

Reduktion af radon

En samfundsøkonomisk
cost benefit analyse

AUGUST 2003



INSTITUT FOR MILJØVURDERING
ENVIRONMENTAL ASSESSMENT INSTITUTE

Journal nr.: 2002-1314-001

ISBN.:87-7992-010-1

Udarbejdet af : Mads Lyngby Petersen (projektansvarlig) & Thommy Larsen

Udgivet: August 2003

Version: 1. 1

©2003, Institut for Miljøvurdering

Henvendelse angående rapporten kan ske til:

Institut for Miljøvurdering

Linnésgade 18

1361 København K

Tlf.: 7226 5800

Fax: 7226 5839

e-mail: imv@imv.dk

www.imv.dk

Sammendrag	5
Abstract	8
1 Indledning	11
1.1 Formål	12
1.2 Afgrænsning	12
1.3 Struktur af rapporten	13
2 Cost benefit analyse	14
3 Radonkoncentrationen i Danmark	17
4 Helbredseffekter	20
4.1 Risikofaktor	20
5 Radontest	23
6 Teknologier til reduktion af radon	24
6.1 Aktive metoder	25
6.1.1 Aktiv udsugning	25
6.1.2 Udsugning fra kælderrum	26
6.2 Passive metoder	26
6.2.1 Tætning af terrændæk med membran	26
6.2.2 Passiv udsugning	27
6.2.3 Montering af udeluftventiler	27
6.3 Samlet oversigt over teknologier	28
7 Beregningsmodel	31
7.1 Beregning af antal berørte huse	31
7.2 Udregning af helbredsmæssige effekter	32
8 Scenarieanalyser	36

8.1	Antagelser og forudsætninger	36
8.1.1	Boligtype	36
8.1.2	Tidshorisont	38
8.1.3	Diskontering	40
8.1.4	Beregningspriser	42
8.2	Fastlæggelse af scenarier	43
8.3	Økonomiske konsekvenser på omkostningssiden	44
8.3.1	Radontest	45
8.3.2	Investering	45
8.3.3	Reinvestering	45
8.3.4	Driftsomkostninger	46
8.4	Scenarium 1	46
8.5	Scenarium 2	50
8.6	Scenarium 3	54
8.7	Opsummering af scenarieanalyserne	56
9	Værdi af sundhedseffekter	58
9.1	Dødelighed	59
9.2	Sygelighed	62
9.3	Samlet værdi af sundhedseffekter	64
9.3.1	Scenarium 1	65
9.3.2	Scenarium 2	66
9.3.3	Scenarium 3	66
9.4	Diskussion af resultaterne	67
10	Følsomhedsanalyse	69
10.1	Diskontering	69
10.2	Risiko	69
10.3	Investeringsomkostning	71
10.4	Længde af etableringsperiode	71
10.5	Ikke inkluderede effekter	72
11	Konklusion	73
12	Diskussion	76
12.1	Grænseniveau	76
12.2	Sammenligning med BEIR VI	76
12.3	Rygning	77
12.4	Omkostningsfordeling i forbindelse med tiltag	77

12.5 Nybyggeri	78
13 Tak til	79
Referenceliste	80
Bilag	83

S a m m e n d r a g

Indånding af radon og radondatterprodukter giver anledning til bestråling af lunger og luftveje og øger dermed risikoen for lungekræft. Det er påvist, at jorden under huset er den vigtigste kilde til forhøjede radonkoncentrationer i indendørsluften. Det er særlig enfamiliehuse, som er placeret direkte på jorden, der kan være udsat for højere radonniveauer.

Ifølge Statens Institut for Strålehygiejne vurderes radonkoncentrationen i danske boliger at medføre et årligt ekstra antal dødstilfælde på mellem 100 og 900 med et bedste skøn på 300 tilfælde pr. år.

Siden 1998 har der i bygningsreglementet for småhuse været krav om, at bygningskonstruktioner mod undergrund skal udføres lufttætte. Herved mindskes risikoen for, at radon kan trænge ind fra undergrunden. Der findes ikke tilsvarende krav, men kun anbefalinger, til boliger opført tidligere end 1998. Således nøjes bygningsreglementet med at anbefale, at der iværksættes enkle og billige forbedringer, når radonindholdet er mellem 200 og 400 Bq/m³, og at der iværksættes mere effektive forbedringer, når radonindholdet overstiger 400 Bq/m³.

I 2001 udgav Sundhedsstyrelsen en undersøgelse af radonkoncentrationen i Danmark. Det blev konkluderet, at radonproblemet i danske enfamiliehuse var større end hidtil antaget, således at 65.000 boliger vurderes at have et radonniveau over 200 Bq/m³, heraf 5.300 over 400 Bq/m³.

Formålet med nærværende analyse er at gennemføre en samfundsøkonomisk analyse af konsekvenserne ved reduktion af radonindholdet i danske enfamiliehuse, der er opført før 1998. Det sker ved at sammenholde de samfundsmæssige omkostninger ved radonreducerende tiltag med de afledte helbredsmæssige værdier.

I rapporten er der redegjort for en række reduktionstiltag, som kan etableres i boliger med radonværdier over de anbefalede niveauer. På den baggrund er der i denne analyse fremsat tre scenarier til reduktion af radonindholdet i danske enfamiliehuse:

1. Reduktion af radonniveauet, til under det anbefalede niveau på 200 Bq/m³, udelukkende ved anvendelse af aktivt sug, som er den mest effektive metode, men samtidig også den mest omkostningskrævende.
2. Reduktion af radonniveauet ved at anvende den metode, der billigst kan sikre et radonniveau under 200 Bq/m³ i de berørte boliger. Der vælges mellem metoderne aktivt og passivt sug samt øget ventilation.
3. Reduktion af radonniveauet til under 400 Bq/m³ ved brug af aktivt sug. Der vil således ikke blive foretaget indgreb på huse under 400 Bq/m³.

Scenarium 2 er en analyse af anbefalingerne i bygningsreglementet om simple foranstaltninger for boliger mellem 200 og 400 Bq/m³, og mere drastiske tiltag for boliger over 400 Bq/m³. For hvert af de tre scenarier er de samfundsøkonomiske omkostninger og gevinster beregnet. På omkostningssiden indgår radontest, investering, vedligehold og udskiftning samt drift. Beregningerne er gennemført for en samlet investeringsperiode på 100 år med efterfølgende sundhedseffekter i yderligere 75 år.

Antallet af boliger i de tre scenarier med radonværdier over det fastsatte grænseniveau, er bestemt ud fra en logaritmisk normalfordeling baseret på information fra den nyeste radonundersøgelse af Sundhedsstyrelsen. På gevinstsiden tæller et reduceret antal dødsfald og deraf sparede behandlingsomkostninger. Det er antaget, at der er en lineær sammenhæng mellem mindsket radonniveau og risikoen for at udvikle lungekræft. Helbredseffekterne efter en radonbestråling fremkommer efter en latensperiode på 25 år. Gevinsterne ved en radonreduktion optræder derfor først efter 25 år. Der er anvendt diskonteringsrater på 3 og 6%. Konsekvenserne af at gennemføre hvert af de tre scenarier er vist i tabellen herunder.

Tabel 1. Ændring af gennemsnitligt radonniveau i danske énfamilie huse og antal sparede dødsfald ved gennemførelse af de tre scenarier.

	Scenarium 1	Scenarium 2	Scenarium 3
Gennemsnitligt Radonniveau (Bq/m ³)			
- Før tiltag	81	81	81
- Efter tiltag	65,0	72,8	78,3
Antal sparede dødsfald	56	29	9

Som det ses af tabellen er antallet af sparede dødsfald væsentlig mindre end de 300, der samlet set dør af at være blevet udsat for radon.

Nedenfor følger resultaterne af beregningerne af nutidsværdien for de tre scenarier. Desuden er *benefit/cost forholdet* opgjort, der gengiver forholdet mellem scenariernes omkostninger og gevinster.

Tabel 2 . Beregnet nutidsværdi af de tre fremsatte scenarier ved 3% og 6% diskonteringsrate.

Diskonteringsrate	Scen. 1	Scen. 2	Scen. 3	Scen. 1	Scen. 2	Scen. 3
	3%			6%		
Samlede omkostninger, mio. kr.	5.400	1.850	750	2.700	1.000	375
Samlede gevinster, mio. kr.	6.500	3.350	1.100	1.200	600	200
Nutidsværdi, mio. kr.	1.100	1.500	350	-1.500	-400	-175
Benefit/cost ratio	1,20	1,81	1,46	0,44	0,62	0,53

Sammenfattende kan det konstateres, at alle tre scenarier bevirker et positivt samfundsøkonomisk afkast ved 3% diskontering. Dermed vil investeringsomkostningerne til reduktion af radonniveauet i enfamiliehuse være mindre end de afledte samfundsøkonomiske gevinster. Som det fremgår af tabellen, er den samlede nutidsværdi størst for scenarium 2 med en værdi på 1,5 mia. kr. Scenarierne 1 og 3 bevirker mindre økonomiske gevinster. Anvendelse af en diskonteringsrate på 6% vil derimod resultere i samfundsøkonomiske tab og reduktion af radon i enfamiliehuse bør derfor ikke gennemføres. Der er ikke taget endelig stilling til, hvilken diskonteringsrate der som udgangspunkt bør anvendes.

Resultaterne indikerer, at der formentlig er et samfundsøkonomisk potentiale i at reducere radonniveauet i danske enfamiliehuse. Potentialet er mindre end forventet. Årligt dør rundt regnet 300 mennesker efter at være blevet eksponeret for radon i danske boliger. Denne analyse har vist, at der kun kan spares et begrænset antal dødsfald, ved at efterkomme anbefalingerne fra bygningsreglementet.

Der er en betydelig usikkerhed i sammenhængen mellem radonniveau og lungekræft. Denne usikkerhedsfaktor føres videre i bestemmelsen af færre dødsfald efter en radonreduktion, hvilket markant ændrer analysens samlede resultat, både positivt og negativt.

A b s t r a c t

Radon is a natural radioactive gas. It is estimated to kill 300 people in Denmark each year, due to lung cancer. Danish building regulation requires that radon levels should not exceed a level of 200 Bq/m³ for existing dwellings in Denmark. Although new buildings are not covered by this requirement, the regulation recommends simple remedial measures for levels between 200 Bq/m³ and 400 Bq/m³, and more effective, though expensive, methods for levels above 400 Bq/m³.

This report compares the social benefits and costs of the regulation, to ascertain whether the heavy investments it involves are indeed worthwhile. The costs include tests for radon levels, investments to reduce radon in existing dwellings, and on-going maintenance and operating costs. The benefits comprise the quantified value of illnesses and deaths avoided. Future costs and benefits are discounted to present value, using both 3% and 6% as discount rates. No agreement exists on which discount rate can be considered the most relevant in social cost-benefit analyses in Denmark. Costs and benefits are calculated for a period of 100 years, plus a period of 75 years of additional benefits.

Further, costs and benefits are estimated for the following three scenarios:

Scenario one reduces the radon level to below the recommended threshold value of 200 Bq/m³. Only the most effective and expensive remedial measure is used.

Scenario two reduces the radon level to below the recommended threshold value of 200 Bq/m³, but the choice of reduction method depends on the original level at each dwelling. The most expensive method is applied for dwellings above 400 Bq/m³, whereas less costly and less effective measures are used for other levels.

Scenario three estimates costs and benefits for a level of 400 Bq/m³. This level is common in most of the European Union. As in scenario one, only the most expensive remedial measure is used.

The radon level of Danish homes may be described by a logarithmic normal distribution, with a geometric mean of 57,7 Bq/m³ and a geometric standard deviation of 2,28. This distribution is adopted for calculating the number of homes that need to have their radon values reduced. In accordance with normal practice, linearity is assumed between radon level and the risk of death.

Table 3. Change in average radonlevel and number of avoided deaths by adopting the three scenarios.

	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
Average radonlevel (Bq/m ³)			
- Before measure	81	81	81
- After measure	65,0	72,8	78,3
avoidable deaths	56	29	9

The number of avoidable deaths is significantly lower than the total potential of 300 deaths per year caused by radon.

The estimated costs and benefits are shown in Table 4. Furthermore, the net present value and the benefit/cost ratio are calculated.

Table 4. Net present value for the scenarios, using 3% and 6% as discount rate.

Discount rate	<i>Sc. 1</i>	<i>Sc. 2</i>	<i>Sc. 3</i>	<i>Sc. 1</i>	<i>Sc. 2</i>	<i>Sc. 3</i>
	3%			6%		
Costs, million DKK.	5,400	1,850	750	2,700	1,000	375
Benefits, million DKK.	6,500	3,350	1,100	1,200	600	200
Net present value	1,100	1,500	350	-1,500	-400	-175
Benefit/cost ratio	1.20	1.81	1.46	0.44	0.62	0.53

As can be seen from Table 4, all three scenarios end up positive, when using a discount rate of 3%. Thus, investments to reduce radon levels in existing dwellings turn out to be a good "bargain" for Danish society. When a discount rate at 6% is used, the estimated net present value becomes negative. The reason is that the value of benefits, in form of saved lives, counts less with a high discount rate. In Denmark, no agreement exists regarding the appropriate level of the social discount rate.

Conclusion:

The analyses indicate that reducing radon levels in existing dwellings in Denmark would probably be a good investment. However, there are a few words of caution, especially before large-scale investments. The number of deaths that would be avoided is small. While dramatically lowering radon levels would increase social benefits, it would also boost costs by enlarging the number of homes to be covered. Further, branding a large number of homes as unhealthy would cause anxiety among the residents. Rather, an alternative mean of reducing the number of lung cancer deaths, e.g. by reducing the extent of smoking, should be considered first.

1 Indledning

Radon er en naturligt forekommende radioaktiv luftart, der er et henfaldsprodukt af uran, som findes mange steder i undergrunden. Uran er bundet til sedimentet, hvorimod radon er en gasart, som kan trække op gennem jordlagene og ind i vores boliger på grund af utætheder i fundament og gulvkonstruktion. Indånding af radon og de ligeledes radioaktive kortlivede radondatterprodukter¹ giver anledning til bestråling af lunger og luftveje, og øger dermed risikoen for lungekræft. Ifølge Statens Institut for Strålehygiejne (1987) vurderes den gennemsnitlige radonkoncentration i danske boliger at medføre et årligt ekstra antal lungekræfttilfælde som følge af lungekræft i den danske befolkning på mellem 100 og 900, med et bedste skøn på 300 tilfælde pr. år.

I Danmark anbefales en reduktion af radonindholdet i indendørsluften hvis radonkoncentrationen² overstiger 200 Bq/m³ (Bolig- og Byministeriet 1998; Miljø- og Energiministeriet 1999). Dermed ligger Danmark i den lave ende af intervallet på 200-600 Bq/m³, som den uafhængige institution International Commission on Radiological Protection (ICRP) har fremsat som *Action Level*³. Tilsvarende grænse-niveau på 200 Bq/m³ findes i Storbritannien, Sverige og Irland, mens en række andre EU-lande har valgt 400 Bq/m³. I Sverige er aktionsniveauet lovpligtigt, hvorimod der er en anbefaling i de fleste andre lande. I USA og Luxembourg er grænseniveauet sat til 150 Bq/m³. Der henvises til Åkerblom (1999) for uddybende informationer om nationale værdier for radonindholdet i boliger.

Det er påvist, at jorden under huset er den vigtigste kilde til forhøjede radonkoncentrationer i indendørsluften (Andersen et al. 2001). Der er tre essentielle forudsætninger for indtrængen af radon fra jorden, jf. Grimsrud et al. (1996). For det første skal undergrunden være porøs, for at radongassen kan trænge op gennem jorden. For det andet giver sprækker og revner i huskonstruktionen radongassen mulighed for at trænge op i huset gennem gulv og fundament. For det tredje bliver

¹ Når radon henfalder dannes et andet grundstof, som kaldes et radondatterprodukt. Dette henfalder ligeledes og danner endnu et radondatterprodukt. Henfaldene fortsætter, indtil der nås et stabilt produkt. Alle mellemprodukter betegnes som datterprodukter af radon.

² Radonkoncentration måles i becquerel pr. m³ (Bq/m³), der angiver antal radonhenfald pr. sekund pr. kubikmeter luft.

³ Det niveau, hvor det anbefales, at til tag iværksættes til reduktion af radonindholdet i boligen.

radonholdig luft suget op i huset, hvis trykket i huset er mindre end trykket under huset.

Særlig enfamiliehuse placeret direkte på jorden kan være udsat for højere radonniveauer, hvilket er påvist i danske radonundersøgelser (Andersen et al. 2001; Statens Institut for Strålehygiejne 1987).

Det er ikke kun ældre boliger, der er udsat for radon. Forholdsvis nye boliger (opført i perioden 1988-1995) har tillige radonproblemer som følge af en manglende lufttæt konstruktion mod jord (Andersen et al. 2001). Siden 1998 har der i bygningsreglementet for småhuse (Bolig- og Byministeriet 1998) været krav om, at bygningskonstruktioner mod undergrund skal udføres lufttætte. Herved mindskes risikoen for, at radon kan trænge ind fra undergrunden. Lovgivningen dækker ikke boliger opført tidligere end 1998. Dog anbefales det i bygningsreglementet, at der i eksisterende bygninger iværksættes enkle og billige forbedringer, når radonindholdet er mellem 200 og 400 Bq/m³, og at der iværksættes mere effektive forbedringer, når radonindholdet overstiger 400 Bq/m³ (Bolig- og Byministeriet 1998).

1.1 Formål

Formålet med nærværende analyse er at gennemføre en samfundsøkonomisk analyse af konsekvenserne ved reduktion af radonindholdet i danske enfamiliehuse opført tidligere end 1998 med radonværdier over de anbefalede niveauer. Det sker ved at sammenholde de samfundsøkonomiske omkostninger ved at nedbringe radonniveauet med de afledte helbredsmæssige værdier.

