

Auszug aus einer Radiologischen Vorprüfung eines Grundstücks in Freital Burg von 1998

Dieses Schreiben ist nicht als wissenschaftliche Ausarbeitung zu sehen, sondern vielmehr als Info für die Betroffenen aus den Jugendwerkhof Freital deren Objekt sich in einen radioaktiv verstrahlten Gebiet befand. Weiterhin gab es noch einige andere gesundheitsgefährdende Entwicklungen, wie die giftigen Dämpfe aus dem Edelstahlwerk Freital, die krebserregenden Asbest-Dächer und die Ausgasung von Formaldehyd belasteten Barackenwänden und Decken worin hier nicht eingegangen wird.

<http://jugendwerkhof-treffen.de>

27.04.2013

1. Einführung

Infolge einer erhöhten Oberflächenradioaktivität, begründet durch Meßdaten im Großraum Dresden/Freital und in der Nachbarschaft, wurde auf dem genannten Grundstück eine radiologische Vorprüfung vorgenommen. Grundlage dafür bilden die Festlegungen der Beratung vom 16.03.93 im Sächsischen Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung, Referat Strahlenschutz (Niederschrift des Landratsamtes Freital vom 18.03.93). Danach besteht gemäß § 34 (1) Baugesetzbuch die verbindliche Forderung nach einer radiologischen Vorprüfung im Sinne der vorsorglichen Prüfung der Genehmigungsfähigkeit von Vorhaben auf die Einhaltung von "Anforderungen an gesunde Wohn- und Arbeitsverhältnisse". Gleichzeitig ist eine Unterscheidung zu treffen, ob es sich um eine geogene oder anthropogene Strahlenursache handelt und die Haldenanordnung (§ 4 HaldAO) entsprechend dem Einigungsvertrag vom 31.08.1990 zur Anwendung gebracht werden muß.

Die vorgenommenen Untersuchungen dienen der Abschätzung des auf dem Flurstück vorhandenen radiologischen Gefährdungspotentials auf dem Niveau einer Vorprüfung, die verbunden ist mit Vorschlägen für die weitere Vorgehensweise im Falle der Feststellung von radiologischen Belastungen, die die Richt- und Grenzwerte überschreiten. Im einzelnen erfolgen

- die Messung der Ortsdosisleistung der Gammastrahlung,
- die Interpretation der geologisch-bergbaulichen Situation,
- die Niederbringung einer (mehrerer) Handbohrung(en) an einem (mehrerer) ausgewählten Meßpunkt(en) im Flurstück,
- die Messung der Bodenradonkonzentration inklusive der Bestimmung der Bodenpermeabilität und Bestimmung der Radonverfügbarkeit in Im Tiefe,
- die Radionuklidanalyse von zwei Bodenproben je Bohrloch, "0,5 m und 1 m Tiefe ,
- die Interpretation der Ergebnisse und die Formulierung von Schlußfolgerungen.

Die für die Radonmessungen benutzten Meßgeräte weisen einen amtlich bestätigten Kalibrierfehler von unter 10% auf. Tests bei internationalen Meßvergleichen (1991 Bad Gastein, 1992 Marianska) und der Nationale Meßvergleich des Fachverbandes für Strahlenschutz 1993 in Regensburg bestätigten die Zuverlässigkeit der Messweite. Die in den Auswertungen dargestellten Konzentrationswerte sind Mittelwerte für ein Bohrloch entsprechender Bohrtiefe. Der statistische Meßfehler liegt hierbei unter 5%.

Hinweis:

Durch die Feststellung anthropogener Belastungen, die der Haldenverordnung unterliegen, besteht die Pflicht, einen Antrag zur Bewertung dieser Stellungnahme auf der Grundlage des Strahlenschutzes zu richten.

A Anhang: Beurteilung des radiologisch bedingten Gefährdungspotentials

A 1. Allgemeine Grundlagen

Eine Reihe von chemischen Elementen sind radioaktiv, bzw. es existieren auch radioaktive Isotope von ihnen. Besondere Beachtung finden vor allem Uran (U-238 bzw. U-235), Thorium (Th-232) (einschließlich der radioaktiven Isotope in ihren Zerfallsreihen) und Kalium (K-40), weil sie hinsichtlich des Gefährdungspotentials im Rahmen der natürlichen Radioaktivität von Interesse sind.

Die natürliche Radioaktivität wird durch den spontanen Zerfall (Alpha- bzw. Beta-Umwandlung) instabiler radioaktiver Isotope verursacht und durch die Abgabe verschiedener Strahlungsarten (Alpha-, Beta- bzw. auch Gammastrahlung) begleitet.

Das radiologisch bedingte Gefährdungspotential bestimmt sich in unserem Gebiet maßgeblich durch das Auftreten von Alphastrahlern, von denen

- Uran
- Radium
- Radon

die größte Bedeutung besitzen. Hinzu kommen zahlreiche Folgeprodukte aus den Zerfallsreihen von Uran und Thorium, deren Alpha- oder Beta-Zerfall durch die Abgabe von Gammastrahlung verschiedener Energien begleitet sein kann.

Auch Kalium, das in Gesteinen und Böden mit einem Gewichtsanteil von bis zu 5 Prozent enthalten ist und darüber hinaus auch im Knochengerüst des menschlichen Körpers vorkommt, besitzt ein radioaktives Isotop (K-40), welches beim Zerfall Beta- und Gammastrahlung aussendet.

Künstliche radioaktive Isotope, die durch Kernexplosionen und Kerntechnik weltweit verbreitet worden sind, stellen derzeit in Sachsen keine besondere Belastung dar, sind aber durchaus mittels hochauflösender gammaspektrometrischer Messungen nachweisbar.

Während Alpha- und Betastrahlung nur beim Hautkontakt oder nach einer Aufnahme in den Körper (Nahrungskette, Atmung) zu einer Gefährdung führen können, wirkt die Gammastrahlung auch über größere Entfernungen hinweg.

Einen Einblick über die für ein Untersuchungsgebiet wesentlichen radioaktiven Gefährdungsquellen zu erhalten ist die Aufgabe eines radiologischen Gutachtens. Dieses ist je nach konkreter Situation durch die erforderlichen Messungen zu begleiten. Der Ansatz und der Umfang der Messungen sowie auch die erforderliche Genauigkeit werden fachgerecht so festgelegt, daß sie in sinnvoller Weise nach dem Vorliegen erster Ergebnisse gemeinsam mit dem Auftraggeber optimiert werden können.

