Rapport

R85:1988

Reviderad utgåva 1990

Radon i bostäder

Markradon

Gustav Åkerblom
Berndt Pettersson
Bengt Rosén

Byggforskningsrådet

R85:1988 - reviderad utgåva 1990

RADON I BOSTÄDER

MARKRADON
Handbok för undersökning och redovisning av markradonförhållanden

Gustav Åkerblom
Berndt Pettersson
Bengt Rosén

Denna rapport hänför sig till forskningsanslag 850512-8 och 900212-5 från Statens råd för byggnadsforskning till Sveriges Geologiska AB, Luleå.

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.

Avsikten med denna handbok om markradon är att ge den information och riktlinjer, som behövs för handläggning av markradonfrågorna vid planläggning och nybyggnad. Redovisning av markradonförhållandena bör normalt krävas för all mark som skall byggas på.

Inför utgivningen av denna andra upplaga av handboken har den omarbetats och aktualiserats varvid den anpassats till de nya anvisningar som gäller efter tillkomsten av PBL och Nybyggnadsregler. Nytt för denna upplaga av handboken är också att den innehåller en sammanfattning av de anvisningar, föreskrifter och rekommendationer om kartläggning och undersökning av markradonförhållandena som givits av Boverket, Socialstyrelsen, Statens strålskyddsinstitut och Svenska Kommunförbundet.

I handboken finns tre ändringar som berör klassningen av mark vid detaljundersökningar. En av ändringarna innebär en sänkning av tillåten radiumhalt i sprängsten och fyllning vid gränsdragning mellan normal- och högradonmark. De andra en höjning av tillåten radonhalt i lera och silt vid gränsdragning mellan normal- och högradonmark.

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 - reviderad utgåva 1990

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

gotab Stockholm 1990

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 föreskrifterna i PBL (om planläggning och bygglovsprövning) och i Nybyggnadsregler (om högsta tillåtna radondotterhalt 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 Byggforskningsrådet.

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 Hallden (K-Konsult), Bertil Clavensjö (Bjerking Ingenjörsbyrå AB) och Leif Kilnes (GeoProjektering 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

FÖRORD TILL ANDRA UPPLAGAN

Efter två år är nu den första upplagan av handboken slutsåld och det är aktuellt att trycka en ny upplaga. Det har givit mig möjlighet att aktualisera handboken. Åtskilliga avsnitt har omskrivits, ändrats och tillagts. Dock är det inte några stora ändringar i innehållet, men handboken har anpassats till de nya anvisningar som gäller efter tillkomsten av PBL och Nybyggnadsregler. I den senare finns krav på geotekniska undersökningar och rekommendationer om att dessa även skall omfatta radon.

Inför omskrivningen av handboken har geofysiker Anders Lindén vid SGAB gått igenom och med mig diskuterat de teoretiska avsnitten. Därvid har vi enats om att ett par av formlerna för beräkning av radonhalter inte är helt allmängiltiga. Dessa formler har därför försetts med text som förklarar under vilka förhållande som formlerna inte kan användas. Ett varmt tack riktas till Lindén för hans värdefulla arbete.

Ett varmt tack riktas även till Wilhelm Tell som uppdaterat handboken så att den nu anpassats till de nya regler och nomenklatur som införts i och med tillkomsten av PBL och Nybyggnadsregler.

I handboken finns tre ändringar som berör klassningen av mark vid detaljundersökningar. Ändringarna grundas på erfarenheter som gjorts sedan första upplagan av handboken skrevs. De ändringar som utförs är:

- Sprängsten och fyllning klassas som högradonmark vid en halt av radium-226 på 100 Bq/kg (tidigare 125 Bq/kg).
- Lera klassas som lågradonmark upp till en radonhalt i jordluften på 60 000 Bq/m^3 (tidigare 40 000 Bq/m^3).
- Radonhalten i jordluften i finsilt och lera kan troligen upp till vara 100 000 respektive 120 000 Bq/m^3 utan att marken för den skull utgör högradonmark. Avgörande för hur marken skall klassas är fukthalten i finsilten och leran. (Tidigare klassades lera som högradonmark om halten var högre än 80 000 Bq/m^3).

Sedan handboken först kom ut har det blivit regel att markradonförhållandena undersöks inför nybyggnad. Ungefär hälften av landets kommuner har skaffat sig översiktliga radonriskkartor för att användas i kommunernas översiktsplaner och vid spårning efter radonhus. Dessa arbeten har vanligen skett efter de riktlinjer för undersökningar som ges i handboken.

Erfarenheterna från karteringarna och undersökningarna av markradon har visat att de metoder som redovisas i handboken fungerar bra. Det har därför inte funnits anledning att ändra på beskrivningar och rekommendationer.

Luleå i maj 1990

Gustav Åkerblom

INNEHÅLL

	FÖRORD	5
	FÖRORD TILL ANDRA UPPLAGAN	6
1	BAKGRUND	7
1.1	Myndigheternas föreskrifter och rekommendationer	7
1.2	Markradon	10
1.3	Radon och hälsorisken	11
1.4	Nedfall från Tjernobyl	13
2	MARKRADON	15
2.1	Bildning och avgång av radon	18
2.2	Radonavgång och vattenhalt	24
2.3	Transport av radon	27
2.4	Radonhalter vid olika jorddjup	30
2.5	Lång- och korttidsvariationer av radonhalten i jordluften	32
2.6	Radonavgång från sprick- och förkastningszoner i berggrunden	34
2.7	Radon i grundvatten	35
2.8	Lakning av uran och radium	38
3	BESKRIVNING AV MARKRADONRISKEN VID OLIKA GRUNDLÄGGNINGSSITUATIONER	43
3.1	Förhållanden vid grundläggning på jord	43
3.2	Förhållanden vid grundläggning på berg	46
3.3	Grundläggningssättes betydelse	46
3.3.1	Hustyper	47
3.3.2	Tillgänglig mängd radon i jordluften kring en byggnad	50
3.4	Huskonstruktionens betydelse	50
3.4.1	Täthet på grundplatta	50
3.4.2	Täthet på huskonstruktion med längsgående balkar och gjutna bottenplattor	52
3.4.3	Täthet på bottenbjälklag i krypgrundshus	52
3.4.4	Undertryck i huset	52
3.4.5	Risker med radontransport längs ledningsgravar	52
3.5	Beräkning av lufttransport genom spricka	53
4	KLASSIFICERING AV MARK MED AVSEENDE PÅ MARKRADONFÖRHÅLLANDENA	55
4.1	Klassificering av markområden vid upprättande av översiktsplaner	57
4.2	Klassificering av mark under och kring en byggnad	60
4.3	Underlag för bygglovsprövning	62
4.3.1	Klassificeringsgrunder	62
4.3.2	Byggnadstekniska åtgärder	65
5	MÄTMETODER FÖR BESTÄMNING AV MARKRADON-FÖRHÅLLANDENA	67
5.1	Mätning av gammastrålning	67
5.2	Bestämning av jordens och bergets innehåll av uran (radium), torium och kalium	71
5.3	Metoder för mätning av radon i marken	74
5.4	Kalibrering	85

6	ARBETSMETODER VID ÖVERSIKTLIG KARTLÄGGNING AV MARKRADONFÖRHÅLLANDENA	87
6.1	Underlag till radonriskkartor	88
6.1.1	Geologiska kartor	88
6.1.2	Grusinventeringar	89
6.1.3	Geotekniska undersökningar	89
6.1.4	Flygmätningar	92
6.1.5	Markkontroller av resultat från flygmätningarna	95
6.1.6	Material från uranprospekteringen	97
6.1.7	Tidigare markradonundersökningar	97
6.1.8	Resultat från radon- och radondottermätningar i befintliga hus	98
6.1.9	GEO-strålningskartor	98
6.2	Underlagsmaterialets validitet	99
6.3	Kompletterande undersökningar	102
6.3.1	Nedfall	104
6.3.2	Orienterande mätningar av markradon	106
6.4	Tolkning av underlagsmaterialet	106
6.5	Krav på radonriskkarta och rapport	110
7	ARBETSMETODER VID MARKUNDERSÖKNINGAR I DETALJPLANSKEDET OCH INFÖR BYGGLOVSPRÖVNING	113
7.1	Inledning	113
7.2	Undersökning av radonförhållandena inför grundläggning på jord	115
7.2.1	Arbetsmetodik	115
7.2.2	Mätning av markradon	117
7.2.3	Tolkning av markradonundersökningar inför grundläggning på jord	118
7.2.4	Presentation av undersökningsresultatet inför grundläggning på jord	122
7.3	Undersökning av radonförhållanden inför grundläggning på berg och fyllning	124
7.3.1	Arbetsmetodik	124
7.3.2	Tolkning av resultat från undersökningar inför grundläggning på berg eller fyllning	128
7.3.3	Formler och modeller för beräkningar av radonhalter under hus och i hus	129
7.3.4	Presentation av undersökningsresultatet inför grundläggning på berg eller fyllning	138
8	SAMMANFATTANDE RÅD FÖR MARKRADONUNDERSÖKNINGAR	141
	LITTERATUR	147
	ORD OCH BEGREPPSFÖRKLARINGAR	153
	BILAGA 1. STORHETER OCH ENHETER VID STRÅLNINGSMÄTNINGAR	160

1 BAKGRUND

Denna handbok beskriver undersökningar av markradon och naturlig gammastrålning 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) samt till de myndigheter som ger råd och anvisningar inom radonområdet (t ex Statens strålskyddsinstitut, Boverket, Socialstyrelsen, Arbetarskyddsstyrelsen, Bostadsdepartementet och länsstyrelsernas handläggare).

1.1 Myndigheternas föreskrifter och rekommendationer

För att begränsa stråldoserna av radon till den svenska befolkningen gav regeringen 1980 Socialstyrelsen, Statens planverk och Statens strålskyddsinstitut i uppdrag att i samråd utfärda gränsvärden för högsta tillåtna strålning.

Sedan januari 1981 har följande gränsvärden för radondotterhaltens årsmedelvärde i bostäder gällt: För befintliga bostäder 400 Bq/m^3 (SOSFS (M) 1980:71) och för nybyggda bostäder 70 Bq/m^3 (SBN 80 31:142). När Nybyggnadsreglerna utfärdades 1988 behölls gränsvärdet 70 Bq/m^3, men tillämpningen utvidgades till att omfatta alla lokaler där personer stadigvarande vistas (Nybyggnadsregler BFS 1988:18 kap 4:22). Gränsvärdet för befintliga bostäder sänktes den 1 juni 1990 till 200 Bq/m^3 (SOS Allmänna råd 1990:5). Därvid utvidgades tillämpningen till att omfatta alla lokaler där personer stadigvarande vistas. Detta med undantag av de utrymmen som omfattas av föreskrifterna för Bergarbete (Arbetarskyddsstyrelsen, AFS 1986:17).

Radonutredningen hade när den tillsattes 1979 bl a i uppdrag att komma med förslag till åtgärder mot radon (SOU 1983:6). Utredningen fäste stort avseende på riskerna med markradon och rekommenderade att radonförhållandena inom kommunerna översiktligt karterades och att undersökningar skulle utföras inför

Tabell 1.1 Gränsvärden för radondotterhalter i bostäder och andra lokaler där personer stadigvarande vistas:

HÖGSTA TILLÅTNA ÅRSMEDELVÄRDE FÖR RADONDOTTERHALT (EER)		
200 Bq/m^3	i befintlig byggnad	SOS Allmänna råd 1990:5
70 Bq/m^3	i ny byggnad	Nybyggnadsregler BFS 1988:18 kap 4:22

Bq/m^3, becquerel per kubikmeter, enhet för t ex radon- och radondotterhalter i luft

nybyggnad. Dessa rekommendationer resulterade bl a i att Statens planverk gav ut rapporten: "Radon - planläggning, byggnadslov och skyddsåtgärder" (Statens planverk rapport 59:82) i vilken ges riktlinjer för hur markradonfrågor skall behandlas. Sedan rapport 59 utkom har de ansvariga myndigheterna vid flera tillfällen givit ut information, rekommendationer och anvisningar om hur markradonproblemen skall behandlas vid planläggning och byggande samt vid uppspårning av bostäder på mark med radonproblem.

I Plan- och bygglagen (PBL, SFS 1987:246) finns krav på att kommunerna upprättar översiktsplaner för markanvändningen samt detaljplaner och områdesbestämmelser vid markfrågor som berör många markägare (PBL 1:3, 1:4). I 2 kap PBL regleras innehållet i översiktsplanen. Där står bl a att " Bebyggelse skall lokaliseras till mark som är lämpad för ändamålet med hänsyn till 1. de boendes hälsa, ..."(PBL 2.3). Den senare paragrafen är direkt tillämpar på radon och ca hälften av landets kommuner har hitintills (1990) låtit framställa översiktliga kartor över markförhållandena. Dessa kartor ingår i översiktsplanerna.

I Nybyggnadsregler (BFS 1988:18) kap 4:22 föreskrivs att "Radondotterhaltens årsmedelvärde får inte överstiga 70 Bq/m^3 i rum där personer stadigvarande vistas". I kap 6:31 föreskrivs att "En geoteknisk utredning skall utföras för alla bärande geokonstruktioner". "Förutom tillräcklig information för en säker och ekonomisk dimensionering av bärande konstruktioner bör de geotekniska undersökningarna ge erforderlig information för dimensionering av dräneringsåtgärder, tjälisoleringar och åtgärder för att förhindra hygieniska olägenheter, orsakade av radongas eller andra ämnen från marken."

I "Radon i bostäder. Lägesrapport 1987" rekommenderar Statens strålskyddsinstitut, Socialstyrelsen och Statens planverk kommunerna att upprätta markköversikter för radon. Dessa avses bli använda vid planering av ny bebyggelse och vid spårning av byggnader med höga radonhalter.

I "Radon - Information till kommuner m fl om bestämmelser och ansvarsfördelning" (Boverket Dnr 604-1774/89) ger Boverket. Socialstyrelsen och Strålskyddsinstitutet i samråd med Svenska Kommunförbundet rekommendationer till kommunerna och länsstyrelserna om hur arbetet med radon skall bedrivas. Myndigheterna påpekar särskilt att radonsituationen inom kommunerna bör klarläggas med utgångspunkt från de geologiska förhållandena. De rekommenderar att markradoninventeringar utförs och att markradonundersökningar görs för detaljplaner och nybyggnad. Markradoninventeringarna kan utformas som kommuntäckande radonriskkartor som redovisas i översiktsplanen eller i fördjupade översiktsplaner. Byggnadsnämnderna bör svara för att bevakningen av markradonfrågorna vid detaljplanläggning och nybyggnad. Därvid kan det behövas särskilda insatser för att undersöka markradonförhållandena. Detta bl a för att bedöma omfattningen av eventuella radonskyddande åtgärder och önskvärdheten att undvika bebyggelse på mark med särskilt hög radonavgång och gammastrålning. Byggnadsnämnden kan ge bestämmelser om villkor i byggnadsutförandet.

Socialstyrelsen har i Allmänna råd 1990:5 skrivit "I varje kommun behövs en översiktlig kartläggning av radonrisken från mark och grundvatten. Kartläggningen behövs dels för att kunna spåra hus med höga halter i den befintliga bebyggelsen, dels för att avgöra om radonsäkert eller radonskyddande byggnadssätt behövs vid nybyggnad. Kartläggningen av markförhållandena kan redovisas på karta på sätt som framgår i *Radon - Planläggning, byggnadslov och skyddsåtgärder*, statens planverk rapport 59, 1982, i *Radon i bostäder - Markradon*, byggforskningsrådets (BFR) rapport R 85:1988 och i *Markradon - riktlinjer för markradonundersökningar*, BFR T 20:1989".

Svenska Kommunförbundet har i cirkulärskrivelsen "Byggnadsnämndens ansvar för grundförhållanden i samband med planläggning och bygglovgivning" (Cirkulär 1988:42) påpekat kommunernas juridiska ansvarsförhållanden vid handläggning om lov att bygga på radonmark. Kommunförbundet hänvisar också till PBL och skriver att "kommunen i samband med översiktsplanen bör sammanställa tillgänglig kunskaper om markradonrisken. Inför detaljplanläggning kan särskilda undersökningar behöva genomföras. Ett sätt för kommunen att ta reda på och få överblick över radonförekomsten i kommunen är att upprätta markradonöversikt i form av radonriskkartor".

För att begränsa risken för att människor utsätts för förhöjd stråldos på grund av gammastrålning infördes i Svensk byggnorm (SBN) gränsvärden för gammastrålning. I SBN 1980 föreskrevs begränsning av gammastrålningsnivån i nybyggnader: "En byggnad skall anordnas så, att gammastrålningsnivån i utrymmen där personer stadigvarande vistas uppgår till högst 50 µR/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 gammastrålningen från marken utomhus där människor vistas mycket bör vara lägre än 100 µR/h.[1]

I Nybyggnadsregler har bestämmelserna om gammastrålning och halter av radioaktiva ämnen i byggnadsmaterial utgått. De ansvariga myndigheterna har dock funnit att begränsningar behövs för gammastrålning och halter av radioaktiva ämnen. Tillsammans har Boverket, Socialstyrelsen och Statens strålskyddsinstitut rekommenderat att de "gränsvärden" för gammastrålning i nya byggnader samt radioaktivitet i byggnadsmaterial som ingick i SBN 1980 inte bör överskridas (tabell 1.2.). Rekommendationerna är givna i "Radon - Information till kommuner m fl om bestämmelser och ansvarsfördelning" (Boverket Dnr 604-17747/89).

För att möta myndigheternas krav på undersökning av markradon behöver såväl beställare som utförare teoretisk och praktisk kunskap om markradon. Information och riktlinjer behövs för att ange vilka arbetsinsatser som fordras, hur översiktliga karteringar och detaljundersökningar skall utföras samt deras gil-

---

[1] 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 µSv/h är lika med 100 µR/h.

Tabell 1.2 Värden för gammastrålning och halter av radioaktiva ämnen i byggnadsmaterial som ej bör överskridas enligt rekommendationer från Boverket, Socialstyrelsen och Statens strålskyddsinstitut. Rekommendationerna är givna i "Radon - Information till kommuner m fl om bestämmelser och ansvarsfördelning" (Boverket Drn 604-17747/89). De rekommenderade värdena har tidigare i Svensk byggnorm (SBN) haft status av föreskrivna gränsvärden men de finns inte med i Nybyggnadsregler.

GAMMASTRÅLNING SOM INTE BÖR ÖVERSKRIDAS		
50 µR/h	i nybyggnad	(SBN 1980 31:141)
100 µR/h	högsta rekommenderad gammastrålning för ofta använd uteplats, t ex lekplats	(SBN 1980 31:14 K)
RADIOAKTIVITET I BYGGNADSMATERIAL SOM INTE BÖR ÖVERSKRIDAS		
1.0	gamma- och radium-index	(SBN 1980 31:143 och 31:1431)

µR/h, mikroröntgen per timme, enhet som används vid mätning av gammastrålning

tighet. Handboken är därför upplagd så att den ger det teoretiska underlaget samt anvisningar om hur kartläggningen och klassningen av markradonriskerna skall utföras. Markradonundersökningar bör normalt ingå i de geotekniska undersökningar som utförs innan ett område planläggs eller bebyggs.

1.2 Markradon

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. Forskningsprojekten visade också, att man med lämpliga undersökningsmetoder kan fastställa graden av risk för radon, innan man bygger, och att det finns skyddsåtgärder som fungerar.

Undersökningar av risken för markradon i samband med nybyggnad hade fram till 1985 stort sett endast utförts i Sverige. 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 skett sedan 1979 samt till mycket stor del på resultat 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.

Den gammastrålning som kommer från marken är ett mått på markens innehåll av radioaktiva grundämnen, men anger inte hur stor radonhalten är jordluften är eller hur stor radonavgången från marken är. Förhöjda och höga gammastrålningsnivåer är dock indikationer på att radonavgången från marken kan vara ett problem.

För att kunna göra en bedömning av radonrisken behövs oftast såväl mätningar av gammastrålningen, radonhalten i jordluften, halterna av radioaktiva ämnen i jordlagret och i berggrunden, som undersökningar av markförhållandena. Vid de senare läggs särskild vikt till 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 som de kommer att gälla efter det att ett område bebyggts.

När första upplagan av handboken skrevs 1987 var det ännu rätt oklart hur radonrisken skulle bedömas för olika marktyper, hur transporten av radon sker i marken och olika metoders lämplighet för mätning av radon i jordluften. Man kunde förutse att kommande radonundersökningar och forskning skulle bidra till ökade kunskaper och förbättrade mätmetoder. I dag har vi betydligt mer erfarenhet. Vi vet att de riktlinjer för arbetet som ges i handboken fungerar. Vi vet att om vi tillämpar de metoder som redovisas i handboken kan vi förhindra att nya hus byggs så att radonhalterna i dem blir ohälsosamt höga.

1.3 Radon och hälsorisken

Till de radioaktiva ämnen som förekommer naturligt hör det radioaktiva grundämnet radon (^{222}Rn), som ingår i den sönderfallsserie som börjar med uran-238 (tabell 2.2). Radon bildas när radium (^{226}Ra) sönderfaller.

Eftersom radon är gasformigt kan det 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. Transporten sker antingen genom diffusion eller, av större betydelse, tillsammans med jordluft som "sugs" in i huset. Orsaken till att jordluft "sugs" in i huset är att det normalt råder ett lägre lufttryck inomhus än utanför huset och i marken. Även när radonförande grundvatten används som hushållsvatten kan radon avgå från vattnet till inomhusluften.

Radon är en ädelgas. När radonet sönderfaller bildas de så kallade radondöttrarna, det vill säga polonium-, bly- och vismutnuklider, som är fasta partiklar. Vid inandning av luft som innehåller radondöttrar följer dessa med ner i lungan. När radondöttrarna i sin tur sönderfaller avger de alfastrålning till de epitelceller som finns i lungvävnaden. Därvid kan cellerna få en betydande stråldos, speciellt i de fall slemhinnan redan är skadad, t ex på grund av rökning eller halsinfektion. Stråldosen kan ge upphov till skador på epitelcellernas gener och därigenom orsaka lungcancer.

Ingen stor epidemiologisk undersökning med detaljerad exponeringsinformation har ännu slutförts som möjliggör en direkt uppskattning av lungcancerrisker vid exponering för radondöttrar i bostäder. Osäkerheten är därför betydande särskilt som latenstiden är lång, vanligen 20 - 40 år. Dessutom vet vi ännu inte med säkerhet hur och om rökning och andra miljöfaktorer har samverkaneffekter med radon.

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 cancerkommitten (Cancerkommitten, 1984) ca 300 lungcancerfall/år som ett sannolikt värde med ett osäkerhetsintervall av 100 - 1 000 fall/år. I Sverige pågår en stor epidemiologisk undersökning av sambandet mellan radon i bostäder och lungcancer. I denna undersöks hur stora radonhalter 3 500 individer varit utsatta för under sin livstid. Undersökningen skall vara avslutad 1992. Då bör ett bättre underlag för bedömning av risken föreligga.

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 kommer från denna källa. Exponering för radon och dess döttrar i bostäder utgör således det största problemet med joniserande strålning i vårt land.

Även den torongas (^{220}Rn) som bildas vid sönderfall av radium-224 i toriums sönderfallsserie (tabell 2.3) och dotternukliderna till toronet kan orsaka lungcancer. Dock är halterna av toron i byggnader sällan så höga att toronet och dess döttrar innebär något hälsoproblem. Detta trots att toriumhalten i bergarter vanligen är betydligt högre än uranhalten. Orsaken till att halten av torongas vanligen är låg i bostäder, är att toronet har så kort livslängd (halveringstiden är 55 sek), att gasen hinner sönderfalla innan den når in i huset. Dock kan toron skapa problem vid hög toriumhalt i berggrunden. Särskilt utsatta är underjordsanläggningar i toriumrik berggrund eftersom toronet i dessa kan avgå direkt från bergytan till luften i anläggningen. Vid Statens strålskyddsinstitut pågår (1990) ett forskningsprojekt vars syfte är att undersöka halterna av toron och torondöttrar i bostäder.

Även den naturliga gammastrålning som bildas vid sönderfall av gammastrålande nuklider i uran- och toriumserierna och vid sönderfallet av kalium-40 ger en stråldos till människan.

1.4 Nedfall från Tjernobyl

Under det att den första upplagan av denna handbok skrevs i april 1986 drabbades Sverige av radioaktivt nedfall från reaktorolyckan i Tjernobyl. 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 μR/h (0.08 μSv/h). Den gammastrålning som fortfarande finns kvar från nedfallet orsakas nästan helt och hållet av cesium-137 vars halveringstid är 30.0 år. Därför kommer den förhöjda gammastrålningen att finnas kvar under många år framåt. Av kartan i figur 5.1 framgår vilka delar av Sverige som har förhöjd gammastrålning på grund av det radioaktiva nedfallet.

Inom de områden där beläggningen av cesium-137 i juni 1986 var högre än ca 25 kBq/m^2 (kilobecquerel per kvadratmeter) är 1990 gammastrålningen från nedfallet lika stor som den naturliga bakgrundsstrålningen.

Radonhalten i jordluften påverkas inte av det radioaktiva nedfallet.

2 MARKRADON

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 µSv/h uppmätt en meter över marken.

Bergart	^{226}Ra *Bq/kg	^{232}Th *Bq/kg	^{40}K *Bq/kg	m_{Ra}	µSv/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 µSv/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 Th är ekvivalent med 4,0 Bq/kg ^{232}Th
1 % K är ekvivalent med 310,0 Bq/kg ^{40}K

Tabell 2.2 Sönderfallsserie för uran-238.

