



Det här verket har digitaliserats vid Göteborgs universitetsbibliotek och är fritt att använda. Alla tryckta texter är OCR-tolkade till maskinläsbar text. Det betyder att du kan söka och kopiera texten från dokumentet. Vissa äldre dokument med dåligt tryck kan vara svåra att OCR-tolka korrekt vilket medför att den OCR-tolkade texten kan innehålla fel och därför bör man visuellt jämföra med verkets bilder för att avgöra vad som är riktigt.

This work has been digitized at Gothenburg University Library and is free to use. All printed texts have been OCR-processed and converted to machine readable text. This means that you can search and copy text from the document. Some early printed books are hard to OCR-process correctly and the text may contain errors, so one should always visually compare it with the images to determine what is correct.



Rapport

R85:1988

OBS. SE 2., REV. UTG. 1990

Radon i bostäder

Markradon

Gustav Åkerblom
Berndt Pettersson
Bengt Rosén

INSTITUTET FÖR
BYGGDOKUMENTATION

Accnr

Plac *Se*

R/And

Byggeforskningsrådet

R85:1988

RADON I BOSTÄDER

MARKRADON

Handbok för undersökning och redovisning av
markradonförhållanden

Gustav Åkerblom
Berndt Pettersson
Bengt Rosén

42574

Denna rapport hänför sig till forskningsanslag
850512-8 från Statens råd för byggnadsforskning
till Sveriges Geologiska AB, Luleå.

VA NYTT

REFERAT

I hus med markkontakt är radon från marken den vanligaste orsaken till förhöjda radonhalter inomhus. Andra orsaker är radon som avgår från byggnadsmaterial och från hushållsvatten.

Denna handbok beskriver undersökningar av markradon inför kommunernas översiktliga och detaljerade planering samt inför nybyggnad. De i boken redovisade metoderna är anpassade till kraven i PBL och SBN 80.

Erfarenheten visar att information och riktlinjer behövs för att ange vilka arbetsinsatser som fordras, hur markundersökningar ska göras samt deras giltighet.

I handboken ges därför anvisningar om hur kartläggningen och klassningen av markradonriskerna skall utföras vid kommunernas översiktliga planering och i detaljskeden inför byggande. Sådana undersökningar bör normalt ingå i de geotekniska undersökningar som utförs innan ett område planläggs och bebyggs.

Boken riktar sig till såväl beställare som utförare och de myndigheter som ger råd och anvisningar inom radonområdet.

I Byggforskningsrådets rapportserie redovisar forskaren sitt anslagsprojekt. Publiceringen innebär inte att rådet tagit ställning till åsikter, slutsatser och resultat.

Denna skrift är tryckt på miljövänligt, oblekt papper.

R85:1988

ISBN 91-540-4937-7
Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm
Svenskt Tryck Stockholm 1988

INNEHÅLL

FÖRORD

1	BAKGRUND	7
2	MARKRADON	13
2.1	Bildning och avgång av radon	16
2.2	Radonavgång och vattenhalt	21
2.3	Transport av radon	24
2.4	Radonhalter vid olika jorddjup	27
2.5	Lång- och korttidsvariationer av radonhalten i jordluften	29
2.6	Radonavgång från sprick- och förkastnings- zoner i berggrunden	31
2.7	Radon i grundvatten	32
2.8	Lakning av uran och radium	34
3	BESKRIVNING AV MARKRADONRISKEN VID OLIKA GRUNDLÄGGNINGSSITUATIONER	39
3.1	Förhållanden vid grundläggning på jord	39
3.2	Förhållanden vid grundläggning på berg	42
3.3	Grundläggningssättets betydelse	42
3.3.1	Hustyper	43
3.3.2	Tillgänglig mängd radon i jordluften kring en byggnad	45
3.4	Huskonstruktionens betydelse	46
3.4.1	Täthet på grundplatta	46
3.4.2	Täthet på huskonstruktion med längsgående balkar och gjutna grundplattor	47
3.4.3	Täthet på bottenbjälklag i kryppgrundshus	48
3.4.4	Undertryck i huset	48
3.4.5	Risker med radontransport längs ledningsstråk	48
3.5	Beräkning av lufttransport genom en spricka	49
4	KLASSIFICERING AV MARK MED AVSEENDE PÅ MARKRADONFÖRHÅLLANDEN	51
4.1	Klassificering av markområden vid upprättande av översiktsplaner	53
4.2	Klassificering av mark under och kring en byggnad	56
4.3	Underlag för bygglovsprövning	57
4.3.1	Klassificeringsgrunder	57
4.3.2	Byggnadstekniska åtgärder	59
5	MÄTMETODER FÖR BESTÄMNING AV MARKRADON- FÖRHÅLLANDENA	61
5.1	Mätning av gammastrålning	61
5.2	Bestämning av jordens och bergets innehåll av uran (radium), torium och kalium	64
5.3	Metoder för mätning av radon i marken	67
5.4	Kalibrering	77
6	ARBETSMETODER VID ÖVERSIKTLIG KARTLÄGGNING AV MARKRADONFÖRHÅLLANDENA	79
6.1	Underlag till radonriskkartor	80
6.1.1	Geologiska kartor	80
6.1.2	Grusinventeringar	81

6.1.3	Geotekniska undersökningar	81
6.1.4	Flygmätningar	84
6.1.5	Markkontroller av flygmättningsresultat	87
6.1.6	Material från uranprospekteringen	89
6.1.7	Tidigare markradonundersökningar	89
6.1.8	Resultat från radon- och radondottermätningar i befintliga hus	89
6.1.9	GEO-strålningskartor	90
6.2	Underlagsmaterialets validitet	92
7	ARBETSMETODER VID MARKUNDERSÖKNINGAR I DETALJ- PLANSKEDET OCH INFÖR BYGGLOVSPRÖVNING	105
7.1	Inledning	105
7.2	Undersökningar av radonförhållanden inför grundläggning på jord	107
7.2.1	Arbetsmetodik	107
7.2.2	Mätning av markradon	108
7.2.3	Tolkning av markradonundersökningar inför grundläggning på jord	109
7.2.4	Presentation av undersökningsresultatet inför grundläggning på jord	112
7.3	Undersökningar av radonförhållanden inför grundläggning på berg eller fyllning	115
7.3.1	Arbetsmetodik	115
7.3.2	Tolkning av resultat från undersökningar inför grundläggning på berg	119
7.3.3	Modeller för beräkningar av radonhalter under hus och radondotterhalter i hus inför grund- läggning på berg eller fyllning	121
7.3.4	Presentation av undersökningsresultatet inför grundläggning på berg eller fyllning	128
8	SAMMANFATTANDE RÅD FÖR MARKRADONUNDERSÖKNINGAR .	131
	ORD- OCH BEGREPPSFÖRKLARINGAR	137
	LITTERATUR	143
	BILAGA 1. STORHETER OCH ENHETER VID STRÅLNINGSS- MÄTNINGAR	147

FÖRORD

Den största stråldos som vi svenskar utsätts för får vi i våra bostäder när vi inandas luft som innehåller radongas och dess dotternuklider, de så kallade radondöttrarna.

I hus med markkontakt är radon från marken den vanligaste orsaken till förhöjda radonhalter inomhus. Andra orsaker är radon som avgår från byggnadsmaterial och från hushållsvatten.

Syftet med föreliggande handbok är att redovisa de metoder som används vid undersökning och kartering av markradon. Handboken behandlar även radonets transportsätt, byggnadsutförandets betydelse, klassning av markradonriskerna och sambandet mellan geologi och radonhalter i grundvatten. De i boken redovisade metoderna är anpassade för de karteringar och undersökningar av markradonförhållanden som kan behöva utföras, för att kraven i PBL (om planläggning och bygglovsprövning) och i Svensk byggnorm 1980 (om högsta tillåtna radondotterhalt och gammastrålning inomhus) skall kunna uppfyllas.

Handboken riktar sig till såväl beställare (t ex byggnadsnämnder, miljö- och hälsoskyddsnämnder samt projektörer) som utförare (t ex geokonsulter och kommunernas egen personal).

Handboken har utarbetats av Sveriges Geologiska AB (SGAB) i samarbete med statens geotekniska institut (SGI). Redovisade metoder och rekommendationer grundar sig på våra erfarenheter från markradonundersökningar. Handboken har utarbetats på uppdrag av Bygghörsningsrådet.

Handbokens uppläggning och innehåll har diskuterats och granskats av en referensgrupp bestående av Per Ahlberg (SGI), Ingvar Gustavsson (länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, planenheten), Nils-Gunnar Sahlman (miljö- och hälsoskyddskontoret, Botkyrka kommun), Gun Astri Swedjemark (SSI), Wilhelm Tell (statens planverk), Håkan Wahren (socialstyrelsen), Jan Wennerstrand (statens planverk), Eva Melander (Svenska kommunförbundet), Bengt Halldén (K-Konsult), Bertil Clavensjö (Bjerring Ingenjörbyrå AB) och Leif Kilnes (Geo-Projektering Konsult AB).

Handläggare vid BFR har varit Gunvor Forssell.

Till Er alla som hjälpt oss med synpunkter och bidrag riktar vi ett varmt tack.

Luleå i april 1988

Gustav Åkerblom
SGAB
projektledare

Berndt Pettersson
SGAB

Bengt Rosén
SGI

1 BAKGRUND

Denna handbok beskriver undersökningar av markradon inför kommunernas översiktliga och detaljerade planering samt inför nybyggnad. Handboken har utarbetats av Sveriges Geologiska AB (SGAB) i samarbete med statens geotekniska institut (SGI) på uppdrag av statens råd för byggnadsforskning (BFR).

Handboken riktar sig till såväl beställare (t ex byggnadsnämnder, miljö- och hälsoskyddsnämnder samt projektörer) som utförare (t ex geokonsulter och kommunernas egen personal) och till de myndigheter som ger råd och anvisningar inom radonområdet (t ex statens strålskyddsinstitut, statens planverk, socialstyrelsen, arbetskyddsstyrelsen, bostadsdepartementet och länsstyrelsernas handläggare).

Statens planverk har i rapport 59 1982 "Radon - planläggning, byggnadslov och skyddsåtgärder" bl a givit riktlinjer för hur markradonfrågor skall behandlas. Planverket kommer att ge kompletterande information i rapport 78, 1988: "Joniserande strålning - Åtgärder vid planläggning och byggande".

Hittills gjorda erfarenheter av handläggning och utförande av markradonundersökningar visar att såväl beställare som utförare behöver veta mer om hur markradonriskerna skall undersökas och kartläggas. Information och riktlinjer behövs för att ange vilka arbetsinsatser som fordras, hur markundersökningar skall göras samt deras giltighet. I handboken ges därför anvisningar om hur kartläggningen och klassningen av markradonriskerna skall utföras vid kommunernas översiktliga planering och i detaljplanskeden inför byggande. Sådana undersökningar bör normalt ingå i de geotekniska undersökningar som utförs innan ett område planläggs eller bebyggs.

Tabell 1.1 Gränsvärden för radioaktivitet i bostäder:
gäller från januari 1981.

HÖGSTA TILLÅTNA RADONDOTTERHALT (RnD)

400 Bq/m ³	i befintlig bostad	SOSFS (M) 1980:71
200 Bq/m ³	efter ombyggnad	SBN 1980 36:ombyggnad:41
70 Bq/m ³	i nybyggd bostad	SBN 1980 31:142

HÖGSTA TILLÅTNA GAMMASTRÅLNING

50 µR/h	i nybyggd bostad	SBN 1980 31:141
100 µR/h	högsta rekommenderad gammastrålning för ofta använd uteplats, t ex lekplats	SBN 1980 31:14 K

HÖGSTA TILLÅTNA RADIOAKTIVITET FÖR BYGGNADSMATERIAL

1.0	gamma- och radium-index	SBN 1980 31:143 och 31:1431
-----	-------------------------	--------------------------------

Till de naturligt förekommande radioaktiva ämnena hör det radioaktiva grundämnet radon (^{222}Rn) som ingår i uranets sönderfallskedja och som bildas när radium (^{226}Ra) sönderfaller.

Eftersom radon är gasformigt kan det lätt tränga ut från material som innehåller radium och blanda sig med omgivande luft eller vatten. Radon som bildas i byggnadsmaterial kan avgå till inomhusluften och radon som bildas i marken kan transporteras in i byggnaden antingen genom diffusion eller, av större betydelse, genom konvektiv transport med jordluft. När radonförande grundvatten används som hushållsvatten kan radon avgå från vattnet till inomhusluften.

Radon är en ädelgas och därför ingår den inte så lätt i föreningar med andra ämnen. Vid inandning tas därför mycket litet av radongaserna upp i kroppen. Då radonet sönderfaller bildas emellertid de så kallade radondöttrarna, det vill säga polonium-, bly- och vismutnuklider, som är fasta partiklar. Vid inandning av luft som innehåller radondöttrar kan cellerna i den vävnad som ligger under slemhinnans celler i lungornas luftrör exponeras för den alfastrålning som bildas vid radondöttrarnas sönderfall. Därvid kan lungvävnaden få en betydande stråldos, speciellt i de fall slemhinnan redan är skadad, t ex på grund av rökning eller halsinfektion.

Det radon (^{220}Rn , toron) som bildas vid sönderfall av radium-224 i toriums sönderfallskedja anses ej innebära något hälsoproblem, även om toriumhalten i vissa bergarter kan vara hög. På grund av att toron har en mycket kort halveringstid (55 sek) är halten av toron vanligen mycket låg i bostäder eftersom gasen hinner sönderfalla innan den når in i huset. Möjligen kan toron skapa problem vid hög toriumhalt i berggrunden. Speciellt kan detta ske i underjordsanläggningar där toronet kan avgå direkt från bergytan till luften i anläggningen. Radonutredningen bedömer emellertid i sitt betänkande (Radonutredningen, 1983) att faran med toron är försumbar.

Joniserande strålning kan ge upphov till en rad hälsoeffekter, bland annat cancer och ärftliga skador. Huvuddelen av stråldosen från radon och dess sönderfallsprodukter kommer från döttrarnas alfastrålning. Härvid är riskerna för cancer och inflammatoriska reaktioner i lungan av störst intresse på grund av att vävnaderna i detta organ erhåller den högsta dosen. Lungcancer utgör den kritiska effekten, det vill säga den effekt som kan uppträda vid den lägsta dosen.

För att begränsa stråldoserna för den svenska befolkningen har regeringen uppdragit åt de ansvariga myndigheterna socialstyrelsen, statens planverk och statens strålskyddsinstitut att i samråd utfärda gränsvärden för högsta tillåtna strålning från inandade radondöttrar och exposition för gammastrålning (tabell 1.1).

Ingen stor epidemiologisk undersökning med detaljerad exponeringsinformation har ännu utförts som möjliggör en direkt uppskattning av lungcancerrisker vid exponering för radondöttrar i bostäder. Osäkerheten är därför betydande. 1982 beräknade statens strålskyddsinstitut att de då aktuella radondotterhalterna i bostäder skulle förorsaka ca 1 100 framtida cancerfall/år. Osäkerheten anges till mellan 1/3 och 3 gånger.

Senare angav cancerkommittén (Cancerkommittén, 1984) ca 300 lungcancerfall/år som ett sannolikt värde med ett osäkerhetsintervall av 100 - 1000 fall/år.

Osäkerheten om risken är dessutom stor på grund av den långa latenstiden, vanligen 20 - 40 år. Dessutom vet vi ännu inte med säkerhet hur och om rökning och andra miljöfaktorer har samverkaneffekter med radon.

Radon och radondöttrar i bostäder är idag den dominerande källan till exponering för joniserande strålning för den svenska befolkningen. Baserat på riksomfattande mätningar har SSI beräknat att ca 2/3 av kollektivdosen till befolkningen härrör från denna källa. Exponering för radon och dess döttrar i bostäder är således ett av de mest framträdande strålskyddsproblemen i vårt land.

Då radonutredningen tillsattes 1979 var kunskapen om förekomsten av radon och radondöttrar i bostäder begränsad. Det huvudsakliga problemet ansågs bestå i förhöjd radonavgång från byggnadsmaterial, främst från alunskifferbaserad gasbetong, som från 1930-talet och fram till 1975 använts i stor omfattning. Därtill ansågs vissa väl avgränsade alunskiffer- och granitområden innebära risk för inströmning i hus av radon från marken. Under den tid som utredningen arbetade fram till betänkandet (Radonutredningen, 1983) kom radon från marken att allt tydligare framstå som den största orsaken till förhöjda och höga radonhalter i byggnader. Den forskning kring markradon som initierades av radonutredningen har därför varit inriktad på att undersöka orsaker till och samband mellan markradon och radon i byggnader, åtgärder mot markradon och metoder för mätning av markradon. De nya rönen visade att förutsättningar finns för att markradon skall vara orsak till förhöjda och höga radonhalter inomhus var som helst i Sverige. Undersökningar av risken för markradon i samband med nybyggnad har hittills i stort sett endast utförts i Sverige och här gjordes de första undersökningarna 1979. Vad som redovisas och rekommenderas i denna handbok bygger på erfarenheter från de undersökningar och den forskning kring markradon som framkommit sedan 1979 samt till mycket stor del på erfarenhet från undersökningar av befintlig bebyggelse med radonproblem.

Radonrisken för en viss marktyp beror dels på radonhalten i jordluften, dels på hur lätt radonet och jordluften kan transporteras genom marken och dels på hur mycket radonhaltig jordluft som finns tillgänglig för transport in i ett hus.

För att kunna göra en bedömning av radonrisken behövs oftast såväl mätningar av radonhalten i jordluften, av radioaktiviteten i jordlagret och i berggrunden (där så är möjligt), som undersökningar av markförhållandena varvid särskild vikt läggs vid jordens permeabilitet. Radonrisken kan således inte bedömas enbart med avseende på resultaten från mätningar av radonhalten i jordluften.

Vid tolkning av undersökningsresultaten måste en sammanvägning göras av alla de faktorer som påverkar markradonförhållandena såsom de kommer att gälla efter det att ett område bebyggts.

Den gammastrålning som kommer från marken är ett mått på markens radioaktivitet men anger inte hur stor radonhalten i marken är eller hur stor radonavgången från marken är. Förhöjda och höga gammastrålningsnivåer är dock indikationer på att radonavgången från marken kan vara ett problem. Gammastrålningen är därutöver också ett problem i sig. För att begränsa risken för att människor utsätts för förhöjd stråldos på grund av gammastrålning har därför införts olika gränsvärden för gammastrålning. I Svensk byggnorm föreskrivs begränsning av gammastrålningsnivån i nybyggnader: "En byggnad skall anordnas så, att gammastrålningsnivån i utrymmen där personer stadigvarande vistas uppgår till högst 50 $\mu\text{R}/\text{h}^*$, mikroröntgen per timme", (SBN 1980 31:141) samt "Byggnadsmaterial som används i byggnader där personer stadigvarande vistas får inte ha gammaindex eller radiumindex större än 1.0" (SBN 1980 31:143). I kommentarer till Svensk byggnorm rekommenderas att gammastrålning från marken utomhus där människor vistas mycket bör vara lägre än 100 $\mu\text{R}/\text{h}^*$.

I de reviderade byggbestämmelser som planeras att utges under 1988, torde kraven komma att vara i princip oförändrade.

Det skall redan i detta inledningskapitel framhållas att ännu finns det oklarheter om hur radonrisken skall bedömas för olika marktyper, hur transporten av radon sker i marken och olika metoders lämplighet för mätning av radon i jordluften. Man kan förutse att kommande radonundersökningar och forskning kommer att bidra till ökade kunskaper och förbättrade mätmeter. Till dess vi vet mer får vi använda de kunskaper vi äger för att förhindra att nya hus byggs så att radonhalterna i dem blir ohälsosamt höga.

Under pågående utarbetande av denna handbok har vi i Sverige drabbats av radioaktivt nedfall från reaktorolyckan i Tjernoby. Konsekvenserna av nedfallet med avseende på mätning av naturlig gammastrålning, markradonundersökningar samt upprättande av radonriskkartor bör därför kommenteras.

Nedfallet har givit upphov till förhöjd gammastrålning över stora delar av Sverige. Inom de mest utsatta delarna är gammastrålningen flera gånger högre än den naturliga strålningen, vilken i genomsnitt är 8 $\mu\text{R}/\text{h}$ (0.08 $\mu\text{Sv}/\text{h}$). Eftersom den gammastrålning som fortfarande finns kvar från nedfallet till nästan 2/3 orsakas av cesium-137 och till 1/3 av cesium-134, med halveringstider på 30.0 år respektive 2.05 år, kommer den förhöjda gammastrålningen att finnas kvar under många år framåt. Av bifogade karta (figur 5.1) framgår vilka delar av Sverige som fortfarande har förhöjd gammastrålning orsakad av det radioaktiva nedfallet.

* 1986 infördes i Sverige enheten miljödosekvivalent som uttrycks sievert per timme (Sv/h) för att användas som enhet för exposition av gammastrålning. Miljödosekvivalent ersätter den äldre enheten röntgen per timme. 1 $\mu\text{Sv}/\text{h}$ är lika med 100 $\mu\text{R}/\text{h}$.

Inom de områden där beläggningen av cesium-137 i juni 1986 var högre än 10 kBq/m^2 (kilobecquerel per kvadratmeter) är gammastrålningen för närvarande högre än den dubbla naturliga bakgrundsivån.

Radonhalten i jordluften påverkas inte av det radioaktiva nedfallet.

Uran och torium med sina sönderfallsprodukter, bl a radon och radium, samt kaliumisotopen kalium-40 är de naturligt förekommande radioaktiva ämnen, som vid sitt sönderfall avger så mycket joniserande strålning, att de kan utgöra en hälsorisk. I tabell 2.1 redovisas normala halter av radium, torium och kalium för svenska bergarter. Särskilt radiumrika bergarter är vissa typer av graniter och alunskiffer. Dessa har stor utbredning i Sverige (figur 2.1).

I uran- och toriumserierna sker sönderfallen under avgivande av alfastrålning eller beta- och gammastrålning (tabell 2.2 och 2.3). Kalium-40 sönderfaller under avgivande av beta- och gammastrålning till argon-40 och kalcium-40.

Tabell 2.1 Svenska bergarter: radium (Ra)-, torium (Th)- och kalium (K)- halter. Radiumindex (m_{Ra}) och avgiven gammastrålning i $\mu\text{Sv/h}$ uppmätt en meter över marken.

Bergart	^{226}Ra *Bq/kg	^{232}Th *Bq/kg	^{40}K *Bq/kg	m_{Ra}	$\mu\text{Sv/h}$
Granit, normal	25- 125	20 - 80	620-1860	0,1 - 0,6	0,08 -0,20
Granit, uran- och toriumrik	100- 490	40 -360	1240-1860	0,5 - 2,5	0,15 -0,65
Gnejs	25- 125	20 - 80	620-1860	0,1 - 0,6	0,05 -0,20
Diorit	1- 25	5 - 40	310- 930	0,01- 0,1	0,02 -0,10
Sandsten	5- 60	5 - 40	300-1550	0,03- 0,3	0,02 -0,15
Kalksten	5- 25	0,5- 10	30- 160	0,03- 0,1	0,005-0,03
Skiffer	10- 125	10 - 60	620-1860	0,06- 0,6	0,08 -0,18
Alunskiffer	125-4300	10 - 40	1080-1860	3,1 -21,5	0,15 -2,50

Miljödosekvivalenten 0,2 $\mu\text{Sv/h}$ motsvarar stråldosen (den effektiva dosekvivalenten) 1 mSv/år vid 100% uppehållstid på platsen.

- * 1 ppm U är ekvivalent med 12,3 Bq/kg ^{226}Ra
- 1 ppm är ekvivalent med 4,0 Bq/kg ^{232}Th
- 1 % K ekvivalent med 310,0 Bq/kg ^{40}K

Tabell 2.2 Sönderfallsserie för uran-238.

Isotop	Halverings- tid	Huvudsaklig strålning	Anmärkning
Uran-238 (U)	$4.5 \cdot 10^9$	år α	
Torium-234 (Th)	24.1	dygn β, γ	
Protaktinium-234 (Pa)	1.17	min β, γ	
Uran-234 (U)	$2.47 \cdot 10^5$	år α	
Torium-230 (Th)	$8.0 \cdot 10^4$	år α, γ	
Radium-226 (Ra)	$1.602 \cdot 10^3$	år α, γ	
Radon-222 (Rn)	3.823	dygn α	Gas
Polonium-218 (Po)	3.05	min α	} "Radondöttrar"
Bly-214 (Pb)	26.8	min β, γ	
Vismut-214 (Bi)	19.7	min β, γ	
Polonium-214 (Po)	$1.6 \cdot 10^{-4}$	sek α	
Bly-210 (Pb)	21.3	år β	
Vismut-210 (Bi)	5.01	dygn β	
Polonium-210 (Po)	138.4	dygn α	
Bly-206 (Pb)	-		Stabil, ej radioaktiv

I serien har ej At-218, Tl-210, Hg-206 och Tl-206 medtagits. Dessa isotoper bildas i mycket små mängder vid grenade sönderfall (< 1 % av det totala sönderfallet från respektive moderisotop).

Tabell 2.3 Sönderfallsserie för torium-232.

Isotop	Halverings- tid	Huvudsaklig strålning	Anmärkning
Torium-232 (Th)	$1.41 \cdot 10^{10}$	år α	
Radium-228 (Ra)	5.76	år β	
Aktinium-228 (Ac)	6.13	tim β, γ	
Torium-228 (Th)	1.913	år α, γ	
Radium-224 (Ra)	3.66	dygn α, γ	
Radon-220 (Rn)	55	sek α	Gas, även kallad toron
Polonium-216 (Po)	0.15	sek α	} "Torondöttrar"
Bly-212 (Pb)	10.64	tim β, γ	
Vismut-212 (Bi)	60.6	min α, β, γ	
Polonium-212 (Po)	$3.04 \cdot 10^{-7}$	sek α	
Tallium-208 (Tl)	3.05	min β, γ	
Bly-208 (Pb)	-		Stabil, ej radioaktiv



Figur 2.1 Särskilt uran- (radium-)rika bergarters utbredning i Sverige.

2.1 Bildning och avgång av radon

Radon är en ädelgas som bildas när radium sönderfaller. Radon-gasen är färg- och luktlös, 8 gånger tyngre än luft och har en halveringstid av 3.8 dygn. Såväl i sönderfallsserien från nukliderna uran-238 som i sönderfallsserien från torium-232 bildas radon (radon-222 respektive radon-220, även kallad toron).

När radon-222 sönderfaller bildas polonium-218 som i sin tur efterföljs av nukliderna bly-214, vismut-214, polonium-214 osv. Nukliderna polonium-218, bly-214, vismut-214 och polonium-214 kallas ofta gemensamt för radondöttrar. De har samtliga korta halveringstider. Bly-214, som har den längsta halveringstiden av de fyra, har en halveringstid på 26.8 minuter. Sönderfallet av bly, uran, radium, radon och polonium sker under avgivande av alfastrålning medan radondöttrarna bly-214 och vismut-214 sönderfaller under avgivande av beta- och gammastrålning. Eftersom grundämnena uran, radium och radon vid sitt sönderfall endast avger alfastrålning kan deras aktivitet bara mätas med instrument som registrerar alfastrålning. Däremot kan deras aktivitet indirekt bestämmas genom att mäta gammastrålningen från bly-214 och vismut-214. Detta under förutsättning att radioaktiv sönderfallsjämvikt råder mellan radondöttrarna och deras föregångare i uranserien.

I naturen förekommer emellertid ofta ojämvt i sönderfallet mellan de olika nukliderna i uranserien eftersom de olika nukliderna har olika kemiska egenskaper. Till ojämvtiken bidrar att radon är en gas som kan avgå från den molekyl eller från det mineralorn där radonet bildats, under förutsättning att radonet hinner lämna ursprungspositionen innan radonet sönderfaller till polonium.

Radon- och toronhalten i jordluften eller grundvattnet bestäms av radiumhalten i omgivande jord och berggrund, hur många av alla bildade radonatomer som avgår till porutrymmet från mineralornet i vilket de bildas (emanerar), porositeten och vattenhalten. Dessutom påverkas radonhalten av hur mycket av det bildade radonet som borttransporterats eller tillförts genom diffusion och konvektiv transport. För möjligheten till transport av radon har jordlagrets och berggrundens porositet avgörande betydelse.

Är radiumhalten, porositeten och emanationen känd för en jordart kan man beräkna den maximala radonhalt som kan förekomma i luften i jordartens porer. Därvid användes följande formel:

$$C_{\max} = \frac{A \cdot e \cdot \xi}{p} \quad (2.1)$$

C_{\max} = radonhalten i porvolymen vid luftomsättningen
0 oms/h (Bq m^{-3})

A = specifik aktivitet (Bq kg^{-1})

e = emanationen, andel bildat radon eller toron som avgår till porluften (%)

ξ = torrdensiteten (kg m^{-3})

p = porositeten, kvoten porvolym/total volym (%)

Ovanstående formel redovisas tillsammans med andra formler för beräkning av radon- och toronhalter samt transport av radon

och toron i kapitel 7.2 i "Radon i bostäder: Markens inverkan på radonhalt och gammastrålning inomhus" (Andersson, Clavensjö och Åkerblom, 1983).

För en jordart med porositeten 30 %, torrdensiteten 1900 kg/m³ och emanationen 25 % (normal emanation för t ex morän, se tabell 2.5) är den maximala radonhalten i jordluften per 10 Bq/kg radium-226:

$$\frac{10(A) \cdot 0.25(e) \cdot 1900(\rho)}{0.3(p)} = \text{ca } 16\,000 \text{ Bq/m}^3$$

För en normal morän med en radiumhalt av ca 50 Bq/kg är således den maximala radonhalten i porluften ca 80 000 Bq/m³ vid luftomsättningen 0 oms/h. I en morän som till stora delar består av uranrik granit och som har en radiumhalt av 250 Bq/kg blir den maximala radonhalten 400 000 Bq/m³ och i en alunskiffermorän med radiumhalten 1 250 Bq/kg ca 2 miljoner Bq/m³.

Så höga blir nu inte radonhalterna i porluften eftersom varje form av ventilation av jordlagret och diffusionen från jordlagret sänker radonhalten i jordens porer. Således är radonhalten i jordluften normalt för svenska förhållanden 10 000 - 50 000 Bq/m³, men i jordarter med förhöjd radiumhalt är radonhalterna betydligt högre, i morän av uranrik granit upp till 250 000 Bq/m³ och i morän av alunskiffer upp till mer än 1 miljon Bq/m³. Är emanationen stor, t ex som från grus och lera, kan radonhalten bli relativt hög, 50 000 - 100 000 Bq/m³, utan att radiumhalten är högre än vad som är normalt för jordarten. I tabell 2.4 redovisas normala halter av radium-226 i jorden och radon-222 i jordluften i olika svenska jordarter. De redovisade halterna grundar sig på mätningar på 1 meters jorddjup.

Tabell 2.4 Normala halter av radium-226 och radon-222 i svenska jordarter, uppmätta på 1 meters djup.

Jordart	²²⁶ Ra (Bq/kg)*	²²² Rn (Bq/m ³)
Morän, normal	15-65	5 000-30 000
Morän med granitiskt material	30-125	10 000-60 000
Morän med uranrikt granitiskt material	125-360	10 000-200 000
Åsgrus	30-75	10 000-150 000
Sand, silt	6-75	2 000-30 000
Lera	25-100	10 000-80 000
Jordarter som innehåller alunskiffer	175-2500	50 000- >1 miljon

* 12,3 Bq/kg ²²⁶Ra är ekvivalent med 1 ppm uran.

Det finns olika teorier för hur radon- och toronavgången sker från det mineralgitter eller den molekyl i vilken radon- eller toronatomen bildas. Eftersom sönderfallet av radon respektive toron sker på likartat sätt behandlas här endast principerna för radonets sönderfall och avgång.

Vid sönderfallet av radium-226 bildas en radonatom och en alfapartikel, vilken stöts ut från den sönderfallande radiumatomen. Vid utstötandet av alfapartikelns uppkommer en motriktad rekylstöt, en så kallad "recoil"-effekt. Denna rekylstöt rubbar radonatomerna från den plats i det mineralgitter eller den molekyl där radiumatomen suttit. Längden på den förflyttning som radonatomerna därvid skulle kunna göra i ett mineral-korn med normal densitet har beräknats till 0.02 - 0.07 μm . Enligt Tanner som teoretiskt har behandlat problemen kring radonets avgång är det just denna förflyttning av radonatomerna som gör att radonet kan avgå från ett mineral-korn (Tanner, 1978).

Tanner anser att radonatomerna genom förflyttningen skulle kunna stötas ut från kornet och in i en av de porer som omger kornet under förutsättning att radiumatomen suttit nära ytan av mineral-kornet. På samma sätt skulle radonatomerna kunna stötas ut till en mikrospricka i mineral-kornet. Fortsatt transport sker med diffusion. Förloppet åskådliggörs i figur 2.2.

Andra forskare har antagit att radonavgången från mineral-kornet skulle kunna ske med en kapillärt orsakad diffusion genom mineralgittret.

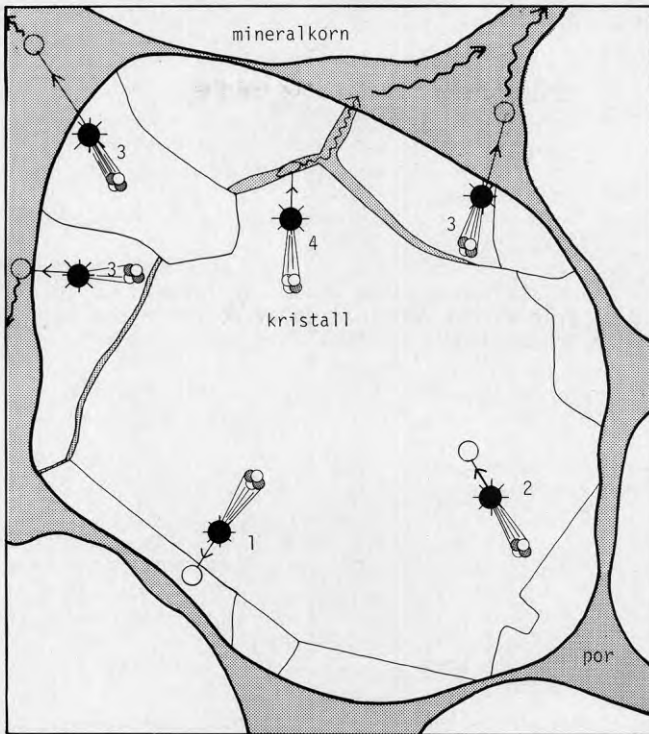
Vilken teori som än är den riktiga så följer att ju mindre den partikel är i vilken radonatomerna bildas, desto större är chansen för att en i partikeln bildad radonatom skall transporteras ut från partikeln. Därför är den andel bildat radon som avgår från ett material större ju finkornigare eller porösare materialet är.

Emanationen av radon skall ses i relation till längden på den förflyttning som radonatomerna skulle kunna få vid rekylstöten (0.02 - 0.07 μm) och kornstorleken för jordarter. Dessa är t ex för:






finlera	< 0.6 μm (huvuddelen av lerpartiklarna är ofta mindre än 0.06 μm)
grovlera	0.6 - 2 μm
silt	2 - 60 μm
sand	60 - 2 000 μm
grus	2 000 - 60 000 μm

Som synes är lerpartiklarna så små att huvuddelen av de radonatomer som bildas i en lerpartikel borde stötas ut (emanera) från denna till omgivande luft eller vatten i porerna när radiumatomen sönderfaller. Detta kan förklara den höga radonavgång, 40 - 60 % av allt bildat radon som uppmätts från lera.

Svårare är det att förklara att radonavgången från torr sand och grus kan uppgå till 30 % av allt bildat radon. För att så mycket radon skall avgå krävs en annan förklaring än att radonet genom "recoil" avgår från ett gruskorn. En orsak till den höga radonavgången kan vara att radiumatomerna sitter som en beläggning på ytan av gruskornen eller i sprickor i dessa. Detta som ett resultat av den selektiva lakning, transport och utfällning av uran och dess dotternuklider, som sker vid vitteringen av mineral-kornen (se även figur 2.2).



Figur 2.2. Principer för radonavgång från ett mineral Korn (Tanner, 1978).

-  radiumatom
-  radonatom
-  alfapartikel
-  längd för förflyttningen av radonatomen. Denna är i figuren mycket överdriven. I ett mineral med normal densitet är förflyttningen maximalt 0.02-0.07 μm , i vatten 64 μm .
-  transport av radonatomen med diffusion

Fall 1. Vid sönderfallet av radium bildas en radonatom och en alfapartikel. Av den rekyl som den utstötta alfapartikeln ger radonatomerna förflyttas denna ut ur kristallen och in i en angränsande kristall.

Fall 2. Förflyttning av radonatomerna sker genom kristallen.

Fall 3 och 4. Radonatomerna förflyttas ut från kristallen till en mikrospricka eller till luften i en angränsande por. Från denna antas den fortsatta transporten av radonatomerna att ske med diffusion.

Tabell 2.5 visar emanationen av radon i olika jordarter och krossade bergarter. Uppgifterna är tagna från i litteraturen redovisade försök samt från av SGAB, SGI och statens provningsanstalt gjorda undersökningar.

Tabell 2.5 Emanationen i olika jordarter och krossade bergarter. Den del av alla bildade radonatomer som emanerar till porluften anges i %.

Jordart	%
grus	15-40 %
sand	15-30 %
lera	30-70 %
krossad bergart (partikelstorlek 1-8 mm)	5-15 %
krossad uranrik granit (partikelstorlek 1-8 mm)	15-30 %

Toronavgången från jord har undersökts bl a av Megumi och Mamuro (Megumi och Mamuro, 1974). De har funnit att från sand, silt och lera som bildats genom vittring av granit, avgår ca 10 % av allt bildat toron. På grund av att torium och dess dotternuklider är svårslösliga i vatten vid normalt pH och att dotternukliderna har så korta halveringstider har den kemiska lakningen och återutfällningen av torium och dess dotternuklider liten betydelse för toronavgången. Detta i motsats till vad lakningen och återfällningen betyder för radonavgången.

En av de faktorer som har inverkan på hur stor del av det bildade radonet eller toronet som avgår från en bergart eller jordart är uranets eller toriumets förekomstssätt i bergarten eller i bergartsfragmenten i jordarten. Ingår uranet i gittret av andra mineral t ex i fältspat, magnetit, apatit eller zirkon är radonavgången från bergarten relativt liten. Om däremot uranet bildar uranmineral som t ex uraninit (U_3O_8), uranotorianit eller coffinit är radonavgången väsentligt större. De senare mineralen förekommer ofta på korngränserna mellan större korn av kvarts och fältspat eller mellan skikten i biotit vilket underlättar radonavgången. Denna underlättas också av att uranmineralen är relativt lättvittrade och att de tenderar att sönderfalla (metamiktiseras) på grund av den egna radioaktiviteten. I graniter med normal uranhalt, 4 - 10 ppm U (50 - 125 Bq/kg radium-226), är det vanligast att uranet ingår i andra minerals gitter medan det är vanligare att uranet förekommer i separata uranmineral om uranhalten är högre.

I en bergart eller jordart är möjligheterna till emanation större ju porösare materialet är. T ex är radonavgången (emanationen) i förhållande till radiumhalten liten från en okrossad, ovittrad alunskiffer, vilken är en tät bergart vars porer är fyllda av kerogen och ibland olja. Däremot kan radonavgången i förhållande till radiumhalten vara stor från en grovkornig granit. Resultaten från mätningar av emanationen som SGU låtit utföra vid laboratoriet för teknisk fysik, Danmarks tekniska högskola, på prov av ovittrad alunskiffer från Ranstad och på uranrik granit från Mölndal bekräftar detta.

Mätningarna utfördes på nykrossat material med kornstorleken 1.7 - 7.0 mm. Uranhalten i alunskiffern var 325 ppm (4 000 Bq/kg radium-226) och radonemanationen 0.76 Bq kg⁻¹ h⁻¹ vilket innebär att 2 % av alla bildade radonatomer avgick till luften. I graniten var uranhalten 12 - 18 ppm (150 - 220 Bq/kg radium-226) och radonemanationen 0.22 - 0.45 Bq kg⁻¹ h⁻¹ vilket innebär att 20 - 27 % av alla bildade radonatomer avgick. Mätningarna visar att radonavgången från graniten är av samma storleksordning som den från alunskiffern trots att uranhalten i graniten är mycket lägre än i alunskiffern.

Radonavgången från en bergart ökar vid uppkrossning och vitting eftersom möjligheterna ökar för att radonet skall kunna avgå från det enskilda mineralkornet. Därför är radonavgången från en jordart betydligt större än från en bergart förutsatt att de består av samma sorts material.

2.2 Radonavgång och vattenhalt

Många forskare har visat att emanationen och exhalationen från en jordart eller krossad bergart ökar i och med att porerna fylls med vatten. Figur 2.3 redovisar resultat som erhållits vid radonavgångsmätningar vid SGI i laboratorium (Rosén, 1985). Provet har inneslutits i en tillsluten behållare. Efter att jämvikt uppnåtts mellan radium i provet och radonhalten i luften i behållaren och efter att luften i behållaren cirkulerats genom provet har radonhalten i luften uppmätts. Därigenom har emanationen kunnat beräknas. Mätningarna har utförts sedan olika mängd vatten tillsatts. Av mätningen framgår att emanationen ökar så snart fuktigheten (vattenkvoten) ökar. Tendens finns att emanationen ökar tills det att porerna är helt fyllda med vatten. När porerna är fyllda med vatten minskar radonavgången från provet. Detta torde snarare bero på ökat diffusionsmotstånd för radon i vattenfasen till den cirkulerande luften än på verkligt minskad emanation från mineralkornen.

Även försök i fält visar att radonhalten i jordluften stiger med ökande vattenkvot, vilket tyder på att emanationen ökar med ökande vattenhalt (Lindmark och Rosén, 1984).

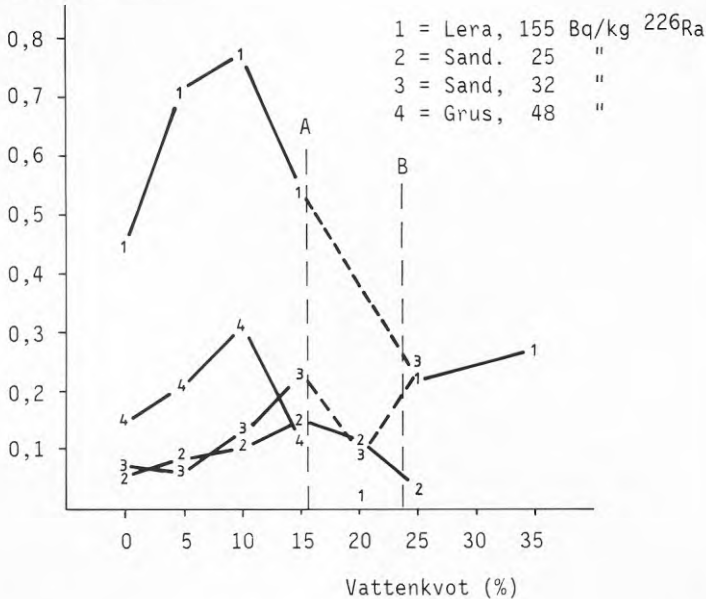
Resultaten av emanationsmätningarna tyder på att hänsyn måste tas till jordartens vattenhalt (vattenkvoten) vid mätningar av radonhalten i jordluften om man skall kunna beräkna vilken halt av radon som jordluften normalt har. Dock är det inte så nödvändigt att noga bestämma vattenkvoten. Som kurvorna visar i figur 2.3 är vid en vattenkvot mellan 5 - 15 % radonemanationen relativt konstant. Markens vattenkvot är sällan lägre än 5 % på 1 meters djup, vilket är normaldjup för mätning av radonhalten i jordluften. Lägre vattenkvot än 5 % torde endast uppnås under laboratoriemätningar och i ytnära jordlager under torra sommarförhållanden. Däremot kan vattenkvoten vara högre än 15 % utan förekomst av fritt vatten i jordarter med högre porositet än 30 %.

Orsaken till att radonemanationen ökar med ökande vattenhalt är ej klarlagd. Tanner föreslår att detta beror på att den vid sönderfallet utslungade radonatomer bromsas om det finns vat-

ten i porrummet och därigenom hindras från att tränga in i gittret i ett närliggande mineralkorn.

Emanation:

($\text{Bq kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$)



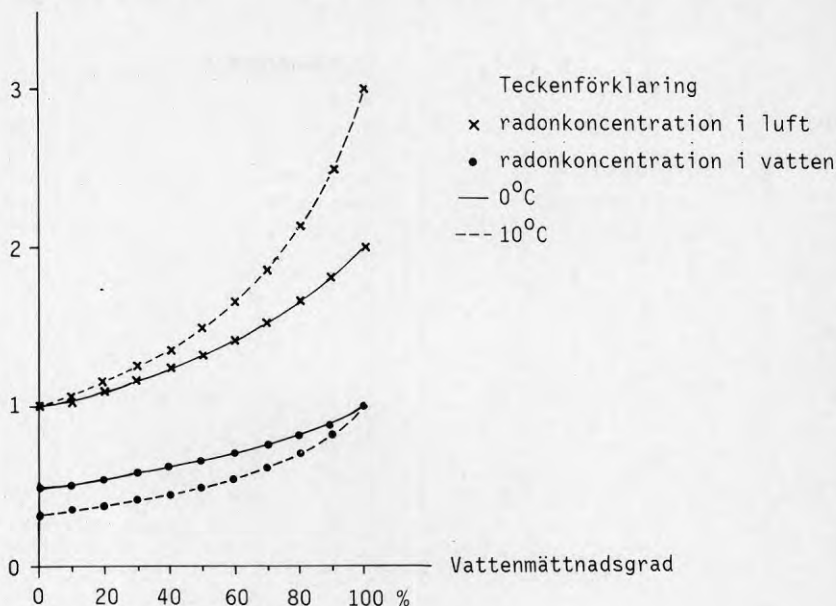
- A. representerar det stadium där poren vid 30 % porositet är helt vattenfylld.
 B. representerar det stadium där poren vid 40 % porositet är helt vattenfylld.

Figur 2.3 Emanationen som en funktion av vattenkvoten (Rosén, 1985).

En annan anledning skulle kunna vara att de frigjorda radonatomerna genom elektrostatiska krafter fäster på mineralkornen om de är torra, så kallad plate out. Finns det däremot vattenmolekyler i porrummet fäster de istället på dessa. Därigenom kommer radonhalten att öka i porluften om vattenhalten i denna ökar. Erfarenheter från försöksmätningar i SSIs kalibreringsanläggning för radonmätare tyder på detta (Andersson, 1987). I denna ökar radonhalten kraftigt med högre luftfuktighet trots att radonavgången från radonkällan är densamma. Orsaken har antagits vara "plate out" av radon på anläggningens väggytor.

En bidragande orsak till att radonhalten ökar i porluften med stigande vattenhalt i jorden är jämviktsförhållandena mellan radon i luft och i vatten.

Relativ
radonkoncentration



Figur 2.4 Radonkoncentrationer i luft respektive vatten för olika fukthalter.

Jämvikt mellan radon i porvattnet i jorden och radon i jordluften råder vid ca +10°C när radonhalten i jordluften är ca 3 gånger större än i vattnet och vid 0°C när radonhalten i jordluften är ca 2 gånger större än i vattnet. (Allen, 1976, se även figur 2.4).

Eftersom antalet radonatomer i porluften i en jordart är konstant, om emanationen i jordarten är konstant, och inget radon tillförs eller lämnar porvolymen, innebär en ökning av vattenmängden i porvolymen en ökning av radonhalten i den kvarvarande luften. Radonhalten i porluften skulle t ex om porerna var fyllda med 75 % vatten och 25 % luft vara 2 gånger större än om porerna var helt fyllda med luft. Förhållandena mellan radonhalter i porvatten och jordluft vid olika mängd vatten i porerna framgår av figur 2.4. Ju närmare till grundvattenytan desto mer är porerna fyllda med vatten. Därav följer att radonkoncentrationen i luften i porerna ökar ju mindre avståndet blir till grundvattenytan.

I ett jordlager som befinner sig under grundvattenytan är alla porer fyllda med vatten. Därför tillförs vattnet alla de radonatomer som avgår från jordarten. Eftersom radonets diffusionslängd i vatten är liten, diffusionskoefficienten för vatten är $10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$, diffunderar endast en liten del av det radon som finns i vattnet ut från vattnet. Normalt torde jämvikt råda i en vattenfylld por mellan radon som avgår till poren och radon som sönderfaller. Detta innebär att radonhalt-

en i en vattenfylld por är lika med den maximala radonhalt som kan bildas i jordartens porer vid den aktuella porositeten under förutsättning att vattnet inte rör sig mer än några centimeter.

Utförda mätningar av radon i grundvatten (provtaget under grundvattenytan i jorden) visar att radonhalten i grundvattnet har ungefär den koncentration som man kan förvänta sig med hänsyn till jordartens radiumhalt och den för jordarten i fråga aktuella porositeten och emanationen. Beräknat enligt formel 2.1 är radonhalten i grundvattnet ca 80 000 Bq/m³ om jordarten har en radiumhalt av 50 Bq/kg, en porositet av 30 % och radonemanation är 25 % av alla bildade radonatomer.

2.3 Transport av radon

Transporten av radon genom jorden sker med diffusion och med jordluft eller vatten som rör sig konvektivt i jordlagret. Drivkrafter till den konvektiva luftströmmen kan vara vind, lufttrycksförändringar och perkolerande regn- eller smältvatten. Även temperaturskillnader i jorden bör kunna vara orsak till lufttransport. Den utströmning av jordluft, som är anledningen till att snön smälter på vissa platser på grusåsar och över sprickor i berggrunden, antas bero på transport av uppvärmd jordluft. En sådan transport av jordluft på grund av skorstensliknande effekter i åsar kan vara en bidragande orsak till att höga radonhalter är vanliga i hus som är byggda på toppen av grusåsar. Jordluft tycks också konvektivt kunna transporteras och ledas fram till byggnader längs kulvertar och ledningsgravar. Därvid är orsaken till lufttransporten ofta att undertryck råder i byggnaden i förhållande till utomhus och i marken.

Diffusionen av radon genom marken står i relation till permeabiliteten vilken är beroende av kornstorleksfördelning, packningsgrad och vattenhalt i jordarten. I tabell 2.6 har sammanställts diffusionskoefficienter för radon i några olika jordarter (källa bl a UNSCEAR, 1982).

Tabell 2.6 Diffusionskoefficienter för radon-222. Uppgifterna är hämtade från UNSCEAR, 1982 och olika rapporter.

MEDIUM	$\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$
Luft	10^{-5}
Grovt grus - rösberg	$10^{-5} - 5 \cdot 10^{-5}$
Torr sand	10^{-6}
Fuktig sand	$2.5 \cdot 10^{-6}$
Morän	$2.5 \cdot 10^{-7} - 5 \cdot 10^{-7}$
Moränlera (Ranstad)	$8 \cdot 10^{-8}$
Vatten	10^{-9}

Av tabellen framgår att genom grovt grus diffunderar radon i stort sett lika lätt som i luften medan diffusionen genom en vattenmättad lera är mycket liten (tiotusen gånger mindre än den i gruset). I vatten är diffusionskoefficienten $10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$.

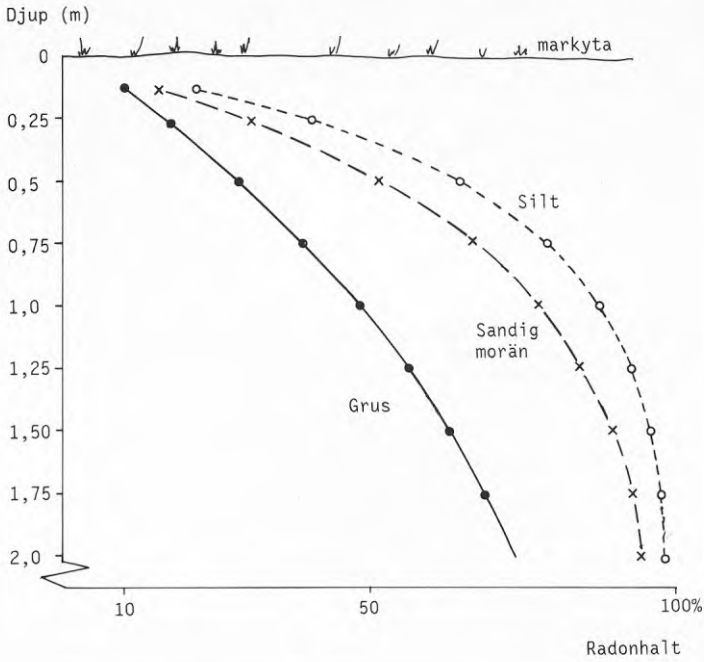
Är porerna i jordarten helt fyllda med vatten har jordarten samma diffusionskoefficient som för vatten.

Genom att radon har en begränsad livslängd kommer större delen av det att sönderfalla efter en viss diffusionssträcka. 90 % av det radon som avgått från en radonkälla, t ex ett djupare liggande jordlager, och transporteras genom diffusion, kommer att ha sönderfallit efter en transportsträcka av 5 cm i vatten, ungefär 2 meter i normalt fuktig jord och 5 meter i luft (UNSCEAR, 1982).

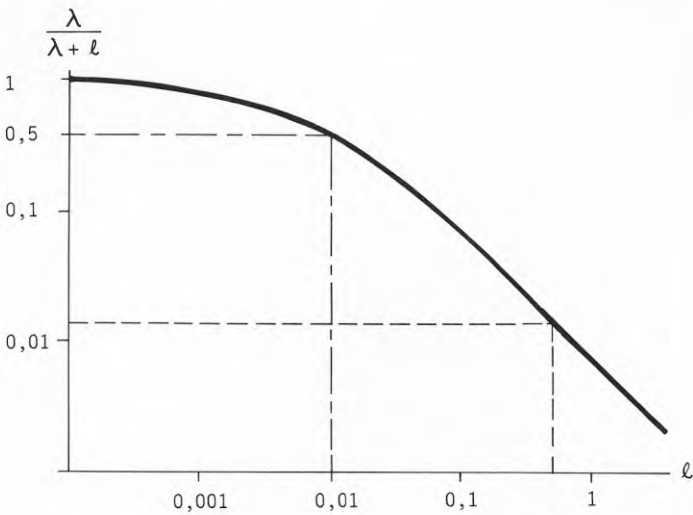
Transportlängden för torium är obetydlig eftersom halveringstiden inte är större än 55 sekunder.

Att radon diffunderar genom jorden upp till atmosfären ovan markytan har stor betydelse för radonkoncentrationen i jordluften på olika jorddjup. Kurvorna i figur 2.5 visar hur radonhalten i jordluften på grund av diffusion avtar mot markytan (kurvorna är framtagna genom teoretiska beräkningar). I grus råder på ungefär 4 meters djup jämvikt mellan från djupare jordlager tillfört radon och genom diffusion borttransporterat radon. I silt och sandig morän uppnås denna jämvikt vid ungefär två meters djup. På en meters djup är radonhalten i jordluften i grus ca 50 % av den maximala på 4 meter, för silt och morän ca 80 %. På 0.5 meter ca 30 % i grus och 70 % i morän och silt. Påverkan av vindar ovan markytan har tendens att ytterligare minska radonhalterna i jordluften.

I sand och grus kan vind påverka radonhalten ner till ungefär en meters djup. Redan en liten påverkan av vind har stor effekt. I figur 2.6 visas hur en ökning av ventilationen från 0.01 till 0.5 oms/h ger en 29 gånger lägre radonhalt. Formel 7.6, kapitel 7. Vid tolkning av resultat från mätning av radon i jordluft bör därför hänsyn tas till dessa effekter av diffusion och vindar.



Figur 2.5 Effekten av diffusion på radonhalten i jordluften vid olika jorddjup i grus, sandig morän och silt.



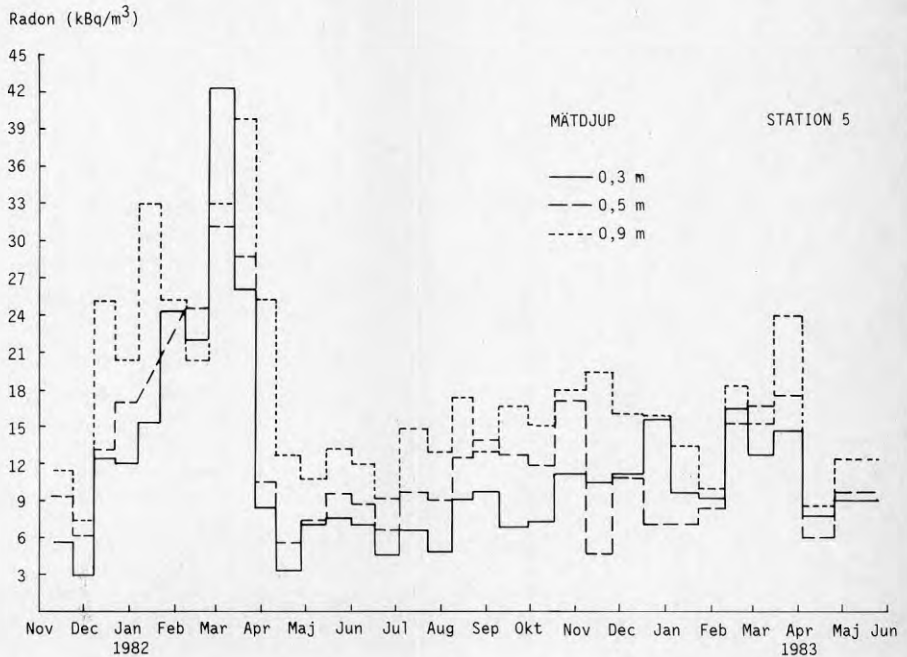
λ = sönderfallskonstant för radon $-222 = 7.55 \times 10^{-3} \text{ (h}^{-1}\text{)}$
 ℓ = ventilation (oms/h)

Figur 2.6 Effekt av ventilation på radonhalt.

2.4 Radonhalter vid olika jorddjup

Att bygga ett hus kan jämföras med att lägga ett lock på jorden som hindrar diffusion upp genom markytan och påverkan av vindar. Under huset byggs radonhalten upp till den maximala halt som erhålls av emanerat och sönderfallande radon vid den aktuella porositeten och radonhalten för jordarten i fråga. Därför bör mätning helst ske vid ett jorddjup där jämvikt råder mellan "tillfört" och "borttransporterat" radon. Detta är av praktiska och ekonomiska skäl inte möjligt eftersom det är svårt och dyrt att gräva eller borra sig ner till ett så stort djup.

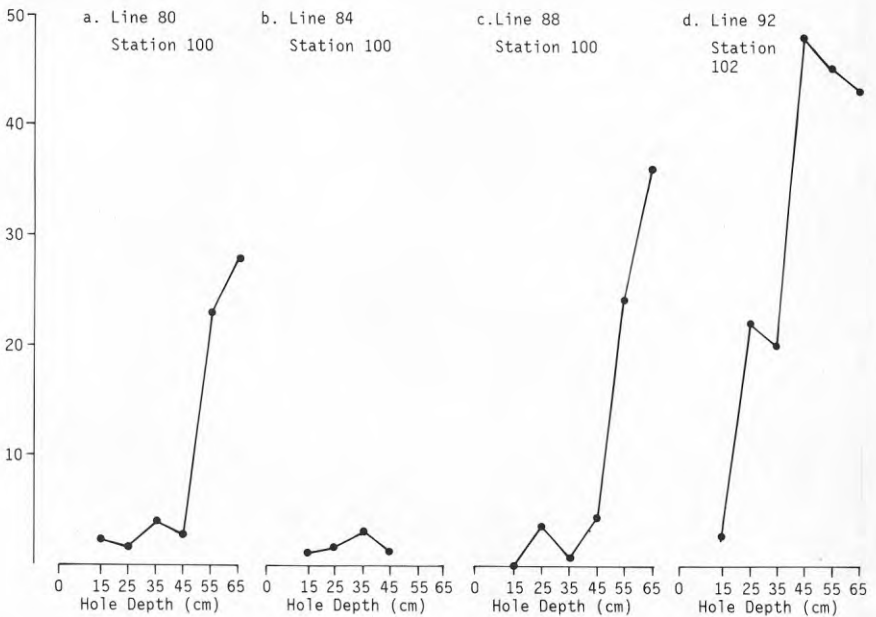
I flera forskningsprojekt har radonhalterna på olika djup studerats. Bl a har Kraner m fl, 1964; Israelsson m fl, 1982 och Malmqvist m fl, 1980 visat att radonhalten i jordluften på 0.5 meter är i storleksordningen 50 % av radonhalten vid jämvikt mellan till jordluften "tillfört" radon och "bortfört" radon, men också att radonhalten vid ett så grunt jorddjup undergår stora växlingar. Vid ca en meter är radonhalten normalt ca 70 - 80 % av jämviktsläget och halten är mera konstant.



Figur 2.7 Radonhalten vid olika mätdjup och årstider. Grovsilt - sand. SGI. (Lindmark och Rosén, 1984).

I Kanada utfördes mätningar av radonhalten i jordluften i morän. Mätningarna gjordes från markytan ner till 65 cm djup (Card och Bell, 1983). Därvid visades hur mycket radonhalten avtar mot markytan (figur 2.8).

Activity On Collector
 ▶counts per minute ◀

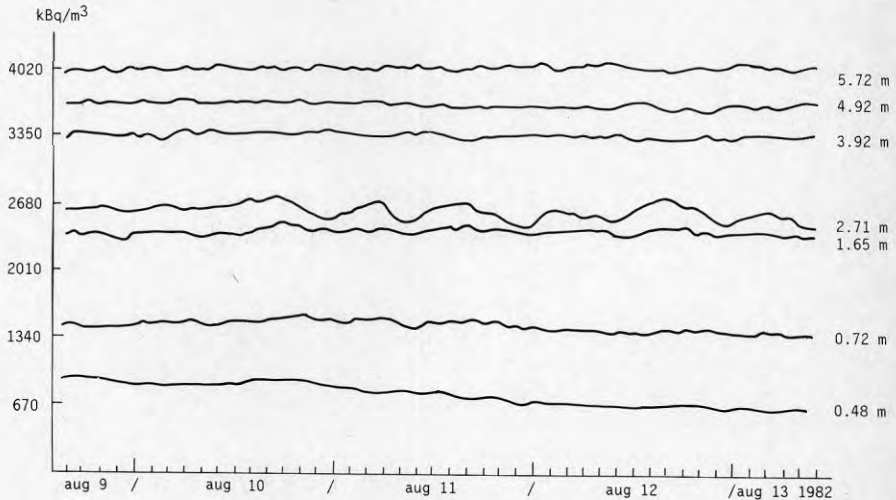


Figur 2.8 Studie av radonhaltens beroende av djupet. Morän. Ontario, Kanada. Geological Survey of Canada. (Card och Bell, 1983).

I ett annat forskningsprojekt i Kanada utfördes mycket omfattande mätningar av radonhalter i jordluften på djup ner till 5.7 meter i ett upplag med lakrester från uranbrytning. Mätningarna gjordes med kontinuerligt registrerande alfamätare (α -probe 601) som placerades på olika djup. Lakresterna består av sandigt-grovsiltigt material och radiumhalterna är 3 000 - 4 750 Bq/kg (ungefär samma halt som i den mest uranrika alunskiffern i Västergötland). Porositeten är 50 % och vattenkvoten 5 - 10 %. Resultaten från mätningarna visar hur radonhalten i jordluften ökar med ökande djup; från ca 670 000 Bq/m³ på 50 centimeters djup till ca 4 miljoner Bq/m³ på 5.7 meters djup (figur 2.9).

Ett mätdjup på ca 1 meter har visat sig vara det optimala. På detta djup är radonhalten i jordluften oftast relativt konstant. Att mäta på större djup är dyrbart och ger inte mycket extra information såvida inte materialet består av grovt grus. Det är också möjligt att efter mätning på 1 meters djup utan större fel omräkna den uppmätta radonhalten så att den motsvarar den maximala halten vid jämviktsläget. Att mäta på mindre

djup än 70 cm gör att osäkerheten blir stor. Ju permeablare en jordart är desto viktigare är det att mäta djupt. Ett mätdjup på 0.7 - 1.0 meter har visat sig vara en lämplig kompromiss mellan alltför ytliga mätningar som påverkas av meteorologiska växlingar och mätningar på större djup med risk för att detektorerna hamnar under grundvattenytan eller i vattenmättad jord. Mätningar bör ej göras på mindre djup än 50 cm. Osäkerheten om hur mätresultatet skall tolkas blir i så fall mycket stort.



Figur 2.9 Radonhalter på olika djup i upplag av lakrester från uranbrytning. Porositet 50 %. Mätning med α -probe 601. (Bigu m fl, 1984).

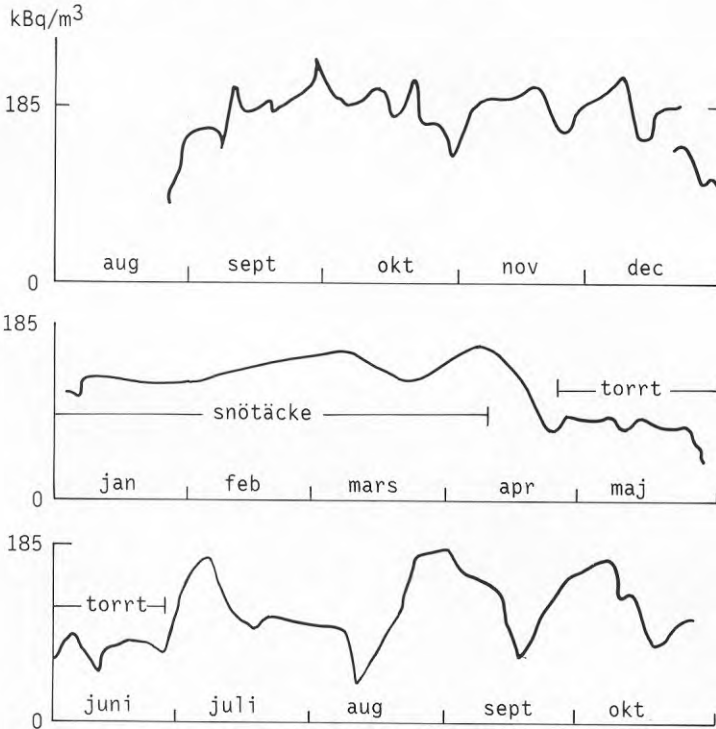
I figur 2.7 visas resultat från av SGI utförda mätningar på 0.3, 0.5 respektive 0.9 meters djup i grovsilt - sand.

Ytterligare ett skäl som talar för att markradonmätning bör ske på djup kring en meter är att man då mäter radonhalten under det rostjordsskikt som normalt utbildas i morän, sand och silt på 0 - 70 centimeters djup. I detta rostjordsskikt anrikas bl a uran och radium som lakas ur överliggande jordlager varför radonhalten i rostjordsskiktet blir högre än i underliggande jordlager. Se även kapitelavsnitt 2.8 och figur 2.13.

2.5 Lång- och korttidsvariationer av radonhalten i jordluften

På grund av ändringar av jordens permeabilitet och vattenhalt samt ventilationen av de övre jordlagren varierar radonhalten i jordluften under året. Tidsvariationen har bl a studerats vid meteorologiska institutionen vid Uppsala Universitet där årslånga mätningar utförts på 90 centimeters djup i sandblandad lera (Israelsson, 1982). Vid undersökningarna har jordluft

sugits in genom en kalibrerad jonkammare. Mätningarna visar att radonhalten under året för undersökningen varierat med ungefär en faktor tre (fig 2.10). Under vintern när marken varit frusen och snötäckt är radonhalten i jordluften hög och relativt stabil. Under vårens torrperioder sker en sänkning till ungefär hälften av halten jämfört med vintern. Under sommaren-hösten sker en kraftig fluktuation som har sin orsak i växlande vind- och nederbördsförhållanden.



Figur 2.10 Tidsvariationen hos radon under en 14 månader lång period. Mät djup 90 cm. Sandblandad lera. Husby, Uppsala. (Israelsson, 1982).

Liknande resultat från långtidsmätningar som de redovisade av Israelsson, erhöles vid mätningar utförda av SGI (Lindmark och Rosén, 1984). Mätningarna utfördes under 1982 och 1983 i flera olika geologiska miljöer på 0.3, 0.5 respektive 0.9 meters djup. I figur 2.7 redovisas resultat från mätningar i grovsilt - sand inom ett par m² stort område.

Mätningarna gjordes med Kodak spårfilm som placerats vid toppen av fasta rör. Högst har radonhalten varit under den period som jorden varit snötäckt och tjälad. Under det tillfrusna jordskiktet ökar radonhalten upp mot maximum (40 000 Bq/m³ på 0.9 meters djup). När tjälen släpper börjar en ventilation av marken och diffusion av radon upp till markytan. Som synes varierar markradonhalten och är som lägst ca 10 000 Bq/m³ just efter det att tjälen släppt.

Långtidsmätningar som utförts i sand i Luleå av SGAB med ROAC-detektorer i borrhål ger ungefär samma resultat som SGIs mätningar. Dock med avvikelsen att när tjälén når under det aktuella mätdjupet (0.9 m) upphör all radonavgång och radonhalten i mätstålet sjunker ner till mindre än 1 000 Bq/m³. Detta beror på att radonet inte längre kan diffundera fram till mätstålet eftersom porerna i sanden är fyllda med is.

Eftersom markförhållandena växlar beträffande jordartstyp, jordfuktighet och exponering för vindpåverkan kommer radonhalten, även om den uppmätts samtidigt inom ett område, att visa på olika halter även i närliggande mätpunkter. Det är inte ovanligt med variationer med en faktor 2 till 3 i närliggande mätpunkter i en jordart som verkar vara homogen. Därför behövs det ett flertal mätningar för att bedöma vad som är normal radonhalt för ett markområde och hur radonhalten växlar inom området.

2.6 Radonavgång från sprick- och förkastningszoner i berggrunden

Över många sprick- och förkastningszoner i berggrunden har man vid mätningar funnit förhöjda radonhalter i jordluft och grundvatten. Mätningarna har också visat att radonhalten förändras i samband med jordbävningar (Birchard och Libby, 1980). Dessa iakttagelser anger att radon skulle kunna transporteras snabbare än med diffusion eller med grundvatten som rör sig i sprickzoner. Olika teorier har uppställts för hur transporten skulle kunna gå till. En teori är att radonet transporteras konvektivt med gasströmmar som rör sig i marken. En annan förklaring kan i en del fall vara att i grundvattnet lösta joner av uran och/eller dess dotternuklider har utfällts nära markytan och att radonet avgår från det radium som bildas vid sönderfallet av dessa.

Närmare granskning av publicerade radonhalter i jordluften över zonerna visar att de vanligen ligger inom gränser som är naturliga för den variation som förekommer i jordarten.

Huruvida den radonavgång som skulle kunna ske från sprick- och förkastningszoner utgör någon risk för byggnader som grundlagts på sådana är inte klarlagt.

Vid de mätningar av radon- eller radondotterhalter i hus som gjorts i Sverige har inte påträffats något hus för vilket man kunnat konstatera att radonet kommit från en underliggande sprick- eller förkastningszon. Det är inte heller sannolikt att det finns många hus i Sverige som är byggda över sådana zoner. Detta eftersom sådana zoner i Sverige oftast utgörs av landisen urgröpta dalar och sänkor i naturen. I dessa ligger grundvattenytan vanligen i markytan och områdena är mindre lämpade för bebyggelse.

Dock har vi i Närke och på Öland, i hus som ligger på ortocer-kalksten som överlagras alunskiffer, funnit förhöjda halter av radon som bör komma från alunskiffern. Det har i dessa fall rört sig om relativt tunna kalkstenslager, mindre än 10 meter. Högre radonhalter än vad som skulle kunna bildas i jordluften

har också uppmätts i kalkstensmorän som överlagrar kalkstenen på alunskiffer, såväl i Östergötland som i Närke (Andersson, Clavensjö och Åkerblom, 1983). I dessa fall är det inte troligt att radonet transporteras med diffusion eftersom det i så fall skulle ha sönderfallit innan det nått markytan. För att förklara de förhöjda radonhalterna måste man anta att det rör sig om någon annan typ av transport. En sådan skulle kunna bestå i att radonet transporteras tillsammans med metangas som avgår från skiffern. Metangasen skulle i detta fall i form av bubblor söka sig upp genom sprickor i kalkstenstäcket. En sådan transport borde kunna gå väsentligt snabbare än diffusion.

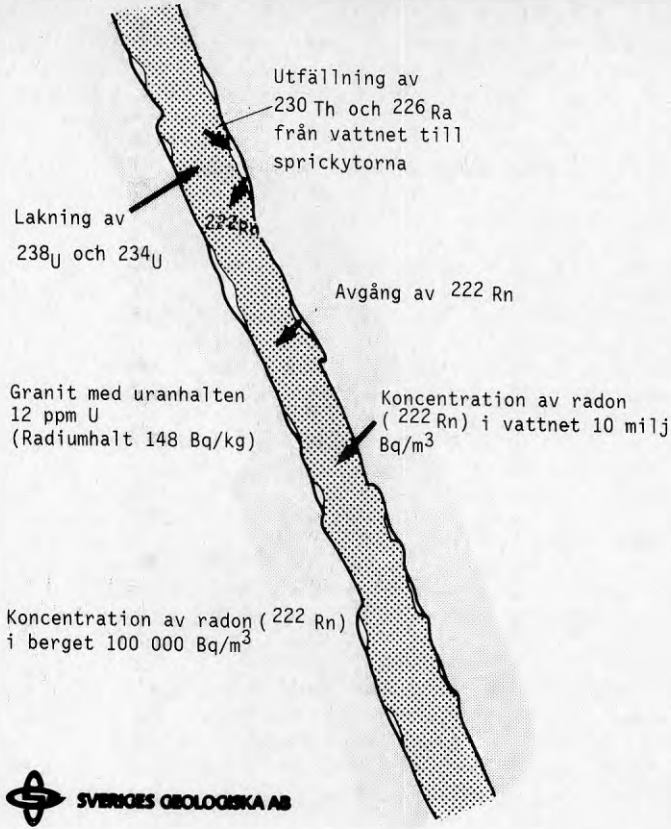
2.7 Radon i grundvatten

Radon som från jorden avgår (emanerar) till porer som är fyllda med grundvatten blir kvar i den vattenfyllda poren eftersom diffusionslängden är liten innan radonet sönderfaller. Endast om grundvattnet är i snabb rörelse sker en betydande borttransport av emanerat radon. Resultatet från mätningar av radonhalter i grundvatten som SGAB utfört visar att i normala fall är radonhalten i grundvattnet lika med vad den maximala radonhalten kan bli vid den för jordarten i fråga aktuella porositeten och emanationskoefficienten.

Annorlunda förhåller det sig med vatten som finns i sprickor i berggrunden. Där är radonhalten i vattnet ofta betydligt högre än radonhalten i det omgivande berget. Förhållandet exemplifieras i figur 2.11. Figuren avser att visa orsaken till de höga radonhalter som är vanliga i vatten från sprickor i granit.

Graniten har i exemplet en uranhalt av 12 ppm (148 Bq/kg radium). Halten av radium-226 antas vara i jämvikt med uranhalten, vilken den i normalfallet är. I graniten bildas och sönderfaller per sekund 398 520 radonatomer per kubikmeter berg. Radonhalten i graniten är alltså 398 520 Bq/m³. I vattnet i sprickorna i graniten är halten av radon 10 000 Bq/l (10 miljoner Bq/m³), vilket inte är ovanligt för förhållandena i t ex bohusgranit. Förklaring till att radonhalten är högre i sprickorna än i den omgivande berggrunden kan inte vara att radonet diffunderar ut från graniten. Orsaken torde istället vara följande. Uran som är relativt lösligt lakas ut från graniten. Uranet sönderfaller till dotternuklider (torium-234, torium-230 och radium-226) vilka har mycket lägre löslighet än uranet och därför utfälls på sprickans yta. Från radiumet på sprickytan avgår radonet direkt till vattnet i sprickan. Därigenom kan radonkoncentrationen i vattnet bli betydligt högre än i omgivande berg.

Radonhalten i grundvatten i jorden är normalt 10 - 200 Bq/l. Relativt höga radonhalter i grundvatten från berggrunden (mer än 1 000 Bq/l) förekommer ofta i områden där berggrunden består av uranrika graniter. Sådana graniter finns bl a i norra Bohuslän (bohusgranit), Bergslagen, Jämtland, Västerbotten och Norrbotten.



Figur 2.11 Bildning av radon i vattenfylld spricka.

Ibland förekommer höga radonhalter i grundvattnet även i samband med pegmatiter samt kvarts- och fältspatrika gnejser och vulkaniter. Radonhalten i grundvattnet från berggrunden är låg i områden med bergarter med låga uranhalter (t ex diorit, gabbro och basiska vulkaniter) samt kalksten, sandsten och skiffer.

Även med relativt låg uranhalt i berggrunden kan radonhalten i vattnet bli hög. Däremot betyder inte hög uranhalt i berggrunden alltid hög radonhalt i vattnet. Som exempel kan nämnas att trots att alunskiffer innehåller mycket uran, är höga radonhalter i grundvattnet sällsynta i alunskifferområden.

Att grundvatten med hög radonhalt, om det används som hushållsvatten, kan vara orsak till förhöjda radonhalter i byggnader finns det många exempel på. Särskilt förekommer sådana fall där hushållsvatten tas från borrade brunnar i granitisk berggrund. Omfattande undersökningar av radon i grundvatten som orsak till förhöjda radonhalter inomhus har bl a gjorts i Finland.

Det är däremot inte konstaterat, vad vi vet, att radon som transporteras med grundvatten och från detta avgår till jord-

Luften skulle vara orsak till höga radonhalter i hus. Det är dock inte osannolikt att radonhalterna kan bli höga i ett hus om det skulle byggas över eller i närheten av ett grundvattenflöde med hög radonhalt. Från det strömmande grundvattnet skulle radon kunna avgå för att sedan transporteras genom jorden till huset. Vatten med särskilt hög radonhalt förekommer i association med vissa typer av uranrika graniter och med uranmineraliseringar.

Den utförligaste undersökning, som gjorts för att ta reda på om radon som i marken transporteras med grundvatten kan vara orsak till förhöjda radonhalter i byggnader, har utförts i gruvstaden (uran) Elliot Lake på uppdrag av Atomic Control Board, Kanada. Bakgrunden till undersökningen var att man i Elliot Lake uppmätt förhöjda radonhalter i många hus trots att dessa var byggda på mark med normalt innehåll av uran (radium). En tänkbar orsak antogs vara att radonet med grundvattnet transporterades från uranmineraliseringar och uranmalmer som finns i den berggrund på vilken staden är byggd. Undersökningen omfattade bl a hydrologiska och geokemiska undersökningar och pågick under ett helt år. Den visade att grundvattnet i staden hade normala halter av såväl radium som radon och att radon från grundvattnet inte kunde vara orsak till de förhöjda radonhalterna i byggnaderna (DSMA ATCON Ltd report 12, 1981).

Det normala förhållandet torde vara att radonavgången från grundvattnet inte ger upphov till förhöjda radonhalter i byggnader. Anledningen är dels att radonhalten i jordluften normalt är lika hög eller högre än den i grundvattnet, dels att vattenhalten i jordlagret närmast ovanför grundvattenytan är så stor att diffusion av radonet genom jorden hindras. Endast om radonhalten i grundvattnet är mycket högre än den i jordluften och om grundvattnet är i rörelse eller rinner fram i markytan torde tillräckligt med radon avgå för att påverka radonhalten i en byggnad.

2.8 Lakning av uran och radium

Uran och flera av dess dotternuklider går lätt i lösning och lakas även vid normala förhållanden (pH 5-7) bort med vatten. Särskilt lätt sker en sådan lakning i jordarterna där vattnet kommer åt att påverka de enskilda uranförande mineralkornen. Uranets dotternuklid radium-226 är däremot svårlöslig vid normala förhållanden (pH 5-7) och blir kvar i jordarten även om uranet delvis bortlakats. Därför kan man alltid utgå från att radioaktiv ojämvt föreligger mellan uran och dess dotternuklider i jordarterna. Radioaktiv ojämvt förekommer endast i mycket liten utsträckning i toriumserien, delvis därför att toriums dotternuklider har relativt korta halveringstider, t ex 5.76 år för radium-228, som har den längsta livslängden. Den radioaktiva kaliumisotopen K-40 ingår med en konstant halt i naturligt kalium varför man vid gammaspakrometriska mätningar erhåller totala kaliuminnehållet.

Även i bergarter urlakas uran, men undersökningar som SGU/SGAB har gjort visar att ojämvt mellan uran-238 och radium-226 endast i obetydlig grad förekommer. Detta beror på att berg-

grunden även vid ytan är relativt ovittrad, eftersom landisen skrapade bort alla vittrade lager och lämnade kvar efter sig friskt ovittrat berg. På de 9 000 - 14 000 år som gått sedan isen smälte bort har inte någon djupare och påtaglig vittring hunnit ske.

I mikroskala i en bergart eller jordart sker med vatten en lakning av uran från det uranförande mineralkornet. Därvid löses en del av uranet och radiumet av det vatten som finns i porerna i bergarten eller jordarten. Det lösta uranet eller radiumet kan sedan i jonform förflyttas med vattnet och vid lämpliga kemiska förhållanden utfällas t ex i en spricka i eller på ytan av den partikel i vilken uranet från början befann sig. Med vattnet kan också uranet och radiumet transporteras långa sträckor och depositionen ske på ett helt nytt ställe mycket längre bort, t ex i havet.

Föresättningsarna för lakning och separation av de olika dotternukliderna till uran ökar av att den vid sönderfallet av uran-238 bildade dotternukliden torium-234 genom så kallad "recoil"-effekt rubbas från sin plats i mineralgittret så att den kan komma att sitta mer exponerad för lakning av eventuellt porvatten. Med "recoil"-effekten avses den rekylstöt som den nybildade nukliden får när den vid sönderfallet bildade alfapartikeln stöts ut. För varje alfasönderfall som uranets dotternuklider genomgår kommer genom "recoil"-effekten den nästa dotternukliden att sitta alltmer exponerad.

Osmond och Cowart som mätt relationen mellan uran-238 och uran-234 i grundvatten har funnit att den senare nukliden kan förekomma i upp till 10 gånger större koncentration än om sönderfallsjämvikt skulle råda (Osmond och Cowart, 1976).

Dessa lakningsprocesser medför och underlättar att uranet och dess dotternuklider kan transporteras med grundvatten och nedsippande regnvatten och återutfällas där miljön är lämplig. Exempelvis sker en utfällning av radium ofta i rostjords-skiktet i moräner (Minell, 1983).

Effekten av den selektiva lakningen, transporten och återutfällningen av uran och radium är att en del av det lösta uranet och radiumet kommer att återutfällas på ytan eller i sprickor i kornen i jorden varigenom radonavgången underlättas. Detta är en av orsakerna till skillnaden i radonemanation från olika jordarter även om de har samma radiuminnehåll.

Förloppet med lakning och återutfällning åskådliggörs i figur 2.12 som visar hur landisens uppkrossning av berggrunden och den fortsatta vittringen av det uppkrossade bergmaterialet medför att vatten i form av nedsippande regnvatten och grundvatten kommer åt att laka och transportera uran och radium från det krossade och vittrade materialet. Därvid sker också en kontinuerlig utfällning av en del av det lakade uranet och radiumet. Transporten av det lakade uranet och radiumet sker såväl i mikroskala som över längre sträckor.

Vid en transport med smältvatten och rinnande vatten av det krossade och vittrade bergartsmaterialet sker en sortering av materialet i kornstorleksfraktioner (grus - sand - silt - lera). Därvid fortsätter lakningen och alltmer av det uran och

radium som ursprungligen fanns i berget kommer att bli löst i vattnet. I en lugnare miljö sker en sedimentation av lerpartiklar varvid en del av det i vattnet lösta uranet och radiumet återfälls och adsorberas på de sedimenterade lerpartiklarna. Vid transporten med vattnet sker också förutom lakningen en bortförsl av uranmineral eller uranförande mineral eftersom dessa förekommer som mycket små och mjuka korn som är lätt nedbrytbara. I viss utsträckning sker också en leromvandling av uranmineralen.

Resultatet blir att uran- och radiumhalten minskar med ökande sorteringsgrad för att åter öka något i leran. Lägst är haltarna av uran och radium i sand från vilken nästan alla uranförande mineral är borttvättade.

En annan effekt av lakning och utfällning är den utbildning av en markprofil, sk podsolprofil, som sker i morän, sand och silt (figur 2.13).

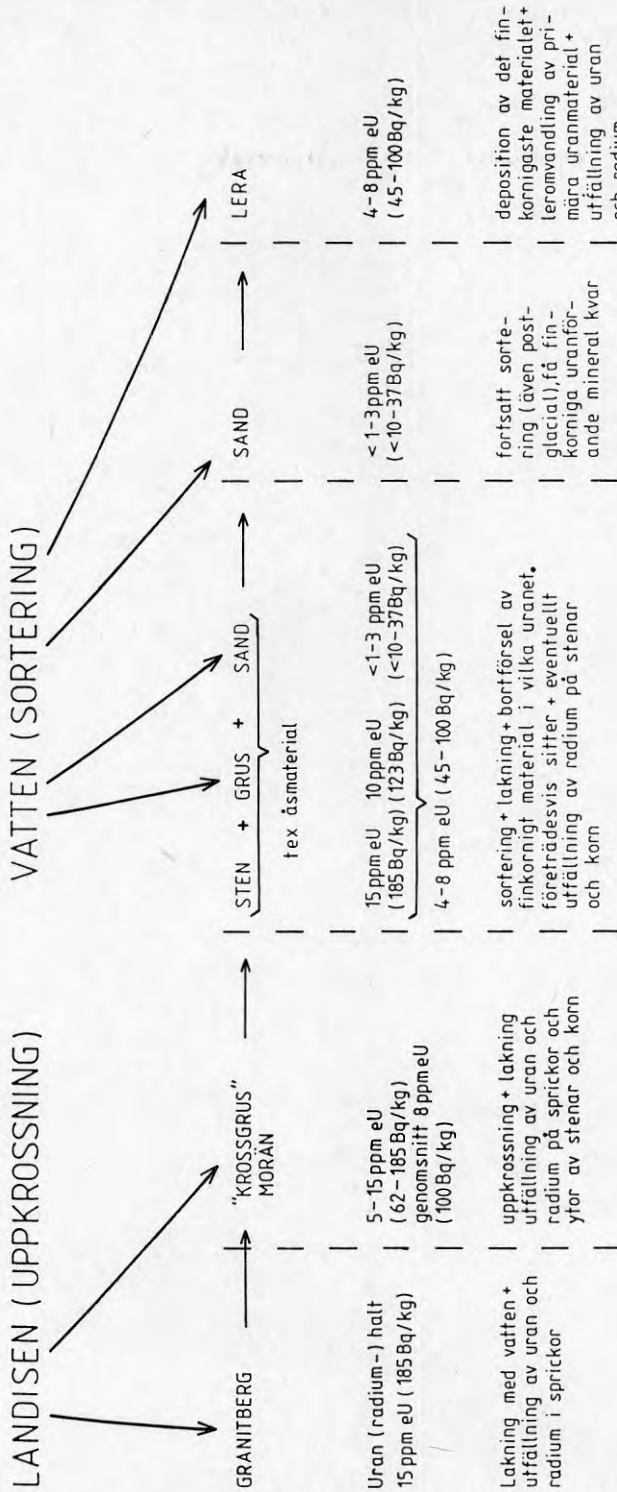
Podsolprofilen består i stort sett av en urlakningsdel och en anrikningsdel (figur 2.13). Urlakningsdelen (A) består av horisonter med olika humusgrad och olika urlakningsgrad. Det översta skiktet som består av förmultnade växtrester A_{00} (fönnen) underlagras av helt nedbrutna växtrester A_0 (måren), som successivt blir alltmer uppblandat av minerogent material A_1 . Humusmaterialiet blir helt underordnat och urlakningen av minerogent material tilltar mot A_2 , blekjord. Anrikningsdelen (B) består av en övergångshorisont som underlagras av en anrikningshorisont B_1 där bl a humus utfälls. Under B_1 kommer rostjorden B_2 . De av markprocesserna föga påverkade jordarterna kallas C-skiktet, alven. I C-skiktet kan uppträda en av grundvattnet påverkad horisont G.

Från överliggande jordlager lakas bl a humus, järn och mangan varav de två senare utfälls som järn- och manganhydroxid i rostjordsskiktet. Uran som lakats från överliggande jordlager bildar svårlösta komplex med humusämnena och radium binds till järn- och manganhydroxid. Därigenom sker anrikning av uran och radium till rostjordsskiktet. En viss anrikning av järn, mangan, uran och radium till detta skikt sker även nedifrån med uppstigande kapillärt grundvatten.

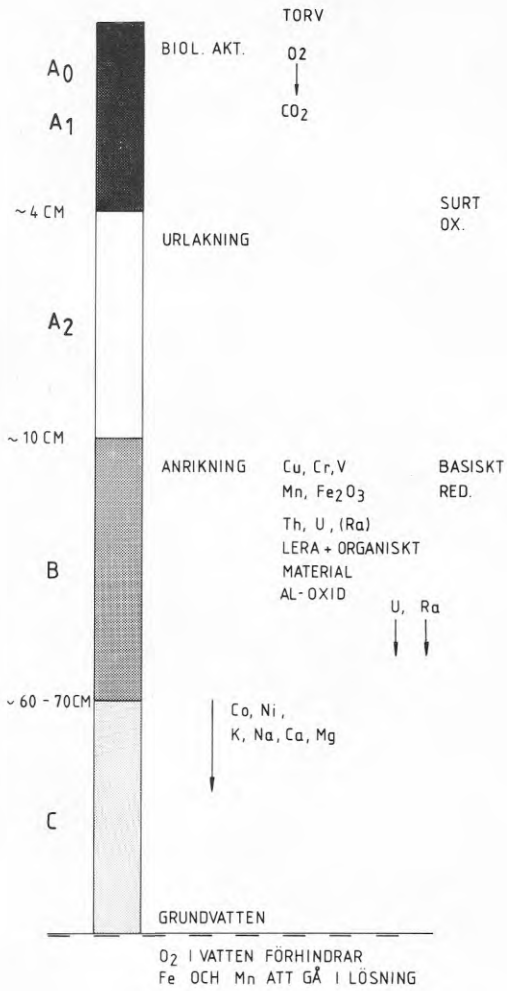
Rostjordsskiktet kan vara mer eller mindre välutbildat i olika jordarter beroende på i jordarterna ingående bergartsmaterial samt på kornstorleken. I grus och i leriga jordarter är skiktet mycket svagt utbildat.

Genom att radium anrikas till rostjordsskiktet ger detta ibland en så pass förhöjd gammastrålning att den kan uppmätas med en gammamätare. Man kan utgå från att radonhalten i jordluften i rostjordsskiktet ofta är högre än i över- och underliggande jordlager. Dock har, vad vi känner till, inga mätningar gjorts för att undersöka hur radonhalten i jordluften varierar inom podsolprofilen.

I normalfallet torde vid nybyggnad all jord ner till ett djup under rostjordsskiktet avlägsnas. Detta är ytterligare ett skäl som talar för att mätning av radonhalten i jordluften skall ske på ett större djup än 0.7 meter.



Figur 2.12 Schematisk redovisning av effekten av landisens uppkrossning av en granitisk berggrund med en antagen uranhalt av 15 ppm U. Genom uppkrossningen av berget och bildningen av morän kommer vatten (smältvatten, rinnande vatten samt vatten i sjöar och hav) åt att transportera och sortera det krossade berget varvid jordarter som grus, silt och lera bildas. Därvid sker även en bortförel av uranmineral. En fortlöpande lakning av uran och radium sker med detta vatten, perkoilerande vatten och med grundvattnet. Samtidigt sker en utfällning av uran och radium på sprickor i berggrunden, i stenar och i mineralkorn samt på ytorna av kornen. En del av det i vattnet lösa uranet och radiumet absorberas åter på de sedimentterande lerpartiklarna.



Figur 2.13 Podsolprofilen (Minell, 1983).

3 BESKRIVNING AV MARKRADONRISKEN VID OLIKA GRUNDLÄGGNINGSSITUATIONER

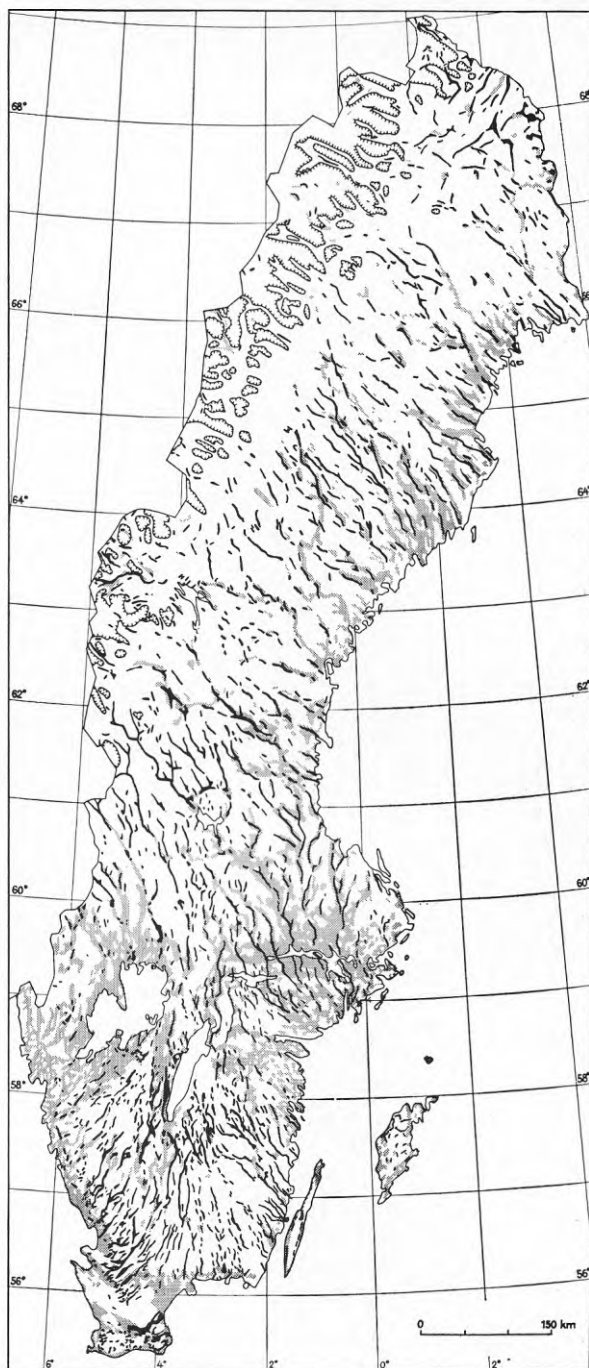
Markradonrisken för ett hus beror på hur hög radonhalten är i jorden och om detta radon läcker in i huset. Radonhalten i jordluften bestäms framför allt av radiumhalten i jordlagret och i viss mån av radiumhalten i underliggande berggrund, hur mycket radon som avgår från mineralkornen i jorden och från berggrunden samt av jordartens porositet och vattenhalt. Av dessa faktorer har jordens permeabilitet avgörande betydelse för hur stora luftmängder som kan transporteras genom jorden och som finns "tillgängliga" för att läcka in i huset. Det vill säga hur stora luftvolymen som kan tas från jorden utan att ett undertryck uppstår i jorden. Det är därför förklarligt att hus på t ex grusåsar och tjocka sprängstenslager ofta har höga radonhalter i inomhusluften. Markradonrisken är därför bl a beroende av på vilken typ av jord grundläggning sker. Ett markproblem föreligger endast där jordens radonhalt är hög eller där radonavgången från jorden är exceptionellt hög. Om höga radonhalter förekommer i hus på jord med normala eller måttligt förhöjda radonhalter i jordluften, så är detta ett byggnadstekniskt problem och inte ett markproblem.

Det är alltså ett komplicerat samspel av en mängd geologiska parametrar samt grundläggnings- och byggnadstekniska faktorer som avgör om det blir höga radonhalter i ett hus eller inte. När vi nu börjar känna till faktorerna kan vi bättre förutsäga när man behöver vidtaga särskilda byggnadstekniska åtgärder och på vilka typer av mark. Vi kan också geologiskt definiera de marktyper där radonrisken är stor, men om vi skall kunna garantera att radonhalterna blir låga i nybyggda hus måste alla hus byggas tätare mot inläckande jordluft än hittills. Detta eftersom radonhalterna i jordluften i normal jord ofta är så höga att ett inläckage av ett par kubikmeter luft per timme från jorden räcker för att radonhalterhalten i huset skall bli högre än gällande gränsvärde på 70 Bq/m³.

3.1 Förhållanden vid grundläggning på jord

Det är en mängd faktorer som avgör hur stor markradonrisken är vid grundläggning på olika typer av jordarter. Sådana faktorer är t ex jordartens radiumhalt, kornstorlek, emanation, permeabilitet, vattenhalt etc, vilka ingående har diskuterats i kapitel 2. Hur stora luftmängder som kan transporteras genom jorden och som finns tillgängliga att läcka in i ett hus avgörs av jordens permeabilitet och porositet. Dessa faktorer är i sin tur beroende av jordartens kornstorleksfördelning, packningsgrad och vattenhalt.

Hus byggda på rullstensåsar har ofta höga radonhalter. Detta beror på att grus är en särskilt permeabel jordart samt på att jordluftvolymen i åsar nästan är oändligt stor i förhållande till den luftmängd som kan sugas in i ett hus. I grovt grusmaterial sker transport av luft i stort sett lika lätt som ovan jorden medan luft nästan inte alls kan röra sig i fuktiga lera. Figur 3.1 visar förekomster av åsar i Sverige.



Figur 3.1 Åsar och sediment i Sverige. Åsar anges med svart, sediment med grå ton. Efter Atlas över Sverige.

Förutom åsgrus finns det även flera andra jordarter med stor permeabilitet som från markradonrisksynpunkt bedöms kunna vara likvärdiga med åsgruset. Sådana jordarter är grov svallsand, svallgrus, klapper samt grus och grovsand i älvsediment och randdeltan. Dessutom finns det bildningar av grusiga sandiga ofta blockrika moräner (t ex ändmoräner) som har relativt stor permeabilitet. Svallsand, svallgrus och klapper förekommer inom områden som efter landisens avsmältning legat i strandlinjen och har bildats genom vågornas bearbetning (svalling) av moränens ytskikt.

Alla dessa permeabla jordarter kan utgöra en markradonrisk vid grundläggning av hus. För att en sådan risk skall föreligga behöver emellertid jorddjupet vara minst en meter. Vid tunnare jordlager blir jordluftvolymen för liten för att ge upphov till radonproblem inomhus, såvida inte radonhalten i jordluften är mycket hög eller radiumhalten i berggrunden är så hög att radonavgången från denna är stor.

Moränmark är mer svårbedömd beträffande markradonrisken. Morän med låg - normal radioaktivitet och med för i Sverige normal sammansättning, dvs sandig moig och normalblockig, utgör generellt normalriskmark. Variationerna i markradonhalt kan emellertid vara stora bara inom några tiotal meter i ett område med morän vilket kan bero på skiftande innehåll av uranrika bergarter, skiftande permeabilitet, varierande jorddjup, grundvattenförhållanden och radiumhalter. I områden med mer enhetliga jordarter, t ex silt eller grus, är som regel variationen inom området liten.

Vid grundläggning på finsediment såsom sand, silt och lera är risken för markradon liten. Visserligen är både radiumhalten och radonavgången generellt något högre i silt och lera jämfört med sand, men på grund av dessa jordarters låga permeabilitet kan jordluften normalt inte transporteras genom dem. Därför behöver inte de högre radonhalterna innebära att radonrisken är stor vid grundläggning på jord bestående av silt och lera. Observera emellertid att om en lera torkar ut och ej längre är vattenmättad, kan radonrisken öka betydligt.

Ett ler- eller siltlager kan underlagras av t ex grus eller sand. Om huset grundläggs så att man gräver sig igenom lagret med finkorniga jordarter och huset istället kommer att byggas på grus- eller sandlagret finns risk för att jordluft med radon kan transporteras fram till huset och in i detta. Likaledes kan ler- eller siltlager överlagras morän eller berg med förhöjd eller hög radiumhalt. Grundläggs huset på sådan jord föreligger naturligtvis stor radonrisk. För att ett ler- eller siltlager skall vara skyddande mot radontransport nerifrån behöver lagret under huset vara minst en meter mäktigt och det får inte torka ut så att torksprickor bildas i lagret.

Observera att radonhaltig jordluft kan ledas fram till hus längs t ex värmekulvertar och ledningsgravar. Därmed kan huset utsättas för höga radonhalter, även om det i sig självt är grundlagt på någon av de jordartstyper där ingen radonrisk bör föreligga.

3.2 Förhållanden vid grundläggning på berg

Vid grundläggning direkt på berg avgörs risken för markradon av berggrundens radiumhalt och radonavgången (exhalationen) från berggrundsytan. Radonavgången från denna bestäms, förutom av radiumhalten, också av bergarternas strukturella egenskaper. Med ökad kornstorlek, skiffrihet, sprickighet och vitt-ring ökar radonavgången. Detta på grund av att den radonavgivande ytan ökar och att berget blir mer permeabelt. Det finns inte ett direkt jämförbart förhållande mellan radiumhalt och radonavgång. T ex är radonavgången i förhållande till radiumhalt liten från en okrossad ovittrad alunskiffer medan motsvarande förhållande kan vara stort för en grovkornig granit.

Radonavgången från berggrundsytan är i sig själv sällan ett problem, såvida inte radiumhalten och radonavgången är hög. Visserligen ökar radonavgången om berggrundsytan är uppkrossad, men radonavgången från en hällyta kan sällan bli så stor att den räcker till för att ge radonproblem i en byggnad.

Däremot kan risk för markradon föreligga om sprängsten och fyllnadsmassor läggs mellan huset och berget och kring huset, även om radiumhalten i materialet är normal eller bara något förhöjd. Förutsättningarna är dock att sprängstens- och fyllnadsmassorna har en tillräckligt stor volym för att kunna generera så mycket radon att det kan ge upphov till förhöjda radonhalter i huset, trots den ventilation som sker av fyllnadslagret genom vindpåverkan eller den luft som sugas in i huset.

Effekten av att bygga på, eller i anslutning till fyllnadsmassor, kan bli densamma som att bygga på en rullstensås, eftersom stora luftvolymen kan finnas tillgängliga för transport genom fyllningen in till huset. För att åsliknande förhållanden skall föreligga behöver lagret av fyllnadsmassor + sprängbottensten + kapillärbrytande material ha en större mäktighet än 0.5 meter, eller det finnas upplag av sprängsten intill huset, vilket är vanligt t ex vid sluttningshus (se figur 7.2). Risken för att radonavgången skall kunna ge upphov till förhöjda radonhalter inomhus kan grovt beräknas om radiumhalten i berggrunden och i sprängsten + fyllning är känd. Använd därvid formlerna 7.2 - 7.7 i kapitelavsnitt 7.3.3. Tillförs sådant material måste hänsyn tas till den sammanlagda radonavgången från hällytorna och materialet under huset.

3.3 Grundläggningssättets betydelse

Grundläggningssättet och utförandet är avgörande för om markradon ska tränga in i en byggnad. Normalt har man ett undertryck i byggnaden jämfört med lufttrycket i jordens porutrymmen. Därmed finns en pådrivande kraft som kan transportera radonhaltig luft från jorden in i byggnaden. Sprickor som har så liten vidd som ca 0.5 mm är tillräckligt stora för att medge konvektion, det vill säga gasströmning. En normal markradonhalt är mångfalt högre än vad som kan tillåtas inomhus av hälsoskäl. Därför kan det räcka med mycket små läckage för att

gränsvärdet 70 Bq/m^3 i radondotterhalt skall överskridas. Se exempel i kapitelavsnitt 3.5.

De stora markradonbidragen i befintliga byggnader uppstår genom konvektion i springor och hål i byggnadens grundkonstruktion; t ex vid rörgenomföringar (el, tele, fjärrvärme, vatten och avlopp), rensluckor i golvet, golvbrunnar, genomgående sprickor, springor mellan golv och vägg eller mellan betongplattor som gjutits i olika sektioner. Den här typen av grova "fel" kan lätt undvikas vid nybyggnad genom att i första hand välja lämplig typ av grundkonstruktion eller konstruktionsdetalj och i övrigt gjuta igen eller täta på utsatta ställen.

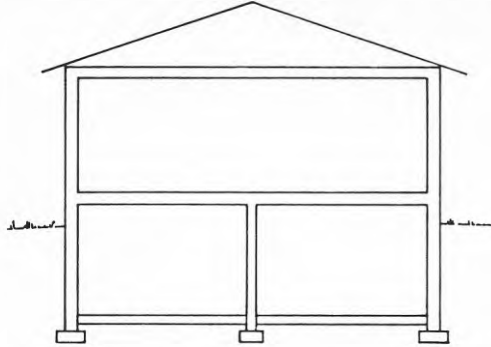
Hur radon transporteras in i en byggnad och åtgärder mot radon vid nybyggnad och i befintliga hus har ingående beskrivits i BFR-rapporten R 90:1984: "Radon i bostäder. Byggnadstekniska åtgärder vid ny- och ombyggnad" (Clavensjö och Kumlin, 1984). I följande avsnitt ges därför endast en sammanfattande beskrivning av orsaker och åtgärder. I övrigt hänvisas till ovan nämnda rapport.

3.3.1 Hustyper

Man kan indela hus i olika typer efter grundläggningssättet. Det är främst vid byggande av småhus samt flerfamiljshus utan källarvåning som man behöver beakta marken som radonkälla. En traditionell källarvåning under ett flerbostadshus utgör ett effektivt hinder för att markradon skall nå bostäderna. Detta genom att radonet ventileras bort direkt från källarvåningen. I en markbostad kommer radonet direkt in i bostaden liksom i ett småhus med källarvåning, eftersom våningarna i den senare hustypen normalt står i öppen förbindelse med varandra.

Indelningen nedan i hustyper är gjord med generellt avtagande radonrisk enligt principen att ju större markkontakt byggnaden har desto större bör risken vara för en radoninträngning vid traditionellt byggande. Den slutliga radoninträngningen avgörs dock av utförandet. Bortsett från typ av grundkonstruktion kan alltså otäta rörgenomföringar etc orsaka högt inläckage av radon.

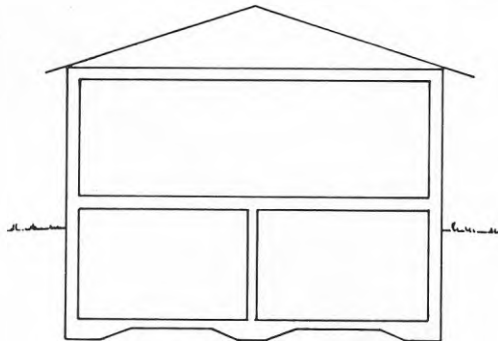
Hustyp 1 (figur 3.2) är hus med källarvåning där de bärande källarväggarna eller grundmurarna är grundlagda på längsgående betongsulor. Källargolven är gjutna efter grundmurarnas uppförande och består således av ett antal separata betongplattor som begränsas av murarna. En nygjuten betongplatta krymper något. För att minska risken för krympsprickor i plattorna frilägges dessa ofta från väggarna med papprensor eller dylikt. Följden blir att springor i stället bildas mellan betongplattorna och väggarna. Dessa springor kan vara svåra att upptäcka vid en okulär besiktning, eftersom en del golv är försedda med ett avjämningskikt av betong medan andra golv har kompletterats med uppreglade övergolv eller så kallade flytande golv. I många hus täcks dessutom springorna av puts-skiktet på väggarna.



Figur 3.2 Hustyp 1 med längsgående betongsulor under bärande väggar. Källargolvet har gjutits efter det att grundmurarna uppförts.

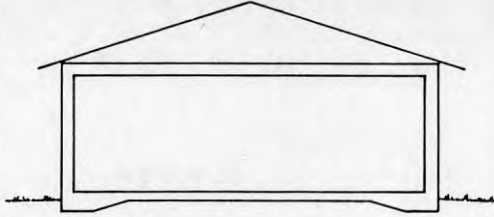
Hustyp 2 (figur 3.3) är hus med källarvåning men är grundlagda på en kantförstyvad betongplatta som gjutits i ett stycke. Plattan utgör därtill golv i källarvåningen. Den är då avjämnad med betong eller försedd med övergolv. Vid detta grundläggningssätt bör golvkonstruktionen vara tätare mot marken än vid hustyp 1, om inte genomgående sprickor har uppstått i betongplattan på grund av ojämn sättning eller krympning.

I vissa fall ligger markytan på en eller ett par sidor av huset på sådan nivå att källarvåningen klassas som suterräng eller undervåning (gäller både hustyp 1 och 2).



Figur 3.3 Hustyp 2 med hel kantförstyvad betongplatta.

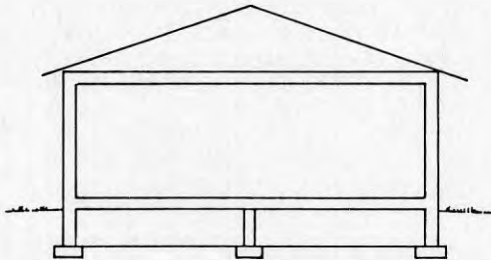
Hustyp 3 (figur 3.4) är hus som oftast benämns "med platta på mark", det vill säga huset, som är källarlöst, är grundlagt på en kantförstyvad betongplatta i marknivå. Ur radonsynpunkt är bottenkonstruktionen likvärdigt med hustyp 2:s källargolv.



Figur 3.4 Hustyp 3. Källarlösa hus grundlagda på en kantförstyvad betongplatta.

Hustyp 4 (figur 3.5) är hus som är grundlagda på så kallad kryprumsgrund eller kryputrymme. Huset är alltså källarlöst, men är försett med grundmurar som har murats upp på längsgående betongsulor alternativt betongbalkar som lagts på plintar. Mellan mark och bottenbjälklag finns ett utrymme som vanligtvis är 60 - 80 cm högt och ventilerat med uteluft genom ventiler i hussocklarna. Bottenbjälklaget är ofta av trä och relativt otätt, varför luft ganska lätt kan sugas från kryputrymmet och in i bostaden. Det radon som exhalerar, avgår, från markytan i kryputrymmet späds ut i luften i detta. Radonhalten i kryputrymmet bestäms därför inte bara av radonexhalationens storlek utan också av hur effektiv luftväxlingen är i detta.

En äldre variant kallad torpargrund har vanligen tjocka stenvmurar och mycket små ventilationsgluggar. Bottenbjälklaget är ofta mycket otätt på grund av ombyggnader, håltagningar för rörgenomföringar etc. Eftersom ventilationen mellan mark och bottenbjälklag ofta är underdimensionerad kan luften ha högt radoninnehåll vilken lätt kan sugas in i boendetrymmena.



Figur 3.5 Hustyp 4. Grundläggning med s k kryprumsgrund.

3.3.2 Tillgänglig mängd radon i jordluften kring en byggnad

Om gränsvärdet inomhus för nybyggnad, 70 Bq/m^3 i radonhalterhalt, inte ska överskridas, får markradonläckaget från marken uppgå till ett visst högsta flöde med en viss radonhalt. Se kapitelavsnitt 3.5 och 7.

Vid inläckage tas markradongas från porerna i jorden kring byggnadens grundkonstruktion. Läckaget in i byggnaden ventilerar marken vilket medför att den ursprungliga radonhalten sjunker tills ny jämvikt inställer sig med tillförd radon.

Tillförseln av radon styrs av:

- porositeten i närliggande jord- och bergmassor
- genomsläppligheten för luft för massorna; tillgänglig radonmängd begränsas av radonets sönderfall
- radiumhalten i massorna vilken är direkt avgörande för hur mycket radon som bildas

Som framgår närmare av kapitelavsnitt 7.3.2 tolkas undersökningsresultaten olika med hänsyn till tillgängligheten av jordluft kring byggnaden. Stora luftvolymen, vilket innebär större radonrisk, finns naturligt i t ex grusåsar och blockrik terräng men också i sprängstensfyllningar. Däremot begränsas den tillgängliga luftvolymen neråt av grundvatten. Om jorden är vattenmättad är genomsläppligheten för radongas mycket låg. Grundvattenytans läge varierar med tiden men förändras sannolikt ännu mer (sänks) till följd av ledningsgravar etc i samband med exploateringen.

3.4 Huskonstruktionernas betydelse

Som betonnats tidigare, i kapitelavsnitt 3.3, är grundläggningssättet och utförandet avgörande för om markradon ska tränga in i en byggnad. Vid beräkningen av radondotterhalt inomhus med utgångspunkt från markens egenskaper är största svårigheten att kvantifiera läckaget genom grundkonstruktionen. Vi kan bortse från stora läckagevägar som är lätta att identifiera och täta. De små läckagen däremot uppträder slumpartat och förändras sannolikt också med husets åldrande och rörelser. I figur 3.6 visas exempel på olika tillförselvägar för radon in i ett hus. Till synes identiska byggnader kan ha väsentliga skillnader i grundkonstruktionens täthet. Därför är det knappast meningsfullt att genomföra långtgående teoretiska beräkningar för enstaka byggnader. Viktigare är att man i förväg tänkt igenom och eventuellt förberett för åtgärder som måste vidtas om det vid kontrollmätning inomhus visar sig vara för höga halter.

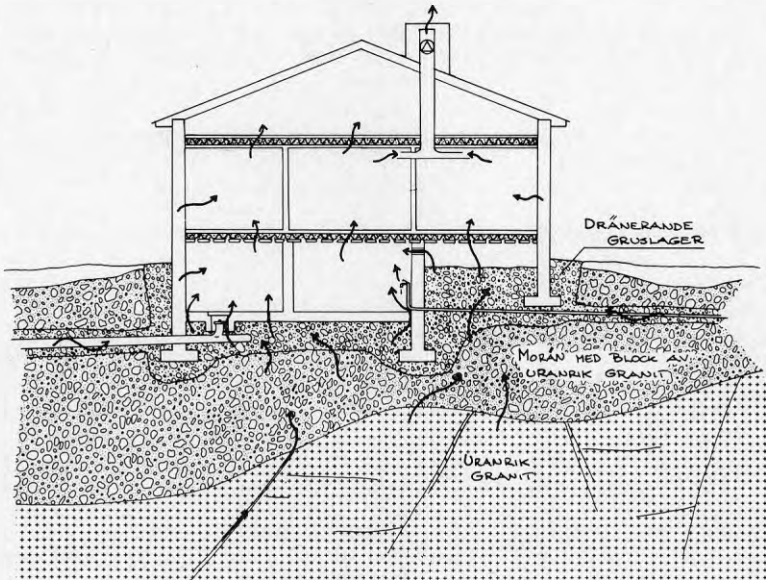
3.4.1 Täthet på grundplatta

En normal kantförstyvad grundplatta gjuts i ett stycke med en tjocklek av 8 - 10 cm och betongkvalitet K 20. Diffusionen av radon genom plattan är försumbar på normalradonmark och om plattan är hel sker inte heller någon radontransport med konvektion. Läckagerisker finns kring ursparningar och genomföringar som därför ska gutas igen eller tätas. Om plattan är dåligt underbyggd finns risk för ojämna sättningar med genomgående sprickor som följd.

Plattan blir tätare och styvare om man:

- ökar tjockleken
- väljer bättre betongkvalitet
- dubbelarmerar med fin maskigt armeringsnät

Fördyringar på plattan ska vägas mot kostnaden av radonsänkande åtgärder i efterhand. Man kan då ventilera dräneringsgruset med fläkt via hål i plattan eller med självdrag i slangar som lagts i dräneringsgruset redan under byggnadens uppförande.



Figur 3.6 Exempel på tillförselvägar för radon in i hus. Radonet kommer från marken genom otätheter i bottenplattor och bjälklaget mot kryptergrunden. I övrigt kan radon också komma från byggnadsmaterial i väggar och golv samt från hushållsvatten.

3.4.2 Täthet på huskonstruktion med längsgående balkar och gjutna grundplattor

Om man väljer huskonstruktion med gjuten grundplatta mellan längsgående balkar får man en svag zon mellan platta och balk. På samma sätt utgör skarven mellan flera bottenplattor en läckageväg för radongas. Sådana svaghetszoner skall tätas med elastisk, eller expanderande, fogmassa eller med speciella fogband av PVC.

3.4.3 Täthet på bottenbjälklag i kryppgrundshus

Uteluftventilerat kryputrymme med träbjälklag utgör normalt ett bra skydd mot radoninträngning från marken. Det har emellertid visat sig att problem kan uppstå på mark med stor radonavgång. Markradonläckage genom bottenbjälklaget kan förhindras med en kombination av åtgärder:

- tätskikt på markytan
- god ventilation av kryputrymmet
- tätt bottenbjälklag
- god luftväxling i kombination med litet undertryck inomhus

En svårighet i sammanhanget är att undvika fukt- och frostskador på grundkonstruktionen. Sådana kan uppstå om tätskiktet ansluts mot sockeln eller om varm och fuktig bostadsluft tillåts kondensera under bottenbjälklaget.

3.4.4 Undertryck i huset

Ur radonsynpunkt är det viktigt att ventilationssystemet skapar ett så litet undertryck som möjligt inomhus, om bostaden har markkontakt, eftersom radonhaltig jordluft sugas in i proportion till undertryckets storlek (lufttryck inomhus i förhållande till lufttryck i markens porutrymme). Se beräknings-exempel i kapitelavsnitt 3.5. Ett övertryck inomhus eliminerar rimligtvis denna risk helt och hållet. Det finns dock andra risker (fukt) med övertryck, varför det måste avrådas från detta.

Ett väl fungerande ventilationssystem med tillräckligt stort tilluftsflöde, antingen genom springventiler eller hellre genom mekanisk inblåsning, är en viktig förutsättning för låga radonotterhalter inomhus. Att enbart lita till ventilationen på hög- eller normalradonmark är inte rekommendabelt, eftersom det önskade undertrycket på 2 - 3 pascal (Pa) är svårt att justera in och kan dessutom förändras med tiden (och kan resultera i att för stora mängder jordluft sugas in i huset).

3.4.5 Risker med radontransport längs ledningsstråk

Ledningar i marken kan transportera betydande radongasmängder. Även om själva byggnaden står på lågradonmark kan ledningen stå i förbindelse med radonhaltig porluft.

Normalt återfylls ledningsgravar med permeabelt material som möjliggör konvektion längs ledningsstråket. Det här visar hur viktigt det är att alltid täta genomföringar i grundkonstruktionen. Radongas kan också transporteras inuti avloppsledningar, som för det mesta står utan vatten, och kabeltrummor etc. Kravet på täta avloppsledningar nedanför vattenlåsen bör därför ställas högt. Skarvar som är vattentäta och luktfria är inte säkert gästata.

3.5 Beräkning av lufttransport genom en spricka

Lufttransporten från marken genom en spricka i t ex bottenplattan in i huset beror dels på sprickans dimensioner, plattans tjocklek samt på tryckskillnaden mellan trycket i huset och lufttrycket i markens porutrymmen. Normalt har hus ett undertryck vilket innebär att det därmed finns pådrivande kraft för transport av radonhaltig luft från marken in i huset. Sprickor med en vidd på mer än 0.5 mm är tillräckligt stora för att medge konvektion det vill säga gasströmning.

Med följande formel kan lufttransporten genom en spricka beräknas:

$$L = v \cdot A_{\text{red}} \cdot 3\,600 \quad (3.1)$$

$$\text{där } v = \sqrt{\frac{2 \cdot \Delta p}{\rho}} \quad \text{och } A_{\text{red}} = A \cdot G$$

L = läckage, $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$

v = luftens medelhastighet, m s^{-1}

Δp = tryckdifferens, Pa

ρ = luftens densitet, kg m^{-3} (1.2 kg/m^3)

A = sprickans area, m^2

G = reduktionsfaktor som är en funktion av sprickans form, ytråhet mm ($0 < G < 1$)

Från radonsynpunkt är det viktigt att undertrycket i huset och därmed inflödet av jordluft är så litet som möjligt eftersom jordluft sugs in i proportion till undertryckets storlek. Detta förhållande påvisas med följande exempel. Genom en 2 meter lång och 0.5 mm bred spricka (vid faktor $G = 0.4$) skulle vid 10 pascals undertryck (i huset) 5.9 m^3/h jordluft flöda in i huset. Om undertrycket i huset skulle sänkas till exempelvis 5 eller 2 pascal skulle inläckaget av jordluft bli mindre, 4.2 respektive 2.6 m^3/h . Detta under förutsättning att fria luftvolymer finns på båda sidorna om sprickan.

För självdragshus är storleken på undertrycket i huset beroende på temperaturskillnaden mellan utomhus och inomhus. Vintertid är undertrycket normalt 2 - 10 Pa medan det sommartid kan vara 0 Pa. I fläktventilerade hus är för frånluftssystem ett undertryck på 5 - 15 Pa normalt och för från - tilluftssystem 0 - 1 Pa.

Avgörande för den slutgiltiga radonhalterhalten i ett hus är radonhalten i jordluften under huset samt mängden jordluft. För att inte radonhalterhalten skall överstiga 70 Bq/m^3 , i ett hus med en volym av 500 m^3 och med en luftomsättning på 0.5 oms/h, får den mängd jordluft som läcker in i huset

inte överstiga vid en radonhalt i jordluften av

0.07 m^3/h	500 000 Bq/m^3
0.35 "-	100 000 "-
1.00 "-	35 000 "-
3.50 "-	10 000 "-

Dessa värden är beräknade med formel 7.5 i kapitelavsnitt 7.3.3.

Om radonöverskottet inte skall överstiga 400 Bq/m³ är motsvarande värden

0.4 m ³ /h	500 000 Bq/m ³
1.0 "-	200 000 "-
2.0 "-	100 000 "-
4.0 "-	50 000 "-
20.0 "-	10 000 "-

Radonöverskottet i huset förutsätts vara 50 % av radonhalten.

4 KLASSIFICERING AV MARK MED AVSEENDE
PÅ MARKRADONFÖRHÅLLANDEN

I alla jord- och bergarter finns uran och radium. Vid det naturliga sönderfallet, som kommer att fortsätta under miljard-år, bildas kontinuerligt radongas. Eftersom radonet är en gas kan det transporteras genom jorden och sprickor i berget. Från all mark avsedd för bebyggelse kan radontransporten vara så stor att radonskyddande åtgärder måste vidtas.

För att i nya hus minska riskerna för markradon har statens planverk i rapport 59 1982: "Radon - planläggning, byggnadslov och skyddsåtgärder" och i "Joniserande strålning i byggnader - Hälsorisker och åtgärder vid planläggning och byggnad" (under utgivning) rekommenderat, att nya hus i normalfall byggs med radonskyddande utförande, vilket innebär en tätning av öppna hål mot marken och ett bättre skydd mot sprickbildning i bottenplattorna än som hittills varit fallet. På mark där markradonrisken är särskilt hög skall husen byggas radonsäkert, vilket kan innebära krav på förbättrad grundkonstruktion eller ventilation av marken och dräneringslagret under huset. Endast i de fall, där radonrisken är garanterat liten, kan nybyggnad ske på traditionellt sätt. Rekommendationerna att nya hus i normalfall skall byggas radonskyddat innebär att nya hus kommer att byggas med bättre tätning mot marken än vad som tidigare varit fallet. Detta bör på sikt leda till minskade radonhalter i det svenska bostadsbeståndet.

Begreppen radonskyddat och radonsäkert är kopplade till markförhållandena under byggnaderna, varvid marken klassas i lågradon-, normalradon- respektive högradonmark (figur 4.1). I korthet är högradonmark mark med högre radonhalt i jordluften än 50 000 Bq/m³, normalradonmark jord med radonhalter inom intervallet 10 000 - 50 000 Bq/m³ och lågradonmark där radonhalten är lägre än 10 000 Bq/m³, eller mark med lera eller silt vilka är så impermeabla jordarter att den aktiva transporten av jordluften är liten. I plansammanhang används

INDELNING AV MARK EFTER RADONRISK: enligt statens planverk
"Radon -planläggning, byggnadslov och skyddsåtgärder."
Rapport 59, 1982

ÖVERSIKTLIG KLASSIFICERING AV MARKOMRÅDE MED HÄNSYN TILL RADONRISKEN

- högriskområde
- normalriskområde
- lågriskområde

KLASSIFICERING AV MARKEN UNDER OCH KRING EN BYGGNAD

Marktyp	Radon i jordluften	Byggnadskrav
- högradonmark	> 50 000 Bq/m ³	radonsäkert utförande
- normalradonmark	10 000 - 50 000 Bq/m ³	radonskyddande utförande
- lågradonmark	< 10 000 Bq/m ³	traditionellt utförande

Figur 4.1 Schema som översiktligt och förenklat visar indelningen av mark efter radonrisk.

begreppen lågrisk-, normalrisk- respektive högriskområden för att översiktligt ange markradonrisken för olika delområden t ex inom en kommun, tätort eller planområde.

En utförligare beskrivning av den använda klassindelningen ges i kapitelavsnitten 4.1, 4.2 och 4.3. Jämför figur 4.1 med den mer detaljerade indelningen av mark i riskklasser i tabell 7.1. Där är indelningen gjord med hänsyn tagen till olika jordarter och deras speciella egenskaper.

En klassning utgående från radonhalter i jorden är naturligtvis inte möjlig att göra utan att koppla radonhalten i jordluften till byggnadstekniska åtgärder mot radon.

Som gräns mellan högradonmark och normalradonmark har valts radonhalten $50\ 000\ \text{Bq/m}^3$ i jordluften. Är radonhalten högre så skall huset byggas med radonsäkert utförande vilket innebär att huset skall byggas så att inläckaget av radonhaltig jordluft är så litet att radondotterhalten håller sig under gränsvärdet $70\ \text{Bq/m}^3$ (vid $0.5\ \text{oms/h}$), trots den höga radonhalten i jorden. Är radonhalten i jordluften $50\ 000\ \text{Bq/m}^3$ är det tillåtna inläckaget av jordluft i ett normalstort småhus mindre än $1\ \text{m}^3$ per timme om inte radondotterhalten skall överstiga $70\ \text{Bq/m}^3$, förutsatt att luftomsättningen i huset är normenlig $0.5\ \text{oms/h}$ (kapitelavsnitt 3.5). Ett radonsäkert utförande innebär alltså ett byggnadsutförande som gör att inläckaget av jordluft håller sig betydligt under $1\ \text{m}^3$ per timme. Skulle radonhalten i jordluften vara högre än $50\ 000\ \text{Bq/m}^3$ måste radonsäkerheten ökas i motsvarande grad. $50\ 000\ \text{Bq/m}^3$ är å andra sidan ett så högt värde att det bara förekommer under vissa geologiska betingelser. Det är därför möjligt att översiktligt klassa mark i högriskområden om man har kunskap om geologin och radiumhalten i marken.

Som normalradonmark klassas mark vars radonhalt i jordluften är $10\ 000 - 50\ 000\ \text{Bq/m}^3$, vilket är normala radonhalter i jordluften på 1 meters djup. Skall man bygga på sådan mark kan man tillåta ett inläckage av jordluft på maximalt $1\ \text{m}^3$ per timme i ett normalstort småhus. Eftersom den mesta marken består av normalradonmark bör radonskyddat byggande vara det normala.

Erfarenhetsmässigt visar det sig att mycket få hus som ligger på jord med mindre radonhalt än $10\ 000\ \text{Bq/m}^3$ i jordluften har radondotterhalter på mer än $70\ \text{Bq/m}^3$. Det går alltså att bygga traditionsenligt och ändå inte överskrida gränsvärdet om man bygger på jord med radonhalter mindre än $10\ 000\ \text{Bq/m}^3$.

Radonhalter i jordluften som är mindre än $10\ 000\ \text{Bq/m}^3$ förekommer bara inom jordarter med mycket låg radiumhalt t ex moräner som bildats av kalksten eller grönstenar eller i sandavlagringar. Det går alltså att inkartera dessa lågriskområden om man har kunskap om geologin.

I ett första steg att bedöma radonrisken utgår man från markens radioaktivitet (orsakad av uran/radium, torium och kalium) och genomsläpplighet för luft. Utförligare mätningar syftar till att bestämma radiuminnehåll, radonhalt, vattenhalt m m.

Den bedömda radonrisken motverkas med byggnadstekniska åtgärder, det vill säga tillräckligt tät eller ventilerad grundkonstruktion.

I gällande byggnadslagstiftning och i plan- och bygglagen (PBL) finns olika plannivåer med benämningar som varierar mellan kommunerna. Dessa kan sammanföras till följande gemensamma begrepp:

Översiktsplan (kommunomfattande)
Områdesbestämmelser (för del av kommun)
Detaljplan

Byggnadsnämnden har också att pröva framställning om bygglov med varierande planunderlag.

4.1 Klassificering av markområden vid upprättande av översiktsplaner

Klassificeringsgrunder

Statens planverk rekommenderar varje kommun att skaffa sig en översikt beträffande markradonförhållanden inom kommunen. Översiktsplanen skall redovisa allmänna intressen som bör beaktas vid beslut om användningen av mark- och vattenområden (PBL kapitel 4:1). I första hand bör förhållandena inom tätare bebyggelse och planerade bebyggelseområden klarläggas. En sådan översikt är av värde för prioritering av kommunens och andras insatser såväl vid uppspårning av befintliga hus med hög radondotterhalt som vid planläggning och nybyggande (statens planverk rapport 59, 1982).

En indelning kan ofta göras med ledning av geologiskt kartmaterial och översiktliga undersökningar av markens radioaktivitet och uranhalt. Denna indelning avser förhållandena för den orörda marken utan hänsyn tagen till de radonskyddande egenskaperna vid olika byggnadsutföranden.

Översikten bör tas fram efter samråd med geologisk sakkunskap och baseras i huvudsak på tillgängligt bedömningsunderlag
t ex:

- SGUs berggrunds- och jordartskartor (se figur 6.1 och 6.2),
- SGUs, SGABs och LKABs flygmätningar av markens radioaktivitet (se figur 6.3 och 6.5),
- SGUs GEO-strålningskartor (se figur 6.6),
- övriga kunskaper som geologer m fl har om marken inom kommunen (ex grus- och täktinventeringar, geotekniska undersökningar, markradiometriska undersökningar),
- uppmätta radondotterhalter i befintliga hus,
- utförda markradonundersökningar för planer och nybyggnader,

- eventuella orienterande mätningar av radon- och vattenhalt; enbart inom områden med tätortsintressen.

Översiktlig klassning av mark med avseende på radonrisken

Vid översiktlig klassning av mark med avseende på radonförhållandena används begreppen högriskområde, normalriskområde och lågriskområde.

Högriskområde

Med högriskområde avses ett markområde med huvudsakligen hög-radonmark. Mindre områden med normal- och lågradonmark kan förekomma.

Högriskområden består huvudsakligen av mark med

- Berggrund med uranrika bergarter som alunskiffer, uranrika graniter, pegmatiter och uranmineraliseringar med radiumhalter över ca 100 Bq/kg. Gammastrålningen ligger inom intervallet 15-50 $\mu\text{R/h}$ och högre.
- Morän som innehåller uranrika bergarter.
- Jord med stor permeabilitet t ex grus, grovkornig morän och sand med radiumhalter över ca 50 Bq/kg. Radonhalten i jordluften är ofta högre än 50 000 Bq/m³.

Normalriskområde

Med normalriskområde avses mark som huvudsakligen utgörs av normalradonmark. Enstaka lokala mindre områden med högradonmark kan förekomma samt mindre områden med lågradonmark.

Lågriskområde

Med lågriskområde avses mark med huvudsakligen lågradonmark. Mindre områden med normalradonmark kan förekomma.

Lågriskområden består huvudsakligen av mark med

- Berggrund med låg uranhalt som kalksten, sandsten, skiffer (ej alunskiffer), kvartsiter, grönstenar (diorit, gabbro, diabas och basiska vulkaniter), gnejser och graniter vars radiumhalt är mindre än 35 Bq/kg. Gammastrålningen är mindre än 10 $\mu\text{R/h}$.
- Morän som i huvudsak består av bergarter med låg uranhalt.
- Grus, sand och morän vars radonhalt i jordluften är mindre än 10 000 Bq/m³.
- Lera och silt vars lagertjocklek är mer än 2 meter. Jordlagret får inte vara uttorkat.

Osäkerhetsfaktorer

I en översikt görs mer eller mindre grova generaliseringar. Fel vid avgränsningar och riskbedömningar för olika områden bör dock inte komma att beröra mer än enstaka hus. Översikten bör vara så säker att det inom område som klassificerats som lågriskområde, ej får finnas högriskområden eller större nor-

malriskområden. Inom normalriskområden kan det finnas lågriskområden och enstaka lokala mindre högriskområden. Det kan accepteras att det inom område som klassificerats som högriskområde kan finnas mindre låg- eller normalriskområden.

Osäkerheten i indelning och bedömning av olika riskområden bör framgå av en beskrivande text till markradonöversikten samt på radonriskkartan. På kartan kan olika grader av säkerhet markeras genom att man använder streckade eller heldragna linjer vid gränsdragning mellan mark med olika radonklasser.

Klassningen av radonrisken vid olika bergartstyper och jordarter bygger på hittills gjorda erfarenheter.

Beträffande moränen är radonrisken ej helt klarlagd. Radonhalten i jordluften i moräner tycks kunna växla kraftigt från mätpunkt till mätpunkt. Det är sannolikt att vissa sandiga, grusiga, blockrika moräner utgör samma radonrisk som grusåsar, men kunskaperna om detta är otillräckliga. Normalt torde dock finmaterialet i moränen minska deras permeabilitet för jordluft, och därigenom verka hindrande för transport av större volymer jordluft.

Särskilt stor tveksamhet råder om risken för förhöjd radonavgång över sprick- och krosszoner i berggrunden. Hittills känner man inte till något hus som har förhöjda radondotterhalter inomhus på grund av att det byggts över en sådan zon. Det finns dock klara indikationer på att radonavgången över sådana zoner kan vara betydande. Skulle detta vara vanligt, föreligger stora svårigheter att förutsäga radonrisken, eftersom sprick- och krosszoner kan vara svåra att lokalisera under täckande jordlager. Man vet inte heller hur stor zonen behöver vara för att utgöra en radonrisk.

Beträffande klassningen av sand och silt, vilka har låga uran-(radium-)halter men som kan vara relativt permeabla, är osäkerheten stor om risken av att bygga på dem. Hittills tyder inget på att byggande på dessa jordarter skulle vara förenat med någon risk för markradon, om de inte underlagras av starkt radioaktiv mark eller av grus eller innehåller fragment av alunskiffer.

Från de gammastrålningskartor som upprättats på basen av SGUs och SGABs flygmätningar framgår områden med förhöjd radioaktivitet. Av kartorna framgår också om gammastrålningen orsakas av uran, torium eller kalium. Observera också att radonproduktionen kan vara stor även inom områden med normal gammastrålning t ex inom områden med åsgrus där en relativt stor andel av radonet avgår från gruset på grund av materialets stora genomsläpplighet för luft. Strålningskartorna måste därför användas tillsammans med en jordartskarta eller annan geologisk information från vilken man kan utläsa områden med stor genomsläpplighet (sand, grus, grova moräner etc).

Överensstämmelsen mellan bedömda riskområden och resulterande radondotterhalt inomhus har inte undersökts systematiskt. Det kan finnas anledning framöver, att korrigera bedömningsnormerna för klassning av mark.

Nuvarande byggnorm (1980) föreskriver en högsta radondotterhalt på 70 Bq/m³ i en ny byggnad. Statens planverk kommer att ompröva detta värde till kommande byggnorm.

Redovisning

I en markradonöversikt bör kommunen eller kommundelen så långt som möjligt indelas i högriskområden, normalriskområden och lågriskområden. Översikten kompletteras och justeras allt efter det att detaljkunskaperna förbättras.

Lämpliga kartskalor är 1:50 000 - 1:10 000 (eventuellt 1:100 000).

Översikten skall redovisa osäkerheter som behöver klarläggas vid detaljplanläggning eller vid bygglovsprövning.

4.2 Klassificering av mark under och kring en byggnad

Klassificeringsgrunder

PBL anger i kapitel 5 paragraf 1 att man skall pröva markens lämplighet för bebyggelse vid detaljplanering.

Beroende av markförutsättningar, de planerade byggnadernas grundkonstruktion och utnyttjande samt omfattningen av redan utförda undersökningar kan en radonöversikt med klassindelning i högrisk-, normalrisk- och lågriskområden vara tillräcklig för en bedömning av markförhållandena vid detaljplanläggning.

Markförhållandena är ofta tämligen ensartade inom ett detaljplanområde och området kan då klassindelas i hög-, normal- och lågradonmark enligt kapitelavsnitt 4.3. Ytterligare undersökningar behövs då inte vid bygglovsprövningen.

Är markförhållandena mer komplicerade eller föga kända bör den översiktliga karteringen kompletteras med t ex:

- gammastrålningsmätningar på berg,
- gammaspektrometriska mätningar vid hög gammastrålning,
- mätning av radonhalten i jordluften och bedömning av vattenhalten.

I de fall, där radonavgången lokalt kan variera mycket kraftigt, måste man känna till de lokala geologiska förhållandena och även beakta radonavgången från utfyllnader och schaktbotten för att man skall kunna bedöma behovet av byggnadstekniska skyddsåtgärder mot radon vid olika byggnadsutförande. En noggrannare undersökning av markradonförhållandena kan då vara meningsfull först när byggnadens läge fastställts. Klassindelningen i hög-, normal- och lågradonmark görs då för enskilda byggnader eller husgrupper.

Redovisning

Vid detaljplanläggning redovisas markradonförhållandena antingen som vid översiktsplaner enligt kapitelavsnitt 4.1 eller med planområdet indelat i hög-, normal- och lågradonmark.

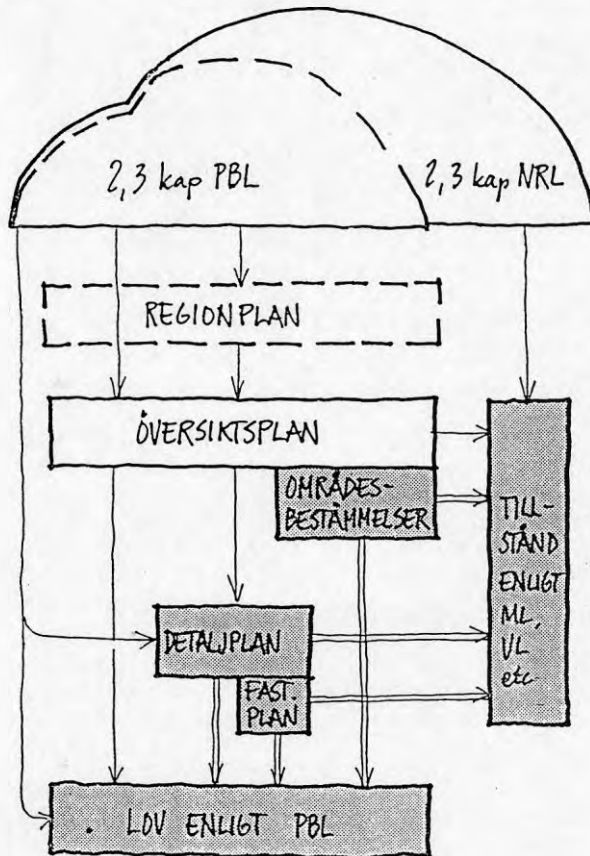
Lämpliga kartskalor bör vara intervallet 1:10 000 - 1:200.

Av planhandlingarna skall framgå vilka byggnadstekniska villkor som gäller för nybyggnad.

4.3 Underlag för bygglovsprövning

4.3.1 Klassificeringsgrunder

Bygglov prövas av byggnadsnämnden med olika planförutsättning, figur 4.2.



Figur 4.2 Bygglov kan ges 1. direkt på grundval av kommunöversikten, 2. efter detaljplanläggning, 3. efter översiktlig planering och eventuell detaljplanläggning.

Markradonförhållandena och behovet av särskilda skyddsåtgärder skall vara klarlagda i tillfredsställande grad vid bygglovsprövning. Det går naturligtvis att kringgå sådant förfarande om den byggande föreslår ett radonsäkert utförande. Men i vissa fall, om radioaktiviteten och uran-(radium-)halten är mycket hög, finns det skäl att även bestämma graden av radonsäkerhet. Om det saknas detaljplan med uppgifter om indelning av området i hög-, normal- och lågradonmark bör en noggrann markradonundersökning utföras.

Med utgångspunkt från undersökningen om markradonförhållandena klassas den mark under och kring en byggnad eller husgrupp, som kan bidra till radoninträngning i byggnaden, såsom högradonmark, normalradonmark och lågradonmark.

Högradonmark

Med högradonmark avses sådan mark där radonhalten i jordluften eller radonavgången från berggrunden är så hög att grundkonstruktionen måste byggas med radonsäkert utförande för att undvika att kravgränsen 70 Bq/m³ vid nybyggnad överskrids.

Ensartad berggrund och ensartat jordlager som kan klassas som högradonmark redovisas nedan i tabell 4.1.