A2. Gammastrahlung, Messung der Ortsdosisleistung, geogene und anthropogene Strahlenursachen

Die in einer Höhe von 1 Meter über dem Erdboden meßbare Gammastrahlung bewirkt eine Ortsdosisleistung, welche Grundlage der radiologischen Bewertungen ist

Die Messungen der wirksamen Ortsdosisleistung erfolgen ausschließlich mittels Geräten vom Typ SZINTOMAT 6150 AD-b (Hersteller: Firma automess - Ladenburg) und MIRA 661 (Hersteller: Firma geratron - Frankfurt/M.). Die ständig durch firmeninterne Vergleichsmessungen überwachten Geräte wurden bei der PTB geprüft (PTB = Physikalisch-Technische Bundesanstalt) und in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Strahlenschutz auf Referenzflächen kalibriert.

Um witterungsbedingte Fehlerquellen (besonders Bodenfeuchte) weitestgehend ausschließen 201 können, erfolgen radiologische Vor-Ort-Messungen, die Werte im unmittelbaren Belastungsbereich der derzeit gültigen Richtwerte der Strahlenschutzkommission (300 nSv/h in 1 Meter Höhe) erwarten lassen, nach Möglichkeit nicht bei Regen, Schnee und Eis (1 nSv = 1 Nano-Sievert).

Das Sievert ist die Maßeinheit der Strahlendosis. Die Strahlendosis charakterisiert die Wirkung ionisierender Strahlung auf den Menschen. Sie berücksichtigt die unterschiedliche Auswirkung der oben genannten Strahlenarten und die differenzierte Strahlenempfindlichkeit der menschlichen Organe. Zur Differenzierung hinsichtlich der verschiedenen Strahlenarten wurde ein Qualitätsfaktor QF eingeführt. Für Gammastrahlung hat QF den Wert 1. Häufig wird daher das Gray (Gy) alternativ zum Sv als Maßeinheit benutzt, denn es gilt etwa: $1 \text{ Sv} = \text{QF} \cdot 1 \text{ Gy}$.

Grundlagen der radiologischen Bewertung der wirksamen Ortsdosisleistung (ODL) der äußeren Gammastrahlung

- *Strahlenschutzgrundsätze bei der Freigabe von durch den Uranbergbau kontaminierten Flächen zur industriellen Nutzung (104. Sitzung der Strahlenschutzkommission /SSK/ vom 27./28.06.1991), die*
- *Strahlenschutzgrundsätze für die Verwahrung und Nutzung von Bergbauhalden (105. Sitzung der Strahlenschutzkommission /SSK/ vom 07./08.10.1991) und die*
- *Strahlenschutzgrundsätze für die Nutzung von durch Uranbergbau kontaminierten Flächen zu forst- und landwirtschaftlichen Zwecken sowie als Grünanlage und Wohngebiet (105. Sitzung der Strahlenschutzkommission /SSK/ vom 07./08.10.1991).*

Die empfohlenen Richtwerte der Strahlenschutzkommission der Bundesrepublik Deutschland orientieren sich an einer effektiven Dosis der potentiellen Strahlenexposition von 1 mSv/a als Mittelwert für Europa. Dies entspricht bei Berücksichtigung des Energiespektrums der natürlichen Gammastrahlung einer Ortsdosisleistung von 115 nSv/h

Im Ergebnis von ca. 10.000 Einzelmessungen aus dem Bereich der Verdachtsfläche 21 des Altlastenkatasters (dies betrifft Teile der Stadt- und Kreisgebiete von Freital und Dresden) wurde ein von den Verfassern so bezeichnetes "Freitaler Normalniveau" von ca. 120 nSv/h für mit Sicherheit als unbelastet eingestufte Flächen postuliert. Dieser Wert entspricht erstaunlich genau dem bekannten, oben

genannten Mittelwert der Ortsdosis für Europa.

Der unbelastete Untergrund im Raum Dresden und Freital besteht im wesentlichen aus Schiefertönen/Tonsteinen \ des Döhlener Beckens bzw. teilweise auch aus einer ungleichmäßig ausgebildeten Überdeckung mit Lößlehm (auch Hanglehm, zwischen \ und 4 Meter mächtig).

Im Ergebnis der Auswertung von mehr als 350 der bisher von beiden Firmen (in Arbeitsgemeinschaft) durchgeführten radiologischen Vorprüfungen und umfangreichen komplexen radiologischen Gutachten bzw. Baugrund-bewertungen (Stand: Juni 1994) ergibt sich, daß im Bereich der Freitalcr Verdachtsfläche (21) die in einer Höhe von 1 Meter wirksame Ortsdosisleistung der Gammastrahlung in einzelnen Fällen bis auf ca. 1000 nSv/h ansteigen kann. Die (in unterschiedlichem Maße) erhöhten Werte resultieren

- einerseits aus einer natürlichen (geogenen) Strahlenexposition infolge geologischer Besonderheiten im Untergrund, die Abweichungen vom oben beschriebenen Aufbau darstellen (beispielweise Ausbläsbereiche radioaktiver Steinkohle nahe der Erdoberfläche), und
- andererseits aus einer zivilisationsbedingten (anthropogenen) Strahlenexposition (beispielsweise Aufschüttungen von Abprodukten aus der Gewinnung und Verarbeitung radioaktiver Steinkohle)

Zusammenfassend läßt sich folgende Typisierung angeben:

Typ A - geogen (Kalium-40)

Erhöhte ODL-Werte werden vor allen Dingen im Zusammenhang mit dem Auftreten von feldspatreichen magmatischen Gesteinen (Quarzporphyrtuff, Porphyrit, Syenodiorit [auch als Syenit oder Monzonit bezeichnet] und verschiedene Konglomerate mit hohem Porphyrannteil) beobachtet Ursachen sind in komplexer Weise das radioaktive Isotop K-40 in den Feldspatmineralen, aber teilweise auch erhöhte Gehalte an Thorium und Uran in den verschiedenen Gesteinen und auch in den Bodenbildungen. Geogen bedingt zeigt die Ortsdosisleistung der Gammastrahlung Werte bis zu 300 nSv/h

Typ B - geogen (Uran)

Im Bereich des Ausstreichens der Döhlener (hier stand der Jugendwerkhof) Schichten des Rotliegenden steigt die Ortsdosisleistung der Gammastrahlung vielfach merklich an und erreicht Werte zwischen 300 und 1000 nSv/h. Dafür verantwortlich sind die ausstreichenden Steinkohlenflöze (Flöze 1, 3 und 5) und die zugehörigen Zwischenmittel (Brandschiefer u.a.), denn die Steinkohle des Döhlener Beckens gilt grundsätzlich als radioaktiv belastet Im Grad der Vererzung mit Uranmineralen gibt es jedoch einen starken Wechsel, sowohl zwischen den einzelnen Steinkohlenflözen als auch zwischen unterschiedlichen Gebieten innerhalb eines Flözes.