Isotop	Halveringstid		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	Halveringstid		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. Radongasen är radioaktiv, luktlös, 8 gånger tyngre än luft och har en halveringstid av 3.8 dygn. Såväl i sönderfallsserien från nukliden uran-238 som i sönderfallsserien från torium-232 bildas radon (radon-222 respektive radon-220, även kallad toron). (Tabeller 2.2 och 2.3.)

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 bl a 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 huvudsakligen endast avger alfastrålning mäts deras aktivitet vanligen med instrument som registrerar alfastrålning. Men aktiviteten kan indirekt bestämmas genom att mäta gammastrålningen från radondöttrarna bly-214 och vismut-214. Detta går bra under förutsättning att radioaktiv sönderfallsjämvikt råder mellan radondöttrarna och deras föregångare i uranserien.

I naturen förekommer emellertid ofta ojämvikt i sönderfallet mellan de olika nukliderna i uranserien eftersom de olika nukliderna har olika kemiska egenskaper. Till ojämvikten bidrar att radon är en gas som kan avgå från den molekyl eller från det mineralkorn 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 mineralkornet 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 transport med luft eller vatten i strömning. 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 formel 2.1.

Formel 2.1 har redovisats tillsammans med andra formler för beräkning av radon- och toronhalter samt transport av radon och toron i kapitel 7.2 i BFR rapporten R9:1983 "Radon i bostäder: Markens inverkan på radonhalt och gammastrålning inomhus" (Andersson, Clavensjö och Åkerblom, 1983). Se även denna handbok kap 7.3.3: Formler och modeller för beräkning av radonhalter under och i hus.

Formel för beräkning av den maximala radonhalten i luften eller i vatten i jordartens porer:

$$C_{MAX} = A \cdot e \cdot \delta \cdot \frac{1 - p}{p} \qquad (2.1)$$

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 (%)
δ = kompaktdensiteten (kg m^{-3}) , (normalt för mineraljordar 2700 kg/m^3)
p = porositeten, kvoten porvolym/total volym (%)

Anmärkning: Denna formel är inte helt allmängiltig. När koncentrationen radonatomer per volymsenhet är lika stor i poren som i omgivande mineralkorn upphör transporten av radonatomer till poren om de inte kan transporteras vidare. D v s per volymsenhet kan inte koncentrationen av radongas i poren bli större än koncentrationen i mineralkornen. Detta förhållande sker när

$p < e$

I jord över grundvattenytan kan radongasen transporteras vidare från poren med diffusion eller jordluft i rörelse. I jord under grundvattenytan är denna möjlighet starkt begränsad.

Formel 2.1 används i nedanstående exempel för att beräkna den maximala radonhalten i jordluften för en jordart som har radiumhalten 10 Bq/kg ^{226}Ra.

Jordarten har porositeten 30 %, kompaktdensiteten 2700 kg/m^3 och emanationen 25 % (normal emanation för t ex morän, se tabell 2.5). Radonhalten C_{MAX} blir då ca 16 000 Bq/m^3 per 10 Bq/kg ^{226}Ra enligt:

$$C_{MAX} = 10(A) \cdot 0.25(e) \cdot 2700(\delta) \cdot \frac{1 - 0,3(p)}{0,3(p)} =$$

$$= \text{ca } 16\ 000 \text{ Bq/m}^3$$

För en normal morän med en radiumhalt av ca 50 Bq/kg är således den maximala radonhalten i porluften ca 80 000 Bq/m^3 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/m^3 och i en alunskiffermorän med radiumhalten 1250 Bq/kg ca 2 miljoner Bq/m^3.

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/m^3, men i jordarter med förhöjd radiumhalt är radon-

halterna betydligt högre, i morän av uranrik granit upp till 250 000 Bq/m^3 och i morän av alunskiffer upp till mer än 1 miljon Bq/m^3. Är emanationen stor, t ex som från grus och lera, kan radonhalten bli relativt hög, 50 000 - 100 000 Bq/m^3, 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	130- 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 ^{226}Ra 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 alfapartikeln uppkommer en motriktad rekylstöt, en så kallad "recoil"effekt. Denna rekylstöt rubbar radonatomen från den plats i det mineralgitter eller den molekyl där radiumatomen suttit. Längden på den förflyttning som radonatomen därvid skulle kunna göra i ett mineralkorn 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 radonatomen som gör att radonet kan avgå från ett mineralkorn (Tanner, 1978).

Tanner anser att radonatomen 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 mineralkornet. På samma sätt skulle radonatomen kunna stötas ut till en mikrospricka i mineralkornet. Fortsatt transport sker med diffusion. Förloppet åskådliggörs i figur 2.2.

Andra forskare har antagit att radonavgången från mineralkornet 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 radonatomen 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 radonatomen 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

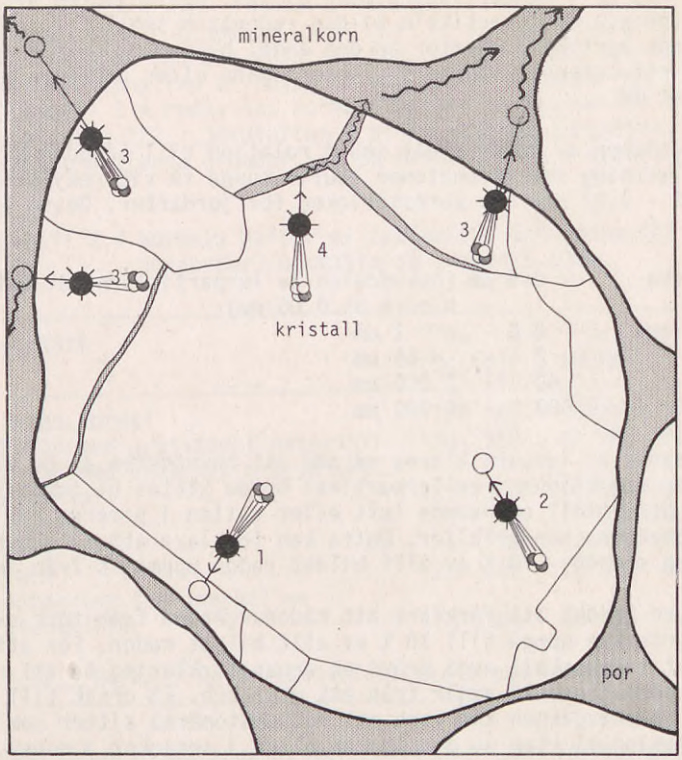
Som synes är lerpartiklarna så små att huvuddelen av de radonatomer som bildas i en lerpartikel borde stötas ut (emanera) från denna till omgivande luft eller vatten i porerna när radiumatomen sönderfaller. Detta kan förklara att så hög radonavgång som 40 - 70 % av allt bildat radon uppmätts från lera.

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 vittringen av mineralkornen (se även figur 2.2).

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 %



Figur 2.2. Principer för radonavgång från ett mineralkorn- (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 radonatomen förflyttas denna ut ur kristallen och in i en angränsande kristall.

Fall 2. Förflyttning av radonatomen sker genom kristallen.

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

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 svårlösliga 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 återutfällningen 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 förekomstsätt 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 vittring eftersom möjligheterna ökar för att radonet skall kunna avgå från det enskilda mineralkornet. Därför är radonavgången från en jordart betydligt större än från en grovkrossad 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.

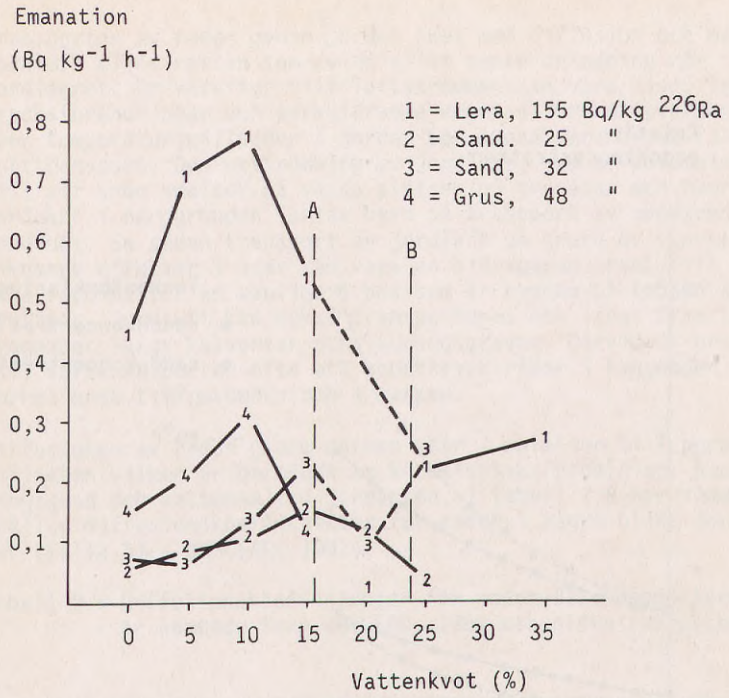
Även försök i fält visar att radonhalten i jordluften stiger med ökande vattenkvot, vilket tyder på att emanationen ökar med ökande vattenhalt (Lindmark och Rosén, 1984).

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 % förekommer endast under laboratoriemätningar och i ytnära jordlager under så torra - förhållanden som under sommaren 1989. Däremot kan vattenkvoten vara högre än 15 %, utan att fritt vatten, förekommer i jordarter om de har 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 radonatomen bromsas om det finns vatten i porrummet och därigenom hindras från att tränga in i gittret i ett närliggande mineralkorn.

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.

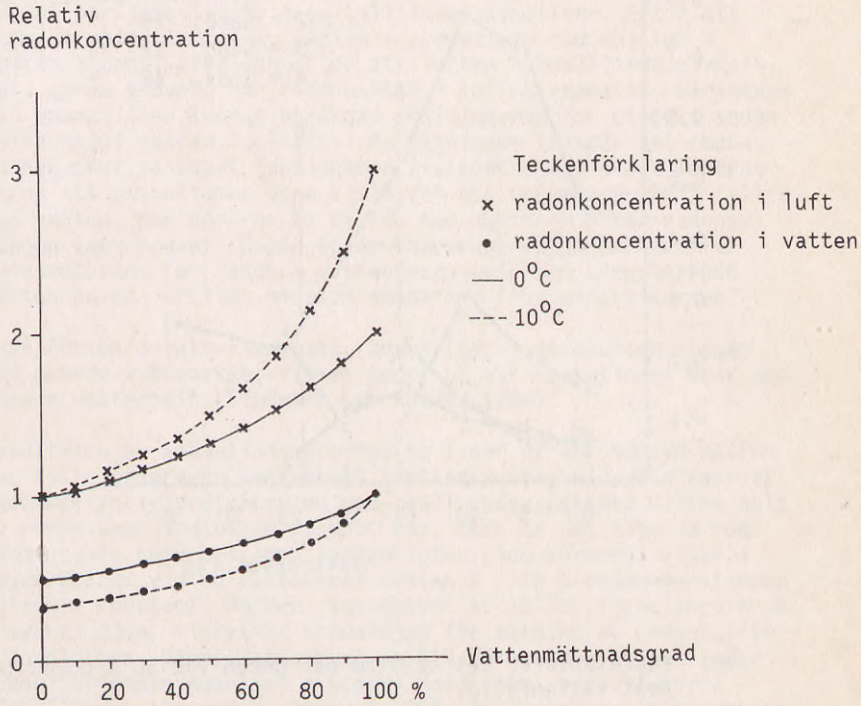


A. representerar det stadium där poren vid 30 % porositet är helt vattenfylld.
B. representerar det stadium där poren vid 40 % porositet är helt vattenfylld.

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

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.



Figur 2.4 Radonkoncentrationer i luft respektive vatten för olika fukthalter.

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} m^2 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 radonhalten 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/m^3 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 av en eller annan anledning rör sig i jordlagret. Drivkrafter till 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 kan också 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	$m^2\ s^{-1}$
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} $m^2\ s^{-1}$.

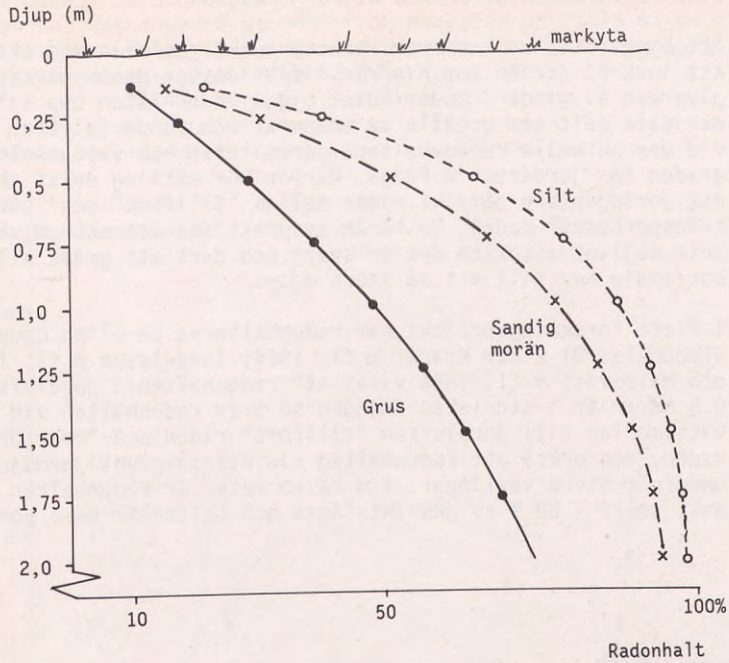
Är porerna i jordarten helt fyllda med vatten har jordarten samma diffusionskoefficient som för vatten.

Genom att radon har en begränsad livslängd kommer större delen av radonet 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).

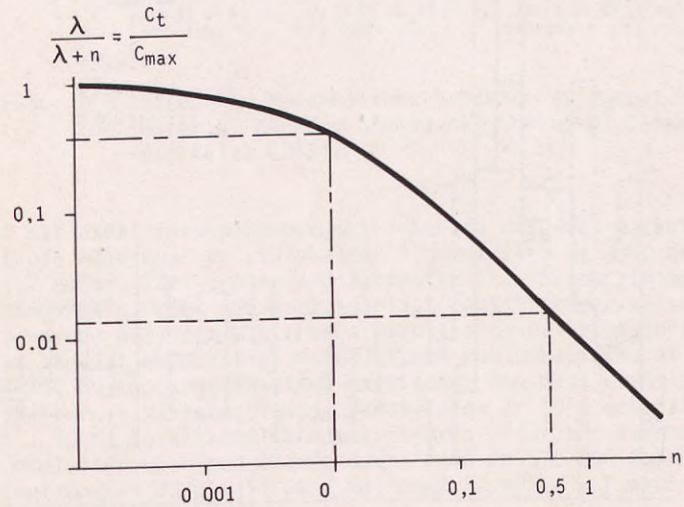
Transportlängden för toron (^{220}Rn) är obetydlig eftersom halveringstiden inte är större än 55 sekunder.

Diffusionen av radon genom jorden upp till atmosfären ovan markytan har stor betydelse för hur hög radonkoncentrationen är 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 och längre i fall materialet har god permeabilitet, t ex sprängsten och grovt stenigt grus. Särskilt är detta fallet om jordlagret är utsatt för vindpåverkan. Det senare är ofta fallet på en grusås där vinden kan komma åt att blåsa från sidan. Resultatet blir en ökad luftomsättning i materialet vilket medför att radonhalten sänks. I figur 2.6 visas hur en ökning av ventilationen påverkar radonhalten. (Formel 7.6, kapitel 7). Vid tolkningen av resultat från mätningar av radon i jordluft bör därför hänsyn tas till 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 = 7.55×10^{-3} (h^{-1})

n = ventilation (oms/h)

C_t = radonhalten i luftvolymen

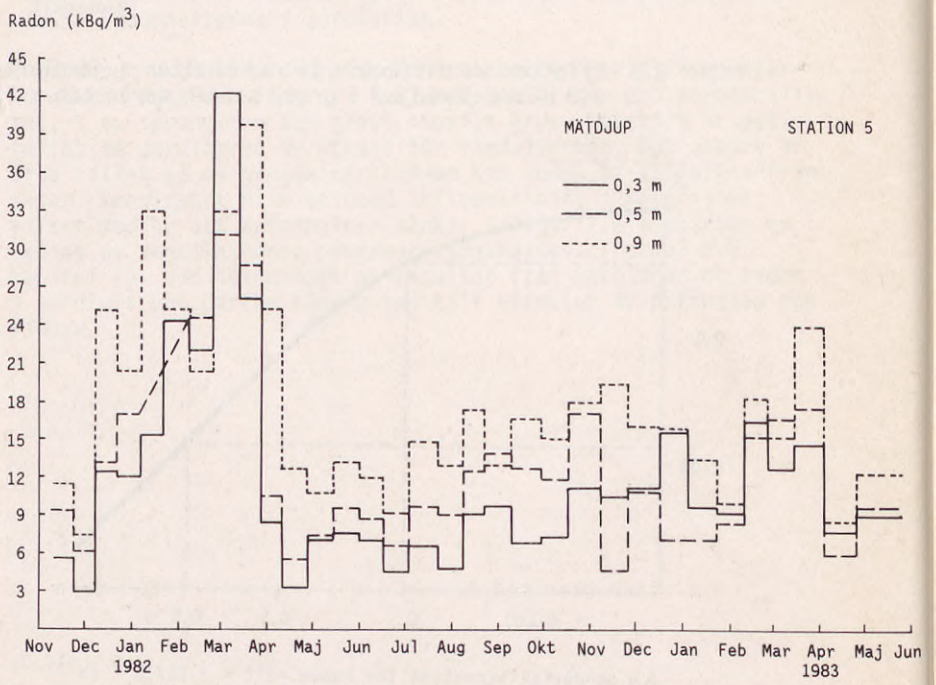
C_{max} = radonhalten vid luftväxlingen 0 oms/h (Bq m^3)

Figur 2.6 Effekt av ventilation på radonhalt.

2.4 Radonhalter vid olika jorddjup

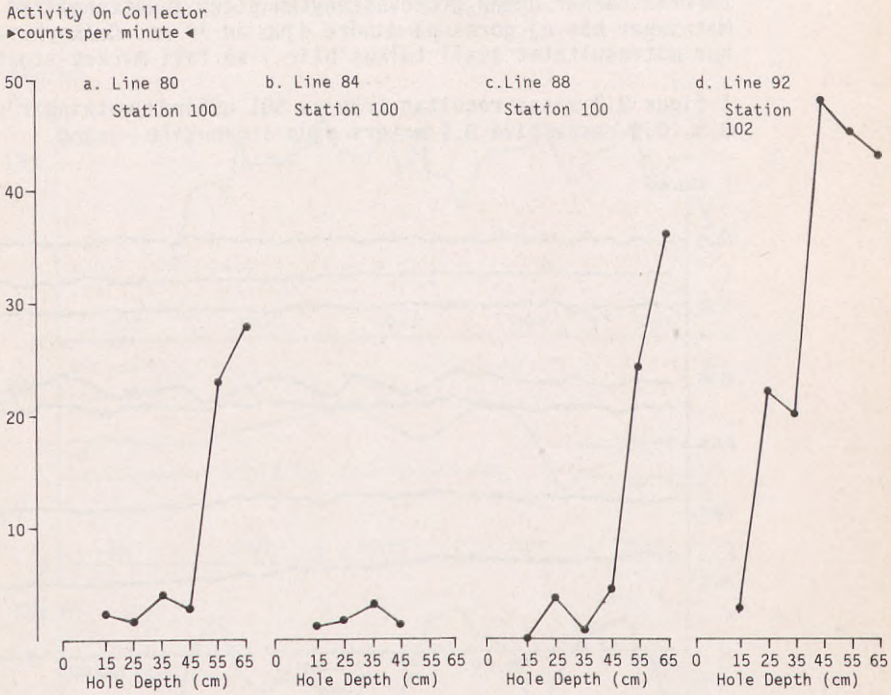
Att bygga ett hus kan från radonsynpunkt jämföras med att lägga ett lock på jorden som hindrar diffusion upp genom markytan och påverkan av vindar. Under huset byggs radonhalten upp till den maximala halt som erhålls av emanerat och sönderfallande radon vid den aktuella radiumhalten, porositeten och vattenmättnadsgraden för jordarten i fråga. Därför bör mätning helst ske vid ett jorddjup där jämvikt råder mellan "tillfört" och "bort-transporterat" 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).



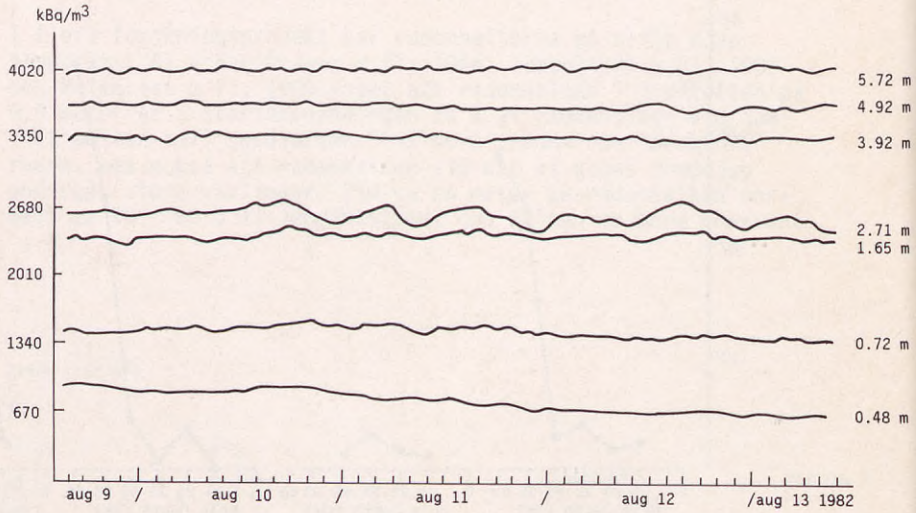
Figur 2.8 Studie av radonhaltens beroende av djupet. Morän. Ontario, Kanada. Geological Survey of Canada. (Card och Bell, 1983).

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/m^3 på 50 centimeters djup till ca 4 miljoner Bq/m^3 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 70 cm. Osäkerheten om hur mätresultatet skall tolkas blir i så fall mycket stort.

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



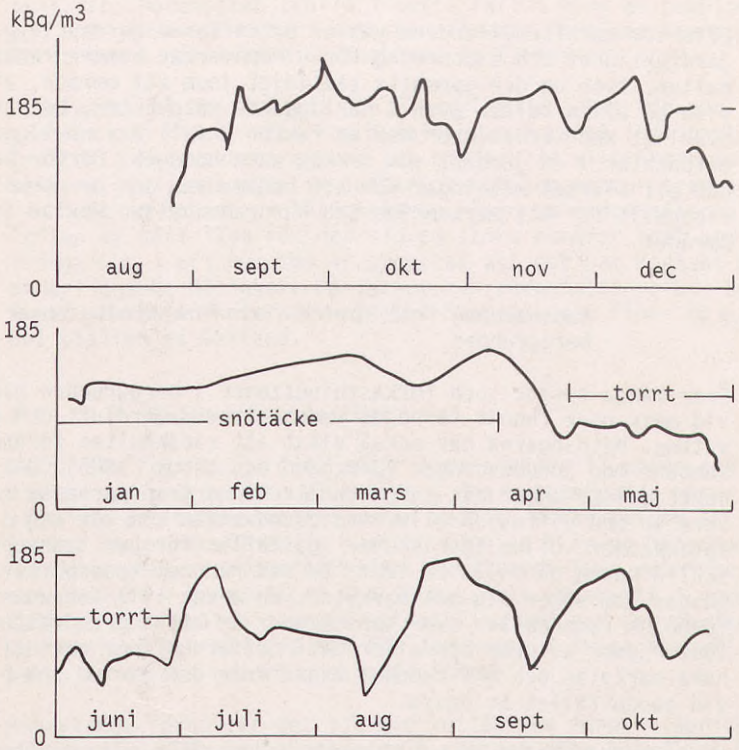
Figur 2.9 Radonhalter på olika djup i upplag av lakrester från uranbrytning. Porositet 50 %. Mätning med α-probe 601. (Bigu m fl, 1984).

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 luftpermeabilitet 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 försommarens 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. Mätdjup 90 cm. Sandblandad lera. Husby, Uppsala. (Israelsson, 1982).

Liknande resultat från långtidsmätningar som de redovisade av Israelsson, erhölls 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 m^2 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/m^3 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/m^3 just efter det att tjälen släppt.

Långtidsmätningar som utförts i sand i Luleå av SGAB med ROAC-detektorer i borrade hål ger ungefär samma resultat som SGIs mätningar. Dock med avvikelsen att när tjälen når under det aktuella mätdjupet (0.9 m) upphör all radonavgång och radonhalten i mäthålet sjunker ner till mindre än 1 000 Bq/m^3. Detta beror på att radonet inte längre kan diffundera fram till mäthålet 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 med geogas som söker sig mot markytan. En orsak till förekomster av förhöjda radonhalter över sprickzoner är 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.

Hur ofta radonavgång 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, så vitt vi känner till, endast påträffats ett par hus för vilka man kunnat konstatera att radonet kommit från en underliggande uppkrossad berggrund. Att radon som kommer från kross- och förkastningszoner skulle vara en vanlig orsak till radon i svenska hus är inte sannolikt. Sådana zoner är i Sverige oftast urgröpta av landisen och bildar nu dalar och sänkor i naturen. I dessa ligger grundvattenytan vanligen nära markytan och områdena är mindre lämpade för bebyggelse.

Dock har vi i Närke och på Öland, i hus som ligger på ortocerkalksten som överlagrar 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.

