

Sundhedsstyrelsen

1987

Naturlig stråling i danske boliger

SIS

STATENS INSTITUT
FOR STRÅLEHYGIEJNE

RISØ

Helsefysikafdelingen

Naturlig stråling i danske boliger

Sundhedsstyrelsen

Statens Institut for Strålehygiejne
Frederikssundsvej 378
2700 Brønshøj



trykt på genbrugspapir

In 02-536

ISBN 87-503-6977-6

SCANTRYK, KØBENHAVN

Oplag 500 expl.

Pris kr. 90,- inkl. 22 % moms

FORORD

Den naturlige stråling fra radon og radondatterprodukter, som befolkningen udsættes for i boligen, har de sidste 10 år påkaldt sig en stadig stigende opmærksomhed fra sundhedsmyndighederne i mange lande verden over. På baggrund af resultaterne fra et begrænset antal målinger udarbejdede Sundhedsstyrelsen, Statens Institut for Strålehygiejne (SIS), i 1983 et oplæg til en landsdækkende undersøgelse af naturlig stråling i danske boliger. I 1985 bevilligede Miljøministeriet 400.000 kr. til støtte for gennemførelsen. I denne rapport redegøres der for resultaterne af undersøgelsen.

Undersøgelsen er gennemført af Statens Institut for Strålehygiejne, Sundhedsstyrelsen, og Helsefysikafdelingen, Forskningscenter Risø, i fællesskab under ledelse af en styregruppe med følgende sammensætning:

Cand.scient.	Kaare Ulbak, SIS, (formand)
Cand.scient.	Bjarne Stenum, SIS
Laborant	Otto Klinder, SIS
Ingeniør	Arne Sørensen, Risø
Civilingeniør	Benny Majborn, Risø
Ingeniør	Lars Bøtter-Jensen, Risø
Civilingeniør	Sven P. Nielsen, Risø

Laborant Lis Sørensen og laboratorietekniker Henrik Hougård Pedersen har assisteret ved gennemførelsen af målingerne på Forskningscenter Risø. Rapporten er renskrevet af overassistent Ingrid Qvisgaard og tegningerne er udført af teknisk assistent Anne Ditzel.

Sundhedsstyrelsen vil gerne rette en tak til beboerne i de ca. 500 boliger, som velvilligt har stillet deres bolig til rådighed for undersøgelsen.

Sundhedsstyrelsen, oktober 1987

Søren K. Sørensen/ Kaare Ulbak

INDHOLDSFORTEGNELSE

Side

1.	INDLEDNING	7
1.1	Baggrundsstråling	7
1.2	Radon	8
1.3	Gammastråling	11
1.4	Effektivt dosisækvivalent	12
1.5	Oplæg til landsdækkende undersøgelse af naturlig stråling i danske boliger	12
2.	ANVENDTE MALEMETODER	15
2.1	Valg af detektortyper	15
2.2	Dosimeter design	15
2.3	Måling af radon	16
2.4	Måling af gammastråling	20
3.	MALEPROGRAM	23
3.1	Antal boliger og måleperioder	23
3.2	Udvælgelse af boliger	24
4.	UNDERSØGTE BOLIGER	26
4.1	Udvælgelse af boliger og forløbet af målingerne	26
4.2	Sammensætningen af boliger med brugba- re måleresultater	28
5.	RESULTATER OG ANALYSE AF RADONMÅLINGERNE ...	34
5.1	Behandling af måleresultaterne	34
5.2	Enfamiliehuse	35
5.3	Boliger i flerfamiliehuse	52
5.4	Beregning af årsmiddelværdier og lands- gennemsnit	53
6.	RESULTATER OG ANALYSE AF GAMMAMÅLINGERNE ...	66
6.1	Behandling af måleresultaterne	66
6.2	Enfamiliehuse	68
6.3	Boliger i flerfamiliehuse	70

6.4	Beregning af landsgennemsnit	70
6.5	Sammenhæng mellem resultaterne af radon- og gammamålingerne	72
7.	BEREGNING AF EKSPONERING OG STRÅLINGSDOSIS .	74
7.1	Eksponeringsmodel og opholdsfaktorer...	74
7.2	Radoneksponering	75
7.3	Beregning af strålingsdosis	79
7.4	Sammenligning med andre strålingskilder	82
7.5	Risikovurdering	86
8.	SAMMENLIGNING MED ANDRE LANDE	88
8.1	Radonmålinger	88
8.2	Gammamålinger	90
8.3	Grænseværdier og anbefalinger	90
9.	SAMMENFATTENDE BEMÆRKNINGER OG KONKLUSIONER	94
9.1	Radon	94
9.2	Gammapråling	95
9.3	Strålingsdoser	96
	REFERENCER	97
	BILAG.....	105
	Bilag 1. Introduktionsbrev + folder	105
	Bilag 2. Spørgeskema	110
	Bilag 3. Anvendt statistik	112
	Bilag 4. Summary in English	120

1. INDLEDNING

1.1 Baggrundsstråling

Baggrundsstråling er fællesbetegnelsen for den ikke-menneskeskabte naturlige ioniserende stråling, som jordens befolkning altid har været udsat for.

Naturlig stråling kan inddeles i tre typer:

- kosmisk stråling fra solen og det ydre rum. Strålingen varierer med højden over havet.
- stråling fra radioaktive stoffer dannet i atmosfæren ved vekselvirkning med den kosmiske stråling (hovedsagelig kulstof-14 og tritium) og
- stråling fra radioaktive stoffer, som har været tilstede i jordskorpen siden dennes dannelse (hovedsagelig kalium-40 og de radioaktive stoffer i uran- og thorium-henfaldsserierne).

Fra disse kilder modtager befolkningen ydre bestråling (kosmisk stråling og gammastråling i miljøet) og indre bestråling (fra radioaktive stoffer optaget i kroppen fra luften, drikkevandet og føden).

Bestrålingen indendørs i en bolig vil normalt være større end udendørs i det fri.

Den indre bestråling vil være forhøjet på grund af et større indhold af naturlige radioaktive stoffer i indendørsluften end i udendørsluften. Dette skyldes, at luften i boliger af komfort- og energisparemæssige hensyn udskiftes langsommere end svarende til den naturlige omsætning udendørs, og at der til indendørsluften tilføres naturlige radioaktive stoffer - i særdeleshed den radioaktive luftart radon - fra en række forskellige kilder.

Den ydre bestråling vil være forhøjet på grund af gammastråling fra de naturlige radioaktive stoffer i byggematerialerne. Byggematerialerne vil dog samtidig virke afskærmende over for den kosmiske stråling og gammastrålingen fra den omkringliggende jord.

Da den enkelte dansker tilbringer en meget stor del af sin levetid i hjemmet, vil størsteparten af befolkningens udsættelse for den naturlige baggrundsstråling netop finde sted i boligen. Ved vurdering af den samlede strålingsdosis fra baggrundsstrålingen til en dansker er det derfor af særlig betydning at kende forholdene i de danske boliger. I det følgende omtales de fysiske forhold for radon og for gammastråling i boliger nærmere.

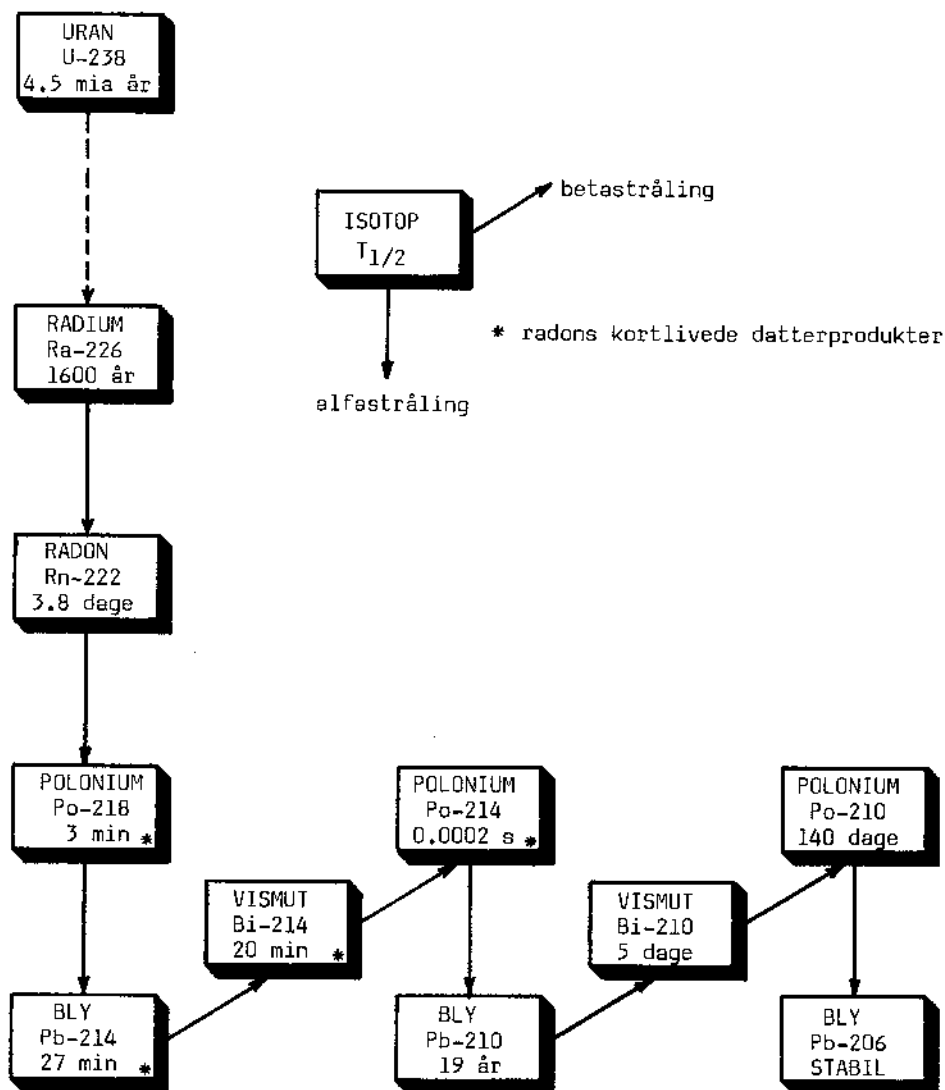
1.2 Radon

I figur 1.1 er vist et skematisk udsnit af den naturlige henfaldsserie, der begynder med uran-238 med en halveringstid på 4.5 milliarder år og ender med den stabile bly-206 efter henfald gennem 14 forskellige radioaktive stoffer. Radium-226, der er det femte radioaktive stof i serien, henfalder til den radioaktive luftart radon-222 (i det følgende benævnt radon).

Uran-238 og radium-226 er tilstede i varierende mængder i alle jord- og bjergarter og dermed også i de fleste byggematerialer. Sidder radium-226 atomet på eller i nærheden af overfladen på de mineralkorn, materialet er opbygget af, vil det efterfølgende radon-atom kunne nå ud i det mikroskopiske luft- eller vandfyldte net af porer, der strækker sig mellem mineralkornene. Radon-atomet vil derefter ved diffusion eller strømning kunne transporteres til overfladen af materialet.

Kilder til radon i indendørsluften i boliger vil kunne være:

- Jordlagene under boligen



Figur 1.1 Skematisk udsnit af den naturlige uran-henfalds-serie

- byggematerialerne
- drikkevandet
- naturgas
- udendørsluften.

For danske boliger udgør drikkevandet og naturgas en meget lille kilde til radon i indendørsluften (SI 87a, SI 87b).

Indtrængning af radon fra jordlagene under et hus kan foregå ved diffusion gennem materialerne i husets fundament og terrændæk eller direkte ved transport gennem revner og sprækker i disse f.eks. i forbindelse med rørgennemføringer og fuger.

Det resulterende radonniveau i indendørsluften i en bolig afhænger ikke blot af den samlede størrelse af de oven for omtalte radonkilder men også af boligens tæthed og hyppigheden af udluftninger. Forskellen i lufttrykket indendørs og udendørs, der bl.a. er afhængig af vindforholdene og temperaturforskellen mellem inde og ude, spiller også en rolle. Radonniveauet vil som følge heraf ikke være konstant i en bestemt bolig, men variere døgnet igennem og fra årstid til årstid.

Som det fremgår af figur 1.1 følges radon i henfaldsserien af fire radioaktive stoffer med halveringstider under en halv time (polonium-218, bly-214, vismut-214 og polonium-214). Disse benævnes under ét radondatterprodukter for at symbolisere mor-datter relationen i henfaldsserien. Radon er som ædelgas kemisk inaktiv. I modsætning hertil er datterprodukterne kemisk aktive. Når radon i indendørs- eller udendørsluften henfalder, vil de fleste datterprodukter derfor hurtigt binde sig til partikler i luften. En del af både de frie og bundne radondatterprodukter vil afsættes på tilgængelige overflader. De radondatterprodukter, der er tilbage i luften - både fri og bundne - vil ved indånding have tilbøjelighed til at blive

siddende i lungernes slimhinder. Dette vil medføre en bestråling af lungevævet fra især den energirige alfastråling fra polonium-218 og polonium-214.

Det er veldokumenteret, at minearbejdere, der har været udsat for et højt indhold af radon og radondatterprodukter i indåndingsluften, har en større risiko for at få lungekræft på grund af bestrålingen af lungerne.

Mængden af radon og de enkelte datterprodukter, der findes i et givet rumfang luft, kan angives ved aktiviteten pr. rumfangsenhed. Den benyttede enhed herfor er Bq/m^3 (becquerel pr. kubikmeter. 1 Bq svarer til et radioaktivt henfald pr. sekund). Er koncentrationen af radon i luften f.eks. 10 Bq/m^3 betyder dette, at der i hver kubikmeter luft hvert sekund omdannes 10 radon-222 atomer til polonium-218 atomer.

I stedet for at angive koncentrationen af de fire radondatterprodukter hver for sig benyttes sædvanligvis størrelsen EER, der i et enkelt tal angiver den potentielle strålingsbelastning af åndedrætssystemet. EER, der står for Equilibrium Equivalent Radon concentration (ligevægtsækvivalent radonkoncentration), angives også i Bq/m^3 . EER er den radonkoncentration i luft, for hvilken radondatterprodukterne ved ligevægt giver den samme "potentielle alfaenergi" (samme potentielle strålingsbelastning af åndedrætssystemet) som den aktuelle luft. EER kan beregnes, når koncentrationerne af alle radondatterprodukterne er kendt, og den vil netop være lig radonkoncentrationen i det tænkte tilfælde, hvor koncentrationen af radon og alle datterprodukterne er lige store (ligevægt). Forholdet mellem EER og radonkoncentrationen benævnes ligevægtsfaktoren. Den potentielle alfaenergi i luften pr. volumenenhed kan også angives direkte i J/m^3 (joule pr. kubikmeter).

1.3 Gammastråling

Den ydre bestråling i en bolig vil stamme fra udsendelsen af

gammastråling fra byggematerialernes og den omkringliggende Jords indhold af de naturligt forekommende radioaktive stoffer i uran-238 og thorium-232 henfaldsserierne samt af kalium-40. I tillæg hertil vil der komme et bidrag fra den kosmiske stråling. Den samlede ydre stråling vil for nemheds skyld blive benævnt gammastråling i det følgende.

Intensiteten af gammastråling i luften angives ved størrelsen absorberet dosishastighed, der er et mål for den i luften absorberede energimængde pr. masseenhed og pr. tidsenhed. Enheden er Gy/h (gray pr. time, $1 \text{ Gy} = 1 \text{ J/kg} = 1 \text{ joule pr. kilogram}$). Da Gy/h er en meget stor enhed benyttes den mindre enhed nGy/h (nanogray pr. time, $1 \text{ nGy} = 0.00000001 \text{ Gy}$).

1.4 Effektivt dosisækvivalent

Sammenligning af risikoen ved radon- og gammaeksponering i boligen samt bestråling fra andre kilder kan foretages på basis af størrelsen effektivt dosisækvivalent. Det effektive dosisækvivalent tager højde for en uensartet bestråling af kroppens forskellige organer og væv samt for den biologiske virkning af forskellige typer stråling (alfastråling, gammastråling). Det effektive dosisækvivalent er et mål for den ækvivalente helkropps-dosis. Enheden er Sv (sievert), ofte anvendes dog den mindre enhed mSv (millisievert, $1 \text{ mSv} = 0.001 \text{ Sv}$).

1.5 Oplæg til landsdækkende undersøgelse af naturlig stråling i danske boliger

De første målinger af gammastråling i og uden for danske boliger blev gennemført på foranledning af Sundhedsstyrelsen i 1962 (Ch 62). Baggrunden herfor var et ønske om at kende variatio-
nerne i den naturlige gammastråling i Danmark, da gammastrålingen kunne tænkes at variere markant fra landsdel til landsdel. Målingerne blev gennemført i en række boliger på Bornholm, Stevns og i København. Resultaterne viste de højeste værdier i granitområderne på Bornholm og de laveste i gamle

kridtstenshuse på Stevns. Resultaterne kan dog ikke anvendes til vurdering af gennemsnit og fordeling af gammadosishastigheden i danske boliger.

De første målinger af koncentrationen af radondatterprodukter i danske boliger blev udført i begyndelsen af halvfjerdserne af Niels Jonassen, Danmarks tekniske Højskole, (Jo 75) og viste værdier på mellem 5 og 130 Bq/m³ i opholdsrum. Målingerne blev iværksat på baggrund af målte radonkoncentrationer på ca. 400 Bq/m³ i uventilerede kælderrum på Danmarks Tekniske Højskole. I et eksamensprojekt fra Danmarks Tekniske Højskole udført på Forskningscenter Risø blev der i 1974 målt koncentrationer af radondatterprodukter i ca. 25 boliger (Ni 74).

I 1979 blev der i Sverige fundet særdeles høje radonkoncentrationer i syv huse, hvor der ved opførelsen var blevet benyttet rester fra brydningen af radiumholdig alunskifer som fyldmateriale under husene (Sw 79). Konstateringen af, at jordlagene under boligerne kunne spille en langt vigtigere rolle som kilde til radon i indendørsluften end tidligere antaget, medførte også en øget måleindsats i Danmark, bl.a. af SIS. I 1982 sammenstillede SIS samtlige kendte målinger af radon og radondatterprodukter i danske boliger omfattende ialt 66 boliger (SI 82). De sammenstillede målinger var udført med forskellig måleteknik og kunne på ingen måde betragtes som værende repræsentative for den danske boligmasse. Resultaterne for enfamiliehuse viste dog en overraskende stor variation, og gennemsnittet var væsentligt højere end man tidligere havde skønnet, idet man hidtil havde forestillet sig, at byggematerialerne var den væsentligste kilde til radon i både en- og flerfamiliehuse.

På denne baggrund udarbejdede SIS i 1983 (SI 83) et mere detaljeret oplæg til en landsdækkende undersøgelse af naturlig stråling i danske boliger. Formålet med undersøgelsen skulle på baggrund af måling i et repræsentativt udsnit af danske boliger være:

- at bestemme gennemsnit og fordelinger af årsmiddelværdier af radonkoncentration og gammadosishastighed i den danske boligbestand.
- at få et bedre kendskab til hvilken betydning boligtype, geografisk placering, årstidsvariation, byggeår, byggematerialer m.v. har for niveauet af den naturlige stråling i danske boliger.

Oplægget blev forelagt Boligministeriet og Miljøministeriet, og i 1985 gav Miljøministeriet tilsagn om økonomisk støtte til gennemførelse af den landsdækkende undersøgelse. I den mellemliggende periode var der med støtte fra EF på Forskningscenter Risø gennemført et pilot-projekt (Sø 85), hvor den nødvendige måleteknik for gennemførelse af en landsdækkende undersøgelse blev afprøvet ved måling i 82 boliger fordelt over hele landet.

Den landsdækkende undersøgelse af naturlig stråling i danske boliger er gennemført af SIS i samarbejde med Forskningscenter Risø. I de følgende kapitler beskrives undersøgelsens tilrettelæggelse og gennemførelse samt de fundne resultater.

2. ANVENDTE MÅLEMETODER

2.1 Valg af detektortyper

Radonkoncentrationen i en bolig kan variere stærkt med tiden afhængigt af bl.a. meteorologiske forhold og beboervaner. Når man ønsker at bestemme den gennemsnitlige radonkoncentration, som befolkningen udsættes for, må man derfor vælge en måleteknik, som kan registrere den samlede radoneksponering gennem en længere periode. En velegnet teknik er den såkaldte sporfolieteknik, som man har valgt at benytte i denne undersøgelse. Sporfolier eller sporfilm består af et plastmateriale, som kan anvendes til at detektere bl.a. alfapartikler fra radon og radondatterprodukter. Når alfapartikler rammer materialet, forårsager de strålingsskader, som kan gøres synlige i mikroskop ved ætsning af plastoverfladen. Der findes forskellige typer sporfolier. I denne undersøgelse er anvendt såkaldte CR-39 sporfolier, som er karakteriseret ved høj følsomhed, og som er velegnede til måling af såvel de laveste som de højeste radonkoncentrationer, der kan forventes i danske boliger (Ma 86a).

Gammastrålingen i en bolig varierer ikke nær så stærkt med tiden som radonkoncentrationen. I denne undersøgelse er gammastrålingen målt med såkaldte termoluminescens (TL) detektorer. Der er anvendt TL detektorer af stoffet lithiumfluorid (LiF), som er karakteriseret ved god stabilitet over en længere måleperiode. LiF detektorer er samtidig tilstrækkelig følsomme til at kunne måle de forholdsvis lave doser fra den naturlige gammastråling. Den målte gammastråling omfatter som nævnt i afsnit 1.3 såvel gammastrålingen fra jord og byggematerialer, som den kosmiske stråling, der kommer fra verdensrummet.

2.2 Dosimeter design

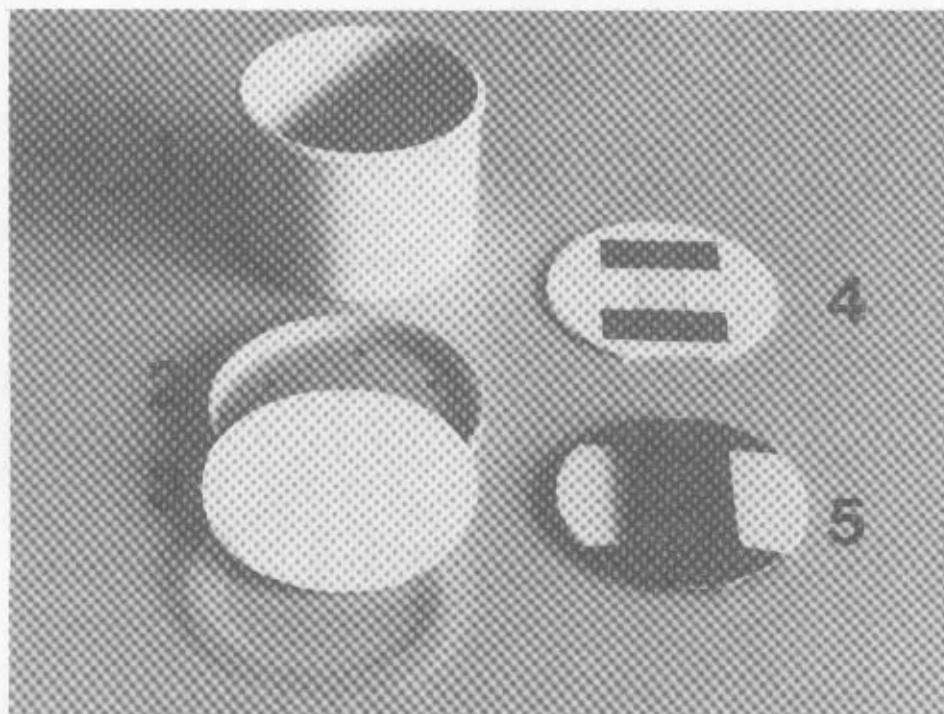
Da CR-39 sporfolier og TL detektorer nemt kan rummes i samme dosimeter, er det valgt at fremstille et kombineret dosimeter,

som samtidig kan måle radon og gammastråling. Dosimetrets komponenter er vist i figur 2.1. Det består af en plastdåse med 7,5 cm diameter og 5,5 cm højde. I dåsens låg er der boret et antal huller, og under låget er anbragt et filter, som tilbageholder støv og radondatterprodukter, men tillader radon at passere ind og ud. TL detektorenheden er indsejset i en plastpose og anbragt på en kartonskive i bunden af dåsen. CR-39 sporfoliet er anbragt på en anden kartonskive, som er placeret ovenpå TL detektorenheden. Diameteren af den øverste kartonskive er lidt større end den indre diameter af den nederste del af dåsen, så skiven presses fast i en bestemt position ved montering i dåsen. Dosimetret blev afprøvet i en forundersøgelse i 1983-84 (Sø 85) og i et internationalt sammenligningsprogram i 1984 (Mi 86).

2.3 Måling af radon

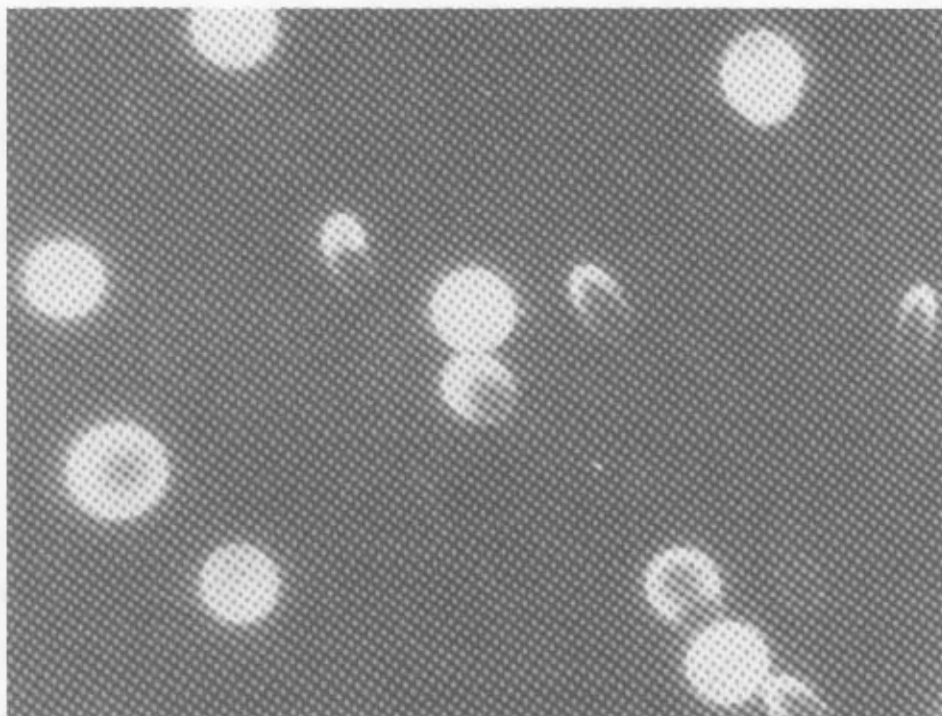
De radoneksponerede CR-39 sporfolier blev ætset i en NaOH-opløsning (6,25 N) i 16 timer ved 70°C. Herved fremkommer spor i overfladen, som er synlige i mikroskop. Udlæsningen af sporfolierne foregår ved, at man tæller antallet af alfapartikel-spor pr. arealenhed. For det første sæt dosimetre (sommerhalvåret) foregik udlæsningen "manuelt" ved hjælp af et mikroskop med en tilhørende skærm med en samlet forstørrelse på 250 gange. Et typisk mikroskopbillede med alfapartikel-spor fra radon er vist i figur 2.2. For det andet sæt dosimetre (vinterhalvåret) foregik udlæsningen delvis automatisk ved anvendelse af digital billedanalyse (Ma 86b). Billedanalyse-systemet er vist i figur 2.3. De to udlæsningsmetoder gav overensstemmende resultater, hvilket blev konstateret ved at udføre sammenlignende tællinger ved forskellige radonniveauer.