Typ C - anthropogen (Gewinnung radioaktiver Steinkohle)

Bei der Gewinnung von Steinkohle angefallene Bergmassen finden sich in Form von Halden oder nicht mehr sichtbaren Aufschüttungen wieder. Diese Bereiche enthalten unterschiedlich stark kontaminierte Steinkohlenreste oder Brandschiefer, teilweise auch vermischt mit radioaktiven Aufbereitungs- und Verbrennungsprodukten (Waschberge, Schlamm, Asche, Schlacke).

In der Vergangenheit, teilweise bis in die jüngste Zeit anhaltend, wurden vielfach Haldenmaterialien des Bergbaus als Baumaterialien eingesetzt (Häuser- und Wegebau) und im Rahmen der Erschließung von Siedlungsgebieten eingeebnet, umgelagert oder abgedeckt. Diese Tatsache führte zu unübersichtlichen radiologischen Verhältnissen und erfordert heute bei der fachkundigen Bewertung der Altlasten eines Baugrundes zahlreiche unterschiedliche radiologische Messungen.

Die Ortsdosisleistung der Gammastrahlung liegt in derartigen Gebieten im allgemeinen zwischen 200 und 500 nSv/h, sie erreicht jedoch teilweise Werte bis zu 1000 nSv/h.

Typ D - anthropogen (Verbrennung radioaktiver Steinkohle)

Die bei der Verbrennung von Steinkohle entstandenen Rückstände (Aschen und Schlacken) beinhalten in kon-zentrierter Form die im Ausgangsmaterial zu findenden Schwermetalle, u a auch radioaktive Elemente Für radiologische Bewertungen ist daher das Verwendungsspektrum dieser Materialien von Bedeutung. Die Steinkohlen des Döhlener Beckens wurden in der Vergangenheit hauptsächlich für folgende Zwecke eingesetzt:

- Heizung von Wohngebäuden und Industrieanlagen,
- Koks- und Gasproduktion (1828-1918),
- Energieerzeugung,
- Eisenbahn, Eisen- und Buntmetallverhüttung, Glas- und Kalkwerke, Ziegeleien.

In diesen Bereichen befinden sich die Ausgangspunkte der heute teilweise sehr schwer exakt zu rekonstruierenden Verbreitungswege der (in vielen Fällen radioaktiv hochbelasteten) Aschen und Schlacken. Im Laufe der Zeit werden zufällig oder im Ergebnis systematischer Untersuchungen mit Sicherheit noch viele diesbezügliche Kontaminationen bekannt werden. In Unkenntnis der damit verbundenen Gefahren erfolgte die Verwendung der radioaktiven Schlacken in den verschiedensten Bereichen des täglichen Lebens:

- vorzugsweise als preisgünstiges Material für die Isolierschicht (10-15 cm) unter der Holzbalkendielung der im Zeitraum zwischen 1830 und 1930 entstandenen Häuser,
- als Auffüllmaterial auf öffentlichen Plätzen (auch Kinderspielplätzen), Höfen und Wegen,
- als Zuschlagstoff für die Herstellung von Baumaterialien wie Mörtel und Putz sowie später auch von Betonsteinen.

Radioaktiven Aschen befinden sich:

- zur Bodenverbesserung in Hausgärten, Gärtnereien und auf den Feldern zahlreicher landwirtschaftlicher Betriebe in der Umgebung und
- als Ablagerungen auf Deponien.

Infolge des hohen Vermischungsgrades mit anderen Aufschüttungsmaterialien (Bauschutt, lehmiger Bauaushub etc.) schwankt die Ortsdosisleistung der Gammastrahlung stark und liegt in derartigen Gebieten im allgemeinen zwischen 200 und 500 nSv/h. Von wesentlicher Bedeutung ist hier eine Radionuklidanalyse des Materials, um Aufschlüsse über die enthaltenen Nuklide und die spezifische Aktivität zu erhalten. Die spezifische Aktivität von Schlacke in Holzbalkendielungen weist im allgemeinen eine 2- bis 12fache Überschreitung des Richtwertes der Strahlenschutzkommission von derzeit 0,2 Bq/g auf (1 Bq = 1 Becquerel)

Das Becquerel ist die Maßeinheit der Radioaktivität. Dabei bedeutet 1 Becquerel, daß innerhalb einer Sekunde gerade 1 Atomkern zerfällt (Die natürliche Radioaktivität in Lebensmitteln liegt etwa bei durchschnittlich 40 Bq/kg [= 0,040 Bq/g].)

Typ E - anthropogen (Aufbereitung radioaktiver Steinkohle)

Bei der Aufbereitung der Steinkohle und des Uranerzes - die hiesigen Flözbereiche von Steinkohle und Brandschiefer enthielten im allgemeinen mehr als 300 mg Uran pro kg Material - sind erhebliche Mengen an Rückständen (Waschberge, Schlamm u.a.) angefallen. Diese lagern meist auf gesonderten Deponiefächen, mitunter gab es jedoch Nachnutzungen, z.B. als

- Abdichtmaterial bei Halden- und Grubenbränden,
- Aufschüttungsmaterial im Bergbaubetrieb selbst und darüber hinaus auch in größeren Betrieben der Region,
- Aufschüttungsmaterial (sogenannter "Steinsand") für Wege und Plätze (auch Kinderspielplätze und Sportplätze) im kommunalen Bereich.

