

Schlüsselwörter

Radon
Strahlenexposition
Oberösterreich
Österreich
natürliche Radioaktivität

Das Österreichische Radon Projekt

H. FRIEDMANN (KOORDINATOR), L. BREITENHUBER, E. HAMERNIK, W. HOFMANN, H. KAINEDER, V. KARG, P. KINDL, H. LETTNER, F. J. MARINGER, L. MOSSBAUER, E. NADSCHLÄGER, G. OBERLERCHER, K. POCK, F. SCHÖNHOFER, W. SEIBERL, S. SPERKER, H. STADTMANN, F. STEGER, F. STEINHÄUSLER, M. TSCHURLOVITS*)

5 Abbildungen

Inhalt

Zusammenfassung	15
Abstract	15
1. Einleitung	16
2. Die Wirkung von Radon	16
3. Ziele des ÖNRAP	17
4. Durchführung	17
5. Ergebnisse des Pilotprojektes	18
6. Das Radonpotential	21
7. Diskussion	22
Danksagung	22
Literatur	22

Zusammenfassung

Das österreichische nationale Radonprojekt wurde vom Bundesministerium für Gesundheit, Sport und Konsumentenschutz initiiert, um einen Überblick über die Radonbelastung in österreichischen Wohnungen zu erhalten. Die gestellte Aufgabe war, in einem repräsentativen Teil österreichischer Wohnungen Radonmessungen vorzunehmen, und aus den Meßergebnissen auf die jährliche Durchschnittsbelastung rückzuschließen. Da der weitaus überwiegende Teil der Radonbelastung durch den natürlichen Untergrund gegeben ist, soll eine Radonpotentialkarte erstellt werden, die das geogene Radonrisiko ohne Modifikation durch Haustyp, spezielle Meßsituation etc. darstellt. Es wurde eine Methode entwickelt, die eine Umrechnung gemessener Radonkonzentrationen auf ein Jahresmittel und eine Normierung auf eine Standardsituation erlaubt. Diese auf die Standardsituation umgerechnete Radonkonzentration wird als Radonpotential bezeichnet. Aus administrativen Gründen werden die Radonpotentiale aller in einer Gemeinde vermessenen Wohnungen gemittelt und dieser Mittelwert wird der Gemeinde als Radonpotential zugeordnet. Die Untersuchungen sind im Mühlviertel begonnen worden und sollen in den nächsten Jahren ganz Österreich umfassen. In folgender Arbeit werden die Ergebnisse von Oberösterreich vorgestellt.

The Austrian Radon Projekt

Abstract

The Austrian Radon Project was initiated by the Austrian Ministry of Health, Sports and Consumer Protection to evaluate the radon exposure in Austrian homes. The task was to measure the radon concentration in a representative number of dwellings to estimate the annual mean radon exposure to the population. Because the ground is the main source of indoor radon, it is essential to classify regions according to their geogenic radon risk. For this purpose, a radon potential was introduced which was defined as the annual mean radon concentration in a standard situation. For administrative reasons, a radon potential has to be attributed to every county. This was done by averaging the radon potential of all investigated homes in a county. The investigations started in the Mühlviertel area (Upper Austria) and shall be extended over all of Austria within the next few years. This paper deals with the result from Upper Austria.

*) Anschriften der Verfasser: H. FRIEDMANN, Institut für Radiumforschung und Kernphysik der Universität Wien; L. BREITENHUBER, P. KINDL, Institut für Kernphysik der Technischen Universität Graz; W. HOFMANN, H. LETTNER, F. STEINHÄUSLER, Institut für Physik und Biophysik der Universität Salzburg; H. KAINEDER, E. NADSCHLÄGER, S. SPERKER, Amt der Oberösterreichischen Landesregierung; V. KARG, K. POCK, F. SCHÖNHOFER, Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung und -forschung; E. HAMERNIK, F. J. MARINGER, L. MOSSBAUER, Bundesversuchs- und Forschungsanstalt Arsenal, Geotechnisches Institut; G. OBERLERCHER, W. SEIBERL, Institut für Meteorologie und Geophysik der Universität Wien und Geologische Bundesanstalt; H. STADTMANN, F. STEGER, Österr. Forschungszentrum Seibersdorf, Hauptabteilung Strahlenschutz; M. TSCHURLOVITS, Atominstitut der Österreichischen Universitäten.

1. Einleitung

Strahlenschutzgesetze, wie sie derzeit in vielen Ländern gelten, reglementieren zumeist nur den Umgang mit radioaktiver Strahlung, die durch den Menschen selbst erzeugt wurde. Dies ist historisch verständlich, wenn man Personen, die in der Uhrenindustrie beschäftigt waren und mit Radium hantiert haben, Uranbergarbeiter oder auch Ärzte und Krankenschwestern, die mit Röntgen- und Radiumstrahlung in Kontakt gekommen sind, betrachtet. Später haben radioaktive Isotope in vielen medizinischen, industriellen und wissenschaftlichen Bereichen Eingang gefunden, und schließlich hat auch die Entwicklung der Kernkraft dazu geführt, daß man die Menschen, die in diesen Bereichen arbeiten, durch gesetzliche Maßnahmen vor zu hoher Strahlung schützen wollte. Natürlich sind auch „Nichtbetroffene“ vor den Auswirkungen von Strahlenanwendung zu schützen. Unter diesem Aspekt sind in den meisten entwickelten Ländern Strahlenschutzgesetze entstanden, die in Hinblick auf die natürliche Strahlung keine Grenzwerte angeben bzw. die natürliche Strahlung aus ihren Überlegungen ausklammern. So wird auch im österreichischen Strahlenschutzgesetz (SSG, 1969) definiert, daß als Strahlenbelastung nur jene Einwirkung ionisierender Strahlung auf den menschlichen Körper gilt, die über die natürliche Umgebungsstrahlung hinausgeht. Außerdem ist der Anwendungsbereich der Strahlenschutzverordnung (SSVO, 1972), in welcher Grenzwerte festgelegt werden, auf die Errichtung oder den Betrieb von Strahleneinrichtungen sowie den Umgang mit radioaktiven Stoffen beschränkt, für die eine Melde- bzw. Bewilligungspflicht besteht.

In den letzten Jahren hat man aufgrund der größeren Sensibilität gegenüber Strahlung auch der Dosisbelastung der Bevölkerung durch natürliche Strahlung mehr Beachtung geschenkt. Dabei ergab sich, daß normalerweise die natürliche Strahlenbelastung den überwältigenden Teil des Strahlenrisikos ausmacht, daß Grenzwerte, wie sie für Strahlenbetriebe erlassen worden sind, in der Natur weit überschritten werden. So gilt etwa für Radon (^{222}Rn) als höchstzulässige Konzentration in der Atemluft für den dauernden Aufenthalt für beruflich nicht strahlenexponierte Personen nach der österreichischen Strahlenschutzverordnung 0.3 pCi/l ($\approx 10 \text{ Bq/m}^3$). Aus Messungen weiß man, daß im Mittel in Häusern Radonkonzentrationen von etwa $40\text{--}60 \text{ Bq/m}^3$ zu erwarten sind. Es wurden aber auch in Österreich Extremfälle gemessen, etwa in Umhausen (Tirol), wo in manchen Räumen Radonkonzentrationen bis zu einer Größenordnung von 100000 Bq/m^3 gefunden wurden (ENNEMOSER et al., 1993a, 1993b), was somit eine Überschreitung des Grenzwertes um einen Faktor Zehntausend bedeuten würde.

Es hat sich gezeigt, daß für die Strahlenbelastung der Bevölkerung Radon als der wesentliche Anteil anzusehen ist. Im Mittel ist Radon für etwa 50% der gesamten Strahlenbelastung verantwortlich, in manchen Gebieten ist der Anteil von Radon jedoch noch weit höher. Da die Radonkonzentrationen in Innenräumen sehr vom geologischen Untergrund und der Bauweise und Lage der Wohnung abhängt, aber auch zeitlich sehr schwanken kann, ist eine Bestimmung der mittleren Belastung der Bevölkerung verhältnismäßig aufwendig.

Der geologische Untergrund ist als die wesentliche Ursache hoher Radonbelastungen (über 400 Bq/m^3) in Gebäuden anzusehen. Die ursprüngliche Annahme, daß das Baumaterial den Hauptbeitrag zur Radonbelastung liefert, hat sich als nicht zutreffend erwiesen. Nichtsdestoweniger ist in den letzten Jahren eine ÖNORM erarbeitet worden, die Grenzwerte für die Konzentration natürlicher Radioisotope in Baumaterialien angibt (ÖNORM S5200).

2. Die Wirkung von Radon

Da Radon ein Edelgas ist, wird es nach der Inhalation relativ rasch wieder ausgeatmet. Das bedeutet, daß Radon selbst bezüglich der Strahlenbelastung eher zu vernachlässigen ist. Vielmehr ist die hohe Dosisbelastung auf die Wirkung der Radonfolgeprodukte zurückzuführen. Diese Folgeprodukte bleiben größtenteils an Aerosolen haften und werden beim Einatmen in den oberen Atemwegen und in der Lunge deponiert. Auf Grund der dichten Ionisation der α -Strahlung kommt es zu einer sehr hohen Strahlenbelastung der obersten Zellschichten. Aus verschiedenen Untersuchungen weiß man, daß im Bronchialepithel durch ionisierende Strahlung Schädigungen verursacht werden, die oft viele Jahre später zu Krebserkrankungen führen (BEIR IV, 1988; GILBERT, 1989). Schon im 16. Jahrhundert ist bei Bergarbeitern in Joachimsthal (Jachymov) das erhöhte Auftreten von Lungenkrankheiten (Schneeberger Krankheit) beobachtet worden (PARACELSUS, 1567; AGRICOLA, 1556), die 1879 als Lungenkrebs erkannt wurden (HARTING, HESSE, 1879). Seit etwa 30 Jahren werden systematische Untersuchungen an Uranbergarbeitern durchgeführt, die zeigen, daß bei hohen Radondosen mit einem erhöhtem Lungenkrebsrisiko zu rechnen ist (LUNDIN Jr. et al., 1971; SEVC et al., 1976; RADFORD et al., 1984; MULLER et al., 1984; HOWE et al., 1986; HOWE et al., 1987; XUAN et al., 1993; SAMET et al., 1991; WOODWARD et al., 1991; TIRMARCHE et al., 1993; TOMASEK et al., 1993). Obwohl die Gesamtbevölkerung im Mittel sicher nicht so hohen Dosen ausgesetzt ist, haben uns die Messungen von Umhausen gezeigt (ENNEMOSER et al., 1993a, 1993b), daß kleinräumig auch extrem hohe Belastungen möglich sind, die weit über jenen liegen können, wie sie in Uranbergwerken erlaubt sind.

Extrapoliert man das Lungenkrebsrisiko linear aus den hohen Dosisbelastungen zu den geringen Belastungen der Gesamtbevölkerung, so erhält man auf der Basis eines relativen Risikomodells (BEIR IV, 1988) eine Lungenkrebshäufigkeit von etwa 300 Lungenkrebstodesfällen in einer stabilen Bevölkerungszahl von 1 Million bei einer Radonfolgeproduktbelastung von 1 WLM (Working Level Month) (ICRP 65, 1993); (1 WLM bedeutet, einer Radonfolgeproduktkonzentration von einem Working Level einen Arbeitsmonat (=170 Stunden) lang ausgesetzt zu sein). Diesem Konzept liegt die Annahme zugrunde, daß im betrachteten Konzentrationsbereich die biologische Wirkung nur vom Produkt von Konzentration und Expositionszeit abhängt. Die Konzentrationseinheit WL (Working Level) ist über die deponierte α -Energie der kurzlebigen Radonfolgeprodukte definiert ($1.3 \cdot 10^8 \text{ MeV/m}^3$) und entspricht einer Radonfolgeproduktkonzentration, die im Gleichgewicht mit einer Radonkonzentration von 100 pCi/l (3.7 kBq/m^3) steht. Nach ICRP 65 (ICRP 65, 1993) rechnet man derzeit unter Zugrundelegung eines Gleichgewichtsfaktors von 0.4 für eine Exposition von einem WLM im häuslichen Bereich mit einer effektiven Dosis von 4 mSv (Dosisumwandlungskonvention). Unter Berücksichtigung einer mittleren Aufenthaltszeit von 7000 Stunden pro Jahr in Wohnungen und einer mittleren Atemrate von $1.2 \text{ m}^3/\text{h}$ ergibt somit eine Radonkonzentration von etwa 60 Bq/m^3 eine effektive Dosis von $1 \text{ mSv}/\text{Jahr}$, was zu 70 zusätzlichen Lungenkrebstodesfällen pro Jahr und 1 Million Einwohnern führt. (Die Lungenkrebsmortalität in Österreich beträgt etwa 450 Fälle pro Million Einwohner und Jahr.) Das würde bei einer mittleren Radonkonzentration von etwa 60 Bq/m^3 in Österreich einen Anteil von etwa 15% (entsprechend 550 Todesfällen pro Jahr) an der Lungenkrebssterblichkeit bedeuten. Sofern der angenommene lineare Dosis-Wirkungs-Zusammenhang ohne Schwelle besteht, muß hinsichtlich der Radonbelastung jedenfalls mit einem 5 bis

15% Anteil an der Gesamtlungenkrebssterblichkeit gerechnet werden.

Die österreichische Strahlenschutzkommission hat, internationalen Tendenzen folgend, empfohlen, die Radonkonzentration auf 200 Bq/m^3 zu beschränken (Planungsrichtwert) und bei Altbauten den doppelten Wert zu akzeptieren (Eingreifrichtwert).

Damit ergibt sich aber zwangsläufig die Frage, wie hoch die Radonkonzentration in österreichischen Wohnungen wirklich ist, welche lokalen Verteilungen auftreten, und schließlich, welche Maßnahmen zur Reduktion erhöhter Werte notwendig sind. (Es soll hier nicht auf die prinzipielle Frage eingegangen werden, ob es sinnvoller ist, nur bei hohen Radonkonzentrationen oder gleichmäßig überall die Radonkonzentrationen zu reduzieren.)

Das Österreichische Nationale Radonprogramm (ÖNRAP) soll diese und ähnliche Fragen klären.

3. Ziele des ÖNRAP

Primär sind im ÖNRAP zwei Ziele gesetzt:

- 1) Bestandsaufnahme der Radonbelastung der österreichischen Bevölkerung; Erstellung einer Radonbelastungskarte.
- 2) Erstellung einer Radonpotentialkarte, d.h. Aufsuchen von Gebieten, in denen eine höhere Radonbelastung aus geologischen Gründen zu erwarten ist.

Diese beiden Aufgaben stellen gewissermaßen die Pendanten zu Eingreifrichtwert und Planungsrichtwert dar. Im ersten Fall sollen Gebiete hoher Belastung gefunden werden, sodaß gegebenenfalls Maßnahmen zur Reduktion der Belastung ergriffen werden können. Die zweite Aufgabe soll Grundlagen für legislative oder normative Maßnahmen beim Neubau von Häusern liefern. Es ist geplant, Gebiete entsprechend einer möglichen Gefährdung durch Radon zu klassifizieren. Gemäß einer solchen Klassifizierung müßten sodann Maßnahmen beim Neubau getroffen werden.

Die Radonbelastungskarte wird nicht wesentlich anders aussehen als die Radonpotentialkarte. Es ist jedoch zu beachten, daß aufgrund von Unterschieden in den lokalen Bauweisen und Altersstrukturen der Gebäude die Radonbelastung der Bevölkerung in potentiell gleich gefährdeten Gebieten auch unterschiedlich sein kann.

Mittelfristig ist zu klären, welche Maßnahmen getroffen werden können, um in bestehenden Gebäuden die Radonkonzentration zu reduzieren, wie das Verhältnis von Aufwand zu Erfolg einzuschätzen ist, und schließlich, wer solche Maßnahmen finanzieren soll. Man kann aus Studien anderer Länder abschätzen, daß wahrscheinlich in etwa 10% aller Gebäude der Eingreifrichtwert überschritten wird. In Österreich gibt es derzeit ca. 2.900.000 Haushalte, somit sind also etwa 290.000 Wohnungen mit 750.000 Menschen betroffen.

Bezüglich des Neubaus von Gebäuden sind die zu erwartenden Probleme vorerst geringer. Es gibt erprobte Methoden, das Eindringen von Radon in Gebäude zu verhindern. Solche Maßnahmen tragen nur zu einer unwesentlichen Verteuerung des Baues bei. Die Probleme dürften jedoch in diesen Fällen eher darin liegen, daß eventuell vorgeschriebene Maßnahmen ungenügend oder fehlerhaft angewendet werden, und eine nachträgliche Sanierung nicht in einfacher Weise möglich sein wird.

4. Durchführung

Internationale Erfahrungen haben gezeigt, daß es zumeist nicht genügt, vorhandene geologische Daten zu analysieren, um die Radonbelastung in Wohnungen prognostizieren zu können (z. B. MILES, 1994; OGE, 1994; GREEN, LOMAS, 1994). Zu viele Parameter beeinflussen den Transport von Radon vom Entstehungsort im Gestein in die Häuser und das Verhalten von Radon in den Gebäuden. Natürlich lassen sich aus geologischen Karten Hinweise auf Gebiete erhöhter Radonbelastung ableiten, jedoch sind solche Prognosen vielfach mit großen Unsicherheiten behaftet (HULKA et al., 1994). Vorausagen der zu erwartenden Radonkonzentration aus geologischen Betrachtungen sind äußerst schwierig und bedürfen einer langen Erfahrung. Insbesondere in Deutschland (KLINGEL et al., 1993) und in Tschechien (BARNET, 1991) werden (u. a. auch aus Kostengründen) Versuche unternommen, das Radonrisiko aus der Geologie zu prognostizieren. Die beste Möglichkeit, die Radonkonzentration in Häusern festzustellen, ist jedoch die Messung. Als Alternative bietet die Messung der Boden- bzw. Gesteinspermeabilität in Verbindung mit einer Radiumkonzentrationsbestimmung die Möglichkeit, potentiell gefährdete Gebiete zu erkennen. Letztere Methode wird vorzugsweise in Tschechien durchgeführt, die meisten anderen Länder bevorzugen die direkte Radonmessung in Wohnungen. Im Zuge des österreichischen Radonprojektes wurde der direkten Methode der Vorzug gegeben, da diesbezüglich genügend Erfahrungen in den an dem Projekt beteiligten Institutionen vorliegen. Die Durchführung erfolgt in mehreren Stufen (ÖNRAP-1, ÖNRAP-2/1, ÖNRAP-2/2, ÖNRAP-3) wobei die Vorstudien (ÖNRAP-1, ÖNRAP-2) abgeschlossen sind und das gesamtösterreichische Projekt (ÖNRAP-3) derzeit läuft.

ÖNRAP-1:

Dieses 1991 durchgeführte Teilprojekt diente zur Bestandsaufnahme aller für die Radonkonzentration relevanten Daten. Es wurde versucht, einen Überblick über vorhandene Daten zu erhalten und festzustellen, wie diese zur Abschätzung von Radonbelastungen in Wohnungen herangezogen werden können. Folgende relevante Informationen wurden dazu herangezogen:

- ⇨ Geologische Karten
- ⇨ Geochemischer Atlas (Uran- und Thoriumgehalt in Flußsedimenten)
- ⇨ Aerometrische Gammaskopmetrie
- ⇨ Radon- und Radiumgehalt von Quell- und Grundwässern
- ⇨ Gammadosismessungen
- ⇨ Bodengasmessungen
- ⇨ Radonmessungen in Wohngebäuden

Die zweite Aufgabe von ÖNRAP-1 war die Zusammenstellung von analogen Programmen im Ausland, deren Ergebnissen und welche Konsequenzen daraus für Österreich zu ziehen sind. Die Empfehlungen, die andere Länder für Grenzwerte oder Richtwerte ausgesprochen haben (fast nirgends existierten damals diesbezügliche Gesetze) sind wesentlich in die Beratungen hinsichtlich den Empfehlungen der Österreichischen Strahlenschutzkommission eingegangen.

Die dritte Aufgabe von ÖNRAP-1 war die Erstellung einer Strategie zur weiteren Vorgangsweise. Es sollte also geklärt werden, mittels welcher Meßmethoden, welcher Untersuchungsdichte und in welchem Zeitraum bei minimalem finanziellen Aufwand die an das Gesamtprojekt ÖNRAP gestellten Aufgaben zu lösen sind.

ÖNRAP-2/1:

Im Zuge von ÖNRAP-2/1 (1992/93) sollten verschiedene Untersuchungsmethoden in einem Pilotprojekt auf ihre

Brauchbarkeit untersucht werden. ÖNRAP-2/1 kann man in 4 Teilprojekte gliedern.

Das erste Teilprojekt umfaßte Radonmessungen in etwa 300 Haushalten im Mühlviertel (eine untersuchte Wohnung pro 200 Haushalte). Radon wurde über drei Tage mittels Aktivkohlepatronen gesammelt und danach mit Hilfe von Flüssigszintillatoren gemessen. Je Haushalt sind vier Radonsammler ausgegeben worden, wobei je zwei im Schlafzimmer und im Wohnzimmer aufzustellen waren. Ein Teil dieser Radonsammler wurde über die Post versendet, der Rest wurde von Interviewern an die jeweiligen Adressen gebracht, wobei die Auswahl der Adressen statistisch aus dem Telefonbuch erfolgte.

Im zweiten Teilprojekt wurden weitere 300-400 Haushalte, diesmal jedoch mittels Track-Etch und Elektret-Dosimetern, untersucht. Das Untersuchungsgebiet war Linz und ein anderer Teil des Mühlviertels. Außerdem wurden in mehreren Haushalten auch verschiedene Detektorsysteme parallel verwendet, um die Systeme auf ihre Übereinstimmung zu überprüfen.

Das dritte Teilprojekt beinhaltete die systematische Untersuchung von Einflußfaktoren auf die Radonkonzentration in Wohnhäusern. Es wurde in mehreren charakteristischen Gebäuden im Mühlviertel untersucht, inwieweit Änderungen verschiedener Parameter wie z. B. Untergrundeigenschaften, Bauweise, Lüftungsverhältnisse, Heizungen, Lebensumstände etc. die Radonkonzentration beeinflussen.

Im vierten Teilprojekt ist aus den gewonnenen Daten unter Hinzuziehung entsprechender Hausparameter (Lage der Meßstelle im Haus, Unterkellerung des Hauses, Baumaterial, Fensterkonstruktion) und Daten der Bewohner (Anzahl der Bewohner, Anzahl der Kinder), die durch einen mitgegebenen Fragebogen erhoben wurden, sowie unter Berücksichtigung des Meßzeitraumes (Sommer, Winter), eine Radonpotentialkarte erstellt worden.

ÖNRAP-2/2:

ÖNRAP-2/2 (1993/94) ist eine Erweiterung des Pilotprojektes auf den Rest von Oberösterreich und diente vor allem zur Optimierung der unter ÖNRAP-2/1 entwickelten Untersuchungsmethoden. Insbesondere wurden auf die Verteilung der Detektoren über den Postversand verzichtet, da sich diese Methode wegen der dabei notwendigen telephonischen Nachfrage als zu aufwendig erwiesen hat. Außerdem wurde getestet, wieweit die verwendeten Methoden auch bei einer wesentlich höheren Anzahl von untersuchten Wohnungen organisatorisch handhabbar sind.

ÖNRAP-3:

In diesem Teil des Projektes sollen innerhalb von etwa vier Jahren in allen anderen Bundesländern die Radonkonzentrationen in Wohnungen untersucht werden. Im wesentlichen werden die in ÖNRAP-2/1 und ÖNRAP-2/2 entwickelten Methoden verwendet und auch die Untersuchungsichte von einem vermessenen Haushalt pro 200 Haushalte wird im ländlichen Raum beibehalten. Im Bereich von Städten wird die Untersuchung weniger dicht durchgeführt, wobei eine Staffelung hinsichtlich der Einwohnerzahl erfolgt.

5. Ergebnisse des Pilotprojektes

Da eine genaue Diskussion aller Untersuchungsergebnisse den Rahmen dieser Arbeit sprengen würde, sollen hier nur die wichtigsten Ergebnisse zusammengefaßt werden. Genauere Informationen sind den entsprechenden Berichten des Bundesministeriums für Gesundheit, Sport und Konsumentenschutz zu entnehmen (FRIEDMANN et al., 1992 und 1994).

Die Detektorverteilung mittels Interviewer hat sich bewährt, wobei Detektor- und Fragebogen-Rücklaufquoten von mehr als 95% erzielt wurden. Die Akzeptanz war im ländlichen Bereich besser als in Städten, jedoch konnten auch in den Städten sehr hohe Rücklaufquoten erreicht werden (>90%). Die Auswahl der untersuchten Wohnungen über das Telefonbuch hat sich ebenfalls bewährt, wobei durch Hinzufügen von Fragen, die in gleicher Weise bei der letzten Haus- und Wohnungszählung (HWZ 1991) gestellt wurden, überprüft werden konnte, ob die ausgewählten Testwohnungen repräsentativ für die entsprechenden Gebiete sind. Im Mühlviertel haben die ausgewählten Haushalte die Gesamtbevölkerung sehr gut repräsentiert. Von 24 überprüften Parametern haben nur 3 eine signifikante Abweichung gegenüber der HWZ 1991 gezeigt. Diese Abweichungen traten bei der Frage nach der überwiegenden Heizungsart auf und dürften nach Angabe des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Abteilung Statistischer Dienst, unter anderem auf Auffassungsunterschiede zwischen HWZ 1991 und dem Radonprojekt zustande gekommen sein. In Linz war die Repräsentanz etwas weniger gut, jedoch immer noch ausreichend. So ist, von den Abweichungen bei der Frage nach der überwiegenden Heizungsart abgesehen, nur eine signifikant höhere Anzahl von Gebäuden mit einer Wohnung vermessen worden (13.5%), als es dem Durchschnitt gemäß HWZ 1991 entspricht (6.6%).

Die verwendeten Detektorsysteme (Track-Etch, Elektrete, Aktivkohle mit LSC-Auswertung) haben sich sowohl hinsichtlich Zuverlässigkeit als auch hinsichtlich der notwendigen organisatorischen Maßnahmen bezüglich Versand, Rückholung etc. als geeignet erwiesen. Die Parallelmessungen mit mehreren Systemen haben gezeigt, daß innerhalb eines Wohnraumes deutliche Unterschiede bei mehreren Messungen auftreten können. Vergleicht man die Ergebnisse von verschiedenen Meßsystemen in einem Wohnraum, so findet man eine relativ breite Streuung (beim Vergleich der Langzeitmeßmethoden differieren etwa 30% aller Messungen um mehr als 20%, beim Vergleich der Kurzzeitmeßmethode mit den Langzeitmeßmethoden differieren etwa 70% aller Messungen um mehr als 20%), jedoch liegen die Mittelwerte der einzelnen Meßmethoden nicht weiter als 15% auseinander. Das bedeutet, daß aus Einzelmessungen nur bedingt ein repräsentativer, mittlerer Radonkonzentrationswert für den entsprechenden Wohnraum erhalten werden kann, jedoch bei Messungen in mehreren Wohnungen für ein Gebiet eine recht gute Abschätzung erzielt wird. Die beobachteten Unterschiede sind nicht überraschend für einen Vergleich von Kurzzeitmessungen mit Langzeitmessungen, die Streuung der beiden Langzeitmeßmethoden sind jedoch wesentlich größer als erwartet, und sind vermutlich auf unterschiedliche Aufstellung und Behandlung der Detektoren durch die Bewohner zurückzuführen. Obwohl kontinuierliche Messungen gezeigt haben, daß die Radonkonzentration innerhalb eines Tages bis um einen Faktor 20 variieren kann, liefern auch relativ kurz integrierende Messungen (3 Tage) im Mittel (über mehrere Meßstellen) gute Übereinstimmung mit länger integrierenden Meßmethoden (2-3 Monate).

Die gemessenen Radonkonzentrationen sowohl im Mühlviertel als auch in Linz sind logarithmisch normalverteilt, wobei erwartungsgemäß der Mittelwert in Linz deutlich geringer als im Mühlviertel ist (siehe Abb. 1 und 2). Abb. 3 zeigt die Verteilung der gemessenen Radonkonzentrationen für ganz Oberösterreich, sowie die auf einen Jahresmittelwert umgerechneten Konzentrationen. Die Umrechnung erfolgte unter der Annahme, daß das Verhältnis der Radonkonzentration im Winter in ländlichen Gebieten doppelt so hoch und in Städten 1.4 mal so hoch ist wie im Sommer. Diese Normierungswerte

Abb. 1
Verteilung der gemessenen Radonkonzentrationen im Mühlviertel: Mittelwert = 209 Bq/m³, Median = 126 Bq/m³ und berechnete (angepaßte) logarithmische Normalverteilung: Mittelwert = 208 Bq/m³, Streufaktor = 2.7, Median = 126 Bq/m³.

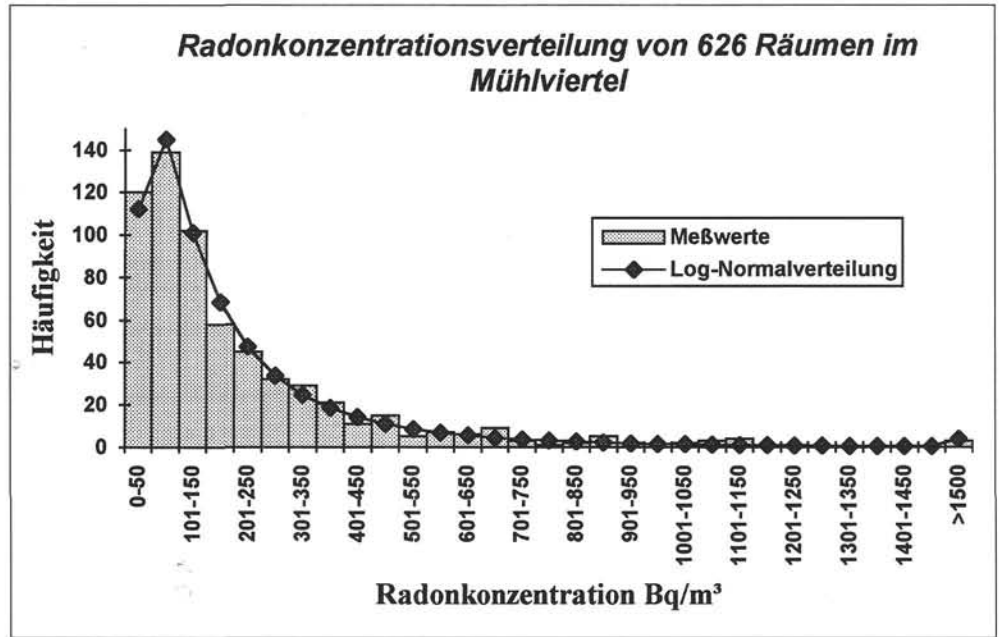


Abb. 2
Verteilung der gemessenen Radonkonzentrationen in Linz: Mittelwert = 74 Bq/m³, Median = 49 Bq/m³ und berechnete (angepaßte) logarithmische Normalverteilung: Mittelwert = 70 Bq/m³, Streufaktor = 2.1, Median = 53 Bq/m³.