1.2 Afgrænsning

I en undersøgelse gennemført af Sundhedsstyrelsen i 2001 (Andersen et al. 2001), blev 101 flerfamiliehuse testet for radon, uden at der blev observeret forhøjede radonkoncentrationer for denne boligtype. I nærværende analyse betragtes derfor kun enfamiliehuse, mens flerfamiliehuse udelades. Enfamiliehuse dækker parcelhuse, række-, kæde- og dobbelthuse samt stuehuse til landbrugsejendomme.

Endvidere afgrænses analysen til boliger opført tidligere end 1998, hvor bygningsreglementet for småhuse pålagde, at bygninger skal udføres lufttætte mod undergrund.

Som nævnt er det formålet at vurdere de samfundsøkonomiske konsekvenser af radonreducerende tiltag i boliger med radonkoncentrationer over de anbefalede 200 Bq/m^3 . Reduktion af radonkoncentrationen i disse boliger kræver iværksættelse af tekniske foranstaltninger. Beskrivelsen af de tekniske aspekter af løsningsmulighederne vil imidlertid indgå med mindre vægt. Det vurderes, at der i Danmark og udlandet eksisterer et fornuftigt informationsmateriale om de tekniske løsninger, som der vil blive refereret til i rapporten.

Rapporten redegør for, om samfundet samlet set kan opnå en højere velfærd ved en ændret ressourceanvendelse. Det betyder, at analysen ikke tager stilling til, om det er de enkelte boligejere, der skal afholde omkostninger til en reduktion af radonindholdet i boliger over det anbefalede grænseniveau, eller om der fra politisk hold bevilges økonomiske midler på området. Dette fordelingsmæssige aspekt er alene af politisk karakter.

1.3 Struktur af rapporten

Rapporten vil indledningsvist kort redegøre for baggrunden for cost benefit analysen som værktøj til at forbedre samfundets anvendelse af ressourcer. Herefter følger kapitlerne 3 - 6, der danne grundlag for selve analysen. I kapitlerne klarlægges radonkoncentrationen i Danmark, de skadelige sundhedseffekter som radon medfører, samt hvilke tiltag der kan iværksættes for at reducere radonindholdet i boliger.

I kapitel 7 gennemgås en teoretisk model til beregning af de sundhedsmæssige effekter af et reduceret radonindhold, altså en dosis-respons sammenhæng mellem lavere radonkoncentration og sparede dødsfald.

Efterfølgende bliver tre scenarier til videre analyse fremsat i kapitel 8. I første omgang identificeres kun omkostningerne til etablering af radonreducerende tiltag. Omkostningsanalysen suppleres med en kvantitativ beregning af antallet af sparede dødsfald.

I kapitel 9 udvides analysen, idet de sundhedsmæssige effekter tillægges økonomiske værdier. Herved kan en samlet nutidsværdi af de tre scenarier beregnes.

Rapporten afsluttes med en følsomhedsanalyse af centrale parametre.

2 Cost benefit analyse

Eksistensen af perfekte markeder og klart definerede ejendomsforhold vil i sig selv sikre en korrekt udnyttelse af samfundets ressource. Det sikrer markedskræfterne. Offentlig regulering og indgriben vil derfor være overflødig. Virkelighedens verden er imidlertid påvirket af en række markedsforvridende forhold. Eksempelvis om sættes ikke alle miljøgoder⁴ på et marked, hvorfor udbud og efterspørgsel ikke nødvendigvis er i ligevægt. Sådanne forhold medfører, at offentlig indgriben er nødvendig for at sikre den bedst mulige udnyttelse af samfundets (knappe) ressourcer. Det kan cost benefit analysen medvirke til.

Formålet med cost benefit analyser af miljøprojekter er at forbedre grundlaget for de politiske beslutninger. Her konkurrerer miljøprojekter med andre finansielle projekter. Værdien af de miljømæssige konsekvenser ved et givent projekt favoriseres ikke i cost benefit analyser, men indgår på lige vilkår med andre finansielle konsekvenser.

En samfundsøkonomisk cost benefit analyse er baseret på velfærdsøkonomiske teori. Heri ligger en central antagelse om, at individer i samfundet bedst selv er i stand til at træffe valg og derved afgøre, hvad der er bedst for den pågældende. Individer i samfundet afdækker således sine præferencer via valg, der viser, hvad vedkommende foretrækker⁵. I velfærdsteorien sættes der altså lighedstegn mellem præferencetilfredsstillelse og øget velfærd eller nytte, se fx Freeman (1993) eller Drummond & McGuire (2001).

Dermed bliver det miljøøkonomiske problem i en samfundsøkonomisk cost benefit analyse, at undersøge om en given ændring i anvendelsen af samfundets knappe ressourcer fører til en forøgelse eller reduktion af samfundets velfærd, baseret på forbrugernes præferencer. Det sker ved at opgøre værdien af vundet og mistet velfærd ved alternativ anvendelse af samfundets ressourcer.

Første skridt i cost benefit analysen er at klarlægge de (relevante) konsekvenser, som en ændret anvendelse af ressourcerne vil medføre (Møller et al. 2000). Her

⁴ Der i denne sammenhæng også kan tænkes at omfatte miljøpåvirkningen på helbredet.

⁵ Der kan modargumenteres for denne antagelse, når det gælder narkomaner, alkoholikere og andre misbrugere.

skelnes mellem markedsomsatte goder (fx arbejdskraft) samt ikke-markedsomsatte goder (fx ændrede sundhedseffekter).

Når alle konsekvenser er klarlagt, skal *værdien* fastlægges. Her anvendes enten pris- eller værdisætningsmetoder (Freeman 1993). Prissætningsmetoder er baseret på observerbare markedspriser og anvendes ofte for de markedsomsatte goder. Som eksempel kan nævnes prisen/lønnen på arbejdskraft. For de ikke-markedsomsatte goder⁶ eksisterer der sjældent direkte observerbare priser til værdisætning. Derfor er det nødvendigt at anvende værdisætningsmetoder. En udbredt metode er direkte at spørge folk om, hvilken værdi de tillægger et miljøgode, fx betalingsviljen for en reduceret risiko for at udvikle lungekræft ved lavere radon-koncentrationer.

Konsekvenser, der optræder i forskellige tidsperioder, skal desuden gøres sammenlignelige. Det sker ved at diskontere. Diskontering benyttes, da konsekvenser langt ude i fremtiden tillægges mindre betydning end konsekvenser, der fremkommer i den nære fremtid.

Efter at have tillagt alle fremtidige konsekvenser en værdi kan projektets *nutidsværdi* beregnes ved at samle de diskonterede værdier. Omkostninger for sig, og benefit for sig. Er det samlede resultat positiv, er projektet per definition samfundsmæssigt fordelagtigt og bør som udgangspunkt gennemføres.

Cost benefit analysens resultat skal imidlertid behandles med omtanke, eftersom det kun er projektets mulighed for at forbedre ressourceallokeringen i samfundet, der analyseres. For nok er en prioritering af indsatsen inden for en given økonomisk ramme nødvendig med henblik på at opnå en omkostningseffektiv udnyttelse af ressourcerne, men typisk vil forhold vedrørende den offentlige budgetrestriktion og projektets fordeling i samfundet af cost og benefits også være aktuelle i et moderne velfærdssamfund. I litteraturen er der generel enighed om, at beslutningsgrundlaget ikke udelukkende skal baseres på cost benefit analysens resultat, se fx (Arrow K. et al. 1996). Beslutningstageren kan med fordel inddrage fordelingsaspektet samt politiske motiver i sine overvejelser.

⁶ Herunder værdien af ændret sundhed.

I forbindelse med udarbejdelsen af cost benefit analyser indgår ofte et element af *risiko* eller *usikkerhed*. I økonomisk forstand defineres risiko som den statistiske sandsynlighed for, at en bestemt hændelse indtræffer. Omvendt er det ikke muligt at kvantificere en usikkerhed. I en cost benefit analyse er det således uproblematisk at inddrage risiko, hvis sandsynligheden er kendt, mens usikkerhed belyses ved at foretage følsomhedsanalyser af de usikre parametre.

I de situationer, hvor det giver mening at udføre cost benefit analyser, kan de bidrage med informationer om, hvor de største miljøgevinster findes. De positive værdier kan så sammenholdes med omkostningerne. Det kan medvirke til, at der opnås størst mulig miljømæssig gevinst af de økonomiske omkostninger, der anvendes på miljøområdet. Cost benefit analyser er derfor et godt supplement i den politiske beslutningsproces til en mere hensigtsmæssig prioritering af samfundets knappe ressourcer.

3 Radonkoncentrationen i Danmark

Oplysninger om radonkoncentrationen i Danmark grunder primært i tre videnskabelige rapporter, som kort vil blive opridset nedenfor.

Statens Institut for Strålehygiejne, 1987

I 1987 blev den første danske undersøgelse af radon af rapporteret af Statens Institut for Strålehygiejne (SIS) (Statens Institut for Strålehygiejne 1987). Undersøgelsen var baseret på 496 boliger. På baggrund af foreliggende vurderinger af lungekræft risikoen fra radon blev det vurderet, at radon årligt forårsagede 300 [100-900] lungekræfttilfælde i en befolkning på 5 millioner.

Radon-95 projekt, 1997

I 1997 udkom undersøgelsen Radon-95 af Andersen et al (1997). Undersøgelsen var en opfølgning på rapporten fra 1987 af SIS, hvor det blev vurderet, at der kunne være grund til at forsøge at reducere radonbelastningen i huse med høje radonkoncentrationer. Radon-95 havde derfor til formål at undersøge visse tilgængelige metoder til at mindske radonkoncentrationen i enfamiliehuse. Metoderne rettede sig primært mod enfamiliehuse med høje radonkoncentrationer, som blev fastsat til at være radonniveauer over 200 Bq/m³. Der blev gennemført radonmålinger i 270 huse, hvoraf 21 havde radonværdier over 200 Bq/m³. På denne gruppe blev fem metoder afprøvet, to aktive metoder og tre passive⁷, til reduktion af radonniveauet i husene. Resultatet viste, at de aktive metoder generelt var mere effektive end de passive. De opnåede resultater fra de aktive metoder stemte overens med udenlandske erfaringer, mens de passive metoder tilsyneladende resulterede i mindre reduktioner end, hvad udenlandske forsøg havde vist. Det blev anbefalet, at de aktive metoder blev anvendt i tilfælde, hvor der ønskes indgreb over for særlig høje radonkoncentrationer, mens de passive bedst egner sig til sænkning af moderate radonniveauer.

⁷ Ved en aktiv metode tilføres energi til opstillingen, f.eks. i form af elektricitet til en ventilator, hvorimod en passiv metode kun benytter sig af naturlige energiinput fra vejr og vind.

Radon i danske boliger, 2001

I 2001 udgav Sundhedsstyrelsen en ny landsomfattende radonundersøgelse på baggrund af en vurdering om, at der var behov for et forbedret videngrundlag for at klarlægge en nøjere repræsentativ fordeling af radonkoncentrationen i danske boliger, herunder at bestemme den "høje ende" med betydelig større sikkerhed end radonundersøgelsen fra 1987.

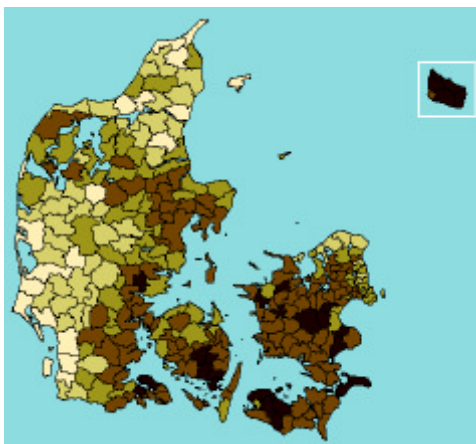
Der blev foretaget radonmålinger i mere end 3.000 enfamiliehuse. Af måleresultaterne blev det konkluderet, at radonproblemet i danske enfamiliehuse var større end hidtil antaget, således at 65.000 boliger vurderes at have et radonniveau over 200 Bq/m³, heraf 5.300 over 400 Bq/m³. Følgende tabel angiver de repræsentative landsværdier for de 3.019 boliger, der blev foretaget radonmålinger i. Andelen af huse med værdier over 200 Bq/m³ (F₂₀₀) blev vurderet til 4,6%. Antallet af huse med radonværdier over 400 Bq/m³ (F₄₀₀) blev estimeret til 0,38%.

Tabel 5. Repræsentative landsværdier for danske boliger

	Middel Bq/m ³	Median Bq/m ³	F ₂₀₀ %	F ₄₀₀ %
Antal enfamiliehuse på landsplan	77	58	4,6 65.000 huse	0,38 5.300 huse

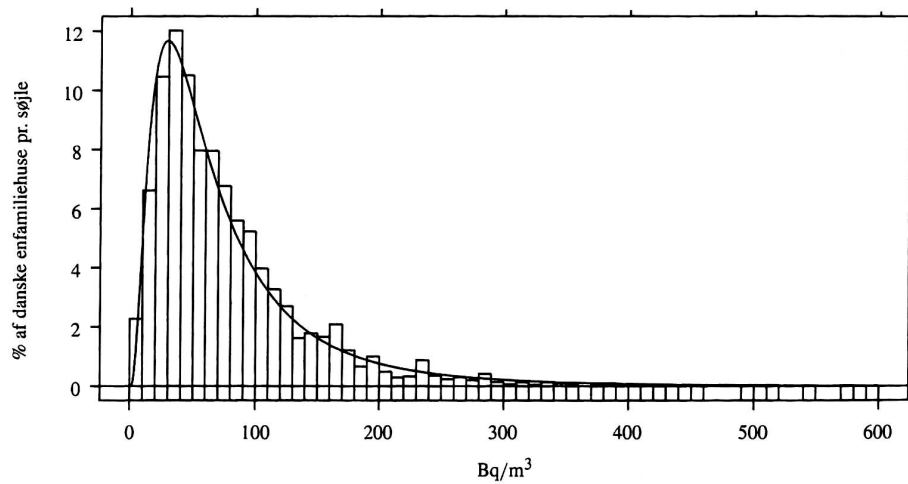
Som resultat af undersøgelsen var det muligt at udarbejde et radonkort, der angiver koncentrationen af enfamiliehuse med værdier over 200 Bq/m³. Der er betydelig variation i koncentrationen af enfamiliehuse i Danmark med værdier over 200 Bq/m³. Andelen af huse over 200 Bq/m³ er lavest i Nord- og Vestjylland (1-2 %) og højest i det østlige Danmark. For 24 kommuner blev det vurderet, at andelen af huse over 200 Bq/m³ var større end 10%.

Figur 1. Radonkort med vurderet andel af enfamiliehuse med radonkoncentrationer over 200 Bq/m³ i landets 275 kommuner. Jo mørkere farve des større andel huse med radonværdier over 200 Bq/m³. (Andersen et al. 2001). Gengivet med tilladelse fra Claus Andersen og Kaare Ulbak.



Radonkortet er baseret på de 3.019 målinger, som blev foretaget i undersøgelsen. På grundlag af de gennemførte radontests, var det muligt at klarlægge fordelingen af radonkoncentrationen i danske boliger. Figur 2 angiver andelen af enfamiliehuse opdelt i mindre intervaller af radonkoncentrationen. Af figuren fremgår det at størsteparten danske enfamiliehuse har en forholdsvis lav radonkoncentration på op til 100 Bq/m³.

Figur 2. Fordeling af radonkoncentrationen i undersøgelsen *Radon i danske boliger* (Andersen et al. 2001). Radonniveauerne er her for landsværdierne og er derfor vægtede i forhold til antallet af boliger i hver enkelt kommune. Kurven angiver den logaritmiske normalfordeling, der er fittet til måletallene. Figuren er gengivet med tilladelse fra Claus Andersen og Kaare Ulbak.



Undersøgelsen af Andersen et al. (2001) viser, at radon er et større problem, end det blev fundet i den første radonundersøgelse af SIS fra 1987. Dengang blev 45.000 boliger vurderet at indeholde radonværdier over 200 Bq/m³, hvor den nye undersøgelse viser 65.000 boliger.

4 Helbredseffekter

Som nævnt indledningsvist er radon i stand til at trænge op fra jorden. Herfra blandes gassen med luft og trænger op i boligerne gennem sprækker i fundamentet. Radon og dens henfaldsprodukter (også kaldet datterprodukter) binder sig til partikler (fx cigaretrøg), som efterfølgende inhaleres af mennesker. Størstedelen af de større partikler opfanges i de øverste luftveje af fimrehårene, som udskiller partiklerne (sammen med de adsorbereede datterprodukter). I mellemtiden har en del af datterprodukterne nået at henfalde og dermed at udsende alfa- og beta stråling. De positivt ladede alfa-partikler trænger gennem cellerne i de øvre luftveje, herunder bronkie-cellerne. Undervejs kan strålingen nå at skade cellerne og dermed begynde udviklingen af kræft. Finere partikler når længere ned i lungerne, hvor en tilsvarende effekt kan udvikle kræftceller i lungevæggen. Det er primært alfa-strålingen, og ikke beta-strålingen, der mistænkes for at kunne give kræft. Dette skyldes to forhold. For det første trænger beta-stråling gennem flere lag celler, og energien fra strålingen fordeles derfor over et langt større antal celler end alfa-strålingen, som typisk kun trænger igennem de første 40-70 μm væv (Winther et al. 1997). For det andet står alfa-strålingen for langt den største energiemission.

Historisk set blev radon klassificeret som kræftfremkaldende hos mennesker af IARC (International Agency for Research on Cancer) i 1988 (Winther et al. 1997). Baggrunden for dette var en række undersøgelser gennem 70'erne og 80'erne, der viste at minearbejdere havde et forhøjet antal tilfælde af lungekræft sammenlignet med befolkningsgennemsnittet. Dette er bekræftet af senere undersøgelser (Lubin & Boice Jr. 1997). Det er også blandt minearbejdere, at man vil kunne forvente de største risici, da koncentrationerne af radon i undergrunden er langt højere end i en typisk bolig.

4.1 Risikofaktor

Sammenhængen mellem radoneksponering og risikoen for at udvikle kræft er endnu usikker. De fleste undersøgelser bygger på epidemiologiske undersøgelser blandt minearbejdere. Et længe diskuteret problem har været, om sammenhængen mellem eksponering og risikofaktor bestemt ud fra de høje strålingsniveauer i miner også kan anvendes på de lavere strålingsniveauer i enfamiliehuse. Der er imidlertid et overlap mellem beboelsesejendomme med højt strålingsniveau og miner med forholdsvis lavt niveau. Undersøgelser for såvel miner som beboelser i

dette overlap viser en sammenfaldende lineær sammenhæng mellem eksponering og risiko for udvikling af kræft (Lubin & Boice Jr. 1997). Endvidere er der i de epidemiologiske undersøgelser ikke noget, der antyder, at der skulle være en nedre grænse for gyldigheden af den lineære sammenhæng. Det er derfor valgt at arbejde ud fra en lineær sammenhæng i nærværende rapport, ligesom det antages, at risikoen pr. eksponeringsenhed er den samme i huse som i miner.

Den igangværende diskussion af risikofaktoren bygger især på fire forhold:

Sammenhæng mellem risikofaktoren for at få lungekræft af hhv. rygning og radon.

Afhængighed af alder og køn.

Tilstedeværelsen af en nedre grænse hvorunder bestrålingen ikke giver en forhøjet kræftrisiko.

Den ovenfor nævnte problemstilling om linearitet over alle bestrålningsniveauer.

Sammenhængen mellem radon og rygning er meget vigtig, da gevinsterne af et tiltag mod radon i beboelsejendomme afhænger af, i hvilket omfang rygning forstærker effekten af radon-bestråling. Desværre er der endnu ikke helt klarhed over dette problem på trods af en veldokumenteret mistanke. Gennem 90'erne blev det antaget at risikofaktorerne var multiplikative, dvs. at sammenhængen er så stærk, at den samlede risiko for at udvikle lungekræft fremkom ved multiplikationen af risikofaktoren for rygning og risikofaktoren for radonbestråling.

Den nyeste viden er blevet sammenfattet af "Committee on Health Risks of Exposure to Radon" i Beir VI rapporten⁸ (National Research Council 1999). Denne konkluderer, at risikofaktorerne er tæt på at være multiplikative, men at en blanding mellem additiv og multiplikativ sammenhæng i højere grad passer til undersøgelserne blandt minearbejdere. Dette betyder, at sammenhængen er stærkere end blot at addere risici, men svagere end en multiplikation. Det er i indeværende rapport antaget, at der er tale om en ren multiplikativ sammenhæng. Risikofaktoren afhænger også af personens alder, hvor der dog er tale om en mindre klar sammenhæng. Risikoen er formodentlig lidt mindre, jo ældre personen er på eksponeringstidspunktet.

⁸ Komitéen består af forskere indenfor områderne strålingsbeskyttelse, strålingsfysik, epidemiologi og statistik. Komitéen hører ind under det Amerikanske forskningsråd.

Da langt de fleste epidemiologiske undersøgelser er foretaget blandt minearbejdere, som stort set kun er mænd, vides der kun meget lidt om, hvorvidt kvinder har større eller mindre risiko for at få lungekræft efter at have været udsat for radon (Lubin et al. 1995). I BEIR VI er indarbejdet en lidt større risiko, for at kvinder kan få lungekræft efter at have været udsat for radonbestråling (National Research Council 1999). Da problemet vedr. hhv. alder og køn er behæftet med stor usikkerhed, og da det ikke har væsentlig indflydelse på risikofaktorens størrelse, er der i denne rapport valgt ikke at korrigere direkte for disse forhold.

5 Radontest

Radonkoncentrationen i boliger varierer ikke kun med årstiden, men også inden for det enkelte døgn. Årsmiddelværdien bestemmes derfor bedst ved måling over en længere tidsperiode. På Sundhedsstyrelsens hjemmeside anbefales 2-3 måneder ved anvendelse af et *dosimeter*. I undersøgelsen af Andersen et al. (2001) blev dosimetrene returneret efter et års måling. Grundet den forholdsvis lange tidsperiode til måling af radon anvendes også hurtigere metoder, som kan give en indikation af radonkoncentration i boliger. På Internettet findes en del firmaer, der sælger forskellige typer af radontests, der opstilles i huset i 1-2 uger. På baggrund af radonundersøgelsen af Andersen et al. (2001), har Risø udviklet et simpelt regneprogram til at klarlægge det forventede radonniveau i boliger på baggrund af otte parametre⁹. Såvel radontests over en kort tidsperiode samt det udviklede regneprogram fra Risø, er behæftet med usikkerhed.

I udlandet anvendes korttids radontest af private husejere, der ønsker viden om radonniveauet. Det sker bl.a. i forbindelse med køb og salg af boliger. Det amerikanske Environmental Protection Agency (EPA) har i pjecer omtalt de kortere radontest. Hvis husejere ønsker et hurtigt resultat, kan en kort test (der eventuelt følges op af endnu en kort test) anvendes i beslutningen om, hvorvidt radonreducerende tiltag skal iværksættes. Der henvises til bilag 1 for uddybende information om anbefalingerne fra EPA. EPA gør dog opmærksom på, at en længerevarende test vil give et mere præcist billede af årsmiddelværdien end en kort tids test. (U.S.Environmental Protection Agency et al. 2002).

Det vurderes i denne rapport, at regneprogrammet fra Risø kan bidrage med en indikation af, om en bolig umiddelbart befinder sig i risikogruppen af enfamiliehu-
se med forhøjede radonniveauer. En korttids radonmåling vurderes at give en mere præcis angivelse end regneprogrammet fra Risø til at fastlægge radonniveauet i en bolig. For at opnå et det bedste resultat bør gennemføres en længerevarende test .

⁹ <http://www.risoe.dk/nuk/radon5.htm>

6 T e k n o l o g i e r t i l r e d u k t i o n a f r a d o n

Statens Byggeforskningsinstitut har udgivet vejledninger om forebyggelse af radonindtrængning i eksisterende bygninger¹⁰. Her redegøres for mulige tiltag, der kan effektueres afhængig af bygningskonstruktion og bygningstekniske forhold som terrændæk, kælder og krybekælder.

De nævnte tiltag fra Statens Byggeforskningsinstitut er afprøvet i undersøgelsen Radon-95, se Andersen et al. (1997). Undersøgelsen havde til formål at teste fem tekniske løsninger til reduktion af radon i 21 boliger med observerede radonværdier over 200 Bq/m³. For hvert af de fem tiltag (to aktive og tre passive) blev de observerede reduktionseffekter opgjort. Desuden refereres der i Radon-95 til udenlandske undersøgelser med sammenlignelige tiltag og deres resultater. Foruden reduktionseffekten blev der fremsat en forventet gennemsnitlig overslagspris af de enkelte tiltag. Da Danmark stadig befinder sig i en pioner-fase, hvad angår udførelse af tiltag mod radon, er udenlandske erfaringer relevante som sammenligningsgrundlag. Samlet bidrager oplysningerne i Radon-95 til, at der kan opstilles et skøn over de faktiske effekter og tilhørende omkostninger ved iværksættelse af radonreducerende foranstaltninger i Danmark.

Der er i udlandet gennemført flere empiriske undersøgelser, som der er refereret til i Radon-95. Det vurderes her, at de udenlandske erfaringer kan bidrage med uddybende oplysninger om, hvilken reduktionseffekt der kan forventes af de forskellige tiltag. Man skal dog ikke underkende, at Danmark stadig befinder sig i en startfase for reduktion af radon i enfamiliehuse og dermed kan have vanskeligt ved at opnå tilsvarende resultater som i udlandet. Desuden kan variable faktorer som hustype, byggeforhold, geologi, klima m.m. bevirke, at udenlandske resultater kan afvige fra tilsvarende resultater af undersøgelser gennemført i Danmark.

De anvendte tiltag i Radon-95 er ikke de eneste løsningsmuligheder, når radonindholdet i boliger ønskes nedbragt. En svensk publikation gennemgår systematisk adskillige metoder i såvel eksisterende huse og ved nybyggeri (Clavensjö & Åkerblom 1992). Desuden har Grimsrud et al. (1996) foretaget et omfattende litteraturstudie med en kort gennemgang af flere praktiske undersøgelser med varierende

¹⁰ Publikationerne er elektronisk tilgængelige på internetadressen www.by-og-byg.dk

radontiltag og tilhørende reduktionseffekter. Senest har Miljøstyrelsen angivet tilgængelige reduktionsforanstaltninger til eliminering eller reduktion af indeklima-påvirkninger fra jord- og grundvandsforurening (Jeppesen 2003). Der henvises til disse publikationer for yderligere informationer om mulige tiltag til reduktion af radonkoncentrationen i boliger.

Nedenfor gennemgås de fem tiltag og observerede reduktionseffekter, som blev afprøvet i Radon-95, samt tilsvarende undersøgelser fra udlandet.

6.1 Aktive metoder

De aktive tiltag er valgt for boliger med særlig høj koncentration af radon, da disse metoder er de mest effektive til at få nedbragt radonniveauet (Andersen et al. 1997).

6.1.1 Aktiv udsugning

Som nævnt tidligere trænger radon ind i boliger fra den underliggende jord på grund af utætheder i fundament og gulvkonstruktion. Ved at frembringe et undertryk under huset ændres luftstrømningen, så luft strømmer fra huset til jorden og dermed hindrer radon i at trænge ind. Det kan ske ved at en ventilator installeres på loftet af huset, og rør føres til et eller flere sugepunkter under huset. Kanalventilatoren frembringer et undertryk under huset. Derved vendes strømningsretningen og luft suges ned i jorden. Løsningen blev afprøvet i to huse i undersøgelsen Radon-95. Den ene bolig fik iværksat aktivt sug tre steder, mens den anden kun fik ét sted suppleret med tre udeluftventiler. Den observerede reduktionseffekt var henholdsvis 95% og 74% for de to boliger. Tilsvarende har undersøgelser i Sverige, Storbritannien og USA, ifølge Radon-95, vist reduktioner på 80-100%. I et litteraturstudie af Grimsrud et al. (1996) er refereret tilsvarende høje reduktionseffekter af aktivt sug. Som følge af den høje effektivitet er metoden udbredt i udlandet.

Ifølge Andersen et al. (1997) er metoden effektiv, men kræver en relativ omkostningskrævende installation. Den gennemsnitlige investering, herunder opsætning ved anvendelse af håndværker, vurderes i Radon-95 til 30-40.000 kr. Svenske "gør-det-selv" produkter kan dog erhverves for 5.000 kr. Det årlige elforbrug ligger i størrelsesordenen 260-610 kWh.

Af afledte negative effekter skal nævnes en øget risiko for kondensdannelse i eller under gulvkonstruktionen samt mulighed for kolde gulve. Desuden kan optræde æstetiske omkostninger som følge af de opsatte ventilationsrør fra gulv til loft og et vist støjniveau.

6.1.2 Udsugning fra kælderrum

Metoden blev afprøvet i 4 boliger, hvor kældre og krybekældre var blotlagt mod undergrunden. Der blev etableret mekanisk udsugning med en vægventilator, således at udsugningen resulterede i et relativt lille undertryk, der begrænsede radonindtrængningen til beboelsesrummene.

Den gennemsnitlige effektivitet ved mekanisk udsugning i undersøgelsen af Andersen et al. (1997) var 51% med bedste resultat på 76%. Reduktionseffekten skal ses i lyset af, at der var suppleret med udeluftventiler i 3 af de 4 boliger. Boligen der kun havde mekanisk udsugning fra kælder, opnåede således kun en effekt på 25%, som endvidere ikke var signifikant forskellig fra nul. En undersøgelse fra U.S. EPA har vist reduktioner på 70-90%, og en tilsvarende finsk undersøgelse fandt en reduktionseffekt på 30-90%. Metoden er begrænset til boliger med kældre eller krybekældre.

Ifølge Andersen et al. (1997) er anskaffelsesprisen 1.000-3.000 kr. inklusiv montering. Levetiden er 3 år, hvorefter reinvestering på 300 kr. er påkrævet. Det årlige strømforbrug er vurderet til 80 kWh.

6.2 Passive metoder

6.2.1 Tætning af terrændæk med membran

En nærliggende løsning er, at tætnes de sprækker i fundamenter, revner i gulve og utætte fuger, hvor radon trænger ind. Det kan ske ved udlægning af en membran under væg-til-væg tæpper suppleret med tætning langs væggene. Membranen hindrer diffus indtrængning og gør gulvkonstruktionen lufttæt, så luft fra jorden ikke slipper ind. Løsningen blev afprøvet i ét hus kombineret med 6 udeluftventiler. Metoden viste generelt lav effektivitet med en reduktion på 27% [+/- 24%]. Tilsvarende viser undersøgelser fra Storbritannien, USA og Finland, at der ikke kan forventes reduktioner på meget mere end 50%.

Omkostninger til membran vurderes at koste 10- 15.000 kr. for et almindeligt en-familiehus.

6.2.2 Passiv udsugning

Passiv udsugning følger samme princip som metoden med aktiv udsugning under huset med den forskel, at den passive ventilation er baseret på naturlig drivkraft. Der monteres lodrette kanaler fra terrændækket under huset op gennem taget til det fri, hvorefter naturlig ventilation i form af termik og vindpåvirkninger bevirker et (mindre) undertryk under huset. Ifølge Andersen et al. (1997) er det begrænset, hvor stort et undertryk der kan etableres med passivt sug. Det bevirker, at metoden ikke vurderes at være nær så velegnet som aktivt sug. I Radon-95 blev løsningen afprøvet på ét hus kombineret med 6 udeluftventiler. Der blev observeret en reduktionseffekt på 23% [\pm 26%], altså en effekt der ikke var signifikant forskellig fra nul. I Radon-95 henvises til erfaringer fra USA, med reduktioner på 30-70%, mens undersøgelser i Storbritannien typisk viser en effektivitet på 60%. En østrigsk undersøgelse af Maringer et al. (1999) viste en reduktionseffekt på 50% ved etablering af passivt sug.

Passivt sug vurderes at give investeringer, der ligger noget under udgifterne til aktivt sug, fordi der spares kanalventilator og driftsudgifter. Den samlede investering til opsætning ved anvendelse af håndværker bliver 10.000-20.000 kr.

6.2.3 Montering af udeluftventiler

Som den sidste af de fem løsningsmetoder blev der i undersøgelsen af Andersen et al. (1997) monteret mellem 4 og 7 stk. udeluftventiler. Herved øges luftskiftet i boligen og radonkoncentrationen fortyndes. Ventilene blev anbragt i opholdsrum, og med manuel regulering fremkom et naturligt luftskifte. Ventilationen bevirker, at radonkoncentrationen reduceres omvendt proportionalt med luftskiftet med den frie atmosfære (fordobles luftskiftet, halveres radonkoncentrationen). Generelt vil god ventilation i boligen ikke alene sikre et lavt radonindhold, men også et bedre indeklima. Montering af udeluftventiler er bedst egnet som et isoleret tiltag i boliger med lavt luftskifte og mindre radonindhold.

Montering af udeluftventiler i 13 boliger viste generelt lav effekt på den indendørs radonkoncentration (Andersen et al. 1997). Der blev registreret en gennemsnitlig reduktionseffekt på 11%, der ikke var signifikant forskellig fra nul under hensynta-

gen til naturlige variationer. I Sverige og Storbritannien viser undersøgelser, at naturlig ventilation i gennemsnit halverer radonkoncentrationen, se Radon-95. I litteraturstudiet af Grimsrud et al. (1996) henvises til en finsk undersøgelse¹¹, hvor øget ventilation har givet en median reduktionseffekt på 38%.

Indkøb og opsætning beløb sig i gennemsnit til 300-500 kr. pr. ventil, og der blev anvendt omkring 5 ventiler pr. bolig i undersøgelsen Radon-95.

6.3 Samlet oversigt over teknologier

Et centralt element i denne analyse er hvilken effekt, der kan opnås ved radonreducerende foranstaltninger. Radon-95 er eneste undersøgelse, der har klarlagt reduktionseffekterne i Danmark. Undersøgelsen omfattede imidlertid kun et begrænset antal boliger, og flere af løsningsmetoderne blev kun afprøvet i en eller ganske få boliger. En del af reduktionseffekterne var ikke signifikant forskellige fra nul. Der fremstår således en reel mangel på datamateriale i Danmark. På den baggrund er det vanskeligt med sikkerhed at fastlægge effekterne af de enkelte tiltag ud fra Radon-95.

Omvendt er der i såvel Sverige, Finland, Storbritannien og USA gennemført en del undersøgelser af radonreducerende tiltag, som refereret i de foregående afsnit. Ved at sammenholde danske og udenlandske resultater kan man opnå et bedre skøn over den forventede reduktionseffekt ved de tilgængelige foranstaltninger. Generelt må man være forbeholden overfor at anvende resultater opnået i udlandet, da de er fremkommet på baggrund af andre forhold, end hvad tilfældet er i Danmark. Desuden har der i Danmark, modsat udlandet, ikke været tradition for at iværksætte tiltag i boliger med højt radonindhold. De manglende erfaringer kan bevirke, at der i Danmark ikke kan opnås samme reduktionseffekter som i udlandet.

Da såvel danske og udenlandske erfaringer viser, at aktivt sug medfører betydelige reduktionseffekter, vil denne løsning blive anvendt i denne analyse for boliger med meget høje koncentrationer. Derimod er det vanskeligere at vurdere hvilke tiltag, der bedst egner sig for boliger med moderate radonværdier. Det vurderes ifølge en af forfatterne bag Radon-95, at udlægning af membran forventes at indebære en

¹¹ Arvela, H. S. & H. P. (1993) Finnish Experience in Indoor Radon Mitigation. Indoor Air '93, Helsinki.

del praktiske vanskeligheder (Jens Brendstrup, COWI, privat korrespondance). Endvidere har såvel danske og udenlandske erfaringer vist, at membranen ikke altid sikrer en væsentlig/tilstrækkelig reduktion i radonniveauet. På den baggrund vil udlægning af membran ikke blive anvendt som tiltag i nærværende analyse. Udsugning fra kælder er (naturligvis) relevant for boliger med kælderforhold. Her skal der tages højde for om der er etableret fuld eller delvis kælder, samt om kælderen befinder sig under soveværelse og/eller opholdsstue. Det har ikke været muligt at fremskaffe dækkende informationer om disse forhold. Udsugning fra kælder vil derfor heller ikke indgå som løsningsmulighed i denne analyse. Tilbage er tre løsningsmuligheder i form af udeluftventiler, passivt sug og aktivt sug.

Aktivt sug antages i de følgende beregninger at have en gennemsnitlig effekt på 80%. Antagelsen bygger på de danske og udenlandske erfaringer, der er refereret til ovenfor.

Passivt sug antages at have en gennemsnitlig reduktionseffekt på 50%. Effekten er dermed i overensstemmelse med resultatet af undersøgelsen fra Østrig (Maringer et al. 1999), og befinder sig samtidig i det angivne interval fra de amerikanske undersøgelser, men noget over det (ene) danske resultat. Det skal nævnes, at såfremt passivt sug etableres og ikke bidrager med en tilstrækkelig reduktion, kan løsningen modificeres til aktivt sug ved at tilføje en kanalventilator.

Udeluftventiler er generelt kun egnet som tiltag i boliger med forholdsvis lavt radonindhold. Ventilationstekniske foranstaltninger bør ifølge det svenske byggeforskningsråd anvendes til at øge luftskiftet i boliger (Clavensjö & Åkerblom 1992). Parcelhuse opført i 60'erne og 70'erne udgør den overvejende del af boligmassen. Det vurderes her, at denne type boliger er udført forholdsvis lufttætte, hvorfor det kan være hensigtsmæssigt at øge ventilationen for at opfylde myndighedskravet om at luften i opholdsrum udskiftes mindst hver anden time. Foruden reduktion af radon, kan udeluftventiler medvirke til dette. Er luftskiftet i forvejen højt, vil udeluftventiler dog ikke være en velegnet metode. Med forbehold for naturlige variationer og usikkerhed ved overførsel af opnåede resultater i udlandet til Danmark antages det efterfølgende, at øget ventilation i form af udeluftventiler gennemsnitlig kan reducere radonkoncentrationen med 20%.

Nedenfor er gengivet en skematisk oversigt af de tekniske løsninger med tilhørende reduktionseffektivitet og økonomiske omkostninger, som vil indgå i de videre beregninger.

Tabel 6. Effekt og omkostninger ved mulige tiltag til reduktion af radon.

	<i>Effekt</i>	<i>Investering</i>	<i>Driftsudgifter</i>
Aktivt sug	80%	30.000 - 40.000 kr.	EI: 260-610 kWh
Passivt sug	50%	10.000 - 20.000 kr.	-
Udeluftventiler	20%	1.500 - 2.500 kr.	-

For alle tre metoder antages det, at reduktionseffektiviteten er uafhængig af radonkoncentrationen, så der opnås samme effekt for såvel høje og lave radonniveauer.

De fremsatte antagelser i ovenstående afsnit er behæftet med en del usikkerhed. Det er imidlertid ikke formålet med denne rapport at klarlægge de faktiske reduktionseffekter af varierende tiltag med større nøjagtighed, end hvad tidligere analyser har påvist. Det essentielle i denne analyse er, at der eksisterer et sæt af muligheder, med varierende effekt og pris, der gør det muligt at fastlægge et (groft) skøn over de omkostninger, som det vil kræve at reducere radonindholdet i eksisterende enfamiliehuse. Endvidere vil den usikkerhed, der knytter sig til reduktionseffekterne, være betydelig mindre end usikkerheden af de afledte sundhedseffekter. Det gælder ikke mindst antallet af sparede dødsfald som følge af lungekræft ved radoneksponering. De angivne reduktionseffekter i ovenstående tabel, vil efterfølgende blive benyttet i tre scenarier.

For at sikre en korrekt installation af radonreducerende foranstaltninger kan der være behov for klare retningslinier på området. Til det formål kan erfaringer fra udlandet være gavnlige. Den amerikanske miljøstyrelse US EPA (2002) har nyligt foreslået at inkorporere et omfattende regelsæt fra ASTM¹² International vedrørende radon i eksisterende boliger, se ASTM International (2003). Regelsættet omfatter bl.a. klare normer for udførelse af forskellige installationer. Det gælder ikke kun overordnede retningslinier, men også en lang række specifikke krav til eksempelvis materialer, elektriske installationer, brandsikring og hensyntagen til støjgener. Det vurderes, at de amerikanske retningslinier i stor udstrækning kan medvirke til udformning af fornuftige normer for effektiv reduktion af radon i danske boliger.

¹² American Society for Testing and Materials

7 Beregningsmodel

I nærværende kapitel vil det dels blive beskrevet, hvordan antallet af huse, der skal have foretaget radonreducerende tiltag, findes, dels hvordan omfanget af de helbredsmæssige effekter som følge af en reduktion findes.

7.1 Beregning af antal berørte huse

Datagrundlaget for antallet af huse, der skal have foretaget en reduktion af radonniveauet, er fra Andersen et al. (2001). Sammenhængen mellem antal enfamiliehuse og radonniveau fremkommer i rapporten som logaritmisk normalfordelt, jf. fordelingen i Figur 2. Fordelingen er givet ud fra den geometriske middelværdi (GM) og den geometriske standardafvigelse (GS)¹³, som er hhv. 57,7 [57,4 – 59,3] Bq/m³ og 2,28 [2,22 – 2,30] (Andersen et al. 2001). Tallene i de kantede parenteser angiver det vurderede 68% konfidensinterval. Det aritmetiske gennemsnit for radonmålingerne (det vi forstår ved et normalt gennemsnit) og aritmetisk standardafvigelse er hhv. 77,3 Bq/m³ [75,9 – 78,5] og 65,4 Bq/m³ [61,6 – 66,4].

Det skal i den forbindelse nævnes, at den logaritmiske normalfordeling kun beskriver måleresultaterne tilnærmelsesvist (Andersen et al. 2001). Det antages, at fordelingen er anvendelig til nærværende formål, og den vil derfor ligge til grund for vurderingen af, hvor mange huse der skal have foretaget et indgreb.

At der udelukkende benyttes en approksimerende fordelingsfunktion til at finde antallet af huse i forskellige radonintervaller kan give en mindre afvigelse set i forhold til de empirisk bestemte radonniveauer. Af nedenstående fremgår det f.eks., at det ved anvendelse af den logaritmiske normalfordelingsfunktion fås, at 6,5% af alle huse har et radonniveau over 200 Bq/m³, hvor Andersen et al. (2001), ud fra de empiriske data, opgiver et tilsvarende tal på 4,6%. Forskellen skyldes til dels, at fordelingsfunktionen i princippet går op til uendeligt høje radonværdier, mens det empiriske datamateriale har en maksimal radonværdi på 590 Bq/m³. Herudover er datamaterialet forholdsvis beskeden ved høje radonkoncentrationer, f.eks. blev der fundet 35 huse fordelt rundt omkring i landet med radonniveauer over 300 Bq/m³, jf. Andersen et al. (2001) (deres figur 5). Dette tal skal ses i forhold til de 3019 huse, der samlet blev målt på, samt det totale antal enfamilie-

huse i Danmark, som er rundt regnet 1,5 mill. Da den logaritmiske normalfordeling er bestemt ud fra husmålingerne, vil det sparsomme statistiske materiale ved høje niveauer givetvis have indflydelse på, hvor godt fordelingsfunktionen er bestemt. Det er imidlertid udenfor denne rapport's formål at give en nærmere behandling af fordelingsfølsomhed overfor den statistiske usikkerhed. Det er derfor antaget, at parametrene for den logaritmisk normalfordeling er som i Andersen et al. (2001). Den værdi af det aritmetiske gennemsnit, der benyttes i denne rapport, er gældende for denne fordeling. Det giver et lidt større gennemsnit, end måleresultaterne antyder, nemlig 81,0 Bq/m³ i stedet for 77,3 Bq/m³.

Procentdelen af huse, der ligger i et givet radoninterval, udregnes som forskellen mellem yderpunkternes akkumulerede sandsynlighed¹⁴ Φ :

$$P(a \leq X \leq b) = \Phi\left(\frac{\ln(b) - \ln(GM)}{\ln(GS)}\right) - \Phi\left(\frac{\ln(a) - \ln(GM)}{\ln(GS)}\right)$$

hvor X er den stokastiske variabel 'radonniveau', og a og b er intervallets yderpunkter. Eksempelvis udregnes antallet af huse, der har et niveau mellem 200 og 250 Bq/m³ ved at indsætte $a=200$, $b=250$, $GM=57,7$ og $GS=2,28$.

7.2 Udregning af helbredsmæssige effekter

Til brug for analysen er der som udgangspunkt anvendt en norsk beregningsmodel for sammenhængen mellem radonreduktion og antal færre lungekræftdødsfald, udviklet af Stigum et al. (2003). Sammenhængen mellem radonniveauet r og den relative risiko for lungekræft på grund af radon er givet ved:

$$RR_r = 1 + ar \tag{1}$$

hvor risikofaktoren a giver hældningen af den lineære sammenhæng. Leddet ar angiver den øgede risiko for at få lungekræft, når en person er udsat for et strålingsniveau, der overstiger det omgivende niveau. Den relative risiko for at dø tidligt af lungekræft RR_r består derfor af to dele: Den del der kan tilskrives et radoni-

¹³ Den geometriske middelværdi angiver det radonniveau, hvor halvdelen af husene har lavere hhv. højere niveau.

¹⁴ Et niveaus akkumulerede sandsynlighed er sandsynligheden for at finde et hus, der har et lavere eller lige så stort niveau.

veau på r og den del, der skyldes alle andre årsager (sat til 1). Der er i bestemmelsen af risikofaktoren inkluderet, at folk ikke opholder sig indendørs 100% af tiden. Desuden indeholder risikofaktoren en livstidsrisiko. Hædningskoefficienten α er fastsat til 0,0015 [0,0003-0,0027] pr. Bq/m³ gennemsnitlig radonkoncentration ved at sammenholde en række risikovurderinger i beboelser med epidemiologiske undersøgelser hos minearbejdere¹⁵, se Stigum et al. (2003). Indenfor usikkerhederne er der overensstemmelse mellem risikoestimerne bestemt ud fra hhv. miner og boliger (Lubin & Boice Jr. 1997). Ved at anvende hædningskoefficienten til at bestemme det totale antal dødsfald pr. år grundet radon kan det konstateres om værdien er konsistent med de 300 dødsfald pr. år som Sundhedsstyrelsen tidligere har fundet. Der dør samlet set 3.471 personer af lungekræft hvert år, og den gennemsnitlige radonkoncentration for alle personer (i alle typer boliger) er 59 Bq/m³, ifølge (Andersen et al. 2001). Samlet set dør der $3.471 \times 59 \times 0.0015 = 307$ personer pr. år grundet radon, hvilket er i overensstemmelse med Sundhedsstyrelsens tal. Bemærk at usikkerheden på α er +/- 80%, og at den dermed repræsenterer den største usikkerhed i analysen.

Ved at benytte ligning (1) antages det, at risikoen for at udvikle lungekræft, som følge af en konstant radoneksponering, er ens for alle mennesker uafhængig af alder og køn. Der er blevet argumenteret for, at dette ikke er helt korrekt, idet \mathbf{a} kan vises at afhænge af alder, hvorimod en kønsafhængighed er sværere at kvantificere (Lubin et al. 1995). Forskellene er formentlig små, og vil drukne i den usikkerhed, der er på bestemmelsen af \mathbf{a} (J. M. Lubin, privat korrespondance). Det giver altså stadig god mening at anvende ligning (1), hvoraf det implicit er antaget, at risikoen for at udvikle lungekræft er ens for alle aldersgrupper.

Stigningen i sandsynlighed for at få lungekræft ved at opholde sig ved et indendørs radonniveau, u , er produktet af sandsynligheden for at bo i et hus, der har et radonniveau på u og sandsynligheden for at få lungekræft ved at blive udsat for et niveau u . Det kan altså skrives som $p(u) \mathbf{a}r$, hvor $p(u)$ er sandsynligheden for, at et hus har et radonniveau på u (repræsenteret ved den logaritmiske normalfordeling). Ved at integrere dette produkt op over alle radonniveauer fås den samlede stigning i sandsynlighed for at udvikle lungekræft ved indendørs eksponering af radon.

¹⁵ Der er kun medtaget undersøgelser i miner med forholdsvis lavt radonniveau.

Antallet af lungekræftdødsfald pga. et indendørs radonniveau på r er derfor:

$$C_r = O \frac{p(r)(RR_r - 1)}{\int_0^\infty p(u)(RR_u - 1)du + 1} \quad (2)$$

(Stigum et al. 2003), hvor O er det samlede antal lungekræfttilfælde pr. år. Ligning (1) er brugt til at substituere ar med $RR_r - 1$. Brøken angiver den del af tilfældene, der kan tilskrives et indendørs radonniveau r . For relative risici tæt på 1, dvs. når RR_r er tæt på at have værdien 1, hvilket indtræffer ved lave radonniveauer, kan brøken tilnærmes ved:

$$C_r \approx O p(r) a r \quad (3)$$

hvor ligning (1) er blevet benyttet igen (Stigum et al. 2003). Det samlede antal færre dødsfald pr. år, som følge af en radonreduktion i danske enfamiliehuse, fremkommer ved at integrere bidragene op fra hvert enkelt radoninterval:

$$L = \int \Delta C_r dr \approx O a \left(\int p(r) dr - \int p'(r) dr \right) = O a (\bar{r} - \bar{r}') \quad (4)$$

Størrelser med apostrof angiver, at det er værdien efter en radonreduktion. Det er altså tilstrækkeligt at kende forskellen mellem de aritmetiske middelværdier af radonfordelingerne før og efter et indgreb.

Stigum et al (2003) har både benyttet ligning (4) og den eksakte ligning, som fås ved at integrere ligning (2) i stedet for ligning (3), og hermed fundet et omtrent ensstemmende resultat¹⁶. Da radonniveauerne generelt er lavere i Danmark end i Norge, og den relative risiko dermed er tættere på 1, er tilnærmelsen i ligning (3) bedre opfyldt i Danmark, og ligning (4) vil dermed kunne anvendes uden problemer.

Middelværdien af radonniveauet efter reduktionen er udregnet ved at opdele radonniveauerne fra 0,05 Bq/m³ til 7000 Bq/m³ i små intervaller på 0,05 Bq/m³.

¹⁶ Hein Stigum, privat korrespondance.

Afhængig af hvilket tiltag, der iværksættes for at nedbringe radonindholdet, vil hvert af de intervaller, der ligger over et vist grænseniveau blive reduceret med den effektivitet, det pågældende tiltag har, hvorefter alle intervaller bidrag til det vægtede gennemsnit udregnes. Således vil der i et af de fremsatte scenarier i denne analyse, blive anvendt flere tiltag med forskellige effektiviteter, så der sættes ind med mere effektive tiltag (men samtidig dyrere), jo højere radonniveauet er. Det betyder blot, at nogle intervaller reduceres mere end andre, inden det vægtede gennemsnit udregnes. Som følge af beregningsmetoden er der ikke beregnet et egentligt usikkerhedsinterval for gennemsnittet efter et tiltag. Såvel gennemsnit, som de deraf følgende gavnlige helbredsmæssige virkninger, skal derfor betragtes som bedste estimater på baggrund af de foreliggende oplysninger i litteraturen. Da værdien af a imidlertid står for den største usikkerhed, er der foretaget en følsomhedsanalyse på denne parameter, se senere kapitel.

I ligning (4) indgår det totale antal dødsfald pr. år grundet lungekræft, O , som gennemsnitligt er beregnet til 3.471 for årene 1990-1999¹⁷. Dette tal dækker imidlertid både beboere i enfamiliehuse og flerfamiliehuse, hvor denne analyse kun omhandler førstnævnte. 67,1% af Danmarks befolkning bor i enfamiliehuse (Danmarks Statistik 1998), så hvis det antages, at beboere i etagebyggerier har samme sandsynlighed for at dø af lungekræft som beboere i enfamiliehuse, svarer det altså til, at det totale antal dødsfald pr. år grundet lungekræft er 2.329 blandt beboere i enfamiliehuse. Det er dette tal, der anvendes som input i beregningerne som O i ligning (4).

Den her fremsatte model gør det muligt at klarlægge antallet af sparede dødsfald som følge af et lavere radonindhold og dermed lavere eksponering. Resultaterne gennemgås under de enkelte scenarier i næste kapitel.

¹⁷ Danmarks Statistik, www.dst.dk. Der har i den nævnte årrække været en vis variation fra år til år, men der er ikke nogen faldende eller stigende tendens over perioden.

8 Scenarieanalyser

Efter at have redegjort for radonkoncentrationen i Danmark, hvilke tiltag der kan anvendes til at nedbringe radonindholdet i enfamiliehuse samt den anvendte beregningsmodel, vil følgende kapitel analysere de samfundsmæssige konsekvenser ved nedbringelse af radonindholdet. I første omgang vil beregningerne være reduceret til en *omkostningsanalyse* af tre udvalgte scenarier, deres reduktionsniveauer af radonkoncentrationen i danske enfamiliehuse samt antallet af sparede dødsfald ved lavere eksponering for radon. Derved kan man beregne omkostningen pr. sparet lungekræfttilfælde med for tidlig død til følge.

I næste kapitel vil den samfundsøkonomiske *værdi* af en forbedret sundhedstilstand blive klarlagt. I sig selv beretter omkostningsanalysen ikke om, hvorvidt det er hensigtsmæssigt at reducere radon, men kun hvad det koster.

Først vil der blive redegjort for de generelle antagelser og forudsætninger, der er lagt til grund for den videre analyse. Dernæst følger en identificering af tre scenarier, som der gennemføres konsekvensberegninger for. Kapitlet slutter med en kort opsummering.

8.1 Antagelser og forudsætninger

For at gennemføre en samfundsøkonomisk cost-benefit analyse er det nødvendigt at redegøre for de grundlæggende forudsætninger og antagelser, som analysen bygger på. Det gælder de berørte boligtyper, deres antal, tidshorisonten for de økonomiske beregninger samt valg af diskonteringsrate og beregningspriser.

8.1.1 Boligtype

Tiltag til reduktion af radonindholdet i boliger vil kun medføre et fald i antallet af dødstilfælde så længe at, et hus fysisk eksisterer og er beboet. Det giver anledning til at analysere på mængden af eksisterende enfamiliehuse i Danmark.

Nybyggeri af enfamiliehuse skal i henhold til bygningsreglementet sikres mod radon, jf. bygningsreglementet for småhuse (Bolig- og Byministeriet 1998). Under antagelse af at nyopførte huse følger bygningsreglementets anbefalinger, og dermed er lufttætte mod jorden, indgår disse boliger ikke i de videre beregninger. Hvor

vidt bygningsreglementet sikrer radonkoncentrationer under de anbefalede 200 Bq/m³, tages der ikke stilling til i nærværende analyse.

Det kunne forventes, at kun ældre boliger er udsat for radon, mens forholdsvis nyopførte boliger ikke har tilsvarende problemer. Undersøgelsen af Andersen et al. (2001) viser imidlertid, at også boliger opført i 90'erne har forhøjede radonniveauer som følge af en manglende lufttæt konstruktion mod jord. På den baggrund vil analysen omfatte alle enfamiliehuse i Danmark, der er opført tidligere end 1998.

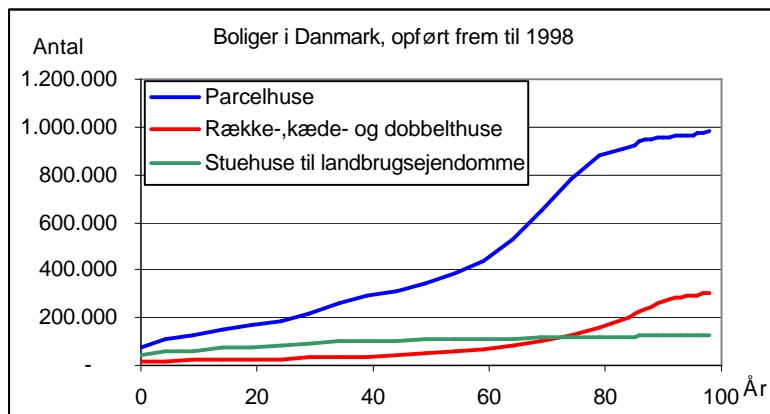
I denne analyse er det valgt at følge samme retningslinier for enfamiliehuse som i den seneste landsomfattende radonundersøgelse. Her indgik parcelhuse, række-kæde og dobbelthuse samt stuehuse på landet. Danmarks Statistik (2003) har opgjort mængden af beboede enfamiliehuse opført i 1998 eller før, som angivet i nedenstående tabel.

Tabel 7. Beboede enfamiliehuse i Danmark i 2000, opført før 1998 (Danmarks Statistik 2003).

Boligtype	Antal	Andel
Parcelhuse	983.000	70 %
Række-,kæde- og dobbelthuse	303.000	21 %
Stuehuse til landbrugsejendomme	124.000	9 %
I alt	1.410.000	100 %

Ud fra ovenstående tabel fremgår det, at enfamiliehuse i år 2000 overvejende består af parcelhuse, mens stuehuse til landbrugsejendomme række-, kæde- og dobbelthuse udgør en mindre andel. Danmarks Statistik har endvidere opgjort mængden af boliger fordelt på opførselsår. Herved opnås et billede af udviklingen i enfamiliehuse over tid. Det er grafisk illustreret i nedenstående figur.

Figur 3. Udviklingen i boligmassen i Danmark siden 1900 (= år 0) til 2000 (= år 100) fordelt på boligtype. (data fra Danmarks statistisk, 2003).



I undersøgelsen af Andersen et al. (2001) havde 5% af både parcelhusene og stuehuse til landbrugsejendomme radonværdier over 200 Bq/m³, mens kun 2% af de undersøgte række- kæde og dobbelthuse havde forhøjede værdier. Dermed skal størsteparten af boliger med forhøjede radonværdier findes blandt parcelhuse, mens en mindre del udgøres af stuehuse på landet, række-, kæde- og dobbelthuse.

8.1.2 Tidshorisont

Radonreducerende tiltag bidrager først med helbredsmæssige effekter efter latensperioden, som er den tid, der går mellem eksponeringen og udbruddet af lungekræft. Det er opgjort, at latensperioden er 20-30 år (Nyberg et al. 2000). I denne analyse er det valgt at fastsætte latensperiode til 25 år. For at en analyse af radonreduktion er meningsfuld, bør den tidsperiode, der gennemføres beregninger for, være længere end latensperioden. Kun herved er det muligt at inddrage de afledte sundhedsmæssige effekter i form af et sparet antal lungekræfttilfælde og et deraf følgende antal for tidlige dødsfald. Fortsættes der med at blive etableres tiltag i eksisterende boliger, kan det tale for at anvende en lang tidshorisont.

Den endelige levetid af de enfamiliehuse, der blev opført før 1998, begrænser dog tidshorisonten. Iværksættelse af radonreducerende byggeløsninger giver kun anledning til en bedre sundhedstilstand, så længe et hus fysisk eksisterer og er beboet. I princippet må de følgende beregninger derfor ske under hensyntagen til, at den berørte boligmasse reduceres med tiden. Parcelhuse, række-, kæde-, og dobbelthuse opført i 60'erne og 70'erne udgør størsteparten af boliger i år 2000, og derfor særlig interessante i denne sammenhæng.

Det har imidlertid været en umulig opgave at indhente oplysninger om tilstanden og den resterende levetid af eksisterende boliger. Det kan endvidere diskuteres, om der rent faktisk vil ske en reduktion i boligmassen over tid. Eksempelvis viser datamaterialet fra Danmarks Statistik, at antallet af stuehuse på landbrugsejendomme ikke falder over tid, til trods for at flere af boligerne er bygget før år 1900. Tilsvarende kan der argumenteres for, at allerede opførte parcel-, række-, kæde- og dobbelthuse vil bestå i en lang årrække fremover. Det vurderes, at det i de færreste tilfælde vil være fordelagtigt at nedrive et helt hus (incl. fundament) og opføre et helt nyt. Mere sandsynligt er det, at grundkonstruktionen består, og at den enkelte bolig vedligeholdes og med tiden gennemgår større renoveringer.

Alligevel er det i denne analyse valgt at begrænse tidsperioden til en investeringsperiode på 100 år. Her vurderes størstedelen af de eksisterende boliger at bestå. Således vil investeringer, reinvesteringer og driftsudgifter i radonreducerende tiltag forløbe over 100 år for herefter at ophøre. Tidsperioden er dog lang nok til, at det er muligt at fastlægge de afledte samfundsmæssige sundhedseffekter i form af et reduceret antal dødstilfælde og sparede behandlingsomkostninger.

Den samlede tidsperiode vil imidlertid være betydelig længere. Efter ophør med investeringer vil der stadig være afledte sundhedseffekter i 25 år. Det skyldes at der ved ophøret af investeringer i tiltag til reduktion af radon, er oparbejdet et generelt bedre sundhedsniveau. Grundet latensperioden vil der i de følgende 25 år ikke ske en reduktion i sundhedstilstanden.

Yderligere kan der argumenteres for at der kan være en vis sundhedsmæssig effekt så lang tid der lever personer, som har haft glæde af at have boet i et hus med nedsat radonniveau. Denne effekt er afhængig af den resterende levetid for de berørte personer, der her antages at være repræsenteret ved én generation. Med henvisning til Danmarks Statistik fastsættes middellevealderen til omkring 75 år for den danske befolkning. Dvs. at man har en positiv effekt af tiltagene i årene 125 - 175. Efter ophør med investeringer i tiltag til reduktion af radon, påregnes en gradvis reduktion i sundhedstilstanden, indtil der i år 175 vil være et tilsvarende antal lungekræfttilfælde, som inden projektet iværksættes.

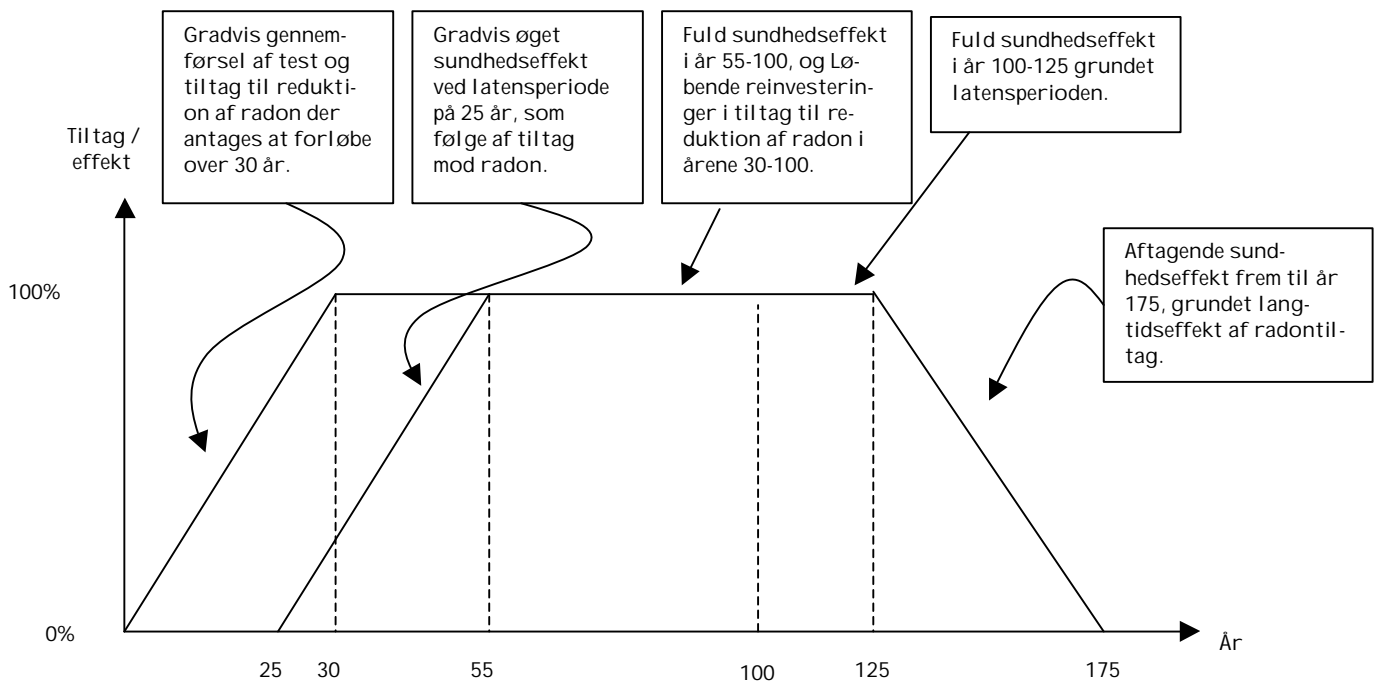
Rent praktisk vil det være vanskeligt at forestille sig, at alle boliger med for høje radonværdier kan identificeres inden for kort tid. Eksempelvis er radontests ikke udbredt ved salg af bolig i Danmark modsat i USA. En sådan ordning kunne ellers have bevirket en identificering af de boliger, der befinder sig i risikogruppen. I dag må det forventes, at boligejere kun ved eget initiativ gennemfører radontests for at klarlægge radonniveauet. En opgave som må formodes at strække sig over en længere periode. I de følgende beregninger er det antaget, at gennemførslen af radontests forløber over 30 år for samtlige af de enfamiliehuse der befinder sig i risikogruppen. Med en latensperiode på 25 år, samt en gradvis etablering af tiltag mod radon over en periode på 30 år, vil der først være fuld sundhedseffekt i år 55.

Såfremt radonproblematikken bliver et politisk emne, og dermed opnår større fokus, kunne det tænkes at afstedkomme en hurtigere gennemførelse af de praktiske

tests og dermed foranstaltninger. I et historisk tilbageblik har de foreliggende rapporter på radonområdet dog ikke bevirket en markant ændret fokus eller efterspørgsel på radonreducerende foranstaltninger herhjemme.

I forlængelse af de gennemførte radontests, antages det, at hvis en bolig befinder sig over et givent grænseniveau, vil det resultere i umiddelbare tiltag til reduktion af radon. Investeringen i radonreducerende foranstaltninger vil dermed forløbe lineært over 30 år. Det betyder, at når der efter ét år er gennemført 1/30 af samtlige radontests, vil der blive iværksat radonreducerende foranstaltninger i 1/30 af boliger med forhøjede radonværdier.

Figur 4. Illustration af det planlagte Tidsforløb ved reduktion af radon i nærværende analyse.



I de ovenstående afsnit er der redegjort for de mange antagelser omkring tidsaspektet. For at give en mere forståelig fornemmelse af tidsforløbet i denne analyse, er der givet en illustrativ gengivelse i ovenstående figur for at lette forståelsen.

8.1.3 Diskontering

I projekter hvor konsekvenser optræder i forskellige tidsperioder, er der enighed om, at det er nødvendigt at diskontere, se fx Drummond & McGuire (2001) og Arrow et al. (1996). Ved diskontering tilpasses fremtidige værdier af et projekt så de bli-

ver sammenlignelige med nutidige beløb. Således vægter værdier længere ude i fremtiden mindre end værdier, der optræder i den nære fremtid. Benyttes en høj og konstant diskonteringsfaktor bliver nutidsværdierne af konsekvenser langt ude i fremtiden hurtigt marginale. Behovet for at diskontere skyldes tilstedeværelsen af en positiv tidspræference samt en forventet økonomisk vækst i samfundet, jf. Arrow et al. (1996).

Da miljøprojekter, herunder reduktion af radonniveauet, er kendetegnet ved store investeringsomkostninger i starten, mens benefits i fremtiden spreder sig over en længere tidsperiode, har valget af diskonteringsfaktor stor indflydelse på det endelige resultat.

Der er i Danmark ikke enighed om, hvad der kan betragtes som et korrekt udtryk for den samfundsmæssige diskonteringsrate i miljøprojekter. Det skyldes ikke mindst de etiske overvejelser mht. fremtidige generationer. For en nærmere diskussion af diskonteringsproblematikken henvises til Dubgaard et al. (2002).

Møller et al. (2000) anbefaler en 3% diskonteringsrate¹⁸ begrundet i et skøn over forbrugerens tidspræference. Tilsvarende anbefaler den amerikanske miljøstyrelse en samfundsmæssig diskonteringsrate på 2-3%, med følsomhedsberegninger af diskonteringsraten på hhv. 3%, 5% og 7% (U.S.Environmental Protection Agency 2000). Finansministeriets anbefaling (Finansministeriet 1999) ligger væsentligt højere, da de udover tidspræferencen også inddrager kapitalens alternativafkast i deres forsøg på at estimere diskonteringsraten. De foreslår derfor en samfundsmæssig diskonteringsrate på 6%. Ifølge Møller et al. (2000) er det imidlertid ikke hensigtsmæssigt at anvende den alternative afkaste i en velfærdsøkonomisk analyse. For at imødekomme Finansministeriets argumentation, kan der tages højde for den investerede kapitalens alternative afkast, ved at indlemme forretningsfaktoren på kapital. Det sker ved at multiplicere et projekts investeringsbeløb med forretningsfaktoren, for derved at opnå et udtryk for værdien af alternativinvesteringens forbrugsafkast.

Et projekt som reduktion af radon kræver forholdsvis store investeringer, og de penge kunne alternativt have opnået et afkast angiveligt i størrelsesordenen 6%. Omvendt er det en etisk problemstilling om dødsfald ude i fremtiden kan opvejes

¹⁸ estimeret som realrenten (efter skat) på låne markederne i 1990'erne.

med et øget forbrug, eller om værdien af sparet dødsfald skal vægtes højere gennem valget af en lavere diskonteringsrate. Denne diskussion vil ikke blive uddybet i nærværende analyse. I stedet er det valgt at følge såvel anbefalingerne fra Møller et al. (2000) med en diskonteringsrate på 3% og Finansministeriets (1999) anbefaling på 6%.

Miljøstyrelsen følger tilnærmelsesvis samme mønster med valg af diskonteringsrate på 3% og *følsomhedsberegning* på 6% se fx Strandmark et al. (2002). Inddragelse af forretningsfaktoren på kapital vil ikke finde sted i denne rapport¹⁹.

Nutidsværdierne i nærværende analyse udtrykkes i år 2000-priser, som er valgt til basisår.

8.1.4 Beregningspriser

Der er i Radon-95 redegjort for omkostningerne af varierende løsningsmuligheder til reduktion af radon i danske enfamiliehuse. Omkostningerne omfatter brug af håndværker og udgifter til materialer.

Som udgangspunkt for fastsættelsen af de samfundsøkonomiske beregningspriser benyttes markedspriserne på de forbrugsgoder, som i dette tilfælde omfatter radontest og materialer til radonreducerende foranstaltninger. Denne vurderingsmetode følger de almindelige retningslinier, hvor befolkningens betalingsvillighed for forbrugsgoder benyttes som måleenhed på styrken af samfundets præferencer, der netop er afspejlet i markedsprisen. Der henvises til Møller et al. (2000) for en uddybende gennemgang. Da investeringsomkostningerne i undersøgelsen Radon-95 er angivet i markedspriser, vil opgørelsen af de resterende økonomiske konsekvenser i denne analyse ligeledes blive angivet på denne vis.

De angivne omkostninger i Radon-95 til radonreducerende foranstaltninger omfatter foruden materialer også aflønning af arbejdskraft til håndværker. Ifølge Møller et al. (2000) opgøres den velfærdsøkonomiske værdi af arbejdskraft, som den forbrugsmulighed der *mistes* ved, at arbejdskraften anvendes i det pågældende pro-

¹⁹ Resultatet af sådanne beregninger vil befinde sig mellem resultaterne for de valgte diskonteringsrater på 3% og 6%, da investeringerne vil blive diskonteret med 6%, mens gevinsterne kun diskonteres med 3%. For overskuelighedens skyld er det valgt ikke at gengive flere resultater.

jekt. Her antages en håndværker alternativt at være beskæftiget med andre aktiviteter, hvorfor den mistede værdi opgøres som arbejdskraftens løn, der medgår i de valgte scenarier.

Da den valgte tidshorizont er lang, kunne der argumenteres for nødvendigheden af at korrigere for den fremtidige prisudvikling i løn og materialer. Derved inkorporerer man samfundets fremtidige mistede forbrugsmuligheder ved at iværksætte radonreducerende foranstaltninger afhængig af udviklingen i de relative priser. For at foretage en konsistent prisudvikling er det ikke tilstrækkeligt at betragte omkostningssiden. Det er ydermere nødvendigt at klarlægge udviklingen af de fremtidige sundhedsværdier for samfundet, hvilket er en betydeligt vanskelig opgave. Det må formodes, at samfundet øger efterspørgslen efter bedre miljø og sundhed, når levestandarden øges. Dermed bliver spørgsmålet, hvordan udviklingen efter sundhedsværdier, som eksempelvis radonforanstaltninger, udvikler sig i forhold til realprisudviklingen efter markedsomsatte forbrugsgoder. Det har ikke været muligt, inden for rammerne af nærværende projekt, at uddybe disse betragtninger. På den baggrund er det valgt at holde udvikling i de relative priser konstant. Prisreguleringen fortsætter derfor ikke efter basisåret²⁰, da dette ville bero på et subjektivt skøn.

Hvis det forventes at samfundet øger efterspørgslen efter bedre miljø og sundhed relativt mere end for andre forbrugsgoder, vil analysens resultater bidrage til et underkantsskøn med den valgte antagelse om konstante realpriser.

8.2 Fastlæggelse af scenarier

Radonkoncentrationen i boliger kan nedbringes ved de tiltag og reduktionseffekter, der tidligere er beskrevet, jf. kapitlet *Teknologier til reduktion af radon*. Hvilke(t) tiltag der benytte afhænger af det oprindelige radonniveau, ønsket reduktionsniveau og tiltagets omkostninger. Det er valgt at analysere på følgende tre scenarier:

Scenarium 1: Reduktion af radonniveauet i danske enfamiliehuse til det anbefalede radonniveau på 200 Bq/m³, udelukkende ved anvendelse af aktivt sug i alle boliger.

²⁰ Prisregulering før basisåret sker ved anvendelse af prisindeks.

Scenarium 2: Reduktion af radonniveauet i danske enfamiliehuse til det anbefalede radonniveau på 200 Bq/m³. Reduktionen sker ved anvendelse af de mindst omkostningskrævende foranstaltninger baseret på danske og udenlandske reduktionseffekter, som beskrevet tidligere.

Scenarium 3: Reduktion af radonniveauet i danske enfamiliehuse med radonværdier over 400 Bq/m³ ved brug af aktivt sug.

I første scenarium etableres aktivt sug i alle boliger med et radonindhold over 200 Bq/m³. Det er den absolut dyreste investeringsløsning, men samtidig også det tiltag der giver anledning til de *største reduktionseffekter*, og dermed flest sparede lungekræfttilfælde.

Det andet scenarium skal illustrere, hvordan boliger med forhøjede radonværdier *billigst* kan reducere radonkoncentrationen. Scenariet ligger i direkte forlængelse af anbefalingerne i bygningsreglementet om simple foranstaltninger for boliger mellem 200 og 400 Bq/m³, og mere drastiske tiltag for boliger over 400 Bq/m³. Således anvendes udeluftventiler for boliger med radonniveauer mellem 200-250 Bq/m³, passivt sug for boliger mellem 250-400 Bq/m³ og aktivt sug for boliger over 400 Bq/m³.

I det sidste scenarium er valgt et grænseniveau på 400 Bq/m³, som er gængs *action level* i flere EU-lande. I henhold til bygningsreglementet for småhuse anbefales det, at der iværksættes mere effektive forbedringer, når radonindholdet overstiger 400 Bq/m³. På den baggrund etableres aktivt sug for boliger med et radonniveau over 400 Bq/m³.

Som referenceramme betragtes den nuværende situation, hvor kun nybyggeri er pålagt foranstaltninger, der skal sikre et lavt radonniveau.

8.3 Økonomiske konsekvenser på omkostningssiden

For at gennemføre beregninger af ovenstående scenarier er det nødvendigt at klarlægge de konsekvenser, som skal medtages. Her følger en gennemgang af de identificerede konsekvenser, som vil indgå i beregningerne under de enkelte scenarier.

8.3.1 Radontest

I første omgang vil det være nødvendigt at identificere de boliger, som indeholder radonværdier over det valgte grænseniveau. Her kan det tidligere nævnte regneprogram fra Risø anvendes som grov indikator for, om en bolig umiddelbart befinder sig i nærheden af den fastsatte grænseværdi. Herved undgås, at der ofres unødige ressourcer til radontests i boliger uden for risikogruppen. For de boliger, der befinder sig i risikogruppen, vil det være nødvendigt at gennemføre én (eller flere) radontests.

Som nævnt tidligere vil det være vanskeligt at forestille sig, at der bliver gennemført radontests inden for en kort tidsperiode i boliger, der befinder sig omkring grænseniveauet. Mere sandsynligt er det, at boligejere på eget initiativ vælger at gennemføre radontest spredt over en længere tidsperiode. Det er antaget, at gennemførelse af samtlige radontest forløber lineært over en periode på 30 år, og at det kun vil kræve én test med en varighed på de anbefalede 2-3 måneder.

Den samfundsøkonomiske værdi af en radontest antages at være repræsenteret ved den gældende markedspris på 450 kr.

8.3.2 Investering

Såfremt det konstateres, at en bolig har en større radonkoncentration end det betragtede grænseniveau, vil det være nødvendigt at etablere foranstaltninger for at reducere radonindholdet. Det kræver investering i byggematerialer, samt omkostninger til opsætning ved anvendelse af håndværker. Det er valgt at lade etableringen af radonreducerende tiltag forløbe parallelt med radonmålingerne. Investeringssomkostningerne vil derfor ligeledes forløbe lineært over en periode på 30 år.

Det medfører, at når der efter ét år er gennemført 1/30 af samtlige radontest, vil der blive iværksat radonreducerende foranstaltninger i 1/30 af boligerne med forhøjede radonværdier. De konkrete foranstaltninger afhænger af det pågældende scenarium.

8.3.3 Reinvestering

Da tiltag til reduktion af radon forventes at have en begrænset levetid, vil det være nødvendigt at foretage reinvesteringer og vedligeholdelse inden for en afgrænset tidshorisont.

Levetiden for udeluftventiler antages at have en levetid på 15 år, mens aktivt og passivt sug forventes at vare i 30 år. Med en investeringsperiode på 30 år vil reinvesteringen finde sted i år 31²¹ for den andel af boliger (1/30), der fik etableret aktivt og passivt sug i år 1. Som følge af en kortere levetid for udeluftventiler vil reinvestering af disse allerede forekomme i år 16.

Det er desuden nødvendigt løbende at udskifte den elektriske ventilator, der skaber undertrykket under huset ved aktivt sug. Ventilatoren har en kortere levetid end den resterende del af den samlede investering. Det er antaget, at en elektrisk ventilator har en levetid på 10 år med en nypris på 5.000 kr. Levetiden kan være sat et par år højere end, hvad der faktisk kan forventes, men det vurderes ikke at påvirke resultatet i nævneværdig grad. Boliger, der får etableret aktivt sug det første år, skal dermed reinvestere i en ny elektrisk ventilator i år 11 og på ny i år 21. I år 31 sker en fuldstændig investering, på samme vis som det skete i år 1.

8.3.4 Driftsomkostninger

For det ene tiltag, aktivt sug, vil der endvidere være driftsomkostninger i form af elforbrug, til at drive ventilatoren der skaber det krævede undertryk under huset. I samfundsøkonomisk forstand fastlægges værdien af elforbruget som de økonomiske omkostninger, der er ved at producere el på et konventionelt kraftværk, dvs. værdien af det direkte og indirekte forbrug af produktionsfaktorer og råstoffer. Møller et al. (2000) har på den baggrund beregnet de samfundsøkonomiske omkostninger til 0,35 kr./kWh opgjort som 1998-pris. Prisen er fremkommet ud fra investeringsomkostninger med en forventet levetid på 25 år samt faste og variable driftsomkostninger og brændselsomkostninger. Beregningsprisen i 1998 på 0,35 kr./kWh svarer til 0,37 kr./kWh i år 2000 efter prisregulering. I Radon-95 angives det årlige elforbrug til aktivt sug at udgøre 600 kWh. Driftsudgiften stiger lineært de første 30. år i takt med at den løbende investering for herefter at være konstante.

8.4 Scenarium 1

Som det første scenarium er det valgt at analysere, hvilken effekt der kan opnås, såfremt alle boliger med radonværdier over 200 Bq/m³ får installeret aktivt sug. Denne betragtning vil give en indikation af de maksimale omkostninger, som det vil

kræve at reducere radonniveauet til de anbefalede 200 Bq/m³, samtidig med at der opnås en betydelig effekt.

Radontest:

Såfremt en bolig i regneprogrammet fra Risø ikke overstiger medianværdien af radonkoncentrationen i Danmark på 60 Bq/m³, antages en radontest at være unødvendig. Ifølge Risø vil 60% af alle huse, der opnår en beregnet radonværdi på 60 Bq/m³, befinde sig i et interval fra 30 til 130 Bq/m³, mens 40% kan forventes at falde uden for intervallet. Her vurderes det, at en yderst marginal andel af de 40%, vil have et faktisk radonniveau over 200 Bq/m³.

Ifølge Danmarks Statistik (2003) udgjorde antallet af enfamiliehuse opført tidligere end 1998 1,4 mio. Da 50% af alle enfamiliehuse befinder sig over 60 Bq/m³, vil det være nødvendigt at gennemføre en radontest for 700.000 boliger. En radontest kan hos flere forhandlere erhverves til en pris lige under 450 kr. Spredt over en 30-årig periode beløber de årlige omkostninger sig til ca. 10,6 mio. kr. udtrykt i 2000-priser.

Investering og reinvestering:

Såfremt de gennemførte radontests viser værdier over 200 Bq/m³, iværksættes tiltag til reduktion af radon. De samlede investeringer forløber parallelt med radonmålingerne over en periode på 30 år med en efterfølgende fuld reinvestering. Reinvesteringer vil være påkrævet i hele investeringsperioden på 100 år. Der etableres udelukkende aktivt sug i dette scenarium.

Ifølge fordelingsfunktionen af enfamiliehuse og tilhørende radonkoncentration, udgør andelen af boliger over 200 Bq/m³ 6,5% af samtlige enfamiliehuse. Det svarer til lidt over 90.000 boliger ifølge tal fra Danmarks Statistik. Det er noget højere end de estimerede 65.000 boliger fra den seneste radonundersøgelse af Andersen et al. (2001). Årligt betyder det, at mere end 3.000 boliger iværksætter aktivt sug. Ifølge Radon-95 vil det koste 40.000 kr. (1997-priser) at installere aktivt sug i en bolig ved brug af håndværker. Prisen dækker de gennemsnitlige omkostninger, som installering af aktivt sug vil kræve. Omregnet til 2000-priser ved anvendelse af forbrugerprisindekset er omkostningerne til etablering af aktivt sug 43.000 kr. Som nævnt forløber den samlede investering til etablering af aktivt sug i alle boliger

²¹ Herefter angives tidspunkter ud fra basisåret, hvor de første radontests finder sted.

over 200 Bq/m³ gradvist frem til år 30, hvorefter der sker en fuld reinvestering. De årlige investeringer af aktivt sug beløber sig dermed til ca. 130 mio. kr.

Desuden skal den elektriske ventilator (der skaber undertrykket under huset) udskiftes, grundet kortere levetid end den resterende del af den samlede investering. Med en levetid på 10 år og en nypris på 5.000 kr. udgør reinvesteringen årligt 30 mio. kr., når alle boliger med forhøjede radonværdier har etableret aktivt sug.

Driftsudgift:

Foruden investeringen, skal medregnes årlige driftsomkostninger til elforbrug. I Radon-95 er elforbrug til aktivt sug opgjort til 600 kWh på årsbasis. Beregningsprisen pr. kWh er 0,37 kr. i år 2000, jf. Møller et al. (2000). Driftsudgiften andrager herved en værdi på ca. 700.000 kr. i år 1 og vokser lineært til ca. 22 mio. kr. 30 år senere. Herefter er de årlige driftsudgifter konstante.

Samlede omkostninger:

De årlige omkostninger, ved etablering af aktivt sug i boliger med radonværdier over 200 Bq/m³, er dermed identificeret for den betragtede investeringsperiode på 100 år. Nutidsværdien af samtlige omkostninger er gengivet i nedenstående tabel. Heraf kan størrelsesordenen af de forskellige delomkostninger identificeres. Omkostninger, der optræder i fremtiden, er tilbagediskonteret med 3% og 6%. For en udførlig fremvisning henvises til bilag 2, hvor de enkelte omkostninger er fremsat for de pågældende år.

Tabel 8 . Samlet nutidsværdi af omkostninger ved aktivt sug opdelt efter de enkelte omkostningsdele beregnet med grænseniveau på 200 Bq/m³ og en tidsperiode på 100 år.

Mio. kr.	Nutidsværdi	Nutidsværdi
Diskonteringsrate	3%	6%
Radontest	200	150
Investering	4.150	2.150
Driftsudgift	450	175
Løbende reinvestering	600	225
Sum	5.400	2.700

Samlede omkostninger ved at etablere aktivt sug i boliger over 200 Bq/m³ udgør 5,4 mia. kr. ved 3% diskonteringsrate. Nutidsværdien af omkostningerne falder til 2,7 mia. kr. ved anvendelse af en diskonteringsrate på 6%.

Sundhedseffekter:

At udføre tiltag på huse med radonværdier over 200 Bq/m³ vil reducere antallet af for tidlige dødsfald som følge af lungekræft i Danmark. Der er i forrige kapitel redgjort for, at ligning (4) giver den direkte sammenhæng mellem antal færre dødsfald pr. år og ændringen i middelværdien af radonniveauet i danske huse efter indgrebet. Effektiviteten af tiltagene i dette scenarium er 80%, så et hus med et radonniveau på 200 Bq/m³ vil efterfølgende have et niveau på 40 Bq/m³. Middelværdien efter reduktionen er fundet til at være 65,0 Bq/m³ ved benyttelse af metoden beskrevet i forrige kapitel. Da gennemsnittet før indgrebet var på 81,0 Bq/m³, og antallet af årlige lungekræftsdødsfald gennemsnitligt er 2.329 blandt beboere i enfamiliehuse, giver ligning (4) 56 færre dødsfald pr. år²². Med en latensperiode på 25 år, samt en gradvis etablering af tiltag over en periode på 30 år, vil der først være fuld effekt i år 55. Grundet latensperioden er der stadig fuld sundhedseffekt fra år 100-125. Desuden vil der i perioden fra år 125 til 175 stadig kunne spares et gradvist faldende antal dødsfald. Med disse betragtninger kan det samlede antal sparede dødsfald beregnes til 6.126 i dette scenarium.

Ud fra kendskabet til de samlede omkostninger og antallet af sparede dødsfald, er det muligt at beregne omkostningen pr. sparet dødsfald. Dette sker ved en simpel sammenligning af nutidsværdien af omkostningerne med antallet af sparede dødsfald. Nedenstående tabel gengiver omkostningen pr. sparet dødsfald for scenarium 1.

Tabel 9. Omkostningen pr. reduceret lungekræfttilfælde for scenarium 1.

	3%	6%
Samlede omkostninger, mio. kr.	5.400	2.750
Sparede dødsfald	6.126	6.126
Omkostning pr. sparet dødsfald, mio. kr.	0,88	0,44

Omkostning pr. sparet dødsfald bliver henholdsvis 0,88 mio. kr. og 0,44 mio. kr. ved anvendelse af diskonteringsrater på 3% og 6%.

²² Med den valgte antagelse om en maksimal reduktionseffekt på 80% for aktivt sug, betyder det, at huse over 1000 Bq/m³ stadig vil have et niveau, der er højere end 200 Bq/m³ efter indgrebet, om end det er blevet reduceret betydeligt.

Resultatet kan anvendes til at sammenligne omkostningerne på andre områder, hvor samfundet søger at tilgodese de sundhedsmæssige aspekter. Det kunne eksempelvis være på trafikområdet.

I en cost benefit sammenhæng er det imidlertid ikke nok kun at betragte omkostningssiden. I næste kapitel vil der blive redegjort nærmere for den samfundsøkonomiske værdi af et reduceret antal dødsfald som følge af en mindre eksponering for radon.

8.5 Scenarium 2

I dette scenarium indrages tre mulige tiltag til reduktion af radonindholdet i boliger med værdier over 200 Bq/m³. På baggrund af de gennemgåede reduktionseffekter i afsnittet *Teknologier til reduktion af radon*, skal dette scenarium klarlægge omkostningerne af varierende effekter, der sikrer reduktion i henhold til det anbefalede niveau på 200 Bq/m³. Det gælder iværksættelse af udeluftventiler, aktivt og passivt sug.

Radontest:

Grænseniveauet i dette scenarium er identisk med det foregående. Omkostningerne til identificering af boliger med forhøjede radonværdier følger derfor samme retningslinier som angivet i det første scenarium og vil ikke blive repeteret her.

Investering og reinvestering:

I følgende scenarium anvendes tre forskellige løsninger i form af aktivt og passivt sug samt montering af udeluftventiler. Igen vil den samlede investeringsperiode være på 100 år. Reduktionstiltaget tilpasses det initiale radonniveau med en deraf følgende ændring i de samlede omkostninger. Det må betragtes som en forholdsvis drastisk løsning at etablere aktivt sug i boliger med et radonniveau en smule over den anbefalede grænseværdi på 200 Bq/m³, når alternative løsninger kan sikre tilstrækkelig reduktion til væsentlig lavere omkostninger. Følgende tabel viser, hvilket radonniveau en bolig maksimalt må indeholde for, at et givent tiltag sikrer reduktion til under 200 Bq/m³, under de valgte antagelser.

Tabel 10. Effekt og niveau af tre løsningsmuligheder til reduktion radonniveauet til maksimalt 200 Bq/m³.

	Effekt, Procent	Grænseniveau Bq/m ³	Reduktionsinterval Bq/m ³	Omkostninger kr.
Aktivt sug	80	200	Over 400	40.000
passivt sug	50	200	250-400	20.000
udeluftventiler	20	200	250	2.500

Af Tabel 10 fremgår det, at boliger med værdier over 400 Bq/ m³ er begrænset til én teknisk løsning, aktivt sug. Kun herved sikres det at radonniveauet reduceres til et niveau under 200 Bq/ m³. I henhold til den logaritmiske fordelingsfunktion udgør antallet af boliger 0,9% af samtlige enfamiliehuse (1,4 mio.) svarende til ca. 12.700 boliger. Den årlige investeringsomkostning udgør lidt mere end 18 mio. kr., når alle boliger over 400 Bq/m³ gradvist etablerer aktivt sug med fuld reinvestering efter 30 år.

For boliger med radonværdier mellem 250-400 Bq/ m³ iværksættes passivt sug²³. Med en antaget reduktionseffekt på 50% sikres boliger mellem 250-400 Bq/m³ et radonkoncentration pr. m³ under det anbefalede niveau på 200. Kategorien af denne type bolig udgør 2,8% af samtlige enfamiliehuse i henhold til den logaritmiske fordelingsfunktion. I alt næsten 40.000 boliger. Investeringen pr. bolig beløber sig ifølge Radon-95 til 20.000 kr. (1997-pris). Spredt over en 30-års periode beregnes den årlige omkostning ved etablering af passivt sug til 28 mio. kr. Der er ingen driftsudgifter involveret. På tilsvarende vis som ved aktivt sug påregnes fuld reinvestering efter 30 år.

For boliger med værdier mellem 200-250 Bq/m³ er det tilstrækkeligt med væsentlig mindre effekt, end hvad aktivt og passivt sug giver anledning til. Boliger i dette interval kan nøjes med en væsentlig billigere løsning i form af udeluftventiler og stadig opnå en reduktionseffekt, der sikrer et radonniveau under 200 Bq/m³. Grundlæggende gælder det, at for boliger med et lavt luftskifte kan øget tilførsel af udeluft fortynde radonkoncentrationen i opholdsrummene. Som der er redegjort for tidligere, består boligtypen typisk af parcelhuse opført i 1960-70'erne. Nybyggeri efter energikrisen var præget af at være udført tættere, og eksisterende byggeri blev tætnet. Ifølge Statens Byggeforskningsinstitut (1987) kan bygninger derfor være så tætte, at det er nødvendigt at beboerne sørger for udluftning af boligen for at sikre et sundt indeklima. Her kan udeluftventiler tillige være en løsning.

Antallet af udeluftventiler, som blev etableret i Radon-95, varierede fra fire til syv stk. med et gennemsnitlig antal på lidt over fem stk. Samlet pris for etablering af

²³ Det skal påpeges, at passivt sug ikke er eneste løsningsmulighed for boliger med værdier under 400 Bq/m³. Såvel udsugning fra kælderrum og udlægning af membran kan fungere som alternative til tag. Disse metoder indgår dog ikke i denne analyse, hvilket der er redegjort for tidligere.

udeluftventiler bliver således 2.500 kr. ved en pris på 500 kr. pr. ventil (1997-pris). Levetiden pr. ventil anslås at være 15 år. På baggrund af den logaritmiske normalfordelingsfunktion udregnes antallet af boliger til 2,8% af samtlige enfamiliehuse, svarende til ca. 40.000 boliger. Spredt over en 30-års periode beregnes den årlige omkostning ved etablering af udeluftventiler til 700.000 kr. de første 15 år og efterfølgende 1,4 mio. kr. grundet reinvestering.

Driftsomkostninger:

Driftsomkostninger til den elektriske ventilator beløber sig til ca. 100.000 kr. det første år. I takt med at flere boliger får etableret aktivt sug, stiger driftsomkostninger lineært til ca. 3 mio. kr. frem til år 30 og er efterfølgende konstante. På tilsvarende vis som i det første scenarium, er der anvendt en pris på 0,37 kr. pr. kWh.

Samlet:

De samlede investeringer af de tre tiltag beløber sig til 48 mio. kr. årligt, når reinvestering er inkluderet. Heraf udgør aktivt sug 18 mio. kr., passivt sug 28 mio. kr. og udeluftventiler ca. 1 mio. kr. De samlede omkostninger for hele tidsperioden for dette scenarium er gengivet i nedenstående tabel (opgjort i 2000-priser). En uddybende gennemgang kan ses i bilag 3, hvor de enkelte konsekvenser er gengivet for de enkelte år.

Tabel 11 . Samlede omkostninger ved udeluftventiler, aktivt + passivt sug, beregnet med grænseniveau på 200 Bq/m³ og en investeringsperiode på 100 år.

Mio. kr.	Nutidsværdi	Nutidsværdi
Diskonteringsrate	3%	6%
Radontest	200	150
Investering	1.500	800
Driftsudgift	50	25
Løbende reinvestering	100	25
Sum	1.850	1.000

De samlede omkostninger, ved en diskonteringsrate på 3%, udgør knap 2 mia. kr. mod tidligere 5,4 mia. i det første scenarium. Der kan altså påregnes væsentlig mindre omkostninger ved anvendelse af varierende tiltag, der dog sikrer, at radonindholdet ikke overskrider den givne anbefaling på 200 Bq/m³. På tilsvarende vis, som i scenarium 1, falder nutidsværdien af omkostningerne ved anvendelse af en diskonteringsrate på 6%. Således udgør de samlede omkostninger kun 1 mia. kr. mod tidligere 2,7 mia. kr.

Sundhedseffekter:

Metoden til beregning af gevinster er beskrevet i forrige kapitel. De huse, der før indgrebet havde værdier over 200 Bq/m³ vil efter indgrebet fordele sig på de intervaller, der er givet i følgende tabel.

Tabel 12. Reduktionen af radonniveauerne i scenarium 2.

Niveauer før indgreb (Bq/m ³)	Niveauer efter indgreb (Bq/m ³)
200-250	160-200
250-400	185-200
400-1000	80-200
>1000	>200

Gennemsnittet af alle husværdier efter tiltaget er nu 72,8 Bq/m³ – en reduktion på 8,2 Bq/m³. Ligning (4) giver med denne reduktion 29 færre dødsfald pr. år. Under hensyntagen til den gradvise etablering af radonreducerende tiltag og latensperioden beregnes det samlede antal sparede dødsfald for dette scenarium til 3.174. Dette er noget mindre end for scenarium 1. Til gengæld er omkostningerne væsentlig lavere.

På tilsvarende vis som i scenarium 1 er det muligt at beregne omkostningen pr. sparet dødsfald. Det sker ved at sammenholde samlede omkostninger med antallet af sparede dødsfald. Tabel 13 gengiver omkostningen pr. sparet dødsfald for scenarium 2 ved anvendelse af en diskonteringsrate på både 3% og 6%.

Tabel 13. Omkostningen pr. reduceret lungekræfttilfælde for scenarium 2.

	3%	6%
Samlede omkostninger, mio. kr.	1.850	1.000
Sparede dødsfald	3.174	3.174
Omkostning pr. sparet dødsfald, mio. kr.	0,59	0,31

Omkostning pr. sparet dødsfald er reduceret i forhold til scenarium 1. Ved 3% diskontering er omkostningen pr. sparet dødsfald 0,59 mio. kr. og 0,31 mio. kr. ved 6% diskontering. I scenarium 1 viste de tilsvarende beregninger henholdsvis 0,88 mio. kr. og 0,44 mio. kr.

Der henvises til det efterfølgende kapitel for en analyse af de samfundsøkonomiske værdier af sundhedseffekterne som supplement til ovenstående omkostningsanalyse.

8.6 Scenarium 3

Som det sidste scenarium er det valgt at foretage beregninger af omkostninger ved at reducere radonniveauet for danske enfamiliehuse til et grænseniveau på 400 Bq/m³. I et stort antal lande i EU er det valgt at operere med et grænseniveau på netop 400 Bq/m³. Scenariet kan dermed illustrere, hvilken effekt det vil have, såfremt man i Danmark efterlevede disse anbefalinger.

Radontest:

Med et ændret grænseniveau vil det ikke længere være påkrævet, at gennemføre et tilsvarende antal radontest som i de forgående to scenarier. Her antages det at boliger med værdier over 200 Bq/m³ vil skulle gennemføre én radontest. For at identificere disse boliger, kan regneprogrammet fra Risø anvendes, som der er redegjort for tidligere. Ifølge den logaritmiske normalfordelingsfunktion udgør andelen af boliger over 200 Bq/m³ 6,5% af de i alt 1,4 mio. enfamiliehuse i Danmark. Dermed skal mere end 90.000 boliger over 30 år gennemføre en radontest til en værdi af 450 kr. Det giver en årlig omkostning på 1,4 mio. kr.

Investering og reinvestering:

Den samlede investering til etablering af aktivt sug er sammenfaldende med investeringen i aktivt sug fra foregående scenarium. Over en 30-års periode skal 423 boliger årligt have etableret aktivt sug. Efter 30 år sker fuld reinvestering. Den årlige investering bliver på mere end 18 mio. kr. ved anvendelse af en korrigeret 1997-pris på 40.000 kr. som angivet i Radon-95.

På tilsvarende vis, som i de forgående scenarier, vil der undervejs ske en løbende reinvestering af den elektriske ventilator for hvert tiende år til en værdi af 5.000 kr.

Driftsudgift:

Endvidere indgår driftsudgiften i form af elforbrug. Første år udgør driften ca. 100.000 kr. med anvendelse af en værdi af el på 37 øre pr. kWh. Efterfølgende stiger driftsudgiften lineært til ca. 3 mio. kr. årligt efter 30 år og er derefter konstant.

Samlet:

Nedenstående tabel sammenfatter de enkelte investeringer samlet over en periode på 100 år. Der henvises til bilag 4 for en nøjere oversigt af enkelte økonomiske konsekvenser de pågældende år.

Tabel 14 . Samlede investeringer ved aktivt sug opdelt efter de enkelte omkostningsdele beregnet med grænseniveau på 400 Bq/m³ og en tidsperiode på 100 år.

Mio. kr.	Nutidsværdi	Nutidsværdi
Diskonteringsrate	3%	6%
Radontest	25	25
Investering	575	300
Driftsudgift	50	25
Løbende reinvestering	100	25
Sum	750	375

Reduktion af radonniveauet til under 400 Bq/m³ vil betyde omkostninger på 750 mio. kr. ved anvendelse af 3% diskontering. Ved en diskonteringsrate på 6% halveres omkostningerne.

Da grænseniveauet er hævet fra 200 til 400 Bq/m³, vil den sundhedsmæssige effekt være reduceret.

Sundhedseffekter:

Tiltaget har en effektivitet på 80%. Radonniveauer mellem 400 og 2000 Bq/m³ bliver således nedbragt til mellem 80 og 400 Bq/m³. Udregningerne af gennemsnittet efter indgrebet giver nu 78,3 Bq/m³, altså en nedgang i forhold til 81,0 Bq/m³ på 2,7 Bq/m³. Med dette tal som input giver ligning (4) 9 færre dødsfald pr. år. For hele den betragtede tidsperiode vil 1.033 for tidlige dødsfald kunne imødegås ved at reducere radonindholdet i boliger over 400 Bq/m³ med brug af aktivt sug.

Dermed er såvel omkostninger og antal sparede dødsfald identificeret for scenarium 3. I nedenstående tabel er omkostningen pr. sparet dødsfald beregnet på tilsvarende vis som i de to foregående scenarier.

Tabel 15. Omkostningen pr. reduceret lungekræfttilfælde for scenarium 3.

	3%	6%
Samlede omkostninger, mio. kr.	750	375
Sparede dødsfald	1.033	1.033
Omkostning pr. sparet dødsfald, mio. kr.	0,72	0,36

Omkostning pr. sparet dødsfald bliver henholdsvis 0,72 mio. kr. og 0,36 mio. kr. ved anvendelse af diskonteringsrater på 3% og 6%. Dermed er omkostningen pr. sparet dødsfald højere end resultatet fra scenarium 2, men lavere end scenarium 1.

På ny henvises der til det efterfølgende kapitel for en nærmere analyse af de samfundsøkonomiske *værdier* af sundhedseffekterne.

8.7 Opsummering af scenarieanalyserne

I dette afsnit er der redegjort for de beregnede omkostninger ved gennemførelse af de tre fremsatte scenarier samt antallet af sparede dødsfald som følge af en lavere eksponering for radon.

I scenarium 1, blev omkostningerne klarlagt ved etablering af aktivt sug i enfamiliehuse med et radonniveau over det anbefalede grænseniveau på 200 Bq/m³. Derved er det muligt at redde 6.126 personer fra en for tidlig død som følge af eksponering for radon i den samlede tidsperiode. Samfundsøkonomisk vil foranstaltninger til radonreduktion med en investeringsperiode på 100 år medføre omkostninger på 5,4 mia. kr. ved 3% diskontering og 2,7 mia. kr. ved 6% diskontering.

I scenarium 2 blev tre tiltag anvendt til reduktion af radonniveauet. Dermed er det muligt at reducere de samfundsøkonomiske omkostninger betydeligt, såfremt enfamiliehuse skal efterkomme en anbefaling om ikke at overstige en grænseværdi på 200 Bq/m³. For en investeringsperiode på 100 år vil nutidsværdien af de samlede omkostninger udgøre 1,85 mia. kr. ved 3% diskontering og 1 mia. kr. ved 6% diskontering. Til gengæld reduceres sundhedseffekterne, så det kun er muligt at spare 3.174 dødsfald som følge af eksponering for radon.

I scenarium 3 blev det anbefalede grænseniveau ændret fra 200 til 400 Bq/m³. Dermed er det kun nødvendigt at foretage radonreducerende tiltag i ca. 12.500 enfamiliehuse. Nutidsværdien af de samlede omkostninger udgør henholdsvis 750 mio. kr. og 375 mio. kr. ved en investeringsperiode på 100 år og diskonteringsrater på 3% og 6%. De afledte sundhedseffekter af mindre radoneksponering medfører, at 1.033 personer ikke udvikler lungekræft med døden til følge i den samlede tidsperiode.

Nedenfor er gengivet en skematisk oversigt af de tre scenarier, der gengiver de samlede omkostninger og afledte sundhedseffekter.

Tabel 16. Samlede omkostninger og afledte sundhedseffekter af de tre fremsatte scenarier.

<i>Diskonteringsrate</i>	<i>Scen. 1</i>	<i>Scen. 2</i>	<i>Scen. 3</i>	<i>Scen. 1</i>	<i>Scen. 2</i>	<i>Scen. 3</i>
	3%			6%		
Samlede omkostninger, mio. kr.	5.400	1.850	750	2.750	1.000	375
Sparede dødsfald	6.126	3.174	1.033	6.126	3.174	1.033
Omkostning pr. sparet dødsfald, mio. kr.	0,88	0,59	0,72	0,44	0,31	0,36

I sig selv kan resultaterne i ovenstående tabel ikke anvendes til at afgøre, hvor vidt det samfundsøkonomisk er fordelagtigt at reducere radonindholdet i enfamiliehusse, der befinder sig over et givent grænseniveau. Resultatet kan dog anvendes til at sammenligne omkostningerne på andre områder, hvor samfundet søger at tilgode-se de sundhedsmæssige aspekter. Eksempelvis kunne det være oprettelsen af nye rundkørsler, hvor investeringsomkostningerne sammenholdes med de afledte samfundsøkonomiske værdier i form af færre trafikuheld.

Et bedre beslutningsgrundlag opnås ved at inkludere værdien af de sundhedsmæs-sige effekter. Kun herved er det muligt, at afgøre om det samfundsøkonomisk vil være fordelagtigt at reducere radonindholdet i boliger med forhøjede værdier, eller om man alternativt bør anvende ressourcerne andet steds til større gavn for sam-fundet. Efterfølgende vil der blive redegjort nærmere for værdien af de afledte sundhedsmæssige effekter.

9 Værdi af sundhedseffekter

Som nævnt i kapitel 2 søger man gennem en samfundsøkonomisk cost benefit analyse, at undersøge om en given ændring i anvendelsen af samfundets knappe ressourcer fører til en forøgelse eller reduktion af samfundets velfærd. Udarbejdelse af cost benefit analyser på miljøområdet kan forbedre grundlaget for den politiske prioritering. Et centralt element i tilgangen til økonomiske analyser på miljøområdet er værdisættelsen af afledte positive effekter.

En høj radonkoncentration i danske boliger medfører risiko for lungekræft og dermed en risiko for en tidlige indtræden af død. Iværksættes tiltag i boliger med radonniveauer over de anbefalede grænseværdier fra myndighedernes side, kan samfundet reducere det årlige antal sygdomstilfælde og afledte dødsfald. I samfundsøkonomisk forstand har sundhedsfordele en værdi, der kan opgøres på baggrund af individets præferencer. Værdisætning har således til formål at indgå i en cost benefit analyse til gavn for samfundsmæssig beslutningstagning.

Det kan virke absurd at foretage beregninger, hvor i værdien af liv indgår. Ifølge Christensen (1999) er der to forhold der gør, at det kan betragtes som etisk forsvareligt. For det første er der god ræson i at spørge, hvad man er villig til at betale for at nedsætte den *statistiske risiko* for at blive slået ihjel (og deraf udlede værdien af et statistisk liv). For det andet sker der implicit en værdisætning allerede i dag, når politiske beslutninger vedtages, som indebærer et reduceret antal af statistisk liv.

Der hersker dog ingen tvivl om, at emnet er kontroversielt, og at værdisætning af statistisk liv er forbundet med betydelig usikkerhed og etiske overvejelser, se fx (Drummond & McGuire 2001). Imidlertid vurderes det i denne rapport for essentielt at kunne dokumentere fordelagtigheden af tiltag på miljøområdet, hvilket indebærer, at også sundhedseffekter tillægges en monetær værdi.

Overordnet anvendes i praksis to tilgange til fastsættelse af værdien af en *ændret risiko* for sygdom og død:

- Human kapital omkostninger
- Betalingsvilje

Den første er en prissætningsmetode baseret på en omkostningsbetragtning, mens betalingsvilligheden er baseret på individers præferencer og dermed udtrykker velfærdsøkonomiske værdier. Sidstnævnte bør grundlæggende anvendes i samfundsøkonomiske analyser til værdisætning af ændret risiko for død og sygdom.

9.1 Dødelighed

Med antagelse om at individers præferencer giver en velbegrundet basis for at træffe afgørelse om ændringer i deres økonomiske velfærd, kan en reduktion i sandsynligheden for død værdisættes, som hvad et individ er villig til at betale for at opnå reduktionen, jf. Freeman (1993). Metoden forudsætter at individer har en passende forståelse af risiko- og sandsynlighedsbegrebet. I en undersøgelse af reduktion af radon, indrager Kennedy (2002) dette aspektet, ved at undersøge betalingsviljen for såvel en reduktion af den subjektive og objektiv risikoopfattelse. Resultatet udviser nogen uoverensstemmelse.

Overordnet gælder det, at et individs betalingsvilje for ændringen i sandsynligheden kan efterfølgende omsættes til *værdien af statistisk liv* (VSL). Det sker ved en simpel lineær opskalering til 100% af den erklærede betalingsvilje for dødsrisikoreduktionen. Eksempelvis vil en betalingsvilje på 300 kr. for en reduktion i dødsrisiko på 1/50.000 resultere i en værdi af statistisk liv på $300 \text{ kr.} \cdot 50.000 = 15 \text{ mio. kr.}$ Værdien skal *ikke* opfattes, som den værdi et individ er villig til at betale for at undgå egen død af eksempelvis brand i nærmeste fremtid. Her må det forventes at et individ er villig til at betale, hvad der er økonomisk muligt for at imødegå en sådan hændelse.

I litteraturen findes et beskedent antal værdisætningsundersøgelser, hvor betalingsviljen af reduceret risiko for død er forsøgt klarlagt. Dette kan dels skyldes problemets store kompleksitet, dels at der er en følelsesmæssig barriere forbundet med at skulle sætte værdi på liv. I en rapport af WHO nævnes eksempelvis etiske problemer, samt hvor vidt individer reelt har tilstrækkelig bevidsthed om den risiko og konsekvenser på helbredet, der er på spil (WHO 1999). Der er dog ingen tvivl om det hensigtsmæssige i inddragelse af økonomiske benefits i form af et reduceret antal for tidlige dødsfald.

Herhjemme er de sundhedsmæssige effekter af reduceret dødsrisici primært anvendt på trafikområdet. Vejdirektoratet (2001) og senest Færdselsstyrelsen (2001) har i deres analyser taget udgangspunkt i human kapital tilgangen. Her anvendes observerbare markedspriser til estimeringen af VSL ud fra en omkostningsbetragtning. Der eksisterer sjældent sammenhæng mellem det enkelte individs nytte og de omkostninger, der knytter sig til risikoreduktionen. Dermed er det ikke velfærdsøkonomiske værdier, da metoderne ikke baseres på det enkelte individs nytte, men derimod på omkostninger. Human kapital bør derfor ikke lægges til grund for værdien af statistisk liv i velfærdsøkonomiske analyser.

Estimering af sygdom og død i overensstemmelse med velfærdsøkonomisk teori sker ud fra de præferencebaserede metoder, der er egentlige værdisætningsmetoder. Estimering af betalingsvilje kan ske enten direkte eller indirekte.

Fastsættelse af VSL ved anvendelse af den *indirekte* metode sker ved at isolere merprisen af et markedsomt gode for en reduktion i risikoen af at blive syg. Det kan eksempelvis være merprisen for et hus med et lavere radonniveau sammenlignet med et hus med et højt radonindhold. *Direkte* værdisætning af VSL er baseret på et hypotetisk marked, hvor individer bedes udtrykke den værdi, de tillægger en ændring i risikoen for at blive syg. Den mest udbredte metode er contingent valuation method (CVM) eller på dansk den betingede værdisætningsmetode. Her anvendes spørgeundersøgelser til direkte at afdække, hvilken monetær værdi respondenterne er villige til at betale for en nedsættelse af en statistiske risiko for at dø. En essentiel forskel fra indirekte værdisætningsmetoder er, at de direkte værdisætningsmetoder formår at opgøre relationer mellem mennesker og livskvalitet, samt ændringer der (endnu) ikke er foretaget. Der henvises til Freeman (1993) og ExternE-projektet (ETSU et al. 1995) for en nærmere metodegennemgang og tilhørende problemstillinger.

I Danmark er det kun én gang forsøgt at estimere VSL ved spørgeundersøgelser, se Kidholm²⁴. I en interviewundersøgelse af betalingsvillighed for reduktion af risiko for trafikulykker nås der frem til et interval på 12-25 millioner kroner ved anvendelse af respondenternes subjektive risikovurdering. Christensen (1999) vurderer

²⁴ Kidholm, K. (1995): Estimation af betalingsvilje for forebyggelse af personskader ved trafikulykker, Center for Helsetjenesteforskning og Socialpolitik, Odense Universitet, Odense.

imidlertid estimatet til at være for lavt, da der er spurgt om, hvad respondenterne mindst er villige til at betale. Derved måles ikke den *maksimale* betalingsvilje (svarende til *konsumentoverskuddet*), som formålet netop er med denne type af undersøgelser, se fx Freeman (1993).

Uden for Danmarks grænser er VSL bedre beskrevet. Af særlig interesse er det oprindelige ExternE projekt (ETSU et al. 1995), den opdaterede version fra 1998 (Berry et al. 1999) samt en rapport fra WHO (1999). På baggrund af et omfattende litteraturstudie opstiller forfatterne af ExternE projektet et estimat for VSL på 2,6 mio. ECU (1990). I den senere opdaterede version fra 1998 er estimatet ændret til 3,1 mio. ECU (Berry et al. 1999). Estimatet anvendes i ExternE projektet til værdisætning af en meget lille risiko for død med forudgående sygdom 20 år ud i fremtiden som følge af luftforurening. Den situation svarer til problemstillingen i nærværende analyse, hvor der opnås en mindre reduktion i risikoen for lungekræft ved lavere eksponering for radon.

Også WHO (1999) har redegjort for VSL relateret til luftforurening. WHO rapporten har ikke udført en selvstændig undersøgelse, men henviser til en undersøgelse af Jones-Lee et al. fra 1998²⁵. På baggrund af denne undersøgelse anvender WHO en basisværdi på 1,4 mio. euro. Det er mere end en halvering af værdien af statistisk liv i forhold til det opdaterede estimatet fra ExternE-projektet. WHO argumenterer med, at undersøgelsen af Jones-Lee er af høj videnskabelig standard, og at estimatet befinder sig i den lave ende af tidligere undersøgelser, hvilket gør det til et konservativt skøn.

I den videre analyse anvendes værdien af statistisk liv. Det er valgt kun at anvende basisværdien fra WHO på 1,4 mio. euro. Estimatet er dækkende for hele EU, hvilket ifølge Trafikministeriet (2003) kræver korrektion for forskel i købekraftspariteter. Med henvisning til OECD opskrives værdien med indeks 122. Endvidere kræver værdien af statistisk liv korrektion for alder. Ifølge WHO (1999) er værdien af statistisk liv afhængig af alder, således at ældre personer vægtes lavere end yngre. Den gennemsnitlige alder for alle personer, der udvikler lungekræft, er omkring 70 år (Danmarks Statistik 2002). Ifølge WHO er relationen mellem alder og betalingsvilighed for en risikoreduktion reduceret med 20% ved en alder på 70 år i forhold til

²⁵ Jones-Lee M. et al (1998), On the Contingent Valuation of Safety and the Safety of Contingent Valuation: Part 2 -The CV/SG „Chained“ Approach.

basisværdien. Dermed opvejer korrektion for købekraft og alder hinanden. Det vurderes her, at estimatet på 1,4 mio. euro er dækkende for videre beregninger i nærværende analyse. Med en pris pr. euro på 7,5 kr.²⁶ og regulering i henhold til forbrugerprisindeks anvendes en værdi af statistisk liv på 11 mio. kr. i de efterfølgende beregninger.

9.2 Sygelighed

Opgørelse af VSL er ikke de eneste gevinster i forbindelse med ændringer på miljøområdet. Værdien af sparet sygdom bør også indgå i den samlede opgørelse. Som ved død kan både human kapital og betalingsvilje anvendes til værdisætning. Human kapital metoden baserer sig på summen af den fremtidige diskonterede lønindtjening samt omkostninger af medicin og behandling af sygdom. Det betyder, at metoden reelt opgør *cost-of-illness* og ikke det velfærdsøkonomiske tab på baggrund af individets betalingsvilje, jf. (Freeman 1993).

Teoretisk burde værdien af sygdom være baseret på individers betalingsvilje. Det har imidlertid ikke været muligt at fremskaffe informationer, der i tilfredsstillende grad dækker velfærdsændringerne hos det enkelte individ med lungekræft. Det vurderes, at værdierne ikke er uvæsentlige i den samlede opgørelse af konsekvenserne af at reducere radonindholdet i danske boliger.

Derimod kan *cost-of-illness* bestemmes med rimelig nøjagtighed. Ifølge Møller et al. (2000) må det erkendes, at opgørelse af velfærdsændringer baseret på *cost-of-illness* i bedste fald kan bibringe et underkantsskøn af værdien for en ændring i sygdomsrisikoen.

Til estimering af de samlede sygdomsomkostninger er der i denne rapport anvendt en opgørelse af de samfundsmæssige omkostninger i forbindelse med rygning af Reindahl (1998), hvor lungekræft udgør en essentiel parameter. Kun hospitalsbehandlingen er medtaget, da udgifterne hertil langt overgår de øvrige udgifter.

Antallet af udskrivninger for lungekræft, som kan tilskrives rygning, var ifølge Reindahl (1995) 7.979. De samlede omkostninger for disse indlæggelser var rundt regnet 235 mio. kr. (1995 priser). Herudover har der været et antal langliggedøgn,

²⁶ <http://www.oanda.com/>

der fremkommer, når en indlæggelse varer længere end fastsat i DRG (Diagnose Relateret Gruppering)²⁷.

Antallet af langliggertid for lungekræft med relation til rygning var i 1995 8.963, hvilket svarede til en omkostning på lidt over 9 mio. kr. (1995-priser). I gennemsnit var der altså 1,1 langliggertid pr. udskrivning. Herudover antages det, at der i gennemsnit er to udskrivinger pr. lungekræfttilfælde. Ud fra ovennævnte tal kan det slutes, at et lungekræfttilfælde i gennemsnit koster 61.000 kr. (1995-priser), svarende til 68.000 kr. i år 2000 efter prisregulering.

Foruden behandlingsomkostningerne forekommer et samfundsøkonomisk produktionsstab, ved den mistede arbejdsproduktivitet for personer, der bliver syge af lungekræft som følge af radoneksponering. Reindahl (1998) har klarlagt produktionsstab, opgjort efter humankapital metoden, for rygerelaterede kræfttilfælde opdelt mellem mænd og kvinder. Reindahl skelner ikke mellem produktionsstab for de varierende former for kræft. Lungekræft blandt rygere udgør imidlertid 76% af samtlige kræfttilfælde for mænd og 89% for kvinder. Det samfundsmæssige produktionsstab i analysen af Reindahl dækker i overvejende grad personer med lungekræft. På den baggrund vurderes det, at de opgjorte produktionsstab kan anvendes i denne analyse, hvor kun lungekræft indgår. Nedenstående tabel viser de angivne data fra undersøgelsen af Reindahl (1998).

Tabel 17. Produktionstab for rygere opgjort efter human kapitalmetoden, 1995-priser. Reindahl (1998).

<i>Produktionstab</i>	<i>Antal dødsfald grundet lungekræft</i>	<i>Produktionstab ved død</i>	<i>Kr. pr. dødsfald 1995-priser</i>	<i>Kr. pr. dødsfald 2000-priser</i>
Mænd	2.449	661.196.089 kr.	270.030 kr.	-
Kvinder	1.172	270.745.646 kr.	230.933 kr.	-
Gennemsnitlig			257.371 kr.	286.000 kr.

²⁷ DRG-systemet er et informationssystem inden for sygehusvæsenet. I DRG-systemet er knyttet omkostninger ved patientbehandling til de enkelte DRG-grupper. Det er sket ved omkostningsstudier på en række sygehuse, således at den enkelte patients ressourcetræk på et sygehus kan forklares. DRG-taksterne beregnes som gennemsnitstakster for ressourcetrækket ved behandling af patienterne i de forskellige DRG-grupper. Ressourcetrækket ved forskellig patientbehandling beregnes relativt i forhold til gennemsnittet med udgangspunkt i omkostningsvægte. Formålet er at forbedre grundlaget for vurdering af sammenhængen mellem produktiviteten og omkostningerne på de danske sygehuse.

Det opgjorte produktionstab antages angivet i 1995-priser. Tilpasset forbrugerprisindekset bliver værdien af den samfundsmæssige tabte produktivitet som følge af lungekræft på 286.000 kr. udtrykt i 2000-priser. De samfundsøkonomiske sygdomsomkostninger, i form af både behandlingsomkostninger og tabt produktivitet som følge af lungekræft, beløber sig til 354.000 kr.

9.3 Samlet værdi af sundhedseffekter

Ovenfor er redegjort for værdien af statistisk liv og sygdom, herunder den usikkerhed der knytter sig til estimaterne. Det gælder i særdeleshed værdien af statistisk liv. Her anbefaler WHO en værdi på 11 mio. kr., mens ExternE-projektet finder en tilsvarende værdi på 22,5 mio. kr. Til sammenligning er opgørelsen af tabt produktivitet og behandlingsomkostninger forholdsvis simpelt, men vægter utrolig lidt. Bare 354.000 kr. pr. lungekræfttilfælde. Fordelagtigheden af tiltag til reducere af radonindholdet i danske enfamiliehuse vil i realiteten være bestemt af, hvor stort et antal dødsfald det er muligt at reducere som følge af lungekræft ved eksponering for radon.

Er man af den overbevisning, at værdisætningsundersøgelser kan anvendes til estimering af værdien af statistisk liv, kan den anbefalede værdi fra WHO (1999) på 11 mio. kr. lægges til grund for en *samlet nutidsværdiberegning*, som supplement til den tidligere gennemførte omkostningsanalyse. Den samfundsøkonomisk nutidsværdi beregnes som summen af de diskonterede konsekvensværdier, der optræder i forskellige tidsperioder. I dette tilfælde gælder det omkostningerne til radonreducerende foranstaltninger, mens gevinsterne udgør de afledte sundhedsmæssige effekter. En positiv nutidsværdi er per definition ensbetydende med, at projektet er samfundsmæssigt fordelagtigt, se fx Møller et al. (2000) .

Analysens resultat skal imidlertid behandles med omtanke, eftersom det kun er projektets mulighed for at forbedre ressourceallokeringen i samfundet, der analyseres. For nok er en prioritering af indsatsen inden for en given økonomisk ramme nødvendig med henblik på at opnå en mere efficient udnyttelse af ressourcerne, men typisk vil forhold vedrørende den offentlige budgetrestriktion og projektets interpersonelle fordeling af omkostninger og gevinster også være aktuelle i et moderne velfærdssamfund.

Investeringerne i radonreducerende tiltag forløber over 100 år. De sundhedsmæssige effekter strække sig over samme periode, men forskudt som følge af latensperioden på 25 år. Der sker en gradvis forbedrende sundhedseffekt i takt med etableringen af radonforanstaltninger. Først efter 55 år opnås der fuld effekt. Den fulde sundhedseffekt holder frem til år 125. De sundhedsmæssige effekter aftager herefter gradvist. Efter en samlet tidsperiode på 175 år vil radonkoncentrationen være tilbage på oprindeligt niveau, og et tilsvarende antal personer som i dag, vil udvikle lungekræft og lide en for tidlig død.

Anvendes den anbefalede værdi af statistisk liv fra WHO (1999) på 11 mio. kr. samt de tidligere fastlagte omkostninger ved sygdom, kan den samfundsøkonomiske nutidsværdi identificeres. Herved opