8)$$

wobei z die Tiefe [cm] der Messung und l die Diffusionsweite [cm] darstellen.

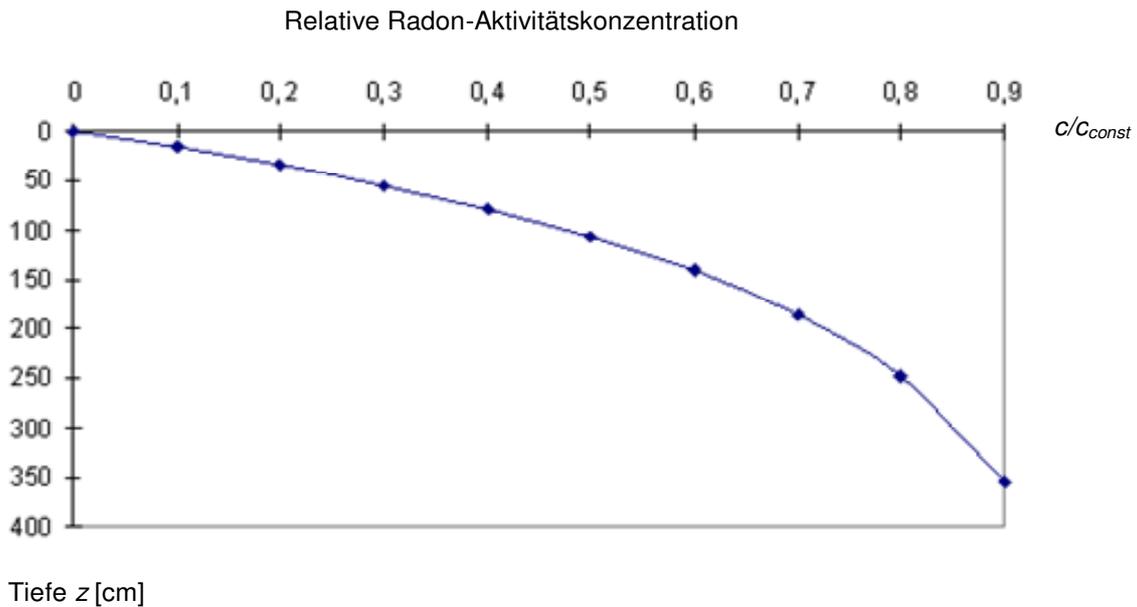


Abb. 5: Relative Radon-Aktivitätskonzentration in Abhängigkeit der Tiefe
 $D^* = 5 \times 10^{-2} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$, $l = 154,3 \text{ cm}$

Die ermittelten ^{222}Rn -Aktivitätskonzentrationen wurden unter Verwendung des in Abbildung 5 dargestellten Tiefenprofils auf 1,4 m tiefenkorrigiert, wobei an dieser Stelle darauf hingewiesen wird, dass erst ab 1,3 m korrigiert wurde. Sondertiefen, die größer als 1,3 m sind, wurden nicht korrigiert und somit mit dem dimensionslosen Wert 1,0 multipliziert. Ausgehend von diesen Werten wurden folglich die Ausreißer bereinigten ^{222}Rn -Aktivitätskonzentrationen berechnet.

2.2.1.5. Ausreißerbereinigung

Durch die Ausreißerbereinigung wurden jene Messwerte ausgeschlossen, die um mehr als die Messunsicherheit geringer als der tiefenkorrigierte Mittelwert sind. Somit wird berücksichtigt, dass Fehler bei den Probenahmen aufgrund von Undichtheiten im Probenahmesystem ausgeschlossen werden. Undichtheiten führen zu Verdünnungseffekten und somit zu niedrigen ^{222}Rn Messwerten. Zudem sei noch hinzugefügt, dass der Ausreißer ausgehend vom Maximum gesucht wird, d.h. der kleinste Wert wird als Ausreißer identifiziert, wenn obiges zutrifft.

Diese Methode zur Ausreißerbereinigung bildet eine Möglichkeit für die Aufbereitung der Daten hinsichtlich der Korrelationen mit den Radon-Innenraummesswerten.

2.2.2. Langzeitmessungen

Um Witterungseinflüsse, tages- und jahreszeitliche Schwankungen der Radonkonzentration im Bodengas zu erfassen, wurden an drei ausgewählten Standorten im Gebiet der drei Gemeinden Dauermessstellen eingerichtet. In **Glashütten** (nordwestliche Ecke, Streuobstwiese in leichter Hanglage), in **Rohrbach** (nördliche Gemeindegrenze, Waldrand) und in **Wintersdorf** (südöstliche Ecke, beim neuen Feuerwehrhaus) wurden vom 15.04.2010 bis 22.10.2010 Detektoren verschiedener Messprinzipien, Bauarten und Konfigurationen für eine halbe oder ganze Woche mit Bodengas exponiert. In Wintersdorf war zusätzlich ein AlphaGuard mit einem Integrationsintervall von 10 Minuten im Einsatz.



Abb. 6: Dauermessstelle Glashütten



Abb. 7: Dauermessstelle Rohrbach

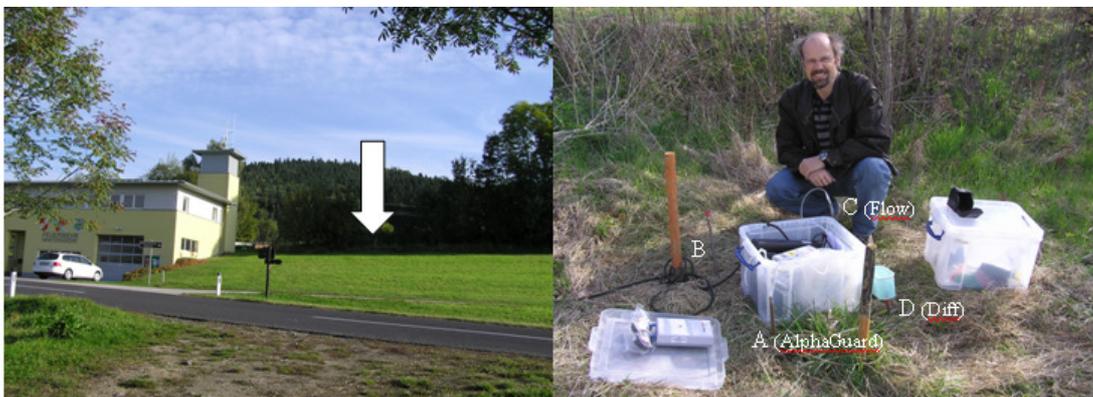


Abb. 8: Dauermessstelle Wintersdorf

2.2.2.1. Messanordnung

Für die Dauermessstellen wurden die gleichen Sonden wie für die Einzelmessungen benutzt. Die Sonden wurden mittels eines kurzen Silikonschlauchs mit 4 mm Innendurchmesser mit einer Kunststoff-Messkammer verbunden. Diese hat ein Volumen von 0,8 l und erlaubte damit die gleichzeitige Exposition von verschiedenen Detektortypen. Ein weiterer kurzer Silikonschlauch führte zu einer luftdichten Pumpe (AlphaPump), welche das Bodengas mit der niedrigst-einstellbaren Pumprate von 0,03 l/min durch die Messanordnung saugte. Das bedeutet nominal einen Luftaustausch alle 27 Minuten. Dies schien schnell genug, um eventuelle Verluste durch Diffusion oder Undichtheiten im System zu kompensieren, und gleichzeitig langsam genug, um den Einfluss der fortdauernden Messung auf die gemessene physikalische Größe durch Verdünnungseffekte zu reduzieren. (Das Ergebnis einer Testmessung bei der zehnfachen Durchflussrate von 0,3 l/min lieferte, abhängig vom gewählten Vergleichsergebnis, einen zwischen 30 % und 100 % niedrigeren Wert.) Als Detektoren wurden Elektretdetektoren (E-Perm, LLT-Konfiguration) und Kernspurdetektoren der Typen RSKS, RSFV und Raduet (Radosys Kft) eingesetzt. Sie wurden mindestens wöchentlich, manchmal zweimal pro Woche (speziell in Glashütten wegen der höheren Radonkonzentrationen) ausgetauscht, was die „Auflösung“ der Zeitreihe definiert. Zusätzlich wurde an der Messstelle Feuerwehrhaus Wintersdorf ein AlphaGuard mit einer Integrationszeit von 10 Minuten und bei der gleichen Durchflussrate von 0,03 l/min betrieben. Dieses lieferte durch die sehr viel feinere Zeitauflösung Erkenntnisse zum Tagesgang der Radonkonzentration im Bodengas und genauere Informationen zum Einfluss des Niederschlags. Die zum Vergleich herangezogenen Niederschlagswerte wurden nicht eigens bestimmt, sondern von den nächstgelegenen Wetterstationen Reichenau, Hellmonsödt und Bad Leonfelden angefordert.

Da das AlphaGuard Thoron-empfindlich ist, Thoron aber nicht mitgemessen werden sollte, wurde die Bodenluft durch einen 25 m langen (aufgerollten) Silikonschlauch mit 4 mm Innendurchmesser geleitet. Dessen Volumen von 0,3 l ergibt bei einer Durchflussrate von 0,03 l/min eine nominale Passagezeit von 10 min, welche als ausreichend für den Zerfall von Thoron und somit dessen Diskriminierung bei der Messung angesehen wird. Gleichzeitig summiert sich das Schlauchvolumen mit dem Messkammervolumen des AlphaGuard von 0,5 l zu einem auszutauschenden Volumen von 0,8 l. Es war intendiert, dieses gleich hoch wie das Volumen der Kunststoff-Messkammern für die passiven Detektoren zu wählen um die Vergleichbarkeit zu verbessern. Leider kam im Nachhinein der Verdacht auf, dass durch Diffusion durch die Silikonwand des Schlauches bei einer Länge von 25 m ein nicht unbedeutender Verlust an Radon entsteht.

2.3. Radionuklide im Boden

An unter geologischen Aspekten ausgewählten Standorten wurden insgesamt 31 Bodenproben (Tabelle 2) genommen, die im LLC-Labor Arsenal aufbereitet und gammaspektrometrisch untersucht wurden.

Tab. 2: Bodenproben ausgewählter Standorte

Messpunkt	Bodentiefe der Proben	Probenahmedatum
Standort 1	70-90 cm	13.04.2010
Standort 2	60-80 cm	13.04.2010
Standort 3	75-90 cm	13.04.2010
Standort 4	70-90 cm	12.04.2010
Standort 5	35-50 cm	12.04.2010
Standort 6	50-80 cm	12.04.2010
Standort 7	70-85 cm	13.04.2010
Standort 7	35-45 cm	13.04.2010
Standort 8	75-95 cm	13.04.2010
Standort 9	40-60 cm	13.04.2010
Standort 13	70-90 cm	13.04.2010
Standort 14	75-95 cm	14.04.2010
Standort 15	80-95 cm	13.04.2010
Standort 17	75-95 cm	14.04.2010
Standort 18	80-100 cm	14.04.2010
Standort 19	80-100 cm	14.04.2010
Standort 20	80-90 cm	12.04.2010
Standort 21	75-90 cm	21.09.2010
Standort 23	80-95 cm	21.09.2010
Standort 24	75-90 cm	21.09.2010
Standort 25	45-60 cm	20.09.2010
Standort 26	85-100 cm	21.09.2010
Standort 27	80-95 cm	21.09.2010
Standort 28	85-100 cm	22.09.2010
Standort 30	65-80 cm	21.09.2010
Standort 31	60-80 cm	21.09.2010
Standort 36	45-65 cm	25.09.2010
Standort 42	80-100 cm	25.09.2010
Standort 47	80-95 cm	22.09.2010
Standort 51	80-100 cm	20.09.2010
Standort 57	80-95 cm	23.09.2010

Die Bodenproben wurden vor der Messung bei 105 °C im Trockenschrank für 24 Stunden getrocknet. Zur Einstellung des radioaktiven Gleichgewichts der Radionuklide innerhalb der Uran-Radium-Zerfallsreihe wurden die Proben rund drei Wochen in gasdicht verschlossenen Messdosen gelagert.

Die radiometrische Analytik wurde gemäß der Prüfanweisung PRU-01 'Bestimmung von Radionuklidgehalten mittels Gammaskpektrometrie' des QM-Systems des Prüflabors für Umweltradioaktivität und Strahlenschutz (PLUS) durchgeführt.

Die Bodenproben wurden auf unterschiedliche Nuklide (^{40}K , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{228}Th , ^{238}U) analysiert. Je nach Nuklid wurden die Messungen mit unterschiedlichen Detektoren durchgeführt. Des Weiteren sind je nach Analysenprobemenge, Gammaenergie, Gammaemissionswahrscheinlichkeit und Aktivität des zu bestimmenden Nuklids unterschiedliche Messzeiten nötig. Die Messzeiten erstreckten sich im vorliegenden Fall über einen Zeitraum von 16 Stunden bis hin zu 5 Tagen.

Bei den verwendeten Detektoren handelt es sich um Halbleiterdetektoren mit High Purity Germaniumkristallen (HPGe), die mit flüssigem Stickstoff auf 77 K gekühlt werden, um Leckströme durch thermische Anregungen im Detektor zu vermeiden. Die Messungen wurden mit vier Detektoren unterschiedlicher Bauart durchgeführt. Die Detektoren DT1 und GD1 sind Koaxialdetektoren (p-Typ) mit Kupfer-Eintrittsfenster und relativen Nachweiswahrscheinlichkeiten „relative efficiency“ von 33,7 % bzw. 21,6 %. Das Energiespektrum dieser beiden Detektoren reicht von ca. 200 bis 3000 keV. Somit konnten mit diesen Detektoren die ^{40}K -, ^{226}Ra -, ^{228}Ra - und ^{228}Th -Analysen durchgeführt werden. Die ^{210}Pb - und ^{238}U -Analysen wurden mit dem Detektor DT2 oder LEGe (Low Energy HPGe Detektor) durchgeführt. DT2 ist ein Planardetektor vom n-Typ mit einem Beryllium-Fenster und einem Energiebereich von 0 bis 250 keV. Der vierte Detektor ist ein Low Energy HPGe Detektor (LEGe), dessen spezielle Bauweise eine gute Auflösung im niederen und mittleren Energiebereich bewirkt. Der Detektor hat ein Carbon-Epoxy Eintrittsfenster und eine aktive Fläche von 2800 mm². Das Energiespektrum reicht von 10 keV bis 700 keV.

Die Spektren der gammaspektrometrischen Messungen wurden mit der Software Genie 2000® von Canberra nach den relevanten Peaks der Nuklide ausgewertet und in eine Access-Datenbank übertragen. In dieser Datenbank werden durch ein Auswerteprogramm aus den Rohdaten der Gammaskpektren unter Berücksichtigung der Probengeometrie (Füllhöhe, Dichte), Detektorgeometrie, allfälliger Koinzidenzsummations-Zählverluste, Messzeit, Messdatum und Probenahmedatum (radioaktiver Zerfall zwischen Probenahme und Messung) die Aktivitätskonzentrationen der einzelnen Nuklide ermittelt. Die eindeutige fortlaufende Probennummer und Informationen über die einzelnen Proben wie Herkunftsort, Probenahmeart, etc. wurden in der Datenbank gespeichert.

2.4. Geologie und Radonpotential

Im ersten Schritt wurde eine Reihe von Positionen in den Gemeindegebieten ausgewählt, an denen Bodengasproben gezogen werden sollen. Die Auswahl wurde so getroffen, dass möglichst alle geologischen Einheiten in den Gebieten der drei Gemeinden beprobt werden können. Dabei wurde berücksichtigt, dass geologisch gleich klassifizierte, jedoch voneinander getrennt liegende Gebiete sich als unterschiedlich erweisen können. An diesen Stellen wurden von der Gruppe der Universität für Bodenkultur, Department für Wald- und Bodenwissenschaften, Low- Level Counting Labor Arsenal, Bodengasproben (vorzugsweise aus 70 bis 140 cm Tiefe) gezogen und deren Radonkonzentration gemessen. Gleichzeitig wurde die Bodenpermeabilität bestimmt. An jedem Standort wurden drei Proben gezogen, wobei die Ergebnisse naturgemäß zum Teil größere Unterschiede aufweisen. Außerdem wurden an verschiedenen Bodenproben auch die Uran-, Thorium- und Radiumgehalte bestimmt. Auch die Radonkonzentrationen aller in allen Gebäuden dieser drei Gemeinden von dem Amt der Oö. Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Umweltschutz in Zusammenarbeit mit der AGES, CC Radioökologie und Radon, Österreichische Fachstelle für Radon in Linz, gezogenen Luftproben liegen vor.

In Tabelle 3 sind die erhobenen Daten hinsichtlich geologischer Einheiten zusammengefasst. Es muss darauf hingewiesen werden, dass die Unsicherheiten bei geologischen Einheiten, bei denen nur eine Stelle beprobt wurde, allein auf die Schwankungen der Ergebnisse von drei Probennahmen an nahezu dem gleichen Ort herrühren.

Tab. 3: Mittlere Radonkonzentration (normiert auf 0,8 m Tiefe) in den verschiedenen geologischen Einheiten sowie die Mittelwerte der Permeabilitäten.

Geologie	Anzahl Probenorte	Radonkonzentration (Mittel) in kBq/m ³	Standardabweichung in kBq/m ³	Permeabilität (Mittel) in m ²
Perlgneise	33	67	5 (7%)	3·10 ⁻¹¹
Mylonit in Störungszone	1	153	44 (29%)	2·10 ⁻¹²
Mylonite ohne Störung	3	50	9 (18%)	6·10 ⁻¹¹
Schiefergneis in Störung	4	122	31 (25%)	8·10 ⁻¹²
Schiefergneis mit Maut- hausener Granitgängen	3	71	17 (24%)	4·10 ⁻¹¹
Weinsberger Granit	3	44	4 (10%)	6·10 ⁻¹¹
Talfüllung	1	52	14 (27%)	1·10 ⁻¹³
Altenberger Granit	11	73	10 (14%)	3·10 ⁻¹¹

2.4.1. Strategie der Datenauswertung

Die grundlegende Idee ist, aus unterschiedlichen Daten wie geologische Charakterisierung, Urangehalt des Bodens, Radiumgehalt des Bodens, Radonkonzentration im Bodengas, Gammadosisleistung, Radonkonzentration in Wohnräumen, eine einzige charakteristische Größe abzuleiten, die das geozogene Radonrisiko eines Gebietes klassifiziert. Aus den Innenraummessungen wurde bereits im Österreichischen Nationalen Radon Projekt (ÖNRAP) das sogenannte Radonpotential abgeleitet [Friedmann, 2005 und 2007], das so eine Größe darstellt. Es soll nun hier versucht werden, eine äquivalente Größe aus den verbleibenden Eingangsgrößen zu ermitteln. Dazu müssen die Zusammenhänge zwischen den die Radonkonzentration in Gebäuden beeinflussenden Größen einerseits qualitativ erkannt und andererseits quantitativ erfasst werden. Abbildung 9 zeigt den Zusammenhang von der Quelle des Radons, nämlich der Radiumkonzentration im Boden, bis zur Radonkonzentration in Wohnräumen. Die Gesuchte Größe, die das geozogene Risiko beschreiben soll, bezieht sich auf einen Zustand unter dem Fundament des Hauses und muss die Eigenschaften des Untergrundes charakterisieren. In Abbildung 9 wird der für die Berechnung dieser Größe relevante Punkt als Bezugspunkt bezeichnet.

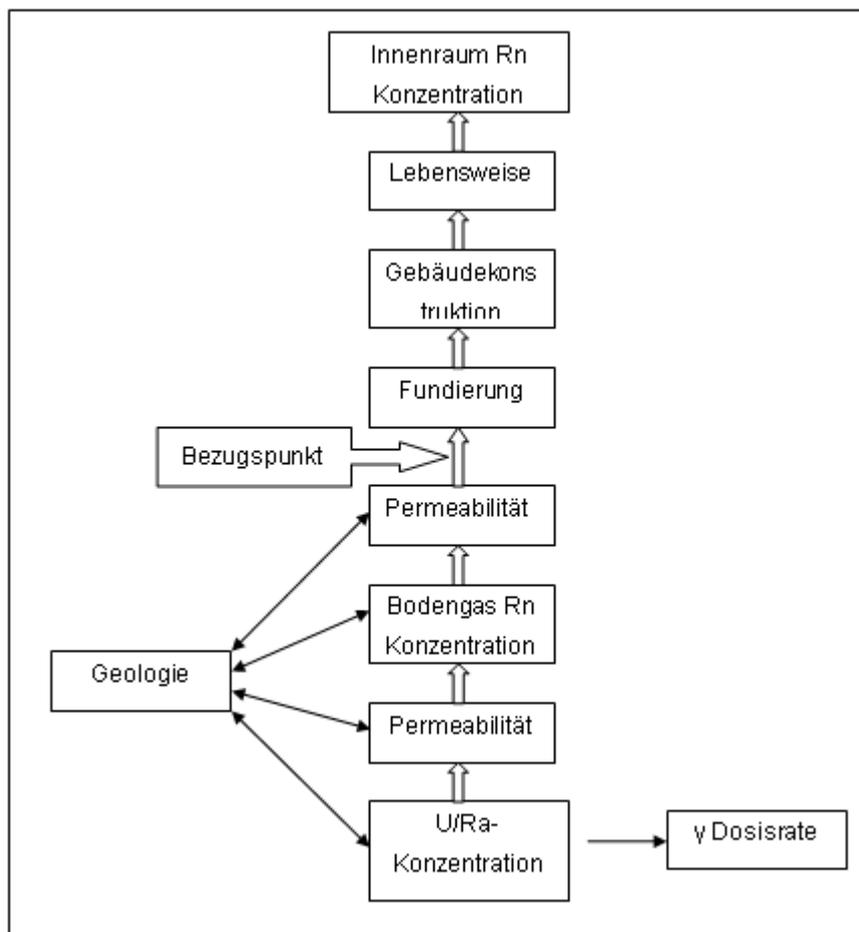


Abb. 9: Prinzipielle Zusammenhänge zwischen der Radon-Quelle im Untergrund (U/Ra Konzentration im Boden) und der Innenraum-Radonkonzentration

Bezeichnet man diese Größe, wie schon bei ÖNRAP, als Radonpotential RP, so leitet sich diese aus der Bodengaskonzentration BG und der Permeabilität P ab. Also

$$RP = f_1(BG, P) \quad (9)$$

mit einer im Weiteren noch zu bestimmenden Funktion f_1 . Die Radonkonzentration im Bodengas hängt wieder von der Radiumkonzentration (oder auch von der Urankonzentration U) im Boden und der Freisetzungsrate von Radon aus dem Gestein ab. Man kann versuchen die Freisetzungsrate aus dem Gestein mit der Permeabilität des Gesteins zu korrelieren, was natürlich nur eine Näherung sein kann, jedoch für eine erste Abschätzung reichen sollte. Damit ergibt sich

$$BG = f_2(U, P) \quad (10)$$

mit einer weiteren zu bestimmenden Funktion f_2 . Schließlich besteht ein Zusammenhang zwischen Uran/Radium im Boden mit der darüber messbaren Dosisleistung DL.

$$DL = a \cdot U \quad (11)$$

Dabei stellt a eine Proportionalitätskonstante dar, wobei in erster Näherung davon ausgegangen wird, dass die Schwächung der Gammastrahlung in allen Gesteinen (Böden), die Beiträge aus der Thorium-Reihe und von ^{40}K etwa gleich sind und a somit eine universelle Konstante ist. Wie später gezeigt wird, ist dies für das Untersuchungsgebiet eine mit den Messwerten verträgliche Annahme.

Die vorliegenden Messergebnisse werden einerseits für eine Typisierung geologischer Einheiten in Hinblick auf Bodengas-Radonkonzentration als auch Permeabilität verwendet, die mit Ergebnissen aus Deutschland [Kemski et al., 2001 und 2008] und Tschechien [Barnet et al., 2008] verglichen werden müssen, andererseits sollen die Funktionen f_1 und f_2 sowie die Proportionalitätskonstante a bestimmt werden. Damit soll es möglich sein, aus geologischen Informationen und/oder aus Messwerten ein Radonpotential zu bestimmen, wobei auch nur durch wenig Information (z.B. nur durch Kenntnis eines einzigen Parameters) eine relevante Aussage getroffen werden kann.

3. Ergebnisse

3.1. Radon in Wohngebäuden

3.1.1. Teilnahme

Durch das persönliche Austragen und Einsammeln der Messgeräte wurde eine sehr hohe Teilnahme von insgesamt 691 Haushalten – das sind 91,5 % aller Haushalte in den drei Gemeinden – erreicht. Für 680 Haushalte (ca. 90 %) konnte die Radonkonzentration ermittelt werden; bei den verbleibenden 11 Haushalten wurden die Messgeräte nicht retourniert.

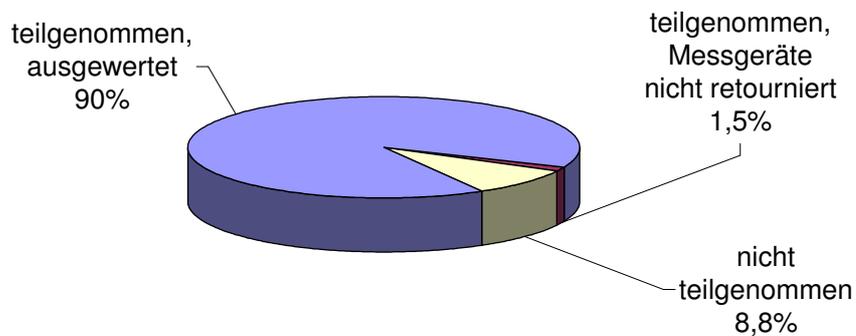


Abb. 10: Teilnahme am Projekt

3.1.2. Gebäudedaten

Mittels Fragebogen wurden jene Gebäudedaten erhoben, die zur Berechnung des Radonpotentials notwendig sind. Das Potential ist wiederum erforderlich, um das Radonrisiko für die drei Gemeinden zu bewerten.