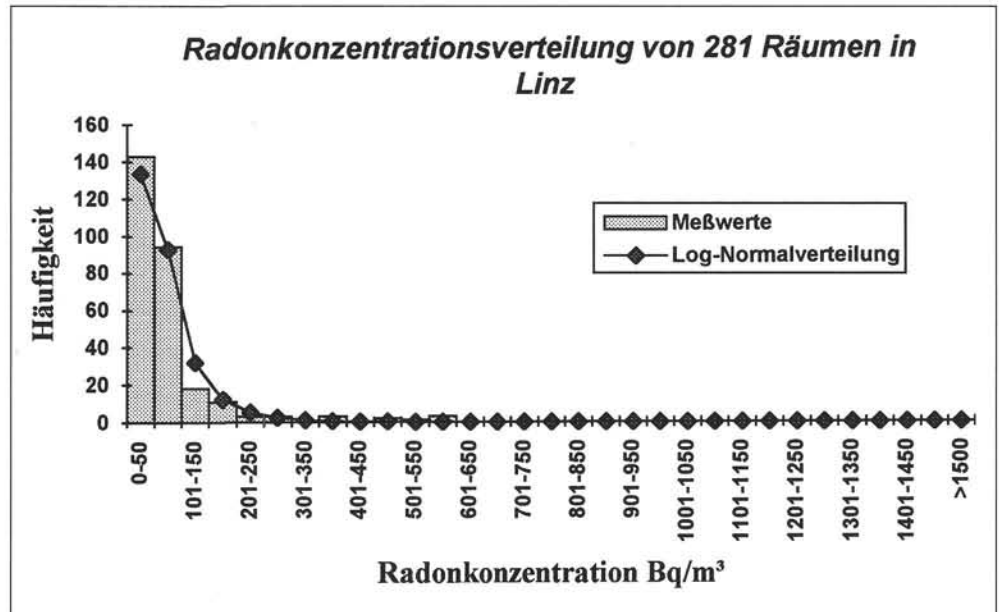
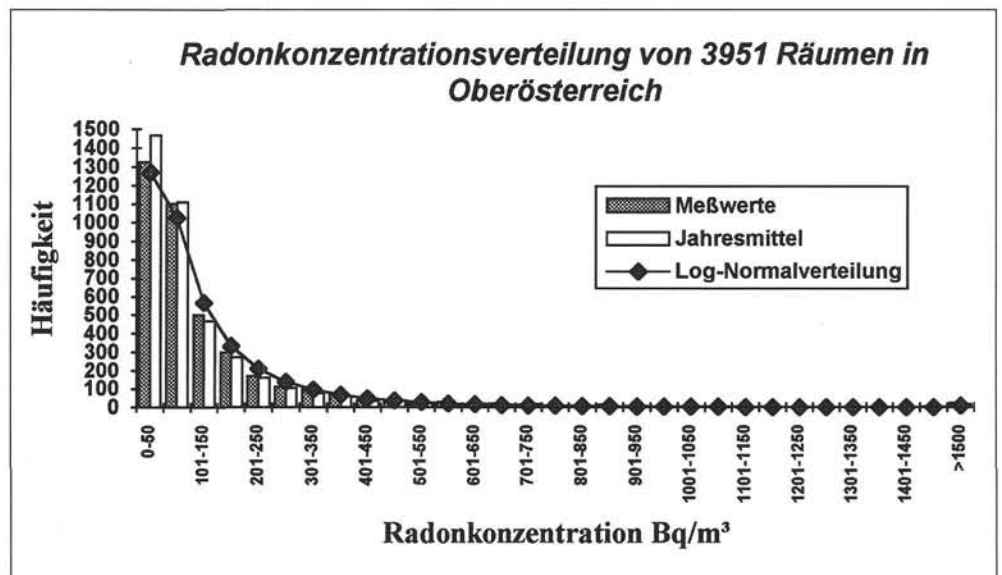


Abb. 3
Verteilung der Radonkonzentration von 3951 Räumen in ganz Oberösterreich (Mittelwert: 148 Bq/m³, Median: 79 Bq/m³, maximale gemessene Radonkonzentration (Raummittel): 5666 Bq/m³, Mittelwert der Jahresmittel: 133 Bq/m³, Median der Jahresmittel: 73 Bq/m³) und an Meßwerte angepaßte logarithmische Normalverteilung (Median: 81 Bq/m³, Streufaktor: 2.8).



wurden aus mehreren eigenen Messungen als auch durch Vergleich mit Meßergebnissen aus der Schweiz und aus Deutschland abgeleitet (RAPROS, 1992; HELLER, POULHEIM, 1992; ENNEMOSER et al., 1993a; STEGER et al., 1991).

Abb. 4 zeigt die gemessenen Radonkonzentrationswerte für ganz Oberösterreich, umgerechnet auf ein Jahresmittel und gemittelt über alle Messungen in einer Gemeinde. Es zeigt sich, daß in mehreren Gemeinden Oberösterreichs mehr als die Hälfte der Bevölkerung in Wohnungen lebt, in welchen die Radonkonzentration über dem Eingreifrichtwert der österreichischen Strahlenschutzkommission lag.

Die Untersuchungen an verschiedenen Haustypen haben gezeigt, daß keine wesentlichen Unterschiede hinsichtlich der zeitlichen und räumlichen Variationen in den Radonkonzentrationen bestehen. Im allgemeinen hat der Keller die höchste Radonkonzentration, nur in mehrgeschossigen Neubauten ist der Keller oft gut durchlüftet und weist daher deutlich niedrigere Radonkonzentrationen auf. In den Kellern ist manchmal eine erhöhte Thoronkonzentration (^{220}Rn) feststellbar ($\geq 5\%$ der ^{222}Rn Konzentration), die zur Gesamtbelastung einen Beitrag von etwa 20% liefert. In Wohnräumen wurde nur selten eine erhöhte Thoronbelastung nachgewiesen. In diesen wenigen Fällen ist vermutlich das Baumaterial als Ursache anzusehen, da aus den Kellergeschoßen eindringendes Thoron zum größten Teil schon zerfallen wäre (Halbwertszeit 55 s). Daß das Baumaterial manchmal auch einen Beitrag zur Radonkonzentration liefern kann, zeigt sich in der im Mittel signi-

fikant höheren Radonkonzentration in Steinbauten einzelner Gebiete, verglichen mit Bauten gleichen Alters und Struktur aus anderen Baumaterialien.

Untersuchungen des Gleichgewichtsfaktors (Verhältnis Radonfolgeproduktkonzentration zu Radonkonzentration) ergaben Werte von 0.1 bis 0.8. Die Annahme eines mittleren Faktors von 0.5, wie er zumeist bei Dosisabschätzungen verwendet wird, kann daher für Mittelungen als gerechtfertigt angesehen werden, wird jedoch in Einzelfällen zu erheblichen Fehlern in der Berechnung der Dosisbelastung führen.

Vergleicht man die gefundenen Radonkonzentrationen in Wohnräumen mit den Radium- bzw. Urankonzentrationen in Boden und Gewässern, so kann man letztere bestenfalls als Hinweise auf mögliche Problemgebiete betrachten, jedoch ist keinesfalls aus dem Vorhandensein hoher Urankonzentrationen auf ein unmittelbar gefährdetes Gebiet zu schließen. So wurden etwa in Granitgebieten mit hohem Urangehalt, jedoch nur geringer Bodenpermeabilität ($< 5 \cdot 10^{-13} \text{m}^2$), eher moderate Radonkonzentrationen festgestellt ($< 200 \text{Bq/m}^3$), andererseits in Gebieten mit deutlich niedrigeren Urangehalten aber starker Porosität des Untergrundes wesentlich höhere Werte gemessen (bis weit über 1000Bq/m^3).