Tabell 4.1 Högradonmark

Berg- eller jordart	Radiumhalt Bq/kg	Gammastrålning μR/h	Radonhalt i jordluften 1 m under markytan Bq/m ³
Utsprängd berggrund med sprängbottenskärv ¹⁾	> ca 200	> 20-30	
Sprängsten (fyllning och sprängbottenskärv)	> ca 125	> 15-25	
Grus och grovkornig morän	> 50	> 10-15	> 50 000
Sand	> ca 50	> 10-15	> 50 000
Silt	> ca 70	> 10-15	> 60 000
Lera, lerig morän	> ca 100	> 12-20	> 80 000

¹⁾ Berggrund av uranrika bergarter som alunskiffer, uranrika graniter och pegmatiter samt uranmineraliseringar

Normalradonmark

Med normalradonmark avses sådan mark kring en byggnad från vilken radonavgången är så hög att grundkonstruktionen måste byggas med radonskyddande utförande för att undvika att kravgränsen 70 Bq/m³ vid nybyggnad överskrids.

Till normalradonmark klassas berggrund och jordarter som inte klassas som hög- eller lågradonmark.

Lågradonmark

Ensartad berggrund och ensartat jordlager som kan klassas som lågradonmark redovisas i tabell 4.2.

Tabell 4.2 Lågradonmark

Berg- eller jordart	Radium- halt Bq/kg	Gamma- strålning uR/h	Radonhalt i jordluften 1 m under markytan Bq/m ³
Berggrund (inkl. ett tunt lager sprängbottenskärv) 1)	< ca 60	< 8-12	
Sprängsten, morän, grus, sand 2) 3)	< ca 25	< 5-8	< 10 000
Fuktig silt med större mäktighet än 2 meter 3)	< ca 70	< 10-15	< 20 000
Fuktig lera med större mäktighet än 2 meter 3)	< ca 100	< 12-20	< 40 000

1) Berggrund av bergarter med låg uranhalt som kalksten, sandsten, kvartsiter och uranfattiga graniter, gnejser och vulkaniter.
 2) Sten, morän, grus och sand av bergarterna enligt not 1).
 3) OBS! Silt, lera och sand som innehåller material av alunskiffer klassas som högradonmark.

Osäkerhetsfaktorer

Generalisering kan göras över större områden med mäktiga sedimentjordarter (lera-silt-sand-grus) och isälvsavlagringar. Det får emellertid inte råda osäkerhet i avgränsningar mellan olika radonriskklasser och inga tveksamheter angående variationer inom ett område som kan medföra risk för att delar av området kan tillhöra andra radonriskklasser.

I t ex morän kan ofta radonförhållandena växla kraftigt på korta avstånd, på grund av varierande sammansättning i materialet med varierande uran-(radium-)innehåll, varierande permeabla egenskaper och varierande vattenhalt. Vid sådana förhållanden måste den geologiska kontrollen och mätinsatsen omfatta så många punkter att man inte missar lokala områden med högre radonrisk. En generell bedömning görs efter högsta förekommande radonrisken.

För undersökning av mark under och kring en byggnad, se kapitel 7.

4.3.2 Byggnadstekniska åtgärder

Klassificeringen av marken inför byggnadslov måste naturligtvis följas av föreskrifter för åtgärder mot markradon. Då det

ligger utanför denna handbok att redogöra för lämpliga åtgärder hänvisas till planverkets rapport 59, 1982 och BFR rapport R90:1984: "Radon i bostäder - Byggnadstekniska åtgärder vid ny och ombyggnad" (Clavensjö och Kumlin, 1984).

Enligt planverkets rapport 59 kan de byggnadstekniska skyddsåtgärderna indelas i:

- radonsäkert utförande, som erfordras på högradonmark,
- radonskyddande utförande, som rekommenderas på normalradonmark,
- traditionellt utförande, som kan tillämpas på lågradonmark.

Oavsett val av grundkonstruktion erhåller man ett billigt och bra basskydd mot inläckande markradon om alla fogar och genomföringar i grundkonstruktionen gjuts igen eller tätas.

En del grundkonstruktioner måste dessutom kompletteras med speciella byggnadstekniska lösningar motsvarande radonskyddande eller radonsäkert utförande vid normal- respektive högradonmark.

Speciella åtgärder kan behöva vidtagas om radonhalten i jordluften är mycket hög.

Ventilationssystemets utformning är viktigt på så sätt att ett undertryck inomhus (mekanisk frånluft eller självdrag) gentemot marken ökar risken för inläckage av markradon. Tilluften måste därför också ordnas.

Om man vid osäkerhet väljer att utforma byggnaden med det lägre radonskyddet är det viktigt att förbereda för radonsänkande åtgärder, t ex slangar som luftar dräneringsgruset (varning för köldproblem), inredning utformad med plats för fläkt alternativt kanal för fläktanslutning. Om det vid kontroll visar sig att radonsänkande åtgärder behövs blir tilläggskostnaderna och störningarna i boendemiljön väsentligt lägre om förberedelserna planerats in från början.

5 MÄTMETODER FÖR BESTÄMNING AV MARKRADON-FÖRHÅLLANDENA

5.1 Mätning av gammastrålning

För kontroll av gammastrålningen inom ett område används ett handburet scintillationsinstrument (vanligen kallat gamma-mätare) som mäter gammastrålningen.

Ett scintillationsinstrument är vanligen uppbyggt kring en kristall av NaI (Tl) (talliumaktiverad natriumjodid). När kristallen träffas av gammastrålningen (i naturen bildad vid sönderfall av nuklider i sönderfallsserier för uran-238, uran-235 och torium-232 samt vid sönderfall av kalium-40 och kosmisk strålning) uppstår så kallade scintillationer, det vill säga ljusblixtar. Ljusblixtarna registreras i en fotomultiplikator som omvandlar signalerna till mätbara pulser vars styrka kan läsas på ett visarinstrument eller omformas till ljudsignaler. Ju intensivare gammastrålning som träffar kristallen desto större utslag eller högre ljudsignal.

Den uppmätta gammastrålningen anges vanligen i enheten $\mu\text{R/h}$ (mikroröntgen per timme). Den nya enheten miljödosekvivalent, som anges i $\mu\text{Sv/h}$ (mikrosievert per timme), kommer emellertid att ersätta $\mu\text{R/h}$. $1 \mu\text{R/h} = 0.01 \mu\text{Sv/h}$.

Scintillometern är ett känsligt instrument som är avpassat för att mäta gammastrålning i de strålnivåer som förekommer i naturen. Den är robust och slagtålig men behöver årligen översyn för bl a kalibrering.

Med scintillometern kan gammastrålningen mätas kontinuerligt eller punktvis i ett rutnätssystem. Vid kontinuerlig mätning erhålls ett genomsnittsvärde för varje undersökt delområde, håll eller jordlager. Mätningarna bör utföras så att de ger information om gammastrålningen i marken på det djup från vilket radon kan transporteras till de blivande husgrunderna. Mätningarna utförs samtidigt med geologiska observationer. Därvid tillämpas normala geologiska karteringsmetoder och resultaten från mätningarna sammanvägs med de geologiska observationerna till en noggrann bedömning av områdets radioaktivitet.

För att bedöma jordarternas och berggrundens uppbyggnad under markytan kan observationer och mätningar i befintliga gropar, brunnar och skärningar vara till hjälp. I områden där jordtäcket är tjockt är bedömningar av radioaktiviteten i djupare liggande jordlager eller i berggrunden svårare att göra. För detta kan strålningen behöva mätas i för ändamålet grävda gropar eller gjorda borrhål. Hänsyn måste tas till den annorlunda mätgeometrin. För att mäta i borrhål behövs särskild utrustning, så kallade gamma-loggar, som sänks ner i borrhålen.

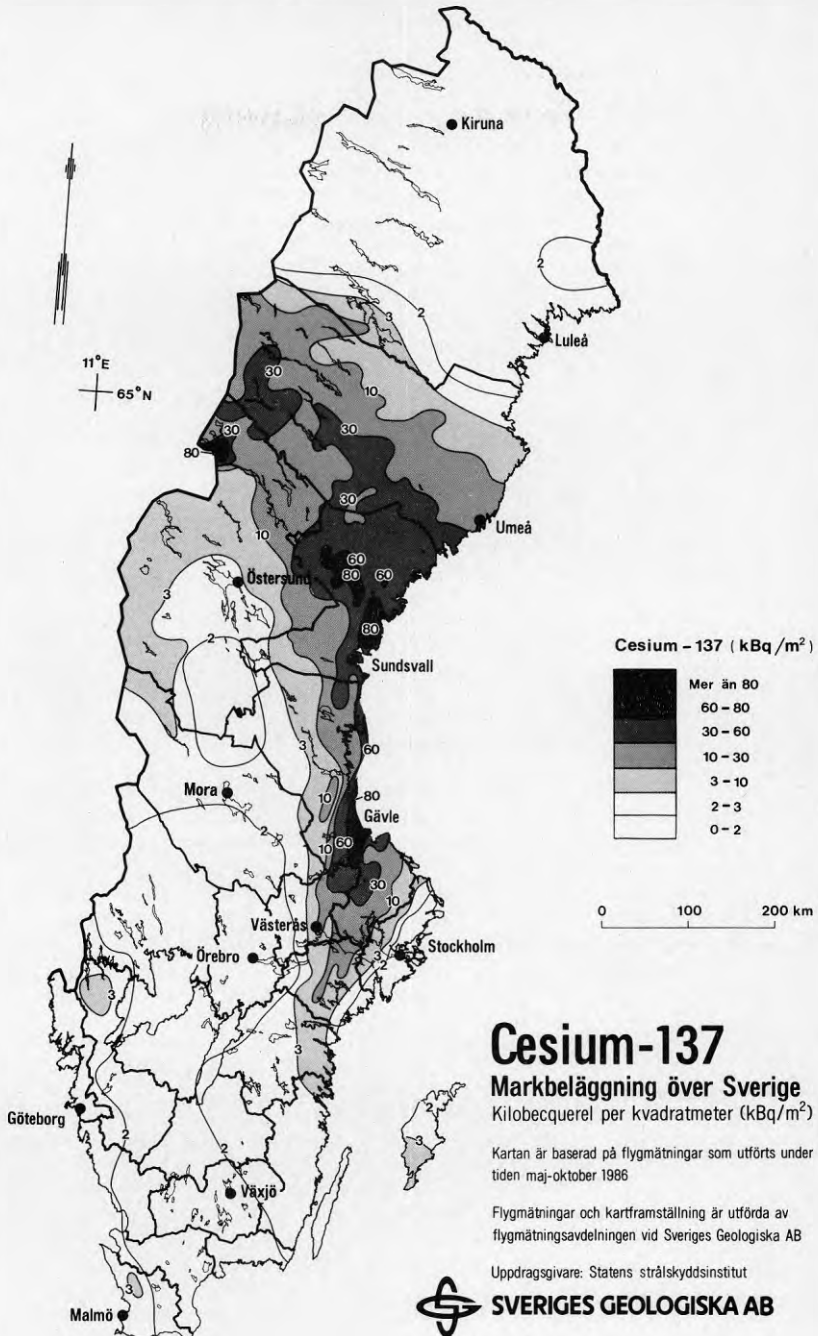
Under skrivningen av denna handbok har vi i Sverige drabbats av radioaktivt nedfall från reaktorolyckan i Tjernobyļ. Nedfallet har försvårat mätning av naturlig gammastrålning, markradonundersökningar samt upprättandet av radonriskkartor.

Nedfallet har givit upphov till förhöjd gammastrålning över stora delar av Sverige. Inom de mest utsatta delarna är gammastrålningen flera gånger större än den naturliga strålningen, vilken i genomsnitt är 8 $\mu\text{R/h}$ (0.08 $\mu\text{Sv/h}$). Eftersom den gammastrålning som fortfarande finns kvar från nedfallet till nästan 2/3 orsakas av cesium-137 och till 1/3 av cesium-134, med halveringstider på 30.0 år respektive 2.05 år, kommer den förhöjda gammastrålningen att finnas kvar under många år framåt. Figur 5.1 visar beläggningen av cesium-137 i Sverige i juni 1986. De områden som då hade en beläggning av cesium-137 som var högre än 10 kBq/m hade då en gammastrålning från nedfallet som var större än dubbla bakgrunden. När detta skrivs i januari 1988 motsvarar en beläggning av 1 kBq/m² cesium-137 en gammastrålning av 1 $\mu\text{R/h}$ (0.01 $\mu\text{Sv/h}$). Strålningen kommer att vara förhöjd under 10-tals år framåt.

Vanliga gammamätare mäter den totala gammastrålningen som träffar instrumentet. Därför kan man inte med en sådan mätare skilja mellan gammastrålning från nedfallsprodukter och den naturliga strålning som orsakas av uran, torium och kalium i berggrunden och jordlagret. Det är inte möjligt att inom områden med större beläggning än 5 kBq/m använda vanliga gammamätare, som mäter den totala gammastrålningen, för att bestämma den naturliga gammastrålningen t ex vid radonundersökningar.

Emellertid går det med hjälp av gammaspektrometer (se kapitelavsnitt 5.2) att skilja på och mäta upp strålningen från nedfallet respektive strålningen från uran, torium och kalium. Med hjälp av detta instrument kan man därför även inom områden med nedfall göra undersökningar av markradon och uppräta radonriskkartor (men det är lite omständigare).

För de flesta områden i Sverige finns vid SGAB information om hur strålningen var före nedfallet. Informationen förekommer i form av data från flygmätningar av markens gammastrålning och markundersökningar av områden med förhöjd strålning. Denna information kan användas vid undersökningar av markradon. Fortsatta flygmätningar av markens naturliga radioaktivitet berörs ej av nedfallet eftersom det går att diskriminera bort strålningen från nedfallet.



Figur 5.1 Markbeläggning av cesium-137 över Sverige.

5.2 Bestämning av jordens och bergets innehåll av uran (radium), torium och kalium

Eftersom gammastrålningen i naturen kan komma från uran/radium, torium eller kalium och numera också från radioaktivt nedfall behöver man vid markradonundersökningar ofta ta reda på vad det är som strålar. Detta görs med en gammaspektrometer, ett mätinstrument som förmår skilja på strålning från olika radioaktiva ämnen. Gammaspektrometern är liksom scintillationsinstrumentet uppbyggt runt en kristall av natriumjodid, germanium-litium eller plast och försedd med en diskriminatorenhet som kan särskilja gammastrålning med olika energi. Vid sönderfall av olika nuklider bildas gammastrålning med för varje nuklid specifik energi. Genom att mäta med spektrometer kan man således bestämma från vilka nuklider strålningen kommer och, efter kalibrering av spektrometern, beräkna halterna av dessa nuklider.

Lätta bärbara gammaspektrometrar används i fält för att genom mätning på hållar och i gropar bestämma halter av radioaktiva ämnen i berggrunden och i jordlagret. På laboratorium används stationära gammaspektrometrar för att bestämma halter i tagna prov. Flygburna gammaspektrometrar används vid kartläggning av markens radioaktivitet.

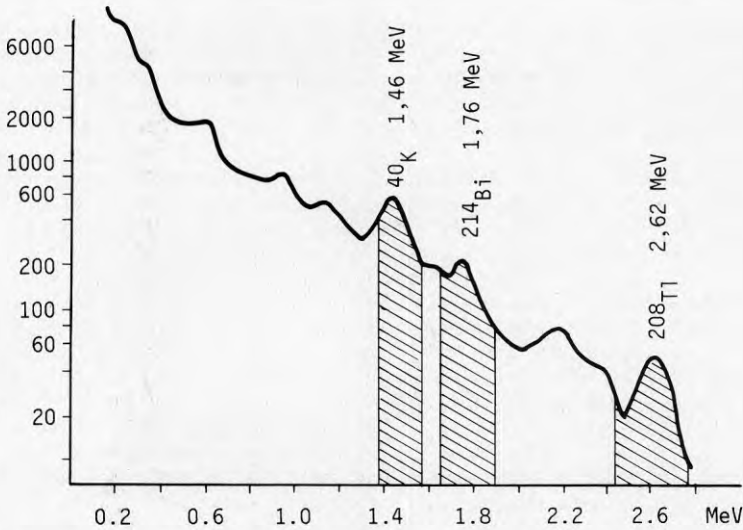
Omfattande mätningar har i Sverige gjorts med flygburna och handburna gammaspektrometrar. Mätningar har utförts dels i samband med regional geofysisk kartering, dels vid uranprospektering och forskning i olika sammanhang. Under 1986 karterade SGAB på SSI:s uppdrag nedfallet från Tjernobyl med flygburna spektrometrar (figur 5.1).

Av särskilt intresse vid undersökningar av markradon är att man med spektrometern kan bestämma halterna av kalium-40, vismut-214 i sönderfallsserien för uran-238 och tallium-208 i sönderfallsserien från torium-232 (tabeller 2.2 och 2.3). Under förutsättning att vismut-214 och tallium-208 är i radioaktiv sönderfallsjämvikt med de andra nukliderna i respektive sönderfallsserie kan även halterna av alla de andra nukliderna beräknas.

Utförliga beskrivningar över användningen av gammaspektrometrar vid markradonundersökningar ges i statens provningsanstalts metodbeskrivning SP A2 610: "Fältmetod för fastställande av gamma- och radiumindex" (Mellander, Österlund och Åkerblom, 1982) samt i "Radon i bostäder - Markens inverkan på radonhalt och gammastrålning inomhus" (Andersson, Clavensjö och Åkerblom, 1983).

I svensk berggrund föreligger vanligen sönderfallsjämvikt mellan de olika nukliderna i såväl uran- som toriumserien vilket beror på att någon omfattande vittring inte har skett av berggrunden sedan landisen under istider skrapade bort det översta djupvittrade lagret. Därför kan man genom att mäta med gammaspektrometer över hållar direkt bestämma halterna av de olika nukliderna i berggrunden. Figur 5.2 visar ett typiskt gammaspektrum från mätning över en granithäll.

INTENSITET
relativt antal
pulser



Figur 5.2 Gammaspektrum från en granit uppmätt med en gamma-spektrometer försedd med en kristall av NaI (Tl). De skrafferade områdena visar de energiintervall av spektrumet som vid mätningar med ett instrument av typ Scintrex GAD-6 används för bestämning av radium-226, torium-232 och kalium-40.

I jordlagret föreligger vanligen genom kemisk lakning ojämvikt inom uranserien. Lakningen har dock inte samma påverkan inom toriumserien. På grund av ojämvikten i uranserien är det inte möjligt att bestämma uranhalten i jord. Dock går det bra att bestämma halten av radium-226 om mätningar utförs på prov som förvarats gastätt tillslutna till dess jämvikt uppnåtts mellan vismut-214 - radon-222 - radium-226. Mäter man med gammaspektrometern i grävda gropar i jorden får man visserligen ett något för lågt värde på radiumhalten på grund av att radon avgått till markytan men mätfelet är maximalt 10 % (Andersson, Clavensjö och Åkerblom, 1983). Genom att mäta i samma grop eller hål där radonmätningar görs kan radiumhalten i jorden kring mätpunkten bestämmas. Känner man till både radiumhalten och radonhalten kan radonemanationen beräknas. Därigenom kan man kontrollera om ett överskott av radon föreligger i förhållande till vad den kring mätpunkten närliggande jorden kan producera. Föreligger ett radonöverskott måste detta komma från djupare liggande jordlager, eller från underliggande berggrund.

Mätningar med bärbar gammaspektrometer direkt i fält har den fördelen framför analyser på provtaget material att mätningen kan ske på en så stor volym (ca 0.5 m^3) att lokala inhomogeniteter i bergarten eller i jordarten endast i liten utsträckning påverkar resultatet. Sådana lokala inhomogeniteter finns

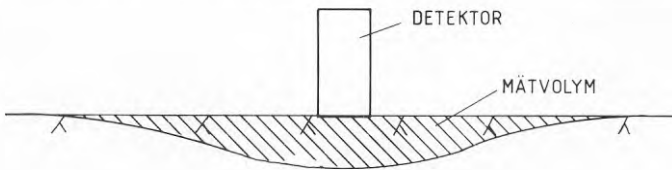
nästan alltid i berggrunden eftersom uran och torium i berget förekommer i mycket små mängder och vanligtvis är ojämnt fördelade, vilket också gör att det är svårt att ta ut representativa prov för laboratoriemätning av en bergart.

En annan fördel är att mätprogrammet kan anpassas efter lokala förhållanden eftersom resultatet är omedelbart tillgängligt. För att kunna göra anpassningen till den lokala geologiska situationen behöver mätningarna utföras av personal med geologisk kompetens.

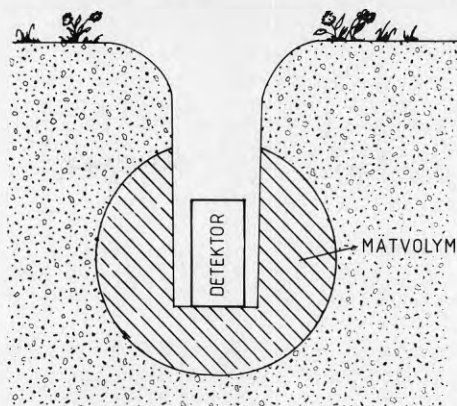
Fältnätningar med gammaspektrometer bör inledas med en rekognosering av mätobjektet med handburet scintillationsinstrument. Därvid erhålls en god överblick över hur radioaktiviteten varierar inom mätobjektet.

Mätobjektets geometri och dess läge i förhållande till detektorn är helt avgörande för mätresultatet. För att erhålla hög precision måste likartade förhållanden råda i fält som vid kalibreringen av instrumentet. I praktiken föreligger två mätkonfigurationer. I det ena fallet placeras detektorn på objektet vars yta skall vara någorlunda plan (sk 2π -konfiguration). I det andra fallet placeras detektorn i en grop i mätobjektet (sk 4π -konfiguration). Det första fallet är det vanligare och används vid mätning på fast berg i form av hällar eller stora block. För att erhålla tillräcklig precision bör hällens yta överstiga 5 m. Mätning i grop används då jordarters och andra lösa materials halter skall bestämmas. Groppen måste formas så att dess geometri är densamma som instrumentet kalibrerats för. I figurerna 5.3 och 5.4 illustreras dessa två mätkonfigurationer liksom den volym instrumentet avkänner.

Mättiden i varje punkt avgörs utgående från mätobjektets typ och utifrån den precision som eftersträvas. En längre mättid ger högre precision eftersom felet är av storleksordningen kvadratroten ur antalet registrerade pulser för en viss kanal. Ett minimikrav bör vara att uppnå minst 1 000 pulser i var och en av de tre kanalerna.



Figur 5.3 Mätning med gammaspektrometer 2π -konfiguration.



Figur 5.4 Mätning med gammadetektor 4 π -konfiguration.

5.3 Metoder för mätning av radon i marken

Ett flertal metoder kan användas för mätning av radon i jordluften. Metoderna kan indelas i momentana, korttidsregistrerande och integrerande, långtidsregistrerande metoder.

Fördelen med de momentana metoderna är att mätningarna är snabba och billiga. De momentana mätmetoderna är, genom radonhaltens naturliga variation i jordluften och svårigheterna att ta representativa prov på jordluften, bäst lämpade för översiktliga och orienterande mätningar. Vid mer detaljerade undersökningar eller vid mätningar med stora krav på mätvärdena bör integrerande metoder användas.

De metoder som används vid radonmätning i jordluft kan indelas i fyra grupper alltefter vilken fysikalisk princip som används. Dessa är:

- aktiverat kol
- spårfilm
- emanometer
- halvledardetektorer

Endast emanometermetoden ger momentana värden. En utförlig beskrivning av mätmetoderna ges i "Radon in soil gas" (Hesselbom, 1985).

Vid mätning med detektorer som använder aktiverat kol, spårfilm och halvledardetektorer placeras dessa i grävda groppar eller i hand- eller maskinborrade hål på minst 0.7 meters djup. Detektorerna placeras antingen direkt på botten av hålet eller lämpligare i ett PVC-rör som sätts ned i hålet. Fördelen med att sätta detektorn i ett rör är att man på detta sätt erhåller samma mätgeometri för samtliga detektorer. Röret tillslutes i den övre änden. Diametern på röret bör ej vara mindre än 75 mm. Vid utsättning är det viktigt att markförhållandena störs så lite som möjligt. Därför bör eventuella gro-

par handgrävas eller borrar. Efter utsättningen av detektorerna återfylls noga med jord kring röret eller i gropen. Detta för att hindra onormal radontransport från jorden längs röret eller från gropen. Detektorerna placeras om möjligt på ca en meters djup för att i största möjliga mån undvika påverkan av meteorologiska parametrar och för att mäta så nära den maximala halten som möjligt. Upptagningen av detektorer som är utsatta i gropar utan PVC-rör underlättas om återfyllnadsmassorna läggs i plastsäckar.

Mätning med emanometer görs i smala borrhål eller spettade hål i vilka sonder sticks ned, genom vilka jordluften kan pumpas upp till instrumentet.

Vid varje metod och för varje modell av radonmätare erhålls vid avläsning ett proportionellt värde på de uppmätta halterna uttryckt i en för respektive apparat karaktäristisk enhet. Det kan vara pulser per tidsenhet, spår per ytenhet eller någon annan specifik enhet. För att erhålla halterna för de uppmätta alfastrålande nukliderna i SI-enheten becquerel per kubikmeter (Bq/m^3) måste instrumenten var för sig kalibreras mot kända halter av nukliderna (se även kapitelavsnitt 5.4).

Aktiverat kol

Radon-222 adsorberas liksom flera andra gaser på aktiverat kol. Adsorptionsgraden är proportionell mot koncentrationen av radon. Detta utnyttjas i den så kallade ROAC-metoden (Radon on activated charcoal). När det adsorberade radonet sönderfaller bildas bland annat de gammastrålande dotternukliderna ^{214}Bi och ^{214}Pb . Genom att mäta gammastrålningen från dessa nuklider och genom att korrigera, dels för uppbyggnaden av radon under exponeringstiden och dels för avklingningen efter exponeringen, kan radonhalten beräknas för den miljö i vilken detektorn exponerats. För att kunna utföra en korrekt korrigering är det viktigt att exponeringstiden är känd.

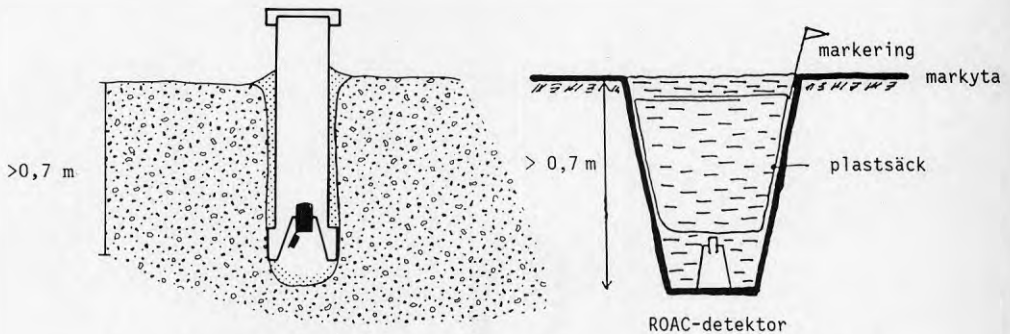
Mätutrustningen består av en mätkopp (detektor) fylld med aktiverat kol samt en plastmugg, figur 5.5. För att motverka påverkan från fukt i jordluften täcks det aktiva kolet i burken av ett lager med fuktadsorberande silicagel.

När detektorn är placerad i jorden skall den sedan exponeras i 5 - 8 dygn. Därefter beräknas radonhalten genom att mäta gammastrålningen från koppen. Denna mätning bör ske inom 5 dagar.

Även toron (^{220}Rn) adsorberas på kolet, men toronet och dess gammastrålande dotternuklider (^{212}Pb , ^{212}Bi och ^{208}Tl) sönderfaller så snabbt att strålningsbidraget från dessa efter tre dagars väntan är så litet att man kan bortse från det. Om man mäter gammastrålningen direkt efter att detektorn tagits upp ur jorden kan man dock få ett mått på toronhalten.



Figur 5.5 SGABs markradondetektor enligt ROAC-metoden.



Figur 5.6 Placering av detektor med, respektive utan PVC-rör.

Tester i SSIs kalibreringsanläggning för markradondetektorer visar att adsorptionsförmågan för radon på det aktiverade kolet ökar vid minskad temperatur och minskar i fuktig miljö. Så är radonadsorptionen ungefär 2 gånger större vid +7°C än vid +20°C medan adsorptionsförmågan är ca 50 % mindre vid en relativ luftfuktighet på 90 % än vid 50 %. I svensk jord är temperaturen på 1 meters djup +5°C - +10°C under året med undantag för vinterperioden. Den relativa luftfuktigheten är under året konstant ca 90 - 100 %. Kalibreras ROAC-detektorn för dessa förhållanden mäter den radonhalten med +/- 5 % säkerhet.

Detektorer som användes enligt ROAC-metoden säljs av Sveriges Geologiska AB (SGAB), som även utför analyserna. Mätresultatet erhålles i enheten Bq/m³.

Mätningar av radonhalten i jordluft med den så kallade ROAC-metoden påverkas inte av det radioaktiva nedfallet. Vid mät-

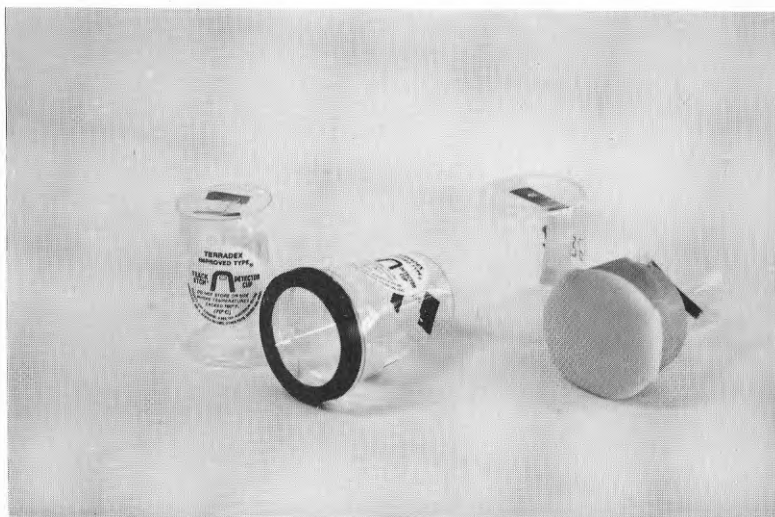
ningar med ROAC-metoden registreras endast koncentrationen av radongas i luften.

Spårfilm

Spårfilmen fungerar så att alfapartiklar som träffar ytskiktet på en film av cellulosanitrat eller polyester ger upphov till skador (spår). Genom att kemiskt etsa filmen blir spåren synliga och kan räknas i ett mikroskop. Mängden spår per ytenhet är proportionell mot halten av de alfastrålande nukliderna i den luftvolym, som finns inom radien för alfapartiklarnas räckvidd och mot mättiden.

Idag finns flera typer av spårfilm tillgängliga. De två vanligast förekommande är Track Etch tillverkad av Terradex, USA (marknadsförs i Sverige av Aurum AB). Den andra filmen, LR 115 typ II, tillverkas av Kodak-Pathe och saluförs av Strålskyddstjänst AB) och fysiska institutionen i Lund.

Mätdetektorn består av en filmremsa fastsatt i botten på en plastkopp, fig 5.7.



Figur 5.7 Vänster: Track Etch-detektor med och utan membran. Höger: Kodak LR 115-detektor med och utan filter.

Mättiden för spårfilm vid mätning av radon i jordluften är normalt 3 - 5 veckor. Efter exponering etsas spårfilmen och spåren i filmen räknas. Resultatet erhålls i Bq/m³ normaliserat till 30 dagars exponeringstid.

I jordluften är spårfilmen känslig för alfastrålning från både radon (radon-222) och toron (radon-220). För att vid mätning i toronrika områden (toriumrika graniter och moräner) kunna skilja på radon och toron har Terradex utvecklat ett semipermeabelt plastmembran att täcka plastkoppen med. Detta membran hindrar toronet samt radon- och torondöttrarna från att komma

in i koppen. Metoden grundar sig på att toronet med sin korta livslängd, halveringstiden är 55 sekunder, inte hinner passera membranet innan det sönderfaller. Tidigare erfarenheter visar att fukt och kondens i många fall stört radonmätningar utförda med spårfilm i öppna plastkoppar. I dessa fall har fukt kondenserats på spårfilmen som en tunn hinna eller i form av droppar vilket hindrar en stor del av alfastrålningen att träffa och skada spårfilmen. Vid mätningar där plastkoppen med spårfilm täcks med det semipermeabla plastmembranet hindras en del av fukten att tränga in i koppen. Vid denna typ av mätning minskas därför påverkan av fukt och kondens.

I Sverige, där jorden normalt är mer eller mindre fuktig, bör mätningarna alltid utföras med "toron"-membran. Detta för att hindra toronet från att påverka mätningarna och för att minska påverkan av fukt.

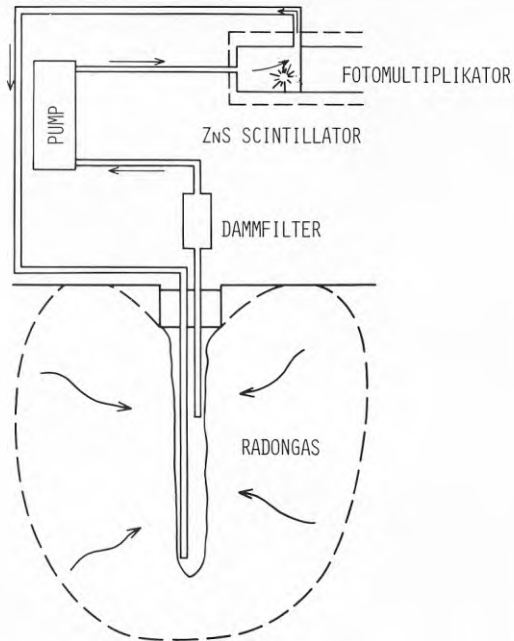
Emanometer

Vid mätning med emanometer pumpas eller sugts den radonhaltiga luften in i en cell eller behållare (Lucaskammare) som på insidan är täckt med ett fluorescerande ämne, oftast silveraktiverad zinksulfid, ZnS (Ag). När detta träffas av de alfapartiklar, som avgives vid radonets och radondöttrarnas sönderfall, omvandlas den absorberade strålningsenergin till ljusblixtar, scintillationer. Genom att ansluta behållaren till ett fotomultiplikatorrör kan ljusblixtarna omvandlas till mätbara elektriska pulser, som kan registreras i en räknare, se figur 5.8. Antalet registrerade pulser per tidsenhet är ett mått på radonhalten i den luft som sugits in i behållaren eller passerat mätcellen. På samma sätt som emanometern kan registrera radon kan även toron och dess alfastrålande dotterprodukter registreras.

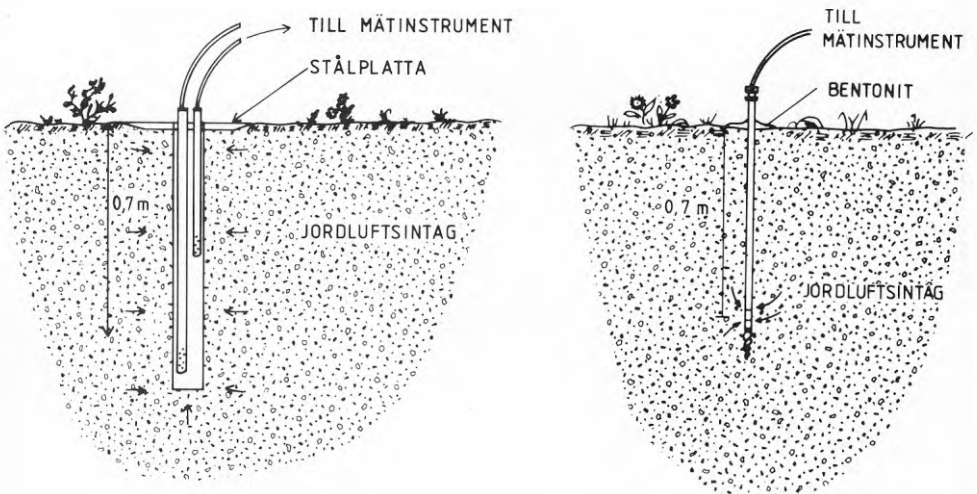
Det finns ett flertal emanometrar på marknaden idag, men alla fungerar i princip på samma sätt och användningssättet är i stort detsamma för samtliga. För att visa principen för och handhavandet av en emanometer beskrivs här emanometern Bondar Clegg Re 279, tillverkad i Kanada.

Vid mätning kan man driva ned ett hål i jorden med ett spett eller en hand- eller maskindriven borr. Hålet bör vara 0.7 - 1 meter djupt och ca 20 mm i diameter. I hålet placeras två rörsonder med olika längd, eller en enkel rörsond, och hålet tillsluts upp till (se figur 5.9 a och b). Alternativt slås ett rör med perforering ned till ned i jorden så att hålen hamnar på önskat mätdjup under markytan.

Röret ansluts till instrumentet. Om två rörsonder användes pumpas jordluft från den ena sonden, genom mätdetektorn och tillbaka ut i hålet genom den andra sonden. För att hindra dels damm och fukt, dels radon- och torondöttrar som sitter på dammpartiklar att följa med jordluft in i detektorn, finns det ett kombinerat damm- och fuktfilter vilket jordluften passerar innan den når detektorn. Pumpningen sker till dess all luft i slangarna och mätcellen blivit utbytt. Användes en enkel rörsond sugts jordluft in genom sonden och vidare genom mätcellen. Någon återföring av luft till hålet sker ej.



Figur 5.8 Princip för mätning av radon och toron i jordluft med emanometer.



Figur 5.9 Emanometermätning.
 a. Mätning med dubbelt rör.
 b. Mätning med perforerat enkelrör.

Före mätningen har en ostörd, okontaminerad mätcell placerats i detektorenheten och bakgrundsvärdet för cellen mätts.

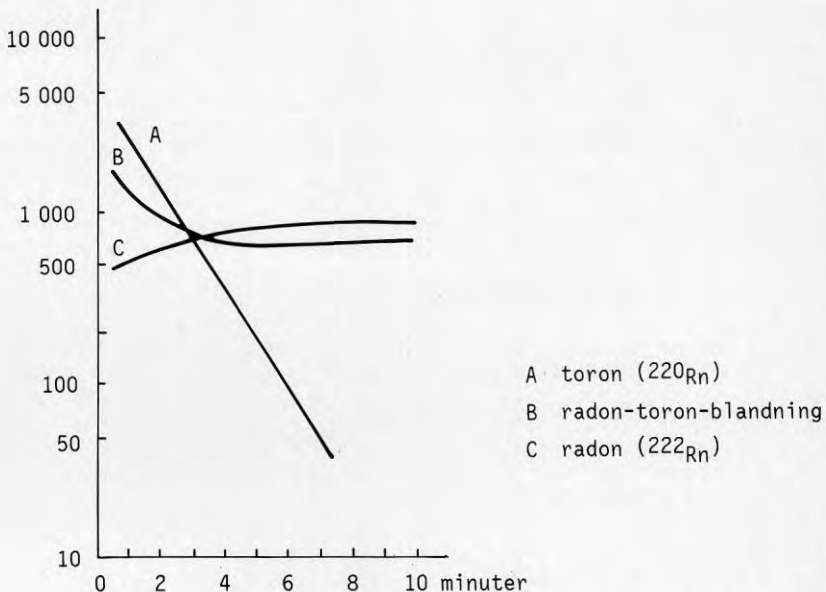
Direkt efter det att pumpningen avslutats räknas alfaaktiviteten under en bestämd mättid. Det uppmätta värdet normaliseras till antal pulser per minut, varefter bakgrundsvärdet (per minut) subtraheras.

Det erhållna värdet är ett mått på radonhalten i jordluften.

Alfaaktiviteten registreras under olika tidsperioder som varierar något beroende på vilken typ av detektor och vilken metod som används.

Vid den metod som används av SGAB och SGI utförs fyra avläsningar. Först görs tre avläsningar med en minuts intervall och sedan görs en avläsning 5 och 10 minuter efter det att pumpning avslutats. Mätförfarandet används dels för att erhålla en uppfattning om mängden toron i jordluften dels för att mäta radon utan att mätningarna störs av toron. Eftersom toron har kort halveringstid, 55 sekunder, kan det med någorlunda säkerhet endast detekteras om avläsningarna sker inom de tre första minuterna. Analogt har eventuellt toron i jordluften mycket liten inverkan på mätresultaten om mätintervallet först påbörjas efter tre minuter. Därför används den uppmätta alfaaktiviteten under den sista femminutersperioden, omräknat till pulser per minut, som ett signifikant värde proportionellt enbart mot radonhalten i jordluften. Figur 5.10 visar hur radon respektive toron påverkar alfaaktiviteten i mätcellen vid olika tidpunkter efter avslutad pumpning.

alpha aktivitet (pulser/minut)



Figur 5.10 Alfa-aktivitetens tidsberoende i en ZnS-scintillator.

Effekten av radon framkommer först som en svag höjning var- efter aktiviteten planar ut efter några minuter då jämvikt uppstått mellan radon och den första radondottern (^{218}Po). Toron och dess dotternuklid (^{216}Po), avklingar däremot snabbt och ger därför en kraftig sänkning av mätvärdet under de första minuterna.

Vid jordluftmätningar ger emanometermätningar ibland lägre radonhalter än andra långtidsregistrerande metoder vid samma mätpunkt. Detta har en förklaring i att själva provtagnings- tekniken, med pumpning av jordluft ur hålet, tillåter atmo- sfärisk luft att blanda sig med jordluften. Denna atmosfäriska luft läcker genom otätheter i tätningen vid markytan men också genom de översta jordlagren. Graden av utspädning är svår att bestämma och verkar erfarenhetsmässigt variera mellan olika geologiska miljöer. Inom varje geologisk miljö är dock utspä- ningsgraden relativt konstant, för konstant mätdjup. Beräknade halter kan variera från 1:1 till 1:5 i förhållande till andra metoder och geologisk miljö. Ju mer porös och permeabel en jordart är desto högre är den atmosfäriska inblandningen och desto lägre radonhalt uppmäts med emanometer i förhållande till vad som uppmäts med andra metoder.

Detta faktum plus det faktum att emanometermetoden är momentan och att radonhalten i jorden varierar beroende på vid vilken tidpunkt mätningen utförs, medför att emanometermetoden är en mycket grov metod för att bestämma radonhalter i jordluft. Metoden lämpar sig dock väl vid orienterande mätningar och till förtätning av radonmätningar med andra, integrerande, metoder. Metoden är också mycket säker när det gäller att be- stämma radonhalten i en konstant stabil miljö, t ex radonhal- ten i jordluften under ett hus.

Studsvik AB har under 1987 utvecklat en ny metod för mark- radonmätningar som är en vidareutveckling av emanometerprinci- pen. I botten på ett grävt eller borrarat hål placeras en prov- burk med en bestämd volym. Botten på burken skall vara öppen. Två nedstuckna tunna aluminiumrör går från burken upp till markytan. Hålet fylls igen och rören pluggas igen upptill. Efter något dygn har jämvikt inställt sig så att provburken har samma radonhalt som jordluften. Sedan pumpas luften upp från provburken genom att två slangar ansluts från en så kal- lad radonmonitor till de två rören som står i förbindelse med provburken. Pumpning sker 1 minut. Därefter tas slangarna bort och alla anslutningar på monitorn pluggas igen. Mätning star- tas omedelbart och utförs i upprepade femminutersintervall till dess jämvikt mellan radon- och radondotterhalt i mätkam- maren har uppnåtts. Efter avslutad mätning töms monitorn på radon. Om rören i marken pluggas igen kan man efter ytterligare något dygn pumpa upp luft från provburken för att bestämma radonhalten i samma punkt. Detta om man vill bestämma varia- tionen i radonhalt i jordluften. Annars drar man efter avslu- tad mätning upp rören ur jorden och provburken lämnas kvar i det igenfyllda hålet.

Halvledardetektorer

En halvledardetektor för alfapartikeldetektering är i princip en backspänd p-n diod av t ex litiumdopad kisel, Si (Li).

Då en alfapartikel från en radon- eller toronatom träffar detektorytan adsorberas partikeln mellan p- och n-skikten under bildning av elektronparhåll. Den då bildade laddningen ger upphov till en mätbar spänningspuls. Antalet pulser per tidsenhet är ett mått på radon- och toronhalten.

En halvledardetektor som använts i Sverige för radonmätning i jordluft är av typen alpha-METER 400 tillverkad av Alpha Nuclear Company, Kanada. Instrumentet har formen av en cylinder, 51 mm i diameter och 350 mm lång, se figur 5.11. Instrumentet består av en detektor och räkneenheter samt batterier. Ena änden av cylindern är öppen så att radon kan tränga in till detektorenheten. Detektorenheten sitter på ett sådant avstånd från öppningen i cylindern att alfastrålningen från radon- och torondöttrar i jorden inte tränger fram till detektorenheten och bildar en mätbar puls. Denna halvledardetektor mäter alltså enbart alfaaktiviteten från radonet och toronet i jordluften.



Figur 5.11 Markradonmätning med alpha-METER.

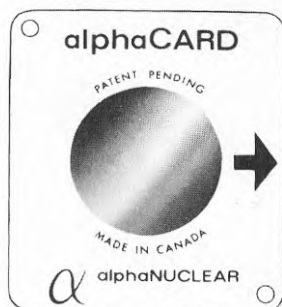
Vid mätning av radon i markluft grävs alpha-METERn ned i jorden. Jorden packas noga runt cylindern. Exponeringstiden för alpha-METERn kan variera från några få timmar till flera dygn, dock längst 41 dygn, beroende på radonhalten i jorden och räkneenhets kapacitet.

Avläsningen sker direkt på instrumentet utan att man tar upp det. Det är därför möjligt att studera radonhaltens variation med tiden på samma mätplats. Instrumentet lagrar elektroniskt det antal pulser som registreras. Pulserna och exponeringstiden kan avläsas digitalt genom att man kopplar ett batteri till två kontaktdon på utsidan av instrumentet.

Största svagheten med denna typ av detektor är att alpha-METERn utan modifiering inte mäter radon- och toronhalten på större djup än 0.3 meter. Detta medför att resultaten är starkt påverkade av väder och vind, vilket innebär att resultaten blir svårtolkade. Jämförande mätningar med alpha-METER gentemot andra radonmätande system (t ex Track Etch och ROAC) har visat att resultaten från mätningar med alpha-METER har varit svåra att korrelera gentemot de övriga.

Halvledardetektorn har dock troligen en stor potentiell framtid vid mätning av radon och toron samt deras dotterprodukter. Metoden kan nämligen utvecklas vidare då det rent mättekniskt är möjligt att med halvledare, på samma sätt som för gamma-spektrometrar, studera energifördelningen på alfastrålning. Därigenom är det möjligt att skilja på alfapartiklar från radon och toron och även på deras alfastrålande dotterprodukter.

AlphaCARD-systemet är en integrerande mätmetod som är utvecklad av Alpa NUCLEAR, Kanada. Metoden bygger på att radon- och torondöttrar fäster på ett membran i detektorn, se figur 5.12.



Figur 5.12 AlphaCARD-detektor i naturlig storlek.

Genom att mäta alfa-aktiviteten från radon- och torondöttrarna på membranet kan man beräkna radon- och toronhalten i luften.

Vid mätningar tar man upp ett hål i jorden i vilken detektorn sätts ned. Lämpligt kan då vara att hänga detektorn i en upp och nedvänd kopp av något slag. Hålet täcks igen och detektorn exponeras i minst 12 timmar. Efter exponering tas detektorn upp och analyseras direkt på platsen. Vid denna analys stoppar man in sitt AlphaCARD i en läsenhet som innehåller två stycken halvledardetektorer på var sin sida om det nedstoppade kortet. Läsenheten mäter alfa-aktiviteten från det exponerade kortet och presenterar ett resultat som är ett mått på radon- och toronhalten.

Fördelarna med AlphaCARD är att metoden är snabb och relativt billig. Ännu har dock inga resultat redovisats från denna metod, varför det är svårt att uttala sig om metodens effektivitet och noggrannhet.

5.4 Kalibrering

Statens strålskyddsinstitut (SSI) är den myndighet som har att övervaka frågor gällande mätning av joniserande strålning. SSI är riksmätplats för enheterna kerma, adsorberad dos och dosekvivalent. Statens mätråd kan i samråd med SSI godkänna, och har godkänt, andra institutioner och företag att vara mätplatser vid kalibrering av instrument för mätning av strålning.

De instrument som används vid markradonundersökningar är olika slag av radonmätare, gammamätare och gammaspекtrometer. Samtliga behöver kalibreras mot kända halter av de ämnen som de är avsedda att mäta. Detta för att man skall kunna jämföra mätresultaten men även för att utföra beräkningar där t ex radiumhalt, porositet och permeabilitet ställs i relation till radonhalten i jorden eller berggrunden.

De idag tillgängliga metoderna för mätningar av radon i jordluft är från början utvecklade för användning inom uranprospekteringen. Vid prospektering är kontrasterna mellan radonhalten över uranförande zoner och omgivande mark i regel så stora att det är tillräckligt att studera relativa skillnader mellan uppmätta värden, vilka ges i de enheter som är specifika för mätmetoden (pulser/tidsenhet eller spår/ytenhet osv). Något behov av en absolutkalibrering av mätmetoderna har inte förelegat. Kraven måste däremot vara höga på exaktheten av mätresultaten när radonhalten i marken skall utvärderas för bedömning av radonrisken. För att kunna beräkna risker för olika radonhalter förutsätter detta att mätvärdena är riktiga. Radondetektorerna måste därför kalibreras för den miljö som råder i jorden. Resultaten anges som radonhalt, lämpligen i Bq/m (becquerel per kubikmeter).

För bestämning av den absoluta radonhalten i jordluften, krävs en absolutkalibrering av den använda metoden. Hittills har det emellertid ej funnits några standardiserade kalibreringsförfaranden utarbetade för markradondetektorer. Kalibrering har vanligen utförts i så kallade radonrum och radonkammare avsedda för kalibrering av inomhusmätare och med kontrollerad miljö samt med kända radon- och radondotterkoncentrationer. Problemen med kalibreringen i radonrummen har varit att radonhalten i dessa varit låg (8 000 - 13 000 Bq/m³) medan de i jordluften oftast är högre än 10 000 Bq/m³ och ibland i alunskiffermiljö så höga som 1 - 2 miljoner Bq/m³. Det är också en skillnad mellan normala rumsförhållanden och förhållanden i marken. I rumsförhållanden är temperaturen vanligen +20 - +25°C, luftfuktigheten 25 - 30 % och radonhalten låga. I marken i Sverige är temperaturen normalt +5 - +10°C, luftfuktigheten nära 100 %, och radonhalten mellan 5 000 och 2 miljoner Bq/m³. Kalibrering i radonrum är därför inte särskilt lämplig för instrument och detektorer avsedda för fältmätningar. Dess-

utom påverkas de flesta av dem av variationer i temperatur och fuktighet (Andersson, 1986).

Från och med hösten 1986 finns en kalibreringsanläggning för markradondetektorer i drift vid SGAB i Malå. Anläggningen ägs av statens strålskyddsinstitut och har på institutets uppdrag byggts av SGAB. I radonkammaren går det att simulera miljöer inom följande intervall, temperatur +5 - +50°C, relativ fuktighet: 10 - 95 % och radon-222 koncentration: 10 000 - 1 miljon Bq/m³. Resultaten från undersökningarna i anläggningen visar att Track Etch- och Kodakfilmerna samt ROAC-detektorerna påverkas av temperatur och fuktighet, men att metoderna är acceptabla för markmätningar om kalibrering sker i en liknande miljö som den som råder i jorden.

Kalibrering av gammamätare utförs vid SGAB i Malå, statens strålskyddsinstitut samt Studsvik AB. Mellan kalibreringarna bör instrumentens känslighet kontrolleras med jämna mellanrum, t ex före och efter varje uppdrag. Vid kontrollen placeras mätaren på en fastställd punkt med känd gammastrålning som man återkommer till vid varje kontroll. Strålningen bör ligga inom intervallet 30 - 50 $\mu\text{R/h}$ (0.3 - 0.5 $\mu\text{Sv/h}$).

Kalibrering av gammadetektorer utförs vid Sveriges Geologiska AB i Malå. Där finns särskilda kalibreringsplattor med mycket exakt bestämda halter av uran (radium), torium och kalium. Kalibrering bör göras årligen.

För den kommunala översiktsplaneringen och för större planområden behövs underlag som i form av översiktliga kartor (så kallad radonriskkarta) redovisar markradonförhållandena inom hela kommunen eller olika delar av den. På kartorna indelas marken i olika radonriskklasser enligt planverkets rekommendationer (statens planverk, 1982). Radonriskkartan bör följas av en beskrivande rapport. Beroende på den enskilda kommunens demografiska förhållanden, markradonsituation, storlek och ekonomiska resurser kan redovisningen ges olika grad av översiktighet.

Radonriskkartorna baseras på befintligt underlag i form av geologiska och geotekniska kartor, markradiometriska undersökningar och utförda radonmätningar. Detta underlag kan behöva kompletteras med markbesiktningar och orienterande markradonmätningar. Inom stora kommuner med glest bebyggda delar eller inom kommuner med dåligt eller obefintligt underlag kan det finnas skäl att koncentrera redovisningen till de mera tätbebyggda områdena. Om utbyggnad senare skall ske utanför dessa områden bör kompletterande undersökningar göras.

Av ekonomiska skäl är det i det närmaste omöjligt att genom markkarteringar och radonmätningar göra en heltäckande kartläggning av markradonförhållandena inom en hel kommun eller stora delar av kommunen. Därför får radonredovisningen för översiktliga kommuntäckande planer i första hand baseras på en sammanställning och tolkning av befintligt underlagsmaterial. Om detta är dåligt eller har låg detaljeringsgrad kan underlagsmaterialet behöva kompletteras med riktade markbesiktningar, kombinerade med mätningar av gammastrålningen från berg och jordlager samt av radonhalterna i jordluften. Behov och utförande av dessa riktade besiktningar bestäms av underlagsmaterialets kvalitet men också av ambitionsgraden för karteringsuppgiften. För stora delar av Sverige (se figurerna 6.1 - 6.3) saknas underlag i form av geologiska kartor och mätningar av markens radioaktivitet. För sådana områden är det närmast omöjligt att sammanställa radonriskkartor utan omfattande markbesiktningar och radioaktivitetsmätningar.

Lämpliga underlag till radonriskkartorna är:

- berggrunds- och jordartskartor samt andra uppgifter från geologisk kartering,
- flygradiometriska kartor visande markens gammastrålning,
- resultat från markradiometriska undersökningar,
- resultat från tidigare geotekniska undersökningar,
- resultat från tidigare radonundersökningar i jord och i hus,
- grus- och täktinventeringar,
- geomorfologiska kartor,
- GEO-strålningskartor,
- beläggningskarta visande nedfallet av cesium-137 över Sverige.

I kapitelavsnitten 6.1.1 - 6.1.9 ges en utförligare beskrivning av de olika underlagen och kraven på dessa.

6.1 Underlag till radonriskkartor

6.1.1 Geologiska kartor

Basmaterialen för radonriskkartorna utgörs av resultaten från tidigare utförda geologiska karteringar vilka främst föreligger i form av geologiska kartor. Sveriges geologiska undersökning (SGU) har framställt berggrunds- och jordartskartor över hela Sverige. Kartorna är av starkt varierande kvalitet och skalor (från 1:20 000 - 1 miljon). De mer detaljerade kartorna bygger på tät information där i stort sett varje häll och markområde undersökts och inkarterats, medan de översiktliga kartorna bygger på någon eller några undersökta punkter per kvadratkilometer eller på kartering efter vägarna.

Två huvudtyper av kartor förekommer. Dels kartor utgivna i skala 1:50 000 (moderna kartor med den topografiska kartans bladindelning och för äldre kartor generalstabskartans bladindelning), dels länskartor och översiktliga kartor i skalorna 1:200 000 - 1:400 000.

Genom brist på anslag har SGUs kartproduktion under senare år ständigt minskat. För att i någon mån motverka detta har SGU sedan 1982 över den södra delen av Götaland börjat framställa översiktliga berggrundskartor i skala 1:250 000, vilka följer översiktskartans bladindelning. Vidare har SGU börjat göra förenklade berggrunds- och jordartskartor i skala 1:50 000, vilka bygger på ett glesare informationsnät och mer på tolkning av geofysiska mätningar och flygbilder än tidigare. I SGUs kartkatalog redovisas av SGU utgivna berggrunds- och jordartskartor (SGU, 1985). Katalogerna kan gratis beställas från SGU, Box 670, 751 28 Uppsala.

För att utgöra ett tillräckligt detaljerat underlag för radonriskkartorna behöver de geologiska kartorna vara i skala 1:50 000 eller större. Med mindre skalor blir informationen avsevärt mindre säker. Länskartorna och de översiktliga kartorna är därför inte tillräckligt detaljerade för att användas som underlag för radonriskkartor, åtminstone inte utan att markkontroller utförs.

SGUs äldsta kartor är från 1860-talet. 1800-talskartorna är ofta mycket översiktligt karterade och har en föråldrad nomenklatur samt berg- och jordartsindelning. Med undantag för en del kartblad som karterats av särskilt dugliga geologer är de kartblad som utgivits tidigare än 1920 alltför ofullständiga för att användas annat än som ett högst översiktligt underlag för radonriskkartorna.

I figurerna 6.1 - 6.2 redovisas de delar av Sverige, som nu täcks, eller före 1990 kommer att täckas av berggrunds- och jordartskartor som är tillräckligt bra för att utgöra underlag för radonriskkartor. Som framgår av figurerna saknas bra kartmaterial över stora delar av Sverige, bl a över Roslagen och norrlandskustens tätortsregioner.

Utöver de tryckta kartorna förvaras vid SGU basmaterialet till kartorna. Detta utgörs till stor del av fält- och arbetskartor i skalorna 1:10 000, 1:20 000 eller 1:50 000. Ofta finns även detaljkartor över geologiskt intressanta områden. Dessa underlagskartor kan ge kompletterande information till de tryckta kartorna. Vid SGU finns också flera andra typer av geologiska kartor, t ex hydrogeologiska kartor och kartor över grusförekomster, som ibland kan vara ett bra komplement till en översiktlig berggrunds- eller jordartskarta.

Det material som förvaras vid SGU kan man ta del av vid besök på SGUs huvudkontor i Uppsala. I viss utsträckning kan man även få kopior av materialet. SGU tar ut avgift för sin service. Det finns även möjlighet till att mot ersättning få sammanställt material från pågående karteringar.

Information om geologin finns ofta även dokumenterad i form av kartor i geovetenskapliga uppsatser och rapporter sammanställda bl a av SGU, SGI samt olika högskolor och universitet. Ibland finns även geologiska utredningar och kartor vid länsstyrelsernas naturvårdsenheter och på kommunernas plan-, byggnads- och gatukontor.

Geologisk kartering har i stor utsträckning utförts i samband med den prospektering som gjorts av Boliden, Nämnden för statens gruvegendommar (NSG), LKAB, Johnsonbolaget, Stora Kopparberg, Svensk kärnbränslehantering (SKB) m fl prospekterande bolag. Detta kartmaterial är som regel inte publicerat men man kan oftast få ta del av det mot viss ersättning.

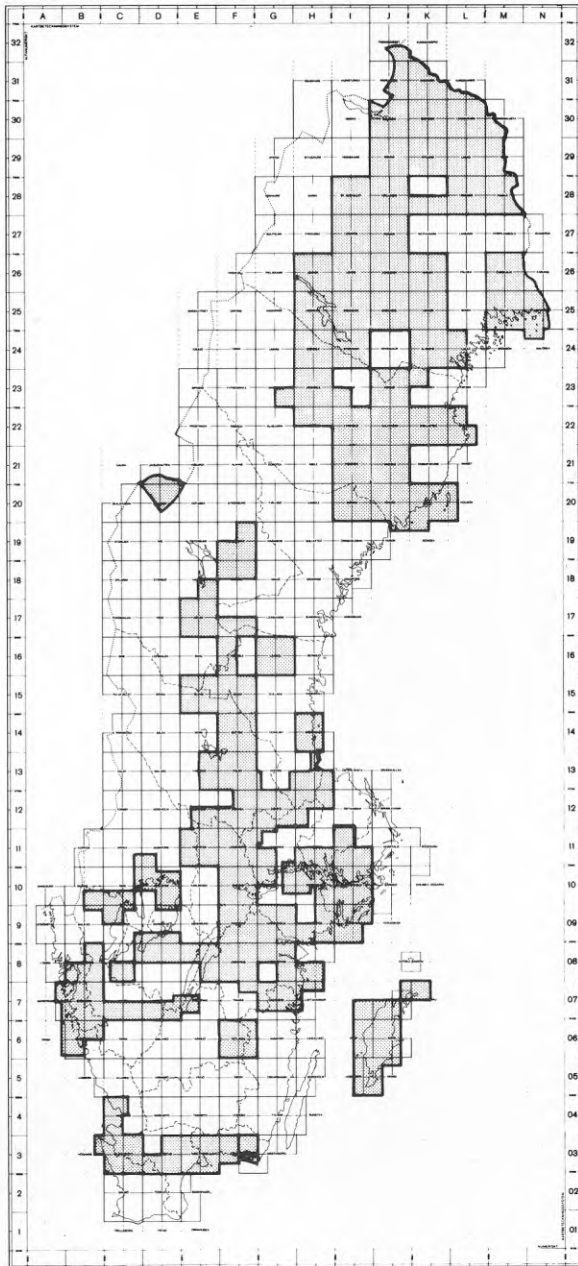
Sammanställningar över vad det finns för kartmaterial för ett visst område saknas som regel, men de geologer vid SGU och SGAB som arbetat inom det aktuella området brukar kunna ge information om var man skall söka efter material. SGU har även ett databaserat georegister i vilket en stor del av materialet finns registrerat.

6.1.2 Grusinventeringar

Ett bra underlag till radonriskkartorna är de grusinventeringar som gjorts på uppdrag av länsstyrelser eller kommuner. Dessa inventeringar ger, när de håller god kvalitet, inte bara detaljerad information om lägen för åsar och svallgrusförekomster utan även uppgifter om grus- och sandmaterialets sammansättning. Grusinventeringarna finns vanligen arkiverade vid länsstyrelsernas naturvårdsenheter.

6.1.3 Geotekniska undersökningar

Material från geotekniska undersökningar kompletterar den information som kan fås från de geologiska kartorna. Ofta ger det geotekniska materialet en detaljkännedom som inte kan redovisas i de geologiska kartorna. Det geotekniska materialet är ett viktigt komplement till de geologiska kartorna eftersom de geotekniska undersökningarna i huvudsak är gjorda inom tätbebyggda områden där markradonriskklassning är sär-



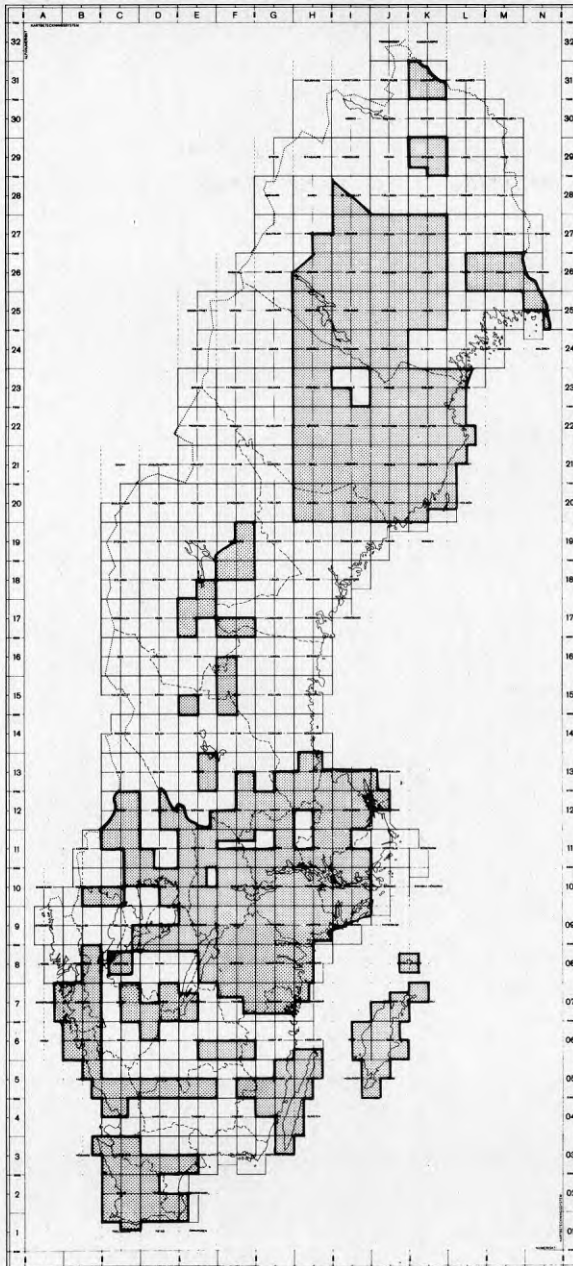
□ Delar av Sverige
 som innan år 1990
 täcks eller kommer
 att täckas av berg-
 grundsgelogiska
 kartor i skala
 1:50 000 eller större
 som är tillräckligt
 bra för att fungera
 som underlag till
 radonriskkartor.

BERGRUNDSGEOLOGISKA
KARTOR



DIVISION INGENJÖRSGEOLOGI 1986
SVERIGES GEOLOGISKA AB

Figur 6.1 Moderna berggrundsgelogiska kartor.



 Delar av Sverige som innan år 1990 täcks eller kommer att täckas av jordartskartor i skala 1:50 000 eller större som är tillräckligt bra för att fungera som underlag till radonriskkartor.

JORDARTSKARTOR



DIVISION INGENJÖRSGEOLOGI 1986
SVERIGES GEOLOGISKA AB

Figur 6.2 Moderna jordartskartor.

skilt angelägen. Dock har de geotekniska undersökningarna vanligen gjorts på mark med lera eller silt (låggriskområden), varför deras informationsvärde kan vara begränsat vid sammanställning av radonriskkartor. De geotekniska undersökningarna finns som regel arkiverade vid kommunernas byggnads- och gatukontor.

En bra väg att inhämta upplysningar om lokala förhållanden är via handlingar vid gatukontoren och genom gatukontorens personal, som ofta har personlig kunskap om markförhållandena efter arbeten med väg- och ledningsdragnin. Genom att fråga denna personal och genom att ta del av handlingarna kan man t ex få reda på grusförekomster, som varit för små för att upptäckas eller inkarteras vid den geologiska karteringen.

6.1.4 Flygmätningar

Radonhalten i jordluften bestäms främst av berggrundens och jordlagrets uran-(radium-)halt och möjligheten för transport av jordluft genom jorden. Förutom kunskap om jordarternas genomsläpplighet behövs även information om markens halter av uran och radium. Den enda ekonomiskt möjliga vägen att få kunskap om markens radioaktivitet för större områden är genom flygmätning av från marken avgiven gammastrålning. Utförs flygmätningarna på låg höjd (mindre än 50 m), och med ett profilavstånd som inte överstiger ett par hundra meter, erhålls en god regional täckning.

SGU/SGAB har hittills för anslagsmedel och på uppdrag för SKB, NSG, LKAB, Statsgruvor och Vattenfall flygmätt ca 60 % av Sveriges yta (figur 6.3). Dessa flygmätningar är utförda från 30 - 40 meters höjd och med 200 meters profilavstånd. Mätförfarandet ger en täckningsgrad på ungefär 60 % av den totala markytan, vilket medför att inget område med förhöjd radioaktivitet kan undgå att upptäckas om det har större diameter än 80 meter. Mätmetoden är så känslig att ytor i storleksordningen 2 000 m², med 50 procents förhöjning av radiumhalten mot den normala bakgrunden, kan detekteras.

Vid flygmätningarna sker registreringen av strålningen med en 256-kanals gammaspektrometer. Med denna kan strålningen från gammastrålande nuklider i sönderfallsserierna från uran-238 och torium-232 samt från kalium-40 särskiljas. Registrering av uppmätt strålning sker per 40:e meter flygsträcka. SGU/SGAB redovisar den uppmätta strålningen i form av dataplottade, färgsprutade gammastrålningskartor i skala 1:50 000 (figur 6.4), vars indelning följer den topografiska kartan. På gammastrålningskartorna redovisas strålningen i form av staplar vars längder är proportionella mot uppmätta ekvivalenta halter av uran-238, torium-232 och kalium-40 (Mellander, 1985).

Eftersom den huvudsakliga gammastrålningen i uranserien avges vid sönderfall av radon-dottern vismut-214, mäter gammaspektrometern egentligen halten av radium-226 i marken. På grund av att gammastrålningen avskärmas av berg, jord och vatten kommer ungefär 80 % av den uppmätta strålningen från marklagrets översta två decimetrar. Det betyder att strålningen från starkt radioaktiv berggrund eller jord under detta två deci-

meter tjocka överliggande jordlager till större del är avskärmad. Radioaktiviteten går då inte att upptäcka från luften, om inte det överliggande jordlagret innehåller förhöjda halter av radioaktiva ämnen.

Sedimentära jordarter som sand, lera och silt är inte representativa för förhållandena i underliggande jord och berg, varför jordlager och berggrund med förhöjd radioaktivitet inte kan upptäckas om de täcks av sediment. Däremot innehåller morän vanligen så mycket lokalt material att moräns radioaktivitet speglar den underliggande berggrundens. Flygmätningar som är utförda över blottad berggrund eller moränmark ger sålunda en bra information om markens halter av radioaktiva ämnen.

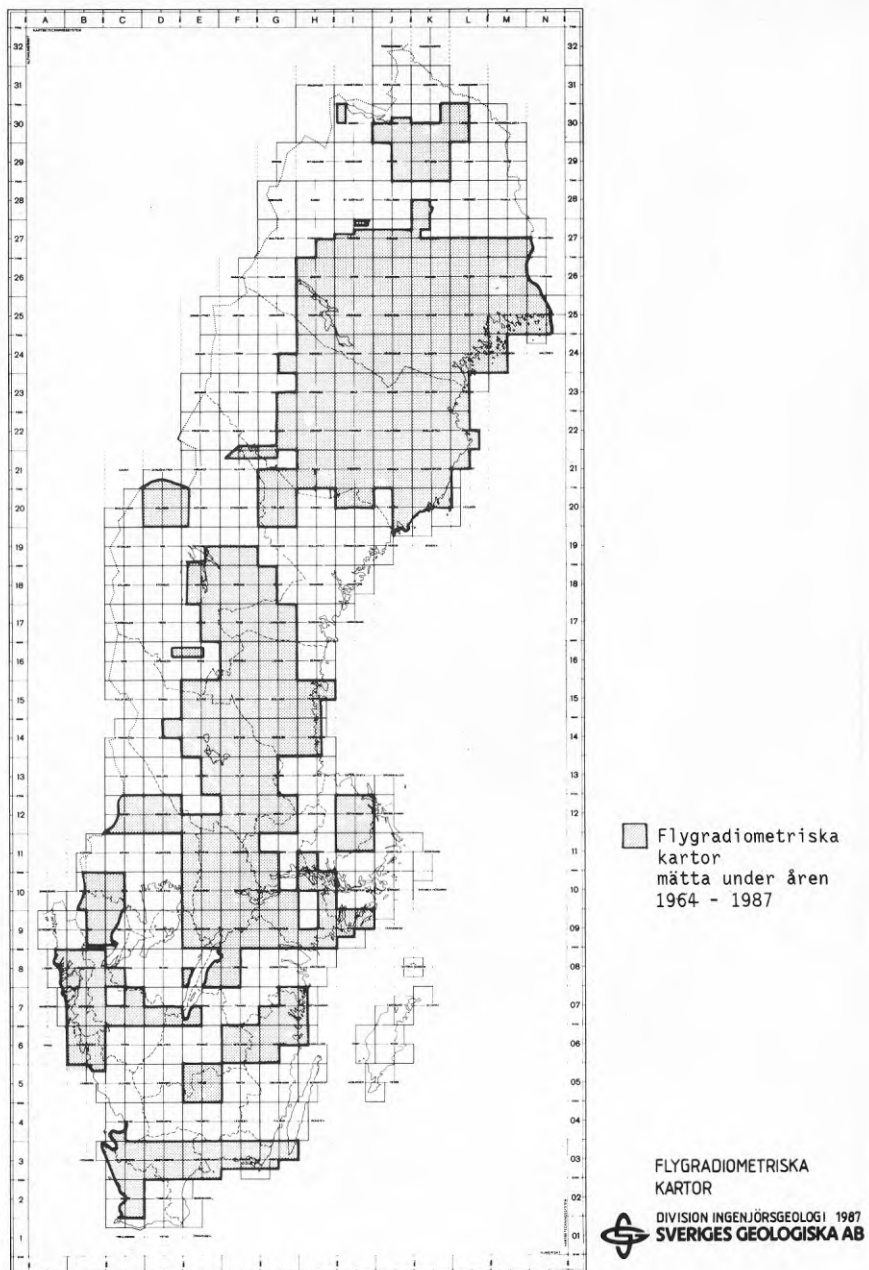
Kopior av de strålningskartor som SGU framtagit på anslagsmedel kan köpas från SGU. Beträffande kartor som gjorts på uppdrag behöver tillstånd att använda kartorna inhämtas från respektive uppdragsgivare.

Flygmätningar av gammastrålningen från marken har även utförts av LKAB-prospektering. Detta bolag använde i stort sett samma mätmetod och mätsystem som SGAB men har en annan presentation av mätresultatet. LKABs flygmätningar omfattar främst områden kring malmfälten i Norrbotten samt malmintressanta områden i mellersta Norrland, Bergslagen och Småländska höglandet (figur 6.5).

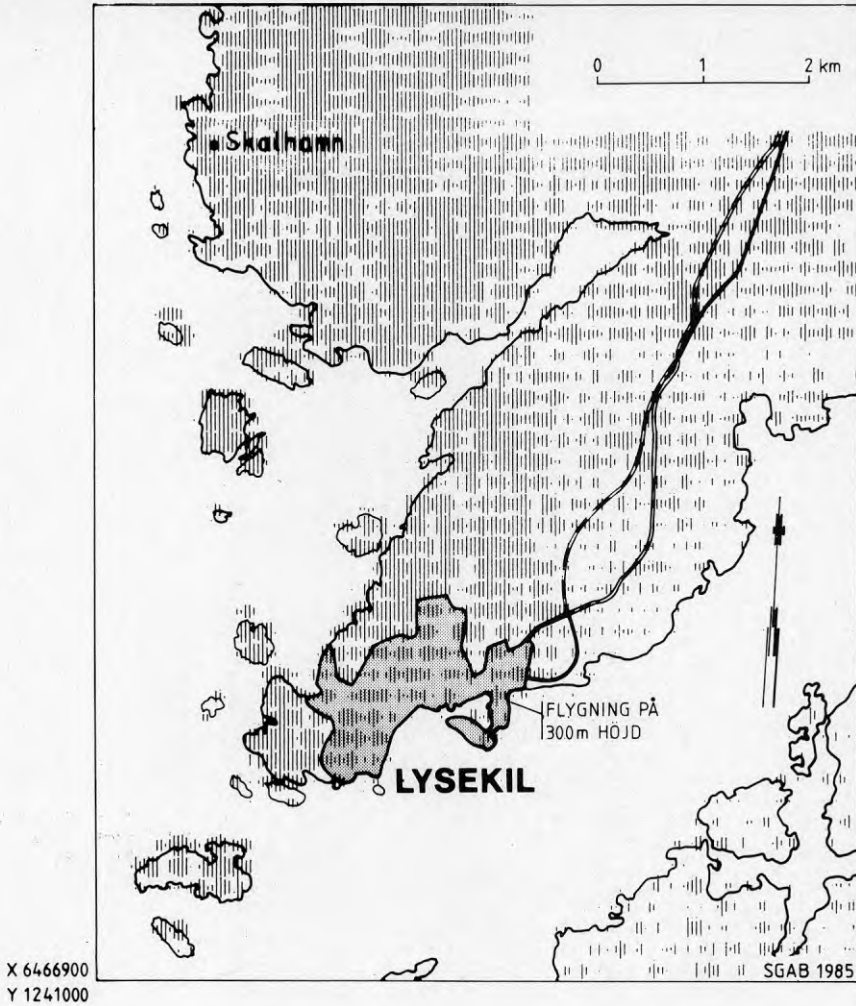
Under tidsperioden 1955 - 1967 utfördes flygmätningar av AB Atomenergi i samarbete med Boliden AB. Mätningarna har omfattat alunskifferområdena i Jämtland och Västerbotten, samt områden med urberg i Norrbotten, Gästrikland och norra Uppland. Flygmätningarna är utförda med betydligt enklare instrument än de som nu används, men de har god upplösning och kan ge värdefull information om lägen och utbredning av uranrika områden.

På 1950-talet utförde Grängesbergsbolaget, Svenska Tändsticks AB, Svenska Cellulosa AB m fl bolag rekognoscerande flygmätningar i profiler med 1 eller 2 kilometers avstånd över stora delar av södra, västra och mellersta Sverige. Resultaten från dessa mätningar är mycket översiktliga men där modernare flygmätningar saknas kan de ge viss vägledning om strålningsförhållandena. Delar av resultaten från flygmätningarna förvaras vid SGAB och övrigt material vid respektive bolag.

Nedfallet från Tjernoby1 har givit upphov till förhöjd gammastrålning över stora delar av landet. Fortsatta flygmätningar av markens naturliga radioaktivitet berörs emellertid inte eftersom det går att diskriminera bort strålningen från nedfallet.



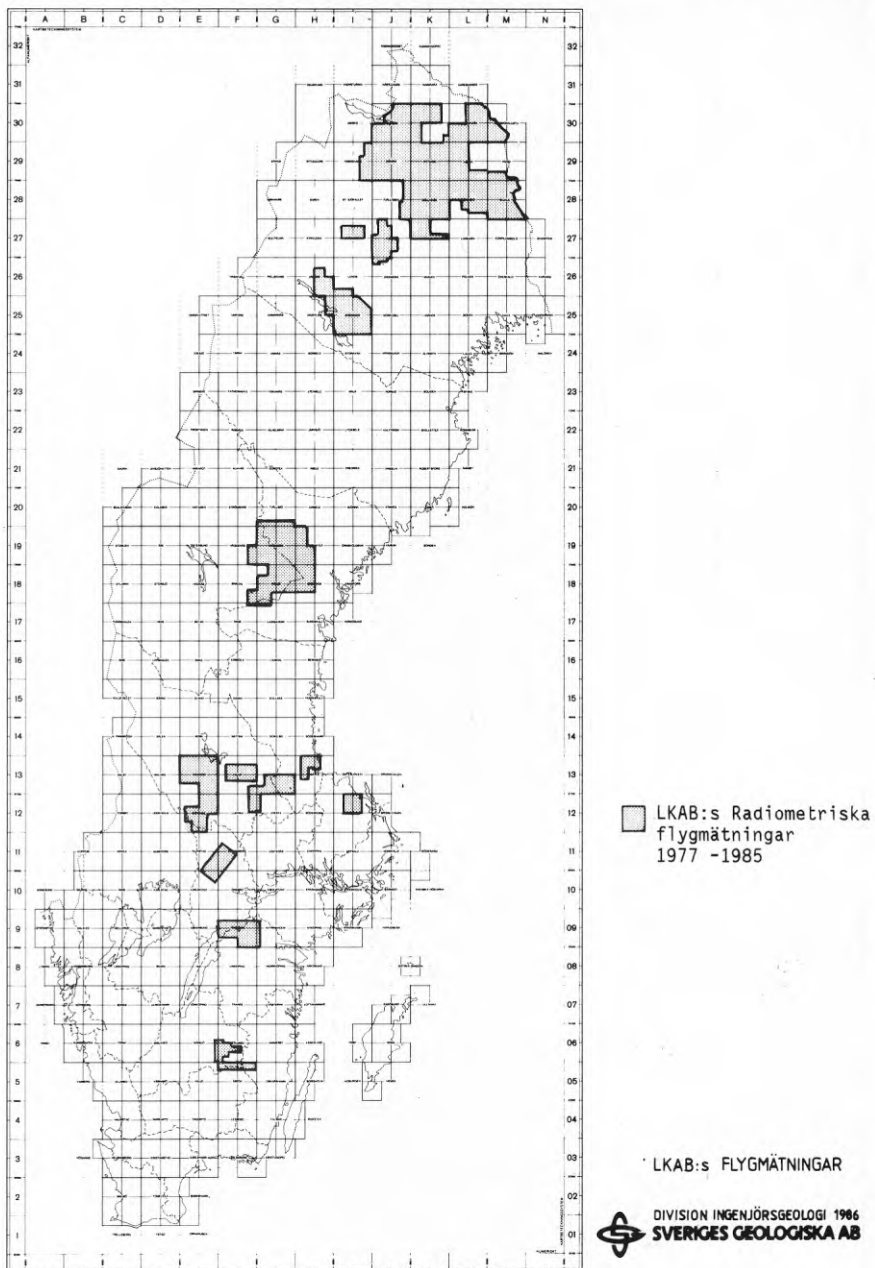
Figur 6.3 SGUs/SGABs flygradiometriska kartor.



Figur 6.4 Strålningskarta från ett område med förhöjd gammastrålning i granit.

6.1.5 Markkontroller av flygmättningsresultat

Flygmätningarna har fram till 1983 följts upp med undersökningar och kontroller på marken. Dessa har främst utförts i uranprospekteringssyfte för att kontrollera om lokala förhöjningar av radioaktiviteten (så kallade anomalier) orsakas av uran- eller toriummineraliseringar. Uppföljning har också i karteringssyfte gjorts för att undersöka och dokumentera samband mellan uppmätt strålning och bergarter-jordarter, t ex utbredning av och haltvariationer inom ett uran- och toriumrikt granitområde.



Figur 6.5 LKABs flygradiometriska mätningar.

Vid markundersökningarna och kontrollerna har radioaktiviteten i berggrunden och jordlagret samt i block och kallkällor uppmätts med handburna gammamätare. Ofta har även gammalspektrometermätningar utförts för att bestämma uran-, torium- och kaliumhalterna i berggrunden. Vanligtvis har geologin inom det undersökta området karterats. Mättnings- och karteringsresultaten har sammanställts på kartor och i dagböcker. Ibland finns det också rapporter som redovisar undersökningsresultaten. Det dokumenterade materialet förvaras vid SGU och SGAB.

6.1.6 Material från uranprospekteringen

Även från uranprospekteringen i övrigt finns dokumenterat mängder av observationer och mätningar av radioaktiviteten i berggrund, jord och vatten. Bl a finns resultat från omfattande geokemiska provtagningar och analyser av uran och torium i vatten, bäcksediment och torv, från strålningsmätningar med bilburen utrustning och från regionala blockletningsarbeten. Även om detta material inte har samma regionala täckning som flygmätningarna och markuppföljningen av flygmätningarna, så innehåller det åtskilligt av information om markens radioaktivitet t ex om hur denna varierar och om halterna av uran och torium i berggrunden. Denna information kan sammanvägd med andra uppgifter om geologin, t ex från berg- och jordartskarter, användas för slutsatser om markradonförhållandena eller som underlag till bedömningar om inom vilka områden det behövs riktade markbesiktningar.

6.1.7 Tidigare markradonundersökningar

Vid kommunernas miljö- och hälsovårdsnämnder och vid byggnadsnämnderna finns ofta rapporter över markradonundersökningar som utförts i samband med upprättande av detaljplan eller undersökningar inför bygglov. Naturligtvis utgör resultaten från dessa undersökningar ett bra underlag även för information om förhållanden inom områden som ligger utanför de undersökta i den mån de geologiska förhållandena är likartade.

6.1.8 Resultat från radon- och radon-dottermätningar i befintliga hus

Av kommunerna och enskilda utförda mätningar av radon och radon-dotterhalter i befintliga hus, t ex i blåbetonghus, kan ge värdefulla upplysningar om markradonförhållandena inom olika delar av kommunen. Förhöjda radonhalter i de mätta husen kan visa på problemområden där närmare kontroller kan vara nödvändiga. Blåbetonghusen är ofta slumpvis fördelade inom kommunens bostadsbestånd. Resultaten från mätningar i dessa hus indikerar ofta var markradonproblem förekommer. Har högre radonhalter uppmätts i källarna än i bostadsvåningarna kan orsaken vara markradon.

6.1.9 GEO-strålningskartor

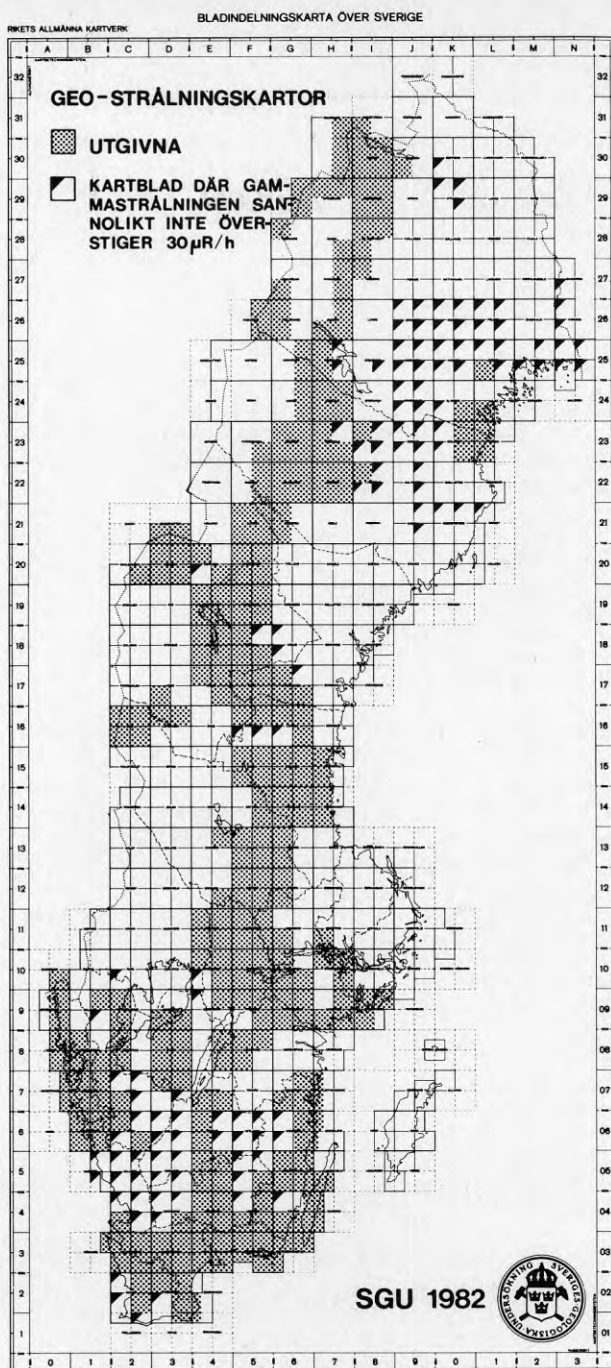
På uppdrag av radonutredningen framställde SGU/SGAB under åren 1979-1982, 288 stycken GEO-strålningskartor i skala 1:50 000 och med samma bladindelning som den topografiska kartan. GEO-strålningskartorna redovisar i stort sett alla områden med då känd förhöjd radioaktivitet i berggrunden och i jordlagret. För ytterligare 123 kartblad har uppgifter om geologi och strålning sammanställts, men inga kartor har utgivits eftersom strålningen inom dessa områden befunnits vara låg. Av figur 6.6 framgår över vilka områden GEO-strålningskartor har utgivits.

Radonutredningens syfte med utgivningen av GEO-strålningskartorna var att redovisa var man kände till att förhöjd radioaktivitet finns i berggrunden och jordlagret. Detta för att förhindra att nya byggnader uppfördes i sådana områden utan att hänsyn togs till radonrisken. Dessutom skulle kartorna utgöra ett underlag för spårning av hus med höga radonhalter och anvisa var höga radonhalter kunde förekomma i brunnsvatten. Från utredningens sida var man medveten om att kartorna inte gav en heltäckande information om markradonförhållandena och att markradonriskerna inte enbart förekommer i samband med förhöjd gammastrålning. Däremot var det uppenbart att radonriskerna är särskilt stora inom områden med förhöjd och hög radioaktivitet. Utredningen bedömde det som nödvändigt att redovisa dessa områden i den mån de var kända.

GEO-strålningskartorna utgör en sammanställning och tolkning av all då tillgänglig information om berggrundens och jordlagrets geologi samt resultat från flyg- och markmätningar av markens radioaktivitet. På kartorna redovisas alla kända områden där markens gammastrålning på grundläggningsdjup överstiger eller förmodas kunna överstiga 30 $\mu\text{R/h}$ (0,3 $\mu\text{Sv/h}$) på grund av förhöjt innehåll av uran i berggrunden eller jordlagret. Att 30 $\mu\text{R/h}$ användes som ett gränsvärde berodde på att radonutredningen i sitt första PM: "Preliminärt förslag till åtgärder mot strålrisker i byggnader" (Ds Jo 1979:9), föreslog 30 $\mu\text{R/h}$ som ett gränsvärde för beaktande av radonrisken vid nybyggnad.

I framställningen av GEO-strålningskartorna deltog de geologer vid SGU och SGAB som hade personlig erfarenhet av geologin inom de olika kartbladen. Speciellt lades stor vikt vid att redovisa hur stor spridningen kunde vara i jordlagret av fragment av bergarter med förhöjd radioaktivitet. För framställning av GEO-strålningskartorna gjordes för första gången en komplett sammanställning av alla förekomster av alunskiffer i Sverige.

Under den tid som radonutredningen arbetade visade mätningarna av radon i bostäder, och den av utredningen initierade forskningen, att höga radonhalter förekom i jordluften vid betydligt lägre strålningsförhållanden än 30 $\mu\text{R/h}$ (0,3 $\mu\text{Sv/h}$), och att jordens genomsläpplighet hade stor betydelse för möjligheterna för transport av jordluften fram till husen. Bl a visade det sig att hus på grus i rullstensåsar och svallgruslager ofta hade höga radonhalter inomhus. Dessa nya rön beaktades vid framställningen av GEO-strålningskartorna som successivt anpassades till vad som framkommit. På de sist gjorda



Figur 6.6 GEO-strålningskartor.

GEO-strålningskartorna är därför även grusförekomster medtagna, och redovisningen av områden med förhöjd strålning har i högre grad än tidigare utgått från radiumhalten i marken.

På grund av att de anslagna medlen tog slut upphörde utgivningen av GEO-strålningskartorna och någon revidering har sedan inte skett av kartorna. Efterföljare till GEO-strålningskartorna är de översiktliga kommundäckande kartor över markradonförhållandena som statens planverk föreslår att varje kommun upprättar. Dessa radonriskkartor har en annan uppläggning och ett redovisningssätt, som är bättre anpassat för att verkligen redovisa markradonförhållandena.

Även om GEO-strålningskartorna kan betraktas som ett första försök att kartlägga strålningsrisker orsakade av markförhållandena, och inte ger en heltäckande information om markradonriskerna, så utgör de dock ett underlag för framställning av radonriskkartor. Bl a innehåller de information om utbredningen av alunskiffer och uranrika graniter.

Original av GEO-strålningskartorna förvaras vid SGAB. Kopior kan beställas från SGAB. Per kartblad är priset 200 kronor.

6.2 Underlagets validitet

Inte ens med den bästa kartering kan man erhålla en fullständig redovisning av markförhållandena. För det fordras att berggrunden inom ett område är blottad i sin helhet och att karteringen varit mycket detaljerad, förutsättningar som sällan finns i Sverige. Tvärtom så består som regel endast några procent av markytan inom ett kartblad av blottad berggrund. Resten är täckt med jordlager av varierande tjocklek och sammansättning. Jordlagrets uppbyggnad kan vara mer eller mindre komplicerad. Jordlagret kan, t ex i områden där landisen först smält undan för att senare åter rycka fram, bestå av morän som överlagras av sediment, som i sin tur överlagras av morän. Det förekommer också ofta att grusigt och sandigt material sval-lats ut från grusåsar över omkringliggande jordlager varigenom svallgrus och svallsand kommit att täcka de lerlager som är belägna närmast intill den ursprungliga åsen. Svårigheterna att bestämma förhållandena under markytan gör att de geologiska kartorna ofta i detalj kan vara felaktiga.

Man måste hålla i minnet att en geologisk karta är en sammanställning och tolkning av mer eller mindre glesa observationer.

I föregående avsnitt har redogjorts för olika detaljeringsgrader för olika geologiska kartor och för vad de radiometrisk flygundersökningarna redovisar. Utöver vad som sagts om materialets begränsningar bör ett par påpekanden göras.

En viktig begränsning i informationsvärdet för SGUs jordarts-kartor är att de som regel inte redovisar jordlagerförhållandena på djup som är större än 0.5 meter. Det vill säga, förhållandena på ett spadtags djup. Anledningen till detta är förstas kostnaden för att ta reda på förhållandena på större djup. Det är alltså helt möjligt att marken inom ett område

på grundläggningsdjupet består av grus eller morän trots att jordlagret på kartan är redovisat som lera. För att verkligen vara säker på jordlagerförhållandena behöver man gräva eller borra. Det är dock som regel möjligt, med hjälp av kringliggande observationer, att med god säkerhet bedöma förhållanden även under det översta jordlagret. Inom områden där geotekniska undersökningar genomförts finns oftast en bra redovisning av jordlagrets uppbyggnad.

Ett särskilt problem med berggrundskartorna är att redovisningen av pegmatiter saknas eller är schematiskt gjord. Pegmatiterna är ju ofta uran- och toriumrika och därför av särskilt intresse från radonrisksynpunkt. De utgörs vanligen av relativt smala gångar som slår igenom andra bergarter, och de har som regel för liten areell utbredning för att medtagas i kartorna. Därför har särskilda överbeteckningar ofta använts för att på de geologiska kartorna markera områden där pegmatitgångar är rikligt förekommande. Enstaka pegmatitgångar är inte medtagna på kartorna om de inte är särskilt stora. Det har varit upp till den enskilde kartören att avgöra när överbeteckningen för pegmatiter skall användas. Detta gör att det inom ett och samma kartblad kan finnas olika bedömningsgrader för användningen av överbeteckningar. På de flygradiometriska gammastrålningskartorna framträder pegmatiterna tydligt om de är uran- eller toriumrika och förekommer inom områden med blottad berggrund. Om de däremot förekommer i jordtäckt område kan det vara svårt att veta om dem. Förutsättningen för att ana sig till dem är i så fall att block och stenar av pegmatiterna förekommer i moränen i sådan mängd att de ökar gammastrålningen från marken.