Ud fra antallet af alfapartikel-spor pr. arealenhed bestemmes radonkoncentrationen på følgende måde: Netto-sportætheden hidrørende fra eksponeringen i boligen bestemmes ved subtraktion af baggrunden (d.v.s. sportætheden på folier, der ikke har været udsat for radon i måleperioden) og af bidraget fra den radoneksponering, detektorerne har været udsat for under for-



Figur 2.1 Dosimetrets komponenter

- | | |
|--------------------|---------------------|
| 1. Plastdåse | 4. CR-39 sporfolie |
| 2. Perforeret låg | 5. TL detektorenhed |
| 3. Glasfiberfilter | |



Figur 2.2 Mikroskopbillede af alfapartikel-spor fra radon.



Figur 2.3 Billedanalysesystemet bestående af mikroskop, TV kamera, computer, monitor og printer.

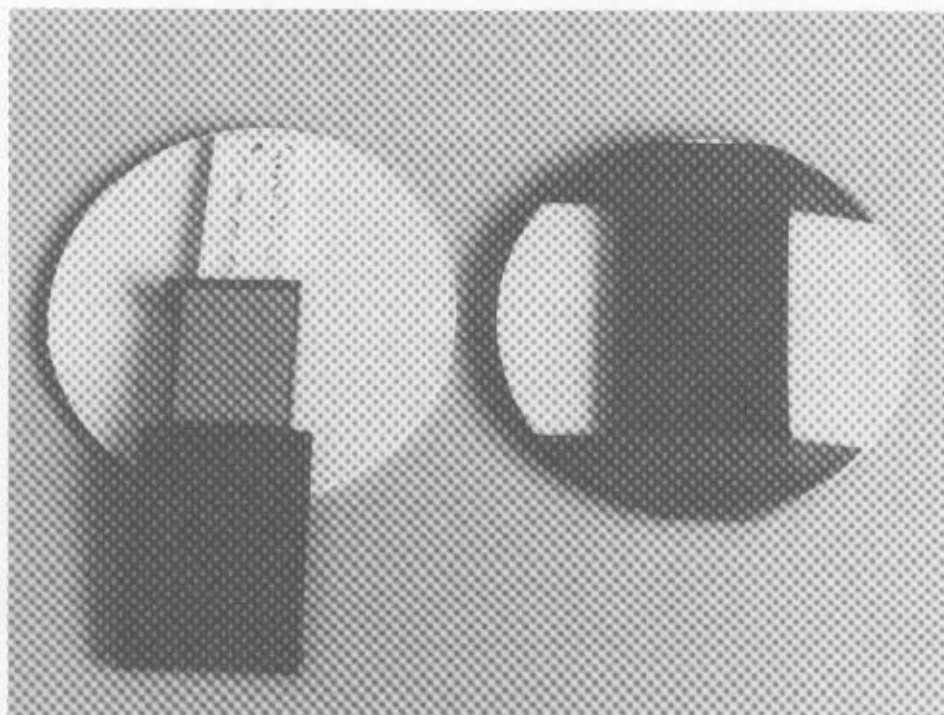
sendelsen fra Risø til boligerne og retur (transitdosis). Transitkorrektionen udgjorde i gennemsnit mindre end 2% af den samlede radoneksponering, og usikkerheden på korrektionen bidrager kun ubetydeligt til den samlede måleusikkerhed.

Herefter bestemmes den samlede radoneksponering i boligen ved at multiplicere netto-sportætheden med en kalibreringsfaktor, som er bestemt ved at udsætte et antal dosimetre for en kendt radoneksponering. Ud fra den samlede radoneksponering i boligen bestemmes den gennemsnitlige radonkoncentration i måleperioden ved at dividere med bestrålingstiden.

Usikkerheden på bestemmelsen af radonkoncentrationen afhænger af hvor mange spor, der optælles på hvert folie (tællestatistik). Hertil kommer kalibrerings-usikkerhed og usikkerhed på baggrundssportætheden. Ved de aktuelle radonmålinger var den samlede måleusikkerhed på den enkelte måling ca. 15%.

2.4 Måling af gammastråling

Risø har i en lang årrække anvendt TL detektorer til måling af den naturlige baggrundsstråling (Bø 80, Ni 81). TL detektorenheden, der er anvendt i denne undersøgelse, er vist i figur 2.4. Den indeholder tre LiF detektorer, som akkumulerer den strålingsenergi, de udsættes for i måleperioden. Udlæsningen af detektorerne foregår ved opvarmning, hvorved den bundne strålingsenergi frigøres i form af synligt lys. Lysudbyttet er et mål for den opsamlede strålingsenergi og dermed for den samlede gammabestråling i måleperioden. Det målte TL signal omsættes til dosis ved, at man kalibrerer med TL signaler fra dosimetre, der er blevet bestrålet med kendte strålingsdoser. Divideres den samlede strålingsdosis med bestrålingstiden, fås den gennemsnitlige dosishastighed for måleperioden. Ved beregningen af den gennemsnitlige dosishastighed i boligerne er der korrigeret for den bestråling detektorerne har været udsat for under forsendelsen fra Risø til boligerne og retur (transitdosis). Denne korrektion udgjorde mindre end 3% af



Figur 2.4 TL detektorenhed

den samlede bestråling af dosimetrene, og usikkerheden på korrektionen bidrager kun ubetydeligt til den samlede måleusikkerhed.

Erfaringer fra Risø's deltagelse i internationale sammenligningsprogrammer vedrørende måling af lave gammastrålingsdoser har vist, at man med ovennævnte teknik kan måle den naturlige gammastråling over en 3-6 måneders måleperiode med en samlet måleusikkerhed på ca. 3%.

3. MÅLEPROGRAM

3.1 Antal boliger og måleperioder

Som nævnt i indledningen har hovedformålene med undersøgelsen af naturlig stråling i danske boliger været:

- at bestemme gennemsnit og fordelinger af årsmiddelværdier af radonkoncentration og gammadosishastighed i den danske boligbestand.
- at få et bedre kendskab til hvilken betydning boligtype, geografisk placering, årstidsvariation, byggeår, byggematerialer m.m. har for niveauet af den naturlige stråling i danske boliger.

Da antallet af dosimetre, som har været til rådighed ved undersøgelsen, bl. a. af økonomiske hensyn har været begrænset, og da det samtidig har været ønskeligt, at undersøgelsen blev gennemført inden for en overskuelig tid, blev det ved fastlæggelsen af måleprogrammet på basis af erfaringerne fra Risø's pilotprojekt (Sø 85) besluttet at gennemføre måledelen af undersøgelsen i løbet af et år og begrænse antallet af boliger til ca. 500. Et repræsentativt udsnit på 500 boliger skønnedes at kunne give en tilstrækkelig sikker bestemmelse af de ønskede gennemsnitsværdier og fordelinger for hele den danske boligmasse.

Samtidig blev det besluttet at foretage målingerne af radonkoncentrationen i såvel boligens stue som soveværelse, mens målingerne af gammadosishastigheden kun skulle foretages i stuen, da målingerne i pilotprojektet har vist, at der normalt ikke er forskel på gammadosishastigheden de to steder. Endelig blev det besluttet at opdele boligerne i to grupper, hvor målingerne for den ene gruppe blev gennemført i sommerhalvåret fra 1. april 1985 til 30. september 1985 og for den anden gruppe i vinterhalvåret fra 1. oktober 1985 til 31. marts 1986, således at det er muligt at få en vurdering af årstidsvariationen.

3.2 Udvalgelse af boliger

Adresserne på de boliger, som skulle anmodes om at indgå i undersøgelsen, blev repræsentativt udvalgt af Danmarks Statistik fra Boligministeriets Bygnings- og Boligregister (BBR-registret) opdateret pr. 1. januar 1984. Udvalgelsen af adresserne blev foretaget tilfældigt fra BBR-registrets helårsboliger, idet antallet af adresser fra de enkelte amter og Københavns og Frederiksberg Kommune dog skulle svare til folketallet i det/den enkelte amt/kommune med undtagelse af Bornholms Amt. For Bornholms Amt blev der i forhold til resten af landet udvalgt 4 gange flere adresser end svarende til folketallet. Bornholms Amt er blevet overrepræsenteret i undersøgelsen, dels fordi folketallet er væsentlig mindre end i de øvrige amtskommuner, og dels fordi der på grund af Bornholms særlige geologi kunne forventes højere radonkoncentrationer.

For den enkelte boligadresse, der blev udvalgt af Danmarks Statistik, blev der samtidig givet oplysning om boligtype og byggeår. Ialt blev der udvalgt ca. 900 adresser for at tage højde for frafald ved tilmeldingen til undersøgelsen og under dens gennemførelse.

Kontakten til de udvalgte adresser blev varetaget af SIS. Det blev besluttet, at såvel den første henvendelse med anmodning om deltagelse i undersøgelsen som kontakt ved måleperiodens begyndelse og afslutning skulle foregå pr. post. Endvidere blev det besluttet, at beboerne i de deltagende boliger skulle sikres fuld anonymitet under målingerne og ved opgørelse af de samlede resultater af undersøgelsen.

Første henvendelse til de udvalgte adresser blev udsendt en torsdag ca. 6 uger før den planlagte start af måleperioden (14. februar 1985 henholdsvis 15. august 1985). Torsdag blev valgt, da erfaringerne fra en tilsvarende engelsk undersøgelse (NR 87) viste en højere svarprocent ved udsendelse hen mod ugens afslutning. Henvendelsen indeholdt et kort introduktionsbrev, en svarseddel med tilhørende frankeret svarkuvert samt en

lille folder, som beskrev undersøgelsens formål og gennemførelse. Introduktionsbrev og folder er vist i bilag 1.

En ny henvendelse var oprindelig planlagt udsendt til de boliger, hvorfra man ikke havde modtaget svar inden 3 uger efter den første udsendelse. Dette blev imidlertid under gennemførelsen af undersøgelsen aflyst jvf. afsnit 4.1.

Ved udsendelse af dosimetrene ved måleperiodens start blev der vedlagt en vejledning om placering af dosimetrene i stue og soveværelse samt om notering af opsættelsesdatoen på en dertil afsat plads på dosimetrenes etiket. I tillæg hertil blev der vedlagt en orientering om dosimetrenes indhold samt en henstilling om ikke at åbne dosimetrene, da dette ville kunne influere på målingen.

Ved hjemkaldelsen af dosimetrene ved måleperiodens afslutning blev beboerne i de deltagende boliger bedt om at notere nedtagelsesdatoen på dosimetrenes etiket samt om at udfylde et spørgeskema med oplysninger om deres bolig og dosimetrenes placering. Det anvendte spørgeskema er vist i bilag 2. For de boliger, hvorfra man ikke havde modtaget dosimetrene retur efter en uge, blev der fremsendt et nyt hjemkaldelsesbrev. Denne procedure blev gentaget efter yderligere en uge, hvorefter ikke modtagne dosimetre blev anset for tabt. Den relativt korte tid mellem de tre hjemkaldelsesbreve skyldes ønskeligheden af en hurtig samlet behandling på Forskningscenter Risø af samtlige dosimetre for den enkelte måleperiode for at opnå de mest pålidelige måleresultater. Returnerede dosimetre blev modtaget på SIS, hvorefter de blev transporteret til Helsefysikafdelingen på Forskningscenter Risø, hvor opsættelsesdato, nedtagningsdato og nedtagelsesdato blev noteret for det enkelte dosimeter, ligesom det blev kontrolleret, om dosimetret havde været åbnet eller om sporfoliet havde taget skade. Herefter blev sporfoliet og TL-detektor-enheden udtaget for opbevaring på henholdsvis et radonfrit sted og et sted med lav gammastråling, indtil udlæsning af dosimetrene kunne foretages som beskrevet i kapitel 2.

4. UNDERSØGTE BOLIGER

4.1 Udvalgelse af boliger og forløbet af målingerne

Ved planlægningen af undersøgelsen blev det besluttet, at der til de tilfældigt udvalgte adresser fra BBR-registret skulle udsendes op til to breve med anmodning om deltagelse i undersøgelsen. Ud fra erfaringerne fra en tilsvarende undersøgelse i England (NR 87) skønnedes det, at det på denne måde ville være muligt at få positive tilbagemeldinger fra op til 75% af de kontaktede boliger. På denne baggrund udvalgte i første omgang ialt 726 adresser fra BBR-registret.

Til 400 af disse udsendtes den 14. februar 1985 brev med anmodning om deltagelse i sommerperioden. Da SIS i de to efterfølgende uger modtog 252 positive svar på denne henvendelse, blev det besluttet at aflyse den anden udsendelse af breve til de boliger, hvorfra man ikke havde modtaget svar på den første henvendelse.

SIS modtog ialt 284 svar på den første henvendelse. Heraf meddelte 11, at de ikke ønskede at deltage, og 5 svarsedler blev modtaget for sent. Desuden blev 5 henvendelser returneret af postvæsenet. Alt i alt blev således 72% af henvendelserne, der nåede frem til boligerne, returneret.

Af de 268 (68%) rettidigt modtagne positive svar bortvalgte 8 boliger, idet målekapaciteten i denne undersøgelse var begrænset til 260 boliger pr. måleperiode. De 8 boliger, der bortvalgte, blev i stedet medtaget i anden måleperiode sammen med 4 af de for sent modtagne svar.

Den 27. marts 1985 udsendtes dosimetrene til de 260 boliger. Et sæt dosimetre blev returneret af postvæsenet.

Den 26. september 1985 udsendtes den første hjemkaldelse af dosimetrene. Den 3. oktober 1985 udsendtes anden hjemkaldelse til 65 boliger, og den 10. oktober 1985 udsendtes tredje hjem-

kaldelse til 17 boliger. Ialt blev der returneret 250 sæt dosimetre. I fire tilfælde var deltagerne flyttet til anden adresse i løbet af måleperioden.

Ved modtagelsen af dosimetrene kunne det konstateres, at i 44 tilfælde (18%) havde det ene eller begge dosimetre været åbnet på trods af henstillingen om at undgå dette. Senere analyser af de individuelle måleresultater har vist, at dette ikke har haft mærkbar indflydelse på måleresultaterne.

For sommerperioden er der således brugbare måleresultater fra ialt 246 boliger.

For vinterperioden udsendtes i første omgang den 15. august 1985 brev med anmodning om deltagelse til de 326 resterende adresser.

Det blev på forhånd besluttet at aflyse den anden planlagte udsendelse, således at udvælgelsesmetoden blev ens for sommer- og vintermålingerne. Det skønnedes imidlertid samtidig, at det kunne blive vanskeligere at få 260 positive tilbagemeldinger om deltagelse i vintermålingen, da man i august befandt sig i en ferieperiode, og da der ved udsendelse af de tilsvarende breve i februar måned havde været en del presseomtale af undersøgelsen på baggrund af en pressemeddelelse fra Miljøministeriet. For at sikre det nødvendige antal boliger for vintermålingerne blev der derfor sendt breve til yderligere 200 adresser, som var blevet udvalgt tilfældigt fra BBR-registret i tillæg til de oprindeligt 726 udvalgte adresser.

SIS modtog ialt 309 svar på de 526 udsendte anmodninger om deltagelse i vinterperioden. Heraf meddelte 17, at de ikke ønskede at deltage, og 24 svarsedler blev modtaget for sent. Desuden blev 14 henvendelser returneret af postvæsenet. Alt i alt blev 59% af henvendelserne, der nåede frem til boligerne returneret. Sammen med de resterende 12 positive svar fra udsendelse til sommerperioden var der altså ialt 280 mulige deltagende boliger til vintermålingerne. Heraf bortvalgtes

tilfældigt 20, idet målekapaciteten som nævnt var begrænset til 260 boliger pr. måleperiode.

Dosimetrene for vinterperioden blev udsendt den 26. september 1985. To sæt dosimetre blev returneret af postvæsenet.

Første hjemkaldelse af dosimetrene blev udsendt den 2. april 1986 til de 258 deltagere, og den 9. og den 16. april 1986 udsendtes anden og tredje hjemkaldelse til henholdsvis 51 og 15 deltagere. Ialt blev der returneret 250 sæt dosimetre. I lighed med sommerperioden kunne det konstateres, at 147 tilfælde (19%) havde det ene eller begge dosimetre været åbnet.

For vinterperioden er der således brugbare måleresultater fra ialt 250 boliger. For brugbare gammaresultater er antallet dog kun 243, idet de 7 sidst modtagne dosimetre ikke blev medtaget ved den fælles udlæsning af alle TL detektorenhederne fra vinterperioden.

I tabel 4.1 er der givet en oversigt over antal udsendte og returnerede breve og dosimetre samt antal brugbare måleresultater. Det må konkluderes, at udvælgelsen af og kontakten med de deltagende boliger er forløbet tilfredsstillende og uden større problemer, samt at de involverede beboere har medvirket særdeles positivt og samarbejdsvilligt til gennemførelsen af undersøgelsen. Det er således meget tilfredsstillende, at der alt i alt er opnået brugbare måleresultater for 496 boliger ud af oprindeligt 926 tilfældigt udvalgte adresser (54%). I det følgende gøres nærmere rede for repræsentativiteten af de 496 boliger.

4.2 Sammensætningen af boliger med brugbare måleresultater

Ved Danmarks Statistiks udvælgelse af adresser fra BBR-registret er der samtidig givet oplysning om boligtype og byggeår. Da det fra tidligere undersøgelser (SI 83, SI 85, SØ 85) er velkendt, at der er forskel på radonniveauet i enfamiliehuse (villaer) og flerfamiliehuse (etageboliger), er boligtypeind-

Tabel 4.1. Antal udsendte og returnerede breve og sæt af dosimetre samt antal brugbare måleresultater.

	Måleperiode		
	Sommer	Vinter	Ialt
Udsendte breve med anmodning om deltagelse i undersøgelsen	400	526	926
Breve retur fra postvæsenet	5	14	19
Modtagne svar på det udsendte brev	284	309	593
Modtagne positive svar på det udsendte brev	272	292	564
Udsendte dosimetre a)	260	260	520
Dosimetre retur fra postvæsenet	1	2	3
Dosimetre retur efter 1. hjemkald	194	207	401
Dosimetre retur efter 2. hjemkald	48	36	84
Dosimetre retur efter 3. hjemkald	8	7	15
Dosimetre returneret ialt fra de deltagende boliger	250	250	500
Dosimetre flyttet til anden adresse under måleperioden eller på anden måde ubrugelige	4	0	4
Boliger, hvor et eller begge dosimetre har været åbnet men som alligevel kan indgå i undersøgelsen	44	47	91
Brugbare radonresultater	246	250	496
Brugbare gammaresultater	246	243	489

a) Dosimetre skal i tabellen forstås som sæt af to dosimetre

delingen i BBR-registret (DS 82) benyttet til følgende hovedinddeling af boligerne i denne undersøgelse:

- Enfamiliehuse bestående af
 - stuehuse
 - parcelhuse
 - række-, kæde- og dobbelthuse

og

- Flerfamiliehuse bestående af
 - boliger i flerfamiliehuse (udlejnings- og ejerlejlighedsejendomme)
 - kollegieboliger og andre boliger.

Ved boligtællingen pr. 1. januar 1981 (DS 82) var der i Danmark ialt 2.161.862 boliger. Heraf udgjorde enfamiliehuse 57% og boliger i flerfamiliehuse 43%. I disse boliger boede ialt 4.974.792 personer fordelt med 69% i enfamiliehuse og 31% i flerfamiliehuse.

I tabel 4.2 er der vist en opgørelse af antallet af udsendte breve med anmodning om deltagelse i undersøgelsen og antallet af brugbare måleresultater efter de to måleperioder fordelt på enfamilie og flerfamiliehuse og på amter. Det fremgår af tabellen, at der generelt i forhold til fordelingen af de udsendte breve er et større antal brugbare resultater for enfamiliehuse end for flerfamiliehuse. For landet som helhed er der fra udsendelsen af det første brev med anmodning om deltagelse i undersøgelsen sket en forskydning fra 61% enfamiliehuse og 39% flerfamiliehuse, som på grund af udvælgelsesproceduren svarer til den aktuelle fordeling i boligmassen, til 70% enfamiliehuse og 30% flerfamiliehuse blandt de brugbare måleresultater, hvilket tilfældigvis svarer til den befolkningsmæssige fordeling. Dette afspejler sig også i, at der for enfamiliehusene er opnået 62% brugbare måleresultater af de oprindeligt udvalgte boliger, mens dette tal for flerfamiliehusene er 41%. For de enkelte amter ses mindre forskydninger omkring disse procenttal.

Tabel 4.2 Antal udsendte breve med anmodning om at deltage i undersøgelsen, samt brugbare radonmåleresultater i antal og i procent af udsendte breve fordelt på amter og for hele landet.

Amt/Komm.	Antal udsendte breve			Brugbare måleresultater					
				Antal			% af uds.breve		
	E	F	E+F	E	F	E+F	E	F	E+F
Kbh. + Frb.Komm.	4	97	101	3	48	51	75	49	50
Kbh.Amt	51	58	109	38	20	58	75	34	53
Frederiksborg	41	18	59	27	6	33	66	33	56
Roskilde	24	13	37	14	4	18	58	31	49
Vestsjælland	37	12	49	26	1	27	70	8	55
Storstrøm	35	11	46	20	6	26	57	55	57
Bornholm	26	1	27	15	0	15	58	0	56
Fyn	50	31	81	31	13	44	62	42	54
Sønderjylland	34	11	45	24	4	28	71	36	62
Ribe	26	12	38	17	2	19	65	17	50
Vejle	44	14	58	29	4	33	66	29	59
Ringkøbing	37	9	46	24	2	26	65	22	57
Århus	65	38	103	35	21	56	54	55	54
Viborg	32	9	41	17	3	20	53	33	49
Nordjylland	55	31	86	28	14	42	51	45	51
Hele landet	561	365	926	348	148	496	62	41	54
%	61	39	100	70	30	100			

E: Enfamiliehuse. F: Flerfamiliehuse.

Ses der på gruppen af 348 enfamiliehuse med brugbare måleresultater som helhed, er der i tabel 4.3 foretaget en sammenligning af fordelingen på boligtype (stuehus, parcelhus, række-, kæde- og dobbelthus) med den aktuelle fordeling for alle danske enfamiliehuse pr. 1.1.1981. I tabel 4.4 og 4.5 er tilsvarende vist en sammenligning baseret på byggeperiode for enfamiliehuse henholdsvis flerfamiliehuse.

Tabel 4.3 Procentvis fordeling af enfamiliehuse med brugbare måleresultater på boligtype sammenholdt med boligtællingen pr. 1.1.1981.

Boligtype	Boligtælling pr. 1.1.1981	Enfamiliehuse med brugbare måleresultater
	%	%
Stuehuse	14	14
Parcelhuse	73	72
Række-, kæde- og dobbelt huse	13	14

Tabel 4.4 Procentvis fordeling af enfamiliehuse med brugbare måleresultater på byggeperiode sammenholdt med boligtællingen pr. 1.1.1981.

Byggeperiode	Boligtælling pr. 1.1.1981	Enfamiliehuse med brugbare måleresultater
	%	%
før 1920	24	20
1920 - 1939	14	14
1940 - 1959	15	14
1960 - 1969	20	21
1970 - 1979	27	26
efter 1980	-	5

Tabel 4.5 Procentvis fordeling af flerfamiliehuse med brugbare måleresultater på byggeperiode sammenholdt med boligtællingen pr. 1.1.1981.

Byggeperiode	Boligtælling pr. 1.1.1981	Flerfamiliehuse med brugbare resultater
	%	%
før 1920	28	21
1920 - 1939	22	25
1940 - 1959	21	22
1960 - 1969	16	18
1970 - 1979	13	9
efter 1980	-	5

Af tabellerne fremgår det, at fordelingen af en- og flerfamiliehuse med brugbare måleresultater på boligtype henholdsvis byggeperiode nøje svarer til den aktuelle fordeling i den danske boligmasse.

Det kan principielt ikke udelukkes, at frafaldet fra de oprindeligt repræsentativt udvalgte adresser har medført en skævhed i fordelingen af de målte radonkoncentrationer og gammadosishastigheder. Alt tyder dog på, at gruppen af enfamiliehuse henholdsvis flerfamiliehuse som helhed i denne sammenhæng udgør en fuldt repræsentativ gruppe for samtlige danske enfamiliehuse henholdsvis flerfamiliehuse.

Ved beregning af landsboligmiddelværdier og landspersonmiddelværdier samt ved opgørelse af fordelingen af radonkoncentrationen og gammadosishastigheden i danske boliger må der naturligvis tages højde for den relative fordeling af antallet af en- og flerfamiliehuse. Endvidere bør det sikres, at de i tabel 4.2 viste mindre forskelle mellem de forskellige amter ikke har nogen væsentlig indflydelse på beregningen af de nævnte middelværdier.

5. RESULTATER OG ANALYSE AF RADONMÅLINGERNE

5.1 Behandling af måleresultaterne

Resultaterne af målingerne af radonkoncentration og gamma-dosisshastighed er sammen med de modtagne oplysninger fra BBR-registret og de udfyldte spørgeskemaer lagt ind i en database for statistisk behandling af materialet. For hver enkelt bolig indeholder databasen følgende informationer (parametre):

1. bolignummer
2. måleperiode
3. radonkoncentration i stuen
4. radonkoncentration i soveværelset
5. gammadosishastighed
6. amt
7. boligtype
8. etage for stuen
9. etage for soveværelset
10. byggeår
11. kælderforhold for enfamiliehuse
12. byggemateriale
13. vinduestype
14. ventilationsforhold
15. efterisolering
16. udluftningsvaner

Den statistiske behandling af materialet er udført med et standard statistikprogram (No 86) og går hovedsagelig ud på at bestemme hvilke enkelte parametre eller sæt af parametre, der har indflydelse på radonkoncentrationen og gammadosishastigheden. Dette gøres ved at opdele boligerne i to eller flere grupper med samme værdier for det pågældende sæt af parametre og derefter sammenligne fordelingerne af radonkoncentrationen i de forskellige grupper. Den statistiske behandling og de anvendte statistiske begreber er nærmere beskrevet i bilag 3. På basis af den samlede analyse af materialet er der derefter

opstillet en repræsentativ fordeling af radonkoncentrationen i danske boliger. Denne fordeling benyttes til at bestemme gennemsnit for radonkoncentrationen i danske boliger.

Behandlingen af resultaterne af målingerne af gammadosisha-stighederne gennemgås i næste kapitel.