Schließlich wurden auch einige Bodengasmessungen durchgeführt. Aus diesen nur in sehr beschränktem Umfang erfolgten Messungen (insgesamt wurden an 9 Meßstellen Bodengasmessungen vorgenommen) konnte keine Korrelation zu den Radonkonzentrationen in den Wohnräumen festge-

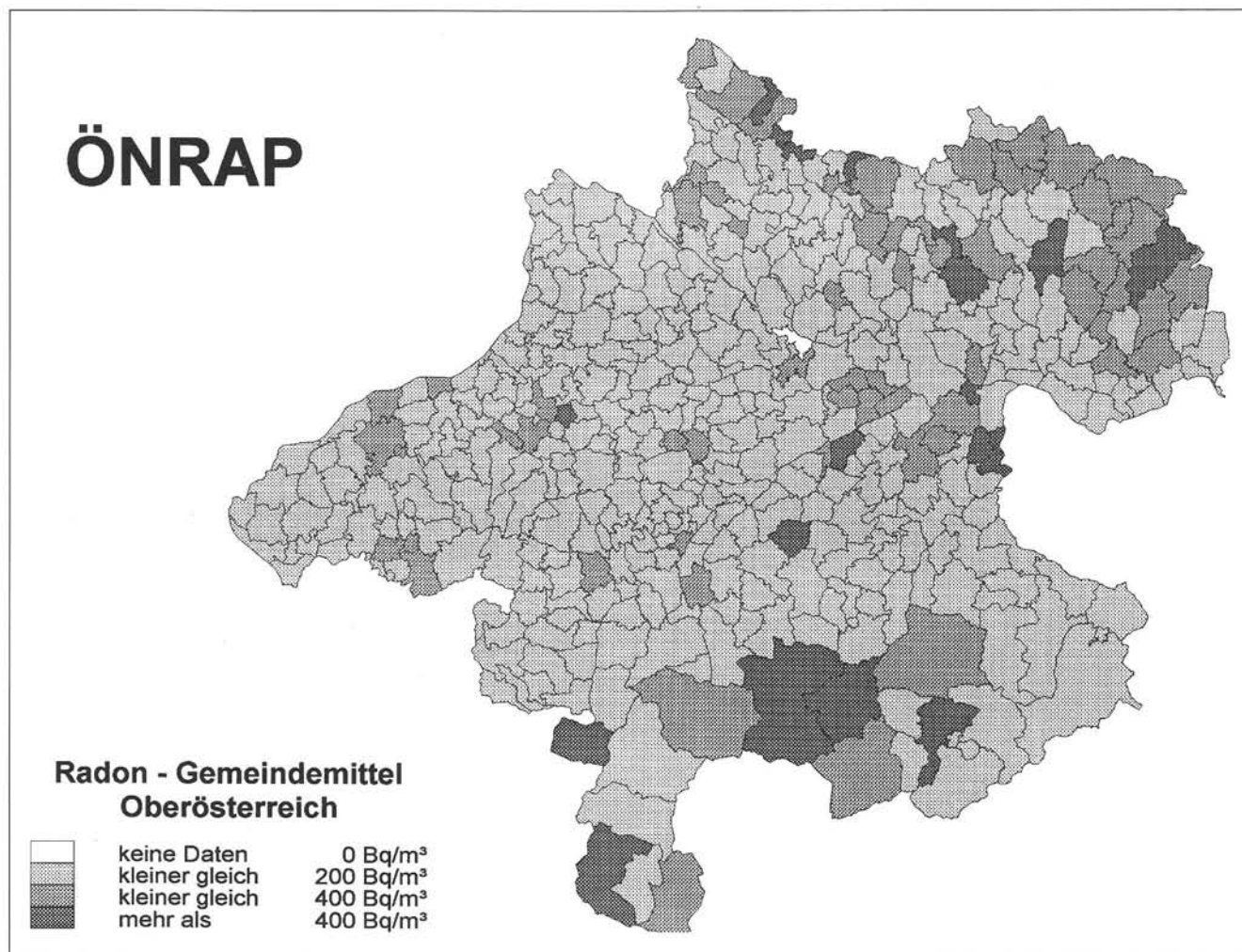


Abb. 4
Jahresmittelwerte der Radonkonzentrationen in oberösterreichischen Gemeinden.

stellt werden. Es scheint jedoch ein Zusammenhang mit der Radonkonzentration im lokalen Grundwasser zu bestehen, sodaß auch Messungen der Radonkonzentration im Grundwasser zumindest qualitative Aussagen über die Radonkonzentration im Bodengas erlauben sollten.

6. Das Radonpotential

Um aus den gemessenen Radonkonzentrationen auf das geogene Risiko rückschließen zu können, muß der jahreszeitliche Verlauf der Radonkonzentration berücksichtigt werden, was durch Umrechnung auf einen Jahresmittelwert (siehe Abschnitt 5) geschah. Außerdem müssen möglichst alle individuellen Einflüsse (bedingt durch Bauweise und Wohnverhalten) eliminiert werden. Dazu wurden die Wohnungen bezüglich eines jeweils separat untersuchten Parameters in verschiedene Klassen (z. B. alle Erdgeschoßwohnungen, alle 1. Stock-Wohnungen etc.) zusammengefaßt, und die Klassenmediane der Radonkonzentration berechnet. Aus der Tatsache, daß die Radonkonzentrationen logarithmisch normalverteilt sind, kann man aus dem Verhältnis der Klassenmediane einen mittleren Umrechnungsfaktor für individuelle Meßwerte erhalten. Man kann somit Einzelmeßwerte auf einen standardisierten Parametersatz (Normwohnraum) zurückführen, wobei jedoch zusätzlich zu berücksichtigen ist, daß verschiedene Parameter korreliert sind (z. B. Baumaterial und Bauperi-

ode) (FRIEDMANN et al., 1994). Diese für die Einzelmessung sicher nicht zutreffende Umrechnung gibt jedoch im Mittel die Radonkonzentration des Normwohnraumes in dem jeweils betrachteten Gebiet wieder. Das „Radonpotential“ ist daher für Österreich als die jahreszeitlich gemittelte Radonkonzentration in dem Normwohnraum definiert worden. Der Normwohnraum bedeutet ein Wohn- oder Schlafzimmer im Erdgeschoß eines nicht oder nur teilweise unterkellerten Hauses, wobei das Haus kein Steinbau und kein Wochenendhaus ist, keine einfachen Fenster besitzt und im Haus zwei Erwachsene mit weniger als zwei Kindern wohnen. Für alle anderen Fälle wurden entsprechende Umrechnungsfaktoren berechnet.

Aus administrativen Gründen ist man von einer von politischen Grenzen unabhängigen Berechnung des Radonpotentials abgekommen. Es wurden vielmehr die Radonpotentiale aller vermessenen Wohnungen einer Gemeinde gemittelt und dieser Mittelwert als Radonpotential der Gemeinde zugeordnet (Abb. 5). Dabei wird natürlich die geologische Variation innerhalb einer Gemeinde nicht berücksichtigt, und es kann lokal zu Abweichungen von dem über die Gemeinde gemittelten Radonpotential kommen. Die dabei auftretenden lokalen Bewertungsfehler wurden einerseits im Hinblick auf eine praktikable Gestaltung einer späteren Bauordnungen vorgenommen, andererseits erfolgte die Auswahl der Haushalte entsprechend der Bevölkerungsdichte, was bedeutet, daß dichter bewohnte Gebiete bei der Bewertung der Gemeinde ein größeres Gewicht erhalten. Damit ist in den meisten Fällen in-

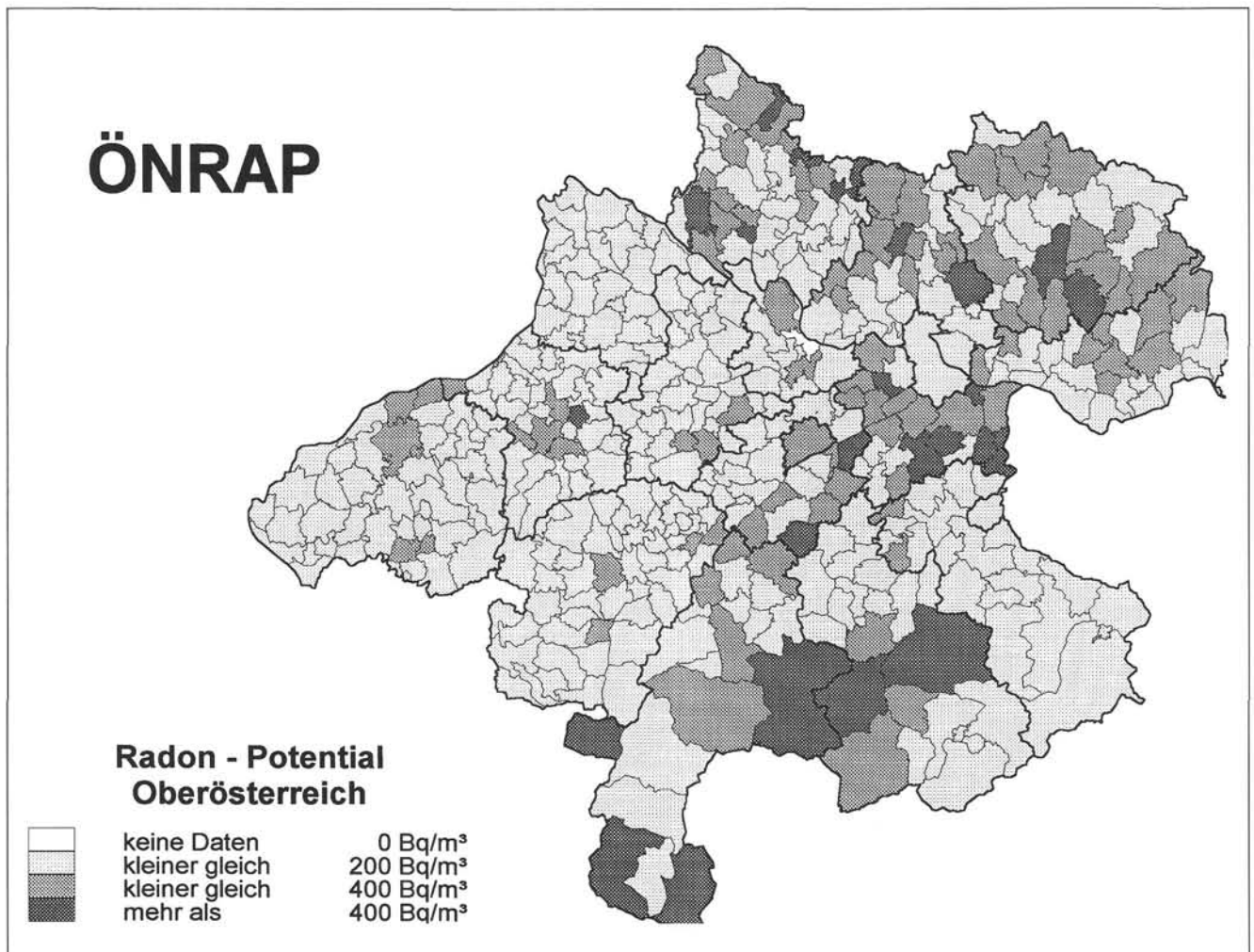


Abb. 5
Das Radonpotential in Oberösterreich.

chergestellt, daß für den größten Teil der Bevölkerung das Radonpotential der Gemeinde als relevant angesehen werden kann. Es muß nochmals darauf hingewiesen werden, daß die Aussagen dieser Radonpotentialkarte nur für den Mittelwert der Verteilung in der Standardsituation gilt (es kann rückgerechnet werden auf andere Meßsituationen), jedoch keine Prognose für ein einzelnes Haus zulassen.

7. Diskussion

Mit dem österreichischen Radonprogramm wurde begonnen, einen systematischen Überblick über die Radonbelastung der österreichischen Bevölkerung zu erlangen. Es wurden Methoden entwickelt, die einen sehr effektiven Untersuchungsablauf erlauben und damit in relativ kurzer Zeit eine im internationalen Vergleich statistisch gut fundierte Bestandsaufnahme der Radonkonzentrationen in österreichischen Wohnungen ermöglichen. Die Gebiete mit erhöhter Radonkonzentration sind nicht in allen Fällen mit jenen Gebieten identisch, in denen eine erhöhte Radonkonzentration erwartet wurde (siehe Abb. 4). Es hat sich bestätigt, daß nicht nur der Urangehalt für die Radonkonzentration in Gebäuden maßgebend ist, sondern auch in besonderem Maß die Permeabilität des Untergrundes. Diese kann aber in Siedlungsgebieten anders sein als in den weniger dicht bewohnten Gebieten einer Gemeinde. Als Beispiel seien alpine Gemeinden angeführt, in denen die Siedlungsgebiete bevorzugt in Tälern liegen, eventuell auf Schuttkegeln oder Schotter mit hoher Permeabilität des Untergrundes, wobei der Untergrund oft sogar als Flußsediment antransportiert wurde. In solchen Gemeinden wurden teilweise sehr hohe Radonkonzentrationen gefunden. Möglicherweise sind auch die teilweise recht hohen Radonpotentiale im Alpenvorland auf eine hohe Permeabilität des Untergrundes zurückzuführen. Dagegen sind in Gemeinden mit Siedlungsgebieten auf einem Untergrund, der das Grundgestein dicht überdeckt, oft deutlich geringere Radonkonzentrationen zu messen, als es der Urankonzentration des Grundgesteins entsprechen würde. Schneiden sich jedoch Flußläufe durch diese Dichtschichten hindurch, so sind zumeist entlang solcher Täler hohe Radonkonzentrationen zu erwarten.

Aus zeitlichen Gründen konnten weder systematische Untersuchungen hinsichtlich des Einflusses von Störungszonen auf die Radonkonzentration vorgenommen werden, noch ist eine systematische Korrelation mit der Geologie und der Bodenbeschaffenheit durchgeführt worden. Beides erscheint wünschenswert für ein besseres Verständnis hinsichtlich des Auftretens hoher Radonkonzentrationen in Wohnräumen, jedoch darf man nicht davon ausgehen, daß allein durch geologische und geophysikalische Methoden eine Prognose der Radonkonzentrationen in Wohnungen möglich sein wird.

Danksagung

Das österreichische Radonprojekt wird vom Bundesministerium für Gesundheit und Konsumentenschutz vollständig finanziert. Die Arbeiten wären jedoch ohne die hilfreiche Unterstützung der beteiligten Landesstellen nicht möglich gewesen. Für deren Hilfe bei der Durchführung des Projektes wird gedankt.

Literatur

AGRICOLA, G., 1556: De Re Metallica.

BARNET, I., 1991: Radon risk mapping of the Czech republic – Results. In: Radon investigations in Czechoslovakia, II (Hrsg.- I. Barnet), 13-19, Geolog. Survey Praha.

BEIR IV, 1988: National Academy of Sciences, Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiation: Radon and other internally deposited alpha emitters. Nat. Academic Press, Washington, D.C.

ENNEMOSER, O., AMBACH, W., BRUNNER, P., SCHNEIDER, P., PURTSCHLELLER, F., 1993a: Radon Measurements in Umhausen/Ötztal. Proceedings of the Austrian-Italian-Hungarian Radiation Protection Symposium 28-30 April 1993, Vol. 3, Obergurgl/Tyrol, Austria.

ENNEMOSER, O., AMBACH, W., BRUNNER, P., SCHNEIDER, P., OBERAIGNER, W., 1993b: The Lancet 341, 828.

FRIEDMANN, H., ATZMÜLLER, CH., BECK, C., BREITENHUBER, L., EXLER, M., GEHRINGER, P., HAMERNIK, E., HOFMANN, W., HUBNER, A., KAINEDER, H., KARG, V., KINDL, P., KORNER, M., LE BAIL, P., LETTNER, H., MARINGER, F. J., MOSSBAUER, L., NADSLÄGER, E., OBERLERCHER, G., POCK, K., SCHÖNHOFER, F., SEIBERL, W., SPERKER, S., STADTMANN, H., STEGER, F., STEINHÄUSLER, F., TSCHURLOVITS, M., ZIMPRICH, P., 1994: Ermittlung der Strahlenbelastung der österreichischen Bevölkerung durch Radonexposition und Abschätzung des damit verbundenen Lungenkrebsrisikos – Pilotprojekt. Forschungsberichte des Bundesministeriums für Gesundheit, Sport und Konsumentenschutz, Sektion III, 3/94, Wien.

FRIEDMANN, H., SPERKER, S., TSCHURLOVITS, M., KARG, V., SCHÖNHOFER, F., MARINGER, F. J., SCHERMANN, O., STEINHÄUSLER, F., POHL, E., POHL-RÜHLING, J., HOFMANN, W., LETTNER, H., BREITENHUBER, L., KINDL, P., SEIBERL, W., OBERLERCHER, G., STEGER, F., STADTMANN, H., BRUNNER, P., 1992: Radon in Österreich: Bestandsaufnahme bisheriger Untersuchungen und Konzepte für ein weiteres Vorgehen hinsichtlich eines nationalen Radonprogrammes. Forschungsberichte des Bundesministeriums für Gesundheit, Sport und Konsumentenschutz, Sektion III, 4/92, Wien.

GILBERT, E. S., 1989: Proceedings of the 24th Annual Meeting of the National Council on Radiation Protections and Measurement (March 30-31, 1988), Proceedings No. 10, 141, Bethesda.

GREEN, B. M. R., LOMAS, P. R., 1994: Logic and logistics of radon surveys. Rad. Prot. Dos. 56, Nos. 1-4, 299-302.

HÄRTING, F. H., HESSE, W., 1879: Vierteljahresschrift für gerichtliche Medizin und öffentliches Gesundheits- und Sanitätswesen 31, 102 and 313.

HELLER, H., POULHEIM, K. F.(ed.), 1992: Die Exposition durch Radon und seine Zerfallsprodukte in Wohnungen in der Bundesrepublik Deutschland und deren Bewertung. Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 19. Hrsg. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Verlag G. Fischer.

HOWE, G. R., NAIR, R. C., NEWCOMBE, H. B., MILLER, A. B., BURCH, J. D., ABBETT, J. D., 1986: Lung cancer mortality (1950-1980) in relation to radon daughter exposure in a cohort of workers at the Eldorado Beaverlodge uranium mine. J. Nat. Cancer Inst. 77, 357-362.

HOWE, G. R., NAIR, R. C., NEWCOMBE, H. B., MILLER, A. B., BURCH, J. D., 1987: Lung cancer mortality (1950-1980) in relation to radon daughter exposure in a cohort of workers at the Eldorado Port Radium uranium mine: possible modification of risk by exposure rate. J. Nat. Cancer Inst. 79, 1255-1260.

HULKA, J., BARNET, I., BURIAN, I., 1994: The relation between indoor radon and data from regional radon risk maps in eastern-bohemian districts, Czech republic. In: Radon investigations in the Czech republic V (Hrsg.: I. Barnet, M. Neznal), 48-54, Czech Geolog. Survey, Praha.

ICRP 65, 1993: International Commission on Radiological Protection: Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publ. 65, Ann. ICRP 23/2, Pergamon Press Oxford.

KLINGEL, R., SIEHL, A., 1993: Das Radon-Risiko aus geologischer Sicht. In: Umweltradioaktivität, Radioökologie, Strahlenwirkungen (Hrsg.: M. Winter, A. Wicke). Fachverband für Strahlenschutz FS-93-67-T, 99-105, Verlag TÜV Rheinland, Köln.

LUNDIN, F. E. JR., WAGONER, J. K., ARCHER, V. E., 1971: Radon daughter exposure and respiratory cancer, quantitative and temporal aspects. NIOSH-NIEHS Joint Monograph I, Springfield, VA, National Technical Information Service.

- MILES, J. C. H., 1994: Mapping the proportion of the housing stock exceeding a radon reference level. *Rad. Prot. Dos.* 56, Nos. 1-4, 207-210.
- MULLER, J., WHEELER, W. C., GENTLEMAN, J. F., SURANYI, G., KUSIAK, R., 1984: Study of mortality of Ontario miners. Intern. Conf. on Occupational Radiation Safety in Mining, Toronto, Ontario, Canada.
- OGE, M., 1994: The US environmental agency's strategy to reduce risks of radon. *Rad. Prot. Dos.* 56, Nos. 1-4, 343-354.
- ÖNORM S5200: Österreichisches Normungsinstitut, Radioaktivität in Baustoffen. ÖNORM S-5200.
- PARACELSUS (T. B. VON HOHENHEIM), 1567: Über die Bergsucht und andere Bergkrankheiten (verfaßt 1537).
- RADFORD, E. P., RENARD ST CLAIR, K. G., 1984: Lung cancer in Swedish iron ore miners exposed to low doses of radon daughters. *New Engl. J. Med.* 310, 1485-1494.
- RAPROS, 1992: Bundesamt für Gesundheitswesen: Radonprogramm Schweiz „RAPROS“, Bericht über die Ergebnisse der Jahre 1987-1991, Bern.
- SAMET, J. M., PATHAK, D. R., MORGAN, M. V., KEY, C. R., VALDIVIA, A. A., LUBIN, J. H., 1991: Lung cancer mortality and exposure to radon decay products in a cohort of New Mexico underground uranium miners. *Health Phys.* 61, 745-752.
- SEVC, J., KUNZ, E., PLACEK, V., 1976: Lung cancer mortality in uranium miners and long term exposure to radon daughter products. *Health Phys.* 30, 433-437.
- SEVC, J., TOMASEK, L., KUNZ, E., PLACEK, V., CHMELEVSKY, D., BARCLAY, D., KELLERER, A. M., 1993: A survey of the Czechoslovak follow-up of lung cancer mortality in uranium miners. *Health Phys.* 64, 355-369.
- SSG, 1969: 227. Bundesgesetz: Strahlenschutzgesetz. *Bundesgesetzblatt der Republik Österreich*, 8. Juli 1969.
- SSVO, 1972: 47. Verordnung: Strahlenschutzverordnung. *Bundesgesetzblatt der Republik Österreich*, 18. Feb. 1972.
- STEGER, F., LOVRANICH, E., HEFNER, A., 1991: Radon measurements in Austrian buildings, comparison of the measurements during summer and wintertime. 2nd Italian-Austrian Radiation Protection Symposium, Bologna, 20-22 June 1991.
- TIRMARCHE, M., RAPHALEN, A., ALLIN, F., CHAMEAUD, J., BREDON, P., 1993: Mortality of a cohort of French uranium miners exposed to relatively low radon concentrations. *Br. J. Cancer* 67, 1090-1097.
- TOMASEK, L., DARBY, S. C., FEARN, T., SWERDLOW, A. J., PLACEK, V., KUNZ, E., 1994: Patterns of lung cancer mortality among uranium miners in West Bohemia with varying rates of exposure to radon and its progeny. *Radiation Res.* 137, 251-261.
- WOODWARD, A., RÖDER, D., MCMICHAEL, A. J., CROUCH, P., MYLVAGANAM, A., 1991: Radon daughter exposure at the Radium Hill uranium mine and lung cancer rates among former workers, 1952-87. *Cancer Causes and Control* 2, 213-222.
- XUAN, X. Z., LUBIN, J. H., LI, J. Y., YANG, L. F., LUO, Q. S., LAN, Y., JIANZHANG, W., BLOT, W. J., 1993: A cohort study in southern China of workers exposed to radon and radon decay products. *Health Phys.* 64, 120-131.
- Manuskript eingegangen am: 15. 09. 1994 ●
Revidierte Fassung eingegangen am: 04. 04. 1997 ●
Manuskript akzeptiert am: 16. 04. 1997 ●