Motsvarande förhållanden som för pegmatiterna gäller för gångar av uranrika graniter och apliter samt för mindre uranmineraliseringar.

En begränsning av de flygradiometriska gammastrålningskartornas användning är att de vanligen inte redovisar strålningsförhållandena inom tätbebyggda områden. Detta beror på att flygbestämmelserna inte tillåter lägre flyghöjd än 300 meter över tätbebyggda områden, vilket är för hög höjd för att mäta gammastrålningen från marken. I och med att risken för markradon blev känd 1980 erhöll SGU/SGAB luftfartsverkets tillstånd att flyga på 50 meters höjd även över tätorter för att få möjlighet att mäta strålningen. Att flyga på låg höjd över tätorterna drar vissa merkostnader. Då SGU/SGAB inte har haft täckning för dessa har berörda kommuner mot betalning av merkostnaderna fått tätorterna överflugna på låg höjd om de så önskat.

Att tätorterna inte är överflugna på låg höjd har inte så stor betydelse för bedömningen av strålriskerna för nya bostadsområden då dessa vanligen byggs i utkanterna av tätorterna. Det vill säga inom områden som när flygmätningarna gjordes inte var tätbebyggda och därför överflögs på låg höjd.

Även i de fall där flygningen över tätorten gjorts på hög höjd ger gammastrålningskartorna information som kan användas för att bedöma markradonförhållandena inom tätorten. Det är ju så att de berg- och jordarter som förekommer i tätorternas omgivning också vanligen finns inom tätorten. Har berg- och jord-

arterna i omgivningen låg radioaktivitet så är det sannolikt att de också har det inom tätorten och vice versa.

Ett särskilt problem inom delar av vissa tätorter är att de naturliga geologiska förhållandena ändrats genom markberedning, t ex påfyllnad av sprängsten och jordmassor. Därigenom kan uranrik mark som är övertäckt bli omöjlig att spåra från markytan.

Kompletterande undersökningar

Beroende på vilka krav som ställs på radonriskkartorna vad gäller detaljnoggrannhet och korrekthet i gränsdragningen mellan områden med olika radonrisk blir framställningen mer eller mindre översiktlig. Finns det bra underlag kan radonriskkartorna baseras enbart på detta om viss osäkerhet tillåtes. För att göra en bra karta behövs dock i de allra flesta fall att den även baseras på markbesiktningar vilka eventuellt kombineras med orienterande mätningar av radonhalten i jordluften.

Naturligtvis är behovet av markkontroller större ju sämre underlagsmaterialet är. Om strålningsmätningar från flyg saknas för ett större område är det inte möjligt att ta fram en radonriskkarta utan omfattande markkontroller av radioaktiviteten, såvida inte berggrunden i sin helhet består av bergarter vars uranhalt är känd för att vara låg och enhetlig, t ex kalksten på Gotland och områden med sandstenar och skifferar i sydvästra Skåne. Saknas moderna geologiska berggrunds- och jordartskartor samt flygmätningar, som för Roslagsområdet, är det överhuvud taget inte möjligt, att utan mycket omfattande nykarteringsarbeten göra kommuntäckande radonriskkartor.

För områden med bra geologiskt basmaterial och strålningsmätningar från flyg kan markbesiktningarna inriktas på kontroll av:

- gränser mellan olika jordarter,
- jordarternas kornstorlek och permeabilitet inom områden med isälvsavlagringar,
- uran-, radium- och toriumhalt inom områden med förhöjd radioaktivitet samt av radioaktivitetens homogenitet.

Saknas strålningsmätningar behövs kontroll av radioaktiviteten från de bergarter som förekommer inom området.

Av ekonomiska skäl är det vanligen inte möjligt att vid framtagningen av radonriskkartor göra omfattande markbesiktningar. Dessa får därför inriktas till tätortsområdena och till särskilda problemområden vilka väljs ut från befintligt underlag. Lämpligt är att i detta skede besiktiga de planområden som är bebyggda och aktuella för nybyggnad. Därigenom erhålls god detaljkunskap om geologin samtidigt som områdenas radonsituation bedöms.

Markbesiktningarna utförs alltid i kombination med mätning av gammastrålningen. Därvid mäts denna med en handburen gammamätare som får vara påslagen medan det aktuella området gås

över. Eftersom gammamätaren är försedd med ljudsignal kan varje förändring av strålningsnivån observeras utan att man behöver se på instrumentet. Det är alltså inte frågan om punktvisa mätningar. Vid sådana kan lokala variationer av radioaktiviteten lätt undgå upptäckt.

Gäller markbesiktningarna jordartsförhållandena uppsöks platser där jordlagret är blottat t ex diken, vägsränningar, grustag osv. Alternativt grävs mätpropar. Därigenom kan uppgifter erhållas om jordlagret under markytan. Vid besiktningarna ägnas särskild uppmärksamhet åt strålningen från block i moränen och gruset samt åt strålningen från hållarna. Förekommer det block med förhöjd gammastrålning kan man utgå från att markradonhalten är betydligt förhöjd, åtminstone lokalt.

Är de geologiska kartorna gamla eller översiktliga kan deras trovärdighet behöva kontrolleras. Lämpligt är att från kartmaterialet välja ut nyckelområden där maximal information kan inhämtas.

Vid kontroll av bergarternas radioaktivitet är det av ekonomiska skäl normalt omöjligt att för hela kommunen, eller större delar av den, göra en heltäckande kontroll. Därför får nyckelområden väljas ut för undersökning. Liksom vid kontrollen av jordlagrets radioaktivitet gås hållområdena över med gammamätare. Skulle det visa sig att gammastrålningen är förhöjd, till ca 20 $\mu\text{R}/\text{h}$ (0.2 $\mu\text{Sv}/\text{h}$) eller mer, finns risk för att uranhalten i berggrunden kan vara så hög att särskild radonrisk föreligger. Helt säkert är det dock inte att särskild risk föreligger. Den förhöjda gammastrålningen kan bero på strålning från torium, vilket inte innebär någon risk för radon. För att avgöra om strålningen beror på berggrundens innehåll av uran eller torium behövs mätningar med gammaspektrometer.

Att det är nödvändigt att bestämma radioaktivitetens orsak visar erfarenheter från bl a Strömstad, där berggrundens gammastrålning normalt ligger på 20 - 35 $\mu\text{R}/\text{h}$ (0.2 - 0.35 $\mu\text{Sv}/\text{h}$). Denna gammastrålning orsakas helt och hållet av förhöjda till höga toriumhalter i graniten, 200 - 600 Bq/kg (50 - 150 ppm Th), medan uranhalten är låg ca 60 Bq/kg (5 ppm U). Likartade är förhållandena ofta i Storstockholmsområdet söder om Slussen. De pegmatiter och gångar av graniter, som där är rikligt förekommande i de äldre gnejserna, har ofta förhöjd radioaktivitet, 20 - 60 $\mu\text{R}/\text{h}$ (0.2 - 0.6 $\mu\text{Sv}/\text{h}$), ibland mycket högre. Nästan utan undantag är torium orsaken till den förhöjda strålningen varför gångarna inte utgör någon särskild risk för markradon. Norr om Slussen är däremot motsvarande gångbergarter oftast uranrika och det innebär en betydande risk för markradon att bygga på dem.

Även inom ett och samma granitområde kan uran- och toriumhalterna växla kraftigt även om den totala gammastrålningen är någorlunda enhetlig. Så består berggrunden i Upplands Väsby öster om E 4:an huvudsakligen av yngre grård granit som har en strålning på 15 - 30 $\mu\text{R}/\text{h}$ (0.15 - 0.3 $\mu\text{Sv}/\text{h}$). Dock är det endast en mindre del av denna granit som har så höga uranhalter att den utgör en särskild radonrisk. Vid den undersökning som ligger till grund för radonriskkartan över Upplands Väsby kommun (figur 6.7), urskiljdes de områden där granitens

uranhalt är så hög att marken utgör högriskområden, genom in situ bestämningar av uran- och toriumhalterna med gammaspektrometer.

Nedfall

Med anledning av att nedfallet från Tjernobyl har givit upphov till förhöjd gammastrålning över stora delar av landet måste hänsyn tas till detta vid undersökningar i de områden som berörs. Beläggningskartan för cesium-137 (figur 5.1) visar översiktligt vilka delar av landet som avses. Vanliga gammamätare mäter den totala gammastrålningen. Därför kan man inte med en sådan mätare skilja mellan gammastrålning från nedfallsprodukter och från den naturliga strålning som orsakas av strålning från uran, torium och kalium i berggrunden och jordlagret. Det är inte möjligt att inom områden som i juni 1986 hade större beläggning av cesium-137 än 10 kBq/m^2 använda vanliga gammamätare för att bestämma den naturliga gammastrålningen t ex vid radonundersökningar. Emellertid går det att med hjälp av gammaspektrometer ändå göra undersökningar av markradon och radonriskkartläggning eftersom instrumentet kan skilja på strålningen från nedfallet respektive naturlig strålning från uran, torium och kalium.

Orienterande mätningar av markradon

Normalt grundar sig kartläggningen av riskområdena på befintligt material och riktade fältbesiktningar. Den översiktliga bedömningen av risken för markradon görs utifrån kunskapen om markens radiuminnehåll och permeabilitet. Normalt skall man inte behöva utföra mätningar av radonhalten i jordluften för att bedöma radonrisken inom ett område. Av ekonomiska skäl är det också helt omöjligt att bestämma radonrisken för större områden genom att mäta radonhalten i jordluften. Dock kan orienterande markradonmätningar ibland vara motiverade. Exempel på ett sådant tillfälle är, då man vill förvissa sig om radonhalten i åsgruset inom ett speciellt parti av en ås, för att fastställa om åsen verkligen utgör ett högriskområde eller ej. Tveksamhet om att den gör det kan föreligga när bergarts-materialiet i gruset i huvudsak består av bergarter med låg radioaktivitet. Ett annat exempel är då en morän innehåller enstaka block av pegmatit med förhöjd uranhalt och man vill fastställa om radonhalten ligger under eller över de $50\,000 \text{ Bq/m}^3$, som utgör gräns mellan normal- och högriskområde.

Om de orienterande mätningarna verkligen skall ha informationsvärde måste de koncentreras till utvalda referensområden som är karaktäristiska för de marktyper som man vill ha information om. Inom det utvalda området, som inte bör vara större än ett par hektar, görs mätningar i minst fyra punkter.

Att sprida mätningarna över större områden är bortkastat arbete eftersom radonhalten i jordluften lokalt kan variera med ett par hundra procent även inom ett några 1000-tal kvadratmeter stort område. Resultaten från spridda mätningar blir helt enkelt omöjliga att tolka och sätta i relation till radonrisken (se kapitel 7).



Radonriskkarta över de centrala delarna av Upplands Väsby. Kartan är ett utdrag från en översiktlig radonriskkarta över Upplands Väsby kommun framtagen av SGAB 1984 på uppdrag av Miljö- och hälsoskydds nämnden. Kartan är förminskad från skala 1:15 000. Publicerad med tillstånd från Miljö- och hälsoskyddskontoret i Upplands Väsby kommun.

Högrisk- områden		Områden med förekomster av grusigt - grovsandigt isälvsmaterial samt större områden med svallgrus, svallsand eller klappersten
		Områden med förhöjd radioaktivitet i berggrunden och/eller moränen på grund av att berggrunden består av yngre granit som ofta har förhöjd halt av uran
Ev högrisk- områden		Områden med yngre granit vars radioaktivitet ej har kontrollerats
		Områden med ändmoräner
Normalrisk- områden		Områden som i huvudsak består av moränmark eller berggrund med normal radioaktivitet (OBS! Enstaka pegmatiter med förhöjd halt av uran kan förekomma inom dessa områden)
Lågrisk- områden		Områden som består av sand, silt eller lera

Figur 6.7 Radonriskkarta över de centrala delarna av Upplands Väsby.

Tolkning av underlagsmaterialet

Radonriskkartorna utgör en sammanställning, sammanvägning och tolkning av befintligt material vilket i viss mån kompletteras med fältbesiktnings.

Detaljeringsgrad och säkerhet i vad kartorna redovisar styrs av hur komplett underlagsmaterialet är och de ekonomiska förutsättningarna för att göra utförliga och detaljriktiga kartor. I förutsättningarna för kartorna ligger att de är översiktliga och att det inom de olika riskområdena lokalt kan förekomma områden med högre radonrisk.

Sammanställningen och tolkningen av underlaget syftar till att klassa marken med avseende på radonrisken, vilket innebär en bedömning av radonhalten i jordluften och jordlagrets permeabilitet i den mån marken utgörs av jordtäckta områden. Består marken av blottat berg klassas risken efter uraninnehållet i berget. Klassningen av mark och berg följer i stort samma schema som för klassningen i hög-, normal- respektive låg-radonmark inför bygglov när husens lägen är kända. Det vill säga, högriskområden utgör jordlager där radonhalten i jordluften bedöms överstiga 50 000 Bq/m³ på grundläggningsdjup såvida inte jordlagret består av lera eller silt. Bedömningen måste i stor utsträckning bygga på tidigare erfarenheter.

Permeabiliteten hos jordlagret får bedömas efter informationen om jordarterna som den framgår av jordartskartorna, geotekniska undersökningar och eventuella besiktningar. Bedömningen av radonhalten i jordluften grundas på jordartstyp och halten av radium-226. I tabell 2.4 redovisas normala halter av radium-226 och radon för olika jordarter i Sverige.

Information om radiumhalten erhålls från strålningskartorna eller markmätningar. Man måste därvid vara medveten om, att om det förekommer bergarter med förhöjt uraninnehåll inom ett område, är risken stor för att radonhalten i jordluften överstiger 50 000 Bq/m³.

På radonriskkartorna skall marken redovisas i form av högrisk-, normalrisk- och lågriskområden.

Som högriskområden klassas mark som består av blottad berggrund av bergarter med förhöjd eller hög uranhalt. Sådana bergarter är främst alunskiffer och vissa typer av graniter och pegmatiter, men det finns även sura vulkaniska bergarter, syeniter och gnejser som har förhöjda uranhalter. Förekommer det uranmineraliseringar inom ett område klassas området naturligtvis som högriskområde.

Exempel på sådana högriskområden är områden med uranmineraliserad kvartsit och gråvackegnejs i Västervikstrakten och områden med uranförande kalksandstenar i Tåsjöområdet i norra Jämtland.

Till högriskområdena hör även jordtäckt mark som består av morän, grus eller klapper som innehåller material av bergarter med förhöjt uraninnehåll, såvida andelen av sådant material inte är helt obetydlig. Förutsättningen för att ett jordtäckt område skall klassas som högriskområde är att radonhalten i jordluften bedöms överstiga 50 000 Bq/m³ på grundläggningsdjup, vilket den gör när halten av radium-226 i jordarten överstiger ca 60 - 80 Bq/kg.

Högriskområden utgör ofta även områden med grus och grovkorniga moräner. Dessa jordarter som har stor permeabilitet och

hög radonemanation, har därför ofta hög radonhalt i jordluft-
ten, även om halten av radium-226 inte är högre än för andra
jordarter. Det bör dock påpekas att om gruset och den grovkor-
niga moränen består av bergartsfragment med låg uranhalt, som
fallet ofta är inom det sydvästsvenska gnejsområdet, räcker
inte radonavgången från mineralkornen till för att radonhalten
i jordluften skall bli högre än 50 000 Bq/m³.

Som lågriskområden klassas mark som består av blottad berg-
grund med mycket låg uranhalt, t ex kalksten, sandsten, kvart-
siter, basiska intrusiv och vulkaniter, såvida dessa bergarter
inte är uranmineraliserade eller genomsätts av gångbergarter,
t ex pegmatiter, med förhöjd uranhalt. Också områden med väl
sorterad sand hänförs till lågriskområdena för såvida sandlag-
ret inte är mindre än 2 meter tjockt och underliggande mark
utgörs av grus, morän eller berg med normal eller förhöjd
uran-(radium-)halt. En förutsättning för att mark med sand och
silt skall klassas som lågriskområde är att sanden och silten
inte ursprungligen utgjordes av en homogen uranmineraliserad
finkornig bergart t ex alunskiffer. Skulle ursprunget till
sanden eller silten vara alunskiffer så består själva sanden
och siltkornen av alunskiffer, och någon bortsortering har
inte skett av de uranförande mineralkornen. Sand och silt som
består av alunskifferfragment kan således ha en betydande
uranhalt och skall därför klassas som högriskområden.

Till lågriskområden hör även områden med jordarter med låg
permeabilitet som lera och silt trots att deras innehåll av
radium-226 ofta är betydligt större än för andra jordarter.
Förutsättningen för att områden med lera och silt skall klas-
sas som lågriskområde är dock att dessa jordarter har en mäk-
tighet av åtminstone någon meter och ej är uttorkade. Vid rit-
ning av kartan bör därför gränsen mellan lågriskområde och
normalriskområde inte dras vid den gräns som på jordartskartan
markerats som gräns mellan lera, silt eller annan mark, utan
längre ut i ler/siltområdet. (Ett undantag från vad som här
skrivits utgör moränleror som innehåller alunskiffer. Områden
där sådana leror förekommer skall klassas som högriskområden).

Som normalriskområden klassas all mark som inte utgör högrisk-
eller lågriskområden, det vill säga huvuddelen av all mark i
Sverige.

Förekommer berggrund eller morän med förhöjd halt av uran
(radium) under täckande jordlager av lera, silt eller sand,
behöver jordlagrets tjocklek vara minst ett par meter för att
radon från berggrunden eller moränen inte skall kunna påverka
radonhalterna i jordluften på grundläggningsdjup. Detta för-
hållande måste beaktas vid gränsdragning mellan högriskområden
och normal- eller lågriskområden. I praktiken innebär det att
gränsdragningen mellan ett högriskområde och en annan typ av
riskområde måste dras en betydande bit in i vad som annars
skulle betraktas som normal- eller lågriskområde, så att en
säkerhetsmarginal erhålles.

Observera att lera endast utgör lågriskområde i vattenmättat
tillstånd. D v s, om t ex markberedningsarbeten medför att
leran blir uttorkad kan detta medföra förhöjd markradonrisk.

Finns det gammastrålningskartor från SGUs/SGABs flygmätningar dessa en så gott som heltäckande information om berggrundens och moränens halter av uran och radium. Dock måste man vid användningen av strålningskartorna tänka på att strålningen avskärmas till 50 % av ett 12 cm tjockt lager av jord eller 20 cm tjockt vattenlager. Därför är den uppmätta strålningen inte representativ för underliggande morän om den täcks av lera, silt, sand eller grus.

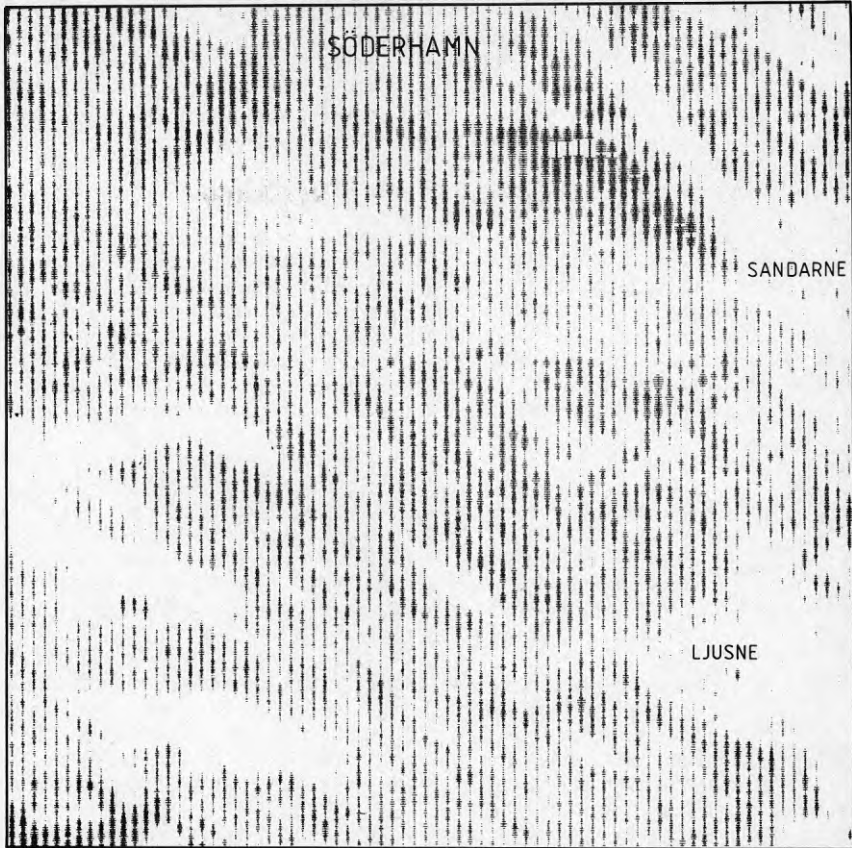
De strålningskartor som SGU/SGAB framställt efter 1969 redovisar strålningen i form av staplar som är proportionella mot halterna av radium-226, torium-232 och kalium-40 som de uppmätts från marklagrets överyta. Kartorna kan användas för bedömning av markens radonhalter om de samtolkas med information från jordarts- och berggrundskartor, eller geotekniska undersökningar, eller iakttagelser från markbesiktningar.

Områden med berggrund med förhöjda halter av uran och torium framträder på strålningskartorna som sammanhängande områden med förhöjd radioaktivitet, (figur 6.4). Förekomster av uran och toriumrika pegmatiter och gångar av uranrika graniter, framträder som oregelbundna punktvisa förhöjningar av radioaktiviteten (figur 6.8). Punktvisa förhöjningar längs myrkanter och sankmarker representerar ofta strålning från radioaktiva kallkällor. Förekommer sådana eller strålning från uranrika bergarter, är det en kraftig indikation på att vatten i borrhade brunnar inom dessa områden har förhöjda och ofta höga halter av radon.

Saknas strålningskartor får tolkningen och bedömningen av markradonhalter grundas på data från markmätningar i kombination med kunskaper om de radonhalter som vanligtvis förekommer i jordluften för jordarten i fråga. Ju sämre och ofullständigare basinformationen är desto sämre är bedömningsunderlaget. All information som kan hjälpa till att förstärka basunderlaget skall naturligtvis användas. Härvidlag är erfarenheter från radon och radondottermätningar i befintliga hus till nytta, eftersom de kan peka ut områden med radonproblem och fria områden där uppenbarligen inga problem förekommer.

Ofta är det inte möjligt att på basis av föreliggande material indela marken kategoriskt i normalrisk- eller högriskområden. För detta kan behövas omfattande markbesiktningar och eventuellt också mätningar av radonhalten i jordluften. Exempel på en sådan situation är när jorden består av grus med låg radiumhalt, områden med sporadisk förekomst av uranrika pegmatiter eller områden med granit vars uranhalt ibland är förhöjd, men för vilken det ej varit möjligt, att inom ramen för undersökningen, i detalj kartlägga utbredningen av den uranförföjda graniten.

För områden där det inte är klarlagt om marken utgör högriskområde eller ej, men för vilka det finns skäl till misstankar om att delar av området utgörs av högriskmark, kan på radonriskkartorna användas beteckningen "eventuellt högriskområde" "troligt högriskområde" eller "område med lokala förekomster av högradonmark". Därigenom varnar radonriskkartorna för att hög risk för markradon kan föreligga. Ofta är det



Figur 6.8 Strålningskarta från ett område med uran- och toriumrika pegmatiter.

tillräckligt att man känner till att risk kan föreligga och man kan överlåta till kommande undersökningar inför detaljplanläggning eller bygglov att fastställa huruvida hög risk för markradon föreligger eller ej.

Beroende på underlagets kvalitet eller om tveksamhet föreligger för hur radonrisken skall bedömas, kan gränsdragningen mellan olika områden bli mer eller mindre säker. Osäkerhet i gränsdragningen markeras på radonriskkartorna med streckade linjer där grovlek och gleshet i streckning kan markera olika grad av säkerhet. Det är bättre att genom streckning av gränserna redovisa osäkerhet än att genom heldragna linjer ge intryck av en säkerhet som underlaget ej medger.

Om undersökningen sker inom områden med förhöjd gammastrålning orsakad av nedfallet från Tjernobyļ måste hänsyn tas till detta vid tolkning av resultat från mätning av gammastrålning.

Krav på radonriskkarta och rapport

Resultatet av den översiktliga kartläggningen av radonrisken redovisas på karta och i kommenterande rapport. Följande krav ställs på kartan och rapporten.

På kartan redovisas de olika riskområdenas utbredning och avgränsning. Olika beteckningssätt kan användas för markering av gränser för och utbredningen av områdena. När osäkerhet om gränsdragningen eller klassningen av ett område föreligger, skall detta klart framgå av kartan. Kartskalan får anpassas efter underlagets upplösning och beställarens önskemål. Normal skala är 1:20 000 eller 1:50 000 men såväl större som mindre kartskalor kan användas. Ofta kan det vara motiverat att använda separata kartor med större skala för att redovisa förhållandena inom tätortsområden. Exempel på radonriskkarta ges i figur 6.7.

Text på kartan skall klart redovisa på vilket underlag kartan grundar sig. Av kartan skall framgå läge och resultat från eventuella gammamätningar, gammalspektrometermätningar och mätningar av radonhalter i jordluften. För att göra själva radonriskkartan tydlig kan mätresultaten med fördel redovisas på separat mätkarta. Förslag till redovisningsschema ges i figur 6.9 och 6.10.

Av radonriskkartan bör också framgå förekomster, utbredning och radioaktivitet för berg- och jordarter med särskilt hög gammastrålning, $> 30 \mu\text{R/h}$ ($> 0.3 \mu\text{Sv/h}$). Detsamma gäller för berg- och jordarter med hög toriumhalt ($> 400 \text{ Bq/kg Th-232}$). Detta för att förhindra att hus och anläggningar där människor vistas (t ex underjordslokaler) grundläggs på eller byggs i sådana bergarter eller jordarter utan att åtgärder vidtas mot gammastrålningen eller risken för torongas.






Radonriskkartan skall alltid följas av en beskrivande rapport. I denna redovisas:

- vem som är uppdragsgivare,
- vem som gjort kartan,
- vilket underlagsmaterial som använts för kartan och underlagsmaterialets validitet,
- om kompletterande markbesiktningar och markmätningar utförts, och resultaten av dessa,
- vilka undersökningsmetoder som använts samt vilka instrument, och hur dessa kalibrerats,
- geologiska förhållanden inom kartbladet med tonvikt lagd på berg- och jordarternas uppträdande och radioaktivitet,
- indelningsgrunder för de olika riskområdena och förklaring till vad dessa innebär,
- resultaten av radonriskkartläggningen, varvid särskild vikt läggs på redovisning av säkerheten för bedömningarna,

- hur vid bedömning av radonrisken hänsyn tagits till den förhöjda gammastrålningen orsakad av radioaktivt nedfall som eventuellt förekommer inom det undersökta området.

Rapporten skall innehålla rekommendationer till undersökningar och åtgärder i samband med planläggning och byggande. I den skall också redovisas hur kartan kan användas vid spårning av befintliga hus med höga radonhalter, för kartläggning av radon i brunnar och för planering av berg- och jordtäkter.

TECKENFÖRKLARING

HÖGRISKOMRÅDE		GRANIT OCH PEGMATIT I BERG OCH/ELLER MORÄN MED FÖRHÖJDA-HÖGA HALTER AV URAN (RADIUM-226) OCH FÖRHÖJD GAMMASTRÅLNING
		GRUS ELLER GROVSAND MED FÖRHÖJD HALT AV RADIUM-226 ELLER RISK FÖR ATT RADONHALTEN I JORDLUFTEN ÖVERSTIGER 50 000 Bq/m ³
OMRÅDEN MED LOKALA FÖREKOMSTER AV HÖGRADONMARK		GRANIT OCH PEGMATIT I BERG OCH MORÄN SOM LOKALT HAR FÖRHÖJDA-HÖGA HALTER AV URAN (RADIUM-226) OCH FÖRHÖJD GAMMASTRÅLNING
NORMALRISK-OMRÅDE		OMRÅDE SOM I HUVUDSAK BESTÅR AV BERGGRUND OCH MORÄNMARK MED NORMAL RADIOAKTIVITET
LÅGRISKOMRÅDE		OMRÅDE SOM UTGÖRS AV FINSAND, SILT ELLER LERA.

Figur 6.9 Exempel på teckenförklaring till radonriskkarta.

MÄTNING MED GAMMAMÄTARE

- 0,1 GAMMASTRÄLNING FRÅN BERGGRUND, $\mu\text{Sv/h}$
(mikrosievert per timme)
- 0,1 GAMMASTRÄLNING FRÅN MORÄN, SAND, SILT ELLER LERA
- 0,06 GAMMASTRÄLNING FRÅN GRUS ELLER GROVSAND

MÄTNING MED GAMMASPEKTROMETER

50	} I BERG	RADIUM-226 Bq/kg (1 g/ton URAN = 12,3 Bq/kg ^{226}Ra)
70		TORIUM-232 Bq/kg (1 g/ton TORIUM = 4,0 Bq/kg ^{232}Th)
1240		KALIUM-40 Bq/kg (1 % KALIUM = 310,0 Bq/kg ^{40}K)
75	} I MORÄN ELLER SAND	RADIUM-226 Bq/kg (1 g/ton URAN = 12,3 Bq/kg ^{226}Ra)
65		TORIUM-232 Bq/kg (1 g/ton TORIUM = 4,0 Bq/kg ^{232}Th)
1240		KALIUM-40 Bq/kg (1 % KALIUM = 310,0 Bq/kg ^{40}K)
50	} I GRUS ELLER GROVSAND	RADIUM-226 Bq/kg (1 g/ton URAN = 12,3 Bq/kg ^{226}Ra)
50		TORIUM-232 Bq/kg (1 g/ton TORIUM = 4,0 Bq/kg ^{232}Th)
1240		KALIUM-40 Bq/kg (1 % KALIUM = 310,0 Bq/kg ^{40}K)
27 000		ROAC-MÄTNING, RADON-222 Bq/m ³

 GRÄNS FÖR I RAPPORTEN BEHANDLAT OMRÅDE

6

OMRÅDESNUMMER



BESIKTIGAT OMRÅDE

Figur 6.10 Exempel på teckenförklaring till mätkarta.

7 ARBETSMETODER VID MARKUNDERSÖKNINGAR I
DETALJPLANSKEDET OCH INFÖR BYGGLOVSPRÖVNING

7.1 Inledning

Detaljerade markundersökningar kan behövas för att fastställa markradonförhållandena inom ett plan- eller byggområde. I samband med detaljplanläggning eller inför bygglov syftar dessa undersökningar till klassning av marken i högradon-, normalradon- och lågradonmark. Vid undersökningen fastställs gränser för områdena samt behov av skyddsåtgärder.

Vid detaljundersökningarna kontrolleras utbredningen av olika jordarter, markens radioaktivitet, grundvattenförhållandena m m. Dessutom görs bestämningar eller uppskattningar av radonhalterna i jordluften. Vid uppläggnen av undersökningarna och tolkningen av resultaten tas hänsyn till de hustyper och huslägen som kan förekomma inom området, liksom till de markförhållanden som kommer att gälla efter det att området bebyggs. Aktuella kartskalor ligger inom intervallet 1:10 000 - 1:200.

Detaljerade undersökningar behövs när följande förutsättningar föreligger:

- när det genom tidigare karteringar eller undersökningar är känt att det aktuella området helt eller delvis är beläget inom högriskområde, eventuellt högriskområde, eller normalriskområde där enstaka delar av marken eventuellt skulle kunna utgöra högriskmark,
- när kunskapsunderlaget för det aktuella området är bristfälligt eller saknas.

Detaljerade undersökningar behövs inte när följande förutsättningar föreligger:

- när det är känt att grundläggning skall ske på jordarter med säkerställd låg permeabilitet och/eller låg uranhalt (radiumhalt) och låg radonhalt i jordluften.
- när det är känt att grundläggning skall ske på berggrund med garanterat låg uranhalt (radiumhalt),
- när området med säkerhet är känt för att utgöras av normalradonmark eller lågradonmark,
- när området skall bebyggas med hus som har garanterat radonsäker konstruktion.

Olika typer av information om markradonförhållandena kan föreligga från tidigare undersökningar. Så kan underlag finnas i form av en kommuntäckande översiktlig radonriskkarta, i vilken tidigare kunskapsunderlag angående mark-, strålnings- och radonförhållandena har använts för att redovisa förekomster av högrisk-, normalrisk- och lågriskområden inom kommunen. Uppgifter kan också föreligga i form av strålningskartor från flygmätningar, resultat från mätningar av markens radioaktivi-

tet, eller observationer av särskilt permeabla jordarter. Underlaget kan också bestå av resultat från radondottermätningar i bostäder, enstaka mätningar av radonhalten i jordluften eller radonmätningar i vatten i brunnar.

Visar en tidigare klassificering att det aktuella området helt eller delvis ligger inom högriskområde, eventuellt högriskområde eller normalriskområde med risk för högriskmark, bör en mer detaljerad undersökning av markförhållandena och radonförhållandena göras för att klart definiera gränserna mellan högradon, normalradon- och lågradonmark och för att ta reda på radonhalterna i jordluften. Därvid bör man vara medveten om att det inom normalriskområden kan förekomma mindre högriskområden eller tvärtom. Vid bedömning av om markradonproblem kan föreligga skall hänsyn tas till planerade hustyper, grundläggningssätt, samt mark- och grundvattenförhållanden efter det att området bebyggs. Så kan exempelvis området komma att byggas med hustyper för vilka ingen radonrisk föreligger, t ex flerfamiljshus med källarvåning som är avskild från det övriga huset. I sådana fall är några detaljundersökningar inte motiverade.

Även om markförhållandena inte är kända i detalj finns det ändå tillfällen när detaljundersökningar inte är motiverade. Så är fallet t ex när grundläggning skall ske på berg där uranhalten (radiumhalten) är känd att vara låg (t ex kalksten på Gotland) eller när nybyggnad skall ske inom ett större område med mäktiga jordlager av lera eller silt (d v s lågriskområde).

En markradonundersökning i bygglovsskedet inleds med att man skaffar sig en uppfattning om området och dess geologi, t ex genom studier av tidigare utförda geologiska och geotekniska karteringar och undersökningar. Resultaten från dessa kan vara presenterade i form av rapporter, geologiska och kvartärgeologiska kartor, geotekniska kartor, geofysiska kartor (t ex strålningskartor) och GEO-strålningskartor.

För att skaffa sig bättre kännedom om området kan det vara lämpligt att göra en snabb besiktning. Därvid studeras geologin samtidigt som man översiktligt mäter gammastrålningen från jordlager och berggrund med ett handburet scintillationsinstrument. Denna besiktning utförs för att erhålla en uppfattning om vilka bergarter och jordlager som finns inom området och deras radioaktivitet. Dessa uppgifter behövs för att man skall kunna uppskatta radonsituationen för området och behov och omfattning av ytterligare undersökningar t ex mätning av radonhalten i jordluften, eventuella geotekniska undersökningar och gammaspektrometermätningar.

Med anledning av att nedfallet från Tjernobyli har givit upphov till förhöjd gammastrålning över stora delar av landet måste hänsyn till nedfallet tas vid undersökningar i de områden som berörs (figur 5.1).

Om besiktningen visar att jordarterna och berggrunden har låg radioaktivitet eller att jordlagret består av jordarter med liten permeabilitet, t ex att berggrunden utgörs av gabbro eller diorit och jorden av silt eller lera med betryggande mäktighet (ca 1.5 m eller mer), kan undersökningen avslutas i

detta stadium eftersom området utgörs av lågradonmark. Skulle det däremot visa sig att det inom området förekommer jordarter, eller bergarter som kan innebära radonrisk kan man endera välja mellan att göra en mer detaljerad markradonundersökning eller att bygga husen radonsäkert. I de fall när markradioaktiviteten är särskilt hög kan husens konstruktion behöva göras särskilt radonsäker. För att fastställa graden av radonsäkerhet behövs i dessa fall mätning av radonhalten i jordluften.

Den detaljerade markradonundersökningen inleds med noggrann besiktning av området varvid delområden som kan behöva undersökas närmare avgränsas. Undersökningsinsatserna och metoderna bestäms av om husen skall grundläggas på jord eller berg. Vid grundläggning på jord kan man behöva göra mätningar av radonhalten i jordluften och bestämningar av jordartens permeabilitet och radiuminnehåll. Vid grundläggning på berg kan man med nuvarande metoder inte utföra några användbara mätningar av radonavgången från berget, utan bedömningar av radonrisken får grundas på bestämningar av radiumhalten i de bergarter som ingår i berget samt av bergets sprickighet och vittringsgrad.

Metodikerna vid undersökningar av jordtäckta områden beskrivs nedan i kapitelavsnitt 7.2 och av berggrunden i kapitelavsnitt 7.3.

7.2 Undersökning av radonförhållanden inför grundläggning på jord

7.2.1 Arbetsmetodik

Vid en undersökning inom jordtäckta områden inför grundläggning av hus är det framför allt två faktorer som måste bestämmas/uppskattas för att man skall kunna bedöma områdets radonrisk. Den ena är radonhalten i jordluften och den andra möjligheten för den radonhaltiga jordluften att transporteras genom jorden och fram till huset.

En markradonundersökning av ett område där husen skall grundläggas på jord inleds med en noggrann kontroll av de geologiska förhållandena och en kontroll av berggrundens och jordlagrets radioaktivitet. Därvid utförs först en grov kartering av områdets jordarter och berggrund om en sådan inte tidigare gjorts. Samtidigt med denna kartering görs en mätning av gammastrålningen från de olika jordarterna och från berggrunden. För att komma åt att mäta gammastrålningen i jordlagren kan mätningen utföras i grävda gropar, vägskärningar eller i diken eller på uppgrävt material t ex kring ledningsstolpar. För att få en uppfattning om radioaktiviteten i berggrunden mäts denna över hållar inom området. Skulle sådana saknas kan man behöva uppsöka hållar som ligger inom angränsande områden.

Vid karteringen av jordlagret ägnas särskild uppmärksamhet åt hur permeabla jordarterna är och åt vattenhalten i dem. Grundvattenytans läge bör bestämmas eller åtminstone uppskattas.

Vid karteringen av berggrunden är det särskilt viktigt att undersöka hur homogen radioaktiviteten är och förekomsten av sprickor eller krosszoner. Förekomsten av t ex gångar eller

sliror av uranrika pegmatiter eller graniter, liksom uran-mineraliserade bergarter, ökar naturligtvis radonrisken, åtminstone lokalt. Finns sådana uranrika bergarter i hållarna i området eller dess omgivning kan man anta att de även förekommer inom den jordtäckta delen av området.

Kartläggningen av geologin och gammastrålningen syftar dels till att skaffa underlag för bestämning av radonsituationen, dels till att välja lämpliga lägen för mätning av radonhalten i jordluften. Om de blivande husens lägen är kända bör mätningarna utföras inom de planerade husgrunderna.

Visar det sig vid den geologiska besiktningen att markområdet består av en jordart med liten radonrisk (t ex lera), eller om grundläggning skall ske på berggrund bestående av en bergart med mycket låg radiumhalt (t ex gabbro), kan undersökningen stanna här. Någon mätning av radonhalten i jordluften behövs inte för att bestämma att detta område består av lågradonmark.

Skulle det vid kontrollen av området visa sig att marken består av t ex sand eller siltig morän med låg radioaktivitet och att underliggande berggrund har låg eller normal radioaktivitet, föreligger ingen risk för att radonhalten i jordluften skall överstiga normala halter, 10 000 - 50 000 Bq/m³ (se även tabell 7.1). Marken utgör i detta fall normalradonmark och det finns därför inget skäl till att driva undersökningen längre.

Om det däremot skulle visa sig att jordarts- och bergartsförhållandena inom området är mer komplexa och om det finns jordarter som har förhöjd radioaktivitet eller hög permeabilitet (t ex grus), eller bergarter med förhöjd radiumhalt (t ex pegmatit och granit), behövs en mer detaljerad undersökning. I en sådan ingår mätning av radonhalten i jordluften, samt mätning med gammasspektrometer.

7.2.2 Mätning av markradon

Markradonmätningarna inleds med att man bestämmer hur många mätpunkter som behövs. Dessa placeras så att mesta möjliga information erhålls och att mätningen blir representativ för markradonförhållandena kring mätpunkten. Man bör därvid tänka på hur förhållandena kommer att vara efter att området bebyggs.

Mätningar av radonhalten i jordluften i ett tunt jordtäckte som överlagrar en håll är som regel meningslösa. Dels ger mätningen ett svårtolkat resultat och dels kommer jordlagret att med säkerhet bortschaktas vid markbehandlingen varför mätningarna inte ger svar på om det föreligger någon radonrisk.

Mätning bör inte utföras i områden där grundvattenytan ligger nära markytan eftersom sannolikheten då är stor att mätresultatet störs av vatten. Om grundvattenytan i området efter det att det bebyggs kommer att sänkas, kan det vara motiverat att mäta även i ett område där grundvattenytan ligger nära markytan, men då på ett mindre jorddjup än som vore önskvärt för

att få ett bra resultat. Vid tolkningen av ett sådant mätvärde måste hänsyn tas till hur mätningen utförs.

Av de nämnda skälen är det sällan möjligt att mäta i ett rutnätssystem med i förväg bestämda lägen, utan mätpunkterna får anpassas till de lokala markförhållandena. För att få ett godtagbart mätresultat inom ett område med homogen geologi, t ex på en del av en grusås, behövs 4 - 6 mätningar per hektar. Är markförhållandena inhomogena, kan mätningarna behöva göras tätare. Är husens lägen bestämda är det lämpligt att göra 2 - 3 mätningar inom varje planerat husläge.

För att få ytterligare information om radonhaltens variation i jordluften kan de mätningar som utförts med integrerande metoder kompletteras och förtätas med momentana emanometermätningar.

I varje mätpunkt bör jordarten bestämmas och en bedömning göras av permeabiliteten samt vattenmättnadsgraden för att rätt kunna tolka mätvärdena. Bedömningen av en jordarts permeabilitet görs genom att direkt i fält klassa jordartens kornstorlek. För morän är det viktigt att också, förutom att bedöma den dominerande kornstorlekens fraktioner, uppskatta blockhalten, vilken kan ha stor betydelse för permeabiliteten. Vattenmättnadsgraden bedöms översiktligt i fält varvid man grovt uppskattar om jordarten är t ex torr, fuktig eller blöt eller i laboratorium vid tveksamhet och uttrycks då som vattenkvot (vikts-%).

Det är även lämpligt att genom mätning med gammaspectrometer i mätområdet bestämma radiumhalten i jorden på det aktuella mätdjupet. En bestämning av radiumhalten i kombination med mätning av radonhalten i en jordart gör det möjligt att uppskatta hur mycket av det bildade radonet som avgår till jordluften, och om radonet i jordluften är bildat inom ifrågasvarande jordlager eller tillfört från djupare liggande jordlager, eller från berggrunden. I de senare fallen kommer radonhalten att bli högre än den borde vara i relation till den radiumhalt som uppmättes i gropen/hålet där radondetektorn placerades.

7.2.3 Tolkning av markradonundersökningar inför grundläggning på jord

Detaljerade markundersökningar inom ett plan- eller byggområde syftar till att klarlägga markradonförhållandena så att behov av, och krav på, särskilda skyddsåtgärder kan fastställas. De slutgiltiga ställningstagandena förutsätter en tolkning av undersökningsresultaten varvid en sammanvägning görs av alla de faktorer som påverkar markradonförhållandena. Därvid måste hänsyn tas till vilka förhållanden som kommer att gälla efter det att området bebyggs. En riktig tolkning förutsätter i sin tur att hela uppläggnings och genomförandet av undersökningen är väl genomtänkt, vilket diskuterats i kapitelavsnitten 7.1. och 7.2.1.

I tabell 7.1 visas översiktligt vid vilka radonhalter man klassar mark i högradon-, normalradon- eller lågradonmark.

Tabell 7.1 Överslagsintervall för bedömning av radonrisk med utgångspunkt från jordart och uppmätt radonhalt (Bq/m^3) på en meters djup. Resultat från mätningar på mindre jorddjup kan grovt omräknas till värden på 1 meters djup enligt figur 2.5. Därvid måste hänsyn även tas till effekter av ventilation av jorden orsakade av vindförhållandena. I grovkorniga och permeabla jordarter (t ex grus och blockrik sandig morän) bör mätdjup mindre än 0.7 meter undvikas.

radonrisk	grus	siltig-sandig morän	fuktig silt	fuktig lera
hög	>50 000	>50 000	>60 000	>80 000
normal	6 000- 50 000	10 000- 50 000	20 000- 60 000	40 000- 80 000
låg	<6 000	<10 000	<20 000	<40 000

Resultaten från mätningar av radonhalten i jordluften kan i sig inte ligga till grund för åtgärder, om de inte sätts in i sitt sammanhang, det vill säga i relation till geologi, byggnadsutförande (om detta är känt) etc.

För en riktig tolkning av resultaten från en enskild mätning av radonhalten i jordluft är det nödvändigt att använda sig av de olika observationer som bör göras vid varje mätpunkt. De observationer som bör göras är följande: mätdjup, markfuktighet, vind och andra klimatförhållanden, jordartens porositet och permeabilitet (se också kapitel 2 och 5).

För att veta om den i en punkt uppmätta radonhalten är representativ för ett markområde måste man jämföra den med andra värden från samma område och jordart. Det är särskilt viktigt att sammanväga flera mätresultat om variationerna mellan de uppmätta värdena är stor. Detta betyder att man vid tolkning av uppmätta radonhalter i jordluft måste vara medveten om, och ta hänsyn till, mätdjupet och hur pass ostörd mätningen varit. Vid beräkning av tillåtet inläckage av jordluft till ett hus behöver man dessutom ta hänsyn till att den uppmätta radonhalten vanligen är lägre än den som kommer att råda i jordluften under huset när detta är byggt. Detta på grund av att exhalationen till luften ovan markytan hindras av huset och av kringliggande hårdgjorda eller matjordtäckta ytor.

Det är lämpligt att man i varje hål eller grop där man mäter radonhalten även mäter gammastrålningen och med gammaspektrometer bestämmer radiumhalten i jorden på det aktuella mätdjupet. Det blir därigenom möjligt att grovt kunna beräkna hur mycket av det bildade radonet som avgår till jordluften, och om radonet i jordluften är bildat inom det jordlager som mätningen utförts i eller tillfört från djupare liggande jordlager eller från berggrunden. Om man t ex i en jordart med mycket låg radiumhalt uppmäter en hög radonhalt i jordluften, kan man misstänka att transport av radon har skett från en annan radonkälla. Om en radonmätning endast ger $25\ 000\ \text{Bq}/\text{m}^3$ i en morän rik på alunskiffermaterial, vilken har en hög gammast-

rålning (t ex 0.3 $\mu\text{Sv/h}$) och radiumhalt på 600 Bq/kg, föreligger fel i mätningen. Här borde radonhalten vara betydligt högre, minst 350 000 Bq/m³.

Hänsyn måste tas till att radonhalten i markens jordluft varierar kraftigt under året, såväl under kortare som längre tidsperioder. Tjäle i marken verkar hindrande på diffusionen av radon mot markytan, vilket medför att radonhalten i jordluften ökar när marken är frusen. Analogt är radonhalten i marken ofta som lägst på sommaren när marken är uttorkad.

En annan faktor som också har stor betydelse för mängden radon i jordluften är nederbörden. Det nedträngande vattnet fyller porerna vilket får till följd dels att luften i porerna pressas upp mot markytan, dels tar det nedträngande vattnet med sig radon och dels sätter vattnet jordluften i rörelse. Regnvattnet åstadkommer på så sätt en tillfällig ökning av radonavgången från markytan, en ökning av radonhalten i jordlagren nära markytan och en sänkning av radonhalten i luften på större djup, samtidigt som luft med hög radonhalt kan föras upp mot markytan genom konvektiva strömmar.

Vid en sammanvägd tolkning av iakttagelser och mätningar vid en undersökning av ett område, är det flera faktorer som påverkar avgörandet om vad som skall betraktas som olika typer av radonmark, och vilket behov av åtgärder mot radon som finns. Här följer några aspekter på vad som kan ha en avgörande betydelse för tolkning av radonrisken.

Radonhalten i jordluften kan variera betydligt. I ett område med enhetlig jordart t ex silt eller grus är som regel variationen inom området relativt liten, medan radonhalten kan variera stort (med flera hundra procent) mellan närliggande mätpunkter i ett område med morän. Detta på grund av skiftande innehåll av uranrika bergarter, skiftande permeabilitet, varierande jorddjup, grundvattenförhållanden och radiumhalt.

För att särskilda radonrisker skall föreligga behöver jorddjupet vara minst en meter. Vid tunnare jordlager blir jordluftvolymen för liten för att ge upphov till radonproblem inomhus, om inte radonhalten i jordluften är mycket hög eller radiumhalten i berggrunden är så hög att radonavgången från denna är stor.

Radonrisken är vanligen liten i områden med sand och grovsilt eftersom radiumhalten i dessa jordarter generellt är låg.

Även i områden med finsilt och lera är radonrisken liten. Visserligen är både radiumhalten och radonavgången generellt något högre än i sand och grovsilt men genom att silt och lera har mycket låg permeabilitet kan jordluften normalt inte transporteras genom den. Därför behöver inte högre radonhalter innebära att ett område klassas som högriskområde om marken utgörs av lera, silt, sand eller lerig-siltig morän. Detta förutsätter emellertid att markberedningsarbeten inte medför att leran torkar ut så att torksprickor uppstår i leran.

Som redovisats kan radonhalten i jordluften variera betydligt under året, både under kortare och längre tidsperioder. Det är därför viktigt att man vid en sammanställning av radonmätning-

ar, eller när man jämför resultat inom ett område, är uppmärksam på om mätningen har utförts under olika årstider eller olika klimatologiska och meteorologiska förutsättningar. Man kan t ex ha utfört mätningar i olika omgångar inom samma område eller kompletterande undersökningar under annan del av året när andra förutsättningar föreligger. Alla resultat går att använda och jämföra bara man vet vad man har gjort.

Effekter som kan orsakas av markberedning är en annan faktor att ta hänsyn till vid tolkningar av mätresultat och gränstragningar för olika radonriskområden. Mätningar av radonhalten i jordluften är naturligtvis helt meningslösa om markberedningen medför att jordlagret schaktas bort. Bortschaktningen kan t ex medföra att ett avskärmande jordlager tas bort och frilägger en jordart med andra egenskaper och radonhalter, vilket kan medföra att kompletterande radonmätningar måste göras och att gränstragningen helt ändras mellan olika radonriskområden.

På samma sätt kan förutsättningarna helt ändras i och med tillförsel av material för utfyllnad, varvid de naturliga förhållandena som rådde före markberedningen kan sättas ur spel. Effekten av att t ex bygga hus på sprängstenslager kan vara densamma som att bygga på en rullstensås, eftersom obegränsade luftvolymen kan transporteras genom marken in till huset. Men sprängstenslagret, om det inte är mycket stort, skiljer sig från grusåsen i det att radonhalten i luften i sprängstenslagret under huset sjunker kraftigt redan vid ett litet luftintag till huset, medan radonhalten i luften i en grusås förblir konstant. Detta på grund av att luftvolymen i en grusås är nära nog oändligt stor i relation till vad som verkligen kan tas in i huset.

Markberedningsarbeten kan också medföra att grundvattenförhållandena och vattenhalten i jordlagret ändras till den grad, att de markradonhalter som har uppmätts inte alls står i relation till de radonhalter som kommer att råda efter grundläggning. Som diskuterats tidigare har vattenhalten en stor betydelse både för radonhalterna i jordluften och radonets möjlighet till transport i marken. För klassning av mark är det därför viktigt att ta hänsyn till sådana ändringar av förhållandena.

Genom markberedning kan radonrisken bli betydligt högre om man ändrar grundvattenförhållandena så att t ex en lera, med relativt höga radonhalter i jordluften, torkar ut och att radonet därmed kan avgå till markytan eller transporteras fram till och in i ett hus. En lera kan också tidigare ha fungerat som ett "lock", men torkar den ut kan detta medföra att radon i jordluften från en underliggande jordart med betydligt högre radonhalter kan ta sig upp till markytan (eller till hus).

7.2.4 Presentation av undersökningsresultatet inför grundläggning på jord

Presentationen av resultaten av undersökningen bör göras i en rapport med tillhörande karta. I rapporten bör ingå följande:

- vem som är uppdragsgivare för undersökningen,
- vem som gjort kartan,
- vilka personer som deltagit i undersökningen och bidragit med information,
- vilka arbeten som utförts,
- en förteckning på det underlag som har använts (det skall alltid framgå av både rapport och av karta vilket underlag som använts),
- vilka metoder och instrument som använts för mätning av gammastrålning, bestämning av halten av radioaktiva ämnen och av markradon,
- var instrumenten har kalibrerats,
- en redovisning av mätresultat, i text (och tabeller) samt på karta,
- en geologisk beskrivning av området och av där förekommande jord- och bergarter, deras radioaktivitet samt en redovisning av radonhalterna i jordluften (beroende på undersökningarnas omfattning och syfte),
- en bedömning av markradonrisken för området samt en redogörelse i vilken redovisas underlag och uppgifter som ligger till grund för bedömningen,
- rekommendationer och förslag till åtgärder eller vidare undersökningar,
- karta (kartor). Nedan beskrivs vad som skall redovisas och framgå av denna.

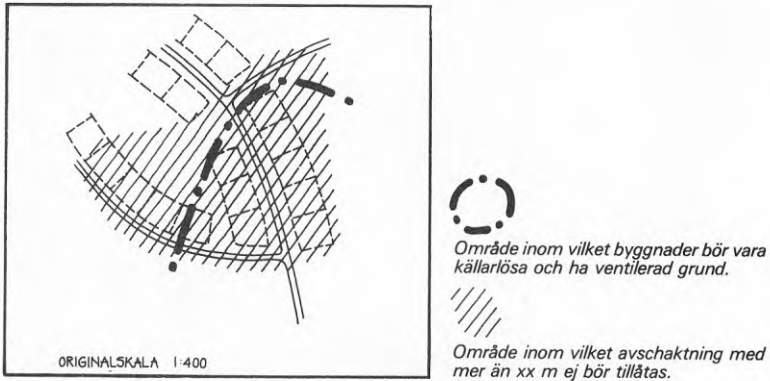
På kartan skall redovisas om och var marken utgörs av högrisk-, normalrisk- eller lågriskområden, eller om husens lägen är kända, lågradon-, normalradon- och högradonmark. Redovisningen skall ligga som grund för rekommendation om vilka byggnadstekniska villkor som bör gälla inom olika delar av området. Det bör klart framgå vilka krav på, och behov av, åtgärder som gäller. Genom att för gränsdragningen mellan mark med olika radonklasser använda streckade eller heldragna linjer kan man på kartan markera olika grader av säkerhet.

Kartan bör också redovisa den information på vilken tolkningen och gränsdragningen är baserad. I de fall mängden uppgifter medför att presentationen ger en oklar bild bör en uppdelning göras på flera kartor. De uppgifter som bör redovisas är: mät-punkternas läge, och använd metod (t ex Track Etch film, ROAC-metoden, emanometer, scintillometer, gammaspectrometer) samt mätresultatet (dvs radonhalt, och/eller gammastrålning och/eller uran/radium-halt). Har mätningar av gammastrålningen och bestämningar av uran-(radium-)halterna gjorts skall detta framgå. Som beskrivits i tidigare kapitel görs gammastrålningsmätningarna kontinuerligt när man går över området. På kartan anges de medelvärden, maximi- och minimivärden som uppmätts inom olika delar av området. Utbredningen av de jordar-

ter och/eller bergarter som inverkar på, eller efter markberedningen kommer att påverka, markradonförhållandena och som har påverkat gränsdragningen vid indelningen av marken i olika radonklasser, bör redovisas.

I rapporten kan kompletterande redovisning till kartorna sammanställas i tabeller. I dessa kan t ex redovisas gammastrålning och uran-(radium-)halter och radonhalter för de enskilda jordartstyper som finns inom det undersökta området.

I rapporten anges de byggnadstekniska villkor som rekommenderas för området. I den ges också rekommendationer och riktlinjer för markplanering och markberedning. Detta för att ingrepp genom markberedning inte skall ändra markradonförhållandena till den grad att den tidigare bedömningen och gränsdragningen mellan områden med olika riskklasser förändras. I ex kan man på kartan för ett begränsat område behöva rekommendera att ett befintligt, mot markytan avskärmande jordlager bevaras. I ett sådant fall kan man behöva ange att inom området bör ej mer än t ex 1 meter avschaktning tillåtas. Detta för att man vid grundläggningen inte skall frilägga eller under huset komma ner till en underliggande jordart, eller berggrund, som medför högre radonrisk. Se exempel, figur 7.1. Markradonförhållandena kan också ändras i samband med att markberedningen medför nivåförändringar av grundvattenytan. Om sådana ingrepp t ex medför sänkning av nivån i en morän, eller uttorkning och sprickbildning i lera, kan det i redovisningen av en detaljundersökning finnas skäl att ange att ingrepp inom delar av området kommer att medföra högre radonhalter. Aktuella områden redovisas på kartan.



Figur 7.1 Exempel på redovisning för ett område med avseende på hur ett jordlayers tjocklek kan påverka markberedningsarbeten och förslag till bostadstyp.

7.3 Undersökning av radonförhållanden inför grundläggning på berg eller fyllning

7.3.1 Arbetsmetodik

Vid undersökning av mark där grundläggning skall ske på berg går det inte att mäta radonavgången så väl att man får ett resultat som kan användas för att ange radonrisken. Det beror på att det inte går att få en tillräckligt tät anslutning av mätapparaturen mot bergytan. Därför måste fastställandet av radonrisken baseras på bestämmingar/bedömningar av berggrundens halt av radium-226 och beräkningar av radonavgången från berget vid olika grundläggningssituationer.

En undersökning av ett område där husen skall grundläggas på berg inleds med en noggrann kontroll av de geologiska förhållandena, och en kontroll av berggrundens radioaktivitet med en handburen gammamätare. Därvid utförs först en grovkartering av områdets bergarter om en sådan inte tidigare gjorts. Samtidigt med denna kartering görs en mätning av gammastrålningen över hållarna inom området, särskilt där husen skall ligga (om lägena för dessa är kända). I områden där grundläggning skall ske på berg är jordtäckets som regel tunt (eller saknas helt) och antalet hållar och därmed antalet observationspunkter bör vara tillräckligt för att erhålla ett bra bedömningsunderlag.

Bortschaktningsarbeten av det tunna jordtäckets eller sprängningsarbeten kan också vara påbörjade i ett detaljplanskede, vilket förbättrar bedömningen ytterligare. Om antalet hållar inom området är få, eller i värsta fall saknas, kan det vara nödvändigt att förbättra sin kunskap genom observationer på hållar utanför eller i anslutning till området.

Vid karteringen av berggrunden är det särskilt viktigt att undersöka hur homogen radioaktiviteten är, och hur den varierar mellan eller inom olika bergarter. Förutom variationer i själva bergarten kan det t ex förekomma gångar eller slior av uranrika pegmatiter eller graniter som åtminstone lokalt kan öka radonrisken. Vid karteringen bör man också göra en grov kontroll av de strukturer i berggrunden som kan påverka radonavgången t ex kornstorlek, skiffrihet, sprickighet, förekomst av krosszoner och berggrundens vittringsgrad. Uppgifterna behövs för tolkning av radonrisken inom området, eftersom radonavgången från berggrunden, förutom av radiumhalten, beror på bergarternas strukturella egenskaper. Radonavgången från hållarna ökar med ökad kornstorlek, skiffrihet, sprickighet och vittring. Detta på grund av att den radonavgivande ytan ökar och berget blir mer permeabelt.

Radonavgången från en hållyta behöver inte vara proportionell mot radiumhalten, utan kan vara olika stor beroende på de bergartsstrukturer som nämns ovan. Generellt är dock radonavgången, såväl uttryckt i enheten Bq kg⁻¹ h⁻¹ som i % av allt bildat radon, större ju högre radiumhalten är (se även kapitel 2).

Såväl undersökningar som åtgärder mot radonet från berggrunden behöver utföras olika beroende på om radiumhalten i berget är låg, normal eller förhöjd till hög.

Berg med låg radiumhalt

Om det vid den geologiska besiktningen visar sig att grundläggningen skall ske på berggrund bestående av bergart(-er) med låg och homogen radioaktivitet (mindre än $8 \mu\text{R/h}$ eller $0.08 \mu\text{Sv/h}$) kan undersökningen stanna här. När radioaktiviteten är så låg är också uran-(radium-)halten så pass låg att den radonavgång som sker från berggrunden och överliggande lager av lossprängt berg, inte kan orsaka radonproblem i hus. Detta oberoende av hur tjockt sprängstenslagret är under ett hus, förutsatt att sprängstensmaterialet är från det undersökta området. Om sprängsten och fyllnadsmassor tillförs från annat håll, bör radiuminnehållet i detta material undersökas och konstateras vara lågt, innan det används utan att åtgärder vidtas mot radonavgången från fyllnadsmaterialet. Radonbidraget från fyllning och sprängstenslager under och kring ett hus diskuteras i kapitelavsnitt 7.3.2 (tolkning av undersökningsresultat inför grundläggning på berg).

Bergarter som vanligen har en låg halt av radium-226, mindre än 35 Bq/kg , är:

- intermediära till basiska intrusiva bergarter (t ex diorit, gabbro, diabas) eller intermediära till basiska vulkaniter, samtliga ofta sammanfattade under beteckningen "grönstenar",
- sandsten, slamsten, skiffer (utom alunskiffer) och bergarter bildade genom omvandling av dessa bergarter (t ex gnejser),
- kalksten, (observera att risk för radontransport genom kalksten föreligger när denna är direkt underlagrad av alunskiffer).

Berg med normal radiumhalt

Skulle det vid kontrollen av området visa sig att radioaktiviteten inom hela eller delar av området är normal, det vill säga $8 - 15 \mu\text{R/h}$ ($0.08 - 0.15 \mu\text{Sv/h}$), och har en homogen fördelning, kan undersökningen stanna här, under förutsättning att huset/husen kommer att byggas radonskyddande.

Bergarter som vanligen har en normal halt av radium-226, mellan 35 och 100 Bq/kg , och en normal radioaktivitet, mellan 8 och $15 \mu\text{R/h}$, är:

- sura gnejser och sura vulkaniter samt graniter med normalt uraninnehåll.

Ovan givna anvisningar för förhållanden med berg med normal radiumhalt gäller under förutsättning att grundläggningen skall ske direkt på berg, vilket i detta fall avser grundläggning med kryppgrund eller grundläggning där lagret av eventuell

fyllning + sprängbottensten + kapillärbrytande material under huset inte är tjockare än 0.5 meter. Huset får ej heller stå i kontakt med större lager av fyllnadsmassor eller sprängsten.

Om lagrets tjocklek under huset är större än 0.5 meter, eller om huset står i kontakt med större sprängstenslager och fyllnadsmassor, kan radonrisken vara väsentligt större. Sådana fall föreligger om luftvolymen under eller intill ett hus är så stor att radonhalten i jordluften under huset kan upprätthållas på en tillräckligt hög nivå för att ge upphov till förhöjda radonhalter i huset. Detta även om en viss luftomsättning sker i lagret på grund av att vind blåser genom lagret, eller på grund av att en del av luften i lagret transporteras till huset.

Risk för att radonhalten i huset skall bli hög kan alltså förekomma även om radioaktiviteten i berget och fyllnadsmaterialet är normal (ca 8 - 15 $\mu\text{R/h}$) och radiumhalten är normal (ca 35 - 100 Bq/kg). Detta under förutsättning att luftvolymen i fyllnadsmassorna är så stor, att den luft som läcker in i huset inte orsakar en så stor luftomsättning i fyllningen, att radonhalten i markluften sänks till nivåer som inte innebär någon risk. För det komplicerade samspillet mellan radonhalter och luftomsättning i fyllning och i hus redogörs i kapitelavsnitt 7.3.2.

Om det är känt, eller möjligheten finns, att fyllnadsmassorna under huset eller i anslutning till huset kommer att bli tjockare än 0.5 meter, bör man bestämma halten av radium-226 i berggrunden där huset skall placeras.

Tillförs fyllnadsmassor och sprängsten från annat håll än från det undersökta området, bör också radiumhalten i detta material bestämmas och konstateras vara låg innan det används. Det går nämligen, utifrån dessa bestämningar av radiumhalterna, att beräkna vilka radonhalter som kommer att råda under huset vid olika volymer fyllnadsmassor (se kapitelavsnitt 7.3.3).

Berg med förhöjd eller hög radiumhalt

Om undersökningen skulle visa att radioaktiviteten inom hela eller delar av området är förhöjd till hög, (över 15 $\mu\text{R/h}$ eller 0.15 $\mu\text{Sv/h}$), bör man fastställa halten radium-226 genom gammaspaktermätningar in situ på berget. Även om fyllnadsmaterialet och sprängsten under huset inte överstiger 0.5 meter i tjocklek, finns det, när gammastrålningen överstiger 15 $\mu\text{R/h}$, risk för att radiumhalterna i berggrunden kan vara så höga att radonavgången från berget + fyllningen medför radonproblem i huset (om inte huset byggs radonsäkert).

Syftet med gammaspaktermätningarna är att undersöka hur stor del av radioaktiviteten som är orsakad av uran (radium). Detta för att göra den bedömning och de beräkningar som skall ligga till grund för rekommendationer till eventuella åtgärder mot markradonet.

Bergarter i Sverige som är kända att ha en förhöjd till hög radiumhalt, över 100 Bq/kg, och vars radioaktivitet kan vara förhöjd till hög är:

- uranrika graniter, 100 - 500 Bq/kg radium-226, 15 - 65 $\mu\text{R/h}$ (0.15 - 0.65 $\mu\text{Sv/h}$),
- alunskiffer, 125 - 4 300 Bq/kg radium-226, 15 - 250 $\mu\text{R/h}$ (0.10 - 2.50 $\mu\text{Sv/h}$),
- uranrika pegmatiter, 15 - 200 $\mu\text{R/h}$, fläckvis över 1 000 $\mu\text{R/h}$ (0.15 - 2.00 $\mu\text{Sv/h}$ respektive 10.00 $\mu\text{Sv/h}$),
- uranmineraliseringar, 200 $\mu\text{R/h}$ till över 3 000 $\mu\text{R/h}$ (2.00 $\mu\text{Sv/h}$ till över 30.00 $\mu\text{Sv/h}$).

Figur 2.1 visar översiktligt större förekomster av uranrika graniter, alunskifferar och uranmineraliseringar i Sverige.

Om berggrunden, fyllnadsmassorna eller sprängsten består av bergarter med hög gammastrålning och förhöjd till hög radiumhalt, är det nödvändigt att bestämma den grad av radonsäkert utförande som behövs för huset. Alternativt görs beräkningar av maximalt tillåten tjocklek på sprängstenslagret och därmed maximal radonhalt i luften under huset. Genom beräkningarna kan ett underlag framtas för att ställa krav på byggnadsutförande, luftomsättning i huset och maximalt tillåten tilluftsmängd från sprängstenslagret. Detta för att uppnå att radon-dotterhalten i huset skall understiga gränsvärdet för nybyggnad på 70 Bq/m³. Hur dessa beräkningar utförs redovisas i kapitelavsnitt 7.3.3.

Om det inom det undersökta området förekommer berggrund där gammastrålningen överstiger 30 $\mu\text{R/h}$ (0.3 $\mu\text{Sv/h}$), bör denna särskilt inkarteras. Detta eftersom gränsvärdet för gammastrålning inomhus, 50 $\mu\text{R/h}$ (0.5 $\mu\text{Sv/h}$), kan komma att överstiga i en nedsprängd byggnadsdel, t ex en gillestuga, om strålningen från omgivande berggrundsytor överstiger 30 $\mu\text{R/h}$. Visserligen avskärmar betongen i väggar och golv gammastrålningen från berggrunden, men den sammantagna strålningen genom väggar och golv kan medföra att gammastrålningen kan överstiga 50 $\mu\text{R/h}$ i byggnadsdelar under marken.

Byggs kryppgrundshus med träbjälklag över hälltytor där strålningen överstiger 50 $\mu\text{R/h}$ bör strålningen från berget avskärmas med ett lager av sand, grus eller makadam så att strålningen inomhus inte kommer att överstiga 50 $\mu\text{R/h}$. Om strålningen från bergytan överstiger 100 $\mu\text{R/h}$ finns det risk för att gammastrålningen inomhus skall överstiga 50 $\mu\text{R/h}$ i ett hus med betongbjälklag mot marken. Även i detta fall kan strålningen avskärmas genom att markytan täcks med ett lager av avskärmade material.

Bestämning av halten radium-226 görs direkt i fält genom mätning med gammalspektrometer på hälltytor inom området (se mätmetodbeskrivning i kapitel 5). Mätningar direkt på platsen med en bärbar gammalspektrometer har den fördelen framför analyser på provtaget material att mätningen kan ske på en så stor volym material (ca 0.5 m³) att lokala inhomogeniteter i bergarten endast i liten utsträckning påverkar resultatet.

En annan fördel med spektrometermätningar i fält är att mätprogrammet kan anpassas efter lokala förhållanden eftersom resultatet är omedelbart tillgängligt. En fördel är också att man direkt får veta vilket eller vilka av de radioaktiva ämnena uran (radium), torium och kalium som har orsakat den förhöjda radioaktiviteten. För att göra ett mätprogram som är anpassat till den lokala geologiska situationen bör mätningarna utföras av personal med geologisk kompetens.

Innan mätpunkterna för gammaspektrometermätningarna bestäms kontrolleras radioaktiviteten från berggrunden med gammamätare. Detta för att försäkra sig om att spektrometermätningarna utförs på för området representativ berggrund. Placeringen av mätpunkterna och antalet mätpunkter bestäms av hur komplexa berggrundsförhållandena är och hur stor eller komplicerad variationen i radioaktiviteten är.

Vid klassning av det undersökta området i olika typer av radonmark görs gränsdragningen utifrån uppmätta uran-(radium)-halter i berggrunden.

Tabell 2.1 visar normala radium-, torium- och kaliumhalter för svenska bergarter.

7.3.2 Tolkning av resultat från undersökningar inför grundläggning på berg

Detaljerade markundersökningar inom ett plan- eller byggområde syftar till att klarlägga radonrisken så att behov av, och krav på, särskilda skyddsåtgärder kan fastställas. De slutgiltiga ställningstagandena förutsätter en tolkning av undersökningsresultaten varvid en sammanvägning görs av alla de faktorer som kan påverka radonförhållandena. Därvid måste hänsyn tas till vilka förhållanden som kommer att gälla efter det att området bebyggs. En riktig tolkning förutsätter att hela uppläggnings- och genomförandet av undersökningen är väl genomtänkt (se även kapitelavsnitten 7.1 och 7.3.1).

För att ange radonrisken och indela marken i radonriskklasser inom ett område där grundläggningen skall ske på berg används vid tolkningen av undersökningsresultaten två principiellt helt skilda förfaranden.

Det ena används när grundläggning skall ske direkt på berg, vilket avser grundläggning med krypgrund eller grundläggning där lagret av eventuell fyllning + sprängbottensten + kapillärbrytande material under huset inte är tjockare än 0.5 meter.

Det andra används när detta lager av material under huset överstiger 0.5 meter, eller om huset står i förbindelse med sådant material som använts för att fylla ut runt huset på tomten. Nedan behandlas dessa två typer av tolkning var för sig.

Tolkning av resultat från undersökningar inför grundläggning direkt på berg, enligt definitionen ovan, baseras på de observationer och mätningar av radioaktiviteten som gjorts inom

området. På grundval av dessa arbeten indelas marken i hög-, normal- och lågradonmark och ges rekommendationer för byggnadsutförande.

I föregående kapitelavsnitt 7.3.1. anges de arbetsinsatser som är nödvändiga för en indelning av mark i radonriskklasser.

Bedömningen och tolkningen kan dock försvåras av olika orsaker. En låg hållfrekvens, och därmed ett litet antal observationspunkter, kan medföra att indelningen av mark i radonriskklasser blir otillfredställande i detaljerings- och säkerhetsgrad.

Har berggrunden, där den är blottad, genomgående låg och homogen radioaktivitet utan tecken på förhöjningar, har den del av berggrunden som ej är blottad med största sannolikhet samma radioaktivitet. Området kan därför klassas som lågriskområde eller lågradonmark.

Om däremot radioaktiviteten och radiumhalten är normal till förhöjd inom delar av området, kan det på grund av för få observationer vara alltför osäkert att göra indelningen av mark i olika radonriskklasser. Då måste marken klassas efter den grad av radonrisk som radonavgången från berggrunden maximalt kan utgöra. Särskilt gäller detta när variationen av radioaktivitet och radiumhalt inom eller mellan bergarterna är så oregelbunden att inga gränsdragningar överhuvud taget går att göra. Även när blottningsgraden av hållar är bra, kan det, om variationen är alltför oregelbunden, vara svårt att göra indelningen med tillfredsställande säkerhet. En säker bedömning kan ibland inte göras förrän berggrunden blottats i husgrunden.

Ofta kan det vara till hjälp att beräkna radonavgången från berggrunden för att klassificera marken inom hela, eller delar av, området. Om det t ex förekommer pegmatitgångar med förhöjd till hög radioaktivitet och radiumhalt i en berggrund som för övrigt har låg till normal radioaktivitet och radiumhalt, går det att uppskatta eller beräkna radonavgången från dessa, och därmed bedöma den radonrisk som pegmatitgångarna utgör. Förekommer endast några enstaka, inte särskilt breda (ca 1 meter), gångar inom området avgår säkerligen inte tillräckligt med radon för att orsaka radonproblem i ett hus som byggs på en sådan gång (om inte radiumhalten är mycket hög). Om däremot pegmatitgångar förekommer mer frekvent och/eller är tillräckligt breda (5 - 10 meter) kan dessa utgöra en radonrisk.

Beräkningen av radonavgången och den konsekvens denna har för de hus som skall byggas inom ett område kan göras enligt formler i kapitelavsnittet 7.3.3. Detta under förutsättning att radiumhalten i berggrunden är känd.

Med hjälp av formlerna och beräkningsmodellerna i kapitelavsnitt 7.3.3 kan grova beräkningar göras av hur stort radonbidraget kommer att bli till markluften från berggrundsytan + sprängbottenstenen + det kapillärbrytande materialet, liksom vilka radonhalter inomhus som skulle kunna bli följden av ett inläckage av markluft. Vid beräkningen av radonbidraget användes resultaten från de bestämmningar av berggrundens, fyllning-

ens och det kapillärbrytande materialets radiumhalter som utförts i samband med undersökningarna av byggnadsområdet.

Vid beräkningar behöver hänsyn tas till de berggrundsförhållanden som råder inom byggnadsområdet vad gäller vittringsgrad och sprickighet samt till hur husen kommer att grundläggas och till vilken grad som grundläggningen kommer att ske på berg eller fyllning. Bedömningarna av dessa parametrar måste grunda sig på erfarenheter och resultat från tidigare undersökningar och byggande. Sådana erfarenheter redovisas bl a i Byggeforskningsrådets rapport R9:1983 (Andersson, Clavensjö och Åkerblom, 1983).

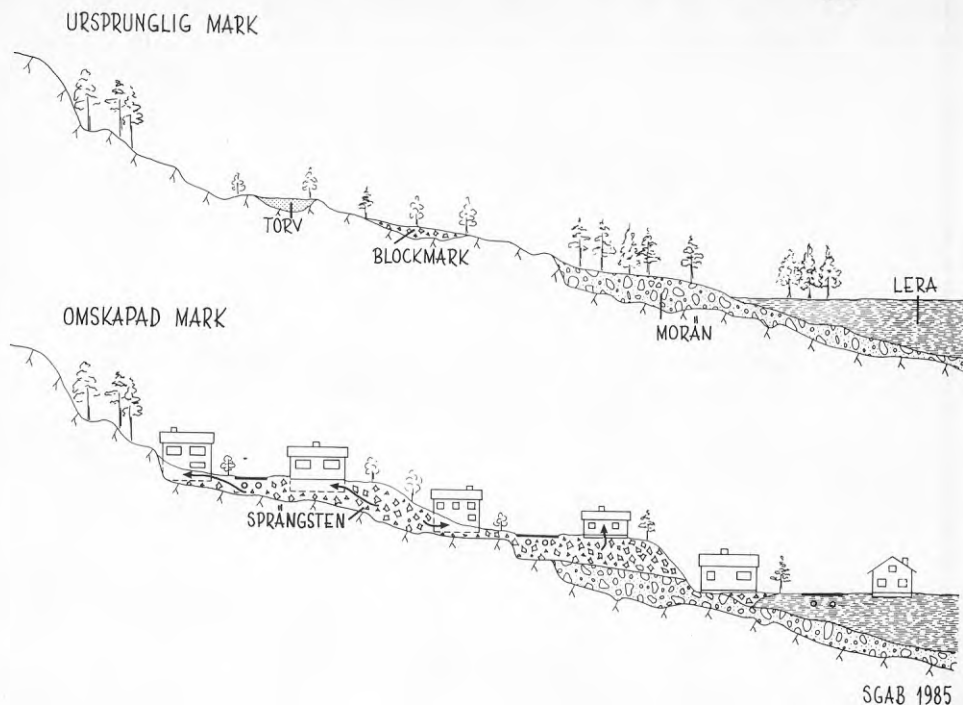
Syftet med de grova beräkningarna är att ta fram ett underlag för rekommendationer hur grundläggningen skall ske och i vilken utsträckning byggnadstekniska åtgärder behövs för att radondotterhalterna i de blivande husen inte skall överstiga gränsvärdet 70 Bq/m^3 .

Det finns alltid risk för att lagret av fyllning + sprängbotsten + kapillärbrytande material under och/eller kring ett hus kommer att överstiga 0.5 meter i tjocklek. Den moderna byggnadstekniken har medfört att vi ofta omskapar naturen och gärna t ex terrasserar sluttande mark för att få plana och lätt byggbara ytor. Se principskiss, figur 7.2. Terrasserna görs genom att fylla ut och plana ut marken med sprängsten eller morän. Därigenom ökar den radonavgivande ytan och skapar ett luftmagasin som kan vara tillräckligt stort för att upprätthålla en hög radonhalt under huset även om luft från magasinet läcker in i huset. Risker står här i proportion till mängden av fyllning + kapillärbrytande material och radiumhalten i detta.

7.3.3 Modeller för beräkningar av radonhalter under hus och radondotterhalter i hus inför grundläggning på berg eller fyllning

Beräkningar av radonhalten i jordluften under ett hus och radondotterhalten i huset, efter det att huset byggts, kan göras enligt formlerna 7.1 - 7.7 i detta kapitelavsnitt. För att kunna göra beräkningarna behöver radiumhalterna i berggrunden och fyllnadsmaterialet vara kända. Dessutom måste radonavgången från berggrundsytan och fyllnadsmaterialet vara något så när kända. I detta avsnitt redovisas modeller för beräkningar av radonavgången samt för radonhalter i fyllnadsmaterialet under huset och radondotterhalter i huset.

Att mäta radonexhalationen från bergytor är i stort sett omöjligt eftersom det inte går att få en tillräckligt tät anslutning av mätapparaturen mot bergytan. Särskilt svårt är det att få tätt om bergytan är ojämn eller uppsprucken. Av detta skäl finns det inte publicerat några tillförlitliga mätningar av radonexhalationen från bergytor och sådana torde inte heller kunna göras. Eftersom uppgifter saknas får bedömningarna av radonavgången från kala bergytor grundas på resultat från mätningar av radonexhalationen från betongytor. Därvid antas exhalationen från bergytor vara två gånger större än från



Figur 7.2 När vi bygger idag utjämnar vi gärna naturen genom att planspränga och lägga ut fyllning i terrasser. Många radonhus står på sådan fyllning.

betongytor med samma halt av radium-226. Den större exhalationen från häillytor beror på att berget i ytlagret är vittrat och uppsprucket varigenom den radonavgivande ytan är större och berget mer permeabelt än betongen.

Enligt mätningar som utförts vid statens provningsanstalt är radonexhalationen från en vägg av betong med granitmakadam ca $16 \text{ Bq m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ vid en halt av 60 Bq kg^{-1} radium-226 i betongen (Pettersson, 1982). Denna exhalation motsvarar $0.27 \text{ Bq m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ per Bq kg^{-1} . För att kalkylera radonavgången från häillytor av granit bör detta värde i normalfallet multipliceras med en faktor 2. Utgående från radonexhalationen från granit kan även exhalationen från andra bergarter och vid andra förhållanden uppskattas. Hänsyn tas då till dessa bergarters exhalationsförmåga i förhållande till granitens. Exhalationsförmågan för bergarter beror på strukturella egenskaper (t ex kornstorlek, sprickighet, skiffrihet) mineralogiska egenskaper (t ex förekomst av separata uranmineral, mineralornens sammanväxningsform, mikrosprickor, gitteruppbyggnad) och radiumhalt.

Exhalationen från en normal granityta kan ungefärligt beräknas enligt formel 7.1 på följande sätt:

$$C_{\max} = C_{\max}(\text{berggrund}) + C_{\max}(\text{sprängbottensten}) + C_{\max}(\text{makadam}) \quad (7.1)$$

För beräkning av radonavgången från sprängsten och makadam kan resultat från tidigare undersökningar användas för att grovt bestämma denna. I rapporten "Radonavgång från naturgrus och makadam. Provningsmetodik och konsekvenser för inomhusmiljö" (Hildingson, 1983), redovisas undersökningar av radonavgången från makadam som kommer från nio olika täkter i Sverige. I rapporten ingår en metodbeskrivning för hur radonavgångsmätningarna utförs samt hur beräkningarna görs. Resultaten från de utförda bestämningarna av radonavgången från makadam redovisas i tabell 7.2. Radonavgången anges i tabellen som radonavgång per massa och tidsenhet ($\text{Bq kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$). Dessutom anges hur många procent av alla i makadamet bildade radonatomer som avgår till omgivande luft (%). Det totala antalet producerande radonatomer beror på mängden radium-226 i materialet. Den beskrivna termen benämns i internationella artiklar som emanationsfaktorn.

Tabell 7.2 Radiumhalt och radonavgång från makadam. (Källa; Hildingson, 1983: Radon från naturgrus och makadam. Provningsmetodik och konsekvenser för inomhusmiljö. Statens provningsanstalt, Teknisk rapport SP-RAPP 1983:28).

Ort	Täkt	Bergart	^{226}Ra Bq kg^{-1}	Radonavgång $\text{Bq kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$	Radonavgång i % av allt bildat radon
Ulriksdal	Sölnakrossen	Ådergnejs+granit	75.1	0.064	11
Göteborg	Tagene	Granit	122.1	0.174	19
Oxelösund	Oxelösund	Granit	74.7	0.036	7
Karlskrona	Verkö,Karlskrona	Gnejsgranit	85.5	0.095	15
Lysekil	Scanraff,Sjöbol	Granit	166.9	0.323	26
Trollhättan	Hult,Trollhättan	Granit	49.2	0.032	9
Umeå	Brännland	Ådergnejs	60.3	0.046	10
Stävieby	Hardeberga	Sandsten	17.8	0.012	9
Uddevalla	Terås	Gnejs	48.5	0.036	10

Generellt är radonavgången, såväl uttryckt i enheten $\text{Bq kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$ som i % av allt bildat radon, större ju högre radiumhalten är.

Sambandet mellan radiumhalt och radonavgång redovisas för makadamproverna i figur 7.3.

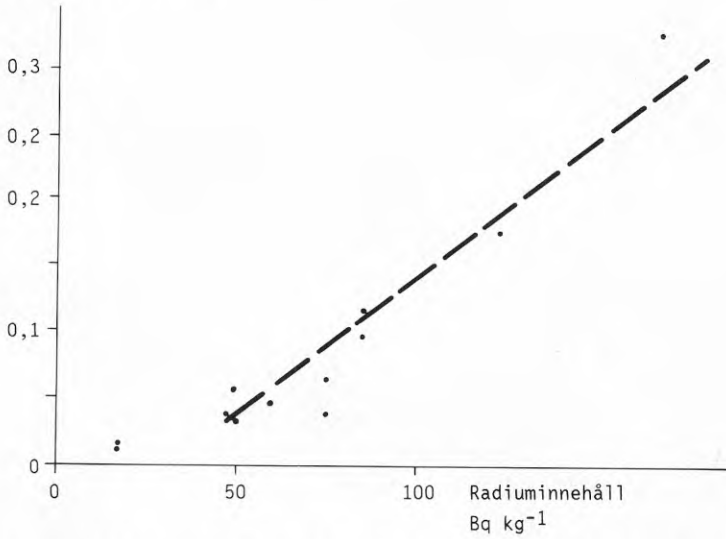
Av betydelse för radonavgången är också den radonavgivande ytan. Den specifika ytan är större ju finkornigare materialet är. Ju finkornigare materialet är desto större är därmed radonavgången.

I det beräkningsexempel som redovisas här har förutsatts att huset är grundlagt på berg och att mellan huset och berget ligger ett lager av makadam och ett lager av sprängbottensten (figur 7.4). Radonproduktionen sker i berget och lagren av makadam och sprängbottensten och alla bidrar till den radonhalt som byggs upp i porluften under husets bottenplatta. Den maximala radonhalten i porluften i fyllningslagret under

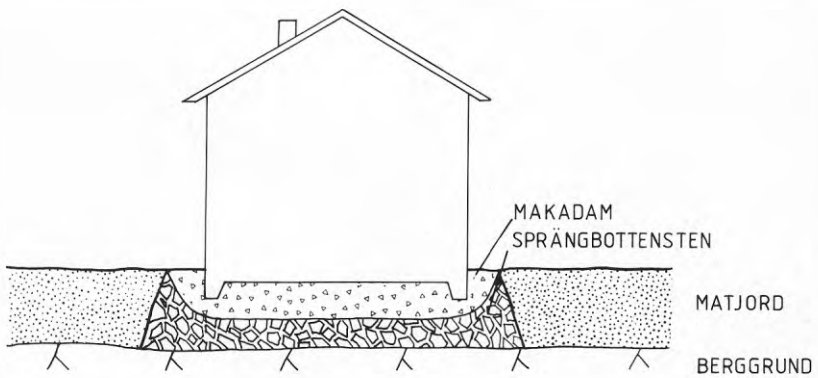
huset, C_{\max} , är lika med summan av radontillskotten från de två lagren och berget.

$$\text{Exhalationen } R = (\text{uppmätt Ra-halt i Bq kg}^{-1}) \cdot (2 \cdot 0.27) \text{ Bq m}^{-2} \text{ h}^{-1} \quad (7.2)$$

Radonavgång
 $\text{Bq kg}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ } 226 \text{ Ra}$



Figur 7.3 Radonavgången från makadamprov som funktion av radiuminnehållet.



Figur 7.4 Schematisk skiss som visar hus grundlagt på berg.

Det maximala radontillskottet från berggrunden, när luftomsättningen i luftvolymen under huset är noll, kan beräknas enligt formel 7.3. Det maximala tillskottet från lagren av sprängbottensten och makadam följer formel 7.4.

Formel 7.3 används för beräkning av radonhalten i porluften under huset (C_{\max}) på grund av radonavgången från berggrundsytan.

$$C_{\max} = \frac{1}{\lambda + n} \cdot \frac{E \cdot F}{V_{\text{tot}} \cdot p} \quad (7.3)$$

- E = exhalationsraten (radonavgången) ($\text{Bq m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)
 F = radonavgivande yta (m^2)
 V_{tot} = total volym på sprängbottensten + makadam under huset (m^3)
 λ = sönderfallskonstant för radon-222 (h^{-1})
 n = luftomsättning i luftvolymen under huset (oms h^{-1})
 p = porositet (%)

Formel 7.4 används för beräkning av den maximala radonhalt i porluften under huset (C_{\max}) som orsakas av radonavgången från lagret av sprängbottensten respektive lagret av makadam. Luftomsättningen är satt till 0 oms h^{-1} .

$$C_{\max} = \frac{B \cdot \xi \cdot (1 - p) \cdot V \cdot e}{V_{\text{tot}} \cdot p} \quad (7.4)$$

- B = aktivitet i det radonavgivande radonavgivande lagret (Bq kg^{-1})
 ξ = kompaktdensitet (kg m^{-3})
 p = porositet i sprängbottensten + makadam (%)
 V = volymen på det radonproducerande lagret (m^3)
 e = emanation (% av allt bildat radon)
 V_{tot} = volym på sprängbottensten eller makadam under huset (m^3)

Följande exempel avser beräkning av den maximala radonhalten under ett hus som är grundlagt med platta på mark ovanpå ett kapillärbrytande lager av makadam och ett lager av sprängbottensten. Berggrunden och sprängbottensten har en relativt låg radiumhalt medan det tillförda makadamet har en relativt hög radiumhalt. Husets bottenyta är satt till 100 m^2 . Makadamlagret är 0.3 m tjockt och lagret med sprängbottensten är 0.2 m tjockt.

För att beräkna den totala radonhalten i luften under huset måste hänsyn tas till volymen av, och radonbidraget från, respektive lager jämfört med den totala volymen för sprängsten + makadam.

I beräkningsexemplet har värden på ovanstående parametrar för respektive lager satts till:

berggrund	sprängbottensten	makadam
E = 20	B = 30	B = 120
F = 100	ξ = 2 700	ξ = 2 700
n = 0	p = 0.4	p = 0.4
p = 0.4	V = 20	V = 30
λ = 0.00755	e = 0.1	e = 0.2
V _{tot} = 50	V _{tot} = 50	V _{tot} = 50

Radontillskotten blir då enligt följande:

C _{max} (berggrund)	= 13 245 Bq/m ³
C _{max} (sprängbottensten)	= 6 075 Bq/m ³
C _{max} (makadam)	= 72 900 Bq/m ³

maximal radonhalt i porluften under huset 92 220 Bq/m³

Radonhalten i ett hus till följd av inläckande radonhaltig jordluft beräknas enligt följande formel 7.5:

$$C_{\text{hus}} = \frac{C_t \cdot L}{V_{\text{hus}} \cdot (\ell + \lambda)} \quad (7.5)$$

- C_{hus} = radonhalt i huset (Bq m⁻³)
- C_t = radonhalt i luftvolymen under huset (Bq m⁻³)
- L^t = mängd till huset inläckande jordluft (m³ h⁻¹)
- ℓ = luftomsättning i huset (h⁻¹)
- λ = sönderfallskonstant för radon-222 (h⁻¹)
- V_{hus} = husets inre volym (m³)

Förhållandet mellan radonhalten i den inläckande markluften gentemot den teoretiska maximala radonhalten i samma lager beror på luftomsättningen i lagret enligt formel 7.6:

$$C_t = \frac{\lambda}{\lambda + n} \cdot C_{\text{max}} \quad (7.6)$$

- C_t = radonhalten i luftvolymen under huset (Bq m⁻³)
- C_{max} = teoretisk maximal radonhalt i luftvolymen under huset (Bq m⁻³)
- λ = sönderfallskonstant för radon-222 (h⁻¹)
- n = luftomsättning i luftvolymen under huset (h⁻¹)

En kombination av formlerna 7.5 och 7.6 ger följande uttryck för radonhalten i huset:

$$C_{\text{hus}} = \frac{C_{\text{max}} \cdot \lambda}{V_{\text{hus}} \cdot (\ell + \lambda)} \cdot \frac{L}{\lambda + \frac{L}{V_{\text{fyll}} \cdot p}} \quad (7.7)$$

- V_{fyll} = total volym för lagren av dräneringsmaterial och fyllning under huset (m³)

Med $C_{\max} = 92\ 220\ \text{Bq/m}^3$ kan radonhalten i huset beräknas för olika luftintag från marken (L) och olika storlek på den tillgängliga luftvolymen under och kring huset. I exemplet som ges nedan i tabell 7.3 är luftomsättningen i huset (ℓ) 0.5 respektive 0.3 omsättningar per timme, husvolymen är 240 m³ och storleken på lagret av sprängbottensten + makadam under huset är 50 m³ (100 x 0.5 m³). Den enda luftomsättning som antas ske i lagren under och kring huset orsakas av den luft som läcker in i huset.

Tabell 7.3 Beräknad radonhalt i ett hus utifrån mängd inläckande markluft. Den maximala radonhalten i lagret C_{\max} vid 0 omsättningar per timme är 92 220 Bq/m³ och husets inre volym 240 m³.

L (m ³ h ⁻¹)	C_{hus} (Bq m ⁻³)	
	$\ell = 0.5$	$\ell = 0.3$
0.1	46	75
0.25	71	118
0.5	88	145
1.0	99	164
1.5	104	171
2.0	106	175
10.0	113	186
100.0	114	188

Man kan av tabell 7.3 se att radonhalten inomhus inte kan överstiga 120 Bq/m³ vid 0.5 omsättningar per timme (190 Bq/m³ vid 0.3 oms/h) vid de givna förutsättningarna.

I de fall hus byggs på tjocka lager av sprängsten föreligger speciella omständigheter. Den luftvolym från vilken markluft kan sugas in i husen blir i sådana fall mycket större än i hus som grundläggs på berg, vilket innebär att radonrisken markant ökas om tilluften till stor del tillförs via sprängstenslagret.

Vi tänker oss att huset i föregående exempel skall byggas på ett lager av sprängsten. Sprängstenslagret är tänkt att ha en genomsnittlig tjocklek av 1 meter under huset, nå 5 meter ut från husväggarna och ha samma radiumhalt som berggrunden under huset (30 Bq/kg). Sprängstenslagret antas vara täckt av lera som hindrar radonavgången mot markytan. Radonhalten i luften i sprängstenslagret skulle om hänsyn tas till radonavgången från berggrunden + sprängstenslagret + ett 0.3 meter tjockt lager av makadam under husets bottenplatta bli ca 24 250 Bq/m³ om luften i lagret är stillastående (0 oms/h). Radiumhalten och radonavgång från berget, sprängstenen och makadamet är desamma som i föregående exempel. Volymen på det under huset befintliga lagret av sprängsten och makadam är i detta fall 430 m³ (400 m³ sprängsten och 30 m³ makadam). Med en porositet av 40 % i detta lager blir den under huset "tillgängliga" luftvolymen 172 m³.

Med formel 7.7 kan radonhalten i huset till följd av inläckande radonhaltig jordluft beräknas. Resultaten redovisas i tabell 7.4.

Tabell 7.4. Beräknad radonhalt i huset (C_{hus}) utifrån mängd inläckande radonhaltig luft (L). Huset antas ha 100 m² bottenyta, 240 m³ inre volym och en luftomsättning (ℓ) av 0.5 respektive 0.3 oms/h. Total volym på sprängstenslagret + makadamlagret är 430 m³. Maximal radonhalt i porluften under huset vid 0 omsättningar per timme är 24 250 Bq/m³.

L (m ³ h ⁻¹)	C_{hus} (Bq m ⁻³)	
	$\ell = 0.5$	$\ell = 0.3$
0.1	(19)	(31)
0.5	(51)	(85)
1.0	114	189
10.0	231	385
100.0	259	432

Anm. Värdena inom () är beräknade som om hela luftvolymen i sprängstenslagret hade samma radonhalt. I själva verket är detta ej fallet. Radonhalten i makadamlagret är betydligt högre än i resten av sprängstenslagret beroende på att radiumhalten är högre i makadamet. Radonhalten inomhus vid ett inläckage av 0.1 respektive 0.5 m³/h markluft blir i storleksordningen 30 - 100 Bq/m³ eftersom den inläckande luften i huvudsak kommer från makadamlagret under huset.

Som kommentar till dessa beräkningsmodeller kan sägas att resultaten ger de maximala värden som skulle kunna erhållas under olika förutsättningar och antaganden. I verkligheten kommer i de flesta fall radondotterhalterna i husen att bli lägre. Så kan t ex radondotterhalterna bli ca 10 - 20 Bq/m³ lägre inomhus om makadamlagrets tjocklek är 0.2 meter i stället för 0.3 meter. Det är inte heller troligt att hela luftvolymen under huset likformigt genomströmmas av den tilluft som måste in genom bottenplattan för att ge upphov till de redovisade radondotterhalterna. Säkert kommer luften att röra sig efter vissa "kanaler" vilket medför att radonhalten i den inläckande luften blir betydligt lägre.

Det är möjligt att parhus och kedjehus kan få högre radondotterhalter än ett fristående hus. Detta på grund av att luft från kapillärbrytande lager under fler än ett hus skulle kunna sugas in i ett av husen. I så fall ökas den berggrundsytan och den mängd sprängbottensten + makadam som kan avge radon, liksom luftvolymen i lagret.

7.3.4 Presentation av undersökningsresultatet inför grundläggning på berg eller fyllning

Resultaten av undersökningen bör redovisas i en rapport med tillhörande karta. I rapporten skall i princip ingå samma typer av uppgifter som anges under ovanstående rubrik i kapitelavsnitt 7.2.2. I rapporten redogörs också för sådana speciella förhållanden som kan ha betydelse för radonrisken vid grundläggning på berg och som har påverkat gränsdragningen och

indelningen av marken i radonriskklasser. Sådan information kan vara uppgifter om bergets kornstorlek, vittringsgrad, skiffrihet, sprickighet och förekomster av krosszoner. Alla är faktorer som påverkar radonavgången från hällytorna.

I den mån beräkningar gjorts över framtida radonhalter i jordluften under blivande byggnader skall dessa redovisas. Detta gäller även beträffande de parametrar som fastställts eller antagits.

I rapporten anges de byggnadstekniska villkor som rekommenderas för området samt rekommendationer gällande markplanering och markberedning om sådan kan ändra indelning och gränsdragningar mellan olika radonriskklasser.

Det kan vara förtydligande att i rapporten redovisa mätresultaten i tabellform, eftersom det mycket lätt blir en stor mängd mätdata.

På kartan skall redovisas om och var marken utgörs av hög-, normal- eller lågradonmark. Redovisningen skall ligga som grund för rekommendationer om vilka byggnadstekniska villkor som bör gälla inom olika delar av området. Om det är känt att markberedningen medför utfyllnad med sprängsten eller morän och fyllningen har en större mäktighet än 0.5 meter under, eller i anslutning till huset, kan beräkningar göras av radonhalten i jordluften i fyllningen. På så sätt blir det t ex möjligt att ange områden där tjockleken på fyllningen inte får vara mer än x meter utan att särskilda åtgärder vidtas.

Det bör klart framgå vilka krav och behov av åtgärder som gäller. Genom att för gränsdragningen mellan mark med olika radonklasser använda streckade eller heldragna linjer kan man på kartan markera olika grad av säkerhet.

Kartan bör också redovisa den information på vilken tolkningen och gränsdragningen är baserad. De uppgifter som bör redovisas är: mätpunkternas läge, använd metod (gammamätare, gammadetektorer) samt mätresultat (gammastrålning och uran-(radium)-halt). Som framgår i kapitelavsnittet 7.3.1, "arbetsmetodik", görs gammastrålningsmätningar kontinuerligt när man går över området. På kartan anges de medelvärden, maximi- och minimivärden som uppmätts inom olika delar av området.

Om det inom området finns delområden med högre gammastrålning än 30 $\mu\text{R}/\text{h}$ (0.3 $\mu\text{Sv}/\text{h}$) skall dessa vara avgränsade på kartan. Detta eftersom det annars finns risk för att hus grundläggs på sådant sätt att gammastrålningen från berget ger upphov till högre gammastrålning inomhus än 50 $\mu\text{R}/\text{h}$ (0.5 $\mu\text{Sv}/\text{h}$), vilket är gällande gränsvärde för högsta tillåtna gammastrålning i ett nybyggt hus.

Med denna handbok för markradonundersökningar har vi författarna försökt att delge våra kunskaper och erfarenheter. Vi avslutar handboken med några sammanfattande råd.

Alla markradonundersökningar syftar till att ta fram ett underlag för bedömningen av radonrisken som den kommer att vara efter att ett markområde bebyggs. Det finns ingen mätmetod som ger ett absolut svar som kan användas för att i en tabell avläsa radonrisken, utan en bra bedömning bygger på erfarenhet och väl utförda undersökningar. Dessa kan vara utformade på olika sätt beroende på syftet med undersökningen, vilken detaljeringsgrad som fordras, vad det finns för befintligt underlagsmaterial, hur komplexa förhållandena är inom området, om grundläggning skall ske på jord och/eller berg etc. Vid undersökningarna är det viktigt att hela tiden tänka på vad undersökningen skall ge svar på. Av rapporten bör det klart framgå på vilket underlag tolkningar och resultat baseras.

Man bör i princip skilja på följande 3 undersökningsnivåer:

- Översiktsplan i kommunen.
- Undersökning för byggplanering.
- Detaljerad undersökning för bygglov eller detaljplan.

Målsättningen för varje radonundersökning är att fastlägga markens radonrisk och härvid skilja mellan mark med:

- Hög radonrisk
- Normal radonrisk
- Låg radonrisk

Vid översiktsplaneringen är avsikten att i stort kartlägga hur marken skall användas i kommunen. I det sammanhanget bör en riskbedömning med avseende på radonfrågan ske med koncentration på de delar där man inom överskådlig framtid kan förvänta sig nybyggnad. Huvudsyftet med markradonundersökning för översiktsplanen är att kartlägga radonförhållandena i stort och frågeställningen blir:

- Innehållet i berggrunden och jordlagret av uran/radium och torium?
- Är radonhalten hög i jordluften i jordlager med hög genomsläpplighet, t ex grus och grusig sandig morän?
- Förekommer andra speciella geologiska formationer med hög radonhalt i jordluften?
- Risk för hög radonhalt i grundvattnet?
- Behov, omfattning och utförande av fortsatta radonundersökningar?

Undersökningar för översiktsplan kan normalt ej drivas till att exakt fastlägga gränser för olika riskområden.

Vid översiktliga radonundersökningar (radonriskkartor) grundar sig dessa på befintligt underlagsmaterial utifrån vilket man sedan gör riktade fältbesiktningar. Dessa koncentreras till områden med mark som kan antas utgöra en radonrisk samt till tätorter. Det är av praktiska och ekonomiska skäl omöjligt att bestämma radonrisken genom att mäta radonhalten i jordluften inom större områden, men orienterande markradonmätningar kan vara motiverade.

Vid undersökningar för byggplanering är exploateringen förestående, men byggnadernas utformning och lägen är ej fastslåta. Alternativt kan bebyggelsestyp vara bestämd men ej husens exakta lägen.

Avsikten med en radonundersökning inför byggplanering är att fastställa vilka hänsyn i planering och utformning av bebyggelsen förekomsten av markradon kan kräva.

Man skall fastlägga:

- Markens radonrisk inom olika delområden.
- Rekommendera utformning, grundläggning och lokalisering av bebyggelse med hänsyn till markradonförhållandena.
- Anvisa behov av detaljerade undersökningar i förekommande fall.

Den slutliga detaljundersökningen skall utföras för att bestämma markradonförekomsten för en enskild byggnad när man vet dess läge. Avsikten är att bestämma grundläggningssätt för att byggnaden skall uppfylla föreskriften i Nybyggnadsföreskrift. Detaljundersökningar erfordras när man med tänkt byggnadssätt kan riskera att radonhalterna inomhus, efter att huset byggts, kommer att överstiga gränsvärdet 70 Bq/m³ eller där andra undersökningar saknas eller är ofullständiga. Alternativt är att bygga med radonsäker byggnadskonstruktion.

Vid detaljerade undersökningar inför bygglov eller detaljplan utförs noggranna kontroller av de geologiska förhållandena samt kontroller av berggrundens och jordlagrets radioaktivitet. Dessa kontroller avgör om behov finns av markradonmätningar och bestämmningar av jord och/eller bergarters radiumhalt samt var sådana mätningar skall göras. Sådana mätningar kan sällan göras i ett rutnätssystem utan måste läggas upp med hänsyn tagen till jord- och bergartsförhållandena samt resultaten från gammastrålningsmätningarna.

Tabell 8.1 Normalt bör man bedöma undersökningarna enligt följande schema:

Undersökningsnivå	Översiktsplan	Byggplanering eller bygglov	Detaljerad undersökning vid behov inför bygglovsprövning eller detaljplan
Åtgärder:			
Geologisk besiktning eller kartering	X	X	X
Insamling av befintliga uppgifter	1) X	X	X
Gammastrålningsmätningar	X	X	X
Gammaspektrometermätning	2)(X)	(X)	(X)
Jordartsbedömning i fält	3)(X)	X	X
Markradonmätning	4)(X)	(X)	5)X

Kommentarer:

1) Radonupplysningar kan man få genom att studera:

- Geologiska kartor.
- Geostrålningskarta.
- Flygbilder.
- Flygmätningar.
- Specialundersökningar för bedömning av geologi, geoteknik och täkter.
- Radonmätningar i omgivningen.

2) Gammaspektrometermätning görs normalt när gammastrålningsmätningen visar på höga värden.

3) I jordartsbestämningen ingår att bedöma porositet och vattenhalt samt mäta grundvattennivån (utförs normalt vid geotekniska undersökningar).

4) Radonmätning bör i princip utföras inom områden där geologin eller andra mätningar entydigt inte utesluter förekomsten av markradon i sådan mängd att risk för skadliga doser kan förekomma. Radonmätning med ROAC-metoden eller spårfilm utförs med 4 - 6 mätningar/hektar om så anses behövt. Dessa mätningar kan eventuellt ha föregåtts av eller kompletterats med orienterande korttidsmätningar. I så fall kan antalet långtidsmätningar reduceras.

5) Där marken inte entydigt kan bedömas medföra låg radonrisk och översiktliga mätningar saknas, görs minst 2 mätningar per hus med långtidsmätning. Vid gruppbebyggelse görs 2 - 6 mätningar inom varje delområde med likartade jordartsförhållanden och likartad berggrund.

Utförda radonundersökningar har visat att spridningen av mätvärdena kan vara mycket stor. Orsaken till denna spridning kan vara:

- Mättiden (mätningar under olika tidpunkter på året kan ge olika värden).
- Mätningssättet (mätning kan påverkas av lufttrycket och vindstyrkan. Genomförandet av mätningen kan påverka resultatet).
- Jordlagerföljden (varierar även inom samma geologiska formation).
- Grundvattennivån och jordens vattenkvot (varierar med årstiden).

Inför grundläggning på berg går det av praktiska skäl inte att mäta radonavgången från berggrundsytan så bra att resultaten kan användas för att fastställa radonrisken efter det att området bebyggt. Därför måste ett fastställande av radonrisken indirekt baseras på bestämningar av berggrundens halt av radium-226 och beräkningar av radonavgången från berget vid olika grundläggningsituationer. Tillförs fyllnadsmassor och sprängsten från annat håll än från det undersökta området, bör också radiumhalten i detta material bestämmas och konstateras vara låg innan det används. Det går att utifrån bestämningar av radiumhalterna beräkna vilka radonhalter som kommer att råda under huset för olika volymer fyllnadsmassor.

I den slutliga bedömningen måste såväl mätvärdena som övriga förhållanden vägas in och här kommer undersökningsförrättarens kunnskap och erfarenhet in. Normalt väger dock de högsta mätvärdena tyngst i bedömningen (men även markens permeabilitet är av stor betydelse). Att beräkna medelvärden av mätvärden för att bestämma radonrisken kan inte rekommenderas.

Rekommendationer för mätning av markradon

- Radonmätning bör utföras på minst 0.7 meters djup för att eliminera så många osäkra faktorer som möjligt.
- Välj minst 4 - 6 mätpunkter per ha, flera om geologin och/eller radioaktiviteten är oregelbunden. Vid mätning inför byggnad av hus med känt läge, mät i minst 2 mätpunkter/hus. Vid gruppbebyggelse görs 2 - 6 mätningar inom varje delområde med likartade jordartsförhållanden och berggrund.
- Välj mätpunkter så att mätningen är representativ för jordarten, för området kring mätpunkten och/eller för marken under de blivande husen. Tänk på att jord kan komma att schaktas bort eller fyllas på.

- I varje punkt bör radonmätning kompletteras med gammastrålningsmätning och eventuellt en bestämning av markens innehåll av radium-226 med gammaspektrometer.
- Kontrollera alltid i varje mätpunkt de yttre faktorer som kan påverka mätvärdet, t ex jordens vattenkvot. Detta för att kunna göra en så riktig tolkning av mätresultaten som möjligt.

Observera att det inte går att få ett användbart resultat från mätningar av markradon om berggrunden är blottad eller är täckt av ett jordlager som är mindre än en meter tjockt. Inte heller går det att få ett användbart resultat av att mäta radonhalten i sprängstenslager eller i blockskravel.

En redovisning av undersökningen bör göras i en rapport med tillhörande karta och bör innehålla följande (något beroende på undersökningens omfattning och syfte):

- en förteckning på det underlag som har använts,
- vilka metoder och instrument som använts för mätning av gammastrålning, bestämning av halter av radioaktiva ämnen och av markradon samt var instrumenten har kalibrerats,
- en redovisning av mätresultat i text (och tabeller) samt på karta,
- en beskrivning av jord- och bergarter inom området, deras radioaktivitet samt radonhalter i jordluften,
- en bedömning av markradonrisken för området samt en redogörelse för vilket underlag och vilka uppgifter som ligger till grund för bedömningen,
- rekommendationer och förslag till åtgärder eller vidare undersökningar,
- hur, vid bedömning av radonrisken, hänsyn tagits till den förhöjda gammastrålning orsakad av radioaktivt nedfall som eventuellt förekommer inom det undersökta området.

Nedfallet

Med anledning av att nedfallet från Tjernobyli har givit upphov till förhöjd gammastrålning över stora delar av landet måste hänsyn tas till detta vid undersökningar i de områden som berörs. Vanliga gammamätare mäter den totala gammastrålningen. Därför kan man inte med en sådan mätare skilja mellan gammastrålning från nedfallsprodukter och från den naturliga strålning som orsakas av strålning från uran, torium och kalium i berggrunden och jordlagret. Läget har efter Tjernobyli blivit förändrat vad beträffar användbarheten av gammamätare eftersom det inte är möjligt att inom områden som i juni 1986 hade större beläggning av cesium-137 än 10 kBq/m^2 använda vanliga gammamätare för att bestämma den naturliga gammastrålningen t ex vid radonundersökningar. Emellertid går det att med hjälp av gammaspektrometer ändå göra undersökningar av markradon och

upprätta radonriskkartor eftersom instrumentet kan skilja på strålningen från nedfallet respektive strålning från uran, torium och kalium.

Mätningar av radonhalten i jordluft påverkas inte av det radioaktiva nedfallet. Vid mätningar med t ex ROAC-metoden registreras endast koncentrationen av radongas i luften.

ORD- OCH BEGREPPSFÖRKLARINGAR

- Absorberad dos, "stråldos", den mängd energi per massenhet som en bestrålad kropp tagit upp. SI-enheten för absorberad dos är gray (Gy). 1 Gy = 1 J/kg. Tidigare användes enheten rad (1 rad = 0.01 J/kg).
- Absorption, uppsugning eller upptagning.
- Adsorption, koncentration eller upptagning på en yta.
- Aktiverat kol, högporöst kol med förmåga att adsorbera ämnen ur luft eller vatten. Den sk ROAC-metoden som används för markradonmätning bygger på att aktiverat kol adsorberar radon på sin yta.
- Aktivitet, antalet atomkärnor som sönderfaller per tidsenhet. Aktivitet anges i SI-enheten becquerel (Bq). 1 Bq = ett sönderfall per sekund. Tidigare användes enheten curie (1 Ci = 37 miljarder Bq). För att beteckna aktivitetskoncentrationen i olika material används följande enheter:
- Bq/m³ används för aktivitetskoncentrationen i luft (t ex radon i jordluft och radondotterhalt i bostäder),
 - Bq/l används för aktivitetskoncentrationen i vatten (t ex radon i vatten),
 - Bq/kg används för aktivitetskoncentrationen i fast material (t ex radium i bergarter),
 - kBq/m² används för aktivitetskoncentrationen i markens ytskikt (t ex beläggning av cesium-137).
- Alfastrålning, strålning som utgörs av positivt laddade partiklar, alfapartiklar (kan betecknas som heliumkärnor). Alfastrålningen avges från atomkärnan när vissa radioaktiva ämnen sönderfaller. Alfastrålningen har kort räckvidd och stoppas i allmänhet av hudens yttersta skikt (hornlagret). Strålningen kan orsaka skador hos människan om det radioaktiva ämnet finns inne i kroppen.
- Alunskiffer, lerskiffer med svart färg, som förutom normala silikatmineral karaktäriseras av sitt innehåll av järnsulfid (pyrit), kolväten (kerogen) och jämfört med vanliga lerskiffer relativt höga halter av metaller (t ex uran, vanadin och molybden). Halten av torium är låg.
- Becquerel, enhet för aktivitet (se aktivitet).
- Betastrålning, strålning som utgörs av elektroner, betapartiklar, som är negativt laddade. Betastrålningen avges från atomkärnan när vissa radioaktiva ämnen sönderfaller. Betastrålningen har längre räckvidd än alfastrålningen men orsakar i allmänhet störst skada på människan om det radioaktiva ämnet finns inne i kroppen.
- Blåbetong, eller alunskifferbaserad gasbetong, är ett byggnadsmaterial som framställdes av bränd kalk och bränd alunskiffer. Den senare ger lättbetongen en blågrå färg. Den generellt förhöjda uran- och radiumhalten i blåbetongen varierar beroende på var i landet tillverkningen har skett. Skifferbaserad gasbetong tillverkades i Sverige åren 1929 - 1975.

- Diffusion, vandring av ett ämnes atomer eller molekyler i ett annat ämne, vanligen från plats med hög koncentration till plats med låg koncentration.
- Dosekvivalent, en i strålskyddssammanhang använd angivelse av stråldos där man tagit hänsyn till de olika strålslagens biologiska verkan. Dosekvivalent anges i SI-enheten sievert (Sv). Den absorberade dosen i gray multiplicerad med en särskild kvalitetsfaktor ger dosekvivalenten i sievert. För naturlig strålning används enheten millisievert per år (mSv/år). 1 μ R/h motsvarar en stråldos av 0.052 mSv/år (inomhus), d v s 1 mSv/år motsvarar ca 20 μ R/h. Den stråldos som vi får per år p g a naturlig gammastrålning från marken och byggnadsmaterialet i våra hus är i genomsnitt 0.6 mSv/år. I blåbetonghus kan stråldosen från gammastrålning uppgå till 4 mSv/år vid en uppehållstid av 80 % inomhus. Tidigare användes enheten rem (1 rem = 0.01 J/kg).
- Emanation, utflöde. Används i radonsammanhang som beteckning för den avgång av radon som sker från t ex ett mineralkorn till porutrymmet utanför mineralkornet.
- Emanationskoefficient, används i radonsammanhang för att beteckna hur stor andel av alla bildade radonatomer som avgår från t ex ett mineralkorn till porutrymmet.
- Emanometer, momentan mätmetod för radon. Luft pumpas in i en behållare med silveraktiverad zinksulfid på insidan av väggarna. När denna beläggning träffas av de alfapartiklar som avges vid radonets och radondött-rarnas sönderfall omvandlas den absorberade strålningsenergin till ljusblixtar. Dessa sk scintillationer omvandlas i sin tur till mätbara elektriska pulser.
- Exhalation, avgång av gas från en väggyta eller markytan.
- Exhalationsrat, den mängd av t ex radon som avgår från ett material per yt- och tidsenhet. Mäts i $Bq\ m^{-2}h^{-1}$.
- Exposition, förmågan hos gamma- och röntgenstrålning att jonisera luft. SI-enheten för exposition är coulomb per kg (C/kg). Tidigare användes enheten röntgen (R), 1 R = 0.258 mC/kg.
- Expositionsrat, exposition per tidsenhet. Mäts i C/kg per sekund i SI-systemet. Tidigare användes enheten mikroröntgen per timme (μ R/h), särskilt när det gäller gammastrålning i bostäder och naturlig gammastrålning utomhus. Genomsnittlig gammastrålning över markytan i Sverige är 8 μ R/h. I blåbetonghus ligger gammastrålningen oftast inom intervallet 30 - 100 μ R/h. Sedan 1986 tillämpas den nya enheten "miljödosekvivalent" som anges i Sv/h. 1 μ R/h = 0.01 μ Sv/h.
- Gamma-log, en särskild typ av gammamätare som sänks ner för att mäta i borrhål.
- Gammamätare, instrument som mäter gammastrålning t ex scintillometer och GM-instrument.
- Gammalspektrometer, ett mätinstrument som förmår att skilja på strålning från olika radioaktiva ämnen. Gammalspektrometern är liksom scintillometern uppbyggd kring en kristall av natriumjodid eller germaniumlitium, men är även försedd med en diskriminator-enhet som kan särskilja gammastrålning med olika

energi. Vid sönderfall av olika nuklider bildas gammastrålning med för varje nuklid specifik energi. Genom att mäta med spektrometer kan man bestämma från vilka nuklider strålningen kommer och efter kalibrering av spektrometern beräkna halterna av dessa nuklider.

Gammastrålning, elektromagnetisk strålning med hög energi (liten våglängd) som avges från atomkärnan när vissa radioaktiva ämnen sönderfaller. Gammastrålning har i allmänhet lång räckvidd och kan nå ett par hundra meter i luft eller ca en halv meter i sten eller betong.

Gammaindex, ett mått på den totala mängden radioaktiva ämnen som ingår i ett byggnadsmaterial.

$$\text{Gammaindex} = \frac{C_K}{10\ 000} + \frac{C_{Ra}}{1\ 000} + \frac{C_{Th}}{700} < 1.0$$

där C_K , C_{Ra} och C_{Th} är koncentrationen av kalium-40, radium-226 respektive torium-232, uttryckt i Bq/kg av materialet. Gammaindex avser här indexet för det färdiga materialet. Delmaterial som utgör en mindre del av det färdiga materialet får således ha högre gammaindex. Gammaindex skall för byggnadsmaterial vara < 1.0 (SBN 1980 31:143).

GEO-strålningskarta, av SGU/SGAB utgivna kartor visande förekomst och utbredning av områden med förhöjd halt av radioaktiva ämnen i marken. Kartorna är i skala 1:50 000 och följer den topografiska kartans bladindelning. Totalt har 240 kartblad utgivits.

Gray, enhet för absorberad dos (se absorberad dos).

Halveringstid, den tid det tar för antalet atomer av en viss nuklid att minska till hälften genom en radioaktiv sönderfallsprocess.

Halvledardetektor, strålningsdetektor vars verkan grundar sig på halvledaregenskaperna hos ett material, t ex kisel eller germanium. En halvledardetektor har en P-I-N diod-struktur, där I står för utarmning av hål och elektroner inom ett område. Området vidgas genom att lägga en backspänning över dioden. När t ex en alfapartikel (exempelvis en radon- eller radondotteratom) växelverkar med materien inom utarmningsområdet bildas en mängd fria laddningsbärare (hål och elektroner) i proportion till den infallande alfapartikelns energi. Backspänningen ger ett elektriskt fält som gör att laddningarna samlas på de yttre elektroderna. De resulterande laddningarna integreras i en förstärkare och slutresultatet blir en spänningspuls vars amplitud är proportionell mot den infallande alfapartikelns energi.

Isotop, grundämnen med samma antal protoner, d v s atomnummer, men med olika antal neutroner. Radon-222 och radon-220 är exempel på radioaktiva isotoper (nuklider).

Joniserande strålning, strålning som ger upphov till joner i det material som den tränger in i. Exempel på joniserande strålning är alfa-, beta- och gammastrålning.

- Jämviktsfaktorn (F-faktorn), används för att beteckna förhållandet mellan radonhalt och radondotterhalt. I bostäder brukar ett schablonvärde på 0.5 väljas. Eftersom radondotterhalten varierar med både ventilation och luftens innehåll av partiklar ligger det verkliga värdet oftast mellan 0.2 och 0.8.
- Kalibrering, anpassning, justering. Kalibrering av ett mätinstrument innebär att exakt fastställa dess utslag mot en rikslikare.
- Kerma, sammanlagd rörelseenergi hos laddade partiklar som frigjorts per massa i ett material, vilket bestrålas med fotoner (eller andra indirekt joniserande strålslag). Enheten för kerma är gray (Gy). Vid mätning i luft kan kerma i de flesta praktiska sammanhang ersätta exposition hos gamma- och röntgenstrålning varvid värden uttryckta i röntgen (R) kan ersättas med värden i hundradelar av gray (Gy), dvs $1 R = 0.01 Gy$.
- Konvektion, transport av gas eller vätska som orsakas av rörelser i mediet. Sålunda kan t ex radon transporteras med konvektion genom jorden. Drivkraften kan vara vind, lufttrycksförändringar och perkolerande regn, smältvatten eller grundvatten i rörelse.
- Kosmisk strålning, strålning från strålkällor i rymden. Den kosmiska strålningen tilltar med höjd över havet. Vid havsytan ger den människan en stråldos av ca 0.3 mGy/år och på 3 000 meters höjd ca 0.9 mGy/år. Gammastrålningen från kosmisk strålning är i Sverige vid markytan 1 - 2 $\mu R/h$. I luften på 10 000 meters höjd är den 20 - 25 $\mu R/h$.
- Luftomsättning, hur många gånger den totala luftmängden i en volym byts ut per tidsenhet. Anges normalt i omsättningar per timme (oms/h).
- Mikroröntgen per timme, enhet för expositionsrat (se expositionsrat).
- Miljödosekvivalent, den energi per massa som absorberas på 1 cm djup vävnad multiplicerad med en kvalitetsfaktor som korrigerar för skillnader i biologisk verkan från olika typer av strålning, d v s oberoende av om bestrålning har skett med alfa-, beta- eller gammastrålning. Miljödosekvivalent anges i $\mu Sv/h$, mSv/h eller Sv/h och ersätter $\mu R/h$ (exposition). $1 \mu R/h = 0.01 \mu Sv/h$.
- Nuklid, atom som karaktäriseras av atomkärnans sammansättning. Nuklider med samma antal protoner i kärnan kallas isotoper.
- Pegmatit, en grovkristallin bergart med granitisk sammansättning som uppträder som gångar, sliror eller mindre massiv i andra bergarter. Dominerande mineral är kvarts, fältspat och glimmer. Pegmatit kan innehålla anrikningar av sällsynta mineral och grundämnen, t ex radioaktiva ämnen.
- Permeabilitet, genomsläpplighet eller genomtränglighet i ett poröst material av en vätska eller gas.
- Porositet, förhållandet mellan jordens porvolym och totala volym (skrymvolym). Anges vanligen i procent.
- Prospektering, att med geologiska, geofysiska och geokemiska undersökningar söka efter förekomster av mineralråvaror.

Radioaktiv sönderfallsjämvikt, om t ex en nuklid N_1 sönderfaller mycket långsammare än en följande nuklid N_2 (halveringstiden för N_1 är mycket större än för N_2) nås så småningom ett stationärt tillstånd under vilket mängden N_2 är konstant (lika mycket N_2 bildas och sönderfaller per tidsenhet). Detta stationära tillstånd, då antalet atomer av de två nukliderna förhåller sig som deras halveringstider, kallas radioaktiv sönderfallsjämvikt. Uran-238 och flera av dess dotternuklider går lätt i lösning och lakas även vid normala förhållanden (pH 5 - 7) bort med vatten. Dotternukliden radium-226 är däremot svårslöslig vid normala förhållanden och blir kvar i en jordart även om uranet delvis bortlakats. Därför kan man alltid utgå från att ojämvt råder mellan uran och dess dotternuklider i jordarter. Även i bergarter urlakas uran, men ojämvt råder mellan uran-238 och radium-226 är i svenska bergarter endast obetydlig p g a att berggrunden även vid ytan är relativt ovittrad. Radioaktiva ämnen, innehåller atomer med instabila atomkärnor, som genom sönderfall strävar efter att nå ett stabilt tillstånd. Vid sönderfallet avger atomer joniserande strålning.

Radioaktivitet, egenskapen hos vissa ämnen att spontant utsända joniserande strålning.

Radium, ett radioaktivt grundämne. Radium-226 uppkommer genom sönderfall av uran-238 och har en halveringstid av ca 1 600 år. Vid sönderfallet bildas den radioaktiva gasen radon-222. Vid sönderfallet av radium-224 i sönderfallskedjan från torium-232 bildas gasen radon-220 (toron).

Radiumhalt, anges i Bq/kg radium-226. 1 gram per ton uran = 12.3 Bq/kg radium-226.

Radiumindex, ett mått på mängden radium som ingår i ett byggnadsmaterial.

$$\text{Radiumindex} = \frac{C_{\text{Ra}}}{200} < 1.0$$

där C_{Ra} är koncentrationen av radium-226 uttryckt i Bq/kg av material. Radiumindex avser här indexet för det färdiga materialet. Delmaterial som utgör en mindre del av det färdiga materialet får således ha högre radiumindex. Radiumindex skall för byggnadsmaterial vara < 1.0 (SBN 1980 31:143).

Radon, radioaktiv ädelgas som bildas vid sönderfall av radium-226. Radon-222, som har en halveringstid på 3.8 dygn, finns normalt i luften. Radon sönderfaller i dotternuklider (radondöttrar) som, vid inandning, kan avge alfastrålning till lungepitelet och på så sett ge upphov till skador som orsakar lungcancer. Radon-220 (toron) är en radonisotop som har en halveringstid på 55 sekunder och ingår i sönderfallskedjan för torium-232.

Radondotterhalt, den indirekta koncentrationen av radondöttrar. Anges i becquerel per kubikmeter luft (Bq/m³). Ofta används förkortningen RnD för radondotter.

- Radondöttrar, de radioaktiva ämnen som bildas när radon-222 sönderfaller. Dessa är polonium-218, bly-214, vismut-214 och polonium-214. De är fasta partiklar.
- Radonhalt, anges i becquerel per kubikmeter luft (Bq/m^3) radon-222.
- Scintillometer, ett instrument för att mäta gammastrålning. Ett scintillationsinstrument är uppbyggt kring en kristall av natriumjodid eller germanium-litium eller plast. När kristallen träffas av gammastrålning uppstår ljusblixtar, scintillationer, vilka omvandlas till mätbara pulser. Scintillometrar kan byggas med stor känslighet. Instrumentet är lämpligt för mätning av naturlig gammastrålning.
- Sievert, enheten för dosekvivalent (se dosekvivalent).
- Spårfilm, mätmetod för radon. Metod som användes såväl för mätning i mark som inomhus i byggnader. Spårfilmen fungerar så att alfapartiklar som träffar ytskiktet på en film av cellulosanitrat eller polyeter ger upphov till skador (spår). Genom att kemiskt etsa filmen blir spåren synliga och kan räknas i ett mikroskop. Mängden spår per ytenhet är proportionell mot halten av de alfastrålande isotoperna i den luftvolym, som finns inom radien för alfapartiklarnas räckvidd och mot mättiden.
- Stråldos, se absorberad dos.
- Sönderfallsserie, serie av nuklider i vilken varje beståndsdel genom radioaktivt sönderfall övergår i nästa, tills en stabil nuklid bildas.
- Toron, en radonisotop, radon-220, som bildas vid sönderfall av radium-224 i sönderfallskedjan för torium-232. Toron har en halveringstid på 55 sekunder.
- Torondöttrar, de radioaktiva ämnen som bildas när toron sönderfaller. Dessa är polonium-216, bly-212, vismut-212 och polonium-212. De är fasta partiklar.
- Torrdensitet, torr volymvikt, förhållandet mellan jordens fasta massa och total volym (skrymvolym).
- Vattenhalt, vattenkvot, förhållandet mellan porvattnets massa och jordens fasta massa. Anges vanligen i procent.
- Vattenkvot, se vattenhalt.
- Vattenmättnadsgrad, förhållandet mellan porvattnets volym och jordens porvolym. Anges ofta i procent.
- Åsgrus, mer eller mindre sorterad mineraljordart som transporterats och avsatts, ofta i ryggform, av en isälv (glaciofluvialt material).
- Ädelgas, gasformigt ämne som främst karakteriseras av att detta normalt inte bildar kemiska föreningar vilket beror på att gasen har stabila, fyllda elektronhöljen.

LITTERATUR

Allen J W, 1976: Development of a portable radon detection system. Bendix fieldengineering corp., Grand Junction, Colorado. September 1976. GBJX-50(76).

Andersson P, Clavensjö B och Åkerblom G, 1983: Radon i bostäder. Markens inverkan på radonhalt och gammastrålning inomhus. Statens råd för byggnadsforskning. Rapport R 9:1983. ISBN 91-540-3866-9.

Andersson A, Dahlman B, Gee D G och Snäll S, 1985: The Scandinavian alum shales. Sveriges geologiska undersökning. Ser Ca nr.56, 1985. ISBN 91-7158-334-3. ISSN 0348-1352.

Andersson P, 1987: Radon chamber for soil gas detectors. SSI-rapport 87-01. ISSN 0282-4434.

Bergström B och Clavensjö B, 1982: Radon i bostäder. Metod för beräkning av radondotterhalter i bostäder. Statens råd för byggnadsforskning. Rapport R 88:1982. ISBN 91-540-3754-9.

Bigu J et al, 1984: Study of radon gas concentration, surface radon flux and other radiation variables from uranium mine tailings areas. Uranium, no 1, pp 257-277, 1984.

Birchard C F och Libby W F, 1980: Soil radon changes preceding and following four magnitude 4.3 - 4.7 earthquakes on the San Jacinto fault in southern California. Journal of Geophysical Research. Volume 85, no B6, pp. 3100-3106.

Cancerkommittén, 1984: Cancer - orsaker, förebyggande m m. Betänkande. SOU 1984:67.

Card J W och Bell K, 1983: Field tests of the collector method of radon measurement at the Midwest deposit. Part 2 in: Radon, gamma ray spectrometer, and trace element investigations of soils at the Midwest and McClean uranium deposits. Geological Survey of Canada, paper 82-11, pp 215-241, 1983.

Clavensjö B och Kumlin H, 1984: Radon i bostäder. Byggnadstekniska åtgärder vid ny- och ombyggnad. Statens råd för byggnadsforskning. Rapport R 90:1984. ISBN 91-540-4178-3.

DSMA ATCON Ltd. (Dilworth, Secord, Meagher and Associated Limited), 1981: Groundwater investigation. Development program for radiation reduction. Atomic Energy Control Board, Canada. Report 12, February 1981.

Ericson S-O och Schmied H, 1984: Integrerade radon- och radondottermätare i bostadsmiljö. Statens strålskyddsinstitut. Arbetsdokument A 84-26. ISSN 0281-1359.

Erikson B E, Boman C A, Clavensjö B och Jansson Å, 1983: Markradon i småhus. Undersökningar och förslag till åtgärder. Statens institut för byggnadsforskning. Meddelande M 83:1. ISBN 91-540-9149-7.

Hesselbom Å m fl, 1981: Radon i mark. En studie av metoder och instrument för bestämning av radonkoncentrationer i mark. Statens råd för byggnadsforskning. Rapport R 47:1981, Stockholm. ISBN 91-540-3475-Z.

Hesselbom Å, 1985: Radon in soil gas. - A study of methods and instruments for determining radon concentrations in the ground. Sveriges geologiska undersökning. Serie C nr 803. Årsbok 78 nr 1. Uppsala 1985. ISBN 91-7158-308-4.

Hildingson O, Petersson H och Samuelsson C, 1981: Mätmetod för bestämning av radonavgång från byggnadskonstruktioner. Statens provningsanstalt. Delrapport av BFR-projekt nr 791499-3.

Hildingson O, 1983: Radon från naturgrus och makadam. Provningmetodik och konsekvenser för inomhusmiljö. Statens provningsanstalt. Teknisk rapport 1983:28. ISBN 91-7848-001-9. ISSN 0280-2503.

Israelsson S, Knudsen E och Ungethüm E, 1982: Natural radioactivity in soil gas. Exhalation of natural radioactivity from the ground surface. Meteorologiska institutionen vid Uppsala universitet. Report no 30, Uppsala.

Kraner H W et al, 1964: Measurements of the effects of atmospheric variables on radon-222 flux and soil gas concentration. The natural radiation environment, Chicago press.

LKAB Prospektering, 1985: Flygmätning av gammastrålning 1977 - 1985. Ej publicerad sammanställning.

Lindmark A och Rosén B, 1984: Radon i jord. Exhalation-vattenvkot, årstidsvariationer, permeabilitet. Statens geotekniska institut. Rapport nr 24. ISSN 0348-0755.

Löfvendahl R och Åkerblom G, 1976: Uranprospektering i Västerviksområdet. Rapport över av SGU utförda prospekteringsarbeten åren 1970 - 1974. Sveriges geologiska undersökning.

Malmqvist L m fl, 1980: Radonmätning med plastfilm - En ny teknik för geologiska undersökningar, prospektering och för kartläggning av strålningsmiljö. Styrelsen för teknisk utveckling. STU-rapport 77-3590.

Megumi K och Mamuri T, 1974: Emanation and exhalation of radon and thoron gases from soil particles. Journal of geophysical research. Volume 79, no 23, pp. 3357-3360.

Mellander H, Österlund S-E och Åkerblom G, 1982: Fältmetod för fastställande av gamma- och radiumindex. Statens provningsanstalts metodbeskrivning SP A2 610.

Mellander H, 1985: A description of the SGAB airborne radiometry system. Sveriges Geologiska AB. Rapport 1985-12-11.

Mjönes L, Burén A och Swedjemark G A, 1984: Radonhalter i svenska bostäder. Resultat av en landsomfattande undersökning. Statens strålskyddsinstitut. Rapport a 84-23.

- Morse R H, 1976: Radon counters in uranium exploration. IAEA-SM-208/55.
- Minell H, 1983: Gammastrålning från och fördelningen av kalium, uran och torium i jordarter. Sveriges geologiska undersökning. Rapport IRAP 83051.
- Mustonen R, 1980: Measurements of the radon exhalation rates from building materials. Nordic Society for Radiation Protection. p. 6-9. January 1980.
- Osmond J K och Cowart J B, 1976: The theory and uses of natural uranium isotopic variations in hydrology. Atomic Energy Review. Volume 14, no 4, pp. 621-679.
- Pettersson H, Hildingson O, Samuelsson C och Hedvall R, 1982: Radonexhalation från byggnadsmaterial. Statens provningsanstalt. Teknisk rapport SP-RAPP 1982:32. ISSN 0280-2503.
- Radonutredningen, 1983: Radon i bostäder. SOU 1983:6.
- Radonutredningen, SGAB, Svenska kommunförbundet, 1983: Radonmätningar i svenska bostäder. En sammanställning av resultat från kommunernas mätningar 1979-07-01--1982-06-30. Sveriges Geologiska AB.
- Rosén B, 1985: Utveckling av apparat för mätning av radonexhalation. Statens geotekniska institut. SGI Varia 154.
- Socialstyrelsen, 1983: Radon - spårning och undersökning av bostäder. PM 37/83.
- Socialstyrelsen, 1984: Radon i grundvatten. Meddelandeblad nr 28/84.
- Socialstyrelsen och statens strålskyddsinstitut, 1987: Kommunerna och radonfrågan 1986. Resultat av en enkät. Socialstyrelsens rapport SoS Dnr 3321 20/86.
- Statens planverk, 1981: Strålning i byggnader. Rapport 54, 1981.
- Statens planverk, 1982: RADON - planläggning, byggnadslov och skyddsåtgärder. Rapport 59, 1982.
- Statens planverk, 1988: Joniserande strålning - åtgärder vid planläggning och byggande. Rapport 78, 1988. Utgivning kommer att ske under hösten 1988.
- Statens planverk, under utgivning: Joniserande strålning i byggnader - Hälsorisker och åtgärder vid planläggning och byggnad.
- Statens strålskyddsinstitut, socialstyrelsen och statens planverk, 1987: Radon i bostäder. Lägesrapport 1987. Statens strålskyddsinstitut. SSI - rapport 87-17, Stockholm.
- Svensk byggnorm (SBN), 1980: Statens planverk. PFS 1980-1, Stockholm.

Sveriges geologiska undersökning (SGU), 1985: Kartkatalog 1986/87.

Tanner A B, 1978: Radon migration in the ground: A supplementary review, in Gesell T F and Lowder W M eds.: Natural radiation environment III. Proceedings of a meeting held at Houston, Texas, april 23-28, 1978. Technical Information Center/U.S Department of Energy. Volume 1, pp. 5-56. Springfield, Virginia. ISBN 0-87079-119-2.

UNSCEAR, 1982: Report of the United Nations scientific committee on the effect of atomic radiation to the General Assembly. Annex D.

Wilson M R och Åkerblom G, 1980: Uranium enriched granites in Sweden. Sveriges geologiska undersökning. Rapporter och meddelanden nr 19, 1980. ISBN 91-7158-209-6.

Åkerblom G och Wilson C, 1982: Radon - geological aspects of an environmental problem. Sveriges geologiska undersökning. Rapporter och meddelanden nr 30, 1982. ISBN 91-7158-271-1. ISSN 0349-2156.

Åkerblom G och Mellander H, 1983: Undersökning och beräkning av markradonrisker inom Backatorp, Göteborgs kommun. Sveriges Geologiska AB. Rapport IRAP 83058.

Åkerblom G och Mellander H, 1984: Bestämning av radioaktivitet och radonavgång för material brutet i Tagene bergtäkt. Sveriges Geologiska AB. Rapport IRAP 84007.

Åkerblom G, Israelsson S, Andersson P och Svensson K-E, 1984: Lilljuthatten - beräkningar av radonavgången från marken och från restprodukter erhållna vid en eventuell framtida uranbrytning. Sveriges Geologiska AB. Rapport IRAP 84008.

Åkerblom G, 1985: Radonhusen - var finns de och hur hittar man dem? Föredrag vid IVAs radonsymposium, Stockholm 1985-12-04. IVA-rapport 301, 1986. ISBN 91-7082-394-4.

Åkerblom G, 1985: Markradonförhållanden i Upplands Väsby kommun. Sveriges Geologiska AB. Rapport IRAP 84129.

Åkerblom G, 1987: Investigations and mapping of radon risk areas. In "Geology for environmental planning". Proceedings of the International Symposium "Geological mapping in the service of environmental planning" held in Trondheim, Norway, 6-9 May 1986. Norges Geologiske Undersøkelse, 1987, pp.96-106. ISBN: 82-7385-029-3 och ISSN:0801-5961.

BILAGA 1. STORHETER OCH ENHETER VID STRÅLNINGSMÄTNINGAR.

- Absorberad dos, "stråldos", den mängd energi per massenhet som en bestrålad kropp tagit upp. SI-enheten för absorberad dos är gray (Gy). $1 \text{ Gy} = 1 \text{ J/kg}$. Tidigare användes enheten rad ($1 \text{ rad} = 0.01 \text{ J/kg}$).
- Aktivitet, antalet atomkärnor som sönderfaller per tidsenhet. Aktivitet anges i SI-enheten becquerel (Bq). $1 \text{ Bq} =$ ett sönderfall per sekund. Tidigare användes enheten curie ($1 \text{ Ci} = 37 \text{ miljarder Bq}$).
- Becquerel, enhet för aktivitet (se aktivitet).
- Dosekvivalent, en i strålskyddssammanhang använd angivelse av stråldos där man tagit hänsyn till de olika strålslagens biologiska verkan. Dosekvivalent anges i SI-enheten sievert (Sv). Den absorberade dosen i gray multiplicerad med en särskild kvalitetsfaktor ger dosekvivalenten i sievert. Tidigare användes enheten rem ($1 \text{ rem} = 0.01 \text{ J/kg}$).
- Exposition, förmågan hos gamma- och röntgenstrålning att jonisera luft. SI-enheten för exposition är coulomb per kg (C/kg). Tidigare användes enheten röntgen (R), $1 \text{ R} = 0.258 \text{ mC/kg}$.
- Expositionsrat, exposition per tidsenhet. Mäts i C/kg per sekund i SI-systemet. Tidigare användes enheten röntgen per timme (R/h). Fortfarande används ofta enheten mikroröntgen per timme ($\mu\text{R/h}$), särskilt när det gäller gammastrålning i bostäder och naturlig gammastrålning utomhus.
- Gray, enhet för absorberad dos (se absorberad dos).
- Kerma, sammanlagd rörelseenergi hos laddade partiklar som frigjorts per massa i ett material, vilket bestrålas med fotoner (eller andra indirekt joniserande strålslag). Enheten för kerma är gray (Gy). Vid mätning i luft kan kerma i de flesta praktiska sammanhang ersätta exposition hos gamma- och röntgenstrålning varvid värden uttryckta i röntgen (R) kan ersättas med värden i hundradelar av gray (Gy), dvs $1 \text{ R} = 0.01 \text{ Gy}$.
- Mikroröntgen per timme, enhet för expositionsrat (se expositionsrat).
- Miljödosekvivalent, den energi per massa som absorberas på 1 cm djup i vävnad multiplicerad med en kvalitetsfaktor som korrigerar för skillnader i biologisk verkan från olika typer av strålning, dvs oberoende av om bestrålning har skett med alfa-, beta- eller gammastrålning. Miljödosekvivalent anges i $\mu\text{Sv/h}$, mSv/h eller Sv/h . $\mu\text{Sv/h}$ ersätter $\mu\text{R/h}$ (exposition). $1 \mu\text{R/h} = 0.01 \mu\text{Sv/h}$.
- Sievert, enheten för dosekvivalent (se dosekvivalent).
- Stråldos, se absorberad dos.

**Denna rapport hänför sig till forskningsanslag 850512-8
från Statens råd för byggnadsforskning till Sveriges
Geologiska AB, Luleå.**

R85: 1988

ISBN 91-540-4937-7

Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm

Art.nr: 6708085

**Abonnemangsgrupp:
X. Samhällsplanering**

**Distribution:
Svensk Byggtjänst, Box 7853
103 99 Stockholm**

Cirkapris: 54 kr exkl moms