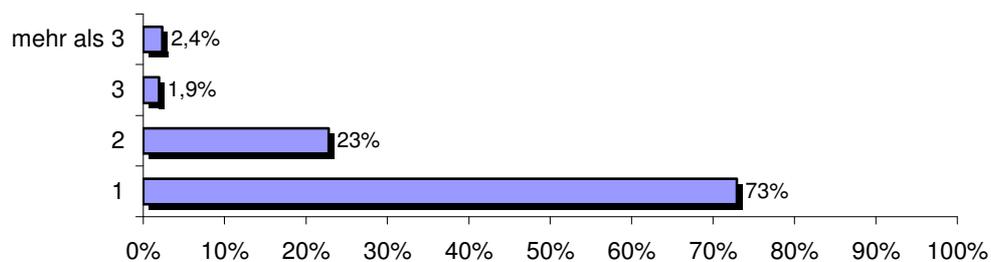


Abb. 11: Anzahl der Wohnungen in den Gebäuden

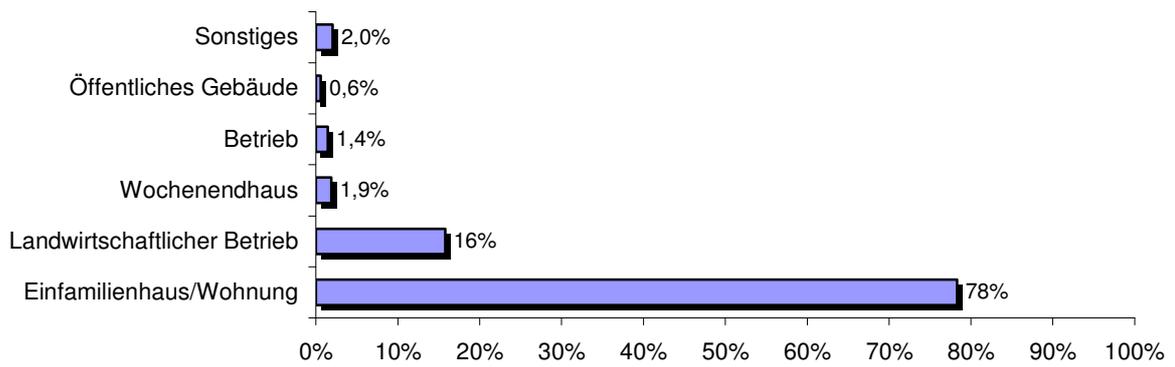


Abb. 12: Nutzung der Gebäude

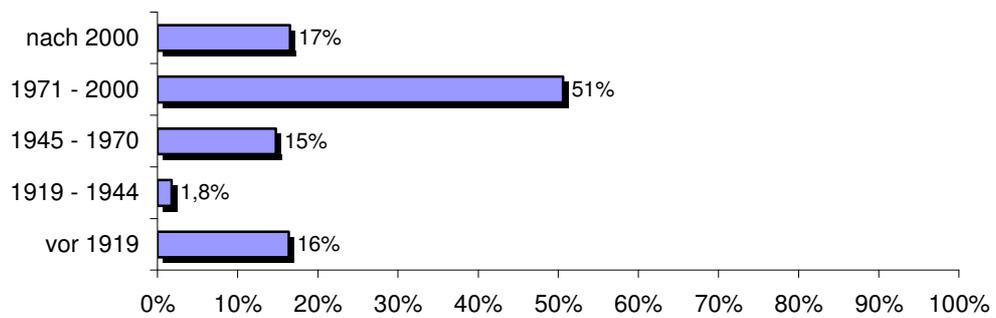


Abb. 13: Baujahr der Gebäude

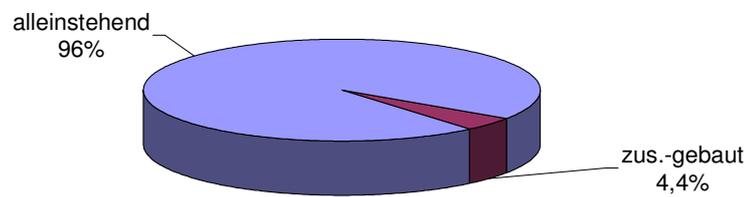


Abb. 14: Lage der Gebäude

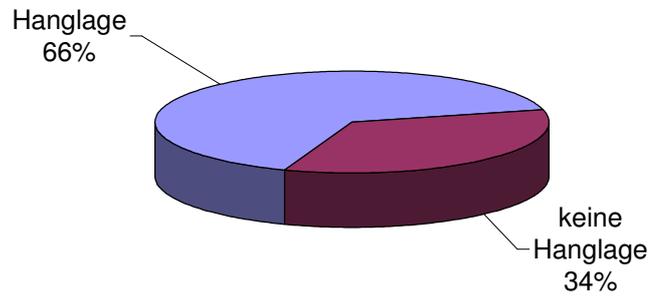


Abb. 15: Hanglage

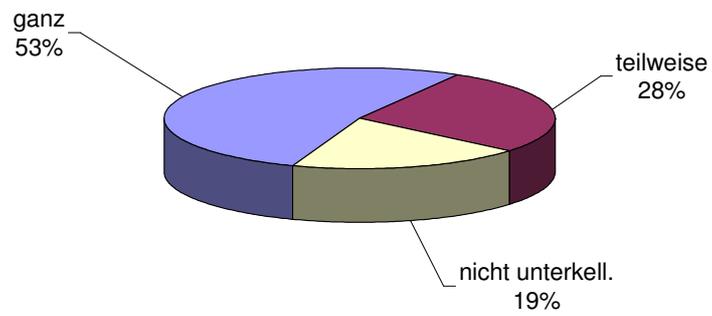


Abb. 16: Unterkellerung

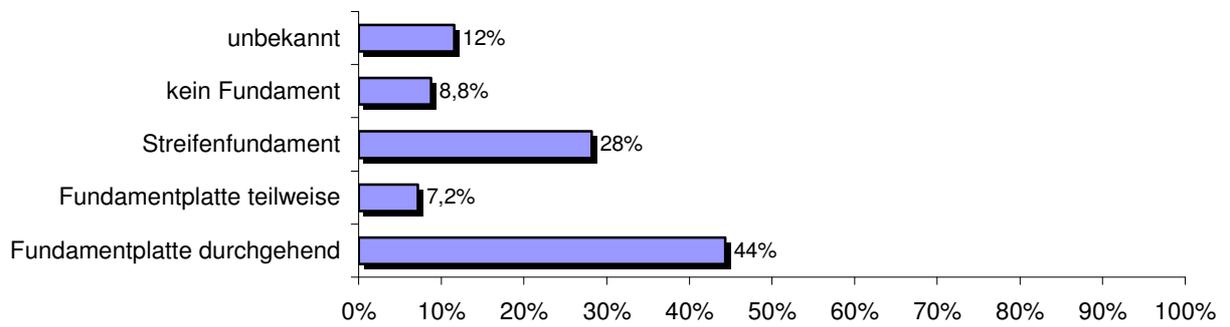


Abb. 17: Fundamenttyp

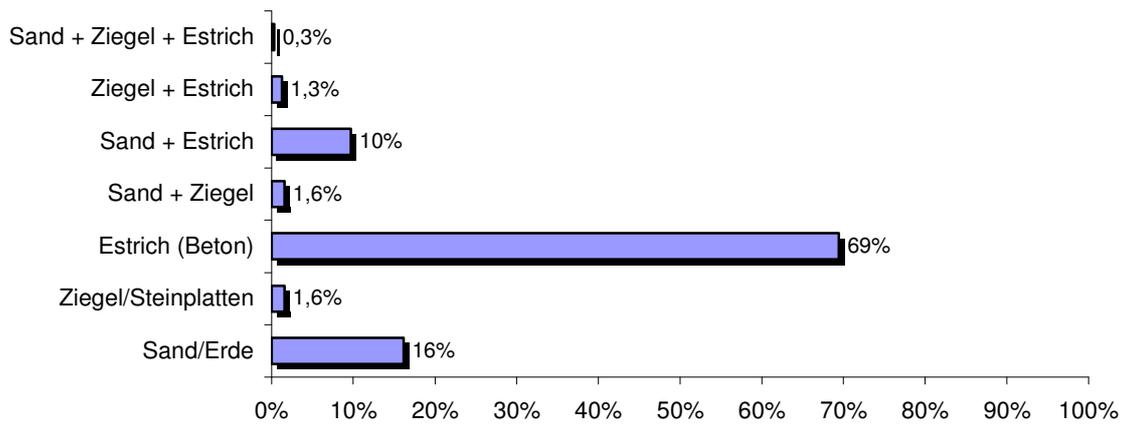


Abb. 18: Bodenaufbau im Fundamentbereich

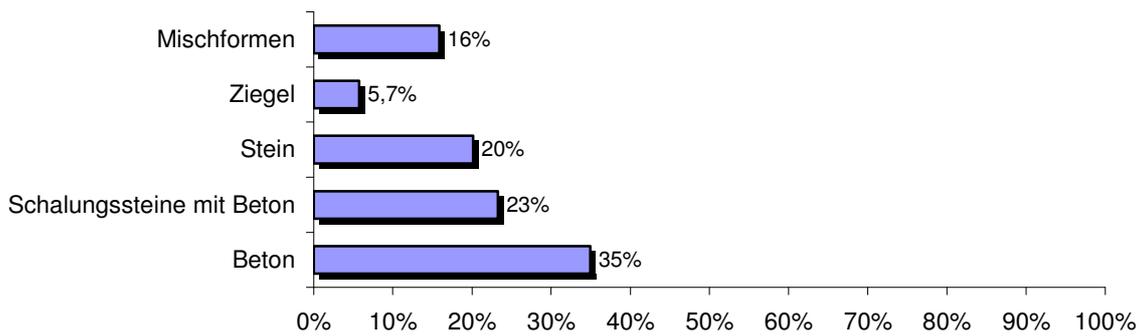


Abb. 19: Hauptmaterial der erdberührten Wände

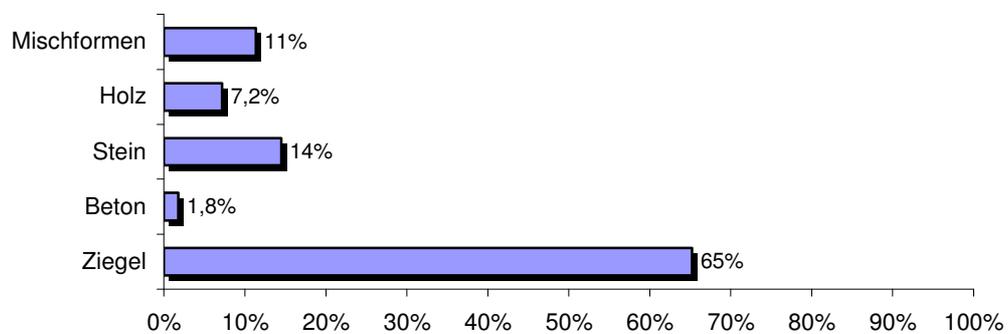


Abb. 20: Hauptmaterial der Wände

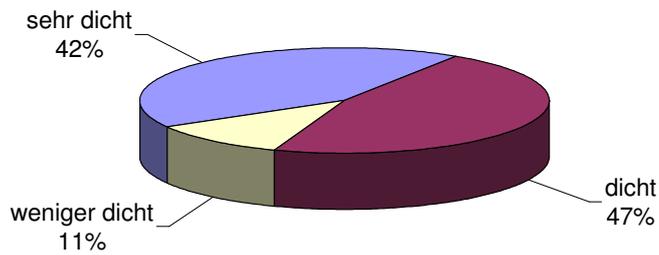


Abb. 21: Fensterdichtheit

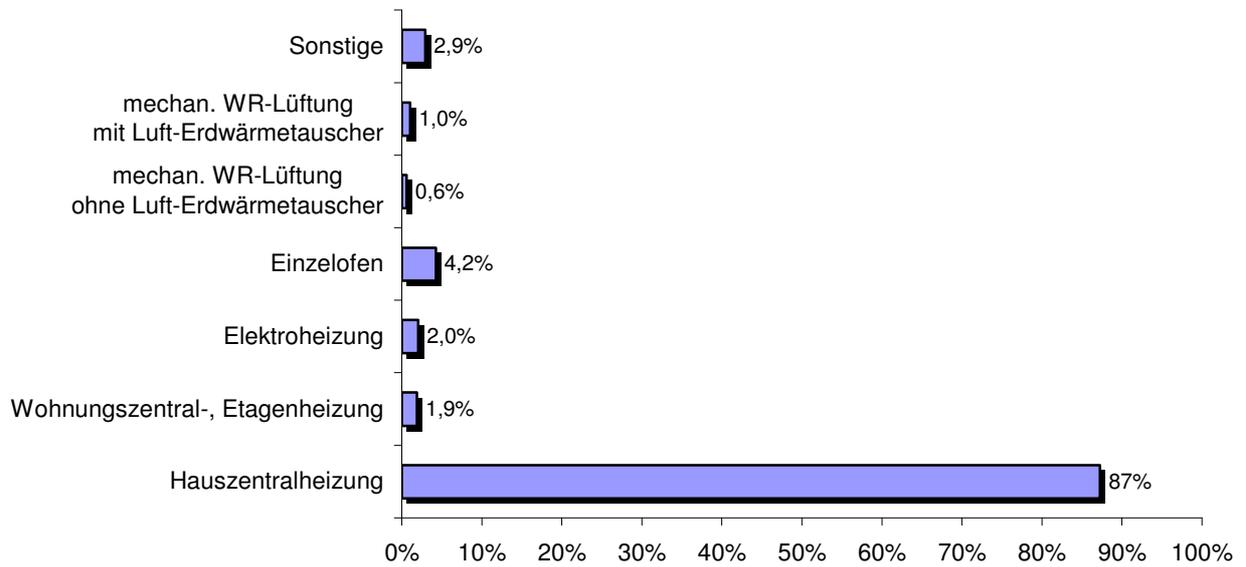


Abb. 22: Überwiegende Art der Heizung

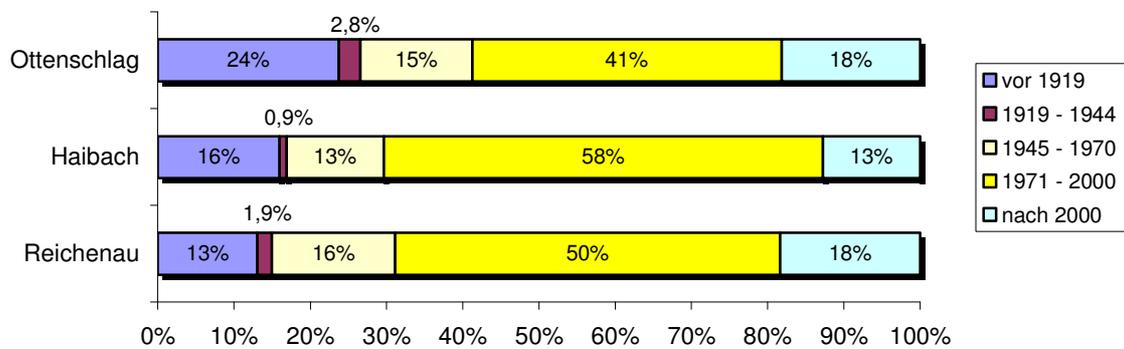


Abb. 23: Baujahr der Gebäude - Gemeinden

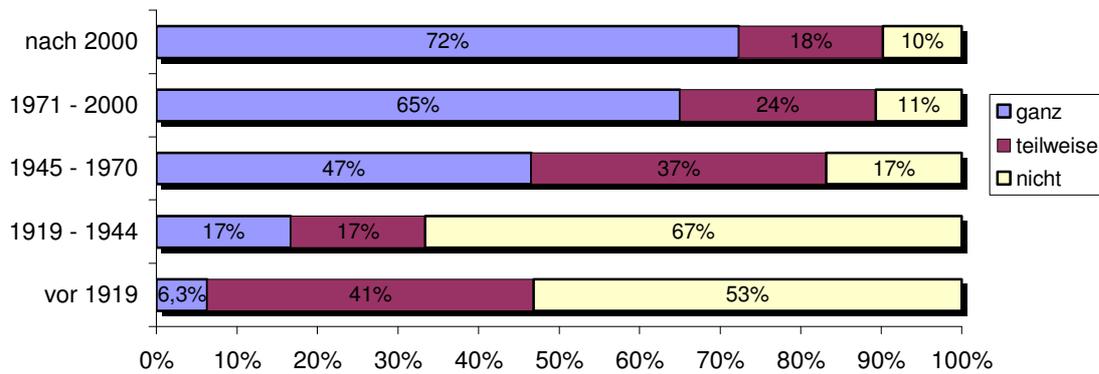


Abb. 24: Unterkellerung - Baujahr

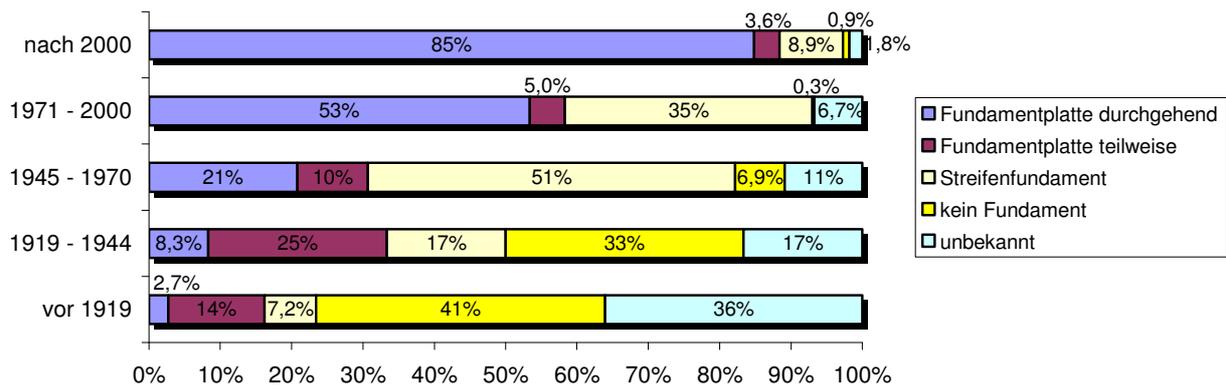


Abb. 25: Fundamenttyp in Verbindung des Baujahres

3.1.3. Radonkonzentration

Insgesamt wurden Radonmessungen in 1.351 Räumen ausgewertet. Der überwiegende Teil der Messergebnisse liegt unter 400 Bq/m³. Der höchste gemessene Wert betrug 2.416 Bq/m³. Aufgrund der langen Messzeit von 6 Monaten und des gewählten Messzeitraumes (3 Monate im Winterhalbjahr, 3 Monate im Sommerhalbjahr) entsprechen diese Werte gut den Jahresmittelwerten.

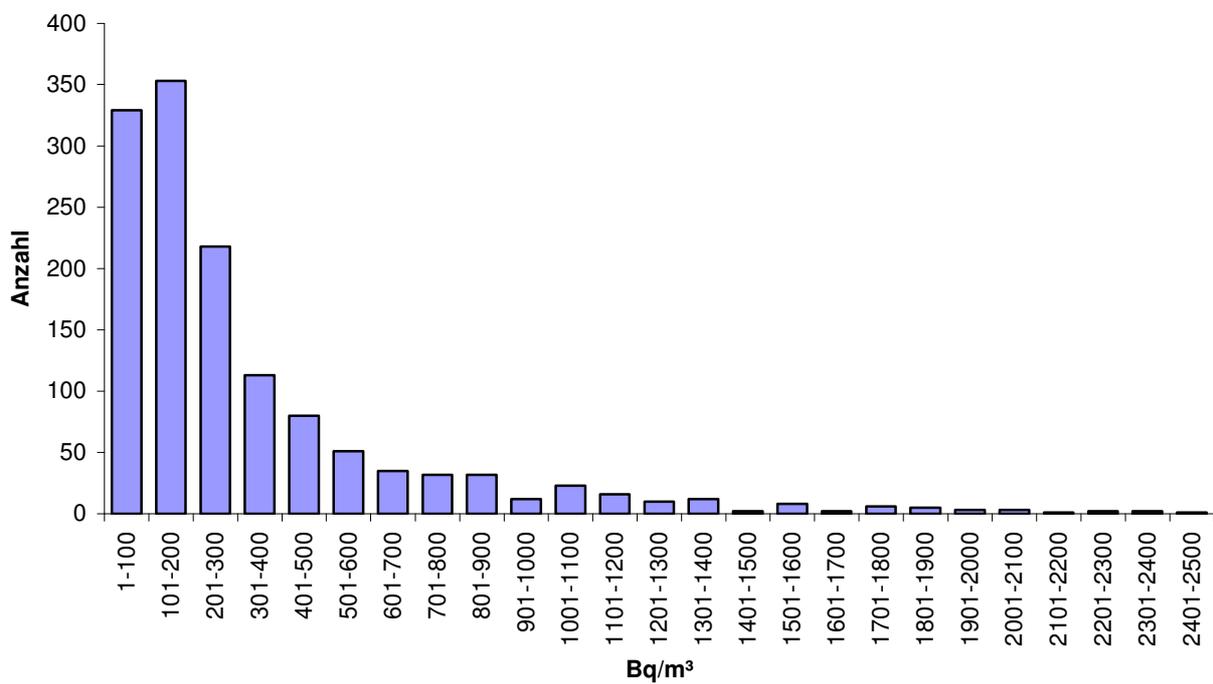


Abb. 26: Messwerte aller einzelnen Messungen in 100er Klassen

Die relative Unsicherheit der Messergebnisse liegt je nach Messwert im Bereich von 12 bis 80 %.

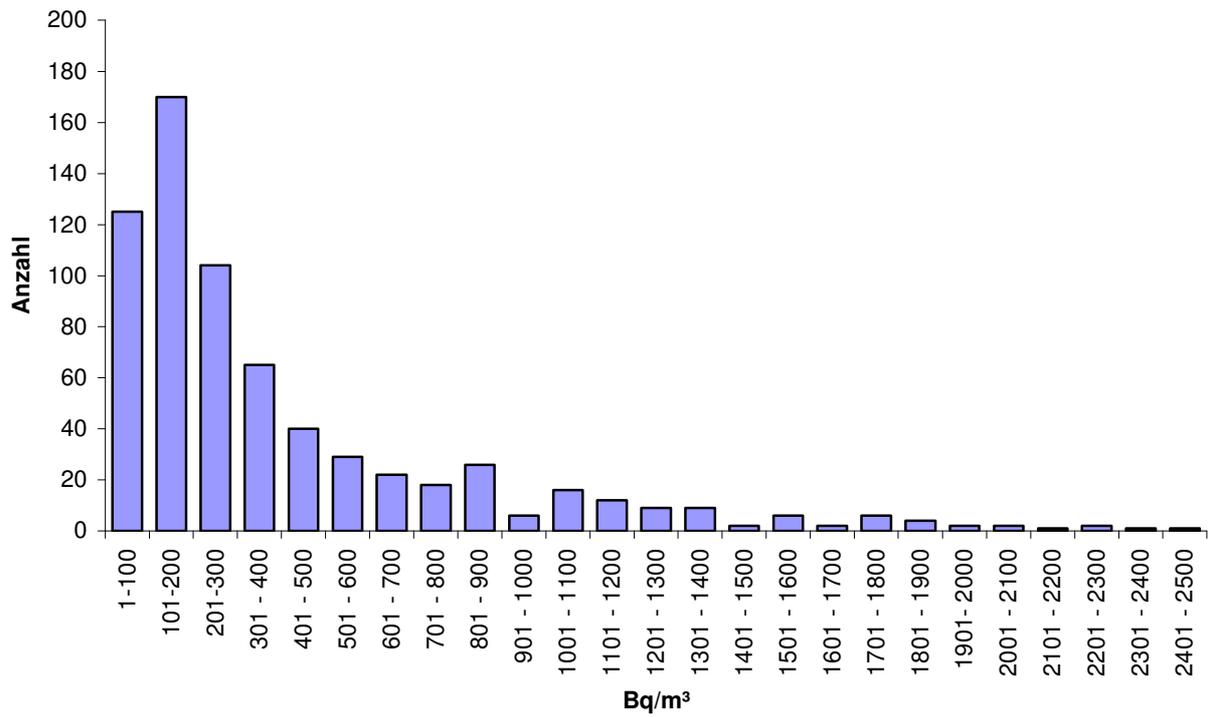


Abb. 27: höchster Messwert im Gebäude in 100er Klassen

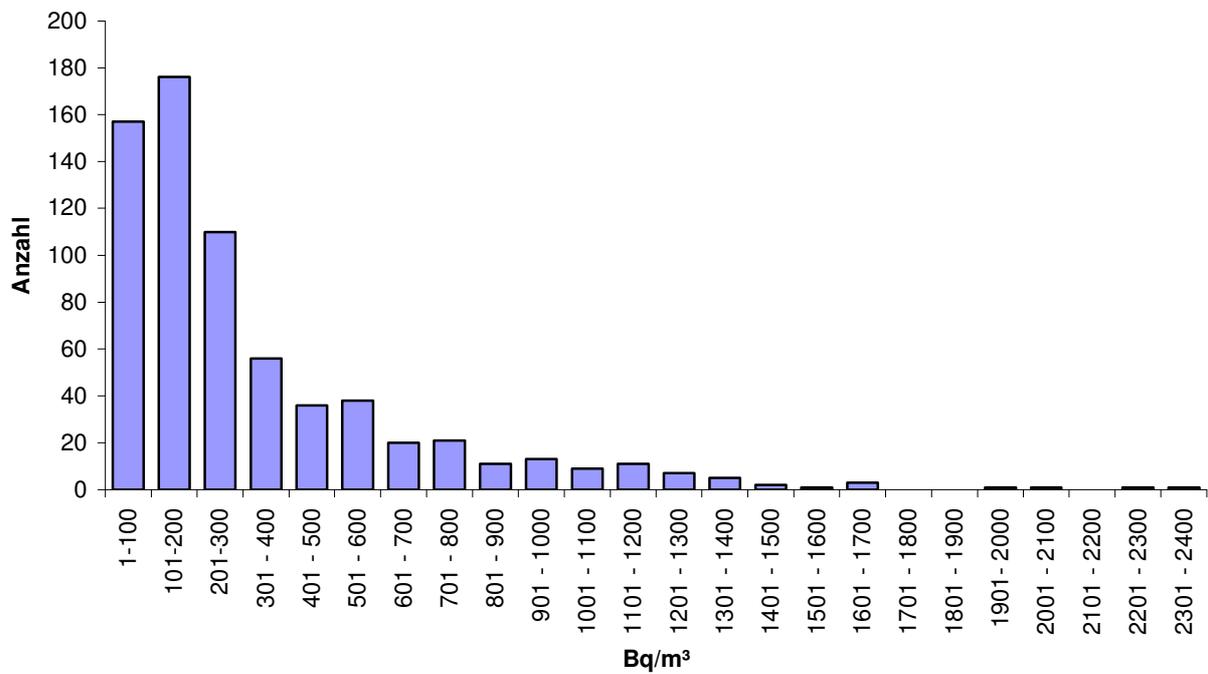


Abb. 28: Mittelwert im Gebäude in 100er Klassen

Einzelmessergebnisse in Potential-Klassen

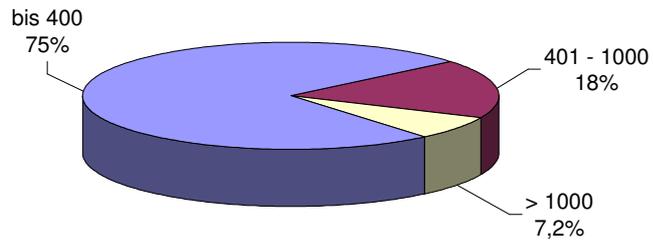


Abb. 29: Messwerte aller einzelnen Messungen in Potential-Klassen

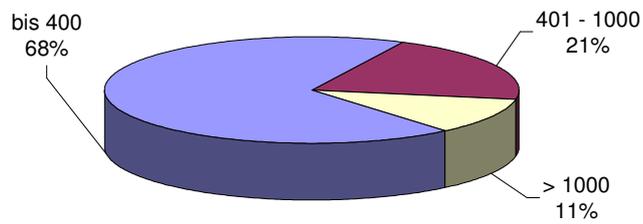


Abb. 30: höchster Messwert im Gebäude in Potential-Klassen

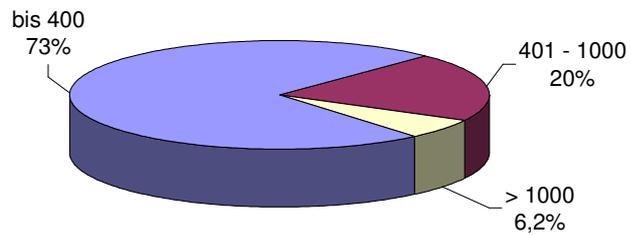


Abb. 31: Mittelwert im Gebäude in Potential-Klassen

Mittlere Radonkonzentration pro Stockwerk

Eine Mittelung der Radonmesswerte pro Stockwerk zeigt deutlich eine Abnahme der mittleren Radonkonzentration mit dem Stockwerk. Im Keller ist die Radonkonzentration im Mittel etwa doppelt so hoch wie im Erdgeschoß.

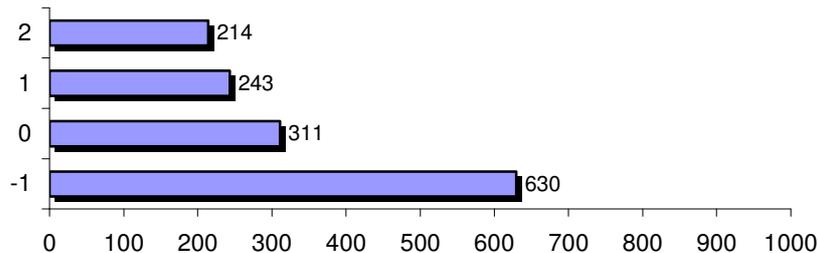


Abb. 32: Mittlere Radonkonzentration pro Stockwerk

3.2. Radon in der Bodenluft

3.2.1. Einzelmessungen (Spotmessungen)

Die Messergebnisse der ^{222}Rn -Aktivitätskonzentrationen in der Bodenluft der 60 beprobten Standorte sind in Anhang 2 zusammengefasst. Zusätzlich zu den erhobenen Messdaten sind auch die Sondentiefe, die Geologie und die Koordinaten des Standortes angeführt. Die Koordinaten sind im BMN34 Format angegeben, wobei die erste Zahl den Rechtswert und die zweite Zahl den Hochwert angibt.

Die in den folgenden Abbildungen verwendeten ^{222}Rn -Aktivitätskonzentrationen in der Bodenluft wurden allesamt tiefenkorrigiert und ausreißerbereinigt, um die Messergebnisse einerseits vergleichbar zu machen und andererseits um Fehler bei den Probenahmen aufgrund von Undichtheiten im Probenahmesystem ausschließen zu können (siehe Kapitel 2.2.1.3. und 2.2.1.4.).

Alle im Rahmen des Projekts gemessenen ^{222}Rn -Aktivitätskonzentrationen in der Bodenluft sind in Abbildung 33 dargestellt. Für diese Grafik wurden die einzelnen Messwerte interpoliert. Da im östlichen Teil der Gemeinde Ottenschlag im Mühlkreis keine Messungen durchgeführt wurden, konnte die Karte an dieser Stelle nicht weiter gezeichnet werden. Auch die außerhalb der Gemeindegrenzen dargestellten ^{222}Rn -Aktivitätskonzentrationen wurden nicht durch Messungen verifiziert und beruhen daher ausschließlich auf den innerhalb der Gemeinden gewonnenen Messergebnissen. Der Maximalwert der Einzelmessungen liegt bei 385 kBq/m^3 und wurde im Nordwesten der Gemeinde Reichenau im Ortsteil Glashütten gemessen, der in einer geologischen Störungszone liegt. Da in dieser Störungszone eine größere Klüftung des Gesteins vorliegt und

das Gestein meist sehr stark verwittert bzw. zerrieben ist, kann das Radon an dieser Stelle leichter aus dem Gestein diffundieren.

Resultierend aus der unterschiedlichen Bodenbeschaffenheit der einzelnen Standorte wurden verschiedenste Bodentiefen beprobt, woraus man auf die vertikalen Verteilung der ^{222}Rn -Aktivitätskonzentrationen im Boden schließen kann. Es zeigte sich, dass die ^{222}Rn -Aktivitätskonzentrationen in der Bodenluft mit zunehmender Sondierung ansteigen.

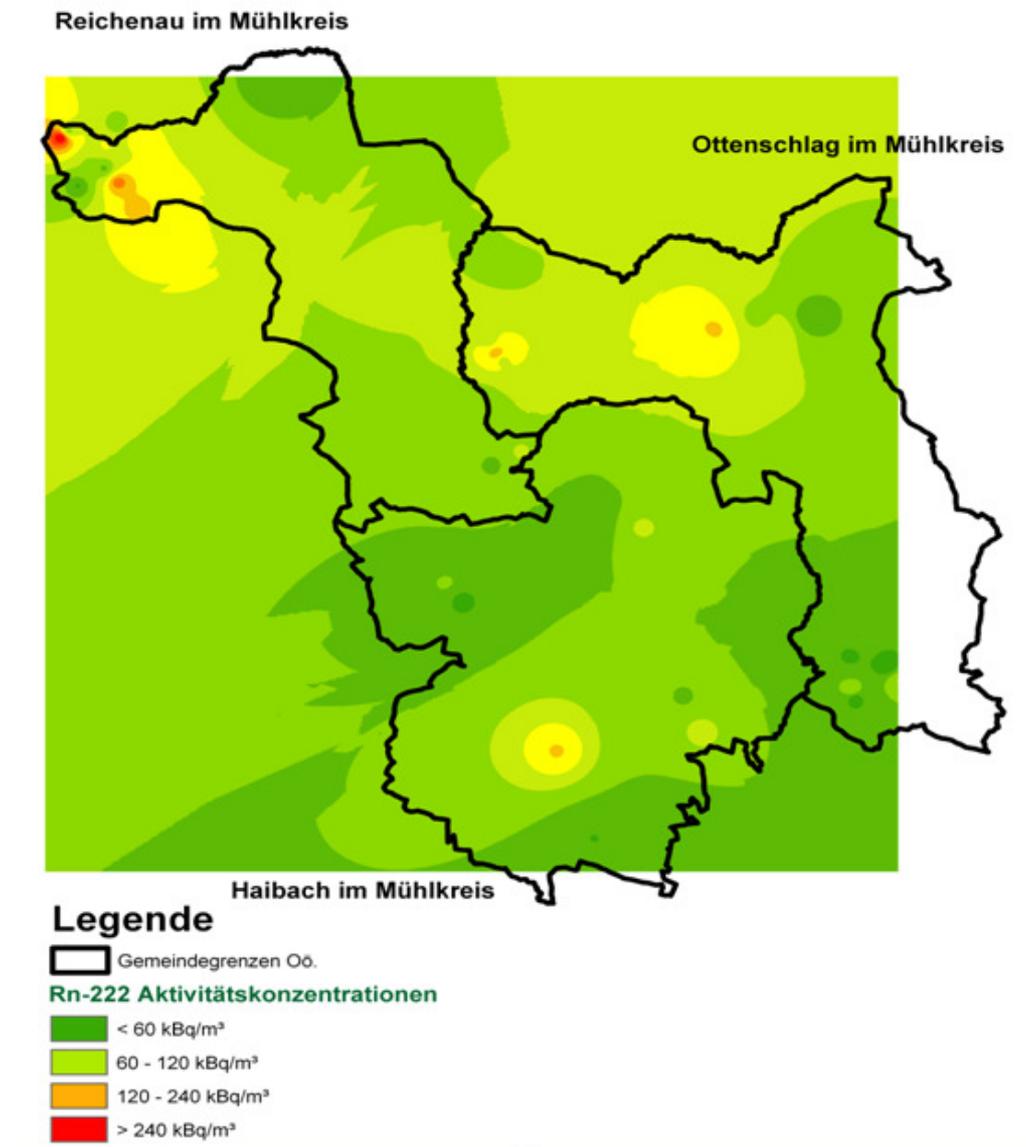


Abb. 33: Isolinienanstellung nach Interpolation der gemessenen ^{222}Rn -Aktivitätskonzentrationen im Bodengas

Um die Variabilität der ^{222}Rn Aktivitätskonzentrationen in der Bodenluft im Laufe des Jahres feststellen zu können, wurden die Radon-Bodenluftmessungen in zwei Messreihen geteilt, wobei die erste Messreihe (mit 20 Standorten) im Frühjahr und die zweite (mit 40 Standorten) im Herbst 2010 durchgeführt wurden. In beiden Messreihen wurden alle geologischen Einheiten des

Untersuchungsgebiets beprobt. Dadurch können die Ergebnisse verglichen werden. An einzelnen Standorten, die im Frühjahr und im Herbst gemessen wurden, konnte beobachtet werden, dass die ^{222}Rn Aktivitätskonzentrationen in der Bodenluft kaum voneinander abweichen. Betrachtet man alle gemessenen ^{222}Rn Aktivitätskonzentrationen in der Bodenluft (Abb. 34), so erkennt man, dass der Median im Frühjahr und Herbst praktisch ident ist und bei etwa 107 kBq/m³ liegt. Demnach scheint es keinen Unterschied zu machen, ob die Messungen im Frühjahr oder im Herbst durchgeführt werden.

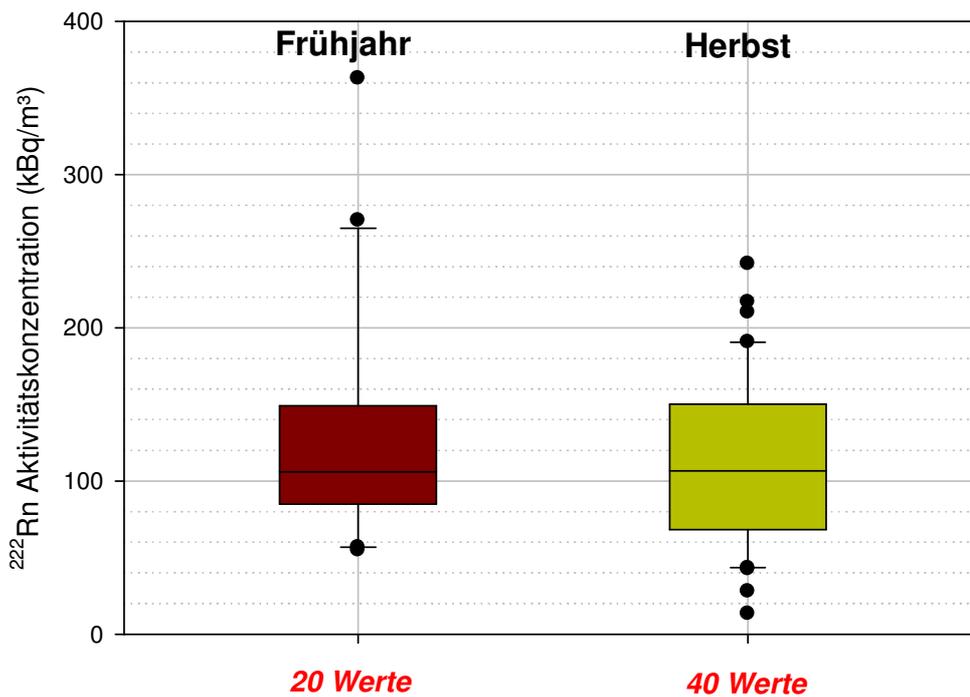


Abb. 34: ^{222}Rn Aktivitätskonzentrationen im Frühjahr und Herbst 2010

In Abbildung 35 sind die ermittelten ^{222}Rn Aktivitätskonzentrationen in der Bodenluft in den verschiedenen geologischen Einheiten des Untersuchungsgebiets dargestellt. Grundsätzlich wurden die höchsten ^{222}Rn Aktivitätskonzentrationen in der Störungszone und die niedrigsten in der Talfüllung gemessen. Hinsichtlich den verschiedenen Gneis- und Granitarten wurden keine signifikanten Auffälligkeiten beobachtet. Daraus kann geschlossen werden, dass sich die Mineralogie innerhalb der untersuchten Region nur geringfügig unterscheidet.

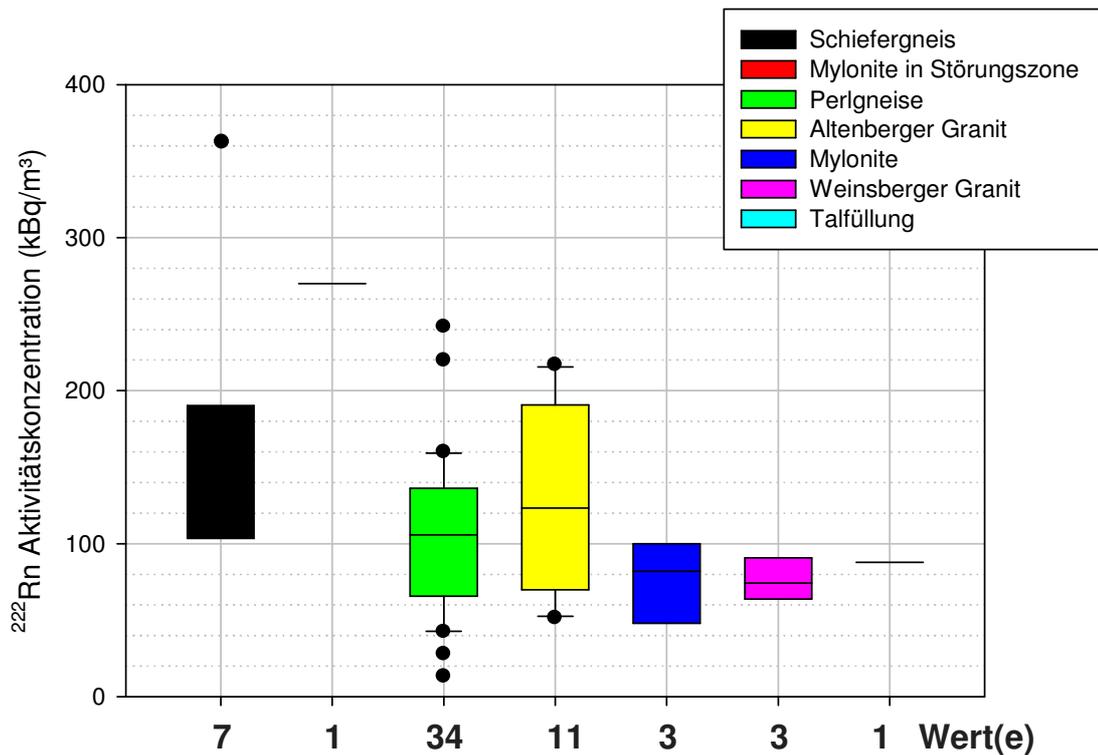


Abb. 35: ²²²Rn Aktivitätskonzentration in der Bodenluft in verschiedenen geologischen Einheiten

Für alle Messstellen wurde die Permeabilität der Böden abgeschätzt (siehe Kapitel 2.2.3). Die Summenhäufigkeitsverteilung aller ermittelten Werte ist in Abbildung 36 dargestellt. Es zeigt sich, dass die Permeabilität der Böden über ein weites Spektrum reicht und zwischen 10^{-9} und 10^{-15} m^2 liegt. Klassifiziert man die Permeabilität nach Kemski et al. (2001), so kann man daraus schließen, dass es sich bei etwa 40 % der beprobten Böden um niedrig bis mittel durchlässige und bei rund 60 % um hoch durchlässige Böden handelt.

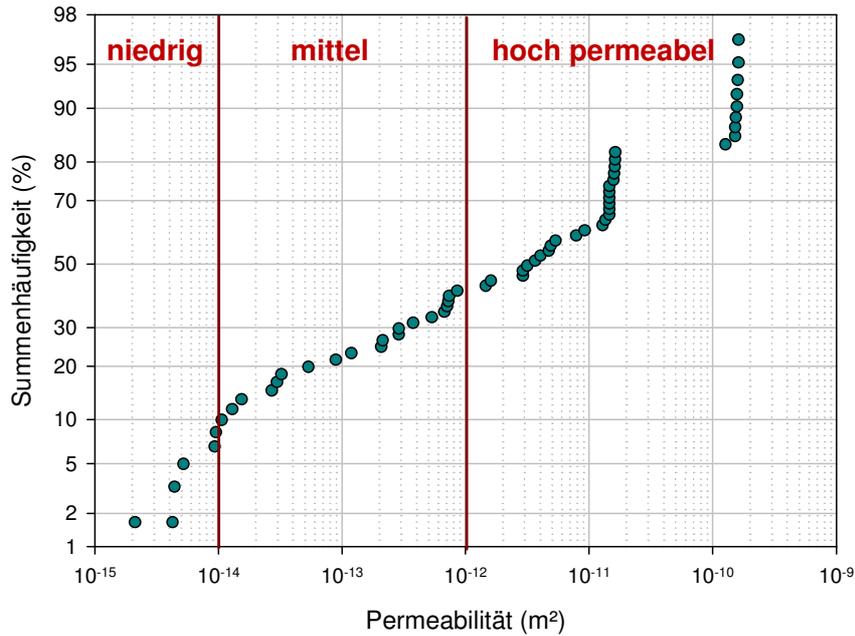


Abb. 36: Summenhäufigkeitsverteilung der ermittelten Permeabilität (Klasseneinteilung nach Kemski et al.)

Aus den Einzelwerten der jeweiligen Sonden wurden Mittelwerte für die Permeabilität - klassifiziert nach der Geologie – gebildet (Abb. 37). Dabei konnten keine signifikanten Auffälligkeiten beobachtet werden.

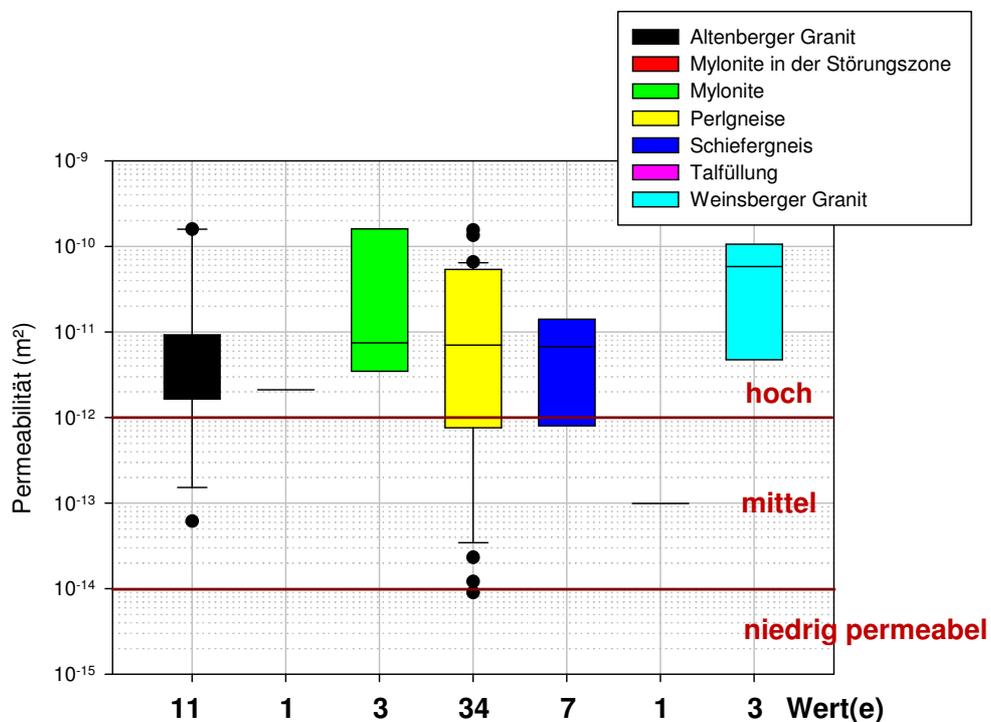


Abb. 37: Mittelwerte der geschätzten Permeabilität sortiert nach geologischen Einheiten (Klasseneinteilung nach Kemski et al.)

3.2.2. Langzeitmessungen

Rückwirkung der Messung auf die Messgröße

Bereits am ersten Aufstellungstag konnten interessante Erkenntnisse zur Dynamik der Radonkonzentration im Bodengas gewonnen werden.

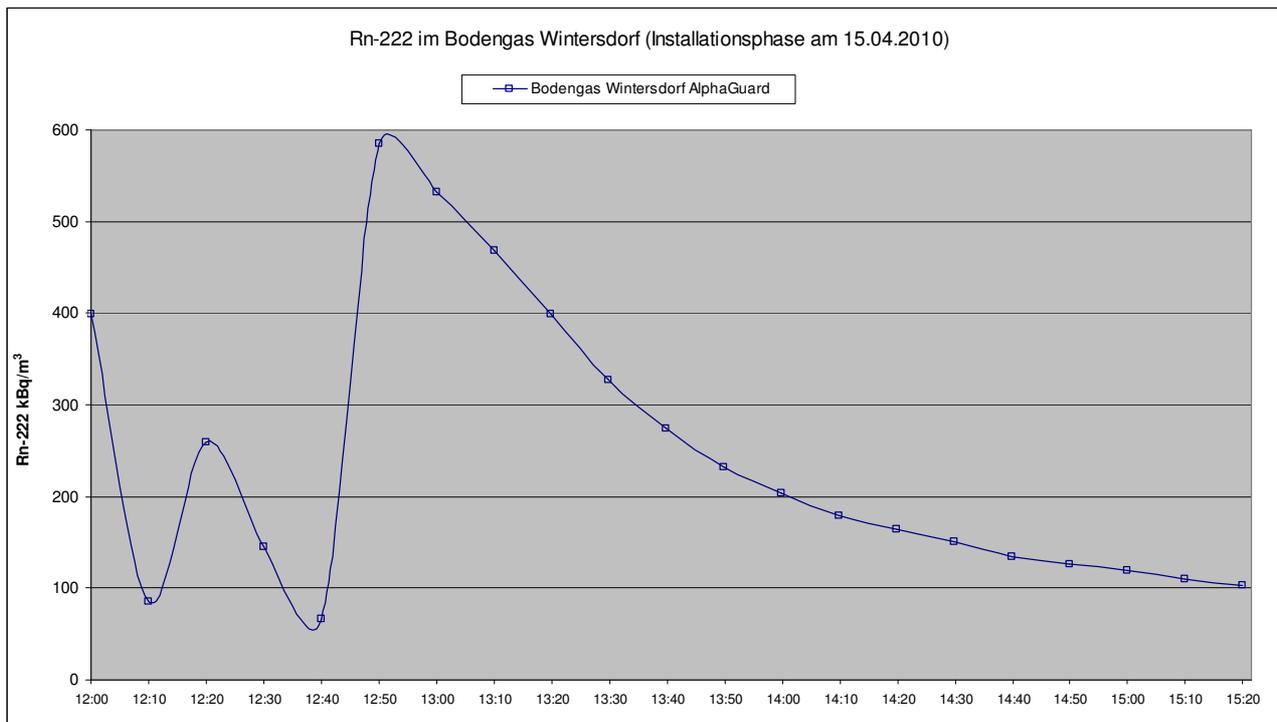


Abb. 38: Zeitlicher Verlauf der Radonkonzentration im Bodengas

Am Standort Wintersdorf wurden statt einer Sonde vier Sonden in einem Quadrat von ca. 50 cm Seitenlänge in den Boden getrieben, um vergleichende Messungen mit verschiedenen Methoden bzw. Varianten zu ermöglichen. Nachdem das AlphaGuard an die Sonde A angeschlossen worden war (1. Wert 400 kBq/m³) musste der Schlauch noch einmal entfernt werden um die Permeabilität zu bestimmen (1. Abfall). Der darauf folgende Anstieg (3. Wert 260 kBq/m³) wurde abermals unterbrochen durch die sukzessive Besaugung der 3 anderen Sonden B bis D. Dies zeigt, dass die Sonden kommunizierten. Weiters ist es möglich, dass durch die nicht besaugten Sonden auch Frischluft nach unten gezogen wurde. Nach Beendigung der Installation stellte sich ein Spitzenwert ein (6. Wert 585 kBq/m³), der im Laufe der nächsten vier Stunden in den Bereich der auch später beobachteten Werte absank. Das Niveau erhöhte sich leicht (siehe weiter unten das Diagramm zum Tagesgang, ab 30.04.) nachdem der Versuch, die Aktivität im Bodengas mittels Diffusion in eine Messkammer zu bestimmen, als erfolglos aufgegeben, und die dazu eingesetzte Sonde D mit einem Gummistopfen verschlossen worden war. (Die Messwerte beim Diffusionsverfahren waren

mit 15 bis 30 % im Vergleich zum Durchflussverfahren weit zu gering. Auch eine Verlegung der Sonde um mehrere Meter brachte keinen Erfolg.)

Durch die Messung kommt es also zu einer Rückwirkung auf die Messgröße. Daraus folgt, dass das Prozedere bei Bodengasmessungen von großer Bedeutung ist und Messergebnisse streng genommen nur zwischen gleich ablaufenden Kampagnen relativ vergleichbar sind.

Systematische Abweichung beim Vergleich von AlphaGuard und Elektretdetektoren

In Abbildung 39 ist zu erkennen, dass die vom AlphaGuard aufgezeichneten Aktivitäten um ca. ein Drittel unter den von den Elektretdetektoren gelieferten Resultaten liegen. Der Effekt scheint etwas stärker ausgeprägt, je höher die Temperatur in der Messanordnung war. Dies würde die Hypothese unterstützen, dass durch den langen Silikonschlauch ein Radon-Verlust durch (temperaturabhängige) Diffusion eintritt, was aber noch experimentell zu überprüfen wäre. Auch aus Abbildung 40 geht hervor, dass die beobachteten tageszeitlichen Schwankungen intensiver ausfallen, wenn die Temperaturschwankung in der Messanordnung besonders groß ist. Dies war speziell bis zum 26.04. der Fall. Ab diesem Tag wurde die Messanordnung mit Baubrettern als Schutz gegen die Sonneneinstrahlung abgedeckt.

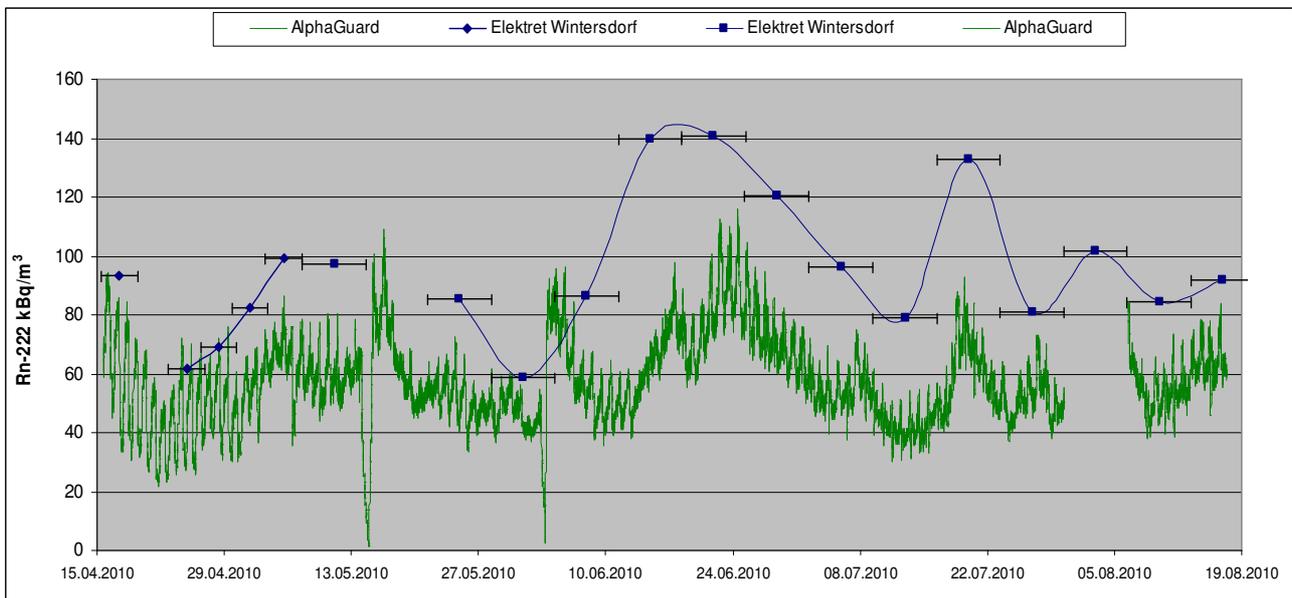


Abb. 39: Systematische Abweichung der Radonkonzentration bei dem Vergleich von AlphaGuard und Elektrete

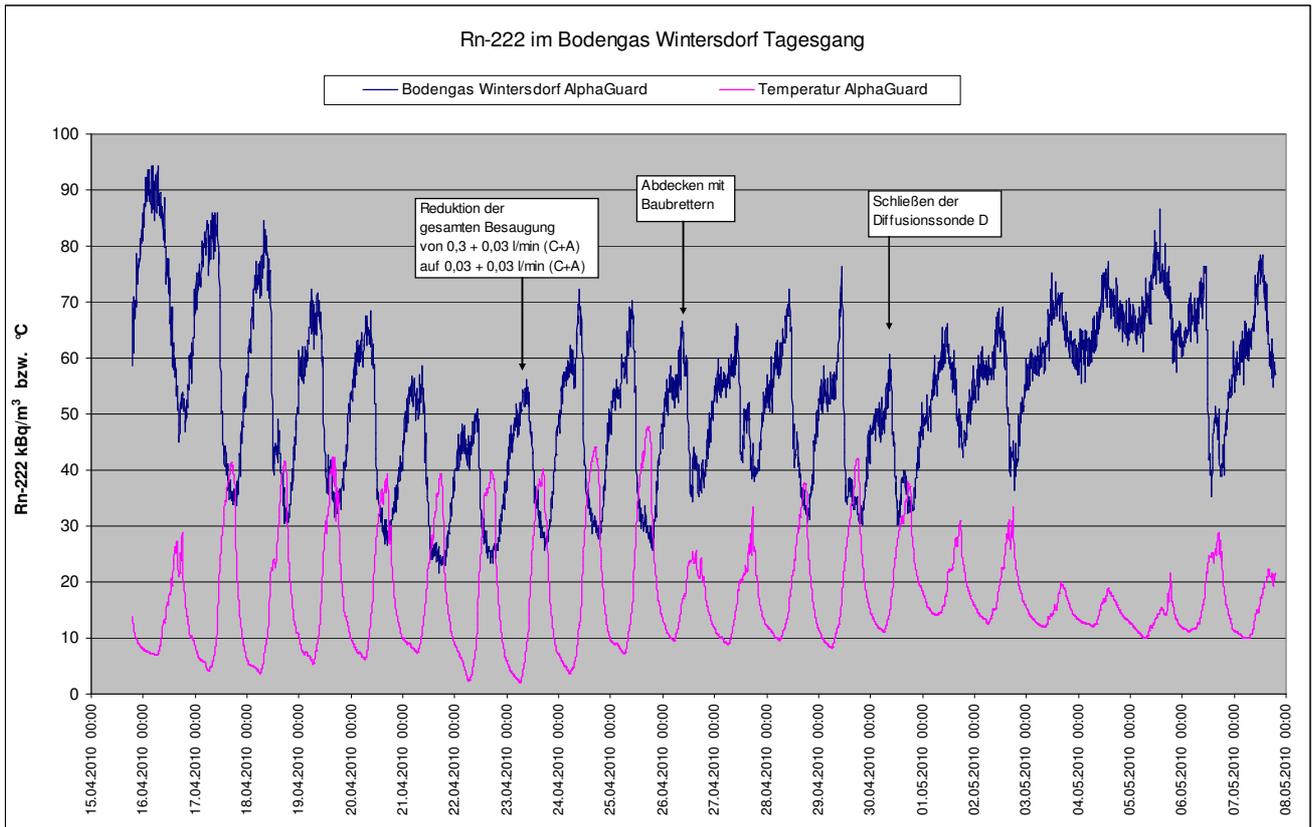


Abb. 40: Radonkonzentration im Bodengas Wintersdorf

Tagesgang der Radonkonzentration im Bodengas

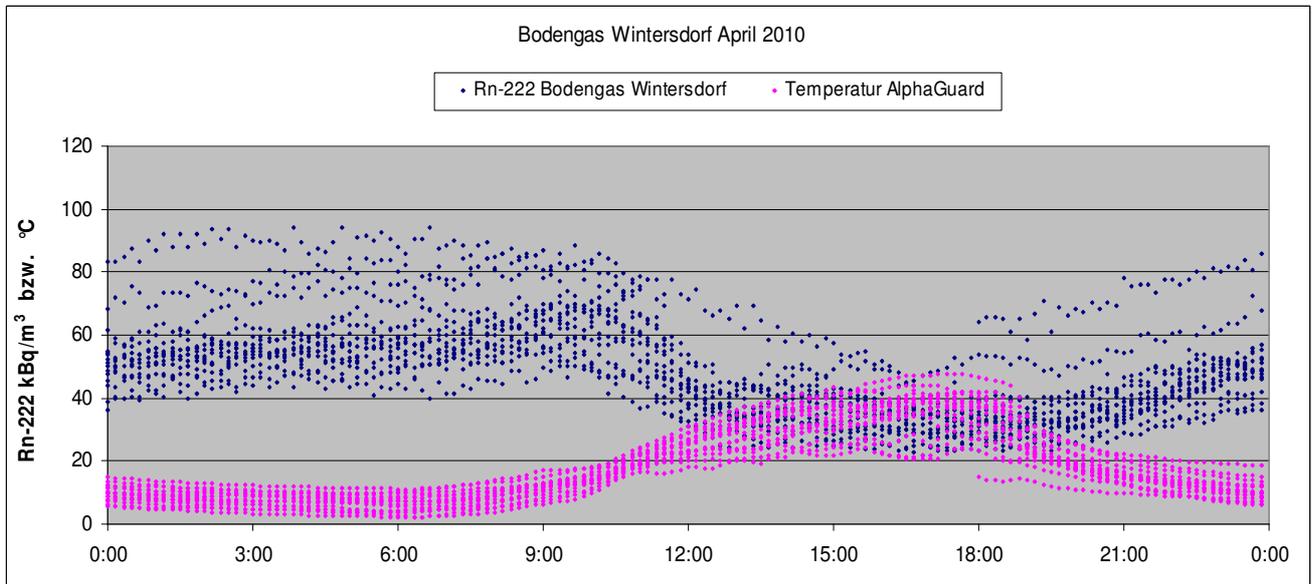


Abb. 41: Tagesgang der Radonkonzentration im Bodengas in Wintersdorf (April 2010)

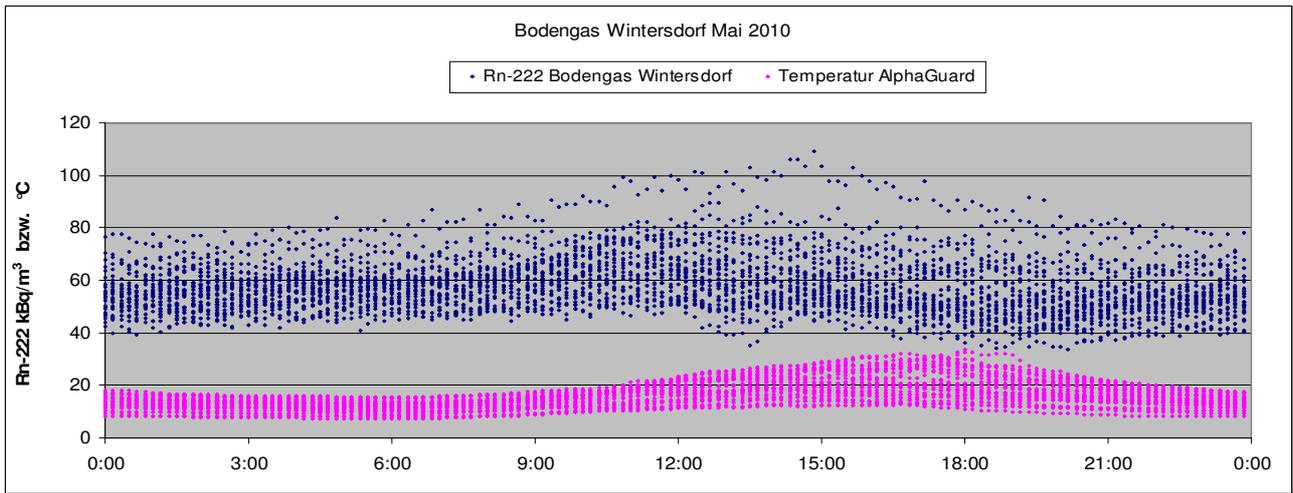


Abb. 42: Tagesgang der Radonkonzentration im Bodengas in Wintersdorf (Mai 2010)

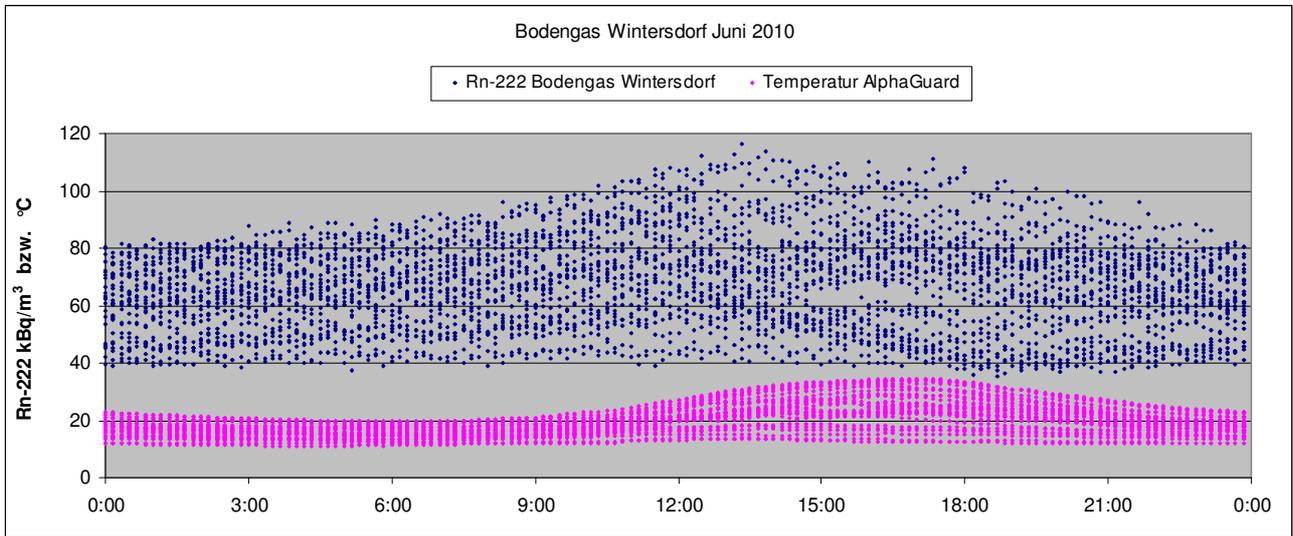


Abb. 43: Tagesgang der Radonkonzentration im Bodengas in Wintersdorf (Juni 2010)

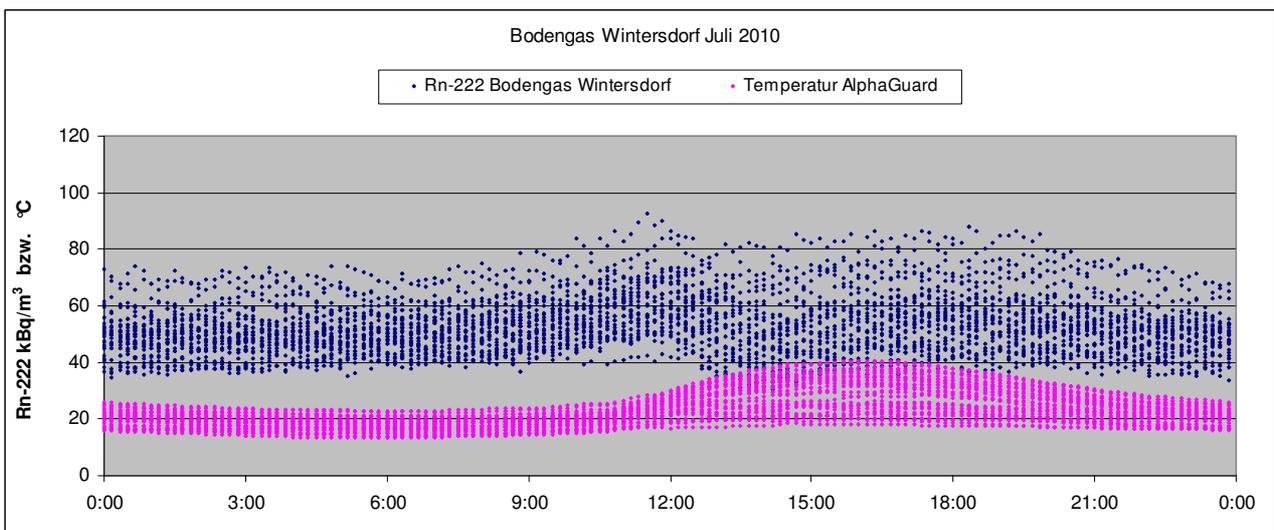


Abb. 44: Tagesgang der Radonkonzentration im Bodengas in Wintersdorf (Juli 2010)

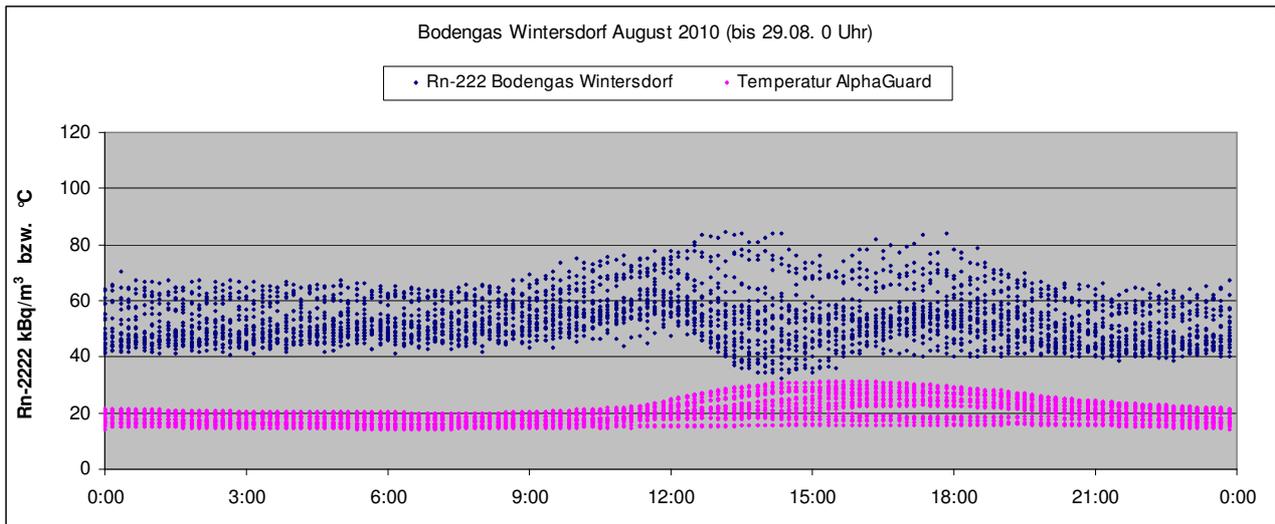


Abb. 45: Tagesgang der Radonkonzentration im Bodengas in Wintersdorf (August 2010)

Leider ist nicht bekannt, in welchem Ausmaß ein etwaiger temperaturabhängiger Verlust von Radon aus dem Silikonschlauch das Ergebnis beeinflusst hat. Das heißt, Absenkungen der Radonkonzentration während des Tages könnten sowohl ein Artefakt als auch ein reell stattfindender Effekt als auch beides zusammen sein. Ein leichter Anstieg, welcher ab ca. 9 Uhr zu beobachten ist, muss demzufolge aber als reell existierender Effekt eingestuft werden.

Einfluss von Niederschlägen auf die Radonkonzentration im Bodengas

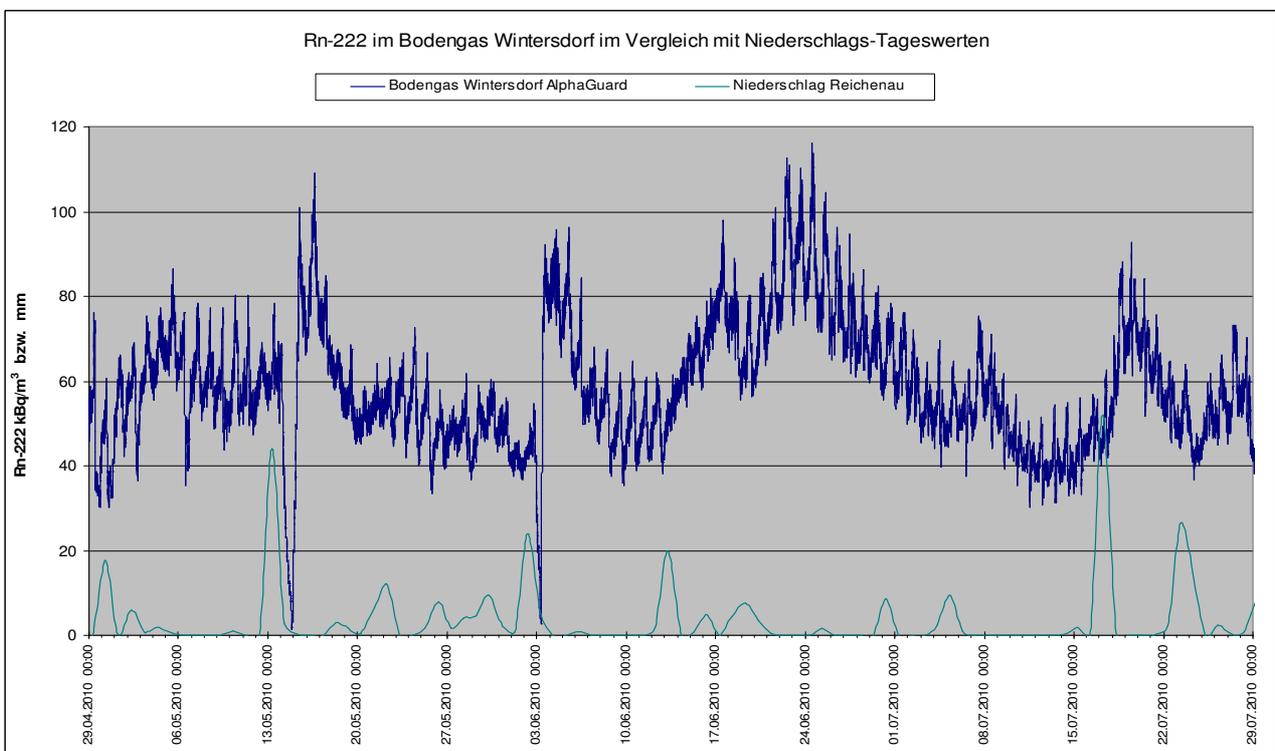


Abb. 46: Radonkonzentration im Bodengas gegen Niederschlags-Tageswerte

Ein Einfluss der Niederschlags-Tagessumme ist an der Verlaufskurve des AlphaGuard besonders gut zu sehen: Im Zeitraum von zwei bis vier Tagen nach einem Niederschlagsereignis ab einer bestimmten Schwelle steigt die Radonkonzentration im Bodengas deutlich an. Dies könnte an einem verringerten Luftaustausch zwischen Boden und Atmosphäre liegen. Zusätzlich kam es Mitte Mai und Anfang Juni kurz nach dem Niederschlagsereignis zu einem abrupten, massiven Einbruch. Eine mögliche Erklärung wäre, dass die Sonde „absäuft“. Möglich wäre auch, dass Radon sich im zunächst Radon-freien Regenwasser löst, was dann zu einem Konzentrationsabfall führt, wenn Regenwasser bis über Sondentiefe durchsickert. Dazu wären weitere Untersuchungen sinnvoll.

Ein ähnliches Verhalten sieht man sogar in der gröber (halb-wöchentlich) aufgelösten Verlaufskurve der Elektretdetektoren vom Messort Glashütten (gelbe Kurve des folgenden Diagramms). Dort waren auch die stärksten Schwankungen von allen drei Messorten festzustellen.

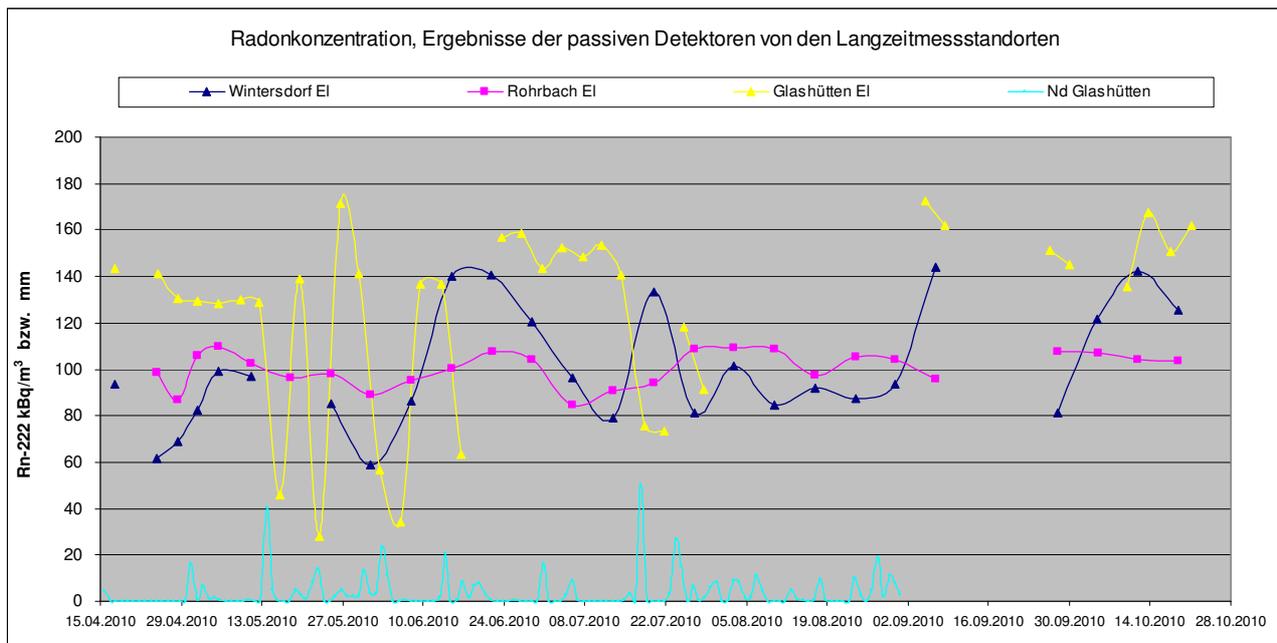


Abb. 47: Ergebnisse der passiven Detektoren von den Langzeitmessstandorten (Bodengasmessungen)

Der gleichmäßigste Verlauf der Radonkonzentration zeigt sich beim Messort Rohrbach. Die Sonde steckte dort im Waldboden nahe am Waldrand. Die Permeabilität des Bodens und die Pufferwirkung des Waldes bezüglich Nässe sowie die Beschattung des Bodens kommen für eine Erklärung in Frage.

Festzuhalten bleibt, dass es nach Niederschlagsereignissen bei Bodengasmessungen zu nicht unerheblichen Abweichungen kommen kann.

Jahreszeitlicher Verlauf der Radonkonzentration im Bodengas

Ein jahreszeitlicher Unterschied konnte im hier untersuchten Zeitraum Frühling bis Herbst nicht beobachtet werden (siehe vorheriges Diagramm). Es ist jedoch anzunehmen, dass z.B. eine Schneebedeckung die Radonkonzentration im Bodengas beeinflusst. Eine Fortführung der Messungen über den ganzen Winter war jedoch nicht geplant und wäre auch mit der gewählten Messanordnung wegen der Betriebsbedingungen der eingesetzten Apparate nicht möglich gewesen.

Niveau der Radonkonzentration im Bodengas an den drei Messorten

Aus dem vorherigen Diagramm lässt sich ein „normales“ Niveau der Radonkonzentration im Bodengas aus der Kurve etwa wie folgt abschätzen:

Glashütten: $140 \text{ kBq/m}^3 \pm 30 \%$ (Mittelwert $126 \text{ kBq/m}^3 \pm 32 \%$)

Rohrbach: $100 \text{ kBq/m}^3 \pm 15 \%$ (Mittelwert $100 \text{ kBq/m}^3 \pm 11 \%$)

Wintersdorf: $100 \text{ kBq/m}^3 \pm 40 \%$ (Mittelwert $100 \text{ kBq/m}^3 \pm 25 \%$)

Zum Vergleich die Ergebnisse aus der Frühjahrs- und Herbst-Kampagne (BOKU)

(Bemerkung: Standort 18 ist nur sehr bedingt vergleichbar, er liegt ca. 100 bis 200 Meter vom Standort Rohrbach entfernt; die anderen Standorte unterscheiden sich um bis zu 10 Meter)

	Frühjahr		Herbst	
Glashütten:	Standort 4: $155 \text{ kBq/m}^3 \pm 10 \%$	=	Standort 29: $73 \text{ kBq/m}^3 \pm 48 \%$	(MW: 114)
Rohrbach:	(Standort 18: $111 \text{ kBq/m}^3 \pm 22 \%$)			
Wintersdorf:	Standort 15: $130 \text{ kBq/m}^3 \pm 24 \%$	=	Standort 45: $79 \text{ kBq/m}^3 \pm 46 \%$	(MW: 104)

Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass es am Standort Glashütten bzw. 4 bzw. 29 öfters niederschlagsbedingte „Einbrüche“ der Radonkonzentration gab, sind die Ergebnisse verträglich. Insbesondere die Resultate der Frühjahrskampagne hatten einen guten Vorhersagewert.

Messtechnische Aspekte der verschiedenen passiven Detektoren

Die Pilotstudie wurde auch genutzt um die Eignung verschiedener Detektortypen und Details ihrer Anwendung zu überprüfen.

Da zu Anfang nicht klar war, ob eventuell die Feuchtigkeit der Bodenluft zu Problemen bei der Messung führen würde, wurden auch in eine dünne LDPE-Schutzfolie eingeschweißte Elektretdetektoren exponiert. Diese Folie war bereits vorher als genügend Radon-durchgängig getestet worden. Die eingeschweißten Elektretdetektoren zeigten zwischen 5 % und 25 % niedrigere Werte an, wenn sie sofort, d.h. binnen 2 Stunden ausgelesen wurden. Dieser Effekt zeigte sich nicht, wenn die Elektretdetektoren erst nach zwei Tagen der Folie entnommen und ausgelesen wurden. Daraus ist zu schließen, dass das Radon eine gewisse Zeit braucht um durch die Folie hinein zu diffundieren. Der Detektor misst nur dann das Integral unter der Konzentrationskurve richtig, wenn man dem Radon auch die Gelegenheit gibt, nach dem Messende in der gleichen Geschwindigkeit wieder hinaus zu diffundieren (oder aber der Messzeitraum sehr lang ist). Da in diesem Fall kein Unterschied zwischen eingeschweißten und nicht eingeschweißten Elektretdetektoren festzustellen war, muss auch nicht von einer bedeutenden Beeinträchtigung durch Feuchtigkeit ausgegangen werden.

Die ebenfalls zeitweise parallel eingesetzten Kernspurdetektoren der Typen RSFV (mit erweitertem Messbereich) und Raduet erreichten nicht ganz die Resultate der Elektretdetektoren.

RSFV zwischen 70% und 100%, Mittelwert 84%

Raduet zwischen 45% und 120%, Mittelwert 80%

Diese Detektoren waren offensichtlich nicht mehr im linearen Messbereich.

Der Radon- und Thoron-empfindliche Chip der Raduet-Detektoren lag meistens sogar etwas niedriger als der lediglich Radon-empfindliche Chip. Der Unterschied betrug aber maximal 10 % (ist innerhalb der Messungenauigkeit). Durch den dafür zu langsamen Luftaustausch (einmal in 27 Minuten) war auch nicht damit gerechnet worden, Thoron nachweisen bzw. quantifizieren zu können.

3.3. Radionuklide im Boden

Die im Rahmen der Vollerhebung genommenen Bodenproben wurden im LLC-Labor Arsenal aufbereitet und gammaspektrometrisch analysiert (siehe Kapitel 2.3). Dabei wurden die ^{40}K -, ^{210}Pb -, ^{226}Ra -, ^{228}Ra -, ^{228}Th - und ^{238}U -Aktivitätskonzentrationen in den Bodenproben ermittelt. Weiters wurde die Massenkonzentration des Uran in den Bodenproben ermittelt (U (ppm)). Die Ergebnisse der radiometrischen Analysen beziehen sich auf die Trockensubstanz *TS* und sind in Anhang 2 zusammengefasst und in Abbildung 48 graphisch dargestellt. Innerhalb der gemessenen Aktivitätskonzentrationen der einzelnen Radionuklide konnte eine geringe Streuung beobachtet werden, was auf die ähnliche geochemische Zusammensetzung des geologischen Untergrundes innerhalb des Untersuchungsgebiets hinweist. Als Indikator für die geochemische Zusammensetzung der Bodenproben wurde das Verhältnis der Radionuklide $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ genauer betrachtet. Das ermittelte Verhältnis ist > 1 , was sehr typisch für die Gesteine der Böhmischen Masse ist, da das kristalline Gestein einen erhöhten Anteil der Thorium-Zerfallsreihe (^{228}Ra) aufweist.

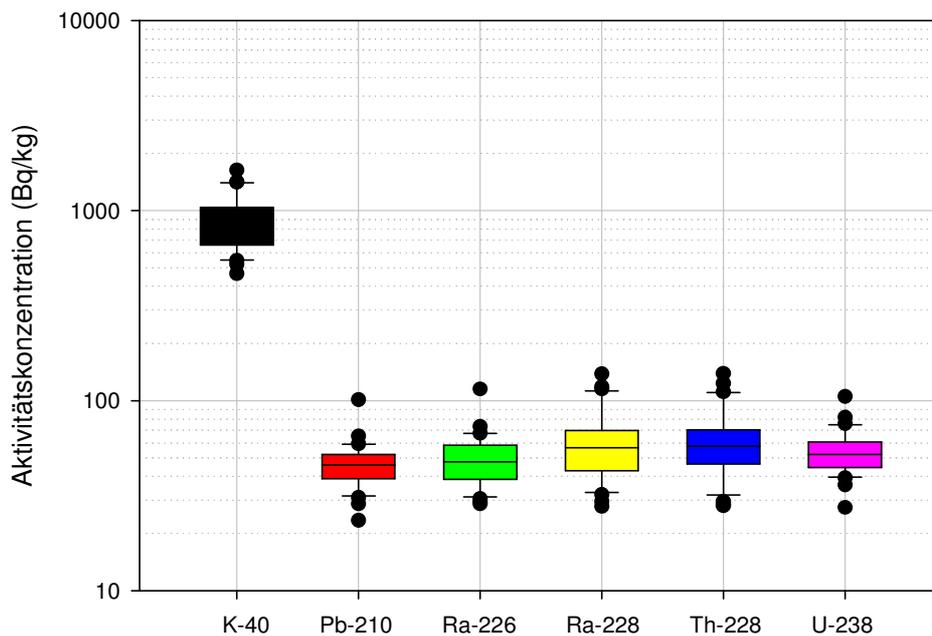


Abb. 48: ^{40}K -, ^{210}Pb -, ^{226}Ra -, ^{228}Ra -, ^{228}Th - und ^{238}U - Aktivitätskonzentrationen in den Bodenproben

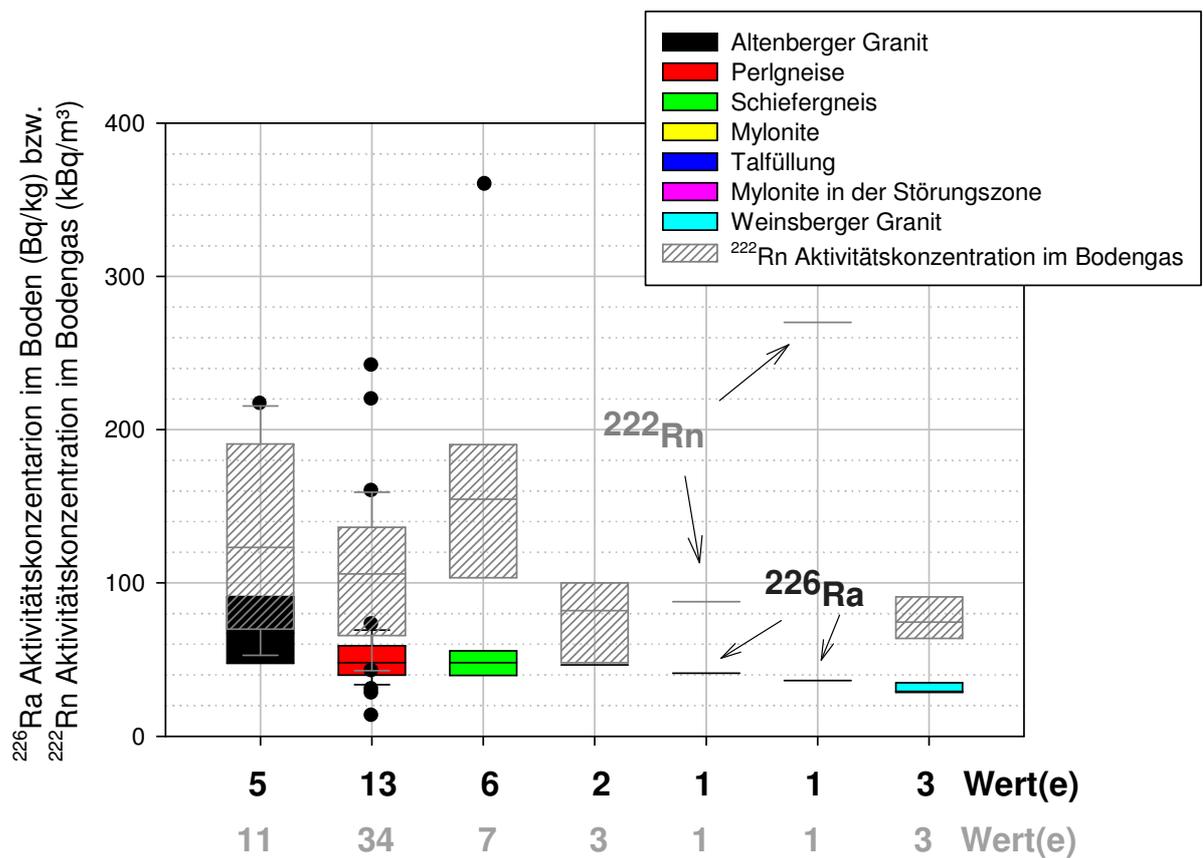


Abb. 49: Zusammenhang ^{226}Ra im Boden und ^{222}Rn im Bodengas

Ein erster Versuch um Zusammenhänge zwischen der ^{226}Ra Aktivitätskonzentration im Boden und den gemessenen ^{222}Rn Aktivitätskonzentrationen in der Bodenluft nachzuweisen wurde in Abbildung 49 durchgeführt. In den geologischen Einheiten Altenberger Granit, Perlgneise und Schiefergneis kann beobachtet werden, dass hohe ^{226}Ra Aktivitätskonzentration im Boden auch mit hohen ^{222}Rn Aktivitätskonzentration in der Bodenluft verknüpft sind. Eine Ausnahme bildet die Störungszone (Mylonite in der Störungszone). Da im Zuge des Projekts festgestellt wurde, dass in Störungszone besonders hohe ^{222}Rn Aktivitätskonzentration in der Bodenluft zu finden sind, sollte diese in nachfolgenden Projekten genauer betrachtet werden.

3.4. Geologie und Radonpotential

3.4.1. Datenauswertung

Da die Innenraum-Radonkonzentration in den weitaus meisten Fällen eine Folge der Radonkonzentration im Bodengas ist, muss der Geologie besonderes Augenmerk geschenkt werden. Radium ist die unmittelbare Quelle des Radons, wobei Radium als Teil der Uran-Zerfallsreihe i. a. (wie in dieser Untersuchung gezeigt werden konnte) mit dem Uran im Boden im radioaktiven Gleichgewicht steht. Damit ist die Urankonzentration im Boden bzw. im darunter liegendem Gestein eine wesentliche Größe für die Radonkonzentration im Bodengas. Die weiteren Größen, die zu beachten sind, sind die Emanierfähigkeit und die Durchlässigkeit des Gesteins. Die Bildung von Radon erfolgt z. T. im Inneren von Kristallen bzw. innerhalb von geschlossenen Strukturen, so dass nur ein bestimmter Teil des gebildeten Radons in den Porenraum des Untergrundes gelangen kann. Um aus den Porenraum im Gestein in den Innenraum von Häusern zu gelangen, muss der Untergrund unter dem jeweiligen Haus eine gewisse Durchlässigkeit (Permeabilität) für Radon aufweisen. Die tatsächliche Radonkonzentration in Gebäuden ist aber natürlich auch von den Eigenschaften dieser Bauwerke sowie vom Verhalten der Bewohner abhängig. Um von diesen Einflussfaktoren unabhängig zu werden, wurde im Zuge des Österreichischen Radonprojektes [Friedmann, 2005 und 2007] ein Radonpotential definiert, das über die Radonkonzentration in einem standardisierten Raum (Erdgeschoß, nicht unterkellert,...) bestimmt ist. Ziel der Untersuchungen war es nun, festzustellen, wie weit ein Zusammenhang zwischen geologischen Informationen und dem Radonpotential, wie es aus Innenraummessungen abgeleitet werden kann, besteht. Damit soll eine Möglichkeit geschaffen werden das Radonpotential ohne aufwendige Innenraummessungen auch aus verschiedenen bereits vorhandenen oder leicht erhältlichen Informationen abzuschätzen. Insbesondere kommen dabei folgende Informationsquellen in Frage: Geologische Karten (mit allen möglichen Nebeninformationen bezüglich Gesteinseigenschaften, Tektonik etc.), Bodengaskonzentrationen, Urankonzentrationen aus Analysen oder aus aero-radiometrische Daten sowie Dosisleistungswerte. Die Untersuchungen hinsichtlich von Korrelationen zwischen diesen Informationen werden im Folgenden dargestellt.

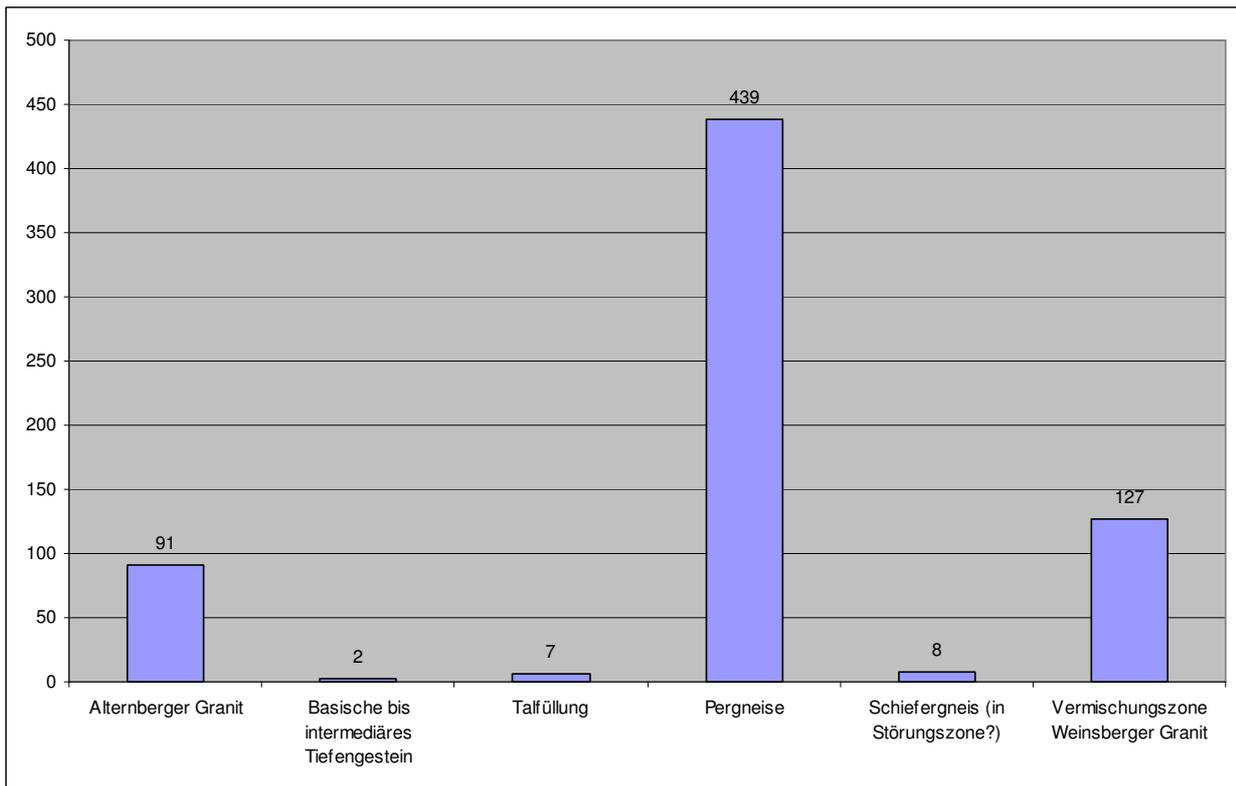


Abb. 50: Häufigkeitsverteilung des geologischen Untergrundes aller Gebäude in denen Innenraum Radonmessungen durchgeführt wurden.

Abbildung 50 zeigt die Verteilung des geologischen Untergrundes unter den Gebäuden in denen die Radonkonzentration in Innenräumen bestimmt wurde. Man erkennt, dass der größte Teil der Gebäude über Pergneise errichtet wurde. Daneben sind noch Gebäude über Altenberger Granit und über Weinsberger Granit in nicht vernachlässigbarer Anzahl vorhanden.

Aus den Innenraummesswerten wurde für jedes Gebäude ein Radonpotential berechnet. Diese wurden entsprechend dem geologischen Untergrund zusammengefasst (Tabelle 4). Die Verteilungen der Radonpotentiale innerhalb der einzelnen geologischen Gruppen zeigt sowohl für Pergneise (Abb. 51) als auch für Altenberger Granit (Abb. 52) und für Weinsberger Granit (Abb. 53) eine etwa logarithmische Normalverteilung (Logarithmen des Radonpotentials sind normalverteilt). Ein Beispiel dafür zeigt Abbildung 54 damit kann das geometrische Mittel in guter Näherung auch als Median angesehen werden. Der Streufaktor ist die rücktransformierte Standardabweichung der logarithmierten Verteilung der Radonpotentiale.

Tab. 4: Radonpotential aus den Innenraummessungen hinsichtlich des geologischen Untergrundes zusammengefasst (GM: geometrisches Mittel, AM: arithmetisches Mittel).

Geologie	Potential aus Innenraummessungen						
	Anzahl	GM	AM	Min.	Max.	St.Abw.	Streufaktor
Alternberger Granit	91	298	470	17	2415	476	2,69
Basische bis intermediäres Tiefengestein	2	69	88	34	142	77	2,78
Talfüllung	7	264	352	126	1020	318	2,22
Pergneise	439	280	446	21	2837	479	2,64
Schiefergneis (v.a. in Störungszone)	8	1098	1358	231	2508	794	2,19
Vermischungszone Weinsberger Granit	127	204	287	28	1265	268	2,26

Aus den Messungen der radioaktiven Spurenelemente in Bodenproben konnte gezeigt werden, dass das Verhältnis von ^{226}Ra (der unmittelbaren Muttersubstanz von ^{222}Rn) zu ^{238}U in allen untersuchten Proben innerhalb der Unsicherheiten dem radioaktiven Gleichgewicht entsprochen hat. Damit war es sinnvoll, nach einer Korrelation zwischen der Urankonzentration im Boden und der Bodengaskonzentration zu suchen.

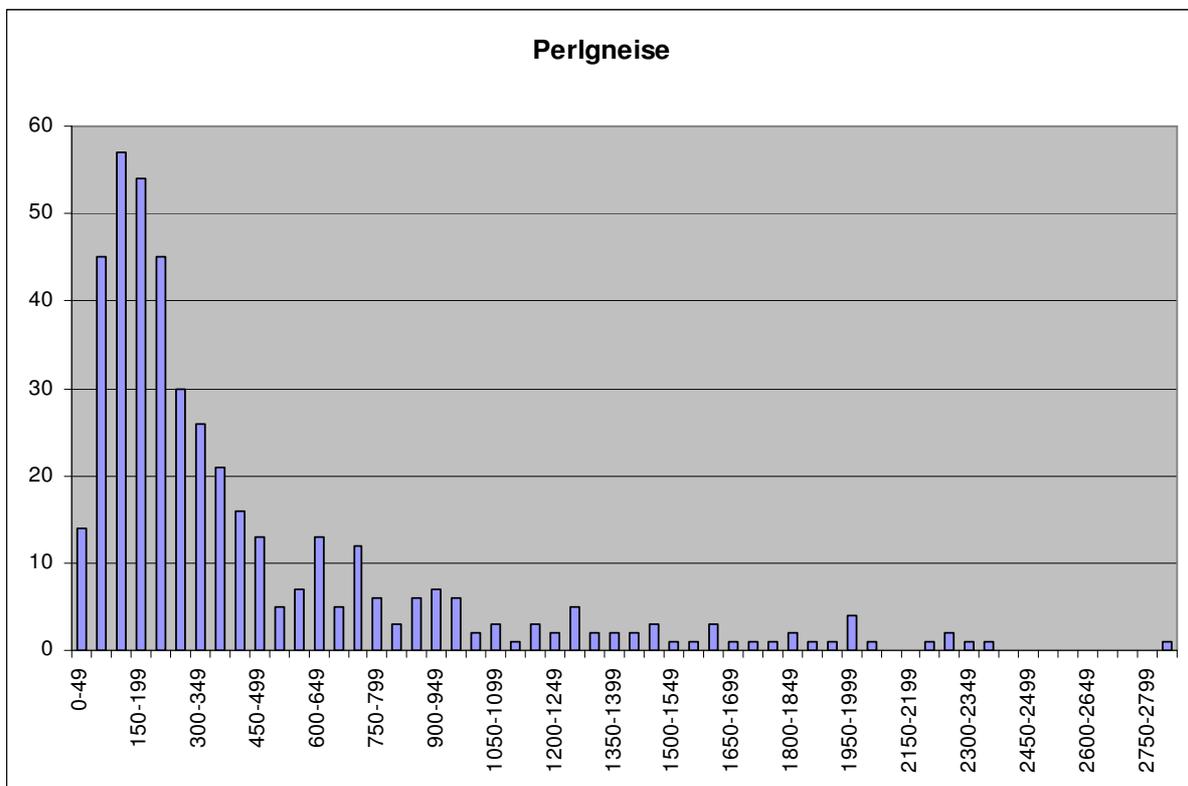


Abb. 51: Häufigkeitsverteilung der Radonpotentiale über Pergneise

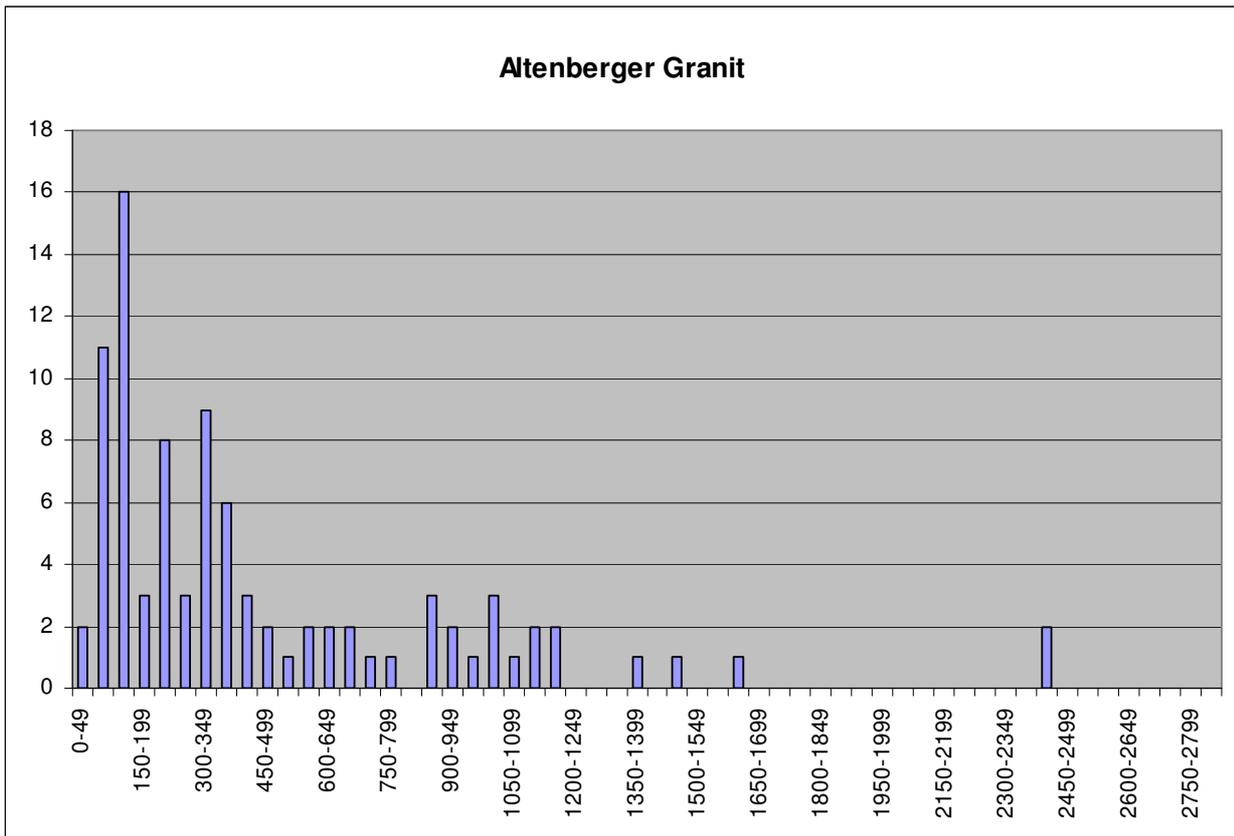


Abb. 52: Häufigkeitsverteilung der Radonpotentiale über Altenberger Granit

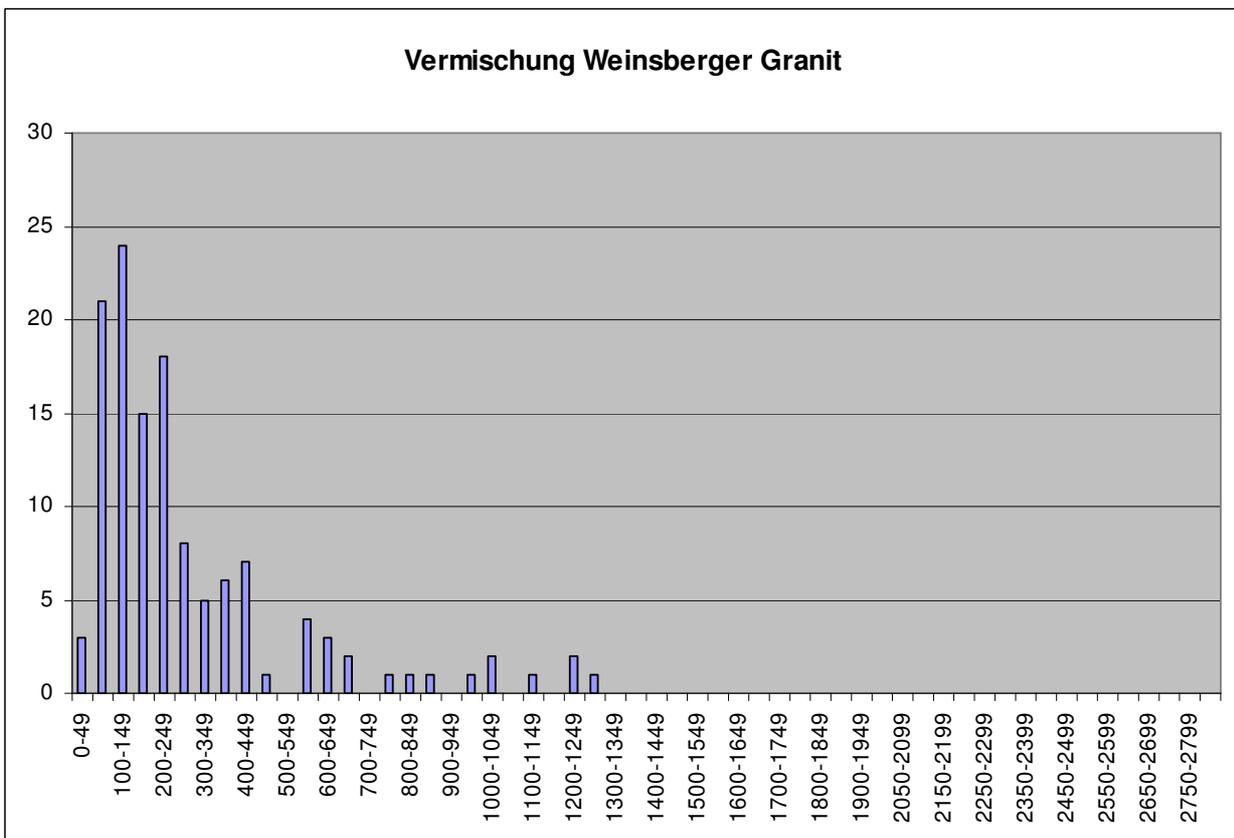


Abb. 53: Häufigkeitsverteilung der Radonpotentiale über Weinsberger Granit

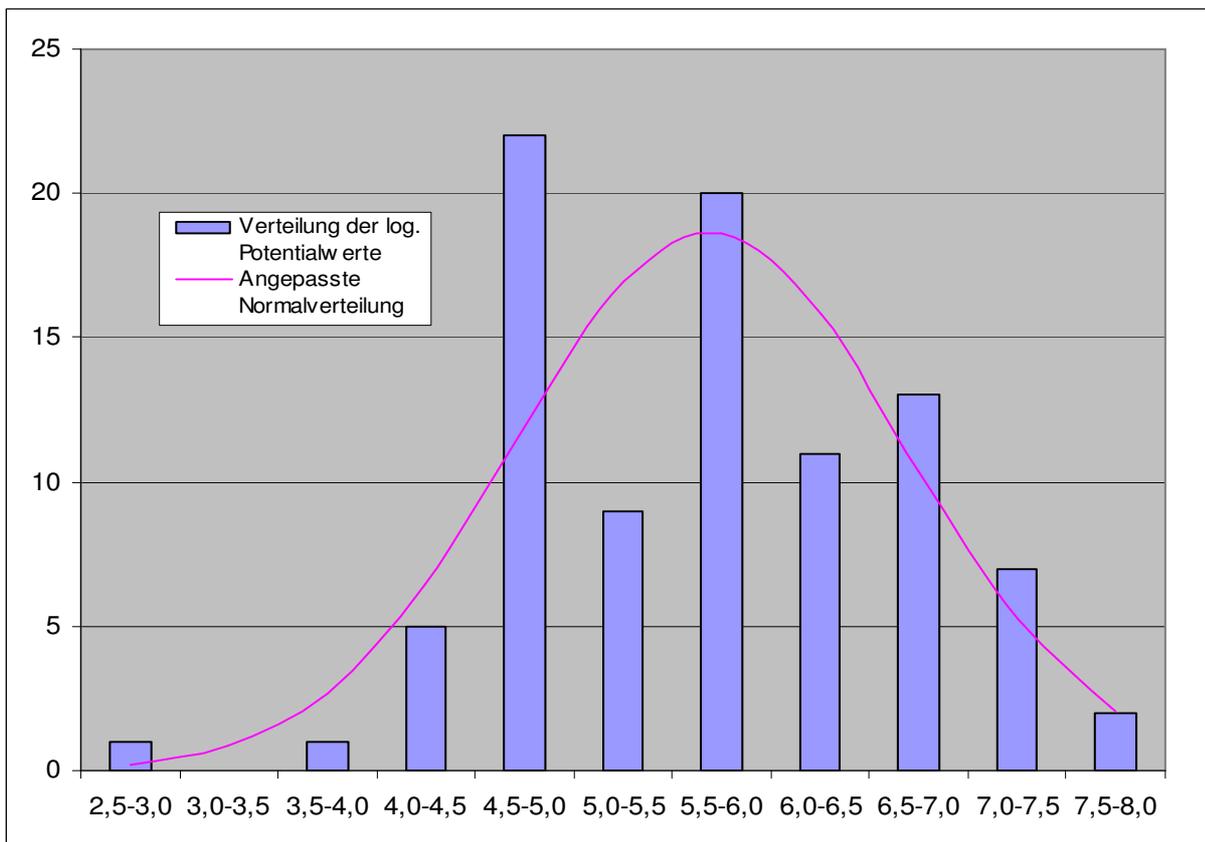


Abb. 54: Verteilung der logarithmierten Radonpotentiale über Altenberger Granit sowie eine dazu angepasste Normalverteilung.

Da es nicht möglich war, alle Bodengasproben aus einer normierten Tiefe zu nehmen, wurden die Ergebnisse der Bodengasmessungen unter Annahme eines Diffusionsgleichgewichtes auf eine Tiefe von 80 cm normiert. Die Tiefe von 80 cm wurde gewählt, damit ein Vergleich mit den Messwerten aus Tschechien möglich ist. Tabelle 5 zeigt die gemittelten Bodengaskonzentrationen und Urangehalte für verschiedene geologische Einheiten. Die Gruppierung ist nicht vollständig konsistent mit jener der Innenraumkonzentrationen, da einerseits die Messorte doch zum Teil unterschiedlich waren, andererseits auch die geologische Interpretation eine gewisse Bandbreite zulässt. Ein erster Blick auf Tabelle 5 zeigt, dass Schiefergneis aus einer Störungszone eine signifikant höhere Radon-Bodengaskonzentration aufweist als es seinem Urangehalt entspricht. Unter der Annahme, dass die Lage an einer Störungszone mit einer erhöhten globalen Permeabilität des Untergrundes für die deutlich höheren Radonkonzentrationswerte verantwortlich ist, kann dieser Datenpunkt als nicht repräsentativ für eine ungestörte Geologie angesehen werden. Berechnet man nun eine lineare Abhängigkeit der Radonkonzentration von den Urankonzentrationen, wobei man voraussetzt, dass die Fitgerade durch den Nullpunkt gelegt wird, ergeben sich folgende Relationen:

$$Rn^* \text{ (geom. Mittel, in kBq/m}^3\text{)} = 13,8 \cdot U \text{ (arithm. Mittel, in ppm)} \quad (12)$$

$$Rn^* \text{ (arithm. Mittel, in kBq/m}^3\text{)} = 14,9 \cdot U \text{ (arithm. Mittel, in ppm)} \quad (13)$$

Tab. 5 Gemittelte Bodengaskonzentrationen und Urangelhalte für verschiedene geologische Einheiten. Die Radonkonzentrationen (*) sind zum Vergleich mit Werten aus Tschechien auf 0,8 m Tiefe normiert (AM: arithmetisches Mittel, GM: geometrisches Mittel).

Geologie	Radon* im Bodengas (Werte in kBq/m ³) und Uran (Werte in ppm)					
	Anzahl	AM(Rn*)	GM(Rn*)	St.Abw.*	Uran	St.Abw.
Pergneise	33	67	58	5	4,3	0,2
Alternberger Granit	11	73	67	9	5,6	0,8
Schiefergneis mit Mauthauserner Granitgängen	3	72	68	17	4,0	0,5
Schiefergneis (in Störungszone)	4	122	112	30	4,6	0,6
Vermischungszone Weinsberger Granit	3	43	43	4	2,7	0,7

In Österreich werden auch regelmäßig aeroradiometrische Messungen durchgeführt. Für das Untersuchungsgebiet wird mit Ende 2011 ein Bericht erscheinen, der eine genaue Kartierung der Urankonzentration (eU) enthalten wird und somit eine verbesserte Korrelation mit der Bodengaskonzentration und schlussendlich mit der Innenraumkonzentration erlauben soll.

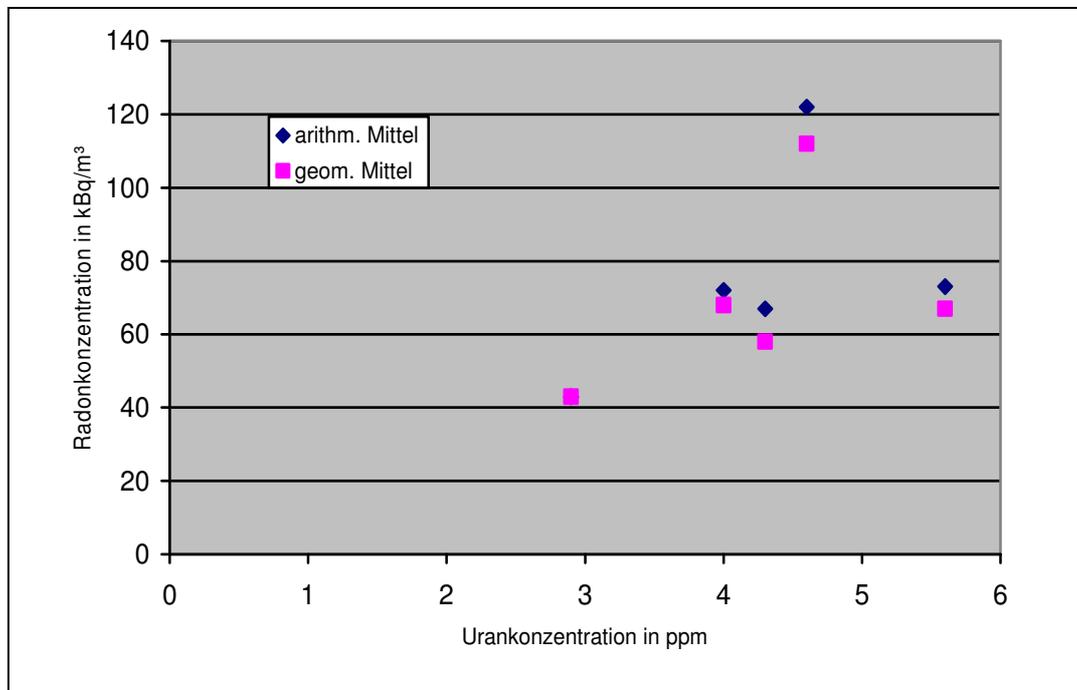


Abb. 55: Radonkonzentration im Bodengas als Funktion der Urankonzentration im Boden im Untersuchungsgebiet.

Aus praktischen Gründen wäre es günstig, auch aus Gammadosisleistungen auf eine Bodengaskonzentration schließen zu können. Dies scheint von vornherein eher unwahrscheinlich,

da sich die Gammadosisleistung sowohl aus Beiträgen der Uran-Reihe als auch der Thorium-Reihe sowie von ^{40}K zusammensetzt (Fall-out soll hierbei keinen Beitrag leisten). Zusätzlich muss der Beitrag der kosmischen Strahlung berücksichtigt werden. Nichtsdestoweniger wurde der Versuch unternommen, aus den Analysedaten (Uran, Thorium, ^{40}K) eine Dosisleistung abzuschätzen und diese mit der Urankonzentration zu korrelieren. Die Dosisleistung aufgrund der Radionuklidkonzentration im Boden kann zu

$$DL[\text{nSv/h}] = 15,2 \cdot K[\%] + 6,3 \cdot U[\text{ppm}] + 2,1 \cdot \text{Th}[\text{ppm}] \quad (14)$$

abgeschätzt werden [Grasty et al., 1984]. Zusätzlich zu den Messwerten aus diesem Projekt, sollen auch mittlere Radionuklidkonzentrationen aus der Literatur verwendet werden, um die Datenbasis etwas zu verbreitern (Tabelle 6).

Trägt man die Urankonzentration gegen die so abgeschätzte Dosisleistung auf (Abb. 56), kann man zumindest eine grobe Abschätzung der Urankonzentration aus der Dosisleistung erhalten. Sieht man von sehr thoriumarmen Gesteinen ab, kann man für Mitteleuropa etwa folgenden Zusammenhang erkennen:

$$U[\text{ppm}] = 0,033 \cdot (DL[\text{nSv/h}] - 33 \cdot \exp(0,000475 \cdot H[\text{m}])) \quad (15)$$

dabei ist H die Höhe über dem Meeresspiegel. Dieser letzte Summand soll für den Beitrag der kosmischen Strahlung zur Dosisleistung korrigieren.

Tab. 6: Mittlere Radionuklidkonzentrationen in verschiedenen geologischen Formationen sowie die zu erwartende Dosisleistung [Schön, 1983; Rybach, 1988]. Man erkennt, dass die beiden Literaturquellen z. T. unterschiedliche Angaben für gleichartige Formationen liefern.

	K [%]	U [ppm]	Th [ppm]	abgeschätzte DL[nSv/h]
Granit	3,7	5,5	28	150
Granodiorit	2,3	2,1	8,3	66
Diorit	1,8	1,8	6	51
Gabro, Diabas	0,7	1,8	0,6	23
Dunit, Pyroxenit	0,15	0,03	0,08	3
Amphibolit	0,7	0,85	2,9	22
Basalt	1	0,7	2,3	24
Marmor	0,2	1,1	2,2	15
Kristalliner Schiefer	3,1	2,6	10	85
Sandstein	1,7	2,9	10,4	66
Ton, Tonschiefer	2,7	4	11,5	90
Kalkstein	0,3	1,6	1,8	18
Dolomit	0,4	3,7	2,8	35

Granit / Rhyolite	3,6	3,9	16	113
Granodiorite / Dacite	2,6	2,3	9	73
Diorite/Quarzdiorite/Andesite	1,1	1,7	7	42
Gabro/Basalt	0,4	0,5	1,6	13
Kalkstein	0,3	2	1,5	20
Dolomit	0,7	1	0,8	19
Schiefer und Siltstein	2,7	3,7	12	90
Quarzit	0,9	0,6	1,8	21
Arkose	2,3	1,5	5	55
Grauwacke	1,3	2	7	47

In Verbindung mit der Abschätzung der Bodengaskonzentration aus der Urankonzentration kann man nun auch eine Bodengaskonzentration (auf 0,8m Tiefe normiert) aus der Dosisleistung prognostizieren.

$$Rn^* \text{ (geom. Mittel, in kBq/m}^3\text{)} = 0,46 \cdot DL \text{ (nSv/h)} - 15,0 \cdot \exp(0,000475 \cdot H[m]) \quad (16)$$

$$Rn^* \text{ (arithm. Mittel, in kBq/m}^3\text{)} = 0,49 \cdot DL \text{ (nSv/h)} - 16,2 \cdot \exp(0,000475 \cdot H[m]) \quad (17)$$

Man kann nun auch versuchen, das Radonpotential aus der Bodengaskonzentration zu ermitteln.

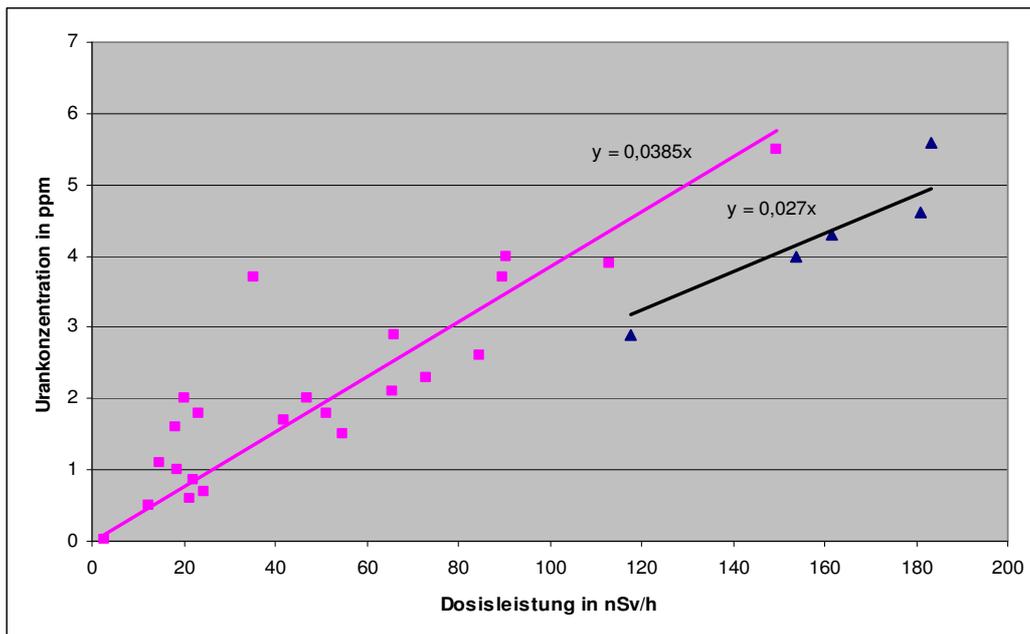


Abb. 56: Urankonzentration als Funktion der abgeschätzten Dosisleistung. Dreieckige Symbole aus den Messungen in diesem Projekt (K-,U- und Th-Konzentrationen), quadratische Symbole gemäß Tabelle 6, sowie lineare Fits durch den Nullpunkt und deren mathematische Darstellung. Die zu höheren Dosisleistungen verschobenen Werte aus dem Untersuchungsgebiet weisen auf die erhöhten Thoriumgehalte hin.

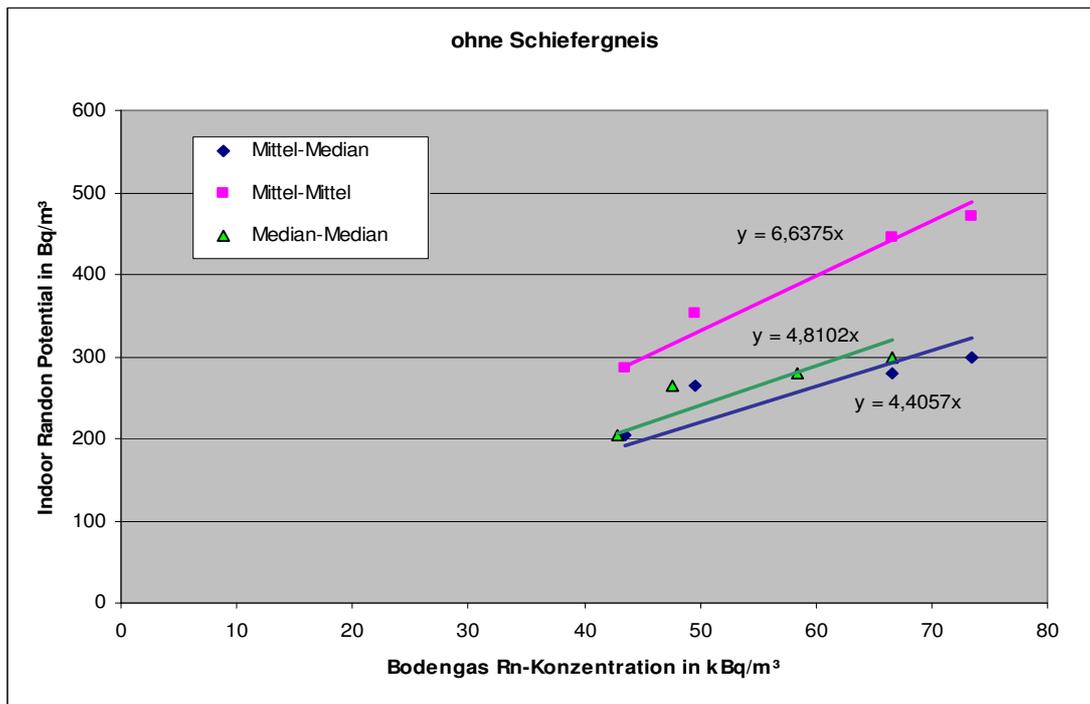


Abb. 57: Radonpotential, aus Innenraummessungen ermittelt, gegen die Bodengas-Rn-Konzentration (normiert auf 0,8 m Tiefe) in den Haupt-Gesteinszonen des Untersuchungsgebietes.

Dies ergibt folgende Zusammenhänge für das Untersuchungsgebiet, wobei der Ausreißer Schiefergneis nicht berücksichtigt wurde:

$$RP[\text{geometr. Mittel, Bq/m}^3] = 4,8 \cdot Rn (\text{geometr. Mittel, kBq/m}^3) \quad (18)$$

$$RP[\text{arithm. Mittel, Bq/m}^3] = 6,6 \cdot Rn (\text{arithm. Mittel, kBq/m}^3) \quad (19)$$

Aus den Untersuchungen haben sich also mittlere Zusammenhänge zwischen Gesteinsformationen, Urangehalt, Dosisleistung und Radonpotential feststellen lassen. Nicht diskutiert wurde jedoch bisher die essentielle Frage, welche Unsicherheiten diese Zusammenhänge aufweisen, bzw. wie zuverlässig Prognosen, die auf solchen Beziehungen beruhen, sind. Dieser Problematik muss man in zwei Schritten begegnen. Zum ersten kann man versuchen aus den vorhandenen Daten des Untersuchungsgebietes Unsicherheiten der Zusammenhänge abzuschätzen. Dabei kann man von vornherein nicht von zufallsverteilten Eingangsgrößen mit bekannter Verteilung ausgehen. Im zweiten Schritt ist dann zu prüfen, wie weit die aus dem Untersuchungsgebiet ermittelten Daten auch auf andere Gebiete anwendbar sind. Hier kann nur versucht werden eine Abschätzung aus den vorhandenen Daten zu ermitteln. Die erste Abschätzung betrifft den Urangehalt von einzelnen Gesteinsformationen. Es hat sich dabei gezeigt, dass die Urankonzentrationen etwa logarithmisch-normal verteilt sind, mit einem Streufaktor von ungefähr 2. Das heißt, dass etwa 68% aller Urankonzentrationen zwischen der Hälfte und dem Doppelten des geometrischen Mittels zu finden sein sollten. U. a. aufgrund der

geringen Messanzahl ist der geometrische Mittelwert nur unwesentlich kleiner als der arithmetische Mittelwert.

Die zweite Abschätzung liefert einen Zusammenhang zwischen Urankonzentration in den geologischen Formationen und der Radonkonzentration im Bodengas. Hier ergibt eine Abschätzung aus den wenigen vorhandenen Werten, wobei die Werte von Schiefergneis nicht berücksichtigt wurden, eine Unsicherheit von ca. 15%.

Die Berechnung der Urankonzentration aus Dosisleistungswerten lässt im Mittel eine Unsicherheit von etwa 30% und jene der Radonkonzentration im Bodengas von etwa 35% erwarten.

Schließlich muss die Unsicherheit des Radonpotentials, berechnet aus der Radonkonzentration des Bodengases, mit etwa 15% angenommen werden. Wird die Bodengaskonzentration aus anderen Parametern berechnet, so sind die Unsicherheiten natürlich entsprechend zu kombinieren, wobei die Varianzen zu addieren sind. Es ist dabei zu beachten, dass aufgrund der i.a. nicht bekannten Verteilungen, keine Angaben zu den Wahrscheinlichkeiten der Ergebnisse innerhalb der Standardabweichungen gemacht werden können.

Diese hier vorgenommenen Abschätzungen sollten nun in anderen Gebieten überprüft bzw. entsprechend angepasst werden.

3.4.2. Zum Radonpotential von Gemeinden

Die Angabe eines Radonpotentials einer Gemeinde beruht derzeit auf Innenraummessungen. Aufgrund der geringen Anzahl von Messungen im Vergleich zu der Anzahl der Wohnungen, stellt sich die Frage, wie gut aus wenigen Messungen das mittlere Radonpotential einer Gemeinde abgeschätzt werden kann. Die nahezu vollständige Vermessung aller Wohnungen im Untersuchungsgebiet kann nun genutzt werden, diese Frage genauer zu untersuchen.

Zu diesem Zweck wurden für jede Gemeinde das arithmetische und das geometrische Mittel der Radonpotentiale aller Wohnungen berechnet. Danach wurde mittels Zufallszahlengenerator eine bestimmte Anzahl von Wohnungen herausgesucht und aus dieser Untermenge ein mittleres Radonpotential berechnet. Dies ist für 3, 6, 12, 24 und 48 zufälligen Wohnungen je 10.000 Mal gemacht und die Verteilung der so erhaltenen Mittelwerte bestimmt worden. In Abbildung 58 sind die Verteilungen sowohl des arithmetischen als auch des geometrischen Mittels ersichtlich, in Abbildung 59 und 60 wurde auf Grund der besseren Übersicht auf die Darstellung der Verteilung der arithmetischen Mittel verzichtet. Man erkennt aus diesen Abbildungen, dass die Verteilungen zwar mit zunehmender Probenzahl deutlich schmaler werden, jedoch immer noch eine relativ große Breite aufweisen. Interessant ist auch, dass die Verteilungen bei wenig Proben sehr asymmetrisch sind, mit zunehmender Anzahl jedoch immer symmetrischer werden. Dies lässt sich dadurch erklären, dass die Verteilung der Einzelwerte nahezu einer logarithmischen Normalverteilung entspricht, d. h. niedrige Werte vermehrt vorkommen und bei einer geringen Probenzahl die Verteilung der Mittelwerte dominieren. Bei hohen Probenzahlen werden jedoch

auch die höheren Werte stärker vertreten und damit nähert sich der Mittelwert der Verteilungen den Gesamtmittelwerten.

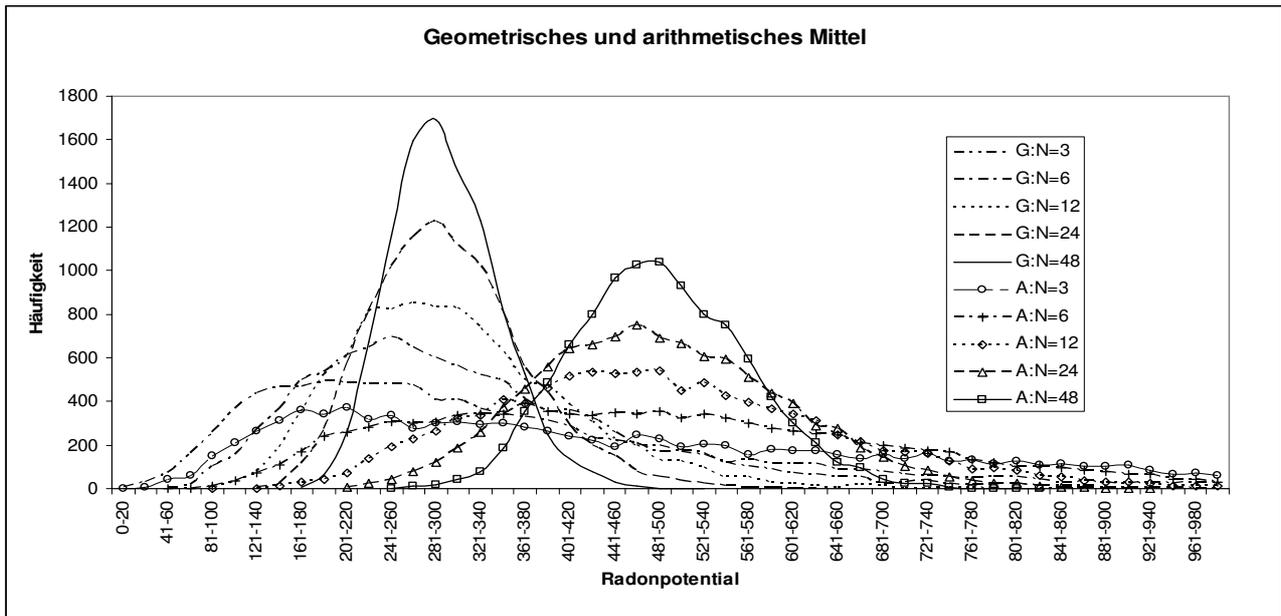


Abb. 58: Verteilung der geometrischen und arithmetischen Mittel des Radonpotentials von 3, 6, 12, 24 und 48 zufällig ausgewählten Wohnungen aus Reichenau.

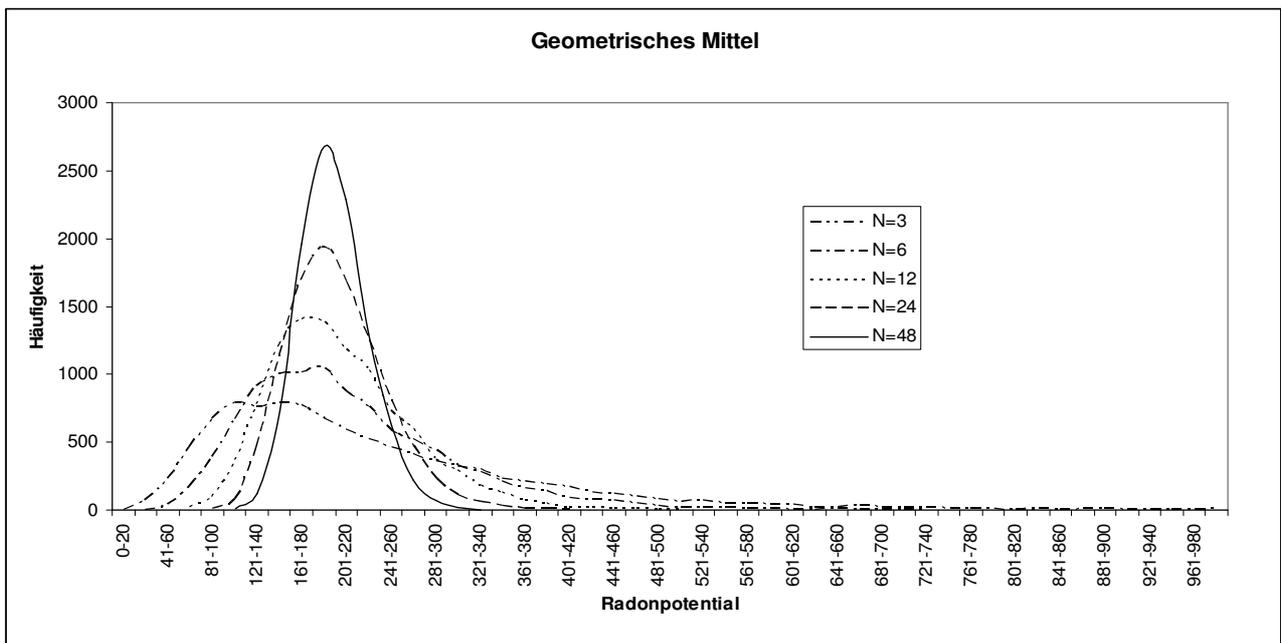


Abb. 59: Verteilung des geometrischen Mittel des Radonpotentials von 3, 6, 12, 24 und 48 zufällig ausgewählten Wohnungen aus Ottenschlag.

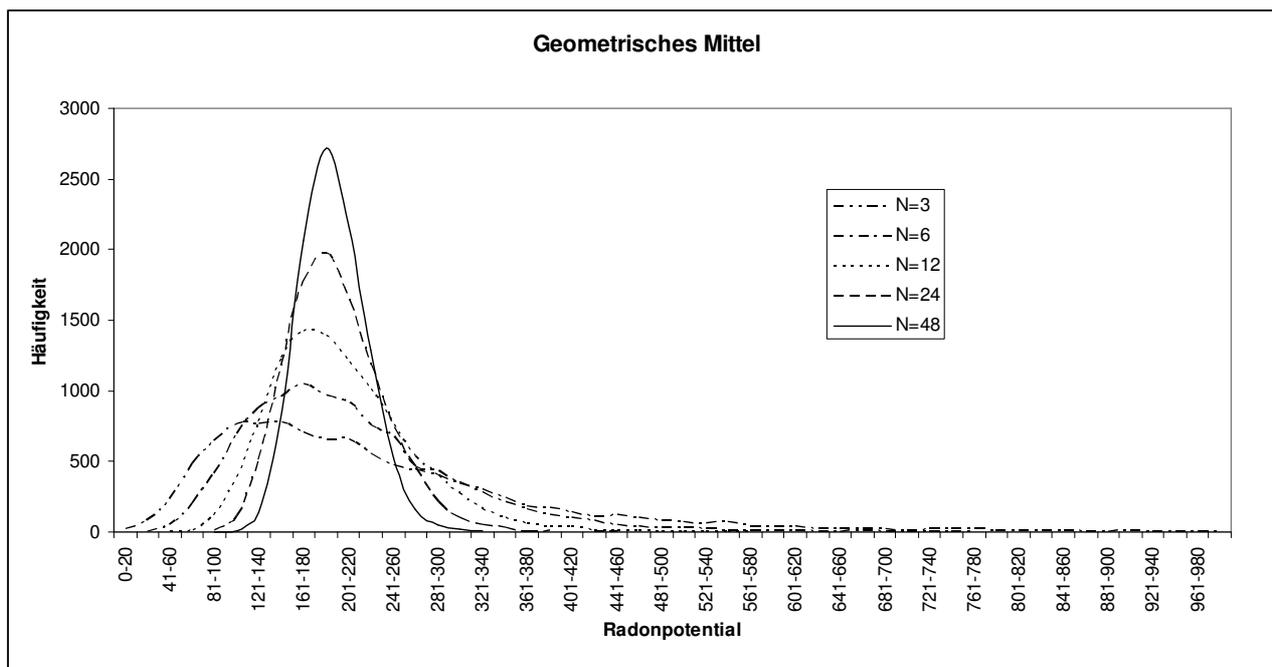


Abb. 60: Verteilung des geometrischen Mittel des Radonpotentials von 3, 6, 12, 24 und 48 zufällig ausgewählten Wohnungen aus Haibach.

Trotz der relativ breiten Verteilung der erhaltenen Mittelwerte, ist der Mittelwert der Verteilungen sehr stabil, wie es auch zu erwarten ist (Tabelle 7). Das Problem, das jedoch verbleibt, ist die Breite der Verteilung, die durch hohe Anzahl von Messungen zwar reduziert wird, aber trotzdem noch relativ groß ist. Die angegebenen Unsicherheiten entsprechen also der Unsicherheit die sich für das mittlere Radonpotential ergibt, wenn 3, 6, 12, 24 oder 48 Messungen in einer Gemeinde durchgeführt werden. Auch das ist ein Hinweis, dass es sicher vernünftig ist, auch andere radonrelevante Informationen zur Potentialbestimmung heranzuziehen, wobei man jedoch sicher sein muss, dass solche zusätzliche Informationen vertrauenswürdig sind und zu keinen vermehrten Unsicherheiten führen.

Tab. 7: Mittelwerte und Standardabweichung der Verteilungen der arithmetischen Mittel des Radonpotentials in den untersuchten Gemeinden bei wiederholter Zufallsauswahl von 3, 6, 12, 24 und 48 Wohnungen sowie Mittelwert und Standardabweichung des Mittelwertes des aus allen Innenraummesswerten in einer Gemeinde abgeleiteten Radonpotentials

	Messwerte	N=3	N=6	N=12	N=24	N=48	N=alle
Reichenau	323	520±308	519±214	523±154	521±109	521±77	521±30
Ottenschlag	141	343±218	346±152	347±110	344±77	344±54	344±32
Haibach	215	338±207	340±145	339±104	340±73	341±52	340±24

3.4.3. Vergleich mit Daten aus Tschechien und Deutschland

Sowohl in Tschechien [Barnet et al., 2008] als auch in Deutschland [Kemski et al., 2001 und 2008] gibt es große Programme, die aus der Untersuchung der Bodengaskonzentrationen in Verbindung mit einer geologischen Charakterisierung des Untergrundes ein geogenes Radonpotential ableiten. In dieser Hinsicht ist interessant, wie weit geologisch äquivalente Einheiten (die Nomenklatur ist nicht immer einheitlich) hinsichtlich des Radongehaltes im Bodengas übereinstimmen. Ein erster Vergleich der Daten zwischen Deutschland und Tschechien ergab eine systematische Abweichung in der Art, dass die Daten aus Deutschland stets höher waren als jene aus Tschechien (Abb. 61). Diese Diskrepanz konnte durch persönliche Kontaktaufnahme [Barnet, Pacherová, 2008] insofern gelöst werden, als dass die Vorgangsweise bzw. die Bestimmung der Bodengaskonzentration unterschiedlich gehandhabt wird. So wird in Tschechien die Bodengaskonzentration als Mittelwert aus Messungen an mehreren Bodensonden bestimmt, während in Deutschland der Maximalwert aus solchen Messungen als Bodengaskonzentration angesehen wird. Justiert man die Daten auf eine gemeinsame Definition (es wird im Folgenden die tschechische Definition mit Mittelwert und Messung in 80 cm Tiefe verwendet) erhält man eine gute Übereinstimmung zwischen den deutschen und den tschechischen Datensätzen. Nach [Barnet, Pacherová, 2008] beträgt das mittlere Verhältnis der Maximalwerte zu den Mittelwerten bei den Bodengasmessungen in Tschechien 1,85 (=1/0,54) was die beobachtete Unterschiede zwischen den deutschen und den tschechischen Werte perfekt erklärt. Tabelle 8 zeigt die geologischen Zuordnungen in den beiden Ländern und die mittleren Radonkonzentrationen im Bodengas (auf die tschechische Methode normiert).

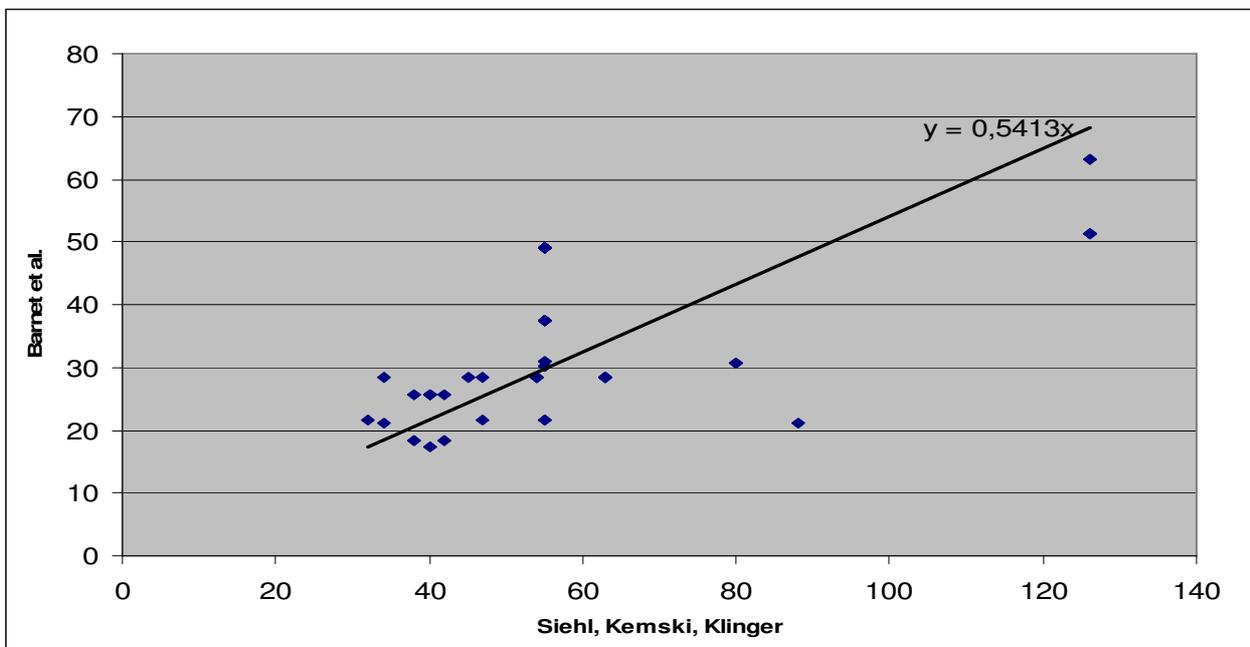


Abb. 61: Radonkonzentration im Bodengas für verschiedene geologische Einheiten nach den Messungen in Deutschland gegen jene in Tschechien.

Tab. 8: Zuordnung der geologischen Einteilungen nach Kemski et al. [Kemski et al., 2001 und 2008] und Barnet et al. [Barnet et al., 2008] sowie Mittelwerte der Bodengaskonzentration in kBq/m³.

Klassifizierung nach Kemski, Klingel, Siehl		Klassifizierung nach Barnet et. al.	
Sedimente-Quartär	17,3	Quaternary sediments	21,6
Sediment-Tertiär	21,6	Tertiary sediments	25,7
Sediment-Tertiär	21,6	Tertiary sediments: Alpine folded	17,4
Saure Vulkanite	47,5	Tertiary volcanites	21,1
Basische Vulkanite	18,4	Tertiary volcanites	21,1
Saure Plutonite	68,0	Variscan granites	63,0
Metamorphite	29,7	Moldanubicum Monotonous group	30,8
Metamorphite	29,7	Orthogneis, granulites and migmatites	37,6
Metamorphite	29,7	Moldanubicum: Varied Group	30,1
Metamorphite	29,7	Orthogneis, granulites and migmatites	37,6
Metamorphite	29,7	Diorites and Gabbros	21,6
Sediment Jura	20,5	Mesozoic sediments	18,3
Sediment Jura	20,5	Tertiary sediments	25,7
Sediment Kreide	22,7	Mesozoic sediments: Alpine folded	16,9
Sediment Kreide	22,7	Mesozoic sediments	18,3
Metamorphite	29,7	Diorites and Gabbros	21,6
Sediment Perm Zechstein	34,0	Permocarboniferous sediments	28,3
Sediment Jura	20,5	Mesozoic sediments: Alpine folded	16,9
Sediment Perm (Permotrias) Zechstein	34,0	Permocarboniferous sediments	28,3
Metamorphite	29,7	Orthogneis, granulites and migmatites	37,6
Metamorphite	29,7	Palaeozoic folded metamorphosed	49,2
Sediment Karbonatgestein Muschelkalk	24,3	Mesozoic sediments: Alpine folded	16,9
Sediment Perm Zechstein	34,0	Permocarboniferous sediments	28,3
Sediment Kreide	22,7	Mesozoic sediments: Alpine folded	16,9
Sediment Karbon	29,2	Permocarboniferous sediments	28,3
Metamorphite	29,7	Palaeozoic folded metamorphosed	49,2
Sediment Karbon	29,2	Permocarboniferous sediments	28,4

Sediment Ordovizium	43,2	Paleozoic folded unmetamorphosed	30,8
Basischer Vulkanit	18,4	Proterozoic- palaeozoic volcanites	28,5
Saure Plutonite	68,0	Variscan granodiorites and tonalites	51,4
Metamorphite	29,7	Moldanubicum Monotonous group	30,8
Metamorphite	29,7	Orthogneis, granulites and migmatites	37,6
Metamorphite	29,7	Moldanubicum: Varied Group	30,1
Metamorphite	29,7	Moldanubicum: Varied Group	30,1
Basische Plutonite	25,3 8	Diorites and Gabbros	21,6
Saure Plutonite	68,0	Variscan granodiorites and tonalites	51,4
Sediment Unterperm- Rotliegend	25,4	Permocarboniferous sediments	28,3
Sediment Ordovizium	43,2	Paleozoic folded unmetamorphosed	30,8
Metamorphit	29,7	Palaeozoic folded metamorphosed	49,2
Sediment Trias Muschelkalk	24,3	Permocarboniferous sediments	28,3
Metamorphite	29,7	Orthogneis, granulites and migmatites	37,6
Sediment PermZechstein	34,0	Permocarboniferous sediments	28,3

Vergleicht man die in den untersuchten Gemeinden gemessenen Werte der Granite mit den Werten aus Deutschland und Tschechien, kann man eine gute Übereinstimmung feststellen. Es kann jedoch keinesfalls daraus geschlossen werden, dass eine solche Übereinstimmung auch für alle anderen Gesteinsformationen existiert. Dies kann nur durch zusätzliche Untersuchungen festgestellt werden.

3.4.4. Implementierung in ein Computerprogramm

Zur Berechnung eines Radonpotentials aus den im Zuge dieses Projektes erhaltenen Daten wurde ein Computerprogramm namens „RadonH“ für Windows entwickelt. Die Grundstruktur dieses Programms ist folgende:

Es wird ein Datenfile mit den für das betrachtete Gebiet relevanten geologischen Daten ausgewählt. Dieses enthält einen oder mehrere der folgenden Größen: mittlere Bodengaskonzentration, Urankonzentration im Boden, Permeabilität, Dosisleistung 1 m über dem Boden. Diese Werte werden als Vorgabewerte (default values) herangezogen, die jedoch durch Messwerte überschrieben werden können. Bestimmten geographischen Einheiten werden sodann eine oder mehrere geologische Einheiten zugeordnet. Für jede geologische Einheit wird über spezielle Formeln und Parameter ein Radonpotential berechnet. Die Zuordnung eines Radonpotentials einer geographischen Einheit erfolgt über die Wichtung der Radonpotentiale der einzelnen geologischen Einheiten entsprechend deren Anteile im betrachteten Gebiet. Die derzeit verwendeten Formeln und Parameter sind noch als vorläufig zu betrachten, wobei jedoch bereits gewisse Entscheidungen getroffen wurden, wie und mit welchen Gewichten die einzelnen Eingabedaten in die Berechnung eingehen:

Sind keine Messergebnisse für die lokale Gegebenheit vorhanden, werden die Vorgabewerte zur Berechnung verwendet. Sind jedoch Messdaten vorhanden, so werden natürlich diese verwendet. Im Programm ist dies dadurch erkennbar, dass Vorgabewerte in Klammer gesetzt sind, während Zahlen ohne Klammer Messwerten entsprechen. Außerdem zeigt ein Sternchen an, ob der jeweilige Wert für die Berechnung verwendet wurde oder nicht. Generell werden alle vorhandenen Werte verwendet, jedoch tragen sie unterschiedlich zur Berechnung des Radonpotentials bei. Messwerte haben jedenfalls signifikant höhere Gewichte als Vorgabewerte. Bei der Berechnung der Unsicherheiten wird davon ausgegangen, dass die Häufigkeitsverteilungen der Eingangsdaten Rechtecksverteilungen sind, wobei die Breiten davon abhängen, ob die Daten aus Messungen stammen oder die Vorgabedaten verwendet werden. Es hat sich gezeigt, dass die Verwendung von Rechteckverteilungen zwar rechentechnisch relativ einfach ist, jedoch bezüglich der beobachteten logarithmischen Normalverteilungen nicht adäquat ist. Man kann erwarten, dass das berechnete Radonpotential richtig wiedergegeben wird, jedoch die Verteilung und damit auch die Streuung der Radonpotentialwerte innerhalb einer geologischen Einheit nur

unzureichend modelliert wird. Im Programm RadonH ist in der graphischen Darstellung der zu erwartenden Häufigkeitsverteilung innerhalb einer geographischen Einheit, die Verwendung von Rechteckverteilungen deutlich zu erkennen (Abb. 62).

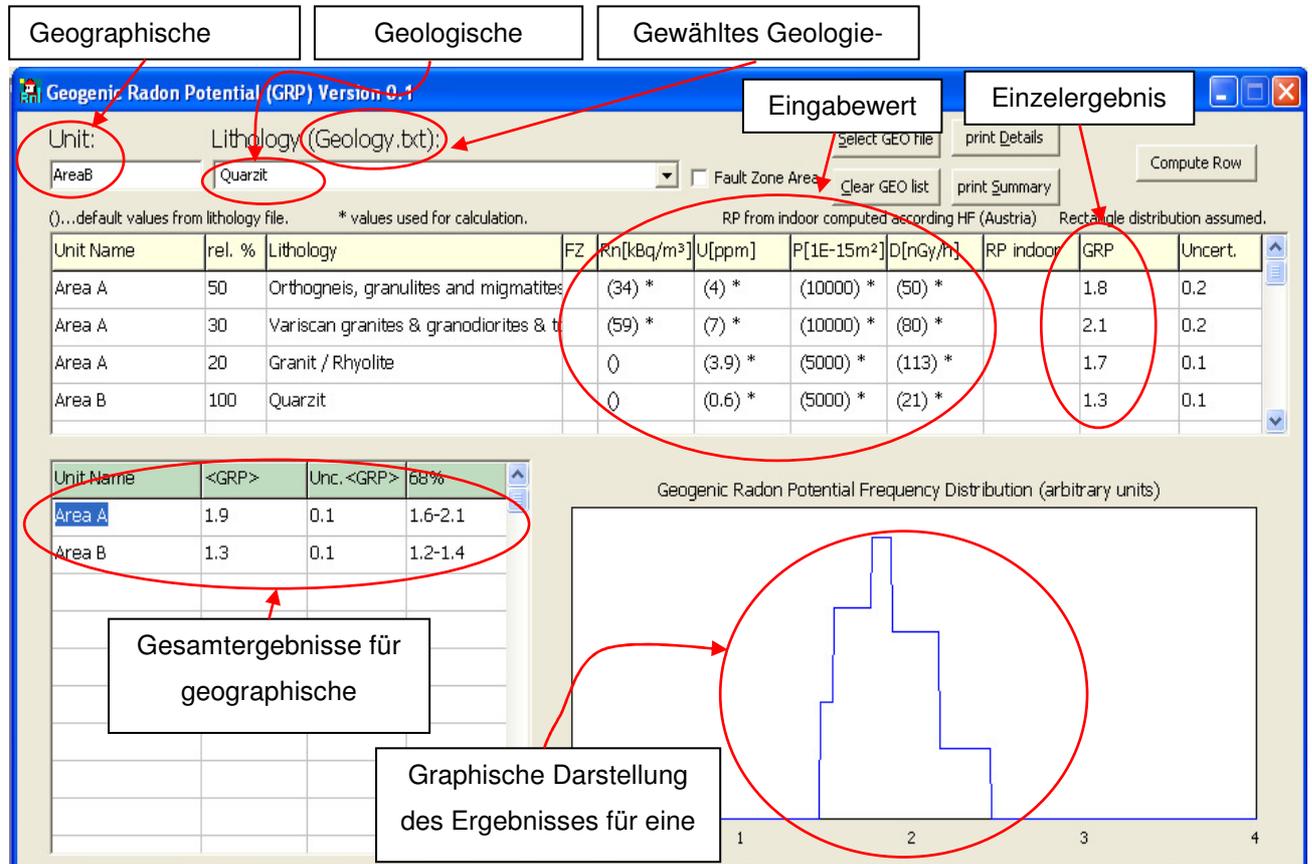


Abb. 62: Bildschirmdarstellung des Computerprogramms zur Berechnung des geogenen Radonpotentials.

3.5. Thoron in Wohnräumen

Aufgrund der erhaltenen Thoron-Konzentrationen kann von einer geringen Strahlenbelastung bedingt durch Thoron ausgegangen werden. Über 96 % der gemessenen Thoron - Konzentrationen liefern einen Wert unter 200 Bq/m³. Konzentrationen über 1000 Bq/m³ konnten nur bei 3 Messungen nachgewiesen werden.

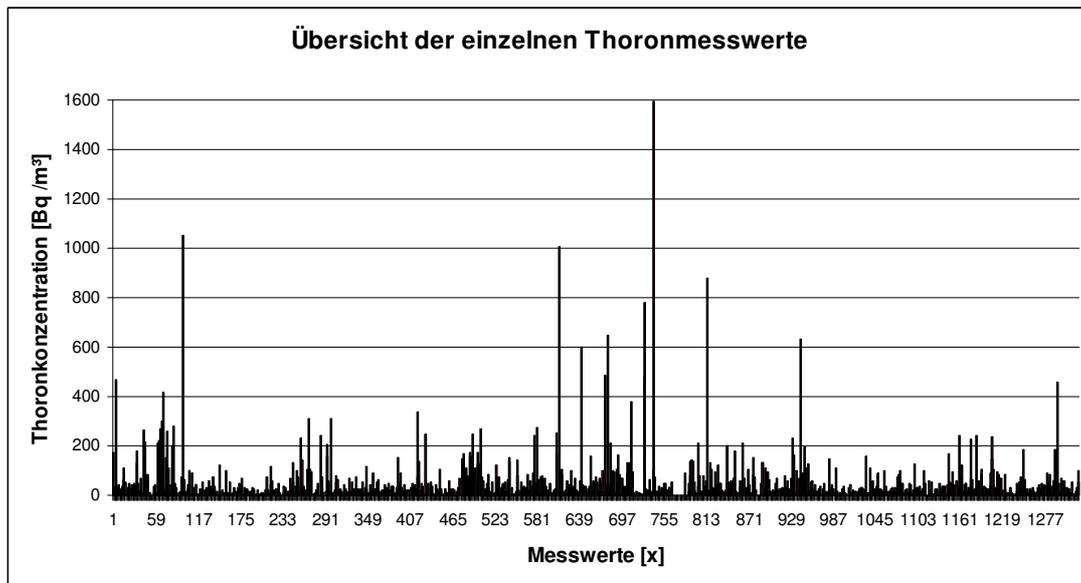


Abb. 63: Übersicht der gemessenen Thoronkonzentrationen in Bq/m³

Die Interpretation der Thoron-Messwerte ist ohne genaue Angaben über die Position des Detektors im Raum nicht möglich. Diese Angaben liegen nicht vor. Es wird deshalb von März bis Juni 2011 eine Nachmessung durchgeführt. Diese Messung umfasst 11 Räume, in denen eine hohe Thoronkonzentration festgestellt wurde. Die Messkonfiguration umfasst 2 RADUET Messeinrichtungen je Raum sowie eine vordefinierte Positionierung der Detektoren, die aus der Abbildung 64 entnommen werden kann.

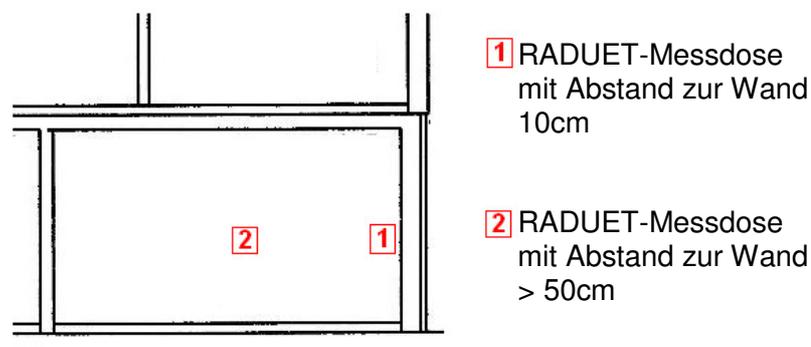


Abb. 64: Schema der Messanordnung der RADUET- Detektoren

Tabelle 9: Übersicht der Daten der Thoronnachmessung 2011

Vollerhebung 2010				Thoronnachmessung 2011					
Messzeitraum: Jänner - Juni 2010				Messzeitraum: März – Juni 2011					
Haus	Radon	Thoron	Aufstellort	Radon (MW)	Radon (Rsy) ¹	Thoron (Rsy) ²	Aufstellort	Abstand [cm]	
ID	[Bq/m ³]	[Bq/m ³]		[Bq/m ³]		[Bq/m ³]		Wand	Boden
1	1265	1228	Keller	1850	2658	325	Keller	10	100
	1713	0	Wohnzimmer		1041	227	Keller	50	200
	342	1193	Raum 2	356	293	1339	Raum 2	10	k.A.
			Raum 1		418	336	Raum 2	>10	k.A.
2	213	69	Raum 1	301	252	539	Raum 1	10	k.A.
					350	344	Raum 1	>10	k.A.
3	159	705	Keller	--	--	--	--	--	--
	200	--	Wohnzimmer		--	--	--	--	--
4	133	966	Wohnzimmer	159	102	104	Wohnzimmer	10	k.A.
	135	595	Schlafzimmer		215	546	Wohnzimmer	>10	k.A.
5	334	557	Schlafzimmer	192	204	836	Schlafzimmer	10	k.A.
	363	56	Küche		181	222	Schlafzimmer	>10	k.A.
6	65	532	Keller	59	94	122	Keller	10	0
	58	25	Wohnzimmer		24	50	Keller	50	200
				31	37	8	Schlafzimmer	10	0
					24	2	Schlafzimmer	150	0

Radonkonzentration

Die im Rahmen der Nachmessung 2011 erhobenen Radonkonzentrationen sind mit den Daten der Vollerhebung 2010 gut vergleichbar. Die vorliegenden Abweichungen können der jahreszeitlichen Schwankung der Radonkonzentration, in Abhängigkeit von der Witterung, zugeschrieben werden. Weiters kann sich das Benutzerverhalten der Bewohner ändern und diese Schwankungen noch verstärken. Die mittlere Messunsicherheit der Radonmessung 2011 beträgt 12% (k=1,65).

^{1,2} Einzelwertberechnung nach Herstellerangaben (Radosys)

Thoronkonzentration

Wie 2010 konnte auch bei der Nachmessung 2011 Thoron nachgewiesen werden. Es zeigt sich, dass der Aufstellort eine bedeutende Rolle bei der Thoronmessung einnimmt. Bedingt durch die geringe Halbwertszeit nimmt die Thoronkonzentration zur Raummitte hin stark ab. Dies bestätigen auch die Messwerte, ausgenommen Haus ID 1, Messung 2 und Haus ID 4, Messung 1. Bei Haus ID 1, Messung 2 liegt jedoch der Unterschied im Bereich der Messunsicherheit (hohe Messunsicherheit da hohe Radonwerte), bei Haus ID 4, Messung 1 könnten die beiden Messeinrichtung vertauscht worden sein (nicht eruierbar).

Fazit

Trotz der teilweise hohen gemessenen Thoronkonzentrationen kann davon ausgegangen werden, dass es zu keinem zusätzlichen signifikanten Dosisbeitrag durch Thoron kommt. Begründet ist dies einerseits durch die wesentlich geringere Dosis (ca. 1/5) durch Thoron im Vergleich zu Radon bei gleicher Exposition [UNSCEAR 2000], andererseits mit der starken Abnahme der Thoronkonzentration zur Raummitte hin. Eine Änderung der bestehenden Beurteilungskategorie ist deshalb nicht notwendig.

Den beteiligten Personen wurde mitgeteilt, dass keine Änderung ihrer Beurteilungskategorie erforderlich ist und weiterhin die Empfehlungen des Landes Oberösterreich, die ihnen im Rahmen der Radon-Vollerhebung schriftlich übermittelt wurden (Oktober 2010), gelten.

Literatur

Barnet, I., Pacherová, P., Neznal, M., Neznal, M.: Radon in geological environment - Czech experience. CGS Special Papers 19. Czech Geological Survey. Praha, 2008 (ISBN 978-80-7075-707-9).

Barnet, I., Pacherová, P.: Persönlicher Kontakt, 2008.

Baumgartner, A. (2006): Entwicklung und Evaluierung messtechnischer Methoden zur Untersuchung und Bewertung der Rn-222 Aktivitätskonzentrationen in Bodenluft. Diplomarbeit TU Wien.

Committee on Health Risks of Exposure to Radon (BEIR VI): Health Risks of Exposure to Radon. Nat. Academy Press, Washington D.C., 1999 (ISBN 0-309-05645-4).

Damkjaer, A.; Korsbech, U. (1992): A Small-Diameter Probe for In Situ Measurements of Gas Permeability of Soils; Radiat. Prot. Dosim. Vol. 45, p. 85-89.

Darby S., et al.: Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. BMJ (British Medical Journal) [<http://bmj.bmjournals.com>] 330:223, 2005.

Fass, T. (2004): Radon- und Thoron-Messungen über einem Quarzgang im Randbereich des Steinwald-Granites südlich Fuchsmühl im Steinwald. Diplomarbeit Universität Bonn, http://www.uni-bonn.de/~uzsadb/priv_hp/Diplomarbeit.pdf, 3.5.2004.

Friedmann H., et al.: Das österreichische nationale Radonprojekt – ÖNRAP. Projekt Endbericht. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und Bundesministerium für Gesundheit, Familie und Jugend, Wien, März 2007.

Friedmann H.: Final results of the Austrian Radon Project. Health Phys. 89(4), 339-348, Oct. 2005.

Grasty, R. L., Carson, J. M., Charbonneau, B. W., Holman, P. B.: Natural Background Radiation in Canada. - Geological Survey of Canada, Bulletin 360, 1984.

Gruber, V. (2004): Untersuchung und Evaluierung der geogenen Radon-Aktivitätskonzentration in eiszeitlich-glazialen Ablagerungen in Oberösterreich. Diplomarbeit TU Wien.

Gruber, V., Baumgartner, A., Seidel, C., Maringer, FJ. (2008): Radon risk in Alpine regions in Austria: Risk assessment as a settlement planning strategy RADIAT PROT DOSIM. RADIATION PROTECTION DOSIMETRY 130: 88-91.

Kemski, J., Klingel, R., Siehl, A. (1996): Das geogene Radon-Potential. In: Siehl, A. (Hrsg.): Umweltradioaktivität.- 179-222, Reihe Geologie und Ökologie im Kontext, Ernst & Sohn.

Kemski, J., Klingel, R., Siehl, A., Valdivia-Manchego, M. (2009): From radon hazard to risk prediction-based on geological maps, soil gas and indoor measurements in Germany. Environmental Geology 56: 1269-1279

Kemski, J., Klingel, R., Siehl, A., Valdivia-Manchego, M.: From radon hazard to risk prediction - based on geological maps, soil gas and indoor measurements in Germany.- Environm. Geol. 56(7) 1269-1279 (Springer online: DOI 10.1007/s00254-008-1226-z), 2009.

Kemski, J., Siehl, A., Stegemann, R., Valdivia-Manchego, M. (2001): Mapping the geogenic radon potential in Germany. The Science of the Total Environment 272: 217-230.

Nazaroff W. William, Nero V. Anthony: Radon and its decay products in indoor air. Wiley Interscience Publication 1988

Neznal, M., Neznal, M., Matolín, M., Barnet, I. and Mikšová, J. (2004): The new method for assessing the radon risk of building sites. Czech geological survey special papers No.16.

Rybach, L.: Determination of Heat Production Rate. - In: Haenel, R., Rybach, L. & Stegena, L. (Eds.): Handbook of Terrestrial Heat-Flow Density Determination, 125-142, Kluwer Akad. Publ., Dordrecht etc., 1988.

Schön, J.: Petrophysik: Physikalische Eigenschaften von Gesteinen und Mineralen. Akademie – Verlag Berlin, 1983.

Seidel, C., Baumgartner, A., Ringer, W., Gräser, J., Friedmann, H., Kaineder, H. and Maringer, FJ. (2010): Soil Gas radon measurements in a region or the Bohemian massif: investigations in the framework of an Austrian pilot study. Radiation Protection Dosimetry (under review).

Singh, J., Singh, H., Singh, S. and Bajwa, B.S. (2010): Measurement of soil gas radon and its correlation with indoor radon around areas of Upper Siwaliks, India, Journal of Radiological Protection Vol. 30, 63-71.

Anhang 1 - Ermittlung der Unsicherheiten der Bodenluftmessungen

Die Unsicherheiten des Mittelwerts beinhalten die statistischen Standardunsicherheiten sowie die Standardabweichung der Einzelmessungen (siehe Wert 1).

Die Unsicherheiten der einzelnen Sonden berechnen sich aus dem Mittelwert der Unsicherheiten der Alpha-Guard Einzelmessungen jeder Sonde. Die Unsicherheit der Einzelmessungen gibt das Gerät aus (statistische Standardunsicherheit).

Um die Unsicherheit des Mittelwertes, die in den Tabellen angeführt ist, zu berechnen, werden zwei Werte verwendet:

Wert 1:

Dieser ergibt sich aus der Standardabweichung der Messwerte der einzelnen Sonden (1-3), multipliziert mit dem entsprechenden Student-Faktor (1,32 für n=3 bzw. 1,84 für n=2).

Wert 2:

Hierbei handelt es sich um die Fehlerfortpflanzung der statistischen Unsicherheiten, welche sich aus der Wurzel der Summe der Quadrate der Unsicherheitswerte (Sonde 1 – 3) berechnen lässt.

Eine Fehlerfortpflanzung mit diesen zwei Werten ergibt die Unsicherheit des Mittelwertes.

Beispiel mit den Werten aus Anhang 1, Standort 1:

Wert 1: 63,72 Wert 2: 14,59

Unsicherheit des Mittelwertes: $\sqrt{(63,72^2 + 14,59^2)} = 65,37$ (20)

Aus der Unsicherheit des Mittelwerts könnte durch Verwendung eines Erweiterungsfaktors z.B. für ein Vertrauensbereich von 95 % mit $k = 2$ die erweiterte Unsicherheit des Mittelwerts berechnet werden.

Die Unsicherheit des Mittelwertes der tiefenkorrigierten ^{222}Rn -Aktivitätskonzentration unterliegt demselben Verfahren, jedoch mit den jeweiligen korrigierten Werten. Die statistischen Unsicherheiten der Einzelmessungen werden vom Gerät ausgegeben und ändern sich daher nicht. Hingegen ändert sich die Unsicherheit des Mittelwertes der tiefenkorrigierten ^{222}Rn -Aktivitätskonzentration, da neben den einzelnen Unsicherheiten auch die Streuung der Messwerte berücksichtigt wurde (siehe Erklärung Wert 1).

Die ^{222}Rn -Aktivitätskonzentrationen wurden unter Verwendung des in Abbildung 5 dargestellten Tiefenprofils auf 1,40 m tiefenkorrigiert, wobei an dieser Stelle erwähnt werden soll, dass erst ab 1,30 m korrigiert wurde. Sondertiefen, die größer als 1,30 m sind, wurden nicht korrigiert und somit mit dem dimensionslosen Wert 1,00 multipliziert. Ausgehend von diesen Werten wurden folglich die Ausreißer bereinigte ^{222}Rn -Aktivitätskonzentrationen berechnet.

Durch die Ausreißerbereinigung wurden jene Messwerte ausgeschlossen, die um mehr als die Messunsicherheit geringer als der tiefenkorrigierte Mittelwert sind. Somit wird berücksichtigt, dass Fehler bei den Probenahmen aufgrund von Unsicherheiten im Probenahmesystem ausgeschlossen werden. Zudem sei noch hinzugefügt, dass der Ausreißer ausgehend vom Maximum gesucht wird, d.h. der kleinste Wert wird als Ausreißer identifiziert, wenn obiges zutrifft.

Diese Methode zur Ausreißerbereinigung bildet eine Möglichkeit für die Aufbereitung der Daten hinsichtlich der Korrekturen mit den Radon-Innenraummesswerten, ist aber wie die Daten zeigen nicht für alle Messorte anwendbar, zum Beispiel Standort 2. Hierbei führt die Ausreißerbereinigung zu einer höheren Unsicherheit.

Anhang 2 – Aktivitätskonzentrationen in den Bodenproben

Standort	Tiefe (cm)	Geologischer Untergrund	K-40 (Bq/kg)		Pb-210 (Bq/kg)		Ra-226 (Bq/kg)		Ra-228 (Bq/kg)		Th-232 (Bq/kg)		U-238 (Bq/kg)		U (ppm)
			Aktivität	Unsicherh.	Aktivität	Unsicherh.	Aktivität	Unsicherh.	Aktivität	Unsicherh.	Aktivität	Unsicherh.	Aktivität	Unsicherh.	
1	70-90	Perlgneise	7,96E+02	6,18E+01	4,66E+01	4,29E+00	4,84E+01	5,78E+01	3,40E+00	6,01E+01	3,78E+00	5,25E+01	5,27E+00	4,22E+00	
2	60-80	Mylonite in der Störungszone	6,67E+02	5,33E+01	3,93E+01	6,71E+00	3,64E+01	1,96E+00	2,94E+01	2,17E+00	2,94E+01	2,49E+00	4,47E+01	4,20E+00	3,59E+00
3	75-90	Mylonite, Bänder-Hartschiefer	9,35E+02	7,40E+01	5,20E+01	8,18E+00	5,70E+01	2,94E+00	1,15E+02	6,91E+00	1,11E+02	7,43E+00	5,81E+00	4,93E+00	
4	70-90	Schiefergneis mit Mauth. GG	7,54E+02	6,01E+01	4,28E+01	6,70E+00	4,77E+01	2,52E+00	5,71E+01	3,79E+00	5,98E+01	4,38E+00	5,54E+01	4,98E+00	4,45E+00
5	35-50	Schiefergneis	6,33E+02	5,00E+01	5,76E+01	5,16E+00	4,81E+01	2,39E+00	5,83E+01	3,59E+00	6,29E+01	4,25E+00	5,20E+01	7,80E+00	4,18E+00
6	50-80	Schiefergneis	4,65E+02	4,23E+01	5,08E+01	8,13E+00	3,36E+01	2,32E+00	5,20E+01	4,48E+00	4,34E+01	4,60E+00	4,06E+01	4,65E+00	3,26E+00
7	35-45	Weinsberger Granit	6,47E+02	5,27E+01	3,36E+01	4,00E+00	3,48E+01	2,07E+00	4,73E+01	3,35E+00	4,92E+01	3,94E+00	4,44E+01	3,84E+00	3,57E+00
7	70-85	Weinsberger Granit	9,53E+02	7,54E+01	2,86E+01	4,40E+00	2,93E+01	1,68E+00	4,73E+01	3,20E+00	4,63E+01	3,59E+00	3,60E+01	4,69E+00	2,89E+00
8	75-95	Perlgneise	1,63E+03	1,29E+02	3,66E+01	9,08E+00	4,49E+01	2,60E+00	6,52E+01	4,52E+00	5,98E+01	5,06E+00	5,44E+01	5,19E+00	4,37E+00
9	40-60	Talfüllung	1,16E+03	9,08E+01	4,58E+01	4,12E+00	4,11E+01	2,20E+00	4,27E+01	2,92E+00	4,96E+01	3,74E+00	4,92E+01	4,72E+00	3,96E+00
13	70-90	Perlgneise	1,32E+03	1,04E+02	3,09E+01	7,96E+00	3,94E+01	2,18E+00	9,75E+01	5,94E+00	9,71E+01	6,55E+00	3,92E+01	4,46E+00	3,15E+00
14	75-95	Altenberger Granit	1,36E+03	1,06E+02	6,50E+01	6,72E+00	6,72E+01	3,42E+00	6,41E+01	4,11E+00	6,81E+01	4,88E+00	7,01E+01	1,41E+01	5,64E+00
15	80-95	Perlgneise	1,06E+03	8,32E+01	4,59E+01	4,24E+00	3,85E+01	2,08E+00	1,03E+02	6,14E+00	1,07E+02	6,97E+00	5,00E+01	4,87E+00	4,02E+00
17	75-95	Perlgneise	1,41E+03	1,11E+02	3,78E+01	7,85E+00	3,05E+01	1,80E+00	1,18E+02	7,14E+00	1,23E+02	8,16E+00	4,46E+01	8,33E+00	3,59E+00
18	80-100	Altenberger Granit	9,02E+02	7,17E+01	5,83E+01	8,52E+00	4,45E+01	2,43E+00	4,22E+01	2,98E+00	4,16E+01	3,36E+00	5,47E+01	7,01E+00	4,40E+00
19	80-100	Perlgneise	1,03E+03	8,13E+01	4,90E+01	4,46E+00	4,05E+01	2,26E+00	4,36E+01	3,03E+00	4,70E+01	3,66E+00	4,42E+01	9,78E+00	3,55E+00
20	80-90	Perlgneise, cordieritisch	6,59E+02	5,29E+01	4,39E+01	4,04E+00	4,79E+01	2,51E+00	5,51E+01	3,64E+00	5,25E+01	3,95E+00	4,96E+01	4,87E+00	3,99E+00
21	75-90	Weinsberger Granit	1,41E+03	1,10E+02	2,34E+01	5,47E+00	2,86E+01	1,67E+00	2,77E+01	2,08E+00	2,85E+01	2,49E+00	2,74E+01	3,17E+00	2,20E+00
23	80-95	Schiefergneis mit Mauth. GG	6,57E+02	5,09E+01	4,11E+01	4,59E+00	4,15E+01	1,96E+00	5,16E+01	3,00E+00	5,65E+01	3,49E+00	4,41E+01	3,91E+00	3,55E+00
24	75-90	Schiefergneis	8,03E+02	6,37E+01	5,14E+01	6,37E+00	5,44E+01	2,80E+00	3,63E+01	2,55E+00	4,13E+01	3,18E+00	7,56E+01	1,05E+01	6,08E+00
25	45-60	Mylonite, Bänder-Hartschiefer	7,67E+02	6,09E+01	4,03E+01	6,27E+00	3,62E+01	1,96E+00	4,24E+01	2,86E+00	4,64E+01	3,49E+00	4,08E+01	3,94E+00	3,28E+00
26	85-100	Schiefergneis	6,22E+02	5,24E+01	5,54E+01	7,77E+00	5,91E+01	5,29E+00	7,28E+01	1,10E+01	6,52E+01	8,70E+00	6,14E+01	5,75E+00	4,94E+00
27	80-95	Perlgneise	8,16E+02	6,50E+01	4,75E+01	8,22E+00	5,50E+01	2,86E+00	7,88E+01	4,83E+00	7,51E+01	5,30E+00	5,17E+01	5,03E+00	4,16E+00
28	85-100	Perlgneise	5,46E+02	4,63E+01	3,89E+01	1,60E+01	6,35E+01	3,16E+00	3,20E+01	2,21E+00	2,79E+01	2,38E+00	8,16E+01	2,06E+01	6,56E+00
30	65-80	Altenberger Granit	9,84E+02	7,75E+01	3,94E+01	6,71E+00	5,06E+01	2,62E+00	6,73E+01	4,22E+00	7,02E+01	4,88E+00	5,28E+01	8,62E+00	4,25E+00
31	60-80	Perlgneise	7,81E+02	6,34E+01	4,21E+01	1,73E+01	4,42E+01	2,26E+00	4,21E+01	3,27E+00	4,40E+01	3,15E+00	5,66E+01	1,52E+01	4,55E+00
36	45-65	Perlgneise	5,20E+02	4,39E+01	3,60E+01	1,61E+01	5,98E+01	3,00E+00	5,65E+01	3,56E+00	5,76E+01	3,95E+00	6,07E+01	1,90E+01	4,88E+00
42	80-100	Perlgneise	5,55E+02	4,62E+01	5,73E+01	1,73E+01	7,30E+01	3,55E+00	6,95E+01	4,83E+00	7,58E+01	4,90E+00	5,07E+01	6,10E+00	4,08E+00
46	80-95	Altenberger Granit	1,04E+03	8,15E+01	5,91E+01	1,85E+01	6,71E+01	3,98E+00	1,38E+02	8,08E+00	1,39E+02	8,66E+00	6,65E+01	2,46E+01	5,35E+00
51	80-100	Altenberger Granit	1,01E+03	8,22E+01	1,01E+02	2,30E+01	1,15E+02	5,54E+00	5,95E+01	3,81E+00	6,16E+01	4,35E+00	1,05E+02	2,75E+01	8,44E+00
57	80-95	Perlgneise	7,09E+02	5,70E+02	4,65E+01	3,79E+00	5,83E+01	3,04E+00	4,56E+01	3,19E+00	5,05E+01	3,92E+00	5,31E+01	6,26E+00	4,27E+00

(E-1.....10⁻¹, etc.)

(Unsicherh. = Unsicherheit)

(Mauth. GG = Mauthausener Granit-Gängen)



Die Initiative
GENUSS REGION ÖSTERREICH
hebt gezielt die Bedeutung regio-
naler Spezialitäten hervor.
www.genuss-region.at



Österreichs erstes grünes
Karriereportal für
umweltfreundliche green jobs.
www.green-jobs.at



lebensministerium.at

Informationen zu Landwirtschaft,
Wald, Umwelt, Wasser und
Lebensmittel.
www.lebensministerium.at



Das Österreichische
Umweltzeichen ist Garant für
umweltfreundliche Produkte und
Dienstleistungen.
www.umweltzeichen.at



Das erste Webportal für
nachhaltigen Konsum in
Österreich.
www.bewusstkaufen.at



Das Internetportal der
Österreichischen Nationalparks.
www.nationalparksaustria.at



Die Klimaschutzinitiative
des Lebensministeriums
für aktiven Klimaschutz.
www.klimaaktiv.at



Die Kampagne vielfaltleben trägt
bei, dass Österreich bei der
Artenvielfalt zu den reichsten
Ländern Europas gehört.
www.vielfaltleben.at



Die Jugendplattform zur
Bewusstseinsbildung rund ums
Wasser.
www.generationblue.at



www.mein-fussabdruck.at

Der Ökologische Fußabdruck ist
die einfachste Möglichkeit, die
Zukunftsfähigkeit des eigenen
Lebensstils zu testen. Errechnen
Sie Ihren persönlichen Footprint.
www.mein-fussabdruck.at



lebensministerium.at