Während die Waschbergerückstände eine relativ niedrige Ortsdosisleistung der Gammastrahlung in der Größenordnung von 100 bis 400 nSv/h liefern, kann die ODL in Bereichen, die Aufbereitungsschlamm enthalten, sogar über 1000 nSv/h betragen.

Zusammenfassend ist zu den genannten Typen festzustellen, daß auf Grund der komplizierten Verbreitungswege der verschiedenen Materialien, der unterschiedlichen Belastungen mit Uran, Radium und/oder Radon und fehlender radioaktiver Gleichgewichte in den Zerfallsreihen eine einheitliche Bewertung von im Einzelfall vorgefundenen erhöhten Werten der Gammastrahlung bzw. der wirksamen Ortsdosisleistung recht schwierig ist und eine umfangreiche Orts- und Sachkenntnis erfordert.

Nicht selten treten Überschneidungen zwischen den unterschiedlichen Typen der Strahlenursachen auf. Häufig wird beispielsweise der (geogene) Typ B durch den (anthropogenen) Typ C überlagert.

A 3. Probleme der komplexen radiologischen Bewertung

Es ist klar, daß der Mensch vor den Auswirkungen einer erhöhten Strahlenexposition geschützt werden muß. Dies betrifft die direkte Belastung durch die äußere Gammastrahlung und darüber hinaus auch die Einwirkung erhöhter Gehalte an Radon in der Atemluft gleichermaßen.

Wir unterscheiden im Rahmen der komplexen radiologischen Bewertung eines Baugrundes Gebiete, in

denen

lediglich die wirksame Ortsdosisleistung an der Erdoberfläche die empfohlenen Richtwerte der Strahlenschutzkommission übersteigt (im Tiefenbereich der Gründung neuer Gebäude werden dort keine bedenklichen Belastungen durch Radon festgestellt),

darüber hinausgehend aber auch Gebiete, in denen

die Ortsdosisleistung an der Erdoberfläche und die spezifische Aktivität von Radon im Erdboden (Bodenluft, Tiefenabhängigkeit beachten) gleichermaßen ohne Sanierungs- oder Vorsorgemaßnahmen eine möglicherweise unzumutbare Belastung bestehender oder zukünftiger Bauwerke erkennen lassen,

und letztendlich Bereiche, in denen

die spezifische Aktivität von Radon in der Bodenluft bedenkliche Werte aufweist, obgleich die an der Erdoberfläche gemessene Ortsdosisleistung als normal bezeichnet werden kann. Hier besteht die Möglichkeit, daß kontaminierte Materialien (geoogen oder anthropogen) erst in einer Tiefe von ca. 30 cm vorliegen bzw. daß das sehr mobile radioaktive Edelgas Radon über größere Entfernungen hinweg migriert sein kann.

So wurden als Extremwerte in bebauten oder zur Bebauung vorgesehenen Bereichen von den Verfassern spezifische Aktivitäten von Radon in der Bodenluft vorgefunden, welche 700 000 Bq/m³ überschritten haben. Bei hoher Permeabilität des Erdbodens im Bereich der Gründung von Gebäuden besteht hier im Falle einer ungeeigneten Projektierung auch die Gefahr einer permanenten Belastung der Gebäudeinnenluft durch Radon. Eine derartige Belastung kann im Rahmen einer vereinfachten Vorprüfung durch ausschließliche Messungen der Ortsdosisleistung nicht immer erkannt werden.

Erst die gleichzeitige Untersuchung von Bodenluft (spezifische Aktivität von Radon-222) und die Kombination von bodenphysikalischer Ansprache und gammaspektrometrischer Messung (Uran-238 und Radium-226) einer Bodenprobe aus dem Niveau der Bodengasentnahme schafft hier eindeutige Klarheit.

Aus der Sicht der Verfasser, die im Bereich der Verdachtsfläche 21 des Altlastenkatasters (Raum Freital/Dresden)

die größten Erfahrungen besitzen, besteht das Hauptproblem in der weiten Verbreitung von radioaktiv kontaminierten Sekundärprodukten, die im Zusammenhang mit der Gewinnung, Aufbereitung, Verarbeitung und

Verbrennung von Steinkohle (Industrie und Hausbrand) angefallen und verbreitet bzw. deponiert worden sind.

Während die geologische Situation dem Fachmann sehr gut bekannt ist, läßt sich die Verbreitung anthropogen

bedingter Belastungen nicht immer unter streng logischen Gesichtspunkten nachvollziehen.

Im Bereich von Relikten des Altbergbaus sind nach den Empfehlungen der Strahlenschutzkommission der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen zukünftiger Nutzungen einige Randbedingungen zu beachten. Für den Bau und die Nutzung von Wohnungen sind Flächen mit einer spezifischen Aktivität von unter 200 Bq/kg (= 0,2 Bq/g) ohne Einschränkungen zugelassen. Darüber hinausgehende Belastungen erfordern besondere Maßnahmen, die im Einzelfall mit den zuständigen Behörden abgestimmt werden sollten. Zur genauen Einschätzung der vorliegenden Situation sind, wie bereits vorn diskutiert worden ist,

- Bodenproben gezielt zu entnehmen, und entsprechend der Situation und dem Niveau der Belastung
- Radionuklidanalysen

erforderlich. Da bei den Radionuklidanalysen verschiedene Preise anfallen können, muß eingeschätzt werden, ob eine Vielzahl einfacher Analysen oder nur einige wenige umfassende Analysen für die abschließende Beurteilung günstiger sind.

Entscheidend für die radiologische Einschätzung einer bestehenden Belastung durch kontaminierten Untergrund sind die Aktivitätskonzentrationen in der U-238-Zerfallsreihe (U-238/Ra-226) innerhalb der kontaminierten Bodenschicht.

Im allgemeinen kann dabei von einem weitgehenden radioaktiven Gleichgewicht (die spezifischen Aktivitäten aller Nuklide in einer Zerfallsreihe sind gleich) ausgegangen werden. Besteht dieses radioaktive Gleichgewicht aber nicht, so ist das Radionuklid mit der höchsten Aktivität Kriterium für die abschließende radiologische Bewertung. In der Regel betrifft dies besonders Isotope von Uran und Radium, unter Umständen noch Blei-210.

Die Erfahrungen der Verfasser im Raum Dresden/Freital haben gezeigt, daß im Ergebnis von Auslaugungs- und Migrationsprozessen häufig mehr Uran in kontaminierten Proben vorhanden ist als Radium. In diesen Fällen besteht kein radioaktives Gleichgewicht, und es sind Radionuklidanalysen zur Bestimmung von Uranisotopen erforderlich.

Bei einer spezifischen Aktivität über 200 Bq/kg für Radionuklide aus der U-238-Zerfallsreihe und dem Nachweis von anthropogenen Aufschüttungen (Messung von Tiefenprofilen bis in das Liegende der Aufschüttungen erforderlich) gelten die übernommenen gesetzlichen Festlegungen der

"Anordnung über Halden und Restlöcher vom 02. JO. 1980" laut Einigungsvertrag weiter.

Dies bedingt dann eine Untersuchung und abschließende Bewertung der Ergebnisse nach den spezifischen Festlegungen bezüglich der Kriterien für eine Folgenutzung entsprechend den Strahlenschutzgrundsätzen für die „Nutzung von durch den Uranbergbau kontaminierten Flächen zur forst- und landwirtschaftlichen Nutzung sowie als Grünanlage (Parkanlage) und Wohngebiet (Strahlenschutzkommission, Nov. 1991)“, soweit eine anthropogene Belastung erwiesen ist.

Der hier zu empfehlende und teilweise auch dringend erforderliche Leistungsumfang hängt weitgehend von der jeweiligen konkreten Situation auf dem zu bewertenden Gelände ab und sollte im Rahmen einer Begehung und nach vergleichenden Bewertungen festgelegt werden.

A 4. Grundlagen für die Abschätzung des radiologischen Gefährdungspotentials

A 4.1. Einflußparameter auf die Radon-(Rn)-Innenluftkonzentration

Radon (Rn) wird durch Innenluftbelastungen durch Radium-226-Quellen im Boden bzw. im Baumaterial hervorgerufen. Die Emanation des freien Rn-222 und der Transport im Boden werden wesentlich durch die Beschaffenheit und die Permeabilität des Bodens beeinflusst. Der Weitertransport des Rn-222 in Gebäuden wird neben der Art des Fundamentes auch wesentlich von klimatischen Faktoren bestimmt.

A 4. Überlegungen Zur Abschätzung der tatsächlichen Gefährdungspotentials

durch Radon im Baugrund A 4.2.1. Radonquellen, -Transport und -Verfügbarkeit

Aus den bisherigen Ausführungen ist klar geworden, daß die Messung der Radonkonzentration im Bodengas allein nicht genügt, hier als das Verhältnis des für den Transport verfügbaren Radon-222 zum total produzierten Radon-222 definiert. Dieses Verhältnis hängt stark davon ab, in welcher Form das Radium-226 vorliegt. In Schwermetallen eingeschlossenes Radium wird wenig transportables Radon produzieren, an Oberflächen angelagertes Radium dagegen sehr viel. Wesentlich für die Emanation ist auch der Wassergehalt des Bodens. Ein dünner Wasserfilm an der Oberfläche der Bodenpartikel bremsst die beim Zerfall des Radiums produzierten Radonatome ab und erleichtert so den Übergang in die luftgefüllten Bodenporen. Durch die beträchtliche Rückstoßenergie können sonst Radonatome in benachbarte Oberflächen implantiert werden [FLEI 87, TAN 80]. Aus der Radium-226-Konzentration allein kann daher nicht auf die Radon-222-Konzentration im Bodengas geschlossen werden. Zumindest eine Abschätzung der Emanation ist unerlässlich. Erfahrungsgemäß liegt die Emanation in realen Böden im Bereich von etwa 20% bis 70%. Für kompakte Gesteine liegt dieser Wert deutlich unter der 10%-Marke.

Die Radium-226-Aktivität in Gestein oder im Boden läßt sich mittels Gammaskpektrometrie bestimmen [SUR 91].

Mit der Gammaskpektrometrie kann man auch die maximal mögliche Emanation einer Probe ermitteln [SUR 91, SUR 89].

Obwohl die Hauptbelastung in der Innenluft durch das Radon-222 entsteht, sollte das Thoron (Rn-220), das aus der Thorium-232-Reihe stammt, nicht völlig vernachlässigt werden. Das Thoron/Radon-Verhältnis kann Hinweise über die Distanz zur Radonquelle oder über Migrationspfade liefern.

Entscheidend für das Gefährdungspotential ist daher neben der Radonkonzentration im Bodengas auch die Gaspermeabilität des Baugrundes. Sie kann nach den Messungen der Verfasser um mehr als 5 Größenordnungen variieren. Beurteilungen, die sich allem auf die Radonkonzentration im Bodengas stützen, sind daher wenig aussagekräftig. Selbst extrem hohe Radonkonzentrationen in einem dichten Lehm rühren nicht zu einem großen Radonproblem, da das Radon kaum transportiert wird. Dagegen können selbst "normale" Radonkonzentrationen im Bodengas problematisch sein, wenn die Gaspermeabilität sehr hoch ist. Hohe Gaspermeabilitäten finden sich z.B. in schlecht verfestigtem Blockschutt aus Bergstürzen, Haldenmaterial oder in Karstgebieten. Wenig untersucht ist der Radontransport durch Bodenwasser. Sickerwasser nimmt beim Durchgang durch den Boden erhebliche Mengen Radon auf, das in tieferliegenden Hohlräumen wieder entgasen kann. Es wird vermutet, daß die hohen Radonkonzentrationen in zahlreichen Karsthöhlen auf den Transport durch Sickerwasser zurückzuführen sind [SUR 9Jb]. Ähnliche Verhältnisse könnten bei Stollensystemen mit Wassereintritt auftreten.

Die Gaspermeabilität im Boden ist im allgemeinen anisotrop und inhomogen. Starke Anisotropien können z.B. durch horizontale Wechsellagerungen von feinkörnigen und groben Kiesen, durch Lehmzwischenlagen und durch Verwitterungslehm an der Oberfläche entstehen. Unterschiedliche Wassergehalte in einem ansonsten isotropen Boden oder Gestein können ebenfalls zu Anisotropien führen.