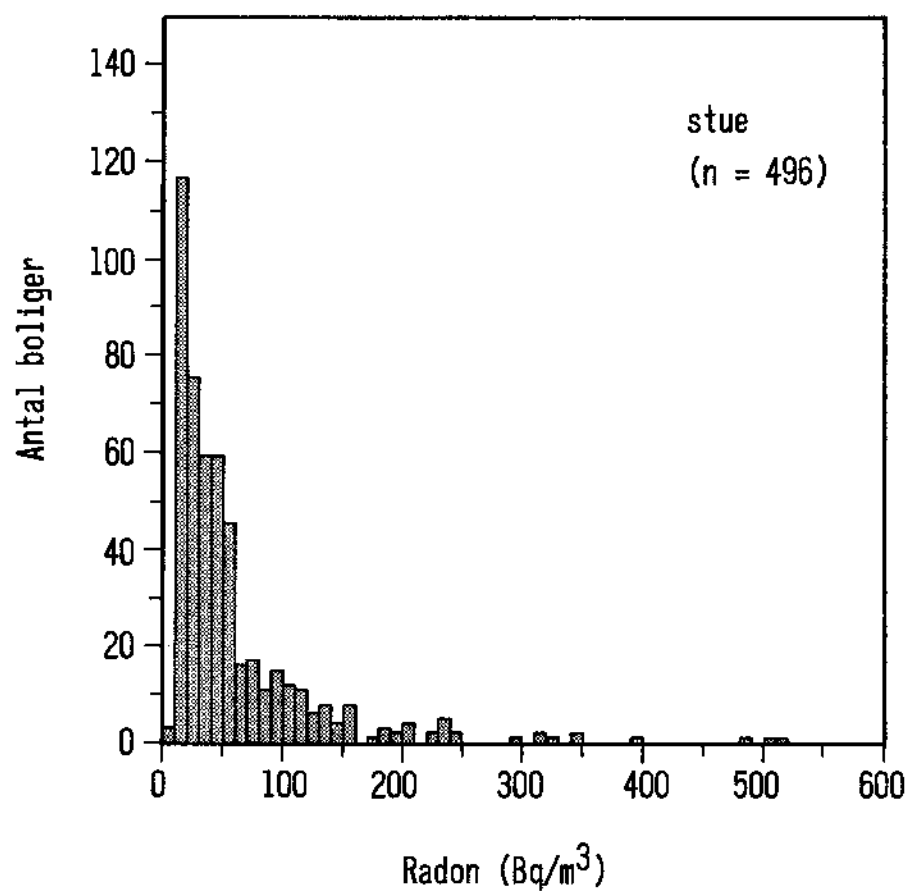
Fordelingen af de målte radonkoncentrationer i stue og soveværelse i alle de undersøgte boliger er vist i figur 5.1 og 5.2. Begge fordelinger svarer kvalitativt til tidligere målte fordelinger af radonkoncentrationen i mindre grupper af danske boliger, som ikke har været repræsentativt udvalgt (SI 83, SØ 85, SI 86a, Da 87). Fordelingerne er karakteriseret ved, at størsteparten af målingerne ligger i intervallet 10-100 Bq/m³, og at en mindre del af måleresultaterne strækker sig op mod 700 Bq/m³. Middelværdien af radonkoncentrationen i stuen og soveværelset for alle 496 boliger er 59 Bq/m³ henholdsvis 47 Bq/m³. Denne forskel kan tilskrives forskelle i rummenes beliggenhed i boligen og forskelle i luftskiftet i stuen og soveværelset.

Det var på forhånd velkendt, at radonkoncentrationen i almindelighed er større i enfamiliehuse end i boliger i flerfamiliehuse, da enfamiliehuse har en mere direkte kontakt til den underliggende jord. Det var også velkendt, at radonkoncentrationen i samme bolig normalt er større om vinteren end om sommeren. Disse forskelle kommer også tydeligt frem i denne undersøgelse. I tabel 5.1 er vist aritmetisk middelværdi, geometrisk middelværdi og spredning for de målte fordelinger af radonkoncentrationen i stue og soveværelse opdelt efter boligtype og måleperiode.

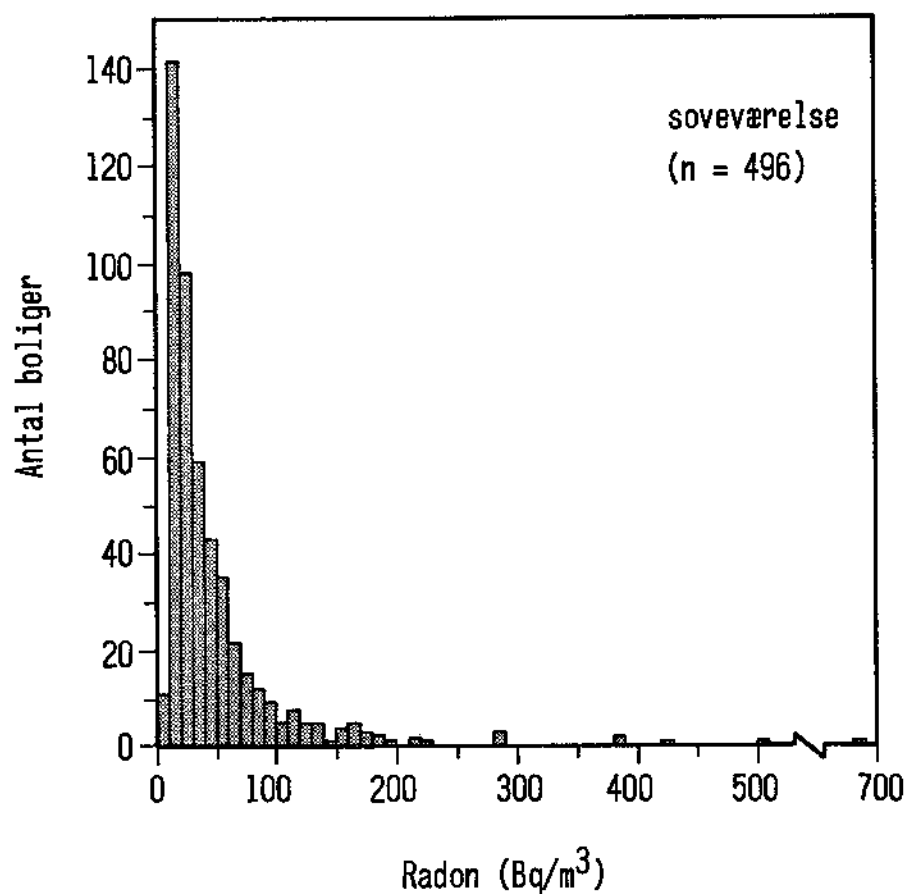
I det følgende behandles enfamiliehuse og flerfamiliehuse hver for sig.

5.2. Enfamiliehuse

Man vil umiddelbart forvente, at der for det enkelte enfa-



Figur 5.1 Fordelingen af de målte radonkoncentrationer i stuen i de 496 undersøgte boliger.



Figur 5.2 Fordelingen af de målte radonkoncentrationer i soveværelset i de 496 undersøgte boliger.

Tabel 5.1 Aritmetiske og geometriske middelværdier samt geometriske spredninger af radonkoncentrationen i stue og soveværelse for boligerne opdelt efter boligtype.

Boligtype	Aritmetisk middelværdi	Geometrisk middelværdi	Geometrisk spredning	Antal
	Bq/m ³	Bq/m ³		
<u>Enfamiliehuse</u>				
<u>stue:</u>				
sommer	58	46	1.9	168
vinter	93	67	2.2	180
sommer + vinter	76	56	2.1	348
<u>soveværelse:</u>				
sommer	49	37	2.0	168
vinter	73	51	2.2	180
sommer + vinter	61	44	2.2	348
<u>Flerfamiliehuse</u>				
<u>stue:</u>				
sommer	17	16	1.3	78
vinter	24	20	1.7	70
sommer + vinter	20	18	1.5	148
<u>soveværelse:</u>				
sommer	17	16	1.4	78
vinter	21	18	1.7	70
sommer + vinter	19	17	1.5	148

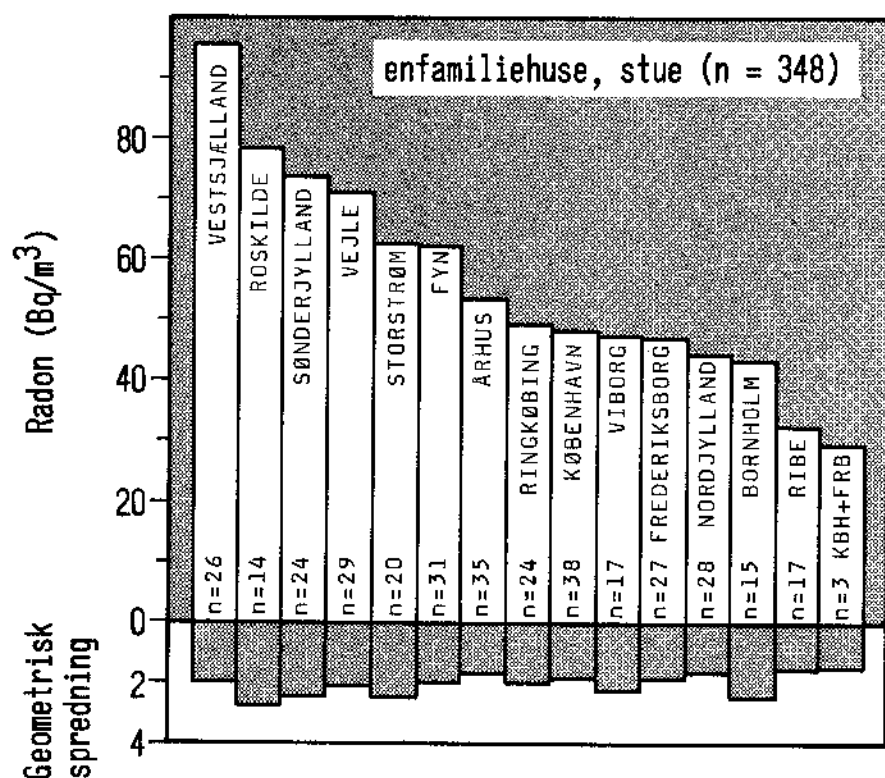
miliehus er en direkte sammenhæng mellem radonkoncentration i stuen og soveværelset. En korrelationsanalyse mellem radonkoncentrationen i stuen og soveværelset har bekræftet dette. For stue og soveværelse begge beliggende i stueplanet er der fundet en korrelationskoefficient på 0.77. Når stuen ligger i stueplanet og soveværelset på 1.sal, er der fundet en korrelationskoefficient på 0.60.

På denne baggrund har den videre analyse af hvilke forhold, der har indflydelse på radonkoncentrationen i enfamiliehusene, hovedsagelig været begrænset til at se på radonkoncentrationen i stuen.

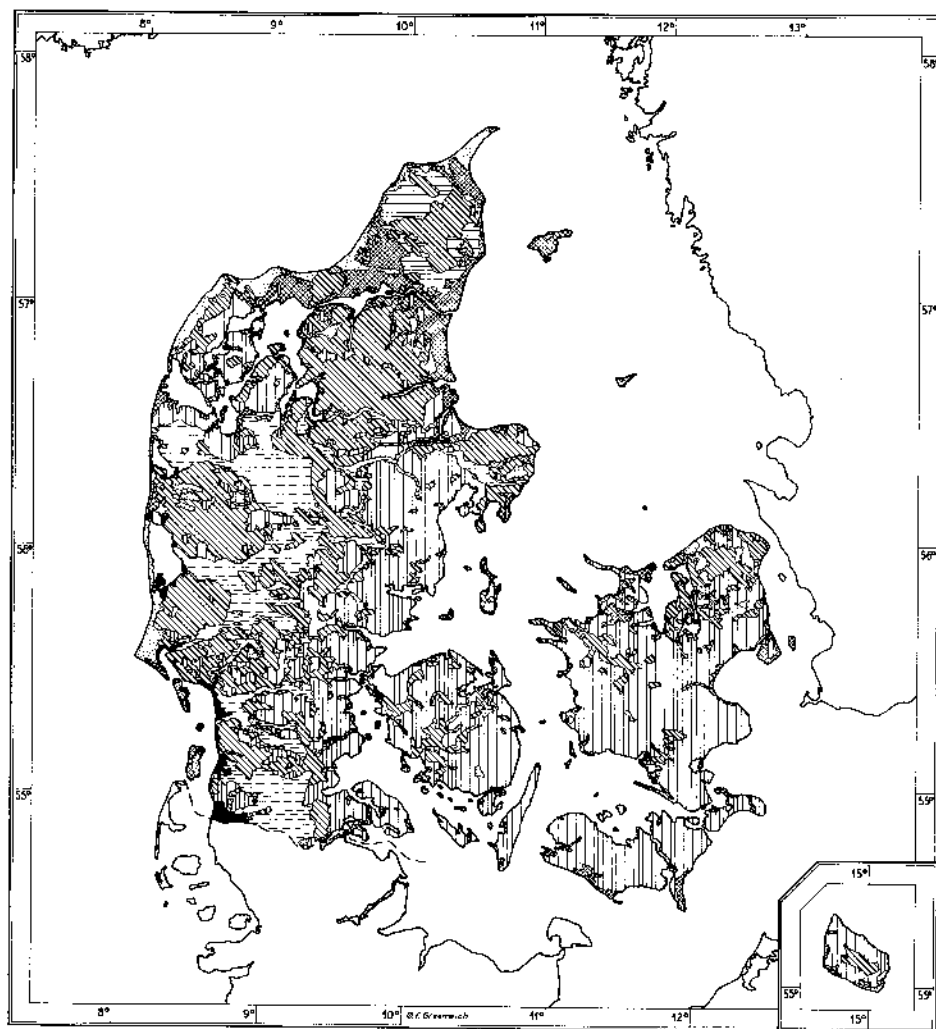
En første analyse af betydningen af de forskellige parametre viste en større forskel i middelværdien af radonkoncentrationen mellem de forskellige amter og kommuner end forventet. Forskellene mellem middelværdierne er statistisk signifikante. De geometriske middelværdier og tilhørende spredninger for alle amter/kommuner er vist i figur 5.3.

Da udformningen af enfamiliehusene, byggematerialernes indhold af radioaktive stoffer m.m. ikke skønnes at variere væsentligt mellem amterne, må de fundne forskelle mellem middelværdierne af radonkoncentrationen bero på gennemsnitlige forskelle mellem amterne af de mængder af radon, der trænger ind i husene fra jordlagene under disse. Forskelle i jordbundsforhold mellem amterne kan være en væsentlig årsag hertil.

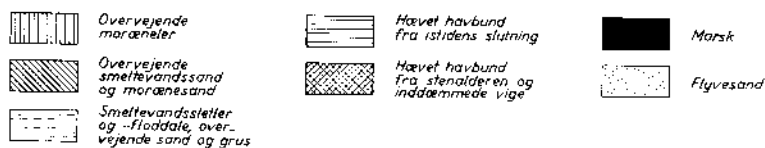
Informationerne om de undersøgte enfamiliehuse omfatter ikke oplysninger om de lokale jordbundsforhold, og det vil ikke være muligt at fremskaffe nærmere oplysninger herom. I stedet er det forsøgt at opdele de deltagende enfamiliehuse i en række grupper baseret på en forenklet og grovmasket inddeling af landet efter jordbundstype. Som grundlag herfor er benyttet det i figur 5.4 viste jordbundskort over Danmark udarbejdet af Danmarks Geologiske Undersøgelse. Opdelingen af enfamiliehusene på forskellige jordbundstyper er indlagt i databasen som en ny parameter ved at sammenholde adressen for det enkelte enfamiliehus med det viste jordbundskort. De tre jordbundstyper "hævet havbund fra istidens slutning", "hævet havbund fra stenalderen og inddæmmede vige" samt "marsk" er slået sammen til en type med betegnelsen "hævet havbund". Tildelingen af jordbundstype til det enkelte enfamiliehus kan være usikker, da den ikke er baseret på oplysninger om de lokale forhold. I 14 tilfælde har det på grund af stor usikkerhed ved aflæsning af jordbundskortet ikke været muligt at



Figur 5.3 Geometriske middelværdier og geometriske spredninger af fordelingerne af radonkoncentrationen i stuen i de undersøgte enfamiliehuse opdelt på amter.



GEOLOGISK KORT OVER DANMARK. JORDBUNDSKORT.



DANMARKS GEOLOGISKE UNDERSØGELSE 1954.

KELO MILTHERS.

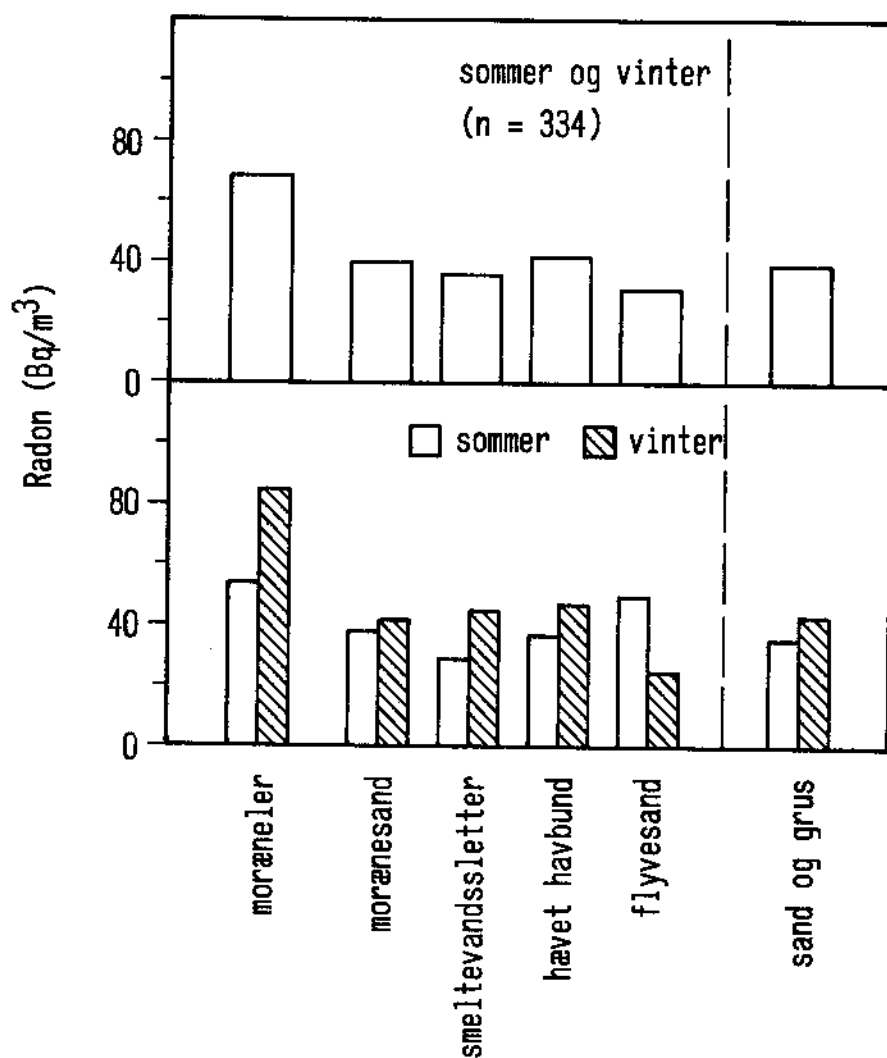
Figur 5.4

tildele et enfamiliehus en jordbundstype.

Middelværdierne af radonkoncentrationen for enfamiliehusene i de 5 definerede jordbundstyper er vist i figur 5.5 og i tabel 5.2 sammen med de øvrige parametre for de respektive fordelinger af radonkoncentrationen. Middelværdien for gruppen "overvejende moræneler" på 93 Bq/m^3 er ca. dobbelt så stor som middelværdien for de øvrige fire grupper. Forskellene mellem middelværdierne er statistisk signifikante. Dette svarer nøje til de forskelle i radon-emanationen, som Afdelingen for Elektrofysik, Danmarks tekniske Højskole, har målt for en række danske jordarter (Da 85).

Sammenholdes figur 5.3 og 5.5 med amternes geografiske placering og jordbundskortet i figur 5.4 er der godt belæg for, at de fundne forskelle i radonkoncentrationen mellem amterne kan tilskrives forskelle i de gennemsnitlige jordbundsforhold i amterne. Dette bekræftes også af en korrelationsanalyse mellem amter og jordbundstype, som viser, at de to parametre er stærkt korrelerede, og at jordbundstypen er den dominerende parameter.

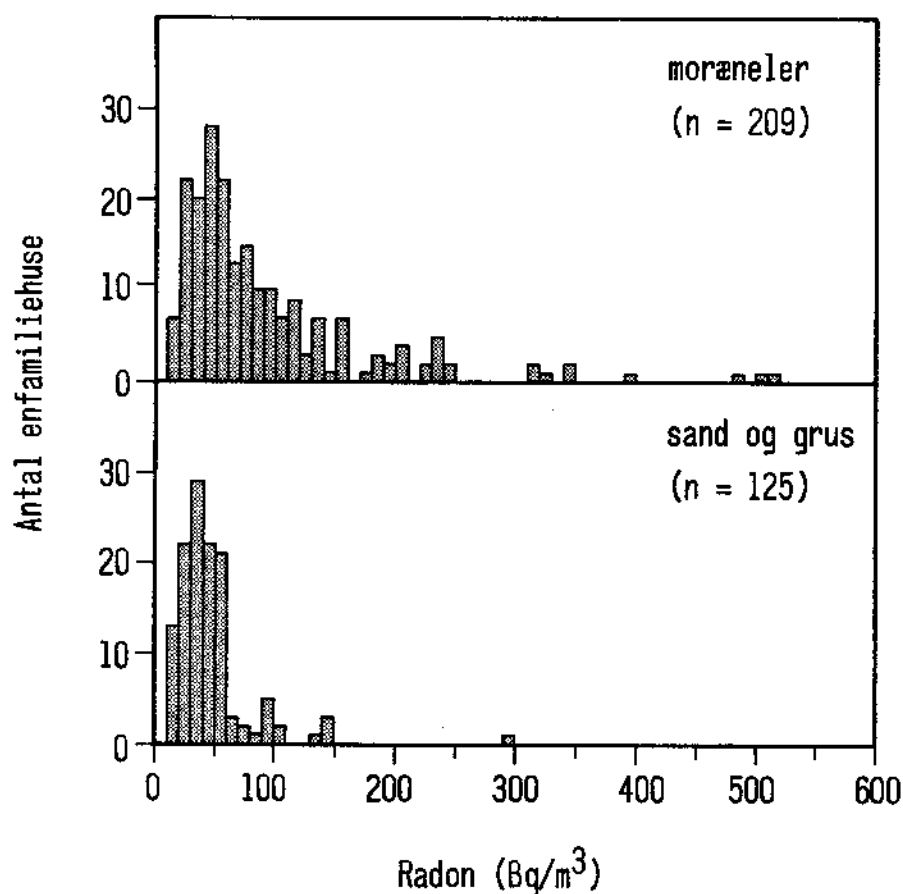
Inden for gruppen "overvejende moræneler" er sommer- og vintermålingerne signifikant forskellige. For de fire øvrige jordbundstyper er der hverken indbyrdes eller mellem sommer- og vintermålingerne inden for den enkelte type fundet forskelle. Disse fire grupper er derfor i den videre analyse slået sammen til 1 gruppe med betegnelsen "sand og grus". I figur 5.6 er fordelingen af de målte radonkoncentrationer i de to grupper "overvejende moræneler" og "sand og grus" sammenholdt. Det fremgår tydeligt heraf, at den højere middelværdi for moræneler hænger sammen med, at alle 35 boliger med en radonkoncentration i stuen på over 150 Bq/m^3 på nær en enkelt bolig findes i denne gruppe. Disse resultater viser, at der er en større sandsynlighed for at finde enfamiliehus med en forhøjet radonkoncentration i områder, hvor jordbundsforholdene må karakteriseres som overvejende moræneler, end i de øvrige dele af landet. Det bemærkes også, at der i denne undersøgelse ikke er fundet specielt høje radonkoncentrationer på Bornholm.



Figur 5.5 Geometriske middelværdier af fordelingerne af radonkoncentrationen i stuen i de undersøgte enfamiliehuse opdelt på jordbundstype og på sommer/vinter.

Tabel 5.2 Aritmetiske og geometriske middelværdier samt geometriske spredninger for radonkoncentrationen i stuen for enfamiliehuse inddelt efter jordbundstype.

Jordbundstype	Aritmetisk middelværdi Bq/m ³	Geometrisk middelværdi Bq/m ³	Geometrisk spredning	Antal
<u>Overvejende moræneler:</u>				
sommer	67	54	1.9	103
vinter	118	85	2.2	106
sommer + vinter	93	68	2.2	209
<u>Overvejende morænesand:</u>				
sommer	45	38	1.8	33
vinter	47	42	1.6	30
sommer + vinter	46	40	1.7	63
<u>Overvejende hedeslette:</u>				
sommer	31	29	1.6	15
vinter	63	45	2.2	14
sommer + vinter	47	36	1.9	29
<u>Overvejende hævet havbund:</u>				
sommer	41	37	1.6	14
vinter	55	47	1.8	16
sommer + vinter	49	42	1.9	30
<u>Overvejende flyvesand:</u>				
sommer	50	50	-	1
vinter	26	25	1.4	2
sommer + vinter	34	31	1.6	3
<u>Enfamiliehuse uden jordbundstype:</u>				
sommer	73	66	1.9	2
vinter	87	71	2.2	12
sommer + vinter	85	70	2.1	14
<u>Overvejende sand og grus:</u>				
sommer	41	36	1.7	63
vinter	52	43	1.8	62
sommer + vinter	47	39	1.9	125



Figur 5.6 Fordelingen af de målte radonkoncentrationer i stuen i de undersøgte enfamiliehuse opdelt på jordbundsparametrene "overvejende moræner" og "sand og grus".

På baggrund af de fundne forskelle med hensyn til jordbunds-type og en variansanalyse for enfamiliehusene er radonmålingerne i den fortsatte analyse opdelt i følgende tre dominerende grupper:

- moræneler sommer
- moræneler vinter
- sand og grus (begge måleperioder)

Fordelingerne af radonkoncentrationen i de tre grupper er godt beskrevet ved logaritmiske normalfordelinger, som er signifikant forskellige.

Inden for hver af de tre grupper er der derefter søgt efter forskelle med hensyn til byggeår, kælderforhold, byggematerialer, vinduestype, ventilationsforhold, efterisolering og udluftningsvaner.

For de to grupper "moræneler sommer" og "sand og grus" er der kun fundet signifikante forskelle med hensyn til kælderforhold.

For gruppen "moræneler vinter" er der fundet signifikante forskelle med hensyn til kælderforhold og vinduestype. For de øvrige parametre er der ikke fundet forskelle. Kælderforhold og vinduestype er imidlertid korreleret med kælderforhold som den dominerende parameter.

Undersøges alle parametre under et i hver af de tre hovedgrupper, peger dette også på kælderforhold som den dominerende parameter, med det forbehold der ligger i, at analysen sker på et begrænset antal målinger i de respektive delgrupper.

I tabel 5.3 er vist aritmetisk middelværdi, geometrisk middelværdi og spredning af radonkoncentrationen i stuen for de fire forskellige typer kælderforhold opgjort inden for hver af de tre hovedgrupper og for samtlige deltagende enfamilie-

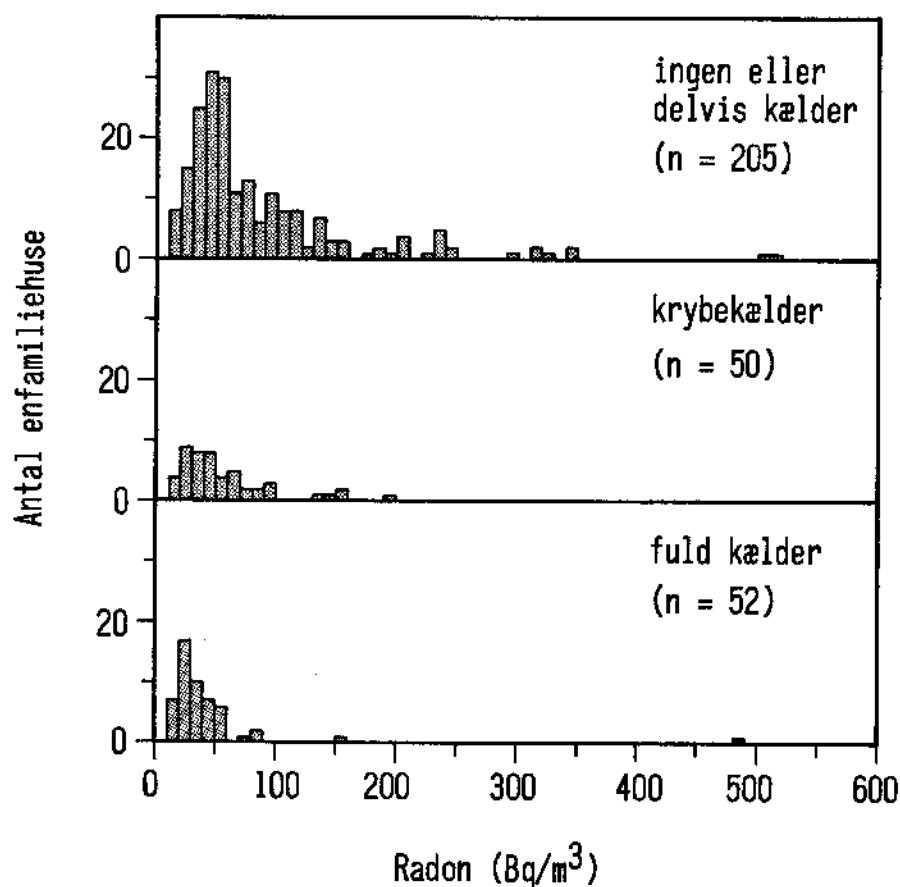
Tabel 5.3 Aritmetiske og geometriske middelværdier samt geometriske spredninger af radonkoncentrationen i stuen for forskellige kælderforhold af enfamiliehuse inddelt efter jordbundstype.

Jordbundsforhold/ Kælderforhold	Aritmetisk middelværdi Bq/m ³	Geometrisk middelværdi Bq/m ³	Geometrisk spredning	Antal
<u>Moræneler sommer:</u>				
fuld kælder	26	24	1.5	10
delvis kælder	70	63	1.7	17
krybekælder	55	48	1.7	14
ingen kælder	79	63	2.0	53
ikke oplyst	58	47	2.1	9
ingen eller delvis kælder	77	63	1.9	70
<u>Moræneler vinter:</u>				
fuld kælder	82	56	2.2	16
delvis kælder	115	88	2.2	17
krybekælder	70	60	1.8	19
ingen kælder	144	108	2.2	46
ikke oplyst	154	111	2.6	8
ingen eller delvis kælder	136	102	2.2	63
<u>Sand og grus:</u>				
fuld kælder	30	28	1.5	26
delvis kælder	61	99	1.8	21
krybekælder	42	33	2.0	17
ingen kælder	50	44	1.7	51
ikke oplyst	45	43	1.4	10
ingen eller delvis kælder	54	46	1.7	72

huse. Forskellene er i alle tilfælde signifikante. I alle tre grupper og samlet ses den samme tendens med en stigende middelværdi af radonkoncentrationen hen gennem rækkefølgen: fuld kælder, krybekælder, delvis kælder, ingen kælder. For alle enfamiliehusene under et varierer middelværdien fra 45 Bq/m³ i huse med fuld kælder til 88 Bq/m³ i huse uden kælder. I figur 5.7 er vist fordelingen af radonkoncentrationen i de tre grupper "fuld kælder", "krybekælder" og "ingen eller delvis kælder". Det fremgår af figuren, at der for enfamiliehuse uden eller med delvis kælder er fundet et væsentlig større antal enfamiliehuse med radonkoncentrationer over 100 Bq/m³ end for huse med fuld kælder eller krybekælder. Dette viser, at forhøjede radonkoncentrationer i enfamiliehuse ikke alene er et spørgsmål om, hvor stor en mængde radon, der er tilgængelig for indtrængning fra jordlagene under husene, men også i høj grad er et spørgsmål om udførelsen af husenes kontaktflade til den underliggende jord. Konstruktionen ned mod undergrunden i huse uden eller med delvis kælder udgør i flere tilfælde en dårligere barriere mod indtrængning af radon end en konstruktion med fuld kælder eller ventileret krybekælder.

De tre hovedgrupper (moræneler sommer, moræneler vinter samt sand og grus) omfatter tilsammen 50 enfamiliehuse med fuld kælder og 52 enfamiliehuse med krybekælder. Dette antal er for begrænset for en yderligere opdeling og analyse på de resterende parametre. Gruppen af enfamiliehuse uden eller med delvis kælder omfatter 205 huse nogenlunde ligeligt fordelt på de tre hovedgrupper. Inden for hver af disse delgrupper af hovedgrupperne er der søgt efter forskelle med hensyn til byggeår, byggemateriale, vinduestype, ventilationsforhold, efterisolering og udluftningsvaner. For disse parametre er der ikke fundet forskelle.

Indenfor delgruppen "moræneler vinter, ingen eller delvis kælder" er der på 96% - signifikansniveau fundet forskelle med hensyn til ventilationsforhold. Med udbygning af ventilationssystemerne (passive og aktive) ses en tendens til faldende radonkoncentrationer.



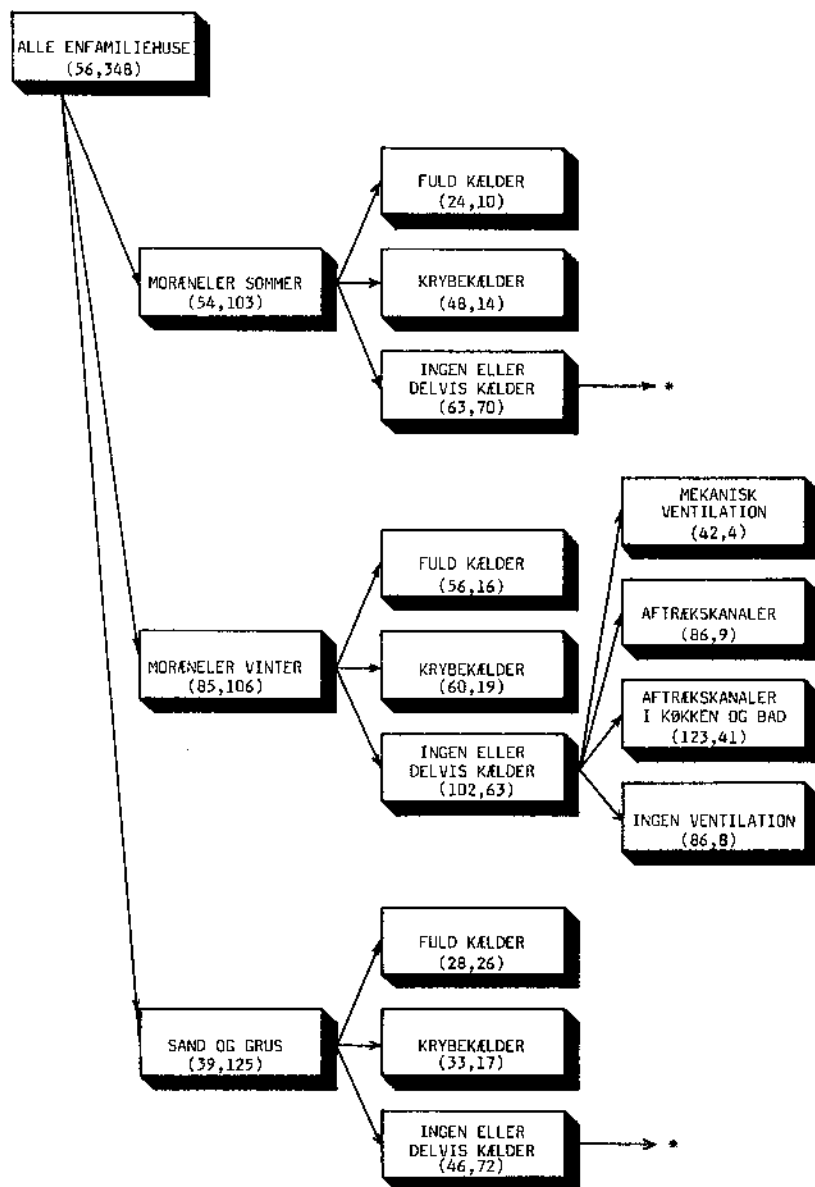
Figur 5.7 Fordelingen af de målte radonkoncentrationer i stuen i de undersøgte enfamiliehuse opdelt på kælderparametrene "fuld kælder", "krybekælder" og "ingen eller delvis kælder".

I figur 5.8 er der vist en skematisk oversigt over den gennemførte statistiske behandling af måleresultaterne af radonkoncentrationen i stuen i enfamiliehusene. Analysen er ikke ført videre, da antallet af enfamiliehusene i de respektive delgrupper ville blive meget begrænset. Samtidig hermed ville man ikke forvente større variation i middelværdierne af radonkoncentrationen ved opdeling på en af de resterende parametre end forskellene, der er fundet for kælderforhold henholdsvis ventilationsforhold.

Sammenfattende kan følgende konklusioner drages med hensyn til hvilke forhold, der har indflydelse på radonkoncentrationen i danske enfamiliehusene i tillæg til årstidsvariationen:

- Jordbundstypen er den væsentligste faktor. I områder bestående overvejende af moræner er der en større sandsynlighed for at finde enfamiliehusene med en forhøjet radonkoncentration.
- efter jordbundstype er husets konstruktion mod den underliggende jord den vigtigste faktor. I enfamiliehusene uden eller med delvis kælder er der i gennemsnit fundet højere radonkoncentrationer end i huse med fuld kælder eller krybekælder.
- der er ikke fundet forskelle mellem de undersøgte enfamiliehusene med hensyn til byggeår, byggematerialer, vinduestyper, ventilationsforhold, efterisolering eller udluftningsvaner. Der er således ikke fundet væsentligt højere radonkoncentrationer i enfamiliehusene opført efter 1973 eller i huse, hvor der er udført efterisolering.

Målingerne bekræfter således, at den væsentligste kilde til radon i danske enfamiliehusene er de underliggende jordlag.



* ingen forskelle ved opdeling på øvrige parametre

Figur 5.8 Skematisk oversigt over behandlingen af måleresultaterne af radonkoncentrationen i stuen i enfamiliehusene. De i parentes viste tal angiver henholdsvis den geometriske middelværdi i Bq/m^3 for fordelingerne af radonkoncentrationen og antallet af enfamiliehuse i den pågældende delgruppe.

5.3 Boliger i flerfamiliehuse

Fordelingen af radonkoncentrationen i stuen og soveværelset i de undersøgte boliger i flerfamiliehuse udviser meget mindre variation end de tilsvarende målinger i enfamiliehuse, jvf. tabel 5.1. Dette skyldes, at indtrængning af radon fra den underliggende jord i almindelighed ikke er mulig i samme omfang, som det er tilfældet for enfamiliehuse. For flerfamiliehuse er den væsentligste radonkilde derfor byggematerialerne.

I fire tilfælde er der målt radonkoncentrationer over 100 Bq/m³ i stuen eller soveværelset i boliger, som i BBR-registret er karakteriseret som boliger i flerfamiliehuse. En nøjere undersøgelse af disse boliger har vist, at det i tre af tilfældene drejer sig om boliger beliggende i stueplanet i huse, som i relation til denne undersøgelse snarere bør karakteriseres som række-, kæde- eller klyngehuse. Disse tre boliger har derfor været medtaget i analysen i forrige afsnit og indgår ikke i den følgende analyse.

Analysen af de forhold, der har indflydelse på radonkoncentrationen i flerfamiliehuse, er ligesom for enfamiliehuse hovedsagelig begrænset til at omfatte radonkoncentrationen i stuen, da en korrelationsanalyse har vist, at radonkoncentrationen i stuen og soveværelset i flerfamiliehusene er korrelerede med en korrelationskoefficient på 0.79.

En variansanalyse på samtlige parametre for radonkoncentrationen i stuen har først og fremmest vist signifikante forskelle mellem sommer- og vintermålingerne. Resultaterne for de to måleperioder hver for sig er vist tidligere i tabel 5.1. Det ses, at radonkoncentrationen i middel er ca. 40% højere i stuen og ca. 20% højere i soveværelset om vinteren end om sommeren. De gennemsnitlige radonkoncentrationer for både sommer- og vinterperioden i flerfamiliehusene er dog relativt lave. De er således mindre end forskellen mellem de

gennemsnitlige radonkoncentrationer om sommeren og om vinteren i enfamiliehusene.

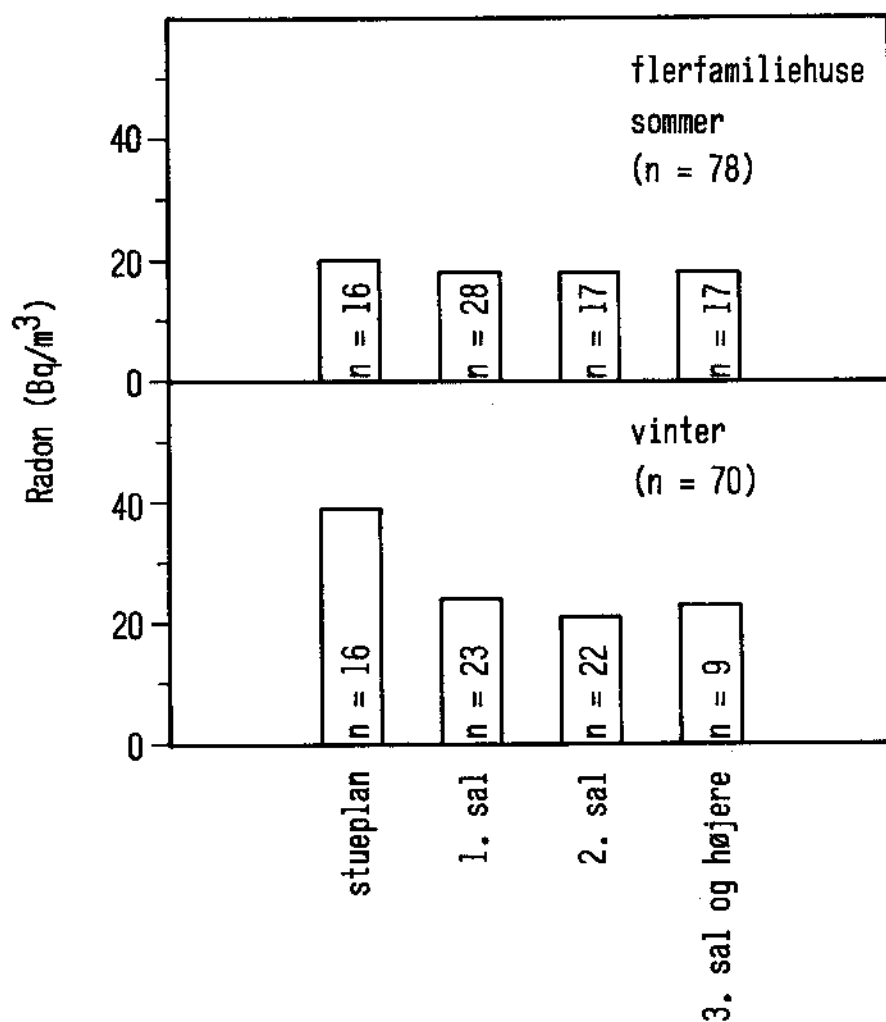
En variansanalyse af sommermålingerne og vintermålingerne hver for sig på de øvrige parametre har med undtagelse af stuens beliggenhed (etagen) ikke vist forskelle. For stuens etage er der for vintermålingerne fundet statistisk signifikante forskelle mellem middelværdierne for grupperne stueplan, 1. sal, 2. sal samt 3. sal og højere. For sommermålingerne er der ikke fundet tilsvarende forskelle. I figur 5.9 er vist de geometriske middelværdier for de nævnte etagegrupper for både sommer- og vintermålingerne. Det ses, at radonkoncentrationen om vinteren i middel falder med stigende højde over jordniveau. Dette illustrerer endnu engang betydningen af den underliggende jord som kilde til radon i indendørsluften, omend effekten for flerfamiliehuse er meget begrænset i forhold til enfamiliehuse.

Sammenfattende kan følgende konklusioner drages med hensyn til hvilke forhold, der har indflydelse på radonkoncentrationen i danske boliger i flerfamiliehuse i tillæg til årstidsvariationen, idet oplysningerne om ventilationsforhold og efterisolering i de undersøgte flerfamiliehuse dog må betragtes med en vis forsigtighed:

- der er ikke fundet forskelle med hensyn til amt, byggeår, byggemateriale, vinduestype, ventilationsforhold, efterisolering eller udluftningsvaner.
- der er om vinteren fundet en faldende radonkoncentration med stigende højde over jordniveau.

5.4 Beregning af årsmiddelværdier og landsgennemsnit

Radonkoncentrationen i en bolig kan, som det fremgår af de forrige afsnit, både variere fra rum til rum og fra årstid til årstid.



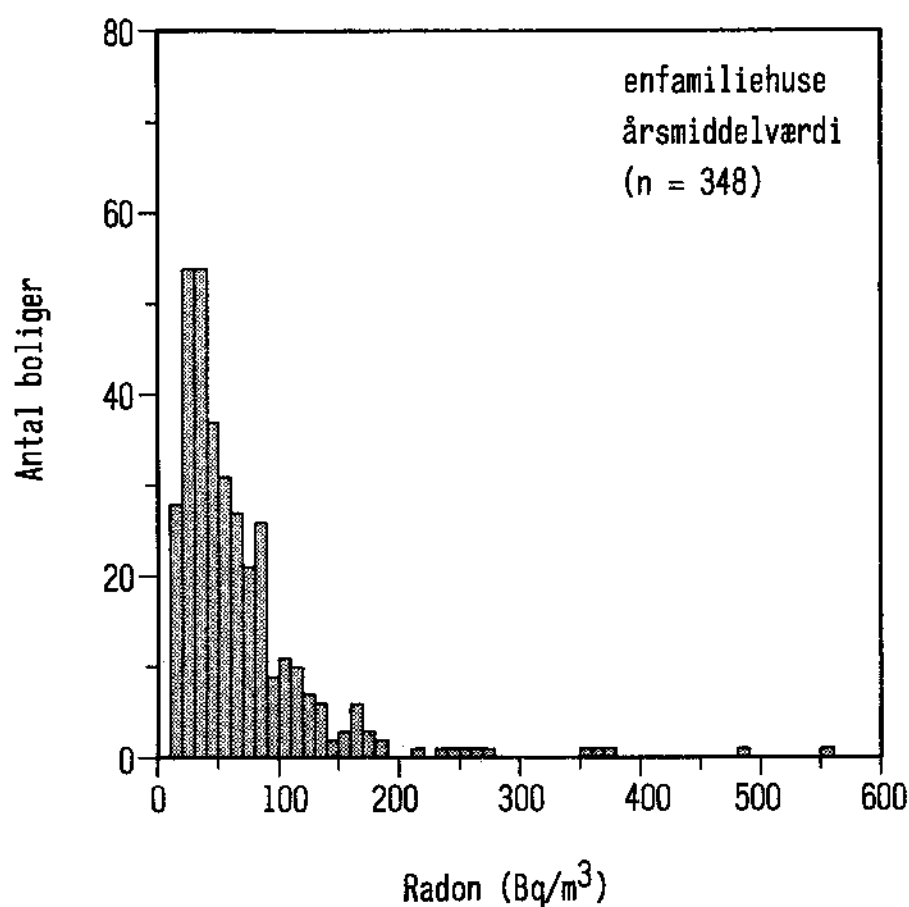
Figur 5.9 Geometriske middelværdier for radonkoncentrationen i stuen i de undersøgte flerfamiliehuse opdelt på etage og måleperiode.

Til brug ved en sundhedsmæssig vurdering af udsættelsen for radon og radondatterprodukter i en bolig er det derfor nødvendigt at kende den gennemsnitlige koncentration af radon- eller radondatterprodukterne, som beboerne udsættes for i boligen i løbet af et år.

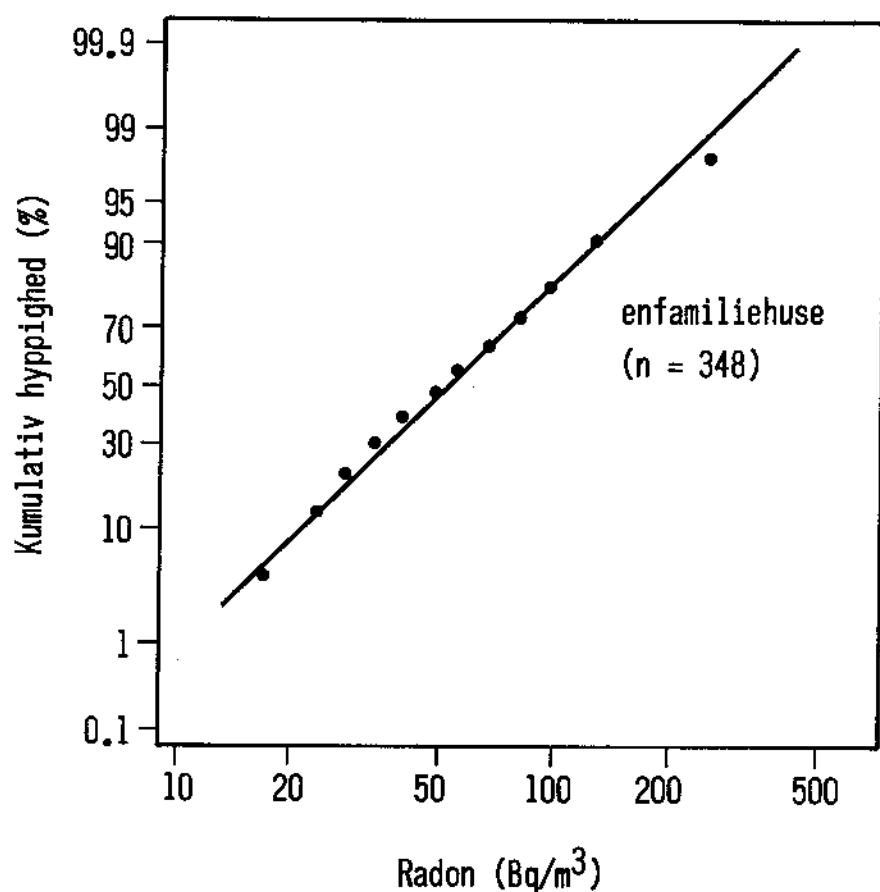
I denne undersøgelse er radonkoncentrationen målt i stuen og i soveværelset. Middelværdien af disse to koncentrationer benyttes i det følgende som et mål for halvårsmiddelværdien af radonkoncentration i den enkelte bolig for den pågældende måleperiode, sommer eller vinter. (Se endvidere afsnit 7.1 vedr. de gennemsnitlige opholdsfaktorer i soveværelse og øvrige rum).

En vurdering af helårsmiddelværdien af radonkoncentrationen i hver af de 496 deltagende boliger er opnået ved at sæsonkorrigere ovennævnte halvårsmiddelværdier på grundlag af de fundne gennemsnitlige forhold mellem radonkoncentrationerne i sommer- og vinterperioden i de deltagende boliger. Det er imidlertid kendt fra bl.a. finske undersøgelser (Ar 86), at forholdet mellem radonkoncentrationen vinter og sommer stiger med stigende radonkoncentration i boligen. Af denne grund er boligerne på basis af resultaterne fra afsnit 5.2 og 5.3 opdelt i følgende fire hovedgrupper: enfamiliehuse på moræner, enfamiliehuse på sand og grus, øvrige enfamiliehuse samt flerfamiliehuse. For hver af disse grupper er der derefter beregnet faktorer for korrektion af den målte halvårsmiddelværdi til en helårsmiddelværdi af radonkoncentrationen for den enkelte bolig. De benyttede korrektionsfaktorer er vist i tabel 5.4.

Fordelingen af de 348 årsmiddelværdier af radonkoncentrationen i enfamiliehusene er vist i figur 5.10. Da de 348 enfamiliehuse, som nævnt i afsnit 4.2, udgør en repræsentativ gruppe for samtlige danske enfamiliehuse, kan den viste fordeling betragtes som en repræsentativ fordeling af radonkoncentrationen (årsmiddelværdi) i danske enfamiliehuse. Årsmiddelværdierne varierer fra 10 Bq/m³ til 560 Bq/m³. Fordelingen er godt beskrevet ved en logaritmisk normalfordeling



Figur. 5.10 Fordelingen af årsmiddelværdien af radonkoncentration i de 348 undersøgte enfamiliehuse.



Figur 5.11 Kumulativ fordeling af årsmiddelværdien af radonkoncentrationen i de 348 undersøgte enfamiliehuse. Fordelingen kan beskrives ved en logaritmisk normalfordeling med geometrisk middelværdi og spredning på henholdsvis 52 Bq/m³ og 2.0.

Tabel 5.4 Korrektionsfaktorer for omregning fra målte halv-årsmiddelværdier af radonkoncentrationen til helårsmiddelværdier for den enkelte bolig.

Boligtype	Korrektionsfaktor	
	sommermåling	vintermåling
Enfamiliehuse på moræner	1,33	0,80
Enfamiliehuse på sand og grus	1,14	0,89
Øvrige enfamiliehuse	1,28	0,83
Flerfamiliehuse	1,16	0,88

med en geometrisk middelværdi (median) på 52 Bq/m^3 og en geometrisk spredning på 2.0. Den aritmetiske middelværdi er 68 Bq/m^3 .

I figur 5.11 er vist den tilsvarende kumulative fordeling med den tilhørende logaritmiske normalfordeling angivet som en ret linie. Den repræsentative fordeling viser, at ca. 18% af de danske enfamiliehuse har en gennemsnitlig radonkoncentration over 100 Bq/m^3 , ca. 3% har over 200 Bq/m^3 og væsentligt under 1% har over 400 Bq/m^3 . Antallet af danske enfamiliehuse med radonkoncentrationer over 800 Bq/m^3 er det ikke muligt at angive ud fra det foretagne antal målinger. Tendensen i materialet viser dog, at dette antal må være yderst begrænset, hvis der overhovedet findes sådanne enfamiliehuse i landet.

Fordelingen af årsmiddelværdier af radonkoncentrationen i de 148 boliger i flerfamiliehuse er vist i figur 5.12. Fordelingen kan betragtes som en repræsentativ fordeling af radonkoncentrationen (årsmiddelværdi) i danske boliger i flerfamiliehuse. På nær en enkelt bolig med en radonkoncentration på 110 Bq/m^3 er samtlige radonkoncentrationer mindre end 50 Bq/m^3 . Fordelingen er godt beskrevet ved en logaritmisk normalfordeling med en geometrisk middelværdi (median) på 18 Bq/m^3 og en geometrisk spredning på 1.4. Den aritmetiske middelværdi er 19 Bq/m^3 . I figur 5.13 er vist den tilsvarende kumulative fordeling.

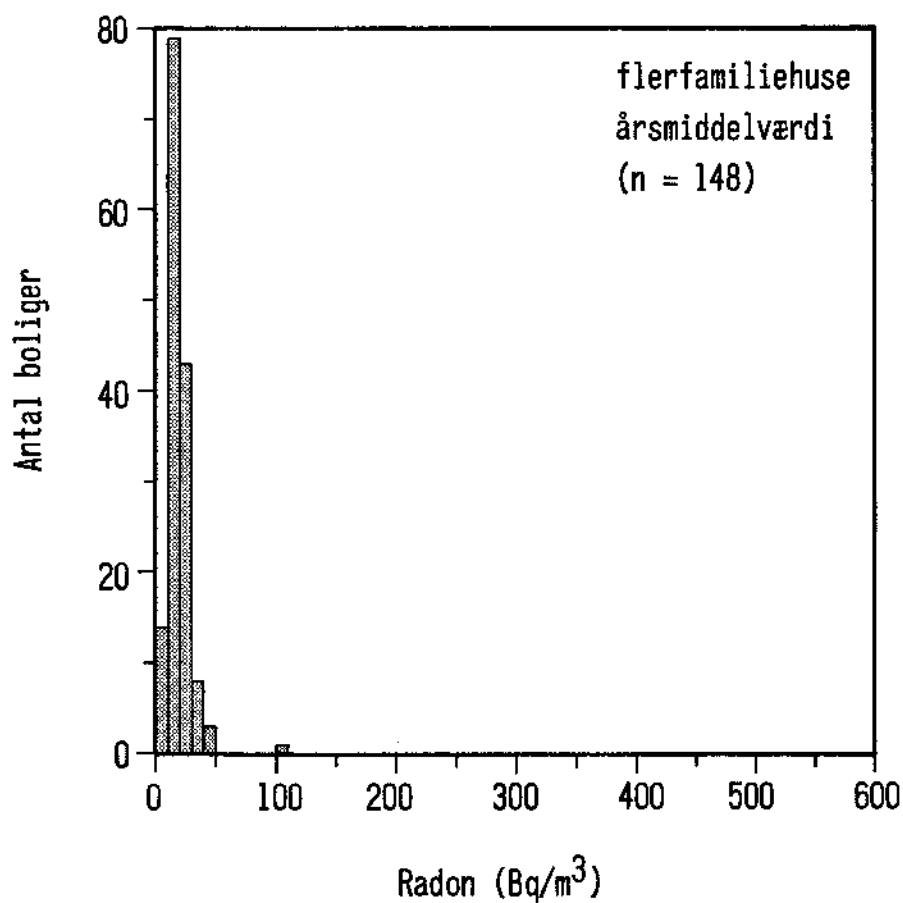
Da de to oven for beskrevne fordelinger hver for sig er repræsentative for henholdsvis danske enfamiliehuse og danske boliger i flerfamiliehuse, kan en samlet repræsentativ fordeling for samtlige danske boliger opnås ved kombination af de to fordelinger i forhold til det procentvise antal enfamiliehuse (57%) og boliger i flerfamiliehuse (43%).

I figur 5.14 er vist den samlede repræsentative fordeling af årsmiddelværdien af radonkoncentrationen i danske boliger på basis af de 496 undersøgte boliger. I figur 5.15 er vist den tilsvarende kumulative fordeling med den vægtede sum af de to tilpassede logaritmiske normalfordelinger indtegnet. De aflæste 10-, 50-, 90- og 99-procent fraktiler er vist i tabel 5.5.

Ved beregning af det gennemsnitlige effektive dosisækvivalent til den danske befolkning fra radoneksponering er det nødvendigt at kende den gennemsnitlige radonkoncentration, den danske befolkning udsættes for i boligen. Denne radonkoncentration er ikke nødvendigvis lig med den gennemsnitlige radonkoncentration i en dansk bolig, da befolkningen ikke er ligeligt fordelt på en- og flerfamiliehuse, jvf. afsnit 4.2. I tabel 5.6 er der på basis af de aritmetiske middelværdier for de repræsentative fordelinger af radonkoncentrationen i en- og flerfamiliehuse beregnet den gennemsnitlige radonkoncentration i danske boliger samt den gennemsnitlige radonkoncentration, befolkningen udsættes for i boligen, hvilket også kan udtrykkes som den gennemsnitlige radonkoncentration i en gennemsnitsdanskers bolig. I begge tilfælde er resultatet ca. 50 Bq/m^3 .

Ud fra gennemgangen i dette kapitel kan følgende konklusioner drages af undersøgelsen af radonkoncentrationen i danske boliger:

- den gennemsnitlige radonkoncentration i danske boliger er ca. 50 Bq/m^3 , i enfamiliehuse er den ca. 70 Bq/m^3 og i boliger i flerfamiliehuse er den ca. 20 Bq/m^3 .



Figur 5.12 Fordelingen af årsmiddelværdier af radonkoncentrationen i de 148 undersøgte boliger i flerfamiliehuse.

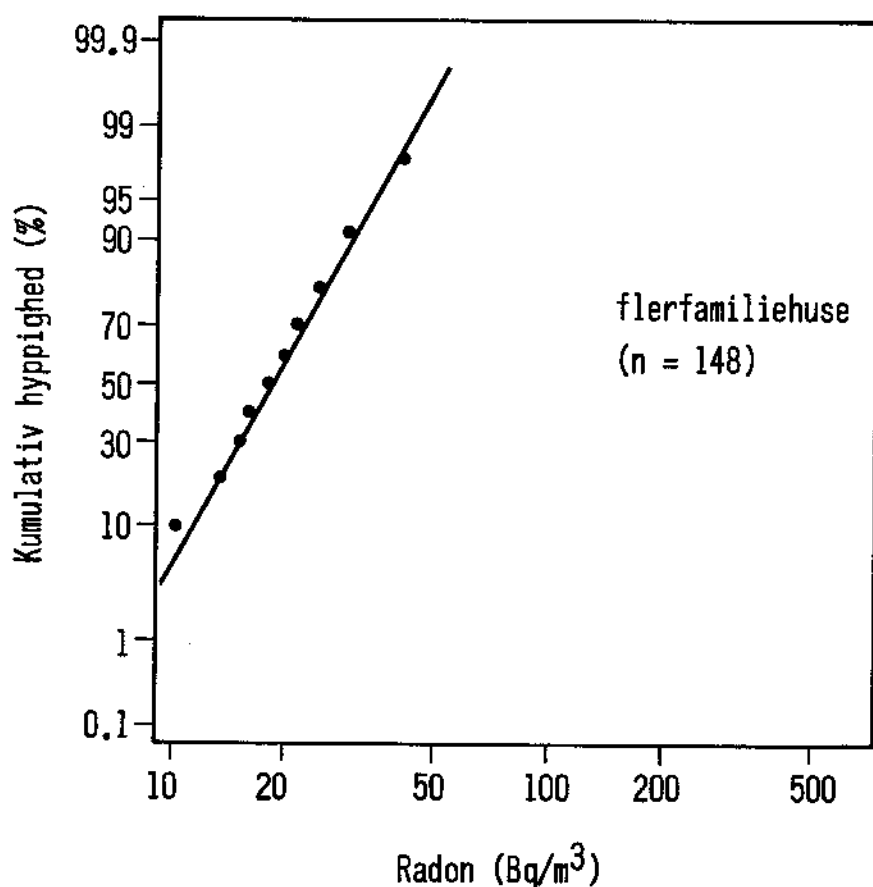
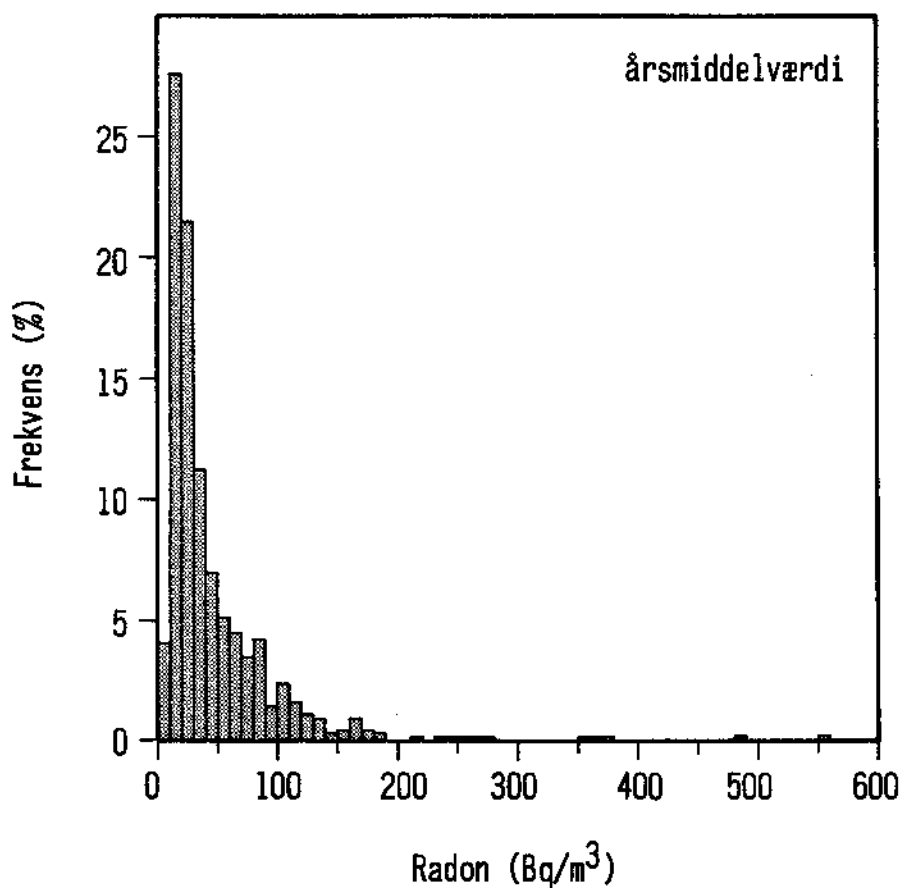
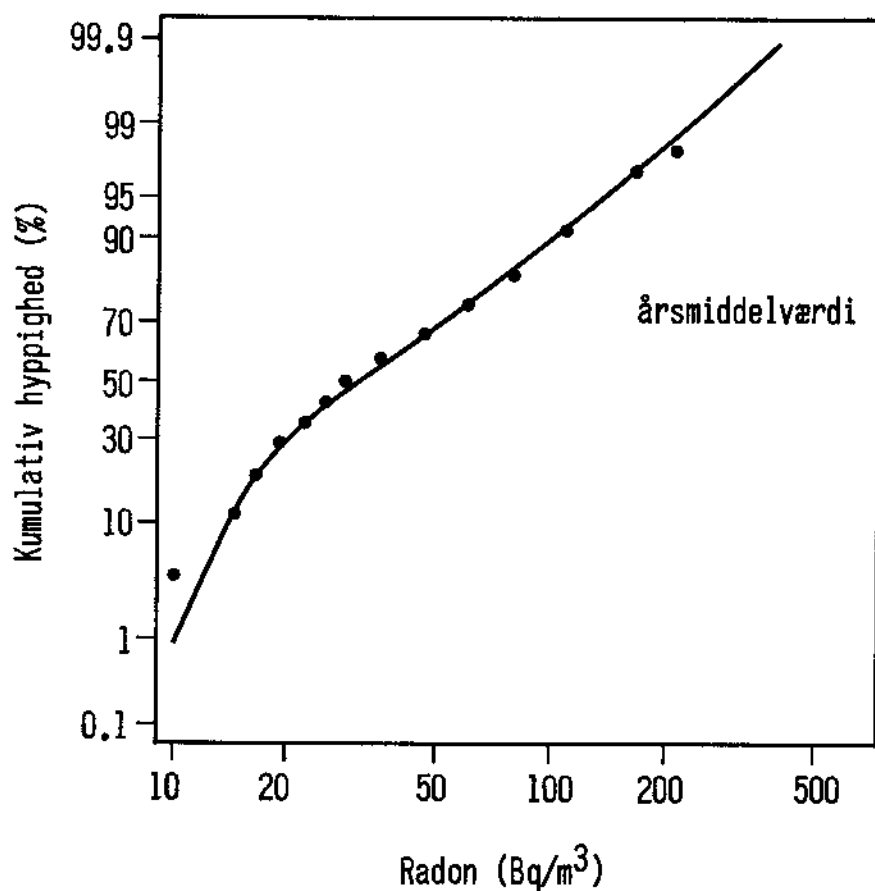


Fig. 5.13 Kumulativ fordeling af årsmiddelværdien af radonkoncentrationen i de 148 undersøgte boliger i flerfamiliehuse. Fordelingen kan beskrives ved en logaritmisk normalfordeling med en geometrisk middelværdi og spredning på henholdsvis 18 Bq/m³ og 1.4.



Figur 5.14 Procentvis fordeling af årsmiddelværdien af radonkoncentrationen i danske boliger på basis af de 496 undersøgte boliger.



Figur 5.15 Kumulativ fordeling af årsmiddelværdien af radonkoncentrationen i danske boliger på basis af de 496 undersøgte boliger. Fordelingen kan beskrives ved summen af de vægtede logaritmiske normalfordelinger for enfamiliehuse og boliger i flerfamiliehuse jvf. figur 5.11 og 5.13.

- i ingen af de målte boliger har årsmiddelværdien af radonkoncentrationen oversteget 600 Bq/m³. Antallet af boliger med en radonkoncentration over 800 Bq/m³ må være yderst begrænset, hvis der overhovedet eksisterer sådanne boliger i Danmark.
- i ingen af de målte boliger i flerfamiliehuse har årsmiddelværdien af radonkoncentrationen oversteget 200 Bq/m³. I ca. 3% af de målte enfamiliehuse har radonkoncentrationen oversteget 200 Bq/m³.

Tabel 5.5 Fraktiler af den repræsentative fordeling af årsmiddelværdier af radonkoncentrationen i danske boliger.

Fraktil	Radonkoncentration
%	Bq/m ³
10	14
50	28
90	100
99	230

Tabel 5.6 Gennemsnitlig radonkoncentration i danske boliger.

Bolig	Gennemsnitlig radonkoncentration
	Bq/m ³
Enfamiliehuse	68
Bolig i flerfamiliehuse	19
Alle danske boliger	47
Gennemsnitsdanskernes bolig	53

6. RESULTATER OG ANALYSE AF GAMMAMÅLINGERNE

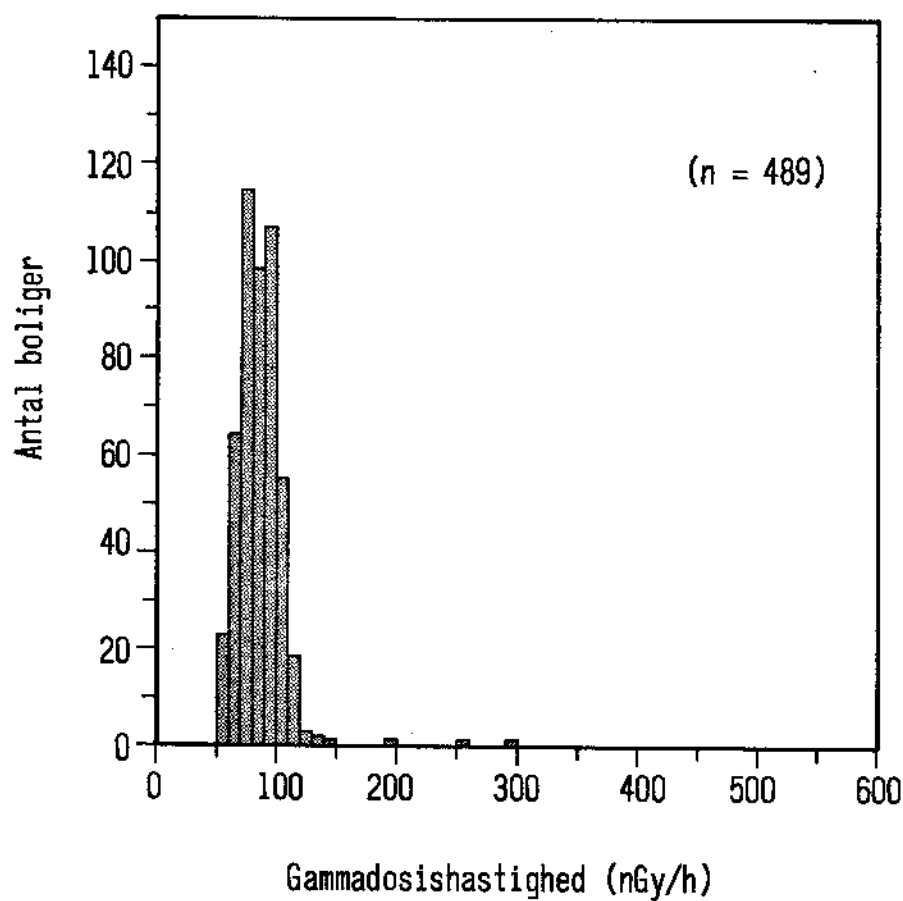
6.1 Behandling af måleresultaterne

Fordelingen af de målte gammadosishastigheder i stuen i de 489 boliger med brugbare måleresultater er vist i figur 6.1. Fordelingen adskiller sig markant fra den tilsvarende fordeling af radonkoncentrationerne ved, at variationen mellem boligerne er betydelig mindre. På nær tre boliger ligger alle måleresultater i intervallet mellem 50 nGy/h og 150 nGy/h. Af de tre målinger over 150 nGy/h stammer den højeste (290 nGy/h) fra Bornholm, hvor det er velkendt at gammabaggrundsstrålingen fra jorden kan være forhøjet i forhold til resten af landet. I de to andre boliger er gammadosishastighederne 200 nGy/h. og 250 nGy/h. Dette kan tænkes at skyldes brugen af et svensk byggemateriale (letbeton) med et forhøjet indhold af radium, som blev importeret til landet i en kort periode først i halvfjerdserne, hvor boligerne er opført.

I modsætning til fordelingen af radonkoncentrationerne er fordelingen af gammadosishastighederne i de nedenfor omtalte delgrupper generelt bedst beskrevet ved almindelige (li-neære) normalfordelinger. Der vil derfor udelukkende blive benyttet normalfordelinger i den følgende analyse.

En opdeling på en- og flerfamiliehuse viser en signifikant forskel mellem disse to grupper. En opdeling mellem sommer- og vintermålingerne inden for både en- og flerfamiliehusene viser som ventet ingen forskel.

I tabel 6.1 er vist de aritmetiske middelværdier og standardafvigelser for de målte gammadosishastigheder opdelt efter boligtype. Den højere gennemsnitlige gammadosishastighed i flerfamiliehuse i forhold til enfamiliehuse skyldes, at de enkelte rum i en bolig i et flerfamiliehus er omgivet af en større mængde byggematerialer (tykkere vægge, etageadskillelser), end det er tilfældet i enfamiliehuse.



Figur 6.1 Fordelingen af de målte gammadosis hastigheder i stuen i de 489 undersøgte boliger.

Tabel 6.1 Aritmetiske middelværdier og standardafvigelser for gammadosishastigheden^{a)} i stuen i de 489 undersøgte boliger opdelt efter boligtype.

Boligtype	Aritmetisk middelværdi	Standard- afvigelse	Antal
	nGy/h	nGy/h	
Enfamiliehuse	83	22	345
Flerfamiliehuse	90	16	144

a) Inklusive kosmisk stråling

I det følgende behandles en- og flerfamiliehuse hver for sig.

6.2 Enfamiliehuse

Inden for gruppen bestående af alle enfamiliehuse er der søgt efter forskelle med hensyn til amt, byggeår, kælderforhold og byggemateriale. Signifikante forskelle er fundet for parametrene amt, byggeår og byggemateriale.

Den signifikante forskel mellem amterne skyldes de tidligere omtalte høje værdier på Bornholm. Der er ikke forskelle mellem de øvrige amter. Bornholm er derfor udeladt i den følgende behandling. Resultaterne for Bornholm og resten af landet er vist i tabel 6.2

I tabel 6.3 og 6.4 er vist de aritmetiske middelværdier og standardafvigelser for gammadosishastigheden opdelt efter henholdsvis byggemateriale og byggeår. For byggematerialer ses en stigende gennemsnitlig gammadosishastighed hen gennem rækken: træ, letbeton, beton, tegl. Dette er i god overensstemmelse med tidligere målinger af indholdet af naturligt forekomende radioaktive stoffer i danske byggematerialer (U1 80a, U1 80b, U1 84, SI 84).

Tabel 6.2 Aritmetiske middelværdier og standardafvigelse for gammadosishastigheden^{a)} i stuen i enfamiliehuse opdelt på Bornholm og resten af landet.

Område	Aritmetisk middelværdi	Standard- afvigelse	Antal
	nGy/h	nGy/h	
Bornholm	108	55	15
Resten af landet	82	18	330

a) Inklusive kosmisk stråling

Tabel 6.3 Aritmetiske middelværdier og standardafvigelse for gammadosishastigheden^{a)} i stuen i enfamiliehuse opdelt efter byggemateriale.

Byggemateriale	Aritmetisk middelværdi	Standard- afvigelse	Antal
	nGy/h	nGy/h	
Beton	74	14	15
Tegl	84	19	259
Letbeton	75	9	16
Træ	67	6	5
Letbeton og tegl	77	14	6
Andet	76	19	28

a) Inklusive kosmisk stråling

Tabel 6.4 Aritmetiske middelværdier og standardafvigelse for gammadosishastigheden^{a)} i stuen i enfamiliehuse opdelt efter byggeår.

Byggeår	Aritmetisk middelværdi	Standard afvigelse	Antal
	nGy/h	nGy/h	
før 1920	86	12	64
1920 - 1939	89	13	47
1940 - 1959	87	14	44
1960 - 1969	77	10	73
1970 - 1979	78	27	87
efter 1980	77	11	15

a) Inklusive kosmisk stråling

For byggeåret ses i middel en højere gammadosishastighed i perioden før 1960. De to parametre byggeår og byggemateriale er imidlertid korrelerede med byggeåret som den tilsyneladende dominerende parameter. Dette kommer bl.a. til udtryk ved, at den samme variation med byggeåret også ses inden for gruppen af enfamiliehuse opført af teglsten. Da der ikke er belæg for, at radioaktivitetsindholdet i danske teglsten var højere i perioden før 1960, kan de fundne forskelle kun forklares ved et større materialeforbrug i denne periode. En mulig årsag hertil er, at der til både indermur og ydermur i pågældende periode i højere grad blev anvendt teglsten i modsætning til senere, hvor indermuren i teglstensvillaer ofte er udført af et andet byggemateriale.

Det kan derfor konkluderes, at variationen i gammadosishastigheden i enfamiliehuse hovedsagelig er bestemt af arten og mængden af de anvendte byggematerialer.

6.3 Boliger i flerfamiliehuse.

For flerfamiliehusene er analysen forløbet helt parallelt med analysen for enfamiliehusene, idet det dog ikke har været muligt at se eventuelle forskelle mellem Bornholm og de øvrige amter, da der ikke indgår flerfamiliehuse på Bornholm i undersøgelsen. Resultaterne for flerfamiliehuse opgjort for byggemateriale og byggeår er vist i tabel 6.5 og 6.6. Som nævnt tidligere er gammadosishastigheden generelt højere i flerfamiliehuse end i enfamiliehuse på grund af et større byggematerialeforbrug.

6.4 Beregning af landsgennemsnit

De fundne fordelinger af gammadosishastigheden i stuen i henholdsvis en- og flerfamiliehuse kan betragtes som repræsentative fordelinger for de to boligtyper hver for sig. Ud fra de aritmetiske middelværdier for de to fordelinger kan den gennemsnitlige gammadosishastighed i en dansk bolig og i en gennemsnitsdanskers bolig beregnes på samme måde som blev anvendt

Tabel 6.5 Aritmetiske middelværdier og standardafvigelser for gammadosishastigheden^{a)} i stuen i boliger i flerfamiliehusene opdelt efter byggemateriale.

Byggemateriale	Aritmetisk middelværdi	Standard- afvigelse	Antal
	nGy/h	nGy/h	
Beton	76	15	37
Tegl	95	13	105
Letbeton	102	—	1

a) Inklusive kosmisk stråling

Tabel 6.6 Aritmetiske middelværdier og standardafvigelser for gammadosishastigheden^{a)} i stuen i boliger i flerfamiliehusene opdelt efter byggeår.

Byggeår	Aritmetisk middelværdi	Standard- afvigelse	Antal
	nGy/h	nGy/h	
før 1920	98	8	31
1920 - 1939	96	16	35
1940 - 1959	96	10	31
1960 - 1969	79	14	26
1970 - 1979	74	11	14
efter 1980	74	13	7

a) Inklusive kosmisk stråling

Tabel 6.7 Gennemsnitlig gammadosishastighed i danske boliger.

Bolig	Gennemsnitlig gammadosishastighed ^{a)}
	nGy/h
Enfamiliehus	82
Flerfamiliehus	90
Alle danske boliger	85
En gennemsnitsdanskers bolig	85

a) Inklusive kosmisk stråling

i afsnit 5.4 for radonkoncentrationen. Resultatet er vist i tabel 6.7. I begge tilfælde er resultatet 85 nGy/h.

Den repræsentative kumulative fordeling af gammadosishastigheden i danske boliger på basis af de 489 undersøgte boliger er vist i figur 6.2 med den vægtede sum af de to tilpassede normalfordelinger for en- og flerfamiliehuse indtegnet. De aflæste 10-, 50-, 90- og 99- procent fraktiler er vist i tabel 6.8.

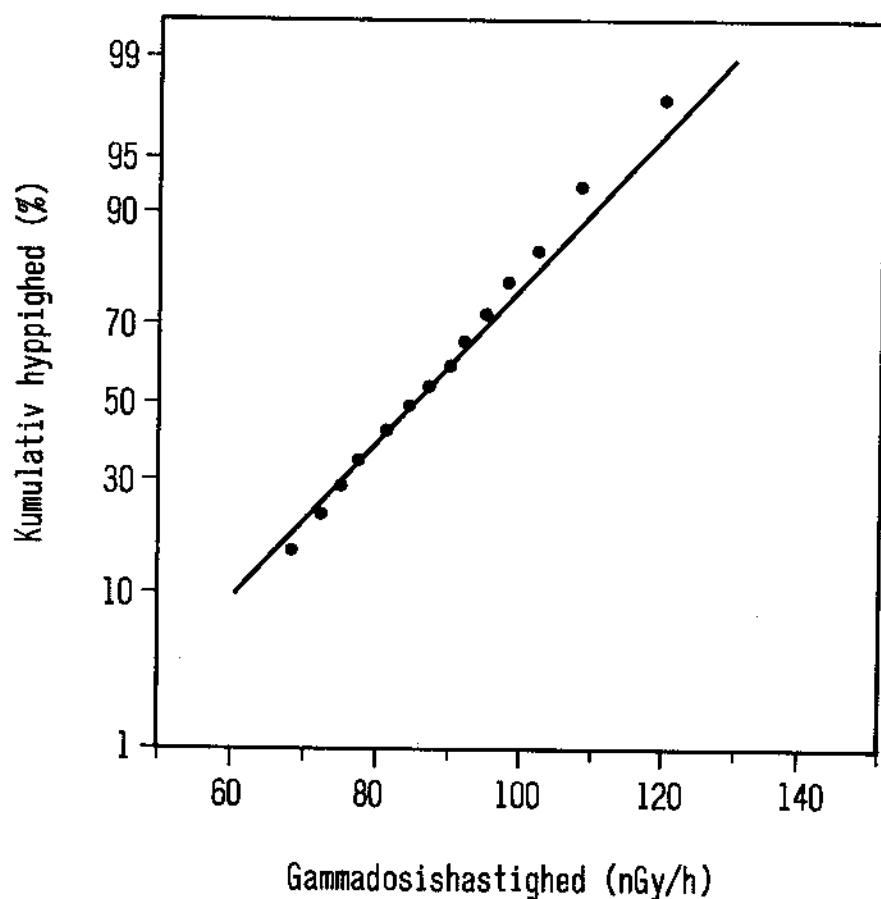
6.5 Sammenhæng mellem resultaterne af radon- og gammamålingerne

Der er gennemført en korrelationsanalyse mellem radonkoncentrationen og gammadosishastigheden i stuen i de undersøgte boliger. For enfamiliehuse og flerfamiliehuse hver for sig samt for flerfamiliehuse med stue på 1. etage og opefter er der ikke fundet nogen korrelation. For de 15 enfamiliehuse på Bornholm er der derimod fundet en korrelationskoefficient på 0.92. Dette bestyrker formodningen om, at den underliggende jord er den væsentligste bestemmende faktor for både radonkoncentrationen og gammadosishastigheden i enfamiliehusene på Bornholm.

Tabel 6.8 Fraktiler af den repræsentative fordeling af gammadosishastigheden i danske boliger.

Fraktil	Gammadosishastighed ^{a)}
%	nGy/h
10	65
50	84
90	106
99	125

a) Inklusive kosmisk stråling



Figur 6.2 Kumulativ fordeling af gammadosis hastigheden i danske boliger på basis af de 489 undersøgte boliger. Fordelingen kan beskrives ved summen af de vægtede normalfordelinger for enfamiliehuse og boliger i flerfamiliehuse jvf. tabel 6.1 og 6.2.

7. BEREGNING AF EKSPONERING OG STRALINGSDOSIS

7.1 Eksponeringsmodel og opholdsfaktorer

Strålingsdosis til en person forårsaget af radondatterprodukter i indendørs- og udendørsluften afhænger af den totale eksponering den enkelte udsættes for. Eksponeringen beregnes som den gennemsnitlige radondatterkoncentration den enkelte udsættes for multipliceret med den tilhørende eksponeringstid. I det følgende gøres der rede for den eksponeringsmodel, som sammen med resultaterne fra kapitel 5 er anvendt ved beregning af strålingsdosis til en dansker fra udsættelsen for radondatterprodukter. Denne model benyttes ligeledes til beregning af strålingsdosis fra gammastråling.

Da det af måletekniske og praktiske grunde i denne undersøgelse er valgt at måle radonkoncentrationen og ikke radondatterkoncentrationen i de undersøgte boliger, vil det i første omgang også være mest naturligt at beregne radoneksponeringen i stedet for radondattereksponeringen. Radondattereksponeringen vil kunne beregnes ud fra radoneksponeringen ved multiplikation med en gennemsnitlig ligevægtsfaktor for danske forhold udendørs og indendørs. På baggrund af resultaterne i Risø's pilotprojekt (Sø 85) og mange års målinger på Laboratoriet for Teknisk Fysik I på Danmarks Tekniske Højskole (Jo 84) skønnes det rimeligt til dette formål at anvende en ligevægtsfaktor på 0.5.

Til brug for opstillingen af en radoneksponeringsmodel er det nødvendigt at fastlægge det gennemsnitlige ophold indendørs og udendørs for den danske befolkning (opholdsfaktorer).

Socialforskningsinstituttet gennemførte i 1975 en undersøgelse af befolkningens døgnrytme og tidsforbrug ved interview af ialt 2128 personer (Kü 76). På baggrund af en oversigt over det gennemsnitlige tidsforbrug på hverdage og i weekenden for samtlige interview-personer i Socialforskningsinstituttets

rapport er der i tabel 7.1 beregnet gennemsnitlige opholdsfaktorer på hverdage og i weekenden opdelt på følgende tre kategorier: a) Indendørs/egen bolig, b) Indendørs/andetsteds og c) Udendørs. For kategorien Indendørs/egen bolig er der endvidere vist en opdeling i tidsforbruget på søvn og anden aktivitet. Endelig er der beregnet et vægtet gennemsnit for alle ugens syv dage.

På basis af disse gennemsnitlige opholdsfaktorer fra undersøgelsen i 1975 er der til brug i denne rapport valgt følgende afrundede opholdsfaktorer:

- ophold indendørs/egen bolig	0.7
- ophold indendørs/andetsteds	0.2
- ophold udendørs	0.1

7.2 Radoneksponering

Det fremgår af tabel 7.1, at det gennemsnitlige tidsforbrug på søvn og anden aktivitet i egen bolig er praktisk taget det samme, nemlig henholdsvis 35% og 38%. Dette er delvis baggrunden for, at årsmiddelværdien af radonkoncentrationen i en bolig i sektion 5.4 er beregnet som middelværdien af de målte radonkoncentrationer i stuen og soveværelset korrigeret for sæsonsvingning. Ved beregning af bidraget fra egen bolig til den totale radoneksponering benyttes derfor boligens årsmiddelværdi multipliceret med opholdsfaktoren 0.7.

I flere udenlandske eksponeringsmodeller (Br 84, IC 87) er der også taget hensyn til, at radonkoncentrationen normalt varierer i løbet af døgnet med højere værdier om natten og lavere om dagen. Med den oven for beskrevne beregningsmåde af bidraget fra egen bolig til radoneksponeringen er dette ikke fundet nødvendigt i denne undersøgelse.

Ved ophold indendørs/andetsteds er det usandsynligt, at de

Tabel 7.1 Gennemsnitlige opholdsfaktorer indendørs og udendørs for den danske befolkning baseret på Socialforskningsinstituttets undersøgelse i 1975 samt afrundede faktorer anvendt i SIS eksponeringsmodel.

	Gennemsnitlige opholdsfaktorer			
	Døgnrytmeundersøgelsen fra 1975			SIS eksponeringsmodel
	hver-dage	week-end	alle dage	
Indendørs/egen bolig	0.71	0.78	0.73	0.7
a. søvn	0.34	0.38	0.35	
b. andet	0.37	0.40	0.38	
Indendørs/andetsteds	0.22	0.13	0.19	0.2
Udendørs	0.07	0.09	0.08	0.1

skiftende opholdssteder (arbejdsplads, besøg hos familie etc.) alle skulle have en forhøjet radonkoncentration. For dette eksponeringsbidrag er det derfor valgt at benytte gennemsnitsværdien af radonkoncentrationen i danske boliger på 47 Bq/m^3 sammenholdt med opholdsfaktoren 0.2. Dette bidrag bliver følgelig konstant for alle og udgør på årsbasis: $47 \text{ Bq/m}^3 \times 0.2 \text{ år} = 9.4 \text{ Bq år/m}^3$.

Da den gennemsnitlige radonkoncentration udendørs i Danmark er ca. 8 Bq/m^3 (Ma 87), fås tilsvarende et eksponeringsbidrag herfra på årsbasis: $8 \text{ Bq/m}^3 \times 0.1 \text{ år} = 0.8 \text{ Bq år/m}^3$.

Sammenlagt giver udsættelsen for radon fra ophold indendørs uden for egen bolig og udendørs et konstant bidrag til den totale eksponering på 10 Bq år/m^3 .

Den totale årlige radoneksponering, E, målt i Bq år/m^3 for en dansker kan således i den gennemsnitlige eksponeringsmodel udtrykkes ved:

$$E = 0.7 \cdot C_{\text{Rn}} + 10$$

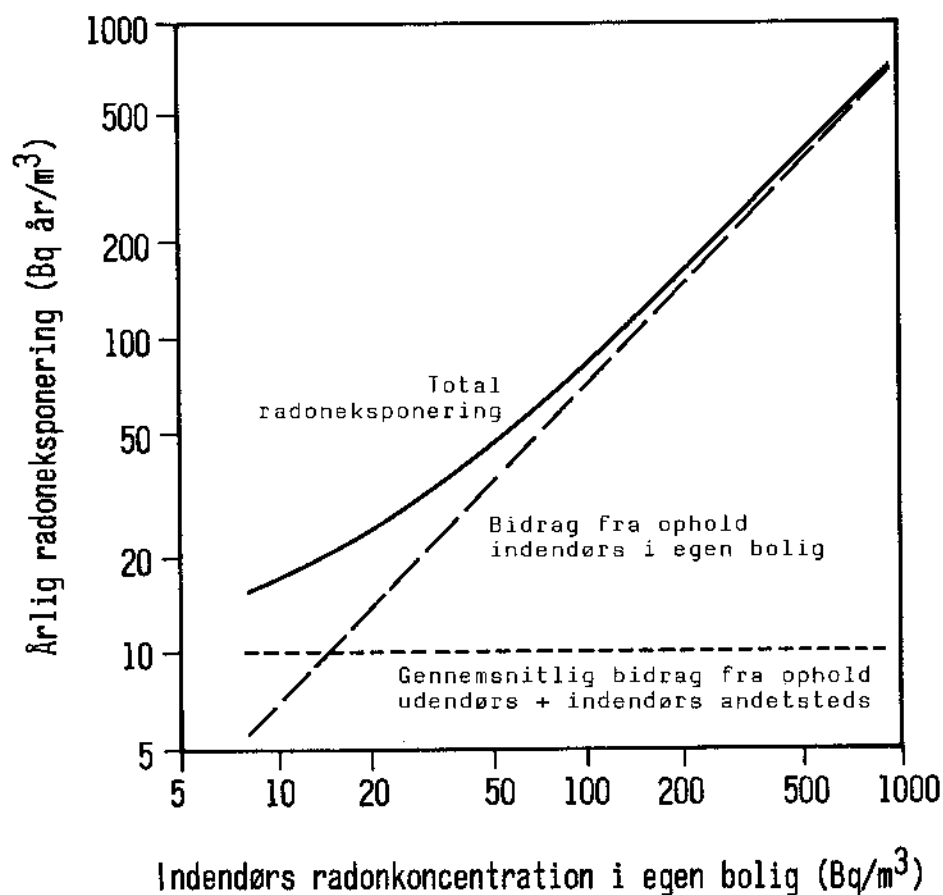
hvor C_{Rn} er årsmiddelværdien af radonkoncentrationen i pågældendes egen bolig målt i Bq/m^3 . Figur 7.1 giver en grafisk fremstilling af denne sammenhæng. Det ses, at radoneksponeringen i egen bolig i alle tilfælde vil udgøre mere end 50% af den totale eksponering. Ved en radonkoncentration i egen bolig svarende til landsgennemsnittet på ca. $50 Bq/m^3$ udgør dette bidrag ca. 80% og for radonkoncentrationer over $100 Bq/m^3$ udgør bidraget mere end 90%.

I tabel 7.2 er der givet en oversigt over de beregnede gennemsnitlige radon- og radondattereksponeringer, som fås ved at sammenholde de i afsnit 5.4 fundne gennemsnitlige radonkoncentrationer i danske boliger med den oven for beskrevne eksponeringsmodel. For radondattereksponeringen er resultatet givet i $Bq \text{ år}/m^3$ (EER) og $mJ \text{ h}/m^3$ (potentielt alfaenergi).

Tabel 7.2 Beregnet gennemsnitlig radon- og radondattereksponering til den danske befolkning.

Bidrag fra ophold	Gennemsnitlig radonkoncen- tration Bq/m^3	Årlig eksponering		
		Radon	Radondatterprodukter ^{a)}	
		$Bq \text{ år}/m^3$	EER $Bq \text{ år}/m^3$	Pot. alfa- energi $mJ \text{ h}/m^3$
Indendørs/egen bolig	53	37	19	0.91
Indendørs/andet- steds	47	9.4	4.7	0.23
Udendørs	8.5	0.85	0.43	0.021
Totalt		47	24	1.2

a) Beregnet ud fra radoneksponeringen under antagelse af en gennemsnitlig ligevægtsfaktor på 0.5.



Figur 7.1 Årlig total radoneksponering som funktion af års-middelværdien af radonkoncentrationen i egen bolig under forudsætning af normalt ophold udendørs og indendørs.

Tabel 7.2 viser, at den gennemsnitlige årlige radoneksponering af den danske befolkning er ca. 50 Bq år/m³. Dette kan også udtrykkes ved, at en gennemsnitsdanske året rundt omgives af luft med en gennemsnitlig radonkoncentration på ca. 50 Bq/m³.

7.3 Beregning af strålingsdosis

Omregning fra radon eller radondattereksponering til effektivt dosisækvivalent kræver kendskab til og fastsættelse af en række fysiske og biologiske parametre. SIS har i (SI 87c) givet en oversigt over en række publicerede omregningsfaktorer, som for størsteparten ligger omkring 0.1 mSv pr. Bq år/m³ EER. I denne rapport benyttes den nyeste, almindeligt accepterede omregningsfaktor på 0.076 mSv pr. Bq år/m³ EER, som i 1983 er anbefalet af en arbejdsgruppe under NEA (Nuclear Energy Agency), OECD. Omregnes til radoneksponering ved brug af en ligevægtsfaktor på 0.5 svarer NEA omregningsfaktoren til 0.038 mSv pr. Bq år/m³ radon.

I tabel 7.3 er vist de beregnede årlige effektive dosisækvivalenter fra ophold indendørs og udendørs på basis af de i tabel 7.2 angivne gennemsnitlige radoneksponeringer til en dansker fra radon og radondatterprodukter i indendørs- og udendørsluften. Det totale effektive dosisækvivalent fra eksponeringen udgør 1.8 mSv/år svarende til en afrundet værdi på 2 mSv/år. Heraf udgør bidraget fra ophold indendørs i egen bolig ca. 80%.

På basis af de i tabel 5.5 viste fraktiler af fordelingen af radonkoncentrationen i danske boliger er der i tabel 7.4 beregnet de tilsvarende årlige radoneksponeringer og effektive dosisækvivalenter.

Ved beregning af det gennemsnitlige årlige effektive dosisækvivalent til den danske befolkning fra udsættelsen for gammastråling benyttes de samme opholdsfaktorer som tidligere anvendt. For omregning fra absorberet dosis i luft til effektivt

Tabel 7.3 Beregnet gennemsnitligt effektivt dosisækvivalent til den danske befolkning fra radoneksponering indendørs og udendørs.

Bidrag fra radoneksponering	Effektivt dosisækvivalent
	mSv/år
Indendørs/egen bolig	1.4
Indendørs/andetsteds	0.36
Udendørs	0.030
Totalt	1.8

Tabel 7.4 Fraktiler af fordelingen af radonkoncentrationen i danske boliger og tilhørende beregnede årlige radoneksponeringer og effektive dosisækvivalenter.

Fraktil	Radonkoncentration	Årlig radon-eksponering	Effektivt dosisækvivalent
%	Bq/m ³	Bq år/m ³	mSv/år
10	14	17	0.65
50	28	30	1.1
90	100	80	3.0
99	230	170	6.5

dosisækvivalent er det nødvendigt at skelne mellem bidraget fra den kosmiske stråling og bidraget fra den rene gammastråling fra byggematerialerne og den omkringliggende jord. Det er imidlertid ikke muligt at skelne mellem disse to bidrag ved målingen i den enkelte bolig. I stedet er det valgt at se bort fra boligens afskærmende virkning overfor den kosmiske stråling. Dosishastigheden fra den kosmiske stråling udendørs på 31 nGy/h (Ni 80) er derfor anvendt som en generel dosishastighed for den kosmiske stråling udendørs og indendørs. For den

rene gammadosishastighed indendørs i og uden for egen bolig benyttes de i afsnit 6.4 fundne middelværdier af dosishastigheden på 85 nGy/h fratrasket den nævnte værdi for den kosmiske stråling. For ophold udendørs benyttes på samme måde den af Risø (RI 85) tidligere bestemte middelværdi af dosishastigheden udendørs i det åbne land i Danmark på 66 nGy/h.

For omregning fra absorberet dosis i luft til effektivt dosisækvivalent benyttes for den rene gammastråling den i UNSCEAR 1982 (UN 82) angivne omregningsfaktor på 0.7 Sv/Gy, som tager hensyn til kroppens egen afskærmning mod strålingen. For den kosmiske stråling benyttes omregningsfaktoren 1 Sv/Gy. Resultaterne af beregningerne er sammenstillet i tabel 7.5 for den rene gammastråling. For den kosmiske stråling fås et bidrag på 0.30 mSv/år, der også inkluderer neutronstrålingen.

Tabel 7.5 Beregnet gennemsnitligt effektivt dosisækvivalent til den danske befolkning fra gammastråling indendørs og udendørs.

Bidrag fra ophold	Gammadosishastighed ^{a)}	Effektivt dosisækvivalent
	nGy/h	mSv/år
Indendørs/egen bolig	54	0.23
Indendørs/andetsteds	54	0.066
Udendørs	35	0.021
Totalt		0.32

a) Eksklusive kosmisk stråling

Tabel 7.6 Fraktiler af fordelingen af gammadosishastigheden i danske boliger og tilhørende beregnede årlige effektive dosisækvivalenter

Fraktil	Gammadosis- hastighed ^{a)}	Effektivt dosis- ækvivalent
%	nGy/h	mSv/år
10	34	0.23
50	53	0.32
90	75	0.41
99	94	0.49

a) Eksklusive kosmisk stråling

På basis af de i tabel 6.8 viste fraktiler af fordelingen af gammadosishastigheden i danske boliger er der i tabel 7.6 beregnet de tilsvarende årlige effektive dosisækvivalenter ud fra den opstillede eksponeringsmodel.

Ud fra de beregnede gennemsnitlige effektive dosisækvivalenter indendørs og udendørs fra radon og gammastråling i henholdsvis tabel 7.3 og 7.5 kan man beregne, at ophold indendørs giver et samlet ekstra bidrag på 1,6 mSv/år i tillæg til, hvad man vil modtage, hvis man opholdt sig udendørs hele tiden. Radoneksponeringen tegner sig med 1,5 mSv/år for størsteparten heraf.

7.4 Sammenligning med andre strålingskilder

På basis af den fundne gennemsnitlige radonkoncentration og gammadosishastighed er der i afsnit 7.3 beregnet de gennemsnitlige årlige effektive dosisækvivalenter til den danske befolkning fra udsættelsen for radon og gammastråling. I tabel 7.7 er disse resultater sammen med en vurdering af de øvrige komponenter af den naturlige baggrundsstråling benyttet til en sammenstilling af en oversigt over den samlede dosis til den danske befolkning fra naturlige strålingskilder.

Tabel 7.7 Vurdering af strålingsdosis til den danske befolkning fra naturlige strålingskilder.

Naturlig strålingskilde	Gennemsnitligt effektivt dosisækvivalent mSv/år	Del af totalen %
<u>Kosmisk stråling</u>	0.30	10
<u>Rad. stoffer dannet i atmosfæren</u>	0.015	1
<u>Radioaktive stoffer fra jorden</u>		
ydre bestråling		
udendørs	0.02	1
indendørs	0.30	10
indre bestråling		
fødevarer	0.36	12
indånding udendørs ^{a)}	0.06	2
indånding indendørs ^{a)}	1.9	64
<u>Totalt (afrundet værdi)</u>	3	100

a) omfatter radon, thoron og deres datterprodukter.

Tabel 7.8 Vurdering af strålingsdosis til den danske befolkning fra naturlige og menneskeskabte strålingskilder i 1986

Strålingskilde	Gennemsnitligt effektivt dosisækvivalent i 1986 mSv	Del af totalen %
<u>Naturlige strålingskilder</u>		
Kosmisk stråling	0.30	7
Gammastråling	0.32	8
Fødevarer	0.37	9
Radon a)	2.0	50
<u>Menneskeskabte strålingskilder</u>		
Medicinsk bestråling	1.0	25
Erhvervsmæssig bestråling	0.0005	0.001
Nedfald (atombombesprængninger)	0.02	0.5
Tjernobyl nedfald	0.023	0.6
Andet	0.01	0.2
<u>Totalt (afrundet værdi)</u>	4	100

a) omfatter radon, thoron og deres datterprodukter.

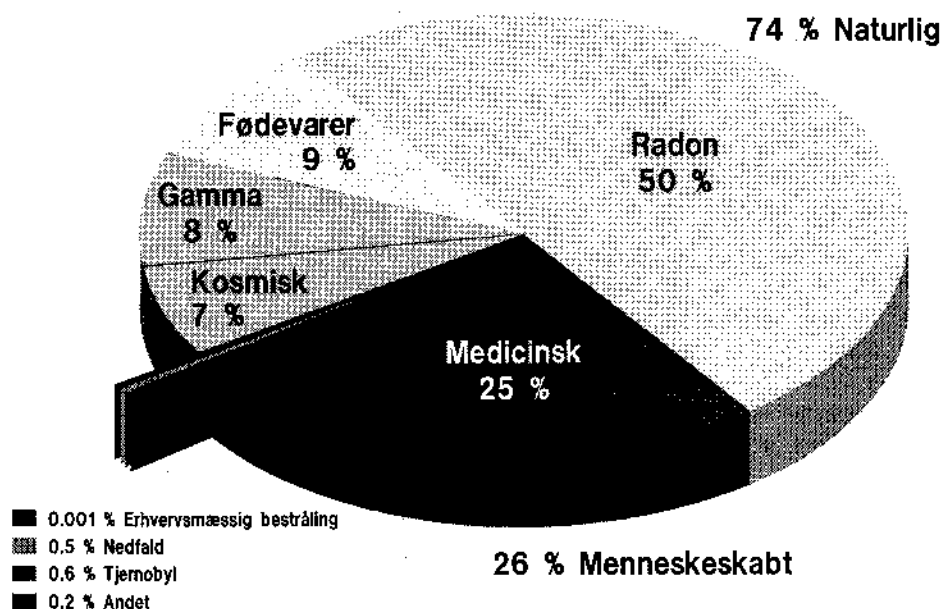
For strålingsdosis fra indtag af naturlige radioaktive stoffer med føden er benyttet de i UNSCEAR 1982 (UN 82) angivne vurderinger. Dosis fra kalium-40 udgør ca. halvdelen heraf.

Strålingsdosis fra indånding af naturlige radioaktive stoffer indendørs og udendørs omfatter i tillæg til de i denne undersøgelse fundne doser fra radon og radondatterprodukter også doser fra thoron og thorondatterprodukter, der er radioaktive stoffer i thorium-232 henfaldsserien. Dette bidrag udgør ifølge UNSCEAR 1982 0.03 mSv/år fra ophold udendørs og 0.17 mSv/år fra ophold indendørs, hvilket er i god overensstemmelse med tidligere målinger i 16 danske boliger (Je 84).

Sammenstillingen viser, at det gennemsnitlige effektive dosisækvivalent til den danske befolkning fra alle naturlige strålingskilder udgør 3 mSv/år fordelt med 2 mSv/år fra radon og radondatterprodukter og 1 mSv/år fra de øvrige komponenter af baggrundsstrålingen.

Resultaterne kan også sammenlignes med vurderingen af de gennemsnitlige strålingsdoser til den danske befolkning i 1986 fra forskellige menneskeskabte strålingskilder, jvf. tabel 7.8. Disse omfatter først og fremmest bestrålingen af patienter fra medicinske undersøgelser og behandlinger, der i gennemsnit for hele befolkningen vurderes at svare til ca. 1 mSv/år (Be 78). De øvrige menneskeskabte strålingskilder, der alle vurderes at bidrage med 0.02 mSv/år eller mindre, omfatter erhvervsmæssig bestråling (SI 87d, RI 87), nedfald af radioaktive stoffer fra de tidligere atmosfæriske atombombesprængninger (UN 82), nedfald af radioaktive stoffer fra reaktorulykken i Tjernobyl i 1986 (SI 86b) samt andre kilder, der bl.a. omfatter udslip af radioaktive stoffer fra nukleare anlæg og sygehuse samt brug af radioaktive stoffer i forbrugerartikler.

Det fremgår af tabel 7.8, at det effektive dosisækvivalent til den danske befolkning fra naturlige og menneskeskabte strålingskilder i 1986 i gennemsnit har været 4 mSv. Heraf udgør strålingsdosis fra radon halvdelen. Fordelingen på de forskellige strålingskilder er illustreret i figur 7.2.



Figur 7.2 Bestrålingen af den danske befolkning i 1986 fordelt på forskellige strålingskilder.

7.5 Risikovurdering

SIS har i 1987 (SI 87c) udarbejdet en oversigt over de vurderinger af lungekræfttrisikoen ved radondattereksponering i boliger, der er foretaget af en række nationale og internationale organisationer baseret dels på lungekræftforekomsten hos strålingsudsatte minearbejdere og dels på dosimetriske beregninger. Samtidig har SIS angivet et interval for risikofaktoren og i dette et "bedste skøn", der kan benyttes ved vurderingen af lungekræfttrisikoen ved radondattereksponering i boliger i Danmark. Det skal fremhæves, at der er en betydelig usikkerhed forbundet med benyttelsen af sådanne risikovurderinger, som forudsætter en lineær sammenhæng mellem eksponering og risiko, og som primært er baseret på erfaringerne fra meget store eksponeringer i miner, hvor eksponeringsomstændighederne kan være væsentligt forskellige fra forholdene i en bolig. Større epidemiologiske undersøgelser af hele befolkningen eller særligt udsatte befolkningsgrupper er påbegyndt i flere lande, og resultaterne heraf kan forventes i løbet af 3-5 år.

Benyttes den angivne risikovurdering med de omtalte forbehold fås, at en udsættelse af den danske befolkning over mange år for den i afsnit 7.2 fundne gennemsnitlige radonkoncentration vil kunne medføre et årligt ekstra antal lungekræfttilfælde i befolkningen på mellem 100 og 900 med et "bedste skøn" på 300 tilfælde pr. år.

Baseres risikovurderingen på de beregnede gennemsnitlige effektive dosisækvivalenter i afsnit 7.3 og 7.4 fås ved brug af en generel risikofaktor for strålingsfremkaldt dødelig kræft på 0.01 - 0.02 pr. Sv (IC 77), at den danske befolknings eksponering fra radon og radondatterprodukter på det nuværende niveau over mange år vil kunne medføre 100-200 ekstra kræftdødsfald pr. år, og at eksponeringen fra de øvrige komponenter af baggrundsstrålingen vil kunne medføre 50-100 ekstra kræftdødsfald pr. år.

Det bemærkes, at resultatet af risikovurderingen, der er baseret på dosimetriske beregninger, er indeholdt i det interval for ekstra lungekræfttilfælde pr. år, der er resultatet af en direkte vurdering af radoneksponeringen, og som bl.a. er baseret på lungekræftforekomsten hos strålingsudsatte minearbejdere.

8. SAMMENLIGNING MED ANDRE LANDE

8.1 Radonmålinger

Landsomfattende undersøgelser af naturlig stråling i boliger er blevet gennemført eller planlagt i flere lande siden 1980. De anvendte udvælgelses- og målemetoder har varieret fra land til land afhængig af det opstillede formål med undersøgelserne.

I tabel 8.1 er vist aritmetiske middelværdier og geometriske middelværdier af de målte radonkoncentrationer indendørs i landsomfattende undersøgelser i en række lande. De højeste landsmiddelværdier er fundet i Finland, Norge og Sverige. Danmark og Vesttyskland har sammenlignelige middelværdier, hvorimod der er fundet mindre middelværdier i Holland og Storbritannien.

Fordelingen af de målte radonkoncentrationer indendørs i en række afsluttede repræsentative undersøgelser er endvidere sammenlignet i tabel 8.2. Tabellen viser samme tendens som for middelværdierne med et procentvis antal boliger med radonkoncentrationer over 200 Bq/m³ på 10% i Sverige, på 1-2% i Danmark og Vesttyskland og på mindre end 0.1 - 0.2% i Holland og Storbritannien.

De fundne gennemsnitlige radonkoncentrationer i danske boliger kan også sammenlignes med resultaterne fra den sydlige del af Sverige (Sw 84) og den nordlige del af Vesttyskland (Sc 85), jvf. tabel 8.3. Det ses, at den geometriske middelværdi i enfamiliehuse i Danmark svarer godt til forholdene i Sydsverige. For flerfamiliehuse ses en noget mindre middelværdi i Danmark end i Sydsverige, hvilket forklarer den mindre geometriske middelværdi i Danmark for samtlige boliger. Da byggematerialerne er den væsentligste kilde til radon i flerfamiliehuse, kan denne forskel forstås, når man tager i betragtning, at radonfrigørelsen er mindre for danske byggematerialer end for svenske byggematerialer (RP 83).

Tabel 8.1 Målte radonkoncentrationer indendørs i landsomfattende undersøgelser i en række lande.

	Aritmetisk middelværdi	Geometrisk middelværdi	Antal boliger	Refer- ence
	Bq/m ³	Bq/m ³		
Belgien (a)	50	41	79	Po 85
Danmark (b)	47	28	496	-
Finland (a)	90	-	8150	Ca 87
Frankrig (a)	76	22	765	Ra 85
Irland (c)	-	53	498	Mc 87
Italien (c)	-	27	500	Sc 84
Holland (b)	29	24	1000	Pu 85
Norge (a)	80-100	-	1500	St 87
Storbrit.(b)	23	15	2309	NR 87
Sverige (b)	101	60	506	Sw 84
USA (a)	42-60	34	817	Ne 85
Vesttyskland (b)	49	40	5970	Sc 85

a) måling i enfamiliehuse

b) afsluttet repræsentativ undersøgelse

c) igangværende repræsentativ undersøgelse

Tabel 8.2 Fordelingen af radonkoncentrationen indendørs i en række lande.

Land	Aritmetisk middelværdi	Procent af boliger som overstiger		
	Bq/m ³	200 Bq/m ³	400 Bq/m ³	800 Bq/m ³
Danmark	47	2	<0.2	-
Finland	90	-	3.9	1.4
Holland	29	<0.1	-	-
Storbritannien	23	0.2	0.1	<0.01
Sverige	101	10	3	1
Vesttyskland	49	1	0.3	<0.1

8.2 Gammamålinger

I tabel 8.4 er vist en sammenligning mellem resultaterne af måling af gammadosishastigheden indendørs i landsomfattende undersøgelser i en række lande. Her ses de højeste aritmetiske middelværdier i Frankrig, Norge, Sverige og Vesttyskland. Værdier, der er sammenlignelige med Danmark, er fundet i Holland, Irland og Storbritannien, mens der er meget små værdier i Island.

8.3 Grænseværdier og anbefalinger

Den fundne fordeling af radonkoncentrationen i danske boliger kan også sammenlignes med de grænseværdier og anbefalinger, der er opstillet i en række lande og af flere internationale organisationer med det formål at begrænse eksponeringen fra radon og radondatterprodukter i indendørsluften.

Egentlige grænseværdier for radondatterprodukter i boliger er kun indført i Sverige (Sw 86) og Finland (Ca 87). I en række andre lande og fra flere internationale organisationer er der udsendt anbefalinger herom (IC 84, RP 86, EP 86, WH 86, NR 87).

I de fleste tilfælde skelnes der mellem eksisterende boliger og nye boliger, da mulighederne for at begrænse eksponeringen er forskellig i de to situationer.

For eksisterende boliger anbefales i de fleste referencer brug af handlingsniveauer (action levels), der er knyttet specifikt til den enkelte type handling for at begrænse eksponeringen. For nye boliger anbefales generelt, at radon-eksponeringen holdes så lavt som rimeligt opnåeligt under hensyntagen til økonomiske og øvrige samfundsmæssige forhold, (optimering), idet der samtidig som øvre grænse (upper bound) for optimeringsvurderingen anbefales et planlægningsniveau, der ikke bør overskrides i nye boliger.

Tabel 8.3 Geometrisk middelværdi af fordelingen af radon-koncentrationen indendørs i forskellige områder nær Danmark.

Område	Geometrisk middelværdi, (Bq/m ³)		
	Enfamiliehuse	Flerfamiliehuse	Alle huse
Danmark	52	18	28
Sydsverige	42	39	(40)
Nordtyskland	-	-	40

Tabel 8.4 Målte gammadosishastigheder indendørs (inklusive kosmisk stråling) i landsomfattende undersøgelser i en række lande

Land	Aritmetisk middelværdi	Antal boliger	Reference
	nGy/h		
Danmark (a)	85	489	-
Frankrig (b)	110	5798	Ra 85
Holland	95	399	Ju 85
Irland (b)	75	119	Mc 85
Island	54	15	En 82
Norge (a)	120	2026	St 65
Storbritannien (a)	91	1984	Gr 85
Sverige (a)	140	1298	Mj 81
Vesttyskland (a)	102	30000	Ko 77

a) afsluttet repræsentativ undersøgelse

b) igangværende repræsentativ undersøgelse

I tabel 8.5 er der efter omregning til radonkoncentration givet en forenklet oversigt over fastsatte grænseværdier, anbefalede handlingsniveauer for enkle foranstaltninger i eksisterende boliger samt planlægningsniveauer for nye boliger.

Det bemærkes, at der i Danmark ikke er fundet boliger med radonkoncentrationer over niveauet på 800 Bq/m^3 , hvor man i Finland og Sverige fra det offentliges side ville kræve indgreb for at begrænse eksponeringen.

Handlingsniveauet for enkle foranstaltninger i eksisterende boliger samt planlægningsniveauet for nye boliger ligger i hovedparten af de referede tilfælde omkring 200 Bq/m^3 . I ca. 3% af de danske enfamiliehuse svarende til ca. 2% af den samlede danske boligbestand vil man jvf. afsnit 5.4 forvente, at radonkoncentrationen overstiger denne værdi.

Tabel 8.5 Grænseværdier og anbefalinger for begrænsning af eksponeringen fra radon og radondatterprodukter i indendørsluften. Alle værdier er omregnet til radonkoncentration i Bq/m^3

	Eksisterende boliger	Nye boliger
	handlingsniveau	planlægningsniveau
	Bq/m^3	Bq/m^3
<u>Grænseværdier</u>		
Finland	~ 800	~ 200
Sverige	~ 800	~ 140
<u>Anbefalinger</u>		
Storbritannien	400^*	100
Vesttyskland	$\sim 500^*$	-
USA	$\sim 150^*$	-
Nordisk ^{a)}	$\sim 200^*$	~ 200
ICRP	$\sim 400^*$	~ 200
WHO	$\sim 200^*$	~ 200

*: anbefalet handlingsniveau for enkle foranstaltninger til nedsættelse af radonkoncentrationen. For alvorlige og indgribende foranstaltninger anses et handlingsniveau flere gange højere for rimeligt.

$\sim$: værdien er omregnet fra koncentrationen af radondatterprodukter med en ligevægtsfaktor på 0.5, for Vesttyskland dog 0.4.

a: nordiske strålebeskyttelsesinstitutter.

9. SAMMENFATTENDE BEMÆRKNINGER OG KONKLUSIONER

9.1 Radon

Med gennemførelsen af den foreliggende undersøgelse er der tilvejebragt et repræsentativt materiale til brug ved vurderingen af niveauet af den naturlige stråling i danske boliger.

Undersøgelsen viser, at den gennemsnitlige radonkoncentration i danske boliger er ca. 50 Bq/m^3 . I enfamiliehuse er den gennemsnitlige radonkoncentration ca. 70 Bq/m^3 , og i boliger i flerfamiliehuse er den ca. 20 Bq/m^3 . Målingerne er gennemført i 1985/1986 og kan derfor ikke benyttes til vurdering af den gennemsnitlige radonkoncentration i danske boliger på et tidligere tidspunkt, f.eks. før 1973. Det er dog vurderingen, at de ovennævnte gennemsnitlige radonkoncentrationer er rimeligt repræsentative for den seneste 10-års periode.

De fundne radonkoncentrationer i boliger i flerfamiliehuse, der alle, på nær en enkelt undtagelse, har været mindre end 50 Bq/m^3 , svarer til dem man kan forvente ud fra målinger af radonfrigørelsen fra danske byggematerialer (Jo 78, Ul 84). Byggematerialerne er derfor den væsentligste kilde til radon i flerfamiliehuse.

I enfamiliehuse må de underliggende jordlag være den væsentligste radonkilde, når radonkoncentrationen er større end $50\text{--}100 \text{ Bq/m}^3$. Dette har været tilfældet i ca. halvdelen af de undersøgte enfamiliehuse. Indtrængning af radon fra de underliggende jordlag i væsentlige mængder kan kun finde sted ved transport gennem revner og sprækker i fundament og terrændæk. Undersøgelsen viser, at husets konstruktion og tilstand mod den underliggende jord er af stor betydning i denne sammenhæng. I enfamiliehuse uden eller med delvis kælder er der i flere tilfælde end for huse med fuld kælder eller krybekælder fundet forhøjede radonkoncentrationer på grund af indtrængning af radon fra undergrunden.

Er der i et enfamiliehus mulighed for transport af radon fra de underliggende jordlag ind i huset, vil den resulterende radonkoncentration blandt andet afhænge af den mængde radon i undergrunden, der kan nå frem til huset. Undersøgelsen viser her, at antallet af enfamiliehuse med forhøjede radonkoncentrationer er væsentligt større i områder i Danmark, der kan karakteriseres som bestående overvejende af moræneler, end i de øvrige områder af landet, der kan karakteriseres som bestående overvejende af sand og grus. Undersøgelsen kan dog ikke nærmere belyse, om de fundne forskelle skyldes, at morænelersområderne udgør en potentielt større radonkilde, eller om der i huse i sådanne områder kunne tænkes at opstå flere revner og sprækker i fundament og terrændæk på grund af sætninger m.m.

De fundne forhøjede radonkoncentrationer i danske enfamiliehuse er i alle tilfælde meget mindre end hvad der f.eks. er fundet i Sverige og Finland. I ingen af de undersøgte enfamiliehuse har den gennemsnitlige radonkoncentration oversteget 600 Bq/m³.

På baggrund af den fundne repræsentative fordeling af radonkoncentrationen i danske boliger kan det vurderes, at i ca. 3% af de danske enfamiliehuse, svarende til ca. 2% af den samlede danske boligbestand, overstiger radonkoncentrationen 200 Bq/m³. Antallet af boliger med en radonkoncentration over 800 Bq/m³ må være yderst begrænset, hvis der overhovedet eksisterer sådanne boliger i Danmark.

Sammenholdes de danske radonmålinger med tilsvarende målinger i de nærmeste nabolande, finder man, at niveauet i Danmark generelt er lavere end i Finland, Norge og Sverige, sammenligneligt med niveauet i Vesttyskland samt højere end niveauet i Storbritannien og Holland.

9.2 Gammastråling

De målte gammadosishastigheder udviser betydelig mindre va-

riation end radonmålingerne. Den gennemsnitlige gammadosishastighed for alle danske boliger er 85 nGy/h.

For boliger i flerfamiliehuse er den gennemsnitlige dosishastighed 90 nGy/h, hvilket afspejler den større mængde byggematerialer, der omgiver et rum i flerfamiliehuse end i enfamiliehuse, hvor den gennemsnitlige gammadosishastighed er 82 nGy/h. For enfamiliehuse på Bornholm er der dog fundet en gennemsnitlig gammadosishastighed på 108 nGy/h på grund af øens særlige geologi.

For både enfamilie- og flerfamiliehuse er der fundet forskelle med hensyn til byggemateriale og byggeår. For byggematerialer ses en større gennemsnitlig gammadosishastighed for teglstensbyggeri end for betonbyggeri. For byggeåret ses en større gammadosishastighed i perioden før 1960.

Sammenholdes de danske målinger af gammadosishastigheden med tilsvarende målinger i de nærmeste nabolande, finder man, at niveauet i Danmark er mindre end i Frankrig, Norge, Sverige og Vesttyskland, sammenligneligt med niveauet i Holland, Irland og Storbritannien samt større end niveauet i Island.

9.3 Strålingsdoser

Omregnes de målte radonkoncentrationer og gammadosishastigheder til effektive dosisækvivalenter, viser den landsomfattende undersøgelse, at den gennemsnitlige bestråling af den danske befolkning fra naturlige kilder udgør ca. 3 mSv/år, svarende til 75% af den samlede gennemsnitlige bestråling af befolkningen fra alle naturlige og menneskeskabte strålingskilder. Bidraget fra radon og radondatterprodukter i indåndingsluften tegner sig med ca. 2 mSv/år for ca. 50% af den samlede bestråling.

REFERENCER

- (Ar 86) Arvela, H. and Winqvist, K., Influence of Source Type and Air Exchange on Variations of Indoor Radon Concentration, Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety, STUK-A51, 1986.
- (Be 78) Berg, O., Radiation Doses from X-ray Diagnostic Practice in Denmark, National Institute of Radiation Hygiene, 1978.
- (Br 84) Brown, L., National Radiation Survey in the U.K.: Indoor Occupancy Factors, Radiation Protection Dosimetry, Vol. 5, No. 4, p. 203-208, 1984.
- (Bø 80) Bøtter-Jensen, L., Løvborg, L., and Nielsen, B.L., Gamma Exposure from Natural Radioactivity in Greenland. I: Proceedings of the Seminar on the Radiological Burden of Man from Natural Radioactivity in the Countries of the European Communities, Paris 4-6 December 1979. Edited by F. van Hoeck and P. Recht (Commission of the European Communities, Luxembourg (1980) p. 111-124.
- (Ca 87) Castren, O., Dealing with radon in dwellings: The Finnish experience, Presented at the Second International Specialty Conference on Indoor Radon, Air Pollution Control Association, New Jersey 1987.
- (Ch 62) Christensen, B. C. og Engel, F., Måling af gammastråling i og uden for danske boliger, Meddelelse fra Sundhedsstyrelsen, Nr. 120 Følgeblad til Ugeskrift for Læger, side 889-892, 1962.
- (Da 85) Damkjær, A., Måling af radon-222 emanationen fra en række danske jordarter, Afdelingen for Elektrofysik, Danmarks tekniske Højskole, 1985.

- (Da 87) Damkjær, A. og Korsbech, U., Radon på Mors, En undersøgelse af den mulige sammenhæng mellem radon i indendørsluft og den lokale geologi i et udvalgt område på Mors, Afdelingen for Elektrofysik, Danmarks tekniske Højskole, 1987.
- (DS 82) Danmarks Statistik, Boligtællingen 1. januar 1981, Statistisk Tabelværk 1982:11, 1982.
- (En 82) Ennow, K. og Magnusson, S.M., Natural Radiation in Iceland and the Faroe Islands, National Institute of Radiation Hygiene, Copenhagen 1982.
- (EP 86) Environmental Protection Agency, A citizen's guide to radon: what it is and what to do about it, Washington 1986.
- (Gr 85) Green, B.M.R., Brown, L., Cliff, K.D., Driscoll, C.M.H., Miles, J.C.H. and Wrixon, A.D., Surveys of Natural Radiation Exposure in UK Dwellings with Passive and Active Measurement Techniques, Sci. Total Environment 45: 459-466, 1985.
- (IC 77) ICRP Publication 26, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press 1977.
- (IC 84) ICRP Publication 39, Principles for Limiting Exposure of the Public to Natural Sources of Radiation, Pergamon Press, 1984.
- (IC 87) ICRP Publication 50, Lung Cancer Risk from Indoor Exposures to Radon Daughters, Pergamon Press 1987.
- (Je 84) Jensen, L.B., Måling af alpha-aktivitet fra thoron døtre i indendørs luft, Forskningscenter Risø, Risø-I-302, 1984.

- (Jo 75) Jonassen, N., Radon og dets datterprodukter i indendørs luft, Laboratoriet for teknisk fysik I, Danmarks tekniske Højskole, 1975.
- (Jo 78) Jonassen, N. and McLaughlin, J.P., Exhalation of radon-222 from building materials and walls. Paper presented at the symposium on the natural radiation environment III, Texas 1978.
- (Jo 84) Jonassen, N., Removal of Radon Daughters by Filtration and Electric Fields, Radiation Protection Dosimetry 7: 407-411, 1984.
- (Ju 85) Julius, H.W. and van Dongen, R., Radiation Doses to the Population in the Netherlands, due to External Natural Sources, Sci. Total Environment 45:449-458, 1985.
- (Ko 77) Kolb, W. and Schmier, H., Building Material Induced Radiation Exposure of the Population, Presented at Conference of Public Health Aspects of Radioactivity in Consumer Products, Atlanta 1977.
- (Kü 76) Kühl, P. H. og Munk, J. K., Døgnrytme - tidsanvendelse, Socialforskningsinstituttet, Meddelelse Nr. 15, 1976.
- (Ma 86a) Majborn, B., Measurements of Radon in Dwellings with CR-39 Track Detectors. Nucl. Tracks Radiat. Meas. 12 (1-6). pp 763-766, 1986.
- (Ma 86b) Majborn, B., Automated Counting and Analysis of Etched Tracks in CR-39 Plastic. Radiation Protection Dosimetry 17 pp 153-155, 1986.
- (Ma 87) Majborn, B., Forskningscenter Risø, ikke publicerede måleresultater.

- (Mc 85) McAulay, I.R. and Calgan, P.A., Gamma Radiation Levels in Dwellings in The Republic of Ireland, Radiation Protection Dosimetry 7: 309-311, 1985.
- (Mc 87) McLaughlin, J.P., Population doses from Radon Decay Products in Ireland. ACS Symposium series 331:Radon and Its Decay Products, Occurrence, Properties and Health Effects. American Chemical Society, Washington DC 1987.
- (Mi 86) Miles, J.C.H. and Sinnaeve, J., Results of the Second CEC Intercomparison of Active and Passive Dosimeters for the Measurement of Radon and Radon Decay Products. Commission of the European Communities. Report EUR 10403 EN, 1986.
- (Mj 81) Mjones, L., Gammastrålning i bostäder, SSI-rapport a 81-18, Statens Strålskyddsinstitut, Stockholm 1981.
- (NE 83) Nuclear Energy Agency, OECD, Dosimetry Aspects of Exposure to Radon and Radon Daughter Products, NEA Expert Report, Paris 1983.
- (Ne 85) Nero, A.V., Schwer, M.B. Nazaroff, W. W. and Revzan, K.L., Distribution of Airborne Radon-222 Concentrations in U.S. Homes. Berkeley Laboratory Report LBL-18274, 1985.
- (Ni 74) Nielsen, S. P., Radondatterkoncentrationer i danske lokaliteter, Eksamensprojekt ved Danmarks tekniske Højskole, 1974.
- (Ni 80) Nielsen, S. P., Terrestrial and Cosmic Radiation in Denmark, Proceedings of Seminar on The Radiological Burden of Man from Natural Radioactivity in the Countries of the European Communities, Paris 1979, Edited by F. von Hoeck and P. Recht (Commission of the European Communities, Luxembourg 1980.)

- (N1 81) Nielsen, S.P. and Bøtter-Jensen, L., An Intercomparison of Detectors for Measurement of Background Radiation. Risø-M-2239, 1981.
- (No 86) Norusis, M., SPSS/PC + For the IBM PC/XT/AT, SPSS Inc, 1986.
- (NR 87) National Radiological Protection Board, Exposure to Radon Daughters in Dwellings, NRPB-GS6, 1987.
- (Po 85) Poffijn, A., Marijns, R., Vanmarcke, H. Uyttenhove J., Results of a Preliminary Survey on Radon in Belgium. Sci. Total Environment 45: 335-342, 1985.
- (Pu 85) Put, L.W., Hogeweg, B. and de Meijer, R.J., Survey of Radon Concentrations in Dutch Dwellings, Sci. Total Environment 45: 441-448, 1985.
- (Ra 85) Rannou, A., Madelmont, C. and Renouard, H., Survey of Natural Radiation in France. Sci. Total Environment 45: 467-474, 1985.
- (RI 85) Environmental Radioactivity in Denmark in 1984, Risø-R-527, Risø 1985.
- (RI 87) Persondosissrapportering 1.9 - 31.12.1986, Forsk-center Risø 1987.
- (RP 83) Radiation Protection Institutes in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden, Naturally Occurring Radiation in the Nordic Countries - Levels, Radiation Protection Information 1983.
- (RP 86) Radiation Protection Institutes in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden, Naturally Occurring Radiation in the Nordic Countries - Recommendations, 1986.

- (Sc 84) Sciocchetti, G., Scacco, F., Baldassini, P.G., Moute, L. and Sarao, R., Indoor Measurements of Airborne Natural Radioactivity in Italy, Radiation Protection Dosimetry 7: 347-51, 1984.
- (Sc 85) Schmier, H. and Wicke, A., Results from a Survey of Indoor Radon Exposures in the Federal Republic of Germany. Sci. Total Environment 45: 307-310, 1985.
- (SI 82) Statens Institut for Strålehygiejne, Måling af radon og gammastråling i danske boliger, 1982.
- (SI 83) Statens Institut for Strålehygiejne, Notat vedr. møde om projekt for måling af radon og gammastråling i danske boliger, Sundhedsstyrelsen 1983.
- (SI 84) Statens Institut for Strålehygiejne, En strålehygiejnisk vurdering af brugen af flyveaske i byggeindustrien, Sundhedsstyrelsen 1984.
- (SI 85) Statens Institut for Strålehygiejne, Beretning om Instituttets virksomhed 1981-1983, p. 20-23, Sundhedsstyrelsen 1985.
- (SI 86a) Statens Institut for Strålehygiejne, Måling af radonkoncentration i indendørsluft og radonexhalation fra jordoverflader med aktivt kul og TLD (ETB-dosimeter), Sundhedsstyrelsen 1986.
- (SI 86b) Statens Institut for Strålehygiejne, Notat om reviderede dosisoverslag for den danske befolkning efter kernekraftulykken i Tjernobyl. Sundhedsstyrelsen 1986.
- (SI 87a) Statens Institut for Strålehygiejne, Radioaktive stoffer i dansk drikkevand, Sundhedsstyrelsen 1987.

- (SI 87b) Statens Institut for Strålehygiejne, ikke-publicerede målinger på dansk naturgas, 1987.
- (SI 87c) Statens Institut for Strålehygiejne, Radon-boliger - strålingsdosis - lungekræftirisiko, Sundhedsstyrelsen 1987.
- (SI 87d) Statens Institut for Strålehygiejne, Statistik for filmdosimetri 1.1 - 31.12.1986. Sundhedsstyrelsen 1987.
- (St 65) Storruste, A., Reistad, A., Rudjord, T., Dahler, A. and Liestøl, I., Measurement of Environmental Gamma Radiation in Norwegian Houses, Health Phys 11, 261, 1966.
- (St 87) Stranden, E., Radon-222 in Norwegian Dwellings, ACS Symposium series 331: Radon and Its Decay Products Occurrence, Properties and Health Effects. American Chemical Society, Washington DC 1987.
- (Sw 79) Swedjemark, G. A., Strålningsnivåer i hus byggda på avfall från hantering av alunskiffer, Statens Strålskyddsinstitut, SSI:1979-006, 1979.
- (Sw 84) Swedjemark, G.A., Radon and Radon Daughter Concentrations in Swedish Homes, Radiation Protection Dosimetry 7: 341-345, 1984.
- (Sw 86) Swedjemark, G.A., Limitation Schemes to decrease Radon Daughters in Indoor Air, Statens Strålskyddsinstitut, SSI rapport 86-01, Stockholm 1986.
- (Sø 85) Sørensen, A., Bøtter-Jensen, L., Majborn, B., and Nielsen, S. P., A Pilot Investigation of Natural Radiation in Danish Houses, Risø National Laboratory, Risø-M-2483, 1985.

- (U1 80a) Ulbak, K., Natural Radioactivity in Building Materials in Denmark, Proceedings of the Seminar on the Radiological Burden of Man from Natural Radioactivity in the Countries of the European Communities, Paris 1979, Edited by F. von Hoeck and P. Recht (Commission of the European Communities, Luxembourg 1980).
- (U1 80b) Ulbak, K., Radioaktive stoffer i danske byggematerialer, Statens Institut for Strålehygiejne, Sundhedsstyrelsen 1980.
- (U1 84) Ulbak, K., Jonassen, N. og Bækmark, K., Radon Exhalation from Samples of Concrete with Different Porosities and Fly Ash Additives, Radiation Protection Dosimetry 7: 45-48, 1984.
- (UN 82) UNSCEAR, Report to the General Assembly with Annexes. Ionizing Radiation: Sources and biological effects, United Nations, New York 1982.
- (WH 86) World Health Organisation, Indoor Air Quality: Radon and Formaldehyde. Report on a WHO-meeting. Environmental Health Series 13, 1986.

Bilag 1 Introduktionsbrev + folder

SUNDHEDSSTYRELSEN

Statens institut for strålehygiejne

Frederikssundsvej 378 - 2700 Brønshøj

Telefon (02) 94 37 73

København, den 14. februar 1985

J. nr. 3720-76-1982

B. nr.

Til beboerne

Kære beboere

Undersøgelse af naturlig stråling i danske boliger.

Statens institut for strålehygiejne gennemfører i perioden fra april 1985 til april 1986 en undersøgelse af den naturlige stråling i danske boliger. Undersøgelsen gennemføres i samarbejde med helsefysikafdelingen, Forsøgsanlæg Rissø. Vi behøver Deres hjælp i dette arbejde.

Vi har fået udvalgt over 500 tilfældige adresser fra Danmarks Statistiks oversigt over samtlige boliger i landet. Ved udvælgelsen er der taget hensyn til forskelle i boligtyper og den geografiske fordeling af disse i landet. Deres adresse er blandt de udvalgte. Deres deltagelse i undersøgelsen er derfor vigtig for et vellykket resultat.

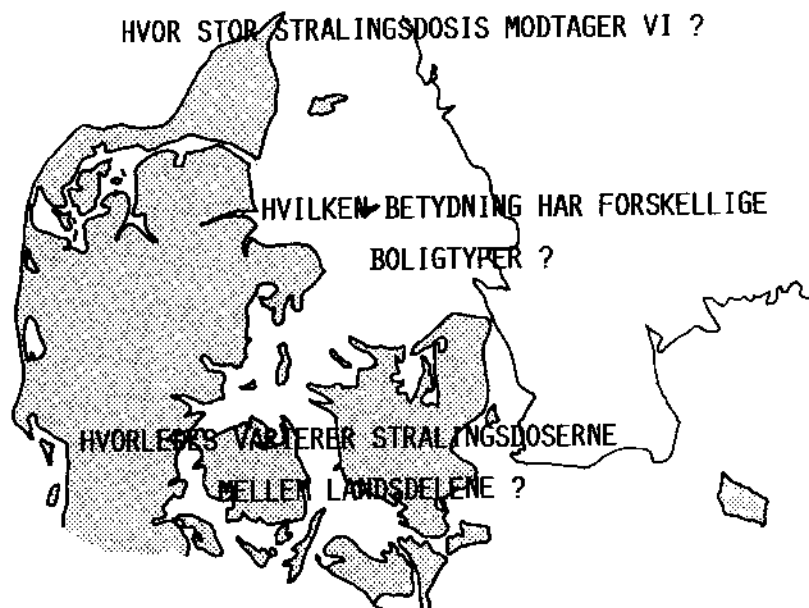
I den vedlagte folder gives en nærmere orientering om undersøgelsen og Deres rolle heri. Undersøgelsen vil blive gennemført udelukkende ved postforsendelse. Vi sørger for porto, kuverter og andet materiale. Ingen vil i forbindelse med undersøgelsen besøge Deres hjem. Navne og adresser på de deltagende vil blive behandlet fortroligt.

Idet vi meget håber, at De vil deltage i undersøgelsen, beder vi Dem udfylde vedlagte svarseddel og sende den tilbage i den frankerede svarkuvert.

Med venlig hilsen og på forhånd tak for Deres hjælp.

Kaare Ulbak
cand.scient.

UNDERSØGELSE AF NATURLIG STRALING I DANSKE BOLIGER



SUNDHEDSSTYRELSEN
 STATENS INSTITUT FOR STRÅLEHYGIEJNE
 FREDERIKSSUNDSVEJ 378
 2700 BRØNSHØJ

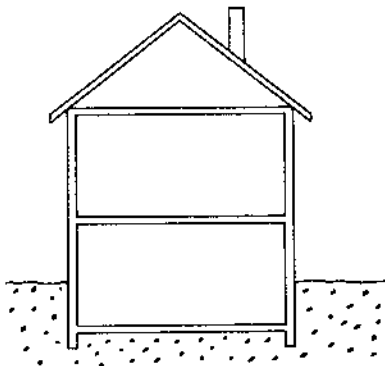
NATURLIG STRALING FINDES OVERALT - I DAG SOM TIDLIGERE

Naturlige radioaktive stoffer findes i jorden under vores fødder og i de byggematerialer vore hjem er opbygget af.

Der er også små mængder af naturlige radioaktive stoffer i måden vi spiser og i luften vi indånder.

Fra verdensrummet udsættes vi for den kosmiske stråling.

Vi modtager allesammen en strålingsdosis fra naturlige radioaktive stoffer og fra den kosmiske stråling. Almindeligvis giver naturen sammenlagt en større bestråling end nogen anden strålekilde.



HVAD MALES

to former af naturlig stråling måles i hver bolig:

GAMMASTRALING

Gammastråling er af samme natur som røntgenstråling, der anvendes af læger og tandlæger, men med meget mindre intensitet. Gammastråling kommer fortrinsvis fra boligens vægge og gulve.

STRALING FRA RADON

Radon er en radioaktiv luftart. Små mængder kommer fra jorden nedenunder og fra boligens vægge og blandes med luften i rummene. Ved indånding bestråler radon vore lunger.

HVORDAN BLEV BOLIGERNE UDVALGT

Over 500 adresser dækkende hele landet blev udvalgt fra Danmarks Statistik's oversigt over samtlige danske boliger.

For at sikre at sammensætningen af de boliger, der er med i undersøgelsen, bedst muligt svarer til den danske boligstand, håber vi meget, at De vil deltage. Vi har brug for Deres hjælp.

HVORDAN GENNEMFØRES MALINGERNE



Undersøgelsen gennemføres udelukkende ved postforsendelse. To plastbægre (dosimetre) fremsendes sidst i september måned. Hvert plastbægre indeholder materialer, der kan registrere strålingen. Materialerne er ikke radioaktive og er helt ufarlige. Det ene plastbægre anbringes i stuen, det andet i et soverum. Sidst i marts 1986 hjemkaldes dosimetrene.

HVAD BEHØVER DE AT GØRE

Meget lidt. Når vi sender dosimetrene til Dem, vil vi give en kort instruks om, hvor de ønskes placeret. Herefter kan De glemme alt om dosimetrene, indtil vi et halvt år senere sender Dem en frankeret returkuvert til dosimetrene.

HVORDAN ER UNDERSØGELSEN ORGANISERET

Undersøgelsen udføres i samarbejde med helsefysikafdelingen, Forsøgsanlæg Risø. Statens institut for strålehygiejne varetager udvælgelsen af boligerne og kontakt med de medvirkende beboere. Risø fremstiller og udlåser de anvendte dosimetre. Miljøministeriet yder økonomisk støtte til gennemførelsen af undersøgelsen.

FORTROLIGHED

Undersøgelsen vil blive gennemført i fuld fortrolighed. Al information vi modtager vil blive behandlet på en måde, så Deres bolig ikke kan identificeres. Denne information vil blive tilintetgjort ved undersøgelsens afslutning.

HVEM ER VI

Statens institut for strålehygiejne er en afdeling i sundhedsstyrelsen. Instituttet varetager i henhold til gældende lovgivning opgaver af strålebeskyttelsesmæssig karakter. Instituttet godkender og fører således tilsyn med røntgenapparater, radioaktive stoffer og andre strålekilder, ligesom instituttet løbende overvåger bestrålingen af såvel personer, der arbejder med strålekilder, som hele befolkningen.

Bilag 2 Spørgeskema

SUNDHEDSSTYRELSEN

Statens institut for strålehygiejne

Frederikssundsvej 378 - 2700 Brønshøj

Telefon (02) 94 37 73

København, den

J. nr. 3720-76-1982

B. nr.

BS/IQ

SPØRGESKEMAUndersøgelse af naturlig stråling i danske boliger.

1. Hvornår er Deres bolig opført ?

- ☐ før 1920
- ☐ 1920 - 1939
- ☐ 1940 - 1959
- ☐ 1960 - 1969
- ☐ 1970 - 1980
- ☐ efter 1980

2. Hvilken boligtype bor De i ?

- ☐ flerfamiliehus (d.v.s. udlejningsejendom, ejerlejlighedsejendom el. lign.)
- ☐ énfamiliehus (d.v.s. stuehus, parcelhus, række- kæde- eller dobbelthus)
- Har De kælder (udfyldes kun hvis De bor i énfamiliehus) ?

- ☐ under hele huset
- ☐ under en del af huset
- ☐ krybekælder
- ☐ ingen kælder

3. Hvilket materiale er Deres bolig hovedsagelig opført af ?

- ☐ beton
- ☐ tegl (mursten)
- ☐ letbeton (gasbeton)
- ☐ træ
- ☐ andet, angiv hvilket

Spørgeskemaet fortsætter på bagsiden, VEND :

4. Hvilken type vinduer er der hovedsagelig i Deres bolig ?
- ☐ termoruder (to- eller trelagsglas)
 - ☐ étlagsglas og forsøtsvinduer
 - ☐ étlagsglas
5. Hvordan er Deres bolig ventileret ?
- ☐ mekanisk ventilationssystem i de mest benyttede opholdsrum i boligen
 - ☐ aftrækskanaler i stue, soveværelse, køkken (emhætte) og badeværelse
 - ☐ kun aftrækskanaler i køkken (emhætte) og/eller badeværelse
 - ☐ ingen ventilationssystem eller aftrækskanaler
6. Er Deres bolig blevet tætnet (vinduer, døre) siden 1973 ?
- ☐ ja
 - ☐ nej
7. Hvor ofte udlufter De ?
- | | |
|---|---|
| i stuen: | i soveværelset: |
| ☐ daglig udluftning | ☐ daglig udluftning |
| ☐ udluftning af og til | ☐ udluftning af og til |
8. Har de to dosimetre været anbragt på samme etage ?
(udfyldes kun hvis De bor i énfamiliehus)
- ☐ ja
 - ☐ nej
- Hvis De har svaret nej; angiv da hvilke etager dosimetrene har været anbragt på
- dosimetret til stuen, etage _____
- dosimetret til soveværelset, etage _____
9. Særlige bemærkninger:
- (f.eks. om boligen har været aflukket i en længere periode (ferie) under måleperioden)
-
-
-

Bilag 3 Anvendt statistik

Den statistiske behandling af måleresultaterne i denne undersøgelse er blevet udført med et statistikprogram SPSS/PC⁺ (No 86). I det følgende gives en kort beskrivelse af den anvendte statistik.

En statistisk behandling af et sæt måleresultater forudsætter ofte, at måleresultaterne eller grupper af disse kan beskrives ved kendte fordelinger. I denne undersøgelse har måleresultaterne været beskrevet ved normalfordelinger eller logaritmiske normalfordelinger.

Normalfordelingen er symmetrisk omkring maksimum i middelværdien, og den aftager mod 0 ud til siderne. Dette betyder, at middelværdien og medianen i denne fordeling er sammenfaldende. En normalfordeling er karakteriseret ved middelværdien μ og spredningen σ , og ud fra disse to parametre er fordelingen givet ved:

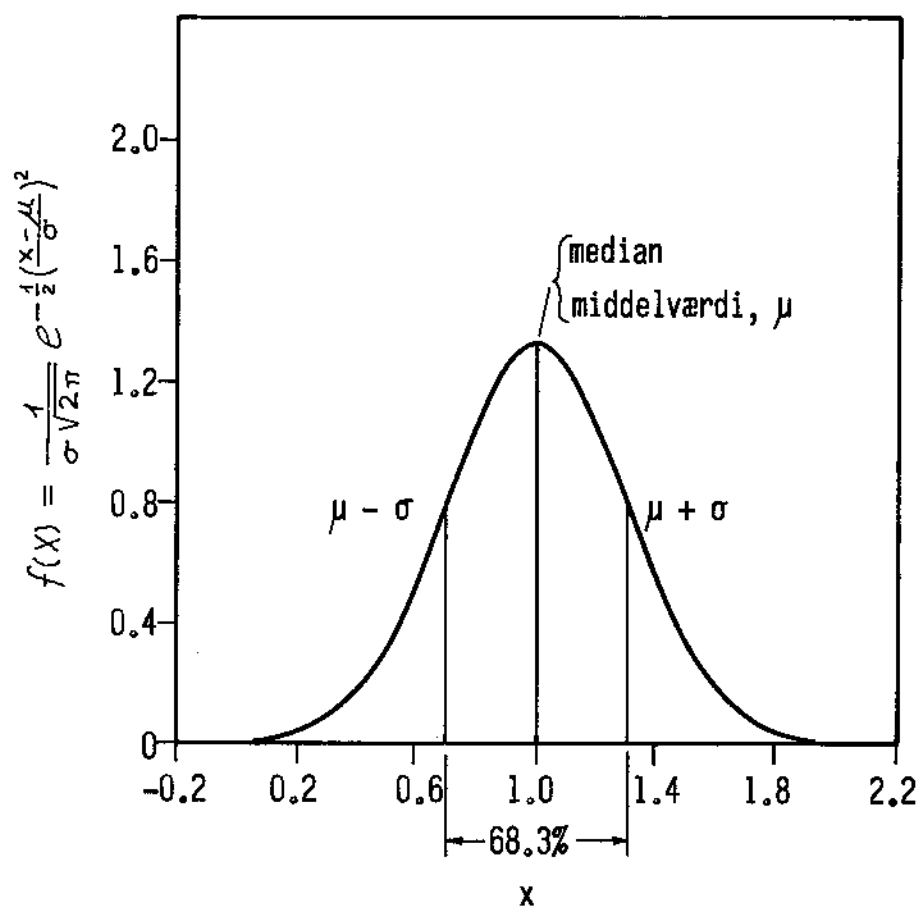
$$f(x) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{1}{2}\left(\frac{x-\mu}{\sigma}\right)^2}$$

Figur B3.1 viser en normalfordeling med middelværdien 1, og spredningen 0.3.

Ud fra et sæt på n måleresultater (x_i) benyttes følgende estimater for middelværdien h.h.v. spredningen:

$$\bar{X} = \frac{1}{n} \sum x_i$$

$$s = \sqrt{\frac{1}{n-1} \left(\sum x_i^2 - \left(\frac{1}{n} \sum x_i \right)^2 \right)}$$



Figur B3.1 Normalfordeling med middelværdi $\mu = 1$ og spredning $\sigma = 0.3$.

Et sæt på n måleresultater (x_1) er beskrevet ved en logaritmisk normalfordeling, når den naturlige logaritme til måleresultaterne ($\ln x_1$) er beskrevet ved en normalfordeling.

Den logaritmiske normalfordeling er ikke symmetrisk. Den begynder i (0,0) vokser hurtigt til maksimum og aftager langsommere mod nul. Medianen og middelværdien er ikke sammenfaldende. Fordelingen er karakteriseret ved parametrene μ_{ln} og σ_{ln} :

$$f(x) = \frac{1}{x} \frac{1}{\sigma_{ln} \sqrt{2\pi}} e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{\ln x - \mu_{ln}}{\sigma_{ln}} \right)^2}$$

hvor μ_{ln} og σ_{ln} er middelværdien henholdsvis spredningen af fordelingen $\ln x_1$. Figur B3.2 viser en logaritmisk normalfordeling med $\mu_{ln} = 1$ og $\sigma_{ln} = 0.3$. Som estimator for μ_{ln} og σ_{ln} benyttes:

$$\bar{x}_{ln} = \frac{1}{n} \sum \ln x_i$$

$$s_{ln} = \sqrt{\frac{1}{n-1} \left(\sum (\ln x_i)^2 - \left(\frac{1}{n} \sum \ln x_i \right)^2 \right)}$$

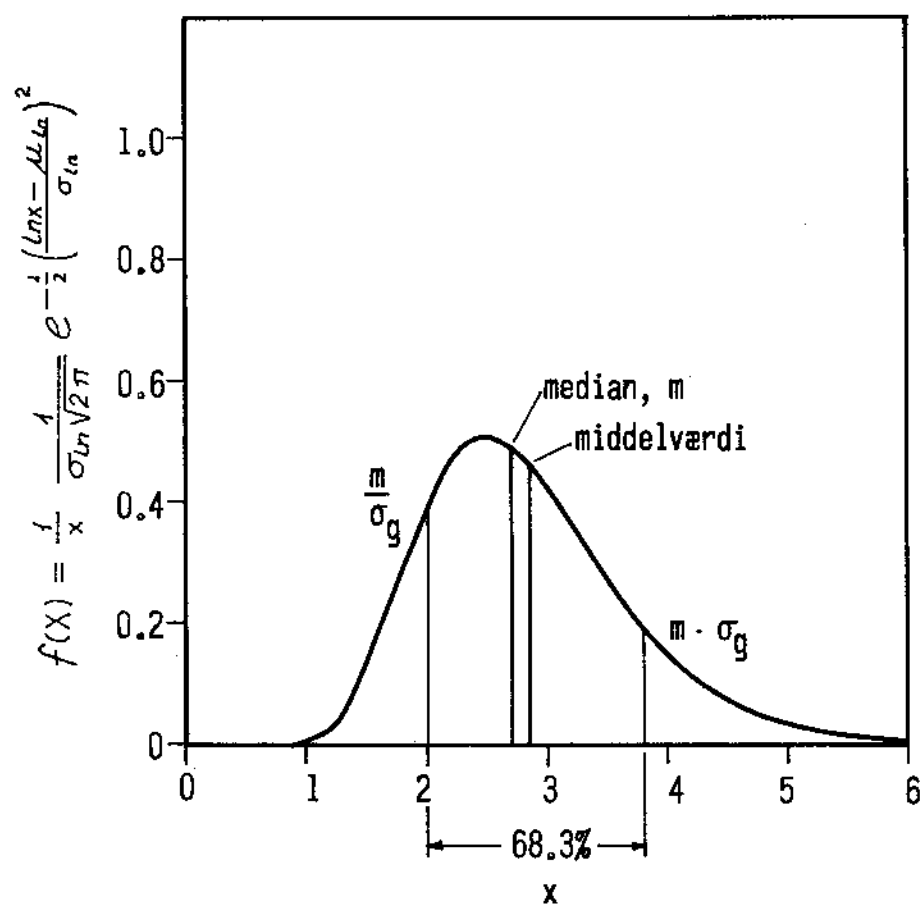
Sammenhængen mellem middelværdien μ h.h.v. medianen m i en logaritmisk normalfordeling og μ_{ln} og σ_{ln} er:

$$m = e^{\mu_{ln}}$$

$$\mu = e^{\mu_{ln}} e^{\frac{1}{2}\sigma_{ln}^2}$$

Medianen i en logaritmisk normalfordeling benævnes ofte - som i denne rapport - som den geometriske middelværdi, og $\sigma_g = e^{\sigma_{ln}}$ benævnes som den geometriske spredning.

Det er blevet antaget, at måleresultaterne er logaritmisk normalfordelt eller normalfordelt. I det anvendte statistikprogram er disse antagelser testet ved en Kolmogorov-Smirnov-test.



Figur B3.2 Logaritmisk normalfordeling med $\mu_{\ln} = 1$ og $\sigma_{\ln} = 0.3$.

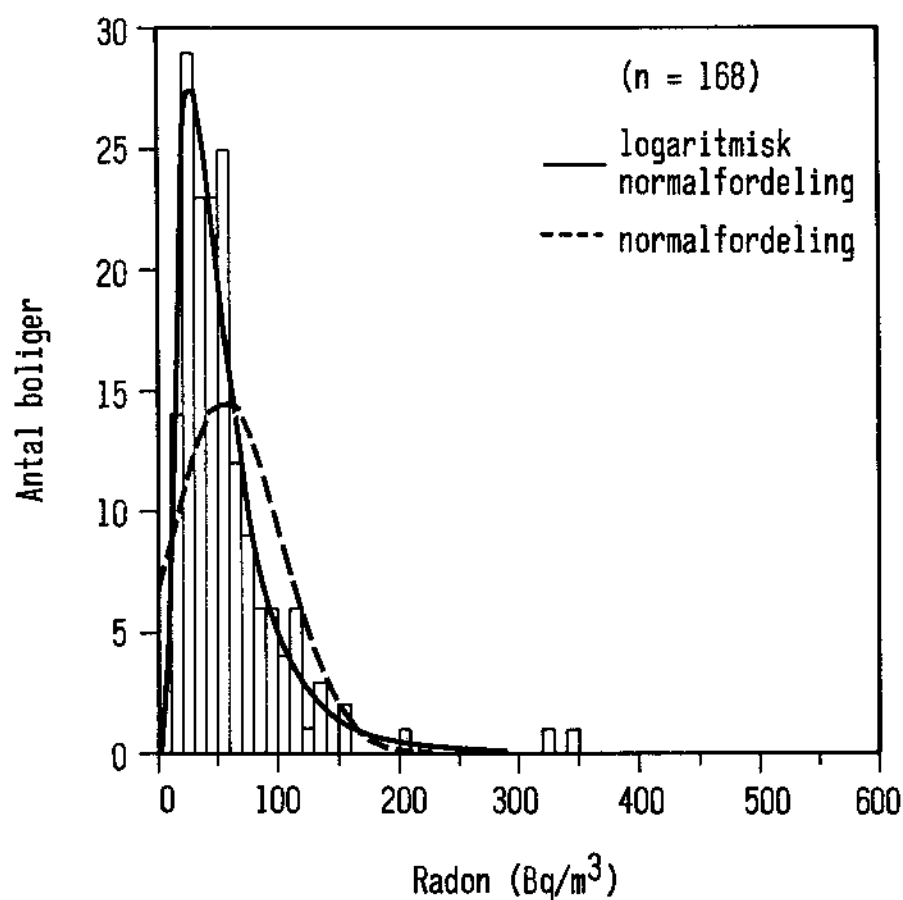
Generelt er resultaterne af radonmålingerne beskrevet ved logaritmiske normalfordelinger, mens resultaterne af målingerne af gammadosishastighederne er beskrevet ved normalfordelinger. I figur B3.3 er vist fordelingen af radonkoncentrationen i stuen for sommermålingerne, den tilhørende normalfordeling og den tilhørende logaritmiske normalfordeling. Figur B3.4 viser fordelingen af den naturlige logaritme til de samme målinger, og den tilhørende normalfordeling. Fordelingen er bedst beskrevet ved en logaritmisk normalfordeling. Resultatet af Kolmogorov-Smirnov-testen er, at antagelsen om, at fordelingen kan beskrives ved en logaritmisk normalfordeling kan accepteres på et niveau på $P = 90\%$, mens antagelsen om, at fordelingen kan beskrives ved en normalfordeling forkastes med et niveau på $P \approx 0\%$.

Undersøgelsen af hvilke parametre, der har indflydelse på radonkoncentrationen eller gammadosishastigheden i en bolig er udført ved variansanalyse mellem grupper af boligerne inddelt efter parametrene. Variansanalyse forudsætter, at de sammenlignede grupper af måleresultater er normalfordelt, og derfor er variansanalysen af radonmålingerne udført på den naturlige logaritme til de målte radonkoncentrationer, mens variansanalysen af gammamålingerne er udført på de målte gammadosishastigheder.

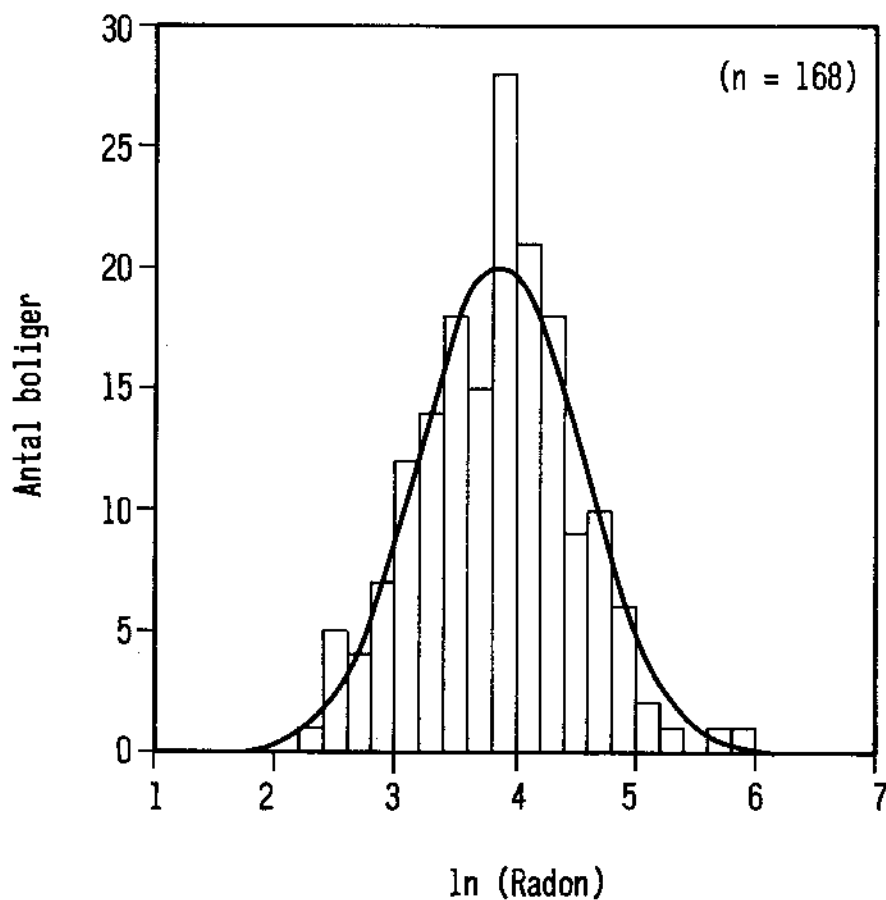
I forbindelse med variansanalyserne i denne undersøgelse anses en fordeling for normalfordelt, når dette accepteres på et niveau større end 5% .

I variansanalyserne i undersøgelsen betragtes forskelle mellem grupper som signifikante, når signifikansniveauet er større end 99% . Signifikansniveauer under 95% fortolkes som, at der ikke er forskelle i det undersøgte materiale. Bortset fra en enkelt undtagelse nævnt i afsnit 5.2 har der ikke forekommet signifikansniveauer mellem 95% og 99% .

I undersøgelsen indgår endvidere test af korrelationer. Ved undersøgelser af korrelationer mellem diskrete parametre



Figur B3.3 Fordelingen af radonkoncentrationen i stuen i enfamiliehusene i sommerperioden, den tilhørende normalfordeling og den tilhørende logaritmiske normalfordeling.



Figur B3.4 Fordelingen af den naturlige logaritme af radonkoncentrationen i stuen i enfamiliehusene i sommerperioden og den tilhørende normalfordeling.

(fx. besvarelserne af spørgeskemaerne) er korrelationen udført med en χ^2 -test af, om parametrene er afhængige. Parametrene betragtes som korrelerede, når signifikansniveauet er større end 99%.

Ved undersøgelser af korrelationer mellem kontinuerte parametre er der udført regressionsanalyse, og korrelationskoefficienterne er angivet i rapporten.

Bilag 4 Summary in English

NATURAL RADIATION IN DANISH DWELLINGS

Survey organisation and techniques

The Danish national survey on natural radiation in dwellings has been carried out by the National Institute of Radiation Hygiene in collaboration with the Health Physics Department, Risø National Laboratory.

The national survey commenced in March 1985 and was completed in March 1986. Dwellings for the survey were chosen from a total of 926 addresses selected randomly from a central register of all Danish buildings. Householders were invited to participate in the survey by postal contact. For most of Denmark, with the exception of the island of Bornholm, the number of dwellings selected in each "amt" or county was proportional to the population of the county. In Bornholm, due to the special granitic nature of the ground, the dwelling survey coverage was four times higher than in the rest of the country.

A passive closed dosemeter designed by Risø was used to measure both radon gas concentration and external radiation. The sensitive elements were CR-39 track detectors for the measurement of radon and thermoluminescence doseimeters (LiF TLD-700 discs) for the measurement of external radiation. In the context of the Danish survey the term "external radiation" includes cosmic radiation and ambient gamma radiation unless otherwise stated.

Half of the participating dwellings were surveyed during the summer period 1.4.1985 - 30.9.1985. The other half during the winter period 1.10.1985 - 31.3.1986.

In the surveys the occupants of the dwellings were asked to fill in a questionnaire giving information pertinent to the

conditions that may influence the radon concentration in a dwelling: type and age of the dwelling, building materials, ventilation conditions etc.

Results of the survey

In the survey, dosemeters were sent to a total of 520 dwellings. 496 results for radon concentrations and 489 results for absorbed dose rates in air were obtained.

The radon results were used to estimate an annual average of the radon concentration in the measured dwellings. The representative cumulative distribution of the annual average radon concentration in indoor air of Danish dwellings is shown in figure 5.15. The distribution can be described by the weighted sum of two log-normal distributions (57% detached houses with a median of 52 Bq/m^3 and a standard deviation of 2.0 and 43% apartments (multi-family houses) with a median of 18 Bq/m^3 and a standard deviation of 1.4). Based on the arithmetic means for detached houses and for apartments, weighted means were calculated. The mean radon concentration in Danish dwellings was calculated to be 47 Bq/m^3 and the population-averaged mean value is 53 Bq/m^3 .

Significant differences between the distributions of radon concentrations in detached houses have been found based on a geological classification of the subsoil. For areas characterized by mainly moraine clay the geometrical mean is 68 Bq/m^3 compared to 39 Bq/m^3 for the rest of the country characterized by mainly sand and gravel.

The results for the absorbed dose rate indoors from external radiation showed much less variation than the results of the radon measurements. The arithmetic mean value was calculated to be 85 nGy/h .

Dose assessment

For the dose assessment, residence probabilities of 0.7, 0.2 and 0.1 were used for indoors at home, indoors elsewhere, and outdoors respectively. An equilibrium factor of 0.5 together with the NEA conversion factor of 0.076 mSv pr Bq y/m³ EER yields an average effective dose equivalent to the Danish population from radon exposure of 1.8 mSv/y. For the external radiation a dose conversion factor of 0.7 Sv/Gy for the ambient gamma radiation and 1 Sv/Gy for the cosmic radiation yields an average annual effective dose equivalent of 0.62 mSv/y.