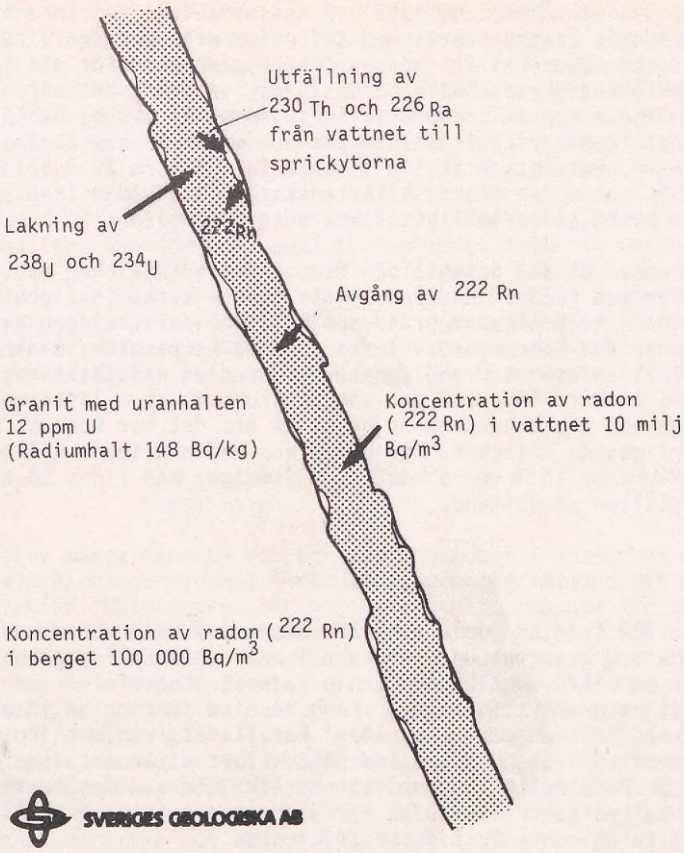
Utomlands, bl a i Schweiz och Pennsylvania (USA) har man problem med radon i hus som byggts ovanpå karst (håligheter och grottor i kalkstensberggrund som bildas vid vittringen av kalken). Vid ändringar av lufttryck och temperatur transporteras luft in och ut ur håligheterna. Även om radonhalterna i luften är rätt låga rör det sig om stora mängder luft som kan tränga upp i ett hus som är byggt så att det har kontakt med en underliggande hålighet. Därigenom kan radonhalterna bil höga i huset. Karst är inte så vanligt i Sverige, men finns bl a på en del ställen på Gotland.

2.7 Radon i grundvatten

Radon som från en jordart avgår (emanerar) till porer som är fyllda med grundvatten blir kvar i den vattenfyllda poren eftersom diffusionslängden innan radonet sönderfaller är liten. 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 400 000 radonatomer per kubikmeter berg. Radonhalten i graniten är alltså 398 520 Bq/m^3. Radonhalten i vattnet i granitens sprickor bör då vara 10 000 Bq/l (10 miljoner Bq/m^3), 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 lättlösligt 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.



Figur 2.11 Bildning av radon i vattenfylld spricka.

Radonhalten i grundvatten i jordlagret 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. I tabell 2.7 har sammanställts haltområden för radon i grundvatten från olika miljöer.

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. (Enstaka undantag förekommer.)

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.

Tabell 2.7 Radon och radium i grundvatten. Normala och maximala haltområden.

	^{222}Rn Bq/l	^{226}Ra Bq/l
Sjö och havsvatten	<2	0.0005-0.007
Grävda brunnar:		
normalt i Sverige	10 - 300	0.001 - 0.09
granitområden i Bohuslän	40 - 400	
Borrade brunnar:		
sedimentära bergarter, Närke	10 - 50	
normalt urberg	70 - 50	0.01 - 0.25
uranrik granit, Bohuslän	500 - 4000 max 12000	
uranrik pegmatit	max 15000 - 28000	max 0.35 - 2.5
Malmförekomster:		
Kiruna, järnmalmsgruva	50 - 300 max 600	
Lilljuthatten, uranmalm	2000 - 100000	max 6
Pleujtajokk, uranmalm	18000 - 55000	0.01 - 0.17

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.

En utförlig redovisning för radonhalterna i hushållsvatten i Sverige ges i strålskyddsinstitutets rapport SSI 88-11: Radon i hushållsvatten (Kulich, Möre, Swedjemark, 1988).

Det är inte konstaterat, vad vi vet, att radon som transporteras med grundvatten och från detta avgår till jordluften 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 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 ojämvikt föreligger mellan uran och dess dotternuklider i jordarterna. Radioaktiv ojämvikt 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 gammaspektrometriska mätningar erhåller totala kaliuminnehållet.

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

Förutsättningarna för lakning och separation av de olika dotternuklidernа 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 nedsipprande regnvatten och återutfällas där miljön är lämplig. Exempelvis sker en utfällning av radium ofta i rostjordsskiktet 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. Denna visar hur landisens uppkrossning av berggrunden och den fortsatta vittringen av det uppkrossade bergmaterialet medför att vatten, i form av nedsipprande 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 lakning, bortförsel av uranmineral eller uranförande mineral eftersom dessa förekommer som mycket små och mjuka korn vilka 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 halterna 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} (förnan) underlagras av helt nedbrutna växtrester A_0 (måren), som successivt blir alltmer uppblandat av minerogent material A_1. Humusmaterialet blir helt underordnat och urlakningen av minerogent material tilltar mot A_2, blekjord. Anrikningsdelen (B) består av en övergångshorisont som underlagras av en anrik-

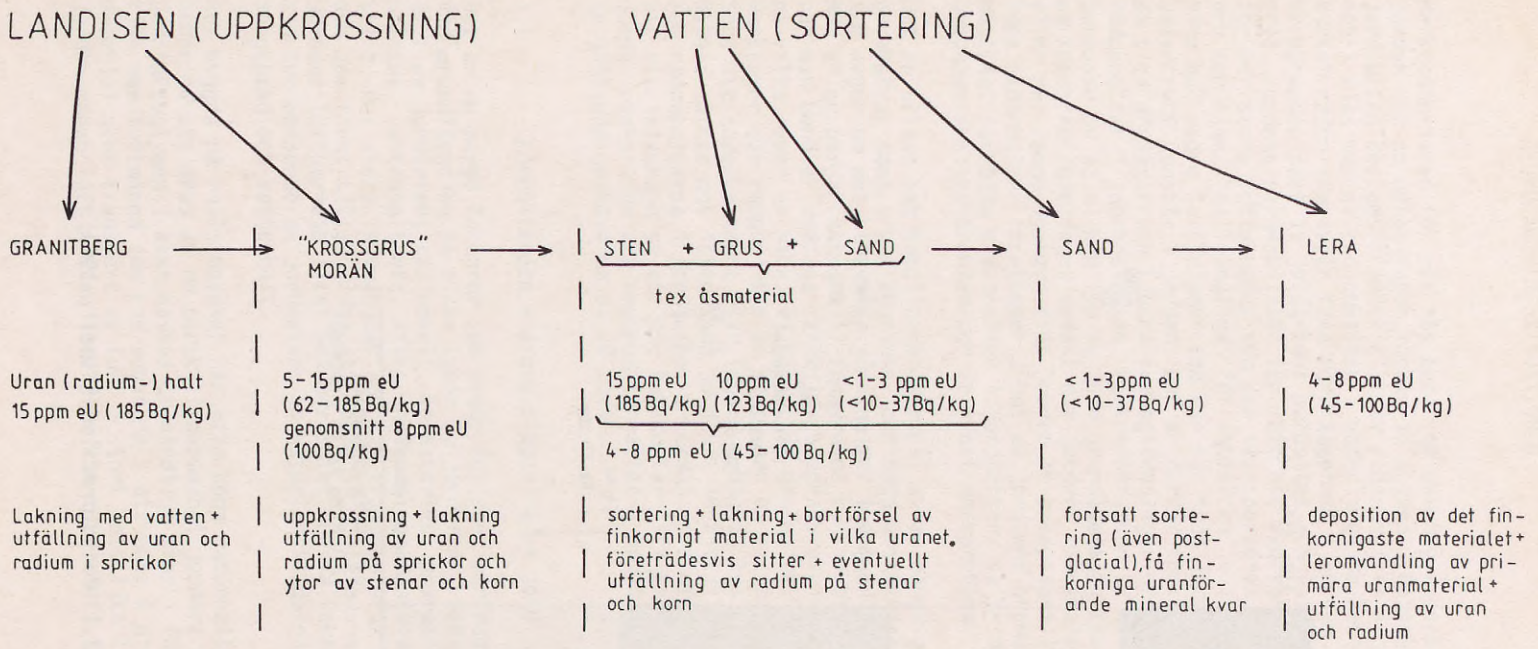
ningshorisont B_1 där bl a humus utfälls. Under B_1 kommer rostjorden B_2. De av markprocesserna föga påverkade jordarterna kallas C-skiktet, alven. I C-skiktet kan uppträda en av grundvattnet påverkad horisont G.

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.

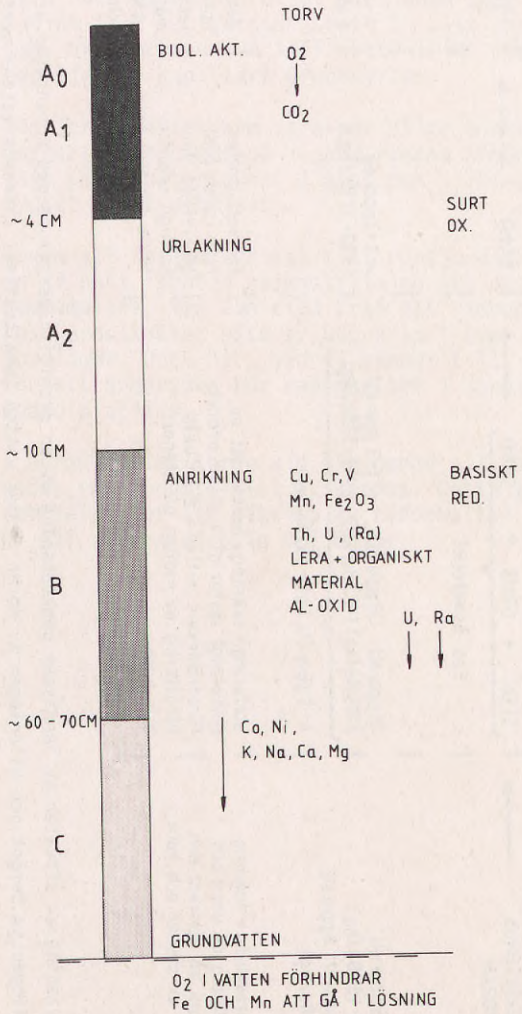
Rostjordsskiktet kan vara mer eller mindre välutbildat i olika jordarter beroende på i jordarterna ingående bergartsmaterial samt på kornstorleken. I grus och i leriga jordarter är skiktet mycket svagt utbildat.

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 bortförsel av uranmineral. En fortlöpande lakning av uran och radium sker med detta vatten, perkolerande vatten och med grundvatten. Samtidigt sker en utfällning av uran och radium på sprickytor 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 sedimenterande lerpartiklarna.



Figur 2.13 Podsolprofilen (Minell, 1983).

3 BESKRIVNING AV MARKRADONRISKEN VID OLIKA GRUNDLÄGGNINGSSITUATIONER

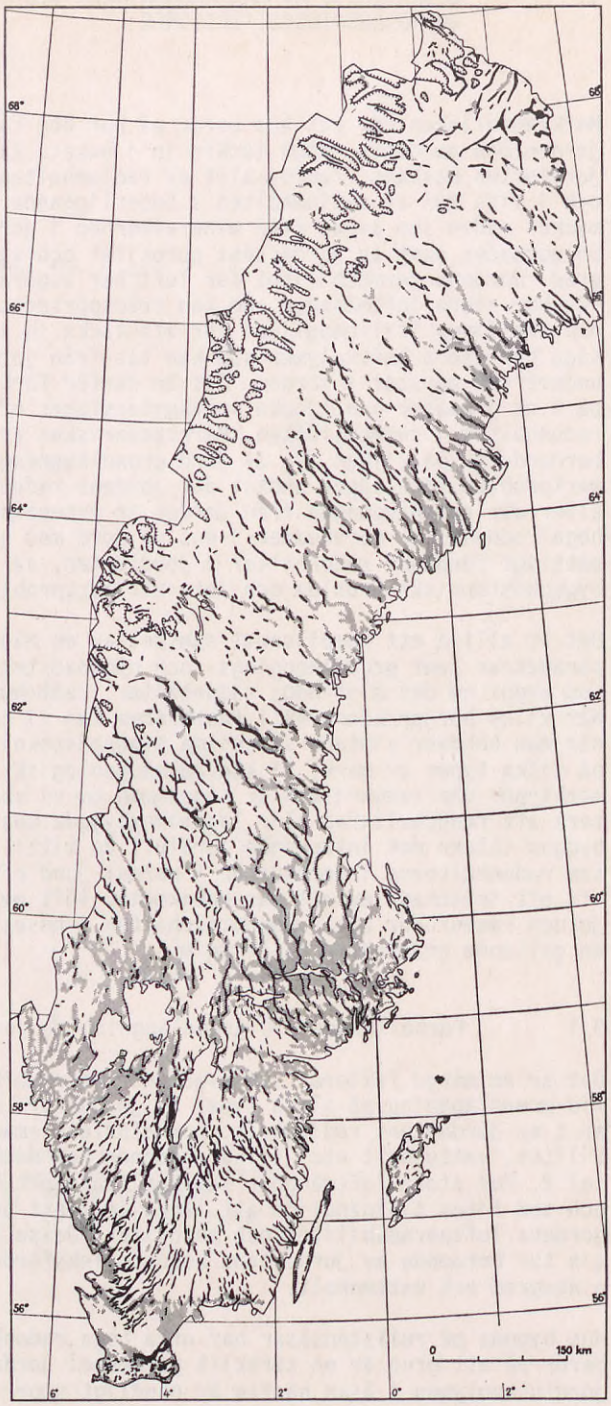
Markradonrisken för ett hus beror på hur hög radonhalten är i jorden och om detta radon läcker in i huset. Radonhalten i jordluften bestäms framför allt av radiumhalten i jordlagret och i viss mån av radiumhalten i underliggande berggrund, hur mycket radon som avgår från mineralkornen i jorden och från berggrunden samt av jordartens porositet och vattenmättnadsgrad. Jordens permeabilitet för luft har 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 luftvolymer 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 radondotterhalten i huset skall bli högre än gällande gränsvärde på 70 Bq/m^3.

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 luftpermeabilitet 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 fuktig lera.



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 är likvärdiga med åsgruset. Sådana jordarter är grov svallsand, svallgrus, klapper samt grus och grovsand i älvsediment och randdeltan (figur 3.1). 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 (svallning) 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, d v s 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 högre i silt och/eller mycket högre i 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, varvid 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 överlagra 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, skiffrighet, sprickighet och vittring 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 radonavgången kan vara stor från 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 sugs in i huset.

Effekten av att bygga på, eller i anslutning till fyllnadsmassor, kan bli densamma som att bygga på en rullstensås, eftersom stora luftvolymer 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 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 transport av jordluft 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.

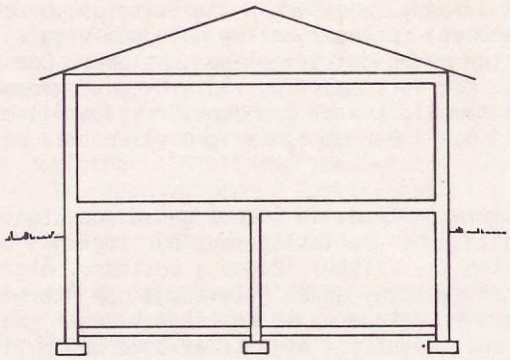
Hur radon transporteras in i en byggnad och åtgärder mot radon vid nybyggnad och i befintliga hus har ingående beskrivits i BFR-rapporten R ...:1990: "Radon i bostäder. Åtgärder i befintliga hus och vid nybyggnad" (Clavensjö och Åkerblom, 1990). De rekommenderade åtgärderna är kortfattat beskrivna i broschyren "Åtgärder mot radon" som utgetts av Boverket m fl. (Byggforskningsrådet G 14:1990). I följande avsnitt ges en sammanfattande beskrivning av orsaker till radon i hus och åtgärder mot radonet. I övrigt hänvisas till ovan nämnda rapport och broschyr.

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.

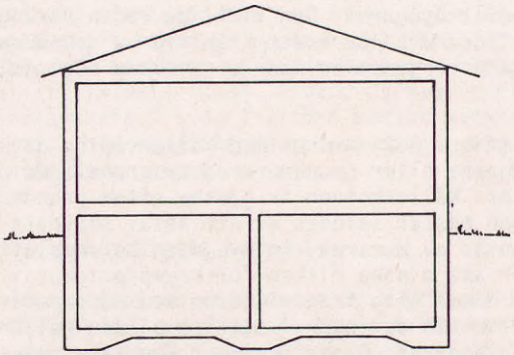
<u>Hustyp 1</u> (figur 3.2) är hus med källarvåning där de bärande källarväggarna eller grundmurarna är grundlagda på längsgående betongsulor. Källargolven är gjutna efter grundmurarnas uppförande och består således av ett antal separata betongplattor som begränsas av murarna. En nygjuten betongplatta krymper något. För att minska risken för krympsprickor i plattorna frilägges dessa ofta från väggarna med pappremsor 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 avjämningsskikt av betong medan andra golv har kompletterats med uppreglade övergolv eller så kallade flytande golv. I många hus täcks dessutom springorna av putsskiktet på väggarna.



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

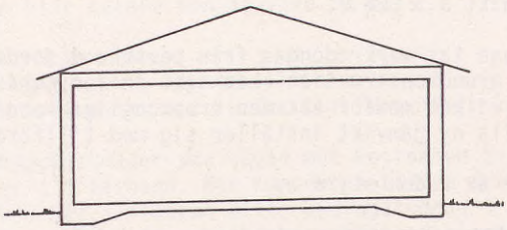
Hustyp 2 (figur 3.3) är hus med källarvåning men är grundlagda på en kantförstyvad betongplatta som gjutits i ett stycke. Plattan utgör därtill golv i källarvåningen. Den är då avjämnad med betong eller försedd med övergolv. Vid detta grundläggningssätt bör golvkonstruktionen vara tätare mot marken än 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.

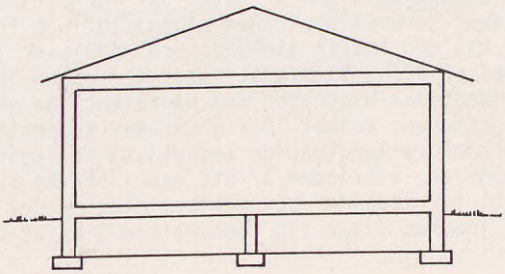
Hustyp 3 (figur 3.4) är hus som oftast benämns "med platta på mark", det vill säga huset, som är källarlöst, är grundlagt på en kantförstyvad betongplatta i marknivå. Ur radonsynpunkt är bottenkonstruktionen likvärdig med hustyp 2:s källargolv.



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 stenmurar 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 boendeutrymmena.



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 radondotterhalt, 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 i massorna
- radiumhalten i massorna vilken är direkt avgörande för hur mycket radon som bildas
- tillgänglig radonmängd vilken begränsas av radonets sönderfall

Som framgår närmare av kapitelavsnitt 7.3.2 tolkas undersökningsresultaten olika med hänsyn till tillgängligheten av jordluft kring byggnaden. Stora luftvolymer, 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 och förändras sannolikt i samband med exploateringen. Till följd av ledningsgravar etc är det vanligt med en generell sänkning av grundvattenytan.

3.4 Huskonstruktionernas betydelse

Som betonats 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 förberett för åtgärder som måste vidtas om det vid kontrollmätning inomhus visar sig radonhalten i huset är för hög.

3.4.1 Täthet hos grundplatta

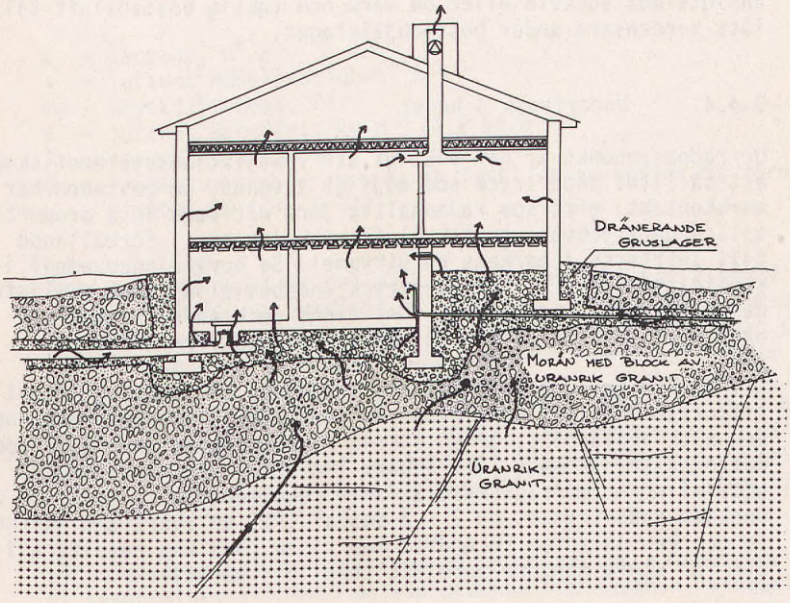
En normal kantförstyvad grundplatta gjuts i ett stycke med en tjocklek av 8 - 10 cm och betongkvalitet K 20. Diffusionen av radon genom plattan är försumbar på normalradonmark och om plattan är hel sker inte heller någon radontransport med kon-

vektion eller på grund av ett lägre lufttryck inomhus än under plattan. Risker för läckage av radonhaltig jordluft finns kring ursparingar och genomföringar som därför ska gjutas 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 finsmaskigt armeringsnät

Högre byggkostnader ska vägas mot kostnaden av radonsänkande åtgärder i efterhand. Man kan då ventilera dräneringsgruset med fläkt via hål i plattan eller med självdrag i perforerade slangar som lagts i dräneringsgruset redan under byggnadens uppförande. Använder man denna metod, skall man vara uppmärksam på att, om stora mängder kalluft tillåts passera under huset, kan detta ge upphov till kalla golv och tjälskjutning på grundkonstruktionen. Det finns också metoder där man täcker hela plattan ända ut och över ytterkanten med luftspaltbildande och gastätt material av typ platonmatta. Denna svetsas i alla skarvar. Husets väggar reses sedan ovanpå mattan. Därigenom erhålles en mot radongasen tät konstruktion. Naturligtvis måste all hål tätas som upptas i mattan.



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

3.4.2 Täthet hos huskonstruktion med längsgående bärande kantbalkar och gjutna grundplattor

Om man väljer en huskonstruktion med gjuten grundplatta mellan längsgående kantbalkar får man en dilatationsfog zon mellan platta och balk som kan utgöra en läckageväg för radonhaltig jordluft. 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 hos bottenbjälklag i krypgrundshus

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
- täckning av hela bottenbjälklaget med luftspaltbildande gastätt material

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 sugs in i proportion till undertryckets storlek (lufttryck inomhus i förhållande till lufttryck i markens porutrymme). Se beräkningsexempel i kapitelavsnitt 3.5. Ett övertryck inomhus eliminerar rimligtvis denna risk helt och hållet. Det finns dock andra risker med övertryck (fukt), varför det måste avrådas från detta.

Ett väl fungerande ventilationssystem med tillräckligt stort tilluftsflöde, antingen genom väggventiler eller hellre genom mekanisk inblåsning, är en viktig förutsättning för låga radondotterhalter 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 sugs in i huset).

3.4.5 Risker med radontransport längs ledningsgravar

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 transport av jordluft längs ledningsstråket. Det här visar hur viktigt det är att alltid ha täta genomföringar i grundkonstruktionen. Radongas kan också transporteras inuti avloppsledningar, som 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 gastäta.

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 strömning av luft.

Med följande formel kan lufttransporten genom en spricka beräknas:

$$L = v \cdot A_{red} \cdot 3600 \qquad (3.1)$$

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

L = läckage, $m^3\ h^{-1}$
v = luftens medelhastighet, $m\ s^{-1}$
Δp = tryckdifferens, Pa
δ = 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 frånluftsystem ett undertryck på 5 - 15 Pa normalt, för från - tilluftsystem 0 - 1 Pa.

Avgörande för den slutgiltiga radondotterhalten i ett hus är radonhalten i jordluften under huset samt storleken på den volym jordluft som läcker in i huset. För att inte radondotterhalten 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 7.7 i kapitelavsnitt 7.3.3.

Om radondotterhalten inte skall överstiga 400 Bq/m^3 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 "

Radondotterhalten 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 miljarder 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.

Statens planverk gav 1982 ut rapporten: Radon - planläggning, byggnadslov och skyddsåtgärder. (Statens planverk rapport 59 1982). Rapporten innehåller bland annat rekommendationer om att markförhållandena undersöks med avseende på risken för radon innan bebyggelse sker och att "varje kommun bör skaffa sig en översikt om markradonförhållandena inom kommunen". Dessa rekommendationer om markradon har följts av ytterligare information, rekommendationer och anvisningar av de ansvariga myndigheterna. En redogörelse ges i kapitel 1.

För att i kommande nya hus minska riskerna för markradon rekommenderade Statens planverk i rapport 59 1982, att nya hus i normalfall byggs med radonskyddande utförande. Detta innebär en tätning av öppna hål mot marken och ett bättre skydd mot sprickbildning i bottenplattorna än som tidigare varit fallet. På mark där markradonrisken är särskilt hög bör 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 från marken inläckande jordluft, än vad som tidigare gjorts. På sikt bör detta leda till minskade radonhalter i det svenska bostadsbeståndet.

Tabell 4. INDELNING AV MARK EFTER RADONRISK: Enligt Statens planverk "Radon - planläggning, byggnadslov och skyddsåtgärder." Statens planverk rapport 59, 1982. (indelningen är översiktlig och grovt förenklad).

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

Begreppen radonskyddat och radonsäkert är kopplade till markförhållandena under byggnaderna, varvid marken klassas i högradon-, normalradon- respektive lågradonmark (tabell 4.1). Översiktligt och grovt förenklat är:

- högradonmark jordlager med högre radonhalt i jordluften än 50 000 Bq/m^3
- normalradonmark jordlager med radonhalter inom intervallet 10 000 - 50 000 Bq/m^3
- lågradonmark jordlager där radonhalten är lägre än 10 000 Bq/m^3, eller jordlager med så låg permeabilitet att jordluft endast i mycket liten utsträckning kan transporteras genom dem. Exempel på jordarter med låg permeabilitet är lera och silt.

I plansammanhang används 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 tabell 4.1 med den mer detaljerade indelningen av mark i riskklasser i tabell 4.2, 4.3 och 7.1. I dessa tabeller är indelningen gjord med hänsyn tagen till olika typer av berggrund och jordarter samt deras speciella egenskaper.

Indelningen av marken i radonriskklasser är kopplad till radonhalten i jordluften och krav på byggnadstekniska åtgärder mot radonet vid olika radonhalter.

Som gräns mellan högradonmark och normalradonmark har valts radonhalten 50 000 Bq/m^3 i jordluften. Är radonhalten högre skall huset byggas med radonsäkert utförande. Detta innebär att huset skall byggas så att inläckaget av radonhaltig jordluft blir så litet att radondotterhalten håller sig under gränsvärdet 70 Bq/m^3 (vid 0.5 oms/h), trots den höga radonhalten i jorden. Är radonhalten i jordluften 50 000 Bq/m^3 är det maximalt tillåtna inläckaget av jordluft i ett normalstort småhus mindre än 1 m^3. För att klara ett luftinläckage på 1 m^3 med så hög halt, utan att radondotterhalten inomhus blir högre än 70 Bq/m^3, fordras att luftomsättningen i huset minst är normenliga 0.5 oms/h (kapitelavsnitt 3.5). Ett radonsäkert utförande innebär alltså ett byggnadsutförande som gör att inläckaget av jordluft håller sig betydligt under 1 m^3 per timme. Skulle radonhalten i jordluften vara högre än 50 000 Bq/m^3 måste radonsäkerheten ökas i motsvarande grad. 50 000 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 inkartera högriskområdena om man har kunskap om geologin och radiumhalten i marken.

Som normalradonmark klassas mark vars radonhalt i jordluften är 10 000 - 50 000 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 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 lägre radonhalt än 10 000 Bq/m^3 i jordluften har radondotterhalter på mer än 70 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 Bq/m^3. Dock måste man även då tillse att öppna genomföringar mot marken tätas. Bygger man på mark med hög permeabilitet bör man vidtaga åtgärder så att inte stora volymer jordluft kan läcka in i huset. Radonhalten i jordluften är alltid tillräckligt hög för att ge upphov till förhöjda radonhalter inomhus om stora volymer jordluft läcker in i huset.

Radonhalter i jordluften som är mindre än 10 000 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 för att bedöma radonrisken utgår man från markens radioaktivitet (orsakad av uran/radium, torium och kalium) och permeabilitet för jordluft. 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 Plan- och bygglagen (PBL) och i Nybyggnadsregler 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

Boverket 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, LKABs och AB Atomenergis 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 jordluftens radonhalt.

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 högradonmark. Mindre områden med normal- och lågradonmark kan förekomma.

Högriskområden består huvudsakligen av följande marktyper:

- Berggrund med uranrika bergarter som alunskiffer, uranrika graniter, pegmatiter och uranmineraliseringar med radium halter över ca 100 Bq/kg. Gammastrålningen ligger inom intervallet 15-50 μR/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 jord luften är ofta högre än 50 000 Bq/m^3.
- Sand, silt och moränlera som innehåller fragment av alunskiffer.

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 följande marktyper:

- 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 μR/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/m^3.
- Lera och silt vars lagertjocklek är mer än ca 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 normalriskområden. 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 kan växla kraftigt från mätpunkt till mätpunkt. Sandiga, grusiga, blockrika moräner kan utgöra samma radonrisk som grusåsar. Normalt torde dock finmaterialet i moräner minska deras permeabilitet för jordluft, och verkar därigenom hindrande för transport av större volymer jordluft.

Särskilt stor tveksamhet råder om risken för förhöjd radonavgång över sprick- och krosszoner i berggrunden. Hittills känner vi endast till ett par hus som har förhöjda radondotterhalter inomhus på grund av att det byggts över berg med hög sprickfrekvens. 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. Tjocka jordlager och grundvatten i marken över sprickzonerna ger ett gott skydd mot eventuellt radon från sprickzonerna.

För sand och grovsilt är risken liten för att bygga på dem. De kan vara relativt permeabla, men har så låga uran-(radium-) halter, att radonhalten i jordluften inte kan bli hög. De klassas därför som låg- eller normalriskområden. Detta under förutsättning att de inte underlagras av starkt radioaktiv mark, eller av jordarter som innehåller fragment av alunskiffer, eller i sig själva innehåller alunskiffer.

Från de gammastrålningskartor som upprättats på basen av SGUs och SGABs flygmätningar framgår vilka områden som har 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, om det i jordlagret finns jordarter från vilka en stor andel av allt bildat radon avgår. En sådan jordart är t ex grus. Strålningskartorna måste därför användas tillsammans med jordartskartor eller annan geologisk information från vilken man kan erhålla information om utbredningen av olika jordarter.

Hur nybyggda hus har klarat sig mot radon inom områden med olika radonriskklass har inte undersökts systematiskt. Erfarenheterna så här långt visar dock att bedömingsnormerna för klassning av mark håller om man följer anvisningarna om att bygga radonskyddande respektive radonsäkert.

Redovisning

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

Lämpliga kartskalor för radonriskkartor 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 och bygglovsprövning.

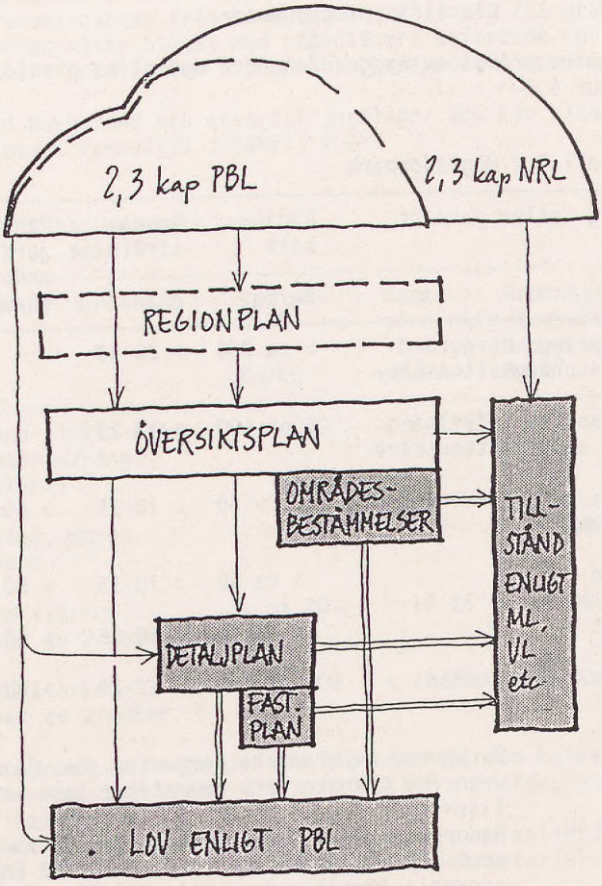
Vid detaljplanering kan en radonriskkarta var tillräcklig för bedömningen av radonförhållandena. Detta under förutsättning att kartan grundas på detaljerade och säkra uppgifter om marken.

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.

För områden där radonhalterna i marken lokalt kan variera kraftigt, behöver man känna till de lokala geologiska förhållandena och beakta radonavgången från utfyllnader och schaktbotten, för att 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.



Figur 4.1 Bygglov kan ges 1 direkt på grundval av kommunöversikten, 2 efter detaljplanläggning, 3 efter översiktlig planering och eventuell detaljplanläggning.

Redovisning

Vid detaljplanläggning redovisas markradonförhållandena antingen som vid översiktsplaner enligt kapitelavsnitt 4.1 eller med planområdet indelat i hög-, normal- och lågradonmark. Lämpliga kartskalor är 1:5 000 - 1:200.

Av kartor och rapporter skall framgå vilka uppgifter som finns om markradonförhållandena inom planområdet.

I bestämmelser till detaljplan kan villkor ställas om radonskydd. Till exempel kan krav ställas på radonsäker grundkonstruktion inom särskilt angivna områden med högradonmark, så vitt man inte kan påvisa att marken under och intill byggnaden utgörs av normal- eller lågradonmark.

4.3 Underlag för bygglovsprövning

4.3.1 Klassificeringsgrunder

Bygglov prövas av byggnadsnämnden med olika planförutsättning, figur 4.1.

Tabell 4.2 Högradonmark

Berg- eller jordart	Radium-halt Bq/kg	Gamma-strålning µR/h	Radonhalt i jordluften 1 m under markytan Bq/m³
Utsprängd berggrund med sprängbottenskärv	> ca 200	> 20-30	
Sprängsten (fyllning och sprängbottenskärv [1])	> ca 100	> 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 [2]
Lera, lerig morän	> ca 100	> 12-20	>100 000 [3]

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

2 och 3) Radonhalterna i jordluften i finsilt kan bli upp emot 100 000 Bq/m³ och i lera 120 000 Bq/m³ utan att onormala förhållanden gäller. Ännu saknas underlag för att säkert klassa marken. Troligen kan man acceptera radonhalter upp till 100 000 Bq/m³ i finsilt och 120 000 Bq/m³ i lera, utan att för den skull behöva klassa marken som högradonmark.

Markradonförhållandena och behovet av särskilda skyddsåtgärder skall vara klarlagda i tillfredsställande grad vid bygglovsprövning. Det går naturligtvis att låta bli att ställa ett sådant krav om den sökande bygger med ett radonsäkert utförande. Men om radioaktiviteten och uran-(radium-)halten är hög, finns det skäl att även bestämma graden av radonsäkerhet.

Om det saknas detaljplan med tillförlitliga 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 gränsvärdet 70 Bq/m^3 i nybyggnad överskrids.

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

Tabell 4.3 Lågradonmark

Berg- eller jordart	Radium-halt Bq/kg	Gamma-strålning µR/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
Silt med större mäktighet än 2 meter [3]	< ca 70	< 10-15	< 20 000
Lera med större mäktighet än 2 meter [3]	< ca 100	< 12-20	< 60 000

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.

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 gränsvärdet 70 Bq/m^3 i 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 4.3.

Osäkerhetsfaktorer

Generalisering kan göras över större områden med mäktiga lager av 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 morän kan ofta radonförhållandena växla kraftigt på korta avstånd, på grund av varierande sammansättning i materialet, 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 den högsta förekommande radonrisken.

I lera och finsilt kan radonhalterna i jordluften bli upp emot 120 000 respektive 100 000 Bq/m^3 utan att onormala förhållanden råder (tabell 4.2). Ännu är kunskapen inte tillräcklig för att med säkerhet bestämma var gränsvärdet mellan högradon- respektive normalradonmark skall ligga för dessa jordarter. Oftast torde radonhalter kring 100 000 Bq/m^3 inte utgöra någon förhöjd risk för markradon. Detta beroende på att lera och silt normalt har sådan vattenhalt att permeabiliteten är mycket liten. Därigenom blir risken för markradon liten, vilket visas av att få byggnader på lera och silt mark har förhöjda radonhalter inomhus. Skulle jordlagret däremot torka ur kan torksprickor uppstå i vilka jordluft kan transporteras fram till huset. En klassning av mark, som består av silt eller lera med halter över 50 000 Bq/m^3, kan därför inte enbart göras efter radonhalt. Hänsyn måste även tas till möjligheterna för transport av jordluft i marken under och kring byggnaden efter det att den uppförts.

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. En kortfattad redogörelse för lämpliga åtgärder ges i kapitel 3. I övrigt ligger det utanför denna handbok att redogöra för lämpliga åtgärder. Därför hänvisar vi till planverkets rapport 59, 1982 och BFR rapport R....:1990: "Radon i bostäder - Åtgärder i befintliga hus och vid nybyggnad" (Clavensjö och Åkerblom, 1990).

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.

Ett undertryck inomhus (mekanisk frånluft eller självdrag) i förhållande till marken under huset ökar risken för inläckage av markradon. Därför är ventilationssystemets utformning viktig. För att undertrycket inomhus skall vara lågt måste tilluftintaget vara rätt dimensionerat och fungera. Enbart ventilationstekniska åtgärder i hus i form av från- och tilluftsystem är mindre lämpliga som skydd för markradon. Även väl installerade och balanserade system har efter något års användning visat sig ge upphov till ökade undertryck inomhus och därmed ökade inläckage av markradon.

Om man vid osäkerhet väljer att utforma byggnaden med en lägre grad av radonskydd 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 MARKRADONFÖRHÅLLANDENA

5.1 Mätning av gammastrålning

En del av nukliderna i sönderfallserierna från uran och torium samt kaliumisotopen kalium-40 sönderfaller under avgivande av gammastrålning. I sönderfallsserien från uran-238 (tabell 2.2) avges den huvudsakliga gammastrålningen från radondöttrarna och vismut-214 och bly-214. I sönderfallsserien från torium-232 (tabell 2.3) avges den huvudsakliga gammastrålningen från tallium-208 och actinium-228. Under förutsättning att sönderfallsjämvikt råder i serien är gammastrålningen proportionell mot halten av de olika nukliderna i sönderfallsserien.

Gammastrålningen anges vanligen i enheten μR/h (mikroröntgen per timme) eller i den nya enheten miljödosekvivalent, μSv/h (mikrosievert per timme). 1 μR/h = 0.01 μSv/h.

Gammastrålningen från en plan berghäll med stor yta är:

per 1 ppm U	(12.3 Bq/kg radium-226)	=	0.653 μR/h
1 ppm Th	(4.0 Bq/kg torium-232)	=	0.287 μR/h
1 % K	(310.0 Bq/kg kalium-40)	=	1.505 μR/h

Förutsättning för att dessa värden skall gälla är att sönderfallsjämnvikt råder i uran och toriumserierna.

För kontroll av gammastrålningen används vid markradonundersökningar handburna scintillationsinstrument (vanligen kallade gammamätare) som mäter gammastrålningen. Scintillationsinstrument har den fördelen framför andra gammamätare, t ex sådana som använder Geiger-Müllerrör (GM-instrument), att de mycket snabbare kan mäta gammastrålningen vid de låga nivåer som råder i naturen. Tidskonstanten för ett bra scintillationsinstrument är så kort som 0,3 sekunder medan ett GM-instrument behöver en mättid av ett par minuter för att mäta lika noga vid låga nivåer.

Ett scintillationsinstrument är vanligen uppbyggt kring en kristall av NaI(Tl) (talliumaktiverad natriumjodid). När kristallen träffas av gammastrålningen uppstår så kallade scintillationer, det vill säga ljusblixtar. Ljusblixtarna omvandlas och förstärkts i en fotomultiplikator som omvandlar signalerna till en elektrisk ström vars styrka kan läsas på ett visarinstrument eller digitalt instrument och omformas till ljudsignaler. Ju intensivare gammastrålning som träffar kristallen desto större utslag eller högre ljudsignal.

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, häll eller jordlager. Vid radonundersökningar bör kontinuerliga

mätningar göras i samband med att området noga övergås. Dessa kontinuerliga mätningar kan kombineras med punktvisa mätningar. Vid mätningen skall ljudsignalen vara påkopplad. Därigenom kan man direkt höra minsta förändring av strålningen medan man rör sig i området. Genom att använda gammamätaren på detta sätt får man en god kontroll över om det finns lokala platser med förhöjd strålning t ex uranrika block, uranmineraliserade sprickor eller pegmatiter med förhöjd radioaktivitet inom undersökningsområdet.

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 gammaloggar, som sänks ner i borrhålen.

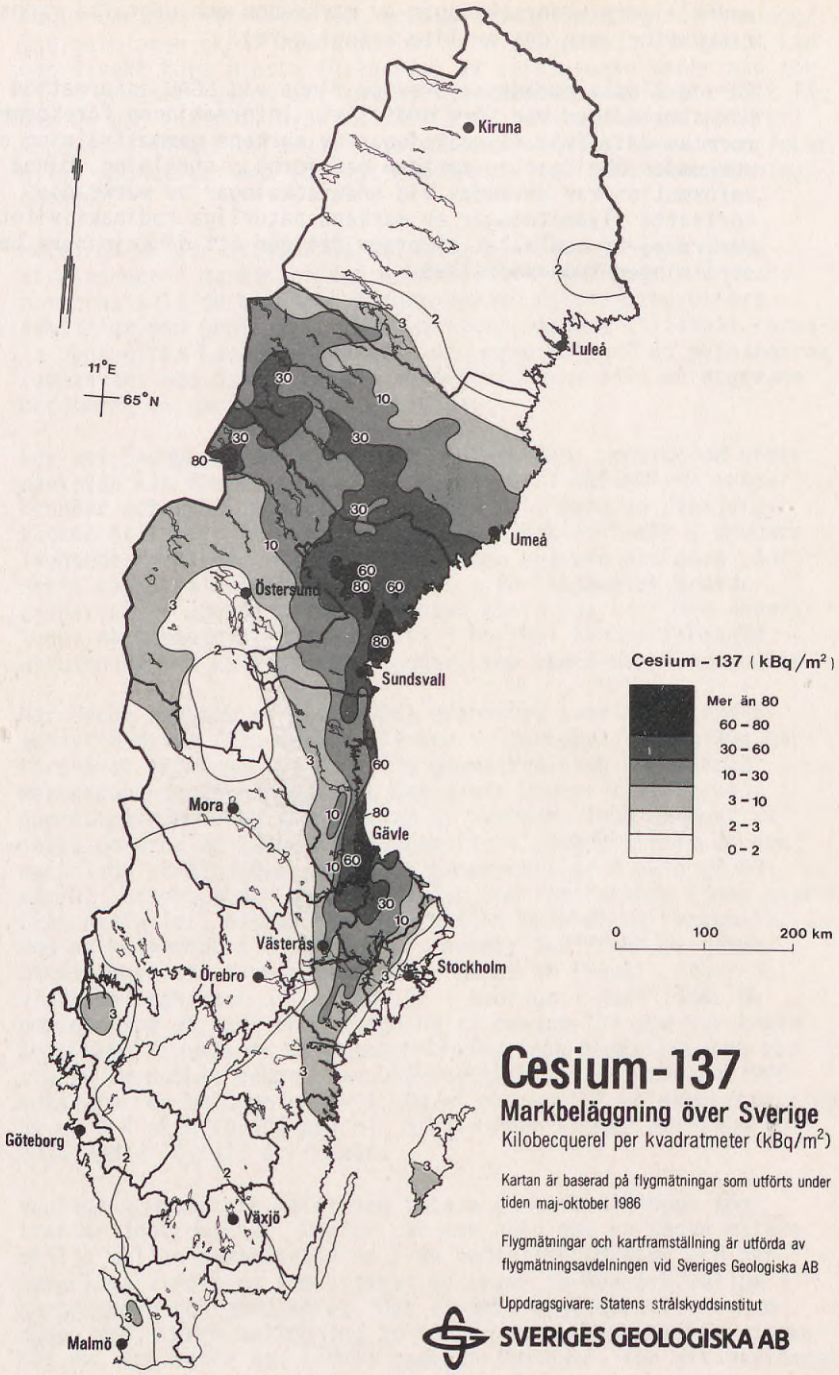
När denna handbok skrevs (1986) drabbades Sverige av radioaktivt nedfall från reaktorolyckan i Tjernobyl. Nedfallet har försvårat mätningen av naturlig gammastrålning och därmed markradonundersökningar. Det har givit upphov till förhöjd gammastrålning över stora delar av Sverige. Inom de mest utsatta delarna är gammastrålningen flera gånger större än den naturliga strålningen, vilken i genomsnitt är 8 μR/h (0.08 μSv/h). Eftersom den gammastrålning som fortfarande finns kvar från nedfallet, nästan helt och hållet orsakas av cesium-137 med en halveringstid på 30.0 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^2 hade då en gammastrålning från nedfallet som var större än dubbla bakgrunden. När detta skrivs i januari 1990 motsvarar en beläggning av 1 kBq/m^2 cesium-137 en gammastrålning av ca 0,4 μR/h (0.004 μSv/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 10 kBq/m^2 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 upprätta radon-riskkartor (men det är lite krångligare).

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 ett scintillationsinstrument som är uppbyggt runt en kristall av natriumjodid eller germanium-litium 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.

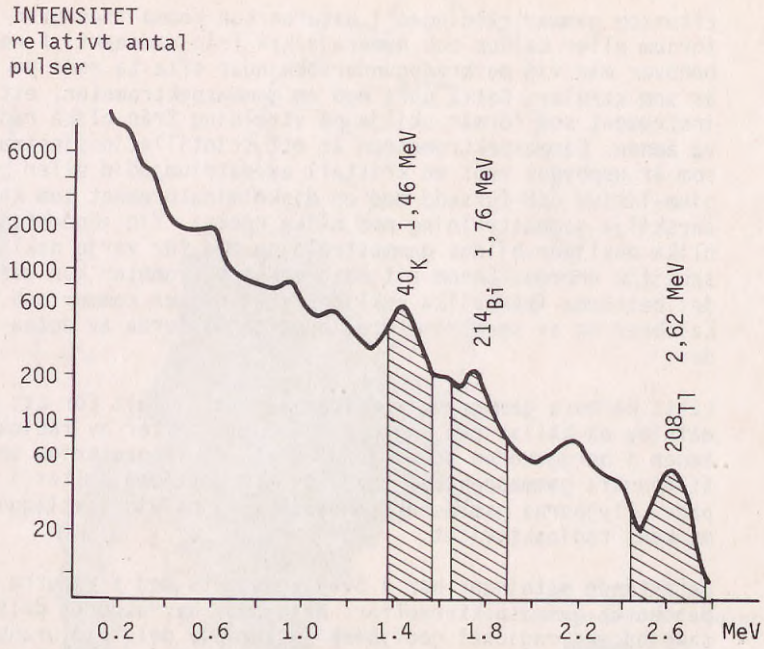
Lätta bärbara gammaspektrometrar används i fält för att genom mätning på hällar och i gropar bestämma halter av radioaktiva ämnen i berggrunden och i jordlagret. På laboratorium används stationära gammaspektrometrar för att bestämma halter i tagna prov. Flygburna gammaspektrometrar används vid kartläggning 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 SSIs 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 sönderfallsjämnvikt 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 istiden skrapade bort det översta djupvittrade lagret. Därför kan man genom att mäta med gammaspektrometer över hällar direkt bestämma halterna av de olika nukliderna i berggrunden. Figur 5.2 visar ett typiskt gammaspektrum från mätning över en granithäll.



Figur 5.2 Gammaspektrum från en granit uppmätt med en gammaspektrometer 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 jordlager föreligger vanligen genom kemisk lakning ojämnvikt inom uranserien. Lakningen har dock inte samma påverkan inom toriumserien. På grund av ojämvikten i uranserien är det inte möjligt att med gammaspektrometermätningar bestämma uranhalten i jord. Det går dock att bestämma halten av radium-226 om mätningarna utförs på prov som förvarats gastätt tillslutna till dess jämvikt uppnåtts mellan vismut-214 - radon-222 - radium-226. Bestämningar av jordens radiumhalt kan också med fördel utföras i fält. Därvid mäter man i grävda gropar. Mätningen ger ett något för lågt värde på radiumhalten, vilket beror på 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.

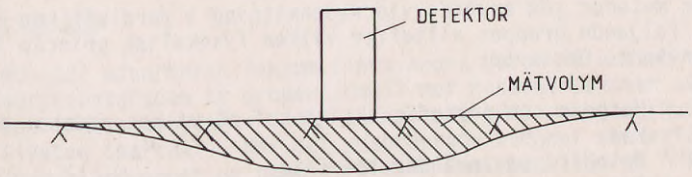
Mätningar med bärbar gammaspektrometer direkt i fält har den fördelen framför analyser på provtaget material att mätningen kan ske på en så stor volym (ca 0.5 m^3) att lokala inhomogeniteter i bergarten eller i jordarten endast i liten utsträckning påverkar resultatet. Sådana lokala inhomogeniteter finns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

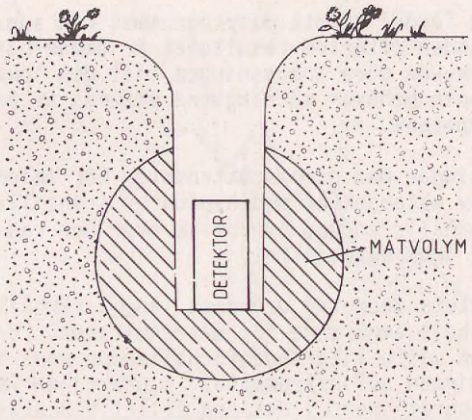
Fältmätningar med gammaspektrometer bör inledas med en rekognosering av mätobjektet med handburet scintillationsinstrument. Därvid erhålls en god överblick över hur radioaktiviteten varierar inom mätobjektet.

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^2. Mätning i grop används då jordarters och andra lösa materials halter skall bestämmas. Gropen 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 ett större antal mätta pulser ökar noggrannheten för det bestämda värdet. För en enskild kanal är en standardavvikelse, kvadratroten ut mättalet. Om antalet pulser i en enskild kanal överstiger 1000 blir vanligtvis mätnoggrannheten tillräckligt bra.



Figur 5.3 Mätning med gammaspektrometer 2π-konfiguration.



Figur 5.4 Mätning med gammaspektrometer 4π-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 metoder och integrerande långtidsregistrerande metoder.

Fördelen med de momentana metoderna är att mätningarna är snabba och billiga. De momentana mätmetoderna är bäst lämpade för översiktliga och orienterande mätningar. Detta på grund av att radonhalten i jordluften i en och samma punkt normalt varierar med årstiden och markfuktighet m m. Vid mer detaljerade undersökningar eller vid mätningar med stora krav på mätvärdena är det ofta en fördel att använda integrerande metoder.

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

- Metoder som använder aktivt kol på vilket radonet adsorberas.
- Metoder som använder spårfilm.
- Metoder som använder instrument i vilka prov av jordluft sugs in varpå radonhalten analyseras. Sådana instrument brukar kallas emanometrar. I marknaden finns två typer av emanometrar, sådana som använder scintillationsinstrument för bestämning av radonhalten och sådana som använder halvledardetektorer.

- Metoder för långtidsmätning vid vilken radonhalten kontinuerligt bestäms i en jonkammare eller med ett halvledarinstrument.

En utförlig beskrivning av mätmetoderna ges i "Radon in soil gas" (Hesselbom, 1985).

Vid mätning med detektorer som använder aktivt kol, spårfilm och långtidsregistrerande halvledardetektorer placeras dessa i grävda gropar 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 gropar handgrävas eller borras. 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.

Vid utsättningen av detektorerna måste man se till att dessa inte hamnar under eller nära grundvattenytan eller i vatten som samlats på botten av hålet för i så fall blir mätvärdet helt felaktigt (för lågt). En förklaring till detta ges i beskrivningarna av mätmetoder med aktivt kol och spårfilm.

Mätning med emanometer görs genom att slå ner eller borra ner smala sondrör i jorden och därefter suga upp jordluft 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).

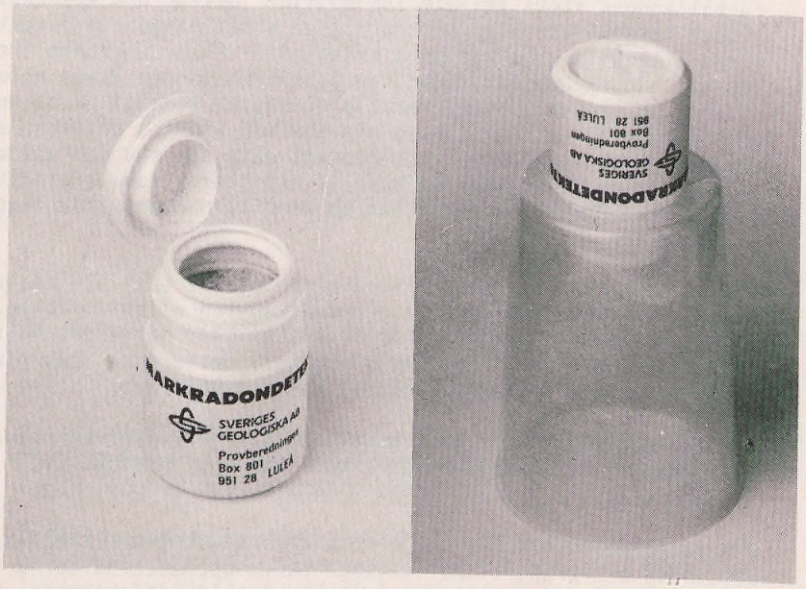
Aktivt kol

Radon-222 adsorberas liksom flera andra gaser på aktivt 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.

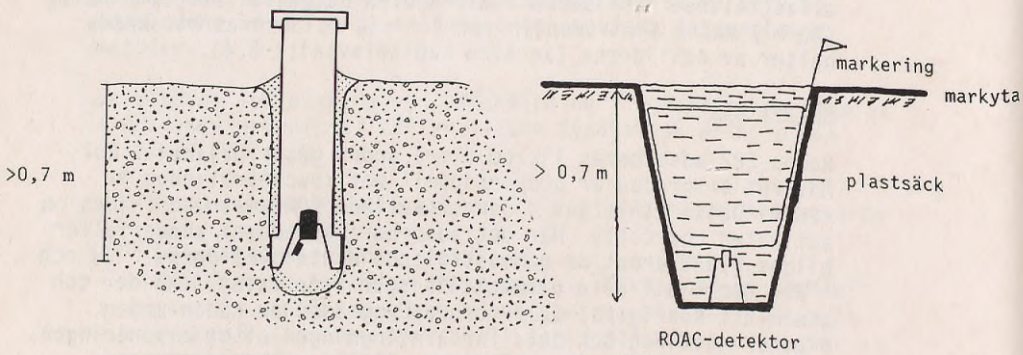
Mätutrustningen består av en mätkopp (detektor) fylld med aktivt kol samt en plastmugg, figur 5.5. För att motverka påverkan från fukt i jordluften täcks det aktiva kolet i burken av ett lager med fuktadsorberande silicagel.

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.

Hamnar detektorn med aktivt kol i vatten hindras radon från omgivande jord att nå detektorn. Detta resulterar i ett underskott av radon på kolet i förhållande till halten i jordens porer, vilket beror på att radontransporten effektivt stoppas av vattnet. På grund av att kolet adsorberat mindre radon än det hade gjort om transporten inte hindrats, ger analysen av detektorn ett för lågt radonvärde, i förhållande till den verkliga halten i jordluften. Själva burken med aktivt kol behöver inte stå under vatten för att radon skall hindras från att nå kolet. Det räcker med att ändan på det rör som burken placerats i står under vatten för att radonet inte skall komma fram till burken. Ett liknade förhållande gäller om marken kring detektorn har låg permeabilitet. Vi mätning i lera blir den uppmätta radonhalten ofta får låg på grund av att tillräckligt med radon inte diffunderar ut från hålets väggar. För att öka diffusionsytan kan man gräva hålet ett par decimeter djupare än det djup på vilket vad man placerar detektorn. Alternativt kan utrymmet kring detektorn göras något större.

Tester i SSIs kalibreringsanläggning för markradondetektorer visar att adsorbtionsförmågan för radon på det aktiva kolet ökar vid minskad temperatur och minskar i fuktig miljö. Så är radonadsorbtionen ungefär 2 gånger större vid +7° C än vid +20° C medan adsorbtionsförmågan 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 den aktuella mätsituationen mäter den radonhalten med ± 5 % noggrannhet.

Detektorer som användes enligt ROAC-metoden säljs av Sveriges Geologiska AB (SGAB), som även utför analyserna. Mätresultatet erhålles i enheten Bq/m^3.

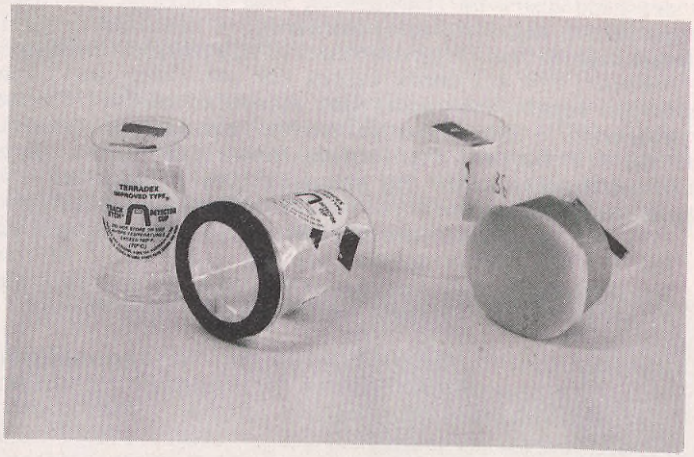
Mätningar av radonhalten i jordluft med den så kallade ROAC-metoden påverkas inte av det radioaktiva nedfallet. Vid mätningar med ROAC-metoden registreras endast koncentrationen av radongas i luften.

Spårfilm

Spårfilm används för att passivt mäta halterna av radon och radondöttrar. Filmen består av cellulosanitrat eller polyester. När alfapartiklar bildade vid sönderfall av radon och radondöttrar träffar filmens ytskikt ger de upphov till (skador) spår i ytskiktet. Genom att kemiskt etsa filmen blir spåren synliga och kan räknas i 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 för mätningar av radonhalter i jordluften är Track Etch tillverkad av Terradex, USA (marknadsförs i Sverige av Aurum AB). Den andra filmen, LR 115 typ II, tillverkas av Kodak-Pathé (saluförs av Strålskyddstjänst AB och fysiska institutionen vid Lunds Universitet).

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/m^3 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 är avsett för att hindra 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. Andra firmor som försäljer spårfilm för markmätning använder en tunn skiva av skumplast för att hindra torontransporten.

Våra 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 men utesluter inte att sådan förekommer.

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.

Skulle koppen med spårfilm hamna under vatten så medför detta endera att den uppmätta radonhalten blir mycket lägre än vad den skulle vara på grund av att filmen blir våt. Alternativt blir den uppmätta radonhalten högre än vad den skulle vara. Detta beroende på att radonhalten i luften i burken blir högre än den i grundvattnet, vilket i sin tur beror på jämviktsförhållandena mellan radon i luft och i vatten. (Se kapitel 2.2).

Emanometer

Vid mätning med emanometer pumpas eller sugs den radonhaltiga luften in i en cell eller behållare i vilken analysen av radonhalten sker.

Emanometrar av typen scintillationsinstrument är uppbyggda kring en mätkammare (Lucaskammare) som på insidan är täckt med ett fluorescerande ämne, oftast silveraktiverad zinksulfid, ZnS (Ag). När zinksulfiden träffas av alfapartiklar, som avges 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.

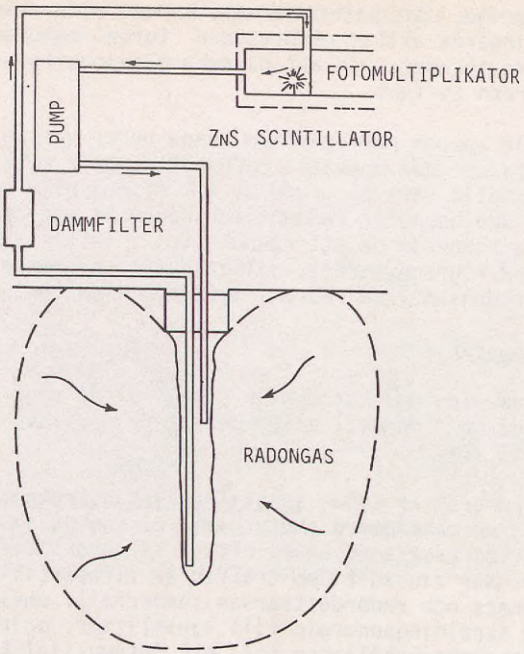
Efter mätningen finns större delen av strålningsaktiviteten kvar i mätcellen. Aktiviteten försvinner först sedan radon- och torondöttrarna sönderfallit vilket kan ta ett dygn. Därför är cellerna utbytbara så att man efter mätning kan växla cell.

Det finns ett flertal scintillometerinstrument på marknaden idag, men alla fungerar i princip på samma sätt och användningssättet är i stort detsamma för samtliga. I Sverige säljs för närvarande instrument tillverkade av Pylon, Kanada.

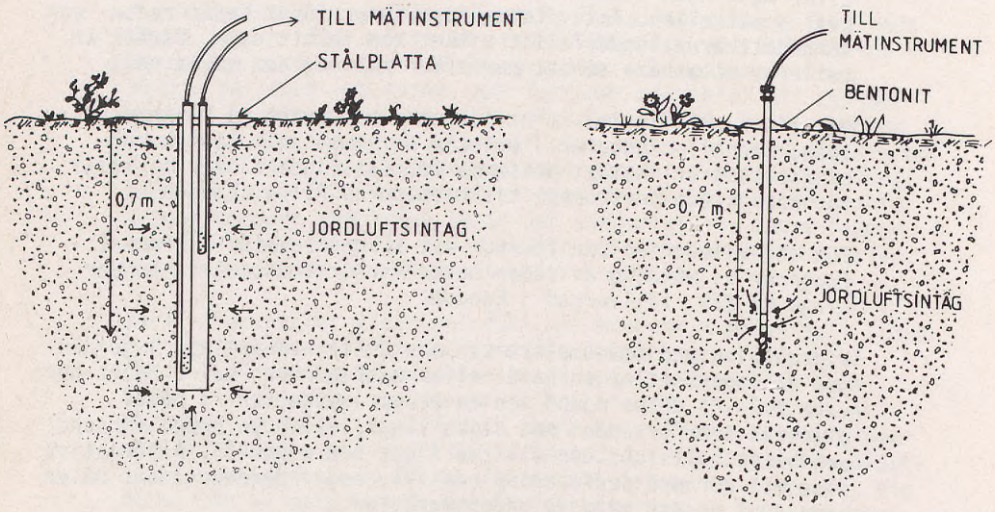
För att visa principen för hur ett scintillometerinstrument fungerar vi mätning av radon beskrivs här emanometern Bondar Clegg Re 279, tillverkad i Kanada.

Vid mätning med emanometern 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 upptill (se figur 5.9 a och b). Alternativt slås ett rör med perforering nedtill, ned i jorden så att hålen hamnar på önskat mätdjup under markytan.

Röret ansluts till emanometern. 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



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.

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 sugs jordluft in genom sonden och vidare genom mätcellen. Någon återföring av luft till hålet sker ej.

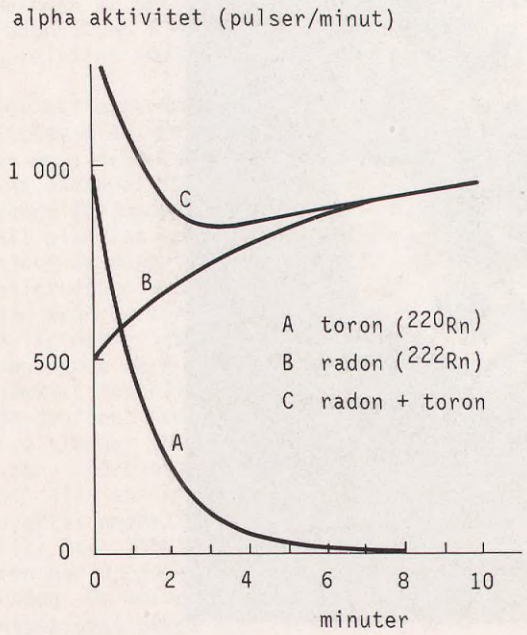
Före mätningen har en ostörd, okontaminerad mätcell placerats i detektorenheten och bakgrundsvärdet för cellen mätts.

Direkt efter det att pumpningen avslutats räknas alfaaktiviteten under en bestämd mättid. Det uppmätta värdet normaliseras till antal pulser per minut, varefter bakgrundsvärdet 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. Det bör påpekas att de registrerade scintillationerna inte är proportionella mot mättiden.

Vid den metod som används av SGAB och SGI utförs fyra avläsningar. Först görs tre avläsningar med en minuts intervall och sedan görs avläsning vid 5 och 10 minuter efter det att pumpningen 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 säker-

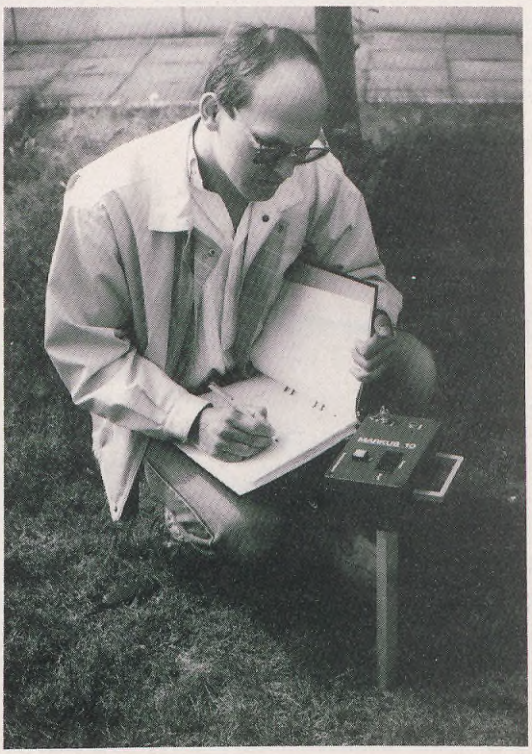


Figur 5.10 Alfa-aktivitetens tidsberoende i en ZnS-scintillator.

het endast detekteras om avläsningarna sker inom de tre första minuterna. Analogt har eventuellt toron i jordluften mycket liten inverkan på mätresultaten om mätintervallet först på börjas 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.

Effekten av radon framkommer först som en svag höjning varefter aktiviteten planar ut efter 8 minuter allteftersom 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.

Vi mätning med emanometrar som använder halvledarinstrument för analys av radonhalten sugs jordluft in i en mätkammare. Halvledardetektorn är installd så att den är energiselektiv och endast mäter alfastålningen från den första radondottern ^{218}Po. Mätningen går på ca 10 minuter och kan ske på små luftvolymer. En nackdel med en del typer av dessa instrument är att man kan



Figur 5.11 Emanometer med halvledare som radonanalysator. Instrument av typ Markus 10 tillverkat av Gammadata Mätteknik AB.

få vänta ett tag med att mäta på nytt eftersom det dröjer ett tag innan polonium-218 i mätkammaren sönderfallit. Andra typer av halvledaremanometrar har löst detta problem genom att aktivt avlägsna poloniumet från mätkammaren.

I Sverige säljs två typer av halvledaremanometrar; Markus 10 som är utvecklad och tillverkad av Gammadata Mätteknik AB i Uppsala och Alnor RM3-A utvecklad och tillverkad vid Studsvik Nuclear AB.

Vid jordluftmätningar ger emanometermätningar ibland lägre radonhalter än långtidsregistrerande metoder vid samma mätpunkt. Detta har en förklaring i att själva provtagningstekniken. Vid pumpning av jordluft ur hålet kan atmosfärisk 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 utspädningsgraden relativt konstant, för konstant mätdjup. Erhållna halter kan variera från 1:1 till 1:5 i förhållande till andra metoder och geologisk miljö.

Detta faktum plus det faktum att emanometermetoden är momentan och att radonhalten i jorden varierar beroende på vid vilken tidpunkt mätningen utförs, medför att emanometermätningarna kan behöva upprepas om mätningarna utförs för att ta reda på den genomsnittliga radonhalten i jordluften under en längre tid. 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 bestämma radonhalten i en konstant stabil miljö, t ex radonhalten i jordluften under ett hus.

För att mäta med Alnors RM3-A under stabilare förhållanden har Studsvik AB utvecklat en ny metod för markradonmätningar vilken är en vidareutveckling av emanometermetoden och som i princip kan användas för alla emanometrar. Vid mätning med RM3-A används följande mätförfarande.I botten på ett grävt eller borrat hål placeras en provburk med en bestämd volym. Provburken är gjord av papper så att den utan miljöpåverkan kan lämnas i hålet efter avslutad mätning. Två nedstuckna tunna aluminiumrör går från burken upp till markytan. När burken placerats i hålet fylls detta igen och rören pluggas igen upptill. Radon från omgivande mark diffunderar in i burken. 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 emanometern till de två rören vilka står i förbindelse med provburken. Därefter tas slangarna bort och alla anslutningar på emanometern pluggas igen. Mätningen startas omedelbart och utförs i upprepade femminutersintervall till dess jämvikt mellan radon- och radondotterhalt i mätkammaren har uppnåtts. Efter avslutad mätning töms mätkammaren 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 variationen i radonhalt i jordluften. Annars drar man efter avslutad mätning upp rören ur jorden och provburken lämnas kvar i det igenfyllda hålet.

Halvledardetektorer för kontinuerlig mätning

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 elektronparhål. 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 5.12 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 räkneenhetens 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 gammaspektrometrar, studera energifördelningen på alfastrålning. Därigenom är det möjligt att skilja på alfapartiklar från radon och toron och även på deras alfastrålande dotterprodukter.

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 gammaspektrometer. 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 flesta metoderna för mätningar av radon i jordluft är från början utvecklade för användning inom uranprospekteringen. Vid prospektering är kontrasterna mellan radonhalterna 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^3 (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/m^3) medan de i jordluften oftast är högre än 10 000 Bq/m^3 och ibland i alunskiffermiljö så höga som 1 - 2 miljoner Bq/m^3. Det är också en skillnad mellan normala rumsförhållanden och förhållanden i marken. I rumsförhållanden är temperaturen vanligen +20 - +25 C, luftfuktigheten 25 - 30 % och radonhalterna låga. I marken i Sverige är temperaturen normalt +5 - +10 C, luftfuktigheten nära 100 %, och radonhalterna mellan 5 000 och 2 miljoner Bq/m^3. Kalibrering i radonrum är därför inte särskilt lämplig för instrument och detektorer avsedda för fältmätningar. Dessutom 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 - 500 000 Bq/m^3. 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 μR/h (0.3 - 0.5 μSv/h).

Kalibreringar av gammaspektrometrar utförs vid Sveriges Geologiska ABs kontor i Borlänge. Där finns särskilda kalibreringsplattor med mycket exakt bestämda halter av uran (radium), torium och kalium. Kalibrering bör göras årligen.

6 ARBETSMETODER VID ÖVERSIKTLIG KARTLÄGGNING AV MARKRADONFÖRHÅLLANDENA

För den kommunala översiktsplaneringen och för större planområden behövs underlag som i form av översiktliga kartor (så kallade radonriskkartor) redovisar markradonförhållandena inom hela kommunen eller olika delar av den. På kartorna indelas marken i olika radonriskklasser enligt Boverkets 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 översiktlighet.

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 översiktliga 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

Basmaterialet 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, 1990). 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 1995 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 gruvegendomar (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.

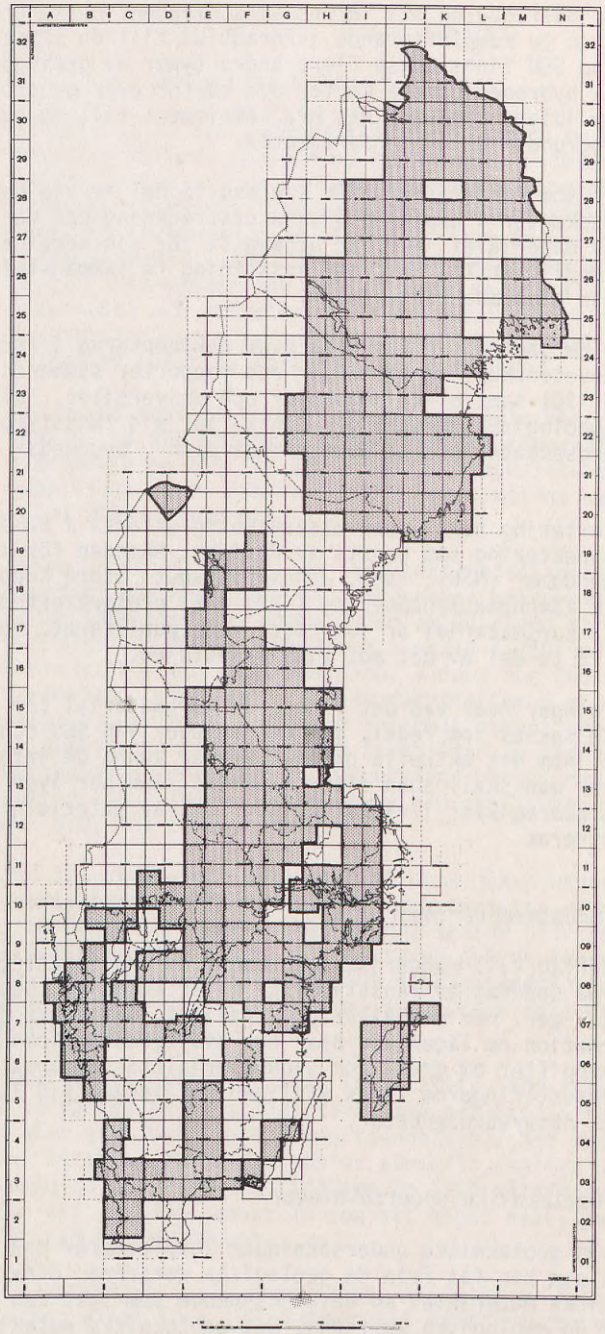
Sammanställningar över vad det finns för kartmaterial för ett visst område saknas som regel, men de geologer vid SGU och SGAB som arbetat inom det aktuella området brukar kunna ge information om var man skall söka efter material. SGU har även ett databaserat georegister i vilket en stor del av materialet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

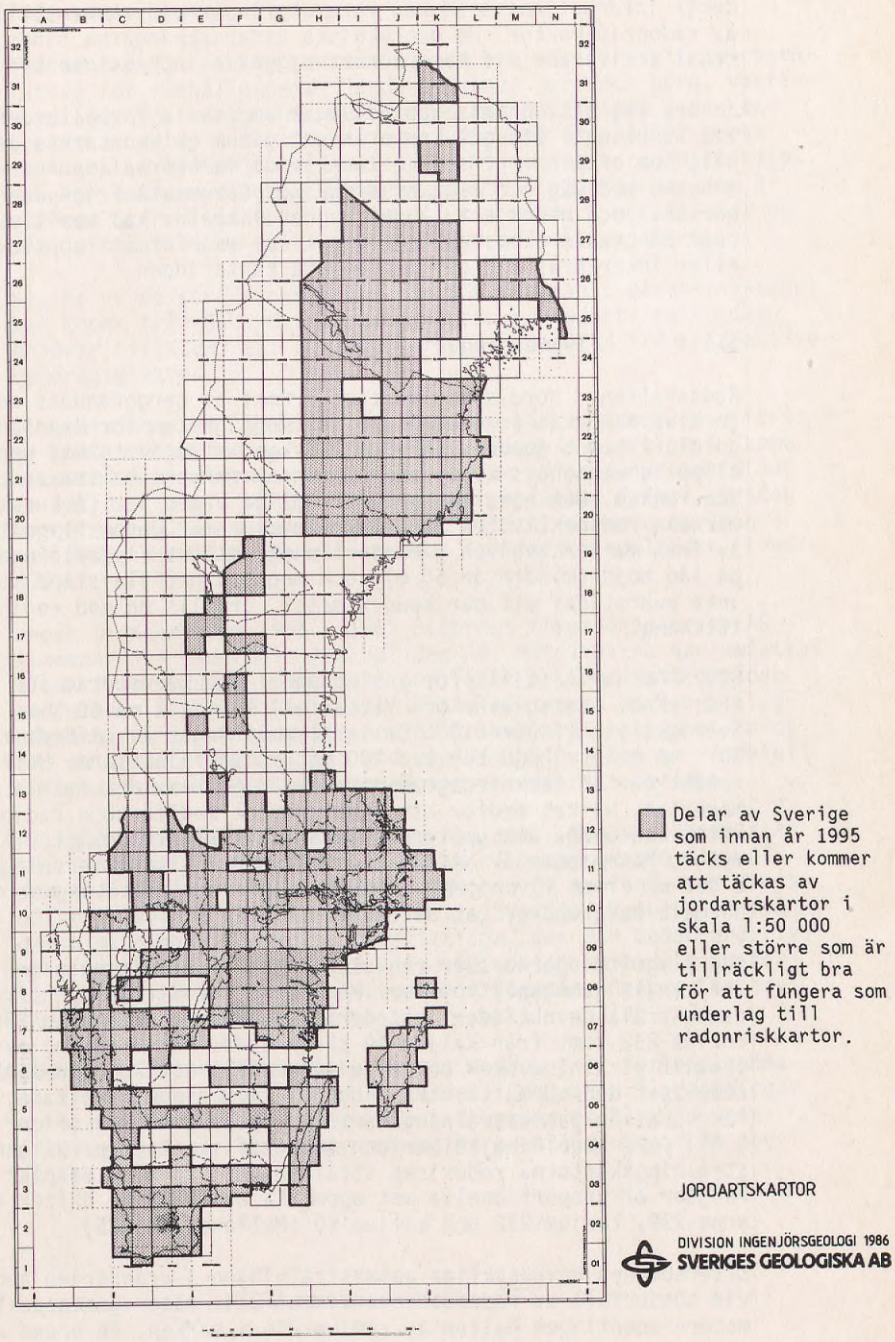


Delar av Sverige som innan år 1995 täcks eller kommer att täckas av berggrundsgeologiska kartor i skala 1:50 000 eller större som är tillräckligt bra för att fungera som underlag till radonriskkartor.

BERGGRUNDSGEOLOGISKA KARTOR

DIVISION INGENJÖRSGEOLOGI 1986
SVERIGES GEOLOGISKA AB

Figur 6.1 Moderna berggrundsgeologiska kartor.



Figur 6.2 Moderna jordartskartor.

tätbebyggda områden där markradonriskklassning är särskilt angelägen. Dock har de geotekniska undersökningarna vanligen gjorts på mark med lera eller silt (lågriskområden), 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 ledningsdragning. 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 m^2 , 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 radondottern 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 decimeter

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 moränens 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.

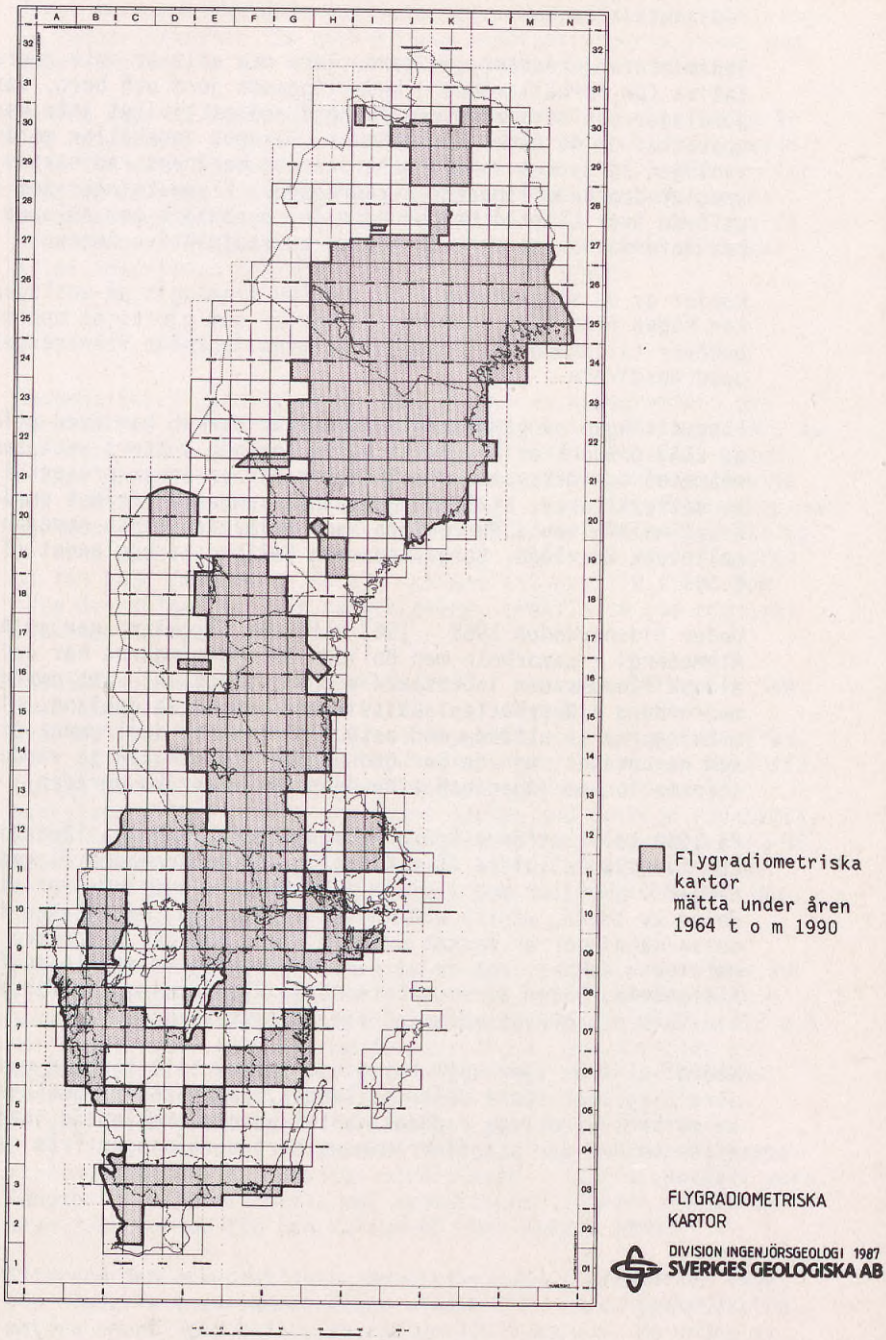
Kopior av de strålningskartor som SGU framtagit på anslagsmedel kan köpas från SGU. Beträffande kartor som gjorts på uppdrag behöver tillstånd att använda kartorna inhämtas från respektive uppdragsgivare.

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).

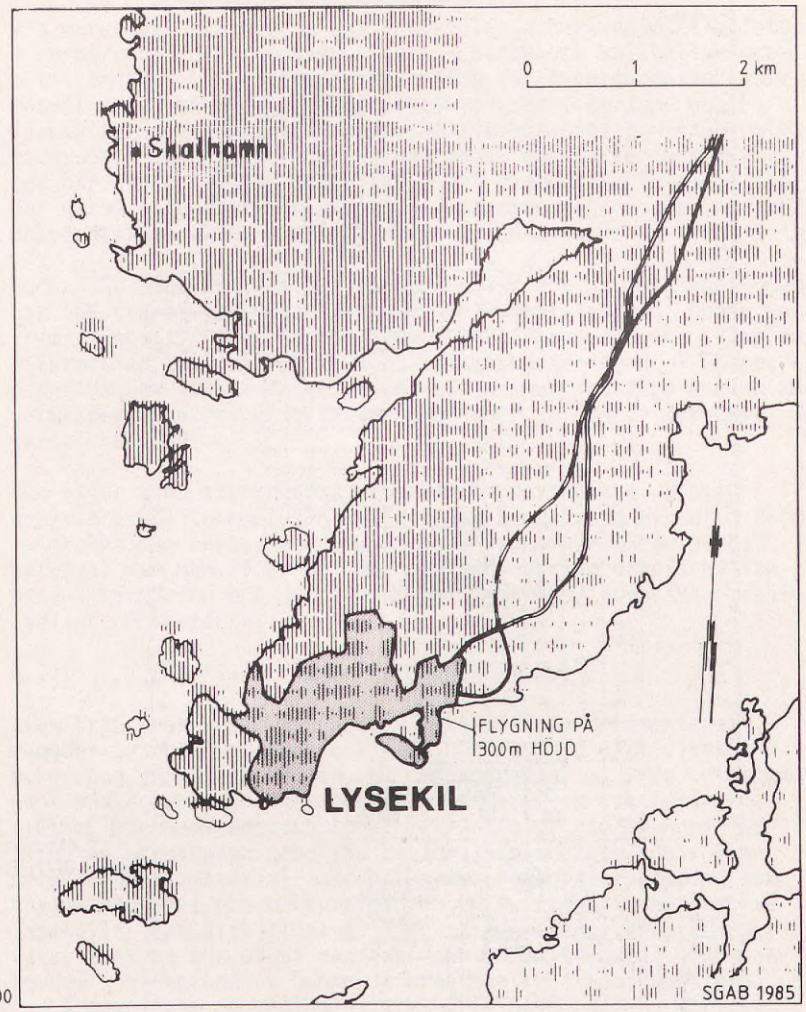
Under tidsperioden 1955 - 1967 utfördes flygmätningar av AB Atomenergi i samarbete med Boliden AB. Mätningarna har omfattat alunskifferområden i Jämtland och Västerbotten, samt områden med urberg i Norrbotten, Gästrikland och norra Uppland. Flygmätningarna är utförda med betydligt enklare instrument 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 Tjernobyl 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.

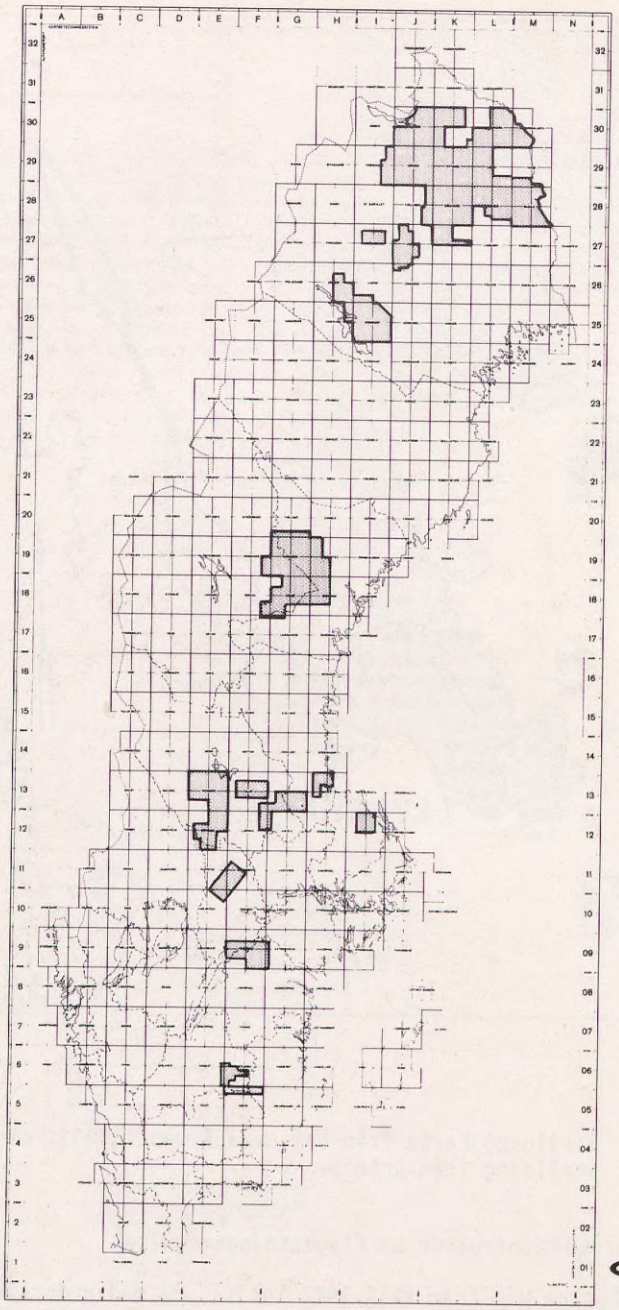


X 6466900
Y 1241000

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

6.1.5 Markkontroller av flygmätningsresultat

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



Figur 6.5 LKABs flygradiometriska mätningar.

utbredning av och haltvariationer inom ett uran- och toriumrikt granitområde.

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

Sedan SGU 1982 delades i myndigheten SGU och aktiebolaget SGAB har SGU svarat för uppföljningen av flygmätningarna. Dessa har främst ingått i den regionala geofysiska karteringen. Insamlad information används vid den geologiska karteringen. I undersökningarna har ingått relativt omfattande mätningar på marken med gammaspektrometer. Resultaten föreligger i form av arbetsmaterial hos SGU.

SGU utför även storregional geokemisk provtagning. Proven analyseras på tungmetaller bl a uran. Resultaten ges ut i form av geokemiska kartor med tillhörande rapporter. Från detta material kan man få en hel del upplysningar om uranförhållandena i berggrund och jordlager. Så framträder uranrika områden tydligt på kartorna.

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 jordartskartor, 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 hälsoskyddsnämnder 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 radondottermätningar i befintliga hus

Av kommunerna och enskilda utförda mätningar, av radon och radondotterhalter, i befintliga hus 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. Även om resultat endast föreligger från mätningar i blåbetonghus, så är dessa ofta slumpvis fördelade inom kommunens bostadsbestånd. Resultaten från mätningar i dessa hus indikerar därför 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 μR/h (0,3 μSv/h) på grund av förhöjt innehåll av uran i berggrunden eller jordlagret. Att 30 μR/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 μR/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 μR/h (0,3 μSv/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 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.

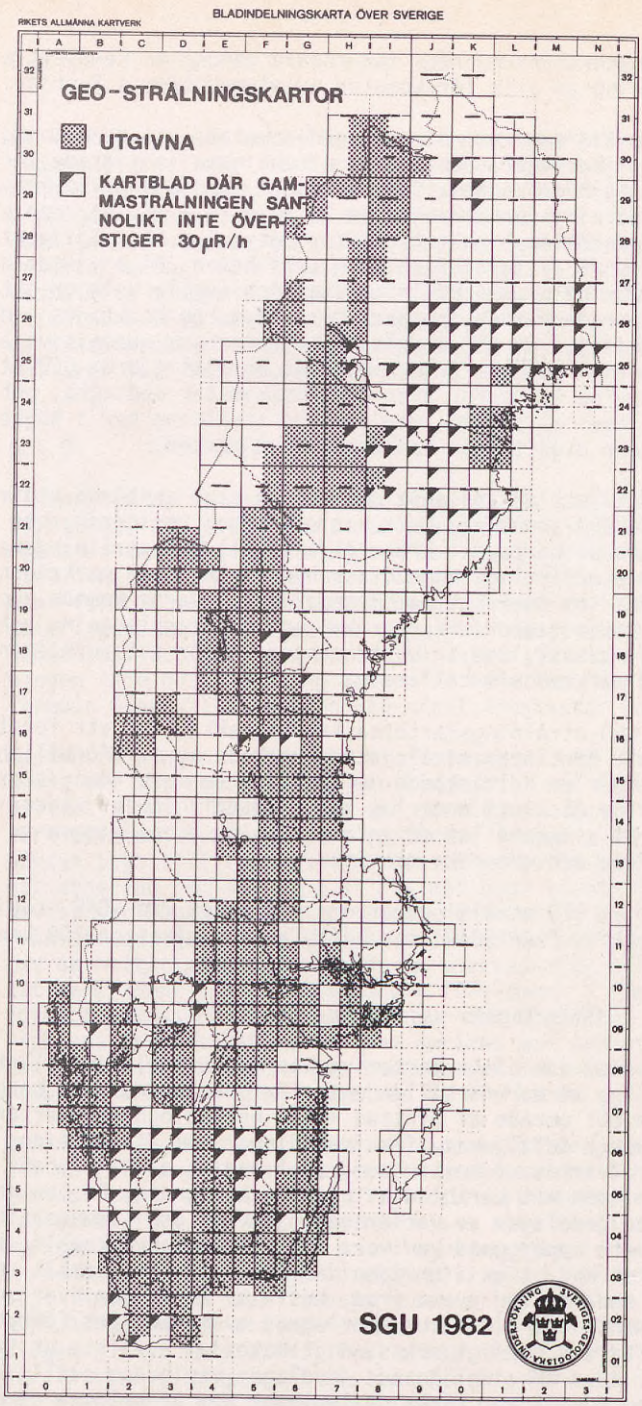
På grund av att de anslagna medlen tog slut upphörde utgivningen av GEO-strålningskartorna och någon revidering har sedan inte skett av kartorna. Efterföljare till GEO-strålningskartorna är de översiktliga kommuntäckande kartor över markradonförhållandena som Boverket rekommenderar att varje kommun upprättar. 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 strålrisker 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 ca 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 svallats 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.



Figur 6.6 GEO-strålningskartor.

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

En viktig begränsning i informationsvärdet för SGUs jordartskartor 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 förstås 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 jordtäckta områden kan det vara svårt att veta om dem. Förutsättningen för att de skall ge utslag vid flygmätningen 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 omgivningar också vanligen finns inom tätorten. Har berg- och jordarterna 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.

6.3 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 största delen av området med kalksten på Gotland och områden med sandstenar och skiffrar 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 <u>bra</u> 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, vägskärningar, grustag osv. Alternativt grävs mätgropar. 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 hällarna. 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 hällområdena över med gammamätare. Skulle det visa sig att gammastrålningen är förhöjd, till ca 15 - 20 μR/h (0.15 - 0.2 μSv/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 μR/h (0.2 - 0.35 μSv/h). Denna gammastrålning orsakas helt och hållet av förhöjda 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 μR/h (0.2 - 0.6 μSv/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.

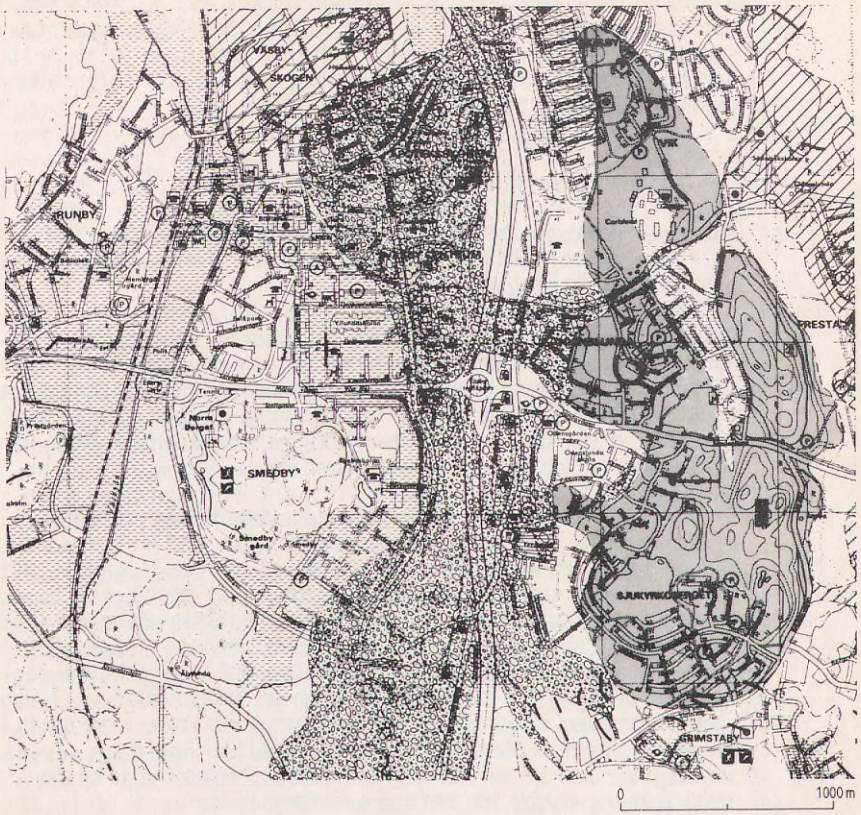
Även inom ett och samma granitområde kan uran- och toriumhalterna växla kraftigt, även om den totala gammastrålningen är någorlunda enhetlig. Så består berggrunden i Upplands Väsby öster om E 4:an huvudsakligen av yngre gråröd granit som har en strålning på 15 - 30 μR/h (0.15 - 0.3 μSv/h). Dock är det 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.

6.3.1 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 nu 1990 inte möjligt att inom områden som i juni 1986 hade större beläggning av cesium-137 än 25 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.

6.3.2 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 bergartsmaterialet 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 Bq/m^3, som utgör gräns mellan normal- och högriskområde.



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 hälsoskyddsnämnden. 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.

Om de orienterande mätningarna verkligen skall ha informationsvärde måste de koncentreras till utvalda referensområden som ärkaraktäristiska 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).

6.4 Tolkning av underlagsmaterialet

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

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 radonriskkartorna 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 luftpermeabilitet, 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 lågradonmark inför bygglov när husens lägen är kända. Det vill säga, högriskområden utgör jordlager där radonhalten i jordluften bedöms överstiga 50 000 Bq/m^3 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/m^3.

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

Som <u>hög</u>riskområden 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 inte andelen av sådant material är helt obetydlig. Förutsättningen för att ett jordtäckt område skall klassas som högriskområde är att radonhalten i jordluften bedöms överstiga 50 000 Bq/m^3 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 jordluften, även om halten av radium-226 inte är högre än för andra jordarter. Det bör dock påpekas att om gruset och den grovkorniga 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/m^3.

Som lågriskområden klassas mark som består av blottad berggrund med mycket låg uranhalt, t ex kalksten, sandsten, kvartsiter, 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 sandlagret 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 klassas som lågriskområde är dock att dessa jordarter har en mäktighet av åtminstone någon meter och ej är uttorkade. Vid ritning 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 förhållande 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.

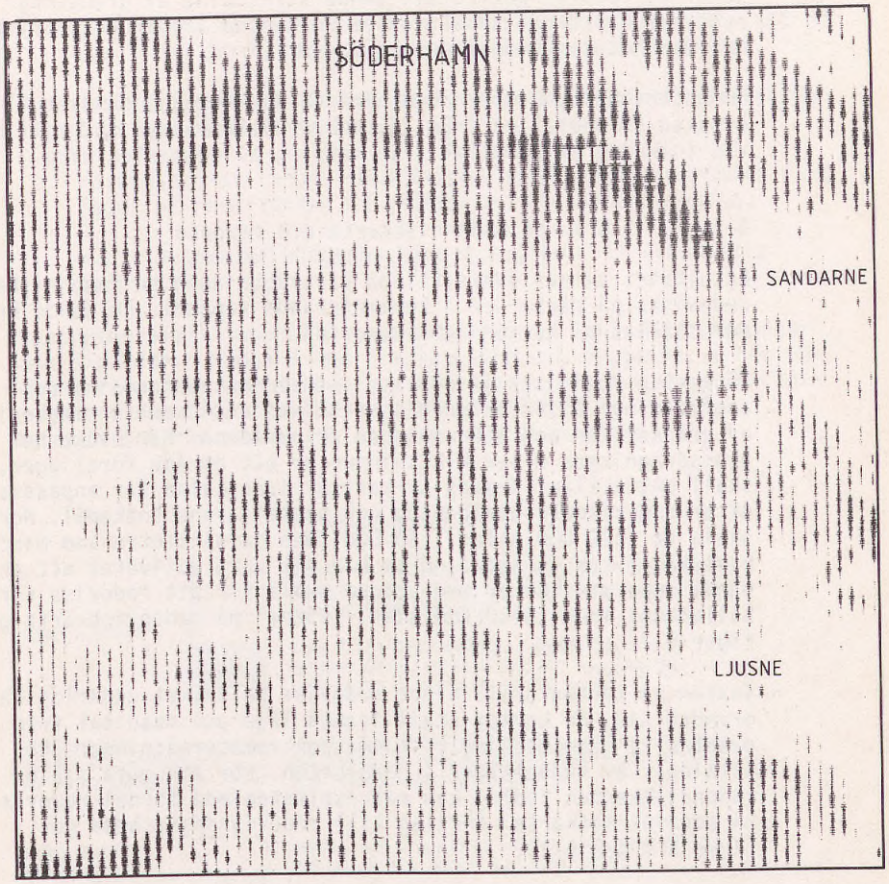
Finns det gammastrålningskartor från SGUs/SGABs flygmätningar ger dessa en så gott som heltäckande information om berggrundens och moränens halter av uran och radium. Dock måste man vid användningen av strålningskartorna tänka på att strålningen avskärmas till 50 % av ett 12 cm tjockt lager av jord eller 20 cm tjockt vattenlager. Därför är den uppmätta strålningen inte representativ för underliggande morän om denna 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 borrade brunnar inom dessa områden har förhöjda och ofta höga halter av radon.

Saknas strålningskartor får tolkningen och bedömningen av markradonhalterna 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 radium-

halt, 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 uranförhöjda graniten.



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

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 tillräckligt att man känner till att risk kan föreligga. Man kan därefter överlåta till kommande undersökningar inför detaljplanläggning eller bygglov att fastställa huruvida hög risk för markradon föreligger eller ej inom det aktuella området.

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 Tjernobyl måste hänsyn tas till detta vid tolkning av resultat från mätning av gammastrålning.

6.5 Krav på radonriskkarta och rapport

Resultatet av den översiktliga kartläggningen av radonrisken redovisas på karta och i kommenterande rapport. Följande krav bör ställas 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.

Texten på kartan skall klart redovisa på vilket underlag kartan grundar sig. Av kartan skall framgå läge och resultat från eventuella gammamätningar, gammaspektrometermätningar 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.

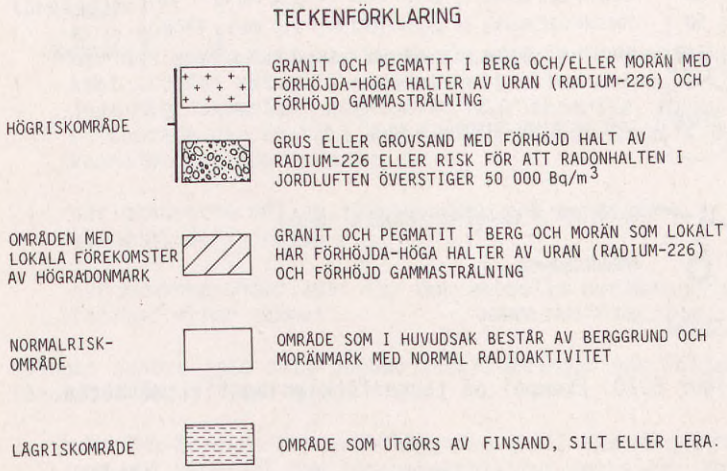
Av radonriskkartan bör också framgå förekomster, utbredning och radioaktivitet för berg- och jordarter med särskilt hög gammastrålning, > 30 μR/h (> 0.3 μSv/h). Detsamma gäller för berg- och jordarter med hög toriumhalt (> 400 Bq/kg Th-232). Detta för att förhindra att hus och anläggningar där människor 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:

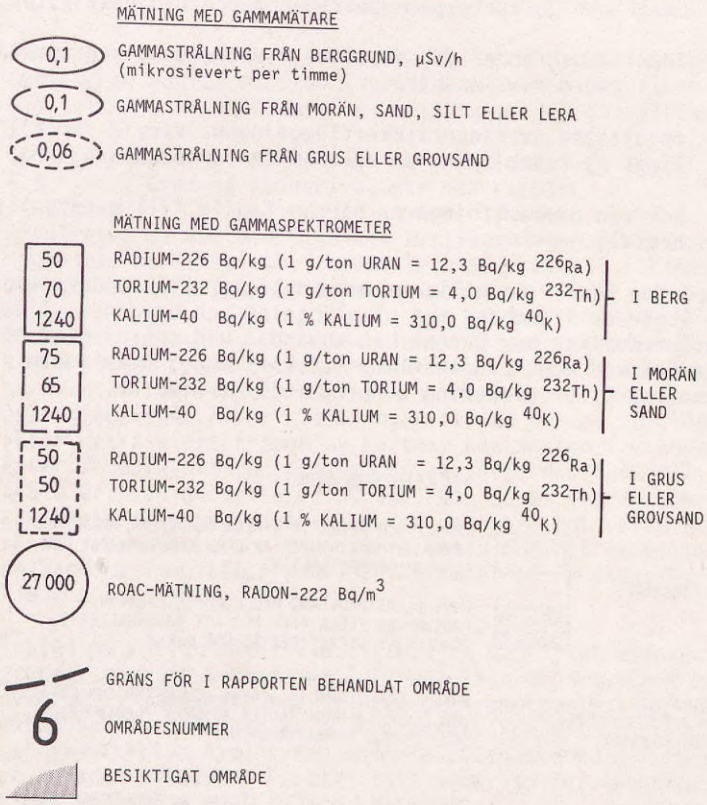
- vem som är uppdragsgivare,
- vem som gjort kartan,
- vilket underlagsmaterial som använts för kartan och underlagsmaterialets validitet,

- 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 gammamätningarna hänsyn tagits till eventuellt nedfall.

Rapporten skall innehålla rekommendationer till undersökningar och åtgärder i samband med planläggning och byggande. I den bör 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.



Figur 6.9 Exempel på teckenförklaring till radonriskkarta.



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 uppläggningen 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 bebyggts. 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 gränserna mellan lågradonmark och annan mark är ofullständigt definierade

- när kunskapsunderlaget för det aktuella området är bristfälligt eller saknas.

Således behövs inte detaljerade undersökningar när följande förutsättningar föreligger:

- när det är känt att grundläggning skall ske på jordarter som med säkerhet har 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 radioaktivitet, 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 undersökning att det aktuella området helt eller delvis ligger inom högriskområde, eventuellt högriskområde eller normalriskområde med lokal risk för högradonmark, 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 bebyggts. Så kan exempelvis området komma att bebyggas 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 de flesta kalkstenar) 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 först 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 bedöma radonsituationen för området samt behov och omfattning av ytterligare undersökningar t ex mätning av radonhalten i jordluften, eventuella geotekniska undersökningar och gammaspektrometermätningar.

Med anledning av att nedfallet från Tjernobyl 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). Är cesiumnedfallet större än ca 25 kBq/m^2 kan man inte använda sig av en gammamätare för att mäta strålningen från uran, torium och kalium eftersom denna "drunknar" i

strålningen från nedfallet. (Avser förhållandena 1990.) För att kunna skilja på strålningen från nedfallet och den naturliga strålningen måste man använda sig av mätningar med gammaspektrometer. Man kan också använda resultat från flygmätningar med gammaspektrometer eller från gammamätningar gjorts innan nedfallet. För förtätning av mätobservationerna behöver dessa mätdata kompletteras med nya mätningar med en handburen gammaspektrometer. Avser undersökningen ett mindre område kan hela undersökningen göras med gammaspektrometer. Man får ha klart för sig att en sådan undersökning tar betydligt längre tid än motsvarande undersökning i ett område som inte drabbats av nedfall.

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 eller bestämningar av radiumhalten i jord och berg.

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.

Metodiken 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 av berggrundens och jordlagrets gammastrålning.

Kontrollen 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.

Vid undersökningen utförs först en grov kartering av områdets jordarter och berggrund om en sådan inte tidigare gjorts t ex i samband med en geoteknisk undersökning. 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 under markytan 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 hällar inom området. Skulle sådana saknas kan man behöva uppsöka hällar 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, om detta inte tidigare utförts i samband med en geoteknisk undersökning.

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 uranmineraliserade bergarter, ökar naturligtvis radonrisken, åtminstone lokalt. Finns sådana uranrika bergarter i hällarna i området eller dess omgivning kan man anta att de även förekommer inom den jordtäckta delen av området.

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/m^3 (se även tabell 7.1). Marken utgör i detta fall normal- eller lågradonmark. För att avgöra vilket och avgränsningen mellan olika marktyper kan markradonmätningar behövas.

Skulle det 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 ofta en detaljerad undersökning. I en sådan ingår mätning av radonhalten i jordluften, samt mätning med gammaspektrometer.

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 bebyggts.

Mätningar av radonhalten i jordluften i ett tunt jordtäcke (mindre än en meter) som överlagrar berg är som regel meningslösa. Dels ger mätningen ett svårtolkat resultat och dels kommer jordlagret att med säkerhet bortschaktas vid markberedningen varför mätningarna inte ger svar på om det föreligger någon radonrisk.

Mätningar av radonhalten i jordluften 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 bebyggts 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.

Skulle det visa sig omöjligt att mäta jordluftens radonhalt, därför att grundvattennivån är hög, kan man istället ta prov på grundvattnet för radonanalys. Som redogjorts för i kapitel 2.7 bestäms radonhalten i det grundvatten som finns i porerna i jordlagret av radiumhalten i jorden, av emanationen och porositeten. Radonhalten är normalt så hög som den maximalt kan bli vid de förutsättningar som gäller för den aktuella platsen. Detta kan utnyttjas för att bestämma den maximala radonhalt som kan råda i jordluften efter en sänkning av grundvattenytan. För att undersöka radonhalten i grundvattnet tar man prov på vatten som just runnit fram i nygrävd eller urpumpad grop. Detta grundvatten har samma radonhalt som vattnet i den omgivande jordens porer. Man bör inte ta prov på vatten som stått i gropen eftersom radon kan ha avgått från vattnet eller stått där så länge att det radonet sönderfallit.

Grundvattenprovet bör fyllas på en glasflaska med gastätt lock så att radon inte kan avgå från vattnet. Man bör inte ta prov i plastflaskor eftersom radonet till stor del diffunderar ut genom plasten. Vattenprovet analyseras sedan i fält eller på laboratorium. Om det i analysmetoden ingår att analysen skall ske på radon som avluftats från provet bör detta göras på prov som håller ca 20^0 C eftersom radonavgången från provet vid avluftningen är starkt beroende av temperaturen.

Som framgår av de givna råden för mätning och provtagning är det sällan möjligt att mäta jordluftens radonhalt 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 radonmätningar 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 vid tveksamhet i laboratorium. Vattenmättnadsgrad är en funktion av både vattenkvot och packningsgrad men uttrycks förenklat som vattenkvot (vikts-%).

Det är även lämpligt att genom mätning med gammaspektrometer 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 ifrågavarande 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 bebyggts. En riktig tolkning förutsätter i sin tur att hela uppläggningen och genomförandet av undersökningen är väl genomtänkt (kapitelavsnitten 7.1. och 7.2.1).

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

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 är: mätdjup, markfuktighet, vind och andra klimatförhållanden, jordartens porositet och permeabilitet (se också kapitel 2 och 5).

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	silt	lera
hög	>50 000	>50 000	>60 000 [1]	>100 000 [2]
normal	10 000-50 000	10 000-50 000	20 000-60 000	40 000-100 000
låg	10 000	<10 000	<20 000	<60 000

[1 och 2] Radonhalterna i jordluften i finsilt kan bli upp emot 100 000 Bq/m^3 och i lera 120 000 Bq/m^3 utan att onormala förhållanden gäller. Ännu saknas underlag för att säkert klassa marken. Troligen kan man acceptera radonhalter upp till 100 000 Bq/m^3 i finsilt och 120 000 Bq/m^3 i lera utan att för den skull behöva klassa marken som högradonmark.

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 av radon 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 Bq/m^3 i en morän rik på alunskiffermaterial, vilken har en hög gammastrålning (t ex 0.3 μSv/h) och radiumhalt på 600 Bq/kg, föreligger fel i mätningen. Här borde radonhalten vara betydligt högre, minst 350 000 Bq/m^3.

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.

Det är 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.

Radonhalterna 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.

Vid sammanställning av uppmätta radonhalter, eller när man jämför resultat inom ett område, är det viktigt att vara uppmärksam på om mätningarna 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 förelegat och därför fått olika resultat. Dock går alla resultat att använda och jämföra med varandra, 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 gränsdragningar 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 gränsdragningen 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 luftvolymer 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 undersökningen,
- 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 mot radonet eller vidare undersökningar om behov föreligger,
- karta (kartor). Nedan beskrivs vad som skall redovisas och framgå av denna.

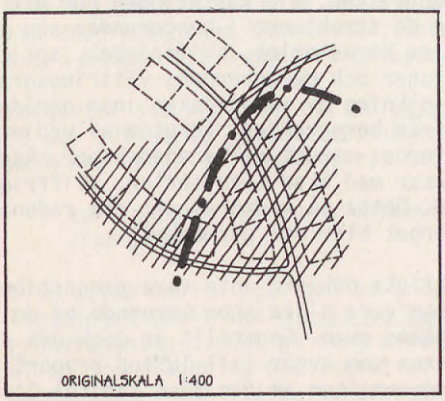
På kartan skall redovisas om och var marken utgörs av lågradon-, normalradon- eller högradonmark. Redovisningen skall ligga som grund för en rekommendation om vilka byggnadstekniska villkor som bör gälla inom olika delar av området. Det bör klart framgå vilka krav på, och behov av, åtgärder som gäller. 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: mätpunkternas läge, och använd metod (t ex ROAC-metoden, spår-

film, emanometer, scintillometer, gammaspektrometer) samt mätresultatet (dvs radonhalt, och/eller gammastrålning och/eller uran/radiumhalt). 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 jordarter 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, d v s behovet av radonsäkerhet (inklusive olika grad) eller radonskyddande utförande. I rapporten 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. T 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.



Område inom vilket byggnader bör vara källarlösa och ha ventilerad grund.

Område inom vilket avschaktning med mer än xx m ej bör tillåtas.

Figur 7.1 Exempel på redovisning för ett område med avseende på hur ett jordlagers 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 är det inte praktiskt möjligt att mäta radonavgången så väl att man får ett resultat som kan användas för att ange radonrisken. Det beror på att det är svårt går att få en tillräckligt tät anslutning av mätapparaturen mot bergytan. Därför måste risken för radon baseras på bestämningar/bedömningar av berggrundens halt av radium-226 och överslagsberäkningar 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 grov kartering av områdets bergarter om en sådan inte tidigare gjorts. Samtidigt med denna kartering görs en mätning av gammastrålningen över hällarna inom området. Om huslägena är bestämda, mät där. I områden där grundläggning skall ske på berg är jordtäcket som regel tunt (eller saknas helt) och är det enkelt att få ett tillräckligt antal observationspunkter för ett bra bedömningsunderlag.

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

Vid karteringen av berggrunden är det särskilt viktigt att bestämma nivån på radioaktiviteten och att undersöka hur strålningen varierar mellan eller inom olika bergarter. Förutom variationer i själva bergarten kan det t ex förekomma gångar eller sliror 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, skiffrighet, 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 hällytorna ökar med ökad kornstorlek, skiffrighet, sprickighet och vittring. Detta på grund av att den radonavgivande ytan ökar och berget blir mer permeabelt.

Radonavgången från en hällyta behöver inte vara proportionell mot radiumhalten, utan kan vara olika stor beroende på de bergartsstrukturer som nämns ovan. Generellt är dock den andel av de bildade radonatomerna som avgår till luften proportionellt 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 eller mycket 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 μR/h eller 0.08 μSv/h) kan undersökningen vanligen stanna här. När radioaktiviteten är så låg är också uran-(radium-)halten normalt så pass låg att den radonavgång som sker från berggrunden och överliggande lager av bortsprängt berg, inte kan orsaka radonproblem i hus[2]. 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 kvartsit och vissa gnejser),
- kalksten, (observera att undantag finns och att risk för radontransport genom sprickor i kalksten förkommer 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 μR/h (0.08 - 0.15 μSv/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 (gammastrålningen är normalt mellan 8 och 15 μR/h men undantag förekommer), är:

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

Ovan givna anvisningar gäller under förutsättning att grundläggningen skall ske direkt på berg med normal radiumhalt. Med grundläggning direkt på berg avses grundläggning med krypgrund eller grundläggning där lagret av eventuell fyllning + sprängbottensten + kapillärbrytande material under huset inte är

---

[2] Undantag från denna regel förekommer när strålningen enbart kommer från uran, d v s från bergarter med lågt innehåll av torium och kalium t ex kvartsit eller vissa typer av kalksten.

tjockare än 0.5 meter. Huset får ej heller stå i kontakt med större lager av fyllnadsmassor eller sprängsten så att jordluft kan transporteras från dessa till huset.

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 ligga kvar på en tillräckligt hög nivå för att ge upphov till förhöjda radonhalter i huset. Detta trots den luftomsättning som sker i lagret genom att luft från 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 µR/h) och radiumhalten är normal (ca 35 - 100 Bq/kg). För det komplicerade samspelet mellan radonhalter, luftvolym och luftomsättning i fyllning och i hus redogörs i kapitelavsnitt 7.3.2.

Om det är känt, eller möjligheten finns, att det från berget utsprängda materialet skall användas till fyllnadsmassorna under huset eller i anslutning till huset och att lagret av dessa 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 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 radiumhalt

Om undersökningen skulle visa att radioaktiviteten inom hela eller delar av området är förhöjd, (över 15 µR/h eller 0.15 µSv/h), bör man fastställa halten radium-226 genom gammaspektrometermätningar in situ på berget. När gammastrålningen är högre än 15 µR/h kan det finnas det risk för att radiumhalterna i berggrunden kan vara så höga att radonavgången från berget + fyllningen medför radonproblem i huset (om inte huset byggs radonsäkert). Detta även om massorna av fyllnadsmaterial och sprängsten under huset inte överstiger 0.5 meter i tjocklek.

Syftet med gammaspektrometermätningarna är att undersöka hur stor del av radioaktiviteten som är orsakad av uran (radium). Detta för att få underlag för 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 radiumhalt, över 100 Bq/kg, och vars radioaktivitet kan vara förhöjd är:

- uranrika graniter, 100 - 500 Bq/kg radium-226, 15 - 65 µR/h (0.15 - 0.65 µSv/h),

- alunskiffer, 125 - 4 300 Bq/kg radium-226, 15 - 250 µR/h (0.10 - 2.50 µSv/h),

- uranrika pegmatiter, 15 - 200 μR/h, fläckvis över 1 000 μR/h (0.15 - 2 μSv/h respektive 10 μSv/h),

- uranmineraliseringar, 200 μR/h till över 3 000 μR/h (2 μSv/h till över 30 μSv/h).

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

Om berggrunden, fyllnadsmassorna eller sprängsten består av bergarter med hög gammastrålning och förhöjd radiumhalt, är det nödvändigt att bestämma risken för radon och den grad av radonsäkert utförande som behövs för huset. Detta kan göras genom att beräkna hur hög den maximala radonhalten blir under huset och i sprängstenslagret. Genom beräkningarna kan krav ställas på byggnadsutförande, luftomsättning i huset och maximalt tillåten tilluftsmängd från sprängstenslagret. Detta med avseende på att radondotterhalten i huset inte skall bli högre än gränsvärdet för nybyggnad på 70 Bq/m^3. Hur beräkningarna utförs redovisas i kapitelavsnitt 7.3.3.

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

Byggs krypgrundshus med träbjälklag över hällytor där strålningen överstiger 50 μR/h, bör strålningen från berget avskärmas med ett lager av sand, grus eller makadam så att strålningen inomhus inte kommer att överstiga 50 μR/h. Om strålningen från bergytan överstiger 100 μR/h finns det risk för att gammastrålningen inomhus skall överstiga 50 μR/h i ett hus med betongbjälklag mot marken. Även i detta fall kan strålningen avskärmas genom att markytan täcks med ett lager av avskärmande material.

Bestämning av halten radium-226 kan ske direkt i fält genom mätning med gammaspektrometer på hällytor inom området (se mätmetodbeskrivning i kapitel 5). Mätningar direkt på platsen har den fördelen framför analyser på provtaget material att mätningen kan ske på en så stor volym material (ca 0.5 m^3) och att lokala inhomogeniteter i bergarten inte påverkar resultatet.

Ytterligare en fördel med spektrometermätningar i fält är att mätprogrammet kan anpassas efter lokala förhållanden eftersom resultatet är omedelbart tillgängligt. Man direkt får dessutom reda på 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 bebyggts.

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 grundat på resultatet av uppmätt radioaktivitet.

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

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

Om radioaktiviteten är normal eller 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. Även när blottningsgraden av hällar 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.

Förekommer det gångbergarter med förhöjd radioaktivitet inom området t ex pegmatitgångar, i en berggrund som för övrigt har låg till normal radioaktivitet och radiumhalt, måste hänsyn tas till detta vi bedömningen av den radonrisken. Finns det bara några enstaka, inte särskilt breda (mindre än ca 1 meter), gångar inom området avgår inte tillräckligt med radon för att orsaka radonproblem i ett hus som byggs på en sådan gång (om inte radiumhalten är hög). Om gångarna däremot förekommer mer frekvent och/eller är tillräckligt breda (2 - 10 meter) kan de utgöra en radonrisk.

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. Syftet med 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.

Vid beräkningarna av radonbidraget användes resultaten från de bestämningar av berggrundens, fyllningens och det kapillärbrytande materialets radiumhalter som utförts i samband med undersökningarna av byggnadsområdet.

Därvid tas också hänsyn till de berggrundsförhållanden som råder inom byggnadsområdet vad gäller vittringsgrad och sprickighet, 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 Radon i bostäder: Markens inverkan på radonhalt och gammastrålning inomhus. BFR rapport R9:1983 (Andersson, Clavensjö och Åkerblom, 1983).

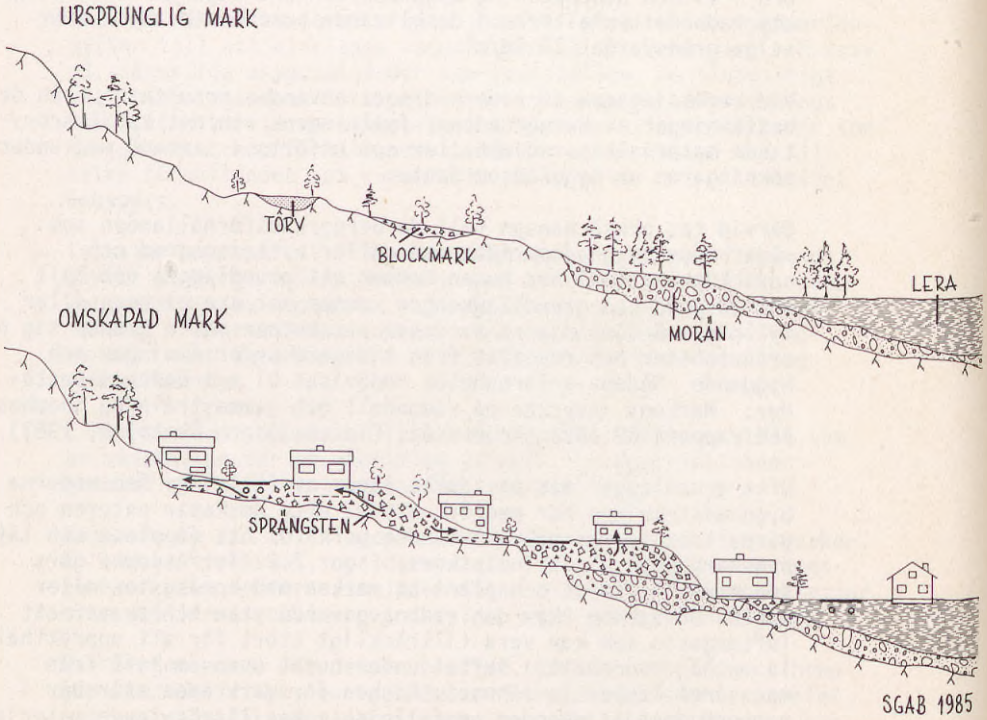
Ofta grundlägger man på tjocka lager av fyllning. Den moderna byggnadstekniken har medfört att vi ofta omskapar naturen och gärna t ex terrasserar sluttande mark för att få plana och lätt byggbara ytor. Se principskiss, figur 7.2. Terrasserna görs genom att fylla ut och plana ut marken med sprängsten eller morän. Därigenom ökar den radonavgivande ytan och skapar ett luftmagasin som kan vara tillräckligt stort för att upprätthålla en hög radonhalt i luften under huset även om luft från magasinet läcker in i huset. Risken för markradon står här i proportion till mängden av fyllning + kapillärbrytande material och radiumhalten i dessa.

7.3.3 Formler och modeller för beräkningar av radonhalter under och i hus

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 måste 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, radonhalter i fyllnadsmaterialet under huset och radondotterhalter i huset.

Att mäta radonexhalationen från bergytor är mycket omständligt eftersom det är svårt 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. Eftersom uppgifter saknas får bedömningarna av radonavgången från kala bergytor grundas på resultat från mätningar av radonexhalationen från betongytor. Ett rimligt antagande är att exhalationen från bergytor är ca två gånger större än från betongytor med samma halt av radium-226. Den större exhalationen från hällytor beror på att berget i ytlagret är vittrat och uppsprucket varigenom den radonavgivande ytan är större och berget mer permeabelt än betongen.



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.

Enligt mätningar som utförts vid statens provningsanstalt är radonexhalationen från en vägg av betong med granitmakadam ca 16 Bq $m^{-2}h^{-1}$ vid en halt av 60 Bq kg^{-1} radium-226 i betongen (Pettersson, 1982). Denna exhalation motsvarar 0.27 Bq $m^{-2}h^{-1}$ per Bq kg^{-1}. För att kalkylera radonavgången från hällytor av granit multipliceras detta värde i normalfallet med en faktor 2. Utgående från radonexhalationen från granit kan även ex-

halationen 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, skiffrighet) mineralogiska egenskaper (t ex förekomst av separata uranmineral, mineralkornens sammanväxningsform, mikrosprickor, gitteruppbyggnad) och radiumhalt.

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

Exhalationen, E (Bq $m^{-2}h^{-1}$) =

= (uppmätt halt av ^{226}Ra i Bq kg^{-1}) · (faktorn 2 · 0.27) (7.1)

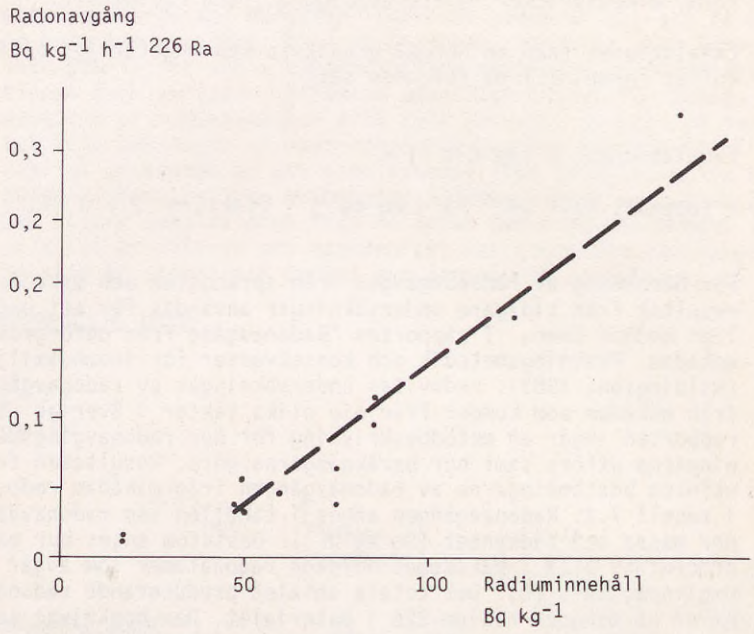
För beräkning av radonavgången från sprängsten och makadam kan resultat från tidigare undersökningar användas för att ungefärligt bedöma denna. I rapporten "Radonavgång från naturgrus och makadam. Provningsmetodik och konsekvenser för inomhusmiljö" (Hildingson, 1983), redovisas undersökningar av radonavgången 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 (Bq $kg^{-1}h^{-1}$). 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, SP-RAPP 1983:28).

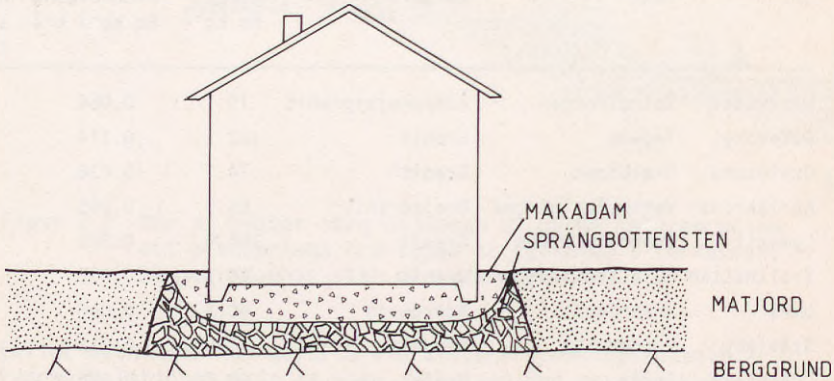
Ort	Täkt	Bergart	^{226}Ra Bq kg^{-1}	Radonavgång Bq kg^{-1} h^{-1}	Radonavgång i % av allt bildat radon
Ulriksdal	Solnakrossen	Ådergnejs+granit	75.1	0.064	11
Göteborg	Tagene	Granit	122.1	0.174	19
Oxelösund	Oxelösund	Granit	74.7	0.036	7
Karlskrona	Verkö,Karlskrona	Gnejsgranit	85.5	0.095	15
Lysekil	Scanraff,Sjöbol	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

Sambandet mellan radiumhalt och radonavgång redovisas för makadamproverna i figur 7.3. Generellt är den andel av de bildade radonatomerna som avgår till luften proportionellt större ju högre radiumhalten är (se även kapitel 2).

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.



Figur 7.3 Radonavgången från makadamprov som funktion av radiuminnehållet.



Figur 7.4 Schematisk skiss som visar hus grundlagt på berg.

För beräkning av radonexhalationen, radonhalten i lagret av fyllning under och kring en byggnad samt av radonhalten i byggnaden används följande formler.

Den maximala radonhalten vid luftomsättningen 0 oms/h i porluften i lagret av kappillärbrytande material och fyllning under huset, C_{max}, är lika med summan av radontillskotten från de två lagren och berget, formel 7.2:

$$C_{max} = C_{max}(\text{berggrund}) + C_{max}(\text{sprängbottensten}) + C_{max}(\text{makadam}) \quad (7.2)$$

För beräkning av radonhalten i en volym på grund av exhalation från en yta används formel 7.3:

$$C_m = \frac{1}{\lambda + n} \cdot \frac{E \cdot F}{V} \quad (7.3)$$

C_m = radonhalten i volymen vid luftomsättningen n oms/h (Bq/m^3)
n = luftomsättningen i volymen (oms h^{-1})
= sönderfallskonstanten för radon, $7.55 \cdot 10^{-3}$ (h^{-1})
E = exhalationen (radonavgången) (Bq m^{-2}h^{-1})
F = radonavgivande yta (m^2)
V = volymen (m^3)

Transporten till och från ytan sker med diffusion. Ytan från vilken radonet avgår kan vara ytan på ett byggnadsmaterial, markytan, berggrundsytan eller en vattenyta.

För beräkning av ventilationens effekt på radonhalten i en volym luft används formel 7.4:

$$C_m = \frac{\lambda}{\lambda + n} \cdot C_{max} \quad (7.4)$$

C_m = radonhalten i volymen vid luftomsättningen n oms/h (Bq/m^3)
n = luftomsättningen i volymen (oms h^{-1})
λ = sönderfallskonstanten för radon, $7.55 \cdot 10^{-3}$ (h^{-1})
C_{max} = den maximala radonhalten i volymen vid luftomsättningen 0 oms/h (Bq/m^3)

Formeln är tillämpbar på alla volymer som är fyllda med luft, t ex porer i jordarter och sprängstenslager samt luftvolymen i ett rum eller i ett hus.

För beräkning av radonhalten i porluften i ett lager under huset (C_{max}) på grund av radonavgången från berggrundsytan används formel 7.5:

$$C_{max} = \frac{1}{\lambda + n} \cdot \frac{E \cdot F}{V_{tot} \cdot p} \qquad (7.5)$$

E = exhalationen (radonavgången) (Bq m^{-2} h^{-1})
F = radonavgivande yta (m^2)
V_{tot} = total volym på sprängbottensten + makadam under huset (m^3)
= sönderfallskonstant för radon-222, $7.55 \cdot 10^{-3}$ (h^{-1})
n = luftomsättning i luftvolymen under huset (oms h^{-1})
p = porositet (%)

För beräkning av den maximala radonhalten i porluften i ett lager under huset (C_{max}), som kan orsakas av radonavgången från ett eller flera lager av löst material vid luftomsättningen 0 oms/h används formel 7.6:

$$C_{max} = \frac{B \cdot \delta \cdot (1 - p) \cdot V \cdot e}{V_{tot} \cdot p} \qquad (7.6)$$

B = aktivitet i det radonavgivande lagret (Bq kg^{-1})
δ = 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} = total volym på lager under huset, t ex volymen på sprängbottensten + makadam i kappillärbrytande lager under huset (m^3)

Radonhalten i ett hus till följd av inläckande radonhaltig jordluft beräknas enligt följande formel 7.7:

$$C_{hus} = \frac{C_t \cdot L}{V_{hus} \cdot (\ell + \lambda)} \qquad (7.7)$$

C_{hus} = radonhalt i huset (Bq m^{-3})
C_t = radonhalt i luftvolymen under huset (Bq m^{-3})
L = mängd till huset inläckande jordluft (m^3 h^{-1})
ℓ = luftomsättning i huset (oms h^{-1})
λ = sönderfallskonstant för radon-222 (h^{-1}), $7.55 \cdot 10^{-3}$ (h^{-1})
V_{hus} = husets inre volym (m^3)

Radonhalten i luften i ett lager av jord eller sprängsten i förhållande till den teoretiska maximala radonhalten i samma lager beror på luftomsättningen i lagret enligt formel 7.4.

En kombination av formlerna 7.4 och 7.7 ger följande uttryck för radonhalten i huset C_{hus}, formel 7.8. (OBS. Denna formel är inte helt allmängiltig. När $C_t \approx C_{max}$ är formeln inte längre användbar. Detta värde nås när volymen på fyllningen är ca 500 m^3):

$$C_{hus} = \frac{C_{max} \cdot \lambda}{V_{hus} \cdot (\ell + \lambda)} \cdot \frac{L}{\lambda + \dfrac{L}{V_{fyll} \cdot p}} \qquad (7.8)$$

C_{hus} = radonhalten i huset (Bq/m^3)
V_{fyll} = total volym för lagren av dräneringsmaterial och fyllning under huset (m^3)

Dessa formler kan användas för att beräkna radonavgång, radonhalter i luft och effekter av radontransport på radonhalten i byggnader och anläggningar. Med undantag för formel 7.1 kan formlerna även användas för beräkning av toronhalter (radon-220). Sönderfallskonstanten för ^{220}Rn är 45.4 (h^{-1}).

Beräkningsexempel för radontillförsel från berggrund och fyllning till hus

I det beräkningsexempel, som redovisas här, har förutsatts att ett hus är grundlagt på berg och att mellan huset och berget ligger ett kapillärbrytande lager av makadam samt ett lager av sprängbottensten (figur 7.4). 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. 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.

Radonproduktionen sker i berget samt i 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 enligt 7.2.

Det maximala radontillskottet från berggrunden, när luftomsättningen i luftvolymen under huset är noll, kan beräknas enligt formel 7.5. Det maximala tillskottet från lagren av sprängbottensten och makadam följer formel 7.6. Formel 7.8 används för att beräkna radonhalten inomhus vid olika stora inläckage av jordluft.

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

berggrund		sprängbottensten		makadam	
E	= 20	B	= 30	B	= 120
F	= 100	δ	= 2 700	δ	= 2 700
n	= 0	p	= 0.4	p	= 0.4
		V	= 20	V	= 30
	= 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) = 4 860 Bq/m^3
C_{max} (makadam) = 58 320 Bq/m^3

maximal radonhalt i porluften under huset 76 425 Bq/m^3

Med C_{max}= 76 000 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 m^3 och storleken på lagret av sprängbottensten + makadam under huset är 50 m^3
(100 m^2 x 0.5 m). 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 (C_{hus}) utifrån mängd inläckande de markluft (L). Den maximala radonhalten i lagret C_{max} vid luftomsättningen ℓ = 0 oms/h är 76 000 Bq/m^3 och husets inre volym 240 m^3.

L (m^{3}h^{-1})	C_{hus} (Bq m^{-3}) ℓ = 0.5	ℓ = 0.3
0.1	37	62
0.25	59	97
0.5	72	119
1.0	81	134
1.5	85	140
2.0	87	144
10.0	92	152
100.0	94	154

Man kan av tabell 7.3 se att radonhalten inomhus inte kan överstiga 100 Bq/m^3 vid 0.5 omsättningar per timme (160 Bq/m^3 vid 0.3 oms/h^{-1}) 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 berggrundsytan + sprängstenslagret + ett 0.3 meter tjockt lager av makadam under husets bottenplatta bli ca 24 250 Bq/m^3 om luften i lagret är stillastående (0 oms/h). Radiumhalten och radonavgången från berget, sprängstenen och makadammet är de samma som i föregående exempel. Volymen på det under huset befintliga lagret av sprängsten och makadam är i detta fall 430 m^3 (400 m^3 sprängsten och 30 m^3 makadam). Med en porositet av 40 % i detta lager blir den under huset "tillgängliga" luftvolymen 172 m^3.

Med formel 7.8 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 m^2 bottenyta, 240 m^3 inre volym och en luftomsättning (ℓ) av 0.5 respektive 0.3 oms/h. Total volym på sprängstenslagret + makadamlagret är 430 m^3. Maximal radonhalt i porluften under huset vid 0 omsättningar per timme är 24 250 Bq/m^3.

L (m^{3}h^{-1})	C_{hus} (Bq m^{-3}) ℓ = 0.5	ℓ = 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 m^3/h markluft blir i storleksordningen 30 - 100 Bq/m^3 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/m^3 lägre inomhus om makadamlagrets tjocklek är 0.2 meter istället 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 troligt 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 berggrundsyta 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, skiffrighet, 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, gammaspektrometer) 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 μR/h (0.3 μSv/h) bör 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 μR/h (0.5 μSv/h), vilket är rekommenderat gränsvärde för högsta tillåtna gammastrålning i ett nybyggt hus.

8 SAMMANFATTANDE RÅD FÖR MARKRADONUNDERSÖKNINGAR

Med denna handbok för markradonundersökningar har vi författare 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 bebyggts. 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.
- Översiktlig undersökning för detaljplanering.
- 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 <u>översiktsplaneringen</u> 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:

- Eventuella extra kostnader för skydd mot markradon?

- Vilka områden utgör lågriskområden där skyddsåtgärder inte behövs?

- Finns det högriskområden som bör och kan undvikas vid bebyggelse eller kräver stora extra kostnader för radonskydd?

- 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 <u>översiktliga radonundersökningar</u> t ex för 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 orienterade markradonmätningar kan vara motiverade.

Översiktliga undersökningar för <u>detaljplanering</u> utförs när exploateringen är förestående, men innan byggnadernas utformning och lägen är fastlåsta. Alternativt kan bebyggelsetyp vara bestämd men ej husens exakta lägen.

Avsikten med en översiktlig radonundersökning inför detaljplanering 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 <u>detaljundersökningen</u> utförs för att man skall kunna bestämma markradonförhållandet för varje enskild byggnad när man vet dess läge. Avsikten är att bestämma grundläggningssätt och byggnadskonstruktion för att byggnaden skall få tillräckligt skydd mot markradon så att radondotterhalten blir lägre än 70 Bq/m^3 (gränsvärde för högsta tillåtna radondotterhalt i nybyggnad). Detaljundersökningar behövs när man med tänkt byggnadskonstruktion kan riskera att radondotterhalterna inomhus, efter att huset byggts, kommer att överstiga 70 Bq/m^3 eller där andra undersökningar saknas eller är ofullständiga. Alternativet är att bygga med radonsäker byggnadskonstruktion.

Med riktiga besked om markradonförhållandena och efter behovet vidtagna skyddsåtgärder blir radondotterhalterna i nya byggnader lägre än 70 Bq/m^3. Erfarenheterna hittills visar att radondotterhalten i genomsnitt blir ca 25 Bq/m^3.

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 bestämningar av jord- och/eller bergarters radiumhalt samt var sådana mätningar skall göras. Mätningarna kan sällan göras i

ett rutnätssystem utan måste läggas upp med hänsyn tagen till jord- och bergartsförhållandena samt resultat av gammastrålningsmätningarna.

En sammanfattning av behov och tillvägagång vid undersökningar av markradon inför planering och nybyggnad ges i tabell 8.1.

Tabell 8.1 Markradon. Undersökningsbehov vid översiktlig undersökning för detaljplanering och nybyggnad

Undersökningsnivå	Översiktsplan	Detaljplanering eller bygglovsprövning	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 till tabell 8.1

1) Radonupplysningar kan man få genom att studera:

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

2) Gammaspektrometermätning görs när gammastrålningsmätningen visar på högre värden än normalt.

3) I jordartsbestämningen ingår att bedöma porositet, vattenhalt och grundvattennivån. (Undersökningar av 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 långtidsdetektorer utförs med 4 - 6 mätningar/hektar om så anses behövligt. Dessa mätningar kan eventuellt kompletteras med momentana - mätningar eller ersättas av upprepade sådana.

5) Där marken inte entydigt kan bedömas medföra låg radonrisk och översiktliga mätningar saknas, görs minst 2 mätningar per hus med långtidsmätning eller upprepade momentana mätningar. 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 vindstyrka. Genomförandet av mätningen kan påverka resultatet).

- Jordlagerföljden (varierar även inom samma geologiska formation).

- Grundvattennivån och jordens vattenkvot (varierar med årstiden).

Inför <u>grundläggning på berg</u> 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 bebyggts. Därför måste ett fastställande av radonrisken indirekt baseras på bestämningar av berggrundens halt av radium-226 och beräkningar av radonavgången från berget vid olika grundläggningssituationer. 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 mätvärden som övriga förhållanden vägas in och här kommer undersökningsförrättarens kunnighet 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.

<u>Rekommendationer för mätning av markradon:</u>

- 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 radonmätningen kompletteras med gammastrålningsmätning och helst med 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 kartor 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 jordluftens radonhalt samt var och när 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 för skydd mot markradon eller vidare undersökningar,

- hur hänsyn tagits till eventuellt radioaktivt nedfall vid mätningen av gammastrålningen.

Nedfallet från Tjernobyl har givit upphov till förhöjd gammastrålning över stora delar av landet. Vid gammamätningar måste hänsyn tas till detta 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 därmed 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 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.

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.

Arbetarskyddsstyrelsen, 1986: Bergarbete. Arbetarskyddsstyrelsens författningssamling, AFS 1986:17. ISBN 91-7930-018-9

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 Califonia. Journal of Geophysical Research. Volume 85, no B6, pp. 3100-3106.

Boverket, 1988: Nybyggnadsregler. Boverkets nybyggnadsregler (föreskrifter och allmänna råd). Boverket BFS 1988:18

Boverket, Socialstyrelsen, Statens strålskyddsinstitut, 1989: Radon - Information till kommuner m fl om bestämmelser och ansvarsfördelning. Boverket Dnr 604-1774/89.

Boverket, under utgivning: Joniserande strålning i byggnader - Hälsorisker och åtgärder vid planläggning och byggnad.

Boverket, Byggforskningsrådet, Socialstyrelsen och Statens strålskyddsinstitut, 1990: Åtgärder mot radon i bostäder. Broschyr. Byggforskningsrådet G:14 1990.

Cancerkommitten, 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.

Clavensjö B och Åkerblom G, 1990: Radon i bostäder - Åtgärder i befintliga hus och vid nybyggnad. Statens råd för byggnadsforskning. T..:90 (utkommer under 1990).

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. Provningsmetodik 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.

Kulich J, Möre H, Swedjemark G A, 1988: Radon och radium i hushållsvatten. Statens strålskyddsinstitut, SSI-rapport 88-11. ISSN 0282-4434.

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

Lindmark A och Rosén B, 1984: Radon i jord. Exhalation - vatten - kvot, 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, Buren 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 Protecting. 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.

Plan- och bygglagen (PBL). SFS 1987:246.

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.

Rosén B och Åkerblom G, 1989: Markradon. Riktlinjer för markradonundersökningar. Statens råd för byggnadsforskning T20:1989. ISBN 91-540-5109-6.

Socialstyrelsen, 1984: Radon i grundvatten. Meddelandeblad nr 28/84.

Socialstyrelsen 1988: Kommunerna och radonfrågan. I rapportserien Socialstyrelsen redovisar nr 1988:3. ISBN 91-38-11007-5.

Socialstyrelsen, 1990: RADON. Radon och hälsoskydd. Allmänna råd från Socialstyrelsen 1990:5. ISBN 91-38-11142-X.

Statens planverk, 1981: Strålning i byggnader. Rapport 54, 1981.

Statens planverk, 1982: RADON - planläggning, byggnadslov och skyddsåtgärder. Rapport 59, 1982.

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.

Svenska Kommunförbundet, 1988: Byggnadsnämndens ansvar för grundförhållanden i samband med planläggning och bygglovgivning. Fukt, radon och skredrisker. Svenska kommunförbundet cirkulär 1988:42.

Sveriges geologiska undersökning (SGU), 1985: Kartkatalog 1990/91.

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.

Tell W och Clavensjö B, 1989: Byggvaror och metoder för att minska radondotterhalten. Byggvarunytt nr 4, 1989.

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 Undersökelse, 1987, pp.96-106. ISBN:82-7385-029-3 och ISSN:0801-5961.

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.

Aktivt kol, högporöst kol med förmåga att adsorbera ämnen ur luft eller vatten. Den sk ROAC-metoden som används för markradonmätning bygger på att aktivt 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/m^3 används för aktivitetskoncentrationen i luft (t ex radon i jordluft och radondotterhalt i bostäder),
- Bq/l används för aktivitetskoncentrationen i vätskor (t ex radon i vatten),
- Bq/kg används för aktivitetskoncentrationen i fast material (t ex radium i bergarter),
- kBq/m^3 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 lerskiffrar 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 (lättbetong), är ett byggnadsmaterial som framställdes av bränd kalk och bränd alunskiffer. Den senare ger gasbetongen en blågrå färg. Den generellt förhöjda uran- och radiumhalten i "blåbetongen" varierar beroende på var i landet tillverkningen har skett. Blåbetong tillverkades i Sverige åren 1929 - 1975. Blåbetong

har uppskattningsvis i större eller mindre utsträckning använts som byggnadsmaterial i 300 000 svenska hus.

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 μR/h motsvarar en stråldos av 0.052 mSv/år (inomhus), d v s 1 mSv/år motsvarar ca 20 μR/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, instrument för momentan mätning av för radon. Vid mätning med emanometer pumpas eller sugs luft in i eller i genom en mätkammare. Vid en emanometermetod pumpas luft in i en behållare med silveraktiverad zinksulfid på insidan av väggarna. När denna beläggning träffas av de alfapartiklar som avges vid radonets och radondöttrarnas sönderfall omvandlas den absorberade strålningsenergin till ljusblixtar, sk scintillationer. Dessa förstärks i ett fotomultiplikatorrör och omvandlas 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 (μR/h), bl a vid mätning av gammastrålning i bostäder och naturlig gammastrålning utomhus. Genomsnittlig gammastrålning över markytan i Sverige är 8 μR/h. I blåbetonghus ligger gammastrålningen oftast inom intervallet 30 - 100 μR/h. Sedan 1986 tillämpas den nya enheten "miljödosekvivalent" som anges i Sv/h. 1 μR/h = 0.01 μSv/h.

Gammalog, en särskild typ av gammamätare som sänks ner för att mäta i borrhål.

Gammamätare, instrument som mäter gammastrålning t ex scintillometer och GM-instrument.

Gammaspektrometer, ett mätinstrument som förmår att skilja på strålning från olika radioaktiva ämnen. Gammaspektrometern är liksom scintillometern uppbyggd kring en kristall av natriumjodid eller germanium-litium. Spektrometern är 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 bestämma från vilka nuklider strålningen kommer och efter kalibrering av spektrometern beräkna halterna av dessa nuklider.

Gammastrålning, elektromagnetisk strålning med hög energi och kort våglängd. Gammastrålning avges från atomkärnan när vissa radioaktiva ämnen sönderfaller. Gammastrålning har i allmänhet stor genomträngningsförmåga och lång räckvidd. I luft kan gammastrålningen nå ett par hundra meter eller i sten eller betong ca en halv meter. 12 cm jord minskar gammastrålningen med ca 50 %.

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. Enligt Svensk byggnorm skall byggnadsmaterial ha lägre gammaindex än < 1.0 (SBN 1980 31:143). Gammaindex avser här indexet för det färdiga materialet. Delmaterial som utgör en mindre del av det färdiga materialet får således ha högre gammaindex. I Nybyggnadsregler (BFS 1988:18) finns inga bestämmelser om gammaindex.

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 förförstärkare och slutresultatet blir en

spänningspuls vars amplitud är proportionell mot den infallande alfapartikelns energi.

Isotop, Atomer som har samma atomnummer och antal protoner men olika antal neutroner kallas isotoper. 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 skillnader i temperatur mellan olika lägen.

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 μR/h. I luften på 10 000 meters höjd är den 20 - 25 μR/h.

Luftomsättning eller luftväxling, beteckning för 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. Enheten miljödosekvivalent används vid mätning av gammastrålning och anges i μSv/h, mSv/h eller Sv/h och ersätter μR/h (exposition). 1 μR/h = 0.01 μSv/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

koncentrationer av sällsynta mineral och grundämnen. Halten av kalium är oftast högre än i andra bergarter. Pegmatiter har ofta förhöjda halter och ibland höga halter av uran och torium.

Permeabilitet, genomsläpplighet eller genomtränglighet i ett poröst material för 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 svårlöslig vid normala förhållanden och blir kvar i en jordart även om uranet delvis bortlakats. Därför kan man alltid utgå från att ojämvikt råder mellan uran och dess dotternuklider i jordarter. Även i bergarter urlakas uran, men ojämvikten mellan uran-238 och radium-226 är i svenska bergarter 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 atomen 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 sönderfallsserien från torium-232 bildas gasen radon-220 (toron).

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

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

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

där C_{Ra} är koncentrationen av radium-226 uttryckt i Bq/kg av materialet. Radiumindex avser här indexet för det färdiga materialet. Enligt Svensk byggnorm skall byggnadsmaterial ha lägre radiumindex än < 1.0 (SBN 1980 31:143). Delmaterial som utgör en mindre del av det färdiga materialet får således ha högre radiumindex. I Nybyggnadsregler (BFS 1988:18) finns inga bestämmelser om radiumindex.

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/m^3). 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, sk scintillationer. Dessa förstärks i ett fotomultiplikatorrör och 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 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 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 karaktäriseras av att detta normalt inte bildar kemiska föreningar, vilket beror på att gasen har stabila, fyllda elektronhöljen.

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 Gy = 1 J/kg. Tidigare användes enheten rad (1 rad = 0.01 J/kg).

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).

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 rem = 0.01 J/kg).

Exposition, förmågan hos gamma- och röntgenstrålning att joniserа 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 röntgen per timme (R/h). Fortfarande används ofta enheten mikroröntgen per timme (μR/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 R = 0.01 Gy.

Mikroröntgen per timme (μR/h), 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, d v s oberoende av om bestrålning har skett med alfa-, beta- eller gammastrålning. Miljödosekvivalent anges i μSv/h, mSv/h eller Sv/h. μSv/h ersätter μR/h (exposition). 1 μR/h = 0.01 μSv/h.

Sievert, enheten för dosekvivalent (se dosekvivalent).

Stråldos, se absorberad dos.

Sönderfallskonstant, för ^{222}Rn (radon), $7.55 \cdot 10^{-3}$ (h^{-1})
för ^{220}Rn (toron), 45.0 (h^{-1})

Denna rapport hänför sig till forskningsanslag 850512-8 och 900212-5
från Statens råd för byggnadsforskning till Sveriges
Geologiska AB, Luleå.

Art.nr: 6708085

Abonnemangsgrupp:
X. Samhällsplanering

R85:1988, reviderad utgåva 1990

ISBN 91-540-4937-7

Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm

Distribution:
Svensk Byggtjänst,
171 88 Solna

Cirkapris: 70 kr exkl moms