Während Schichtungen der Permeabilität durch Messungen in unterschiedlicher Tiefe leicht zu erfassen sind, führen Inhomogenitäten in der Art von Brüchen' oder Hohlräumen zu erheblichen Problemen bei der Interpretation von Permeabilitätsmessungen. Eine Extrapolation von Bohrlochdaten auf größere Gebiete wurde mit Erfolg für die Hydrologie eines Karstgebietes durchgeführt [KIR 72].

Radonverfügbarkeit

Da sowohl die Radonkonzentration im Bodengas als auch die Gaspermeabilität das Gefährdungspotential eines Baugrundes bestimmen, wird hier als Maß für diese Gefährdung das Produkt aus Radonkonzentration und Gaspermeabilität fSUR 88, SUR 91c] verwendet. Diese Größe erhält den Namen "Radonverfügbarkeit" (RVI)

$$IV \text{ [Bq/m]} = \text{Rn-Konzentration im Bodengas [Bq/m]} * \text{Bodenpermeabilität [m}^2\text{]}$$

Sie ist nicht identisch mit der von Tanner [TAN 91] definierten "Radon-availability", die die Diffusion explizit mitberücksichtigt. Die dominierende Stellung advektiver Prozesse bei ernsthaften Radonproblemen rechtfertigt es aber nach Meinung der Verfasser, obige sehr viel einfachere Definition beizubehalten. Sollten zukünftige Messungen zeigen, daß diese Näherung zu grob ist, können leicht Korrekturen angebracht werden.

A 4.2.2. Meßmethoden

Nach den vorangegangenen Ausführungen ist es leicht nachvollziehbar, daß die Messung der Radon-Konzentration im Bodengas allein nicht ausreicht, um das Gefährdungspotential eines Baugrundes einzuschätzen. Zumindest eine Abschätzung der Gaspermeabilität ist unerlässlich. Um zusätzliche Unsicherheiten zu vermeiden, sollten auch die folgenden Punkte berücksichtigt werden

- Permeabilität möglichst gleichzeitig und am gleichen Ort wie die Radonkonzentration bestimmen.
- Möglichst geringe Störung des Bodens durch die Probenahme. Bohren ist weniger störend als z.B. zu rammen.
- Gute Abdichtung des Probenahmekopfes gegen das Eindringen von Atmosphärenluft.
- Möglichst großes Gasvolumen (min. 1000 cm³) beproben.
- Probenahme, wenn möglich, auf der Tiefe des zukünftigen Fundamentes.

Der letztgenannte Gesichtspunkt ist von besonderer Bedeutung: Die Messung in oder auf einer oberflächennahen Verwitterungslehmschicht kann nämlich zu einer dramatischen Unterschätzung des

Gefährdungspotentials führen, falls das Fundament auf einer darunter liegenden gut permeablen Schicht gegründet wird.

Es ist nicht Gegenstand dieser Ausführungen, die Brauchbarkeit oder Unbrauchbarkeit verschiedener anders gearteter Probenahme- und Meßvorrichtungen zu diskutieren. Eine Beurteilung der regional und überregional im Einsatz befindlichen Technik sollte sich an den oben aufgeführten Punkten orientieren.

Kaum Wünsche offen läßt die von Tanner beschriebene Probenahmeverrichtung [TAN 91]. Sie ist aber für Routineuntersuchungen viel zu kompliziert und zu groß. Eine Alternative bietet die von den Verfassern entwickelte, wesentlich einfachere Apparatur in Bild 5. Sie ist leicht von einer einzigen Person zu transportieren und zu bedienen. Pro Meßpunkt muß mit einem Zeitaufwand von ca 0,5 Stunden gerechnet werden.

Mit einem "soil auger" wird ein Loch von 7 cm Durchmesser bis zur gewünschten Tiefe gebohrt. Der Probenahmekopf wird eingeführt und mit einem aufblasbaren "packer" abgedichtet. Mit der 1-Liter-Handpumpe wird Bodengas entnommen. Die erste Füllung wird verworfen, da sie noch mit Atmosphärenluft verdünnt ist. Die zweite Füllung verbleibt für 5 Minuten in der Pumpe, um das weniger interessierende Thoron (Halbwertszeit 55 s) abklingen zu lassen. Die Probe wird anschließend über ein Aerosolfilter durch die Meßzelle gespült. Die Messung startet 5 Minuten nach der Spülung und dauert mindestens 10 Minuten.

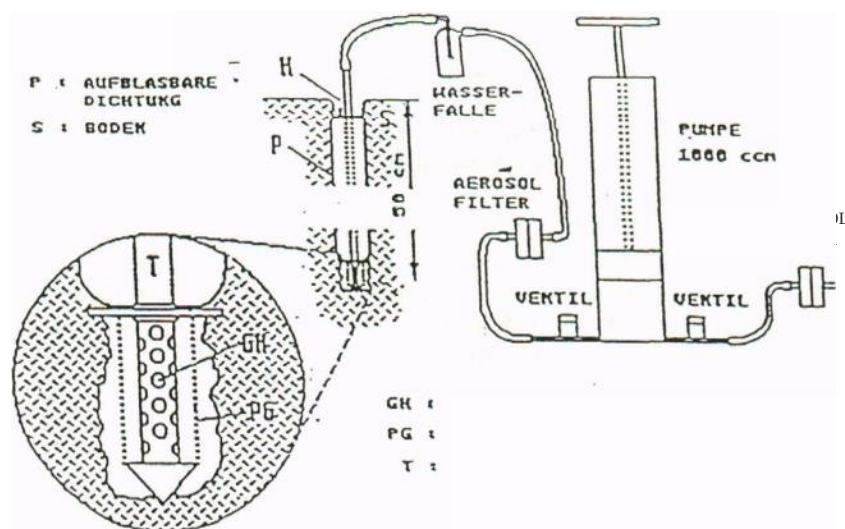


Bild 5. Apparatur zur Bodengas-Probenahme und Permeabilitätsbestimmung

Werden 2 Meßgeräte, z.B. SARAD RM 2000, benutzt, so ist es möglich, eine Abschätzung des Verhältnisses Thoron/Radon in der Bodenluft vorzunehmen. Ein Meßgerät wird sofort nach der Bodenluftprobenahme durchspült mit ca. 0,5 l Bodenprobenluft. Nach 5 Minuten Verweilzeit der Probenluft in der Bodenpumpe ist das Thoron (Rn-220) zu mehr als 90% zerfallen. Danach wird das zweite Meßgerät durchspült und der Gehalt des Rn-222 bestimmt.

Das Verhältnis Radon/Thoron kann auch aus der Abklingkurve einer Lukaszelle, d.h. beispielsweise mit dem Meßgerät PYLON ermittelt werden.

Das Verhältnis Radon/Thoron gibt Aufschlüsse auf die Herkunft des Radons. Bei langen Transportwegen, wie z.B. aus tieferliegenden geologischen Hotspots oder bergbaulichen Quellen ist dann bedingt durch die kurze Halbwertszeit des Thorons nur noch das Radon vorhanden. Bei aufgeschüttetem Haldenmaterial bzw. einer Radonemanation im Nahbereich eines Untersuchungsobjektes erreicht dieses Verhältnis fast den Wert 1:1.

Vor bzw. nach der Radonmessung kann die Permeabilitätsmessung durchgeführt werden. Dazu wird die Pumpe mit Außenluft gefüllt und anschließend die Zeit (Tl) gestoppt, die es braucht, um das Pumpenvolumen bei konstantem Druck über den Probenahmekopf in den Boden zu pumpen. Der Druck wird durch das Eigengewicht des Pumpenkolbens erzeugt. Der Nulleffekt (TO) der Sonde inklusive Zuleitungen wird anschließend an der aus dem Bohrloch entfernten Sonde in analoger Weise ermittelt. Die Permeabilität k bestimmt sich nach [SUR 93]

$$k \text{ [m}^2\text{]} = \text{Pumpenkonstante [m}^2\text{ s]} * (Tl \text{ [s]} - TO \text{ [s]})^{-1}.$$

Da Zeit von ca. 0,1 s im Feld gerade noch reproduzierbar von Hand zu bestimmen sind, können Permeabilität bis maximal etwa 10^{-10} m² gemessen werden. Bisherige Messungen haben in dichten Lehmböden eine untere Grenze von 10^{-16} m² ergeben.

Die mit der beschriebenen Methode bestimmte "Permeabilität" ist sicher kein Absolutwert. Sie enthält außerdem Komponenten, die mit einer reinen Permeabilität wenig zu tun haben, hat sich aber als sehr brauchbare Größe zur Normierung der Radonkonzentration im Bodengas erwiesen.

Falls z.B. die Abdichtung durch den Packer nicht ideal ist, wird das Bodengas mit Atmosphärenluft verdünnt. Die Radonkonzentration sinkt, die "Permeabilität" steigt. Experimente mit nur teilweise aufgeblasenen Packern haben ergeben, daß aber das Produkt Radonkonzentration * "Permeabilität" über einen weiten Leckratenbereich annähernd konstant bleibt.

Vielfältige Messungen unter realen Feldbedingungen haben gezeigt, daß die nach dem hier beschriebenen Verfahren bestimmte Permeabilität der an sogenannten ungestörten Proben im Labor bestimmten Permeabilität nicht nachsteht und sicher realistischer als der aus der Korngrößenverteilung rechnerisch bestimmte Wert ist.

A 4.2.3. Abschätzung des tatsächlichen Gefährdungspotentials eines Baugrundes

Wenn die in der Literatur verwendeten Begriffe wie "low risk", "normal risk"- und "high risk"-Gebiete [UN 85, STRA 85, ROS 88] mit einiger Zahlenakrobatik und den eigenen Erfahrungen bzw. Korrelationsanalysen zu Radoninnenluftbelastungen in die Größe Radonverfügbarkeit umgesetzt sowie die Empfehlungen der deutschen Strahlenschutzkommission mit eingearbeitet werden, so kann etwa folgende Zuordnung getroffen werden, wobei auch die übliche Klassifizierung nach der Radonkonzentration mit aufgeführt ist:

Radonverfügbarkeit [Bq/m]	Radonkonzentration [Bq/m ³]	Klassifizierung	Radonschutz
kleiner als 10^{-9}	weniger als 10.000	geringe Belastung	keine Maßnahmen
10^{-9} bis 10^{-7}	10.000 bis 50.000	mittlere Belastung	einfache Maßnahmen (z.B. Abdichten, Lüftung)
10^{-7} bis 10^{-6}	50.000 bis 100.000	hohe Belastung	komplexe bautechnische Lösungen, z.B. Drainagen
größer als 10^{-6}	mehr als 100.000	extrem hohe Belastung	wie "hohe Belastung"

Bei der Bewertung wird immer von der höheren Belastung ausgegangen, entweder bzgl. der Radonverfügbarkeit oder der Radonkonzentration. Bei einer 10^{-6} Bq/m übersteigenden Radonverfügbarkeit oder bei Bodenradonkonzentrationen über 100.000 Bq/m³ ist aus Korrelationsanalysen bekannt, daß bei nicht radongeschützter Bauausführung Radonkonzentrationen von wesentlich mehr als 10.000 Bq/m³ in der Innenluft von Häusern auftreten können und damit entsprechend den Empfehlungen der Strahlenschutzkommission umgehend Sanierungsmaßnahmen eingeleitet werden sollten. In derartigen Fällen kann der Richtwert für Innenluft von 250 Bq/m³ nicht ohne schützende Maßnahmen eingehalten werden.

Eine bei Probebohrungen auf Bauland erhaltene Klassifizierung "geringe Belastung" sollte später an mehreren Meßorten auf der zukünftigen Baugrubensohle (Gründungstiefe) bestätigt werden. Es kann dann mit Radonkonzentrationen von unter 250 Bq/m³ in der Gebäudeinnenluft gerechnet werden. Bei "mittlerer Belastung" werden einfache Radonschutzmaßnahmen wie Abdichten der Radoneintrittspfade empfohlen. Bei Radonverfügbarkeiten über 10^{-7} Bq/m sind komplexere bautechnische Lösungen wie das Einbringen von Bodengasdrainagen (siehe dazu Bild 6) und ähnlicher Unterbodenentlüftungen anzuraten.

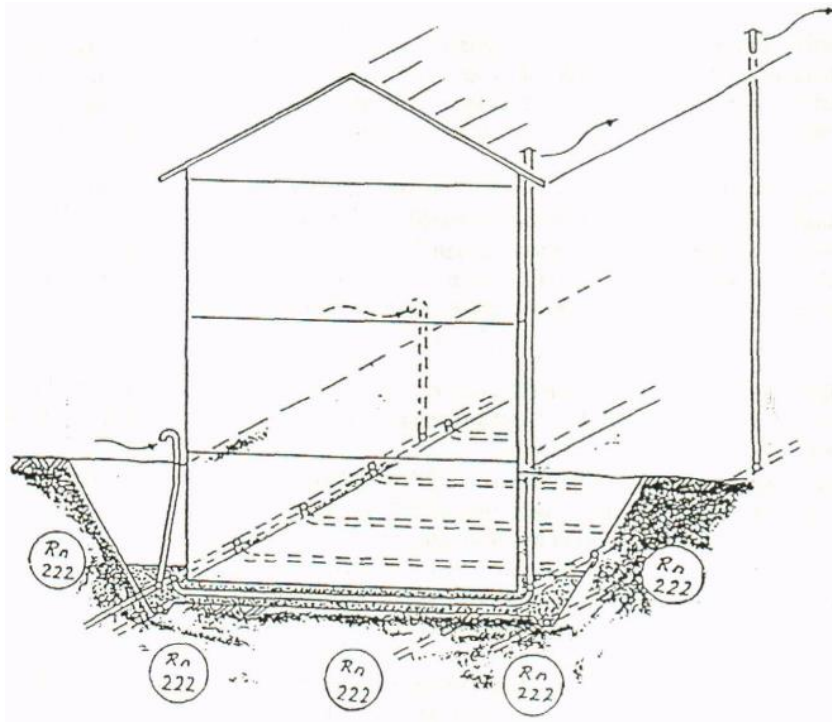


Bild 6 Funktionsprinzip einer Bodengasdrainage

A 4.2.4. Bautechnischer Radonschutz

Bild 6 stellt das Funktionsprinzip einer Bodengasdrainage dar. Diese Art der Radonschutzmaßnahme hat sich in Tausenden von Fällen in den letzten zwei Jahrzehnten weltweit bewährt und hat ihre Funktionstüchtigkeit bis zu sehr hohen Bodenbelastungen (1.000.000 Bq/m³) unter Beweis gestellt [BMU 93, CLIF 92, HEN 93, CRAI 93]. Das Grundprinzip liegt dabei im Aufbau eines Unterdrucks unter dem Kellerfußboden, so daß das Radon unter dem Haus abgesaugt wird und nicht in das Haus eindringen kann. Die Drainagen können passiv, d.h. windgetrieben oder unter Ausnutzung des Schornsteineffektes, als auch aktiv, d.h. mit einem Miniventilator, betrieben werden.

Eine Abwandlung dieses Prinzips ist z.B. das Anlegen eines sogenannten Radonsumpfes, bei dem bei einer ausreichend hohen Permeabilität des Bodens unter dem Kellerfußboden mit wenigen punktförmigen Absaugbohrungen bzw. örtlich begrenzten Drainagierungen das Radongas unter der Gründung abgesaugt wird (CLIF 92). Modernste Gasdrainagesysteme für Neubauten kombinieren mehrere Effekte. So wird entsprechend einem Regelschichtaufbau eine erste Folie direkt auf den gewachsenen Boden gelegt. Diese verhindert schon in wesentlichem Umfang den Eintritt des Radongases in das Haus und schließt gleichzeitig den Wirkraum für die Drainage nach unten ab. In der darüber befindlichen, möglichst grobkörnigen Kiesbettung (mehr als 150 mm Stärke) liegt die eigentliche Gasdrainage für die Drainagerohrdurchmesser von mehr als 50 mm üblich sind. Die Lufteinlaßöffnung findet man wenig oberhalb des Erdbodens (mit Kleintierschutzgitter) und der Luftauslaß wird zweckmäßigerweise über das Dach geführt, über dieser Drainage liegt dann die eigentliche Radonschutzfolie, die das Haus von der Drainage abkoppelt. Bei sinnvoller Projektierung können handelsübliche Baufolien und Drainagerohre eingesetzt werden.

Anstelle eines Kiesbettes mit Rohrdrainage lassen sich bei Neubau mit projektierendem Streifenfundament auch luftdurchströmte Drainmatten einsetzen.

Bei niedrigen Radonbelastungen haben sich die vielfältigsten Abdichtmaßnahmen bewährt. Einige sind in den „Tips zum Selbstmachen“ vom KATALYSE-Institut (Köln) zusammengefaßt [KRA 90],

Der allereinfachste Schutz gegen Radon ist natürlich das ständige Lüften. Umfangreiche Sanierungsmaßnahmen gehen auch von Lüftungstechnischen Maßnahmen bis hin zum Einsatz von Wärmetauschern. Hier spielen natürlich die ständig anfallenden Energiekosten eine entscheidende Rolle. Bei niedrigen Radonbelastungen sind aber so sehr schnell Erfolge zu erzielen.

Bei extrem hohen Radonbelastungen ist jedoch von reinen Abdichtmaßnahmen abzuraten, da eine durchgängige

Radonsperre meist nur eine begrenzte Langzeitstabilität besitzt [CLEF 92, CRAI 93] und Risse in den eingebrachten Folien auftreten können. Bei Gasdrainagen kann bei Alterung der Radonsperre der Unterdruck im Drainagesystem durch Einbau von stärkeren Ventilatoren erhöht werden, und die Schutzwirkung lässt sich wieder herstellen.

Adressen: (Stand 1998)

Ingenieurbüro Dr. Thomas Streil

Radiologische Gutachten und Radonsanierung

Ebereschenstr. 18

D-01169 Dresden

Tel/Fax.: 0351/4124582

Tel. 0351/8823-151

BERGSICHERUNG DRESDEN

Betriebsgesellschaft mbH

D-01705 Freital

Cunnersdorfer Str. 12

Tel. (0351) 64 25 81

Fax (0351) 64 13 66

Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie (LAUG)

Referat Strahlenschutz

Wasastr. 50

01445 Radebeul

Link: <http://www.smul.sachsen.de/lfulg/7306.htm> (Stand 27.04.2013)

<http://jugendwerkhof-treffen.de> J. Schwarz 27.04.2013



Bild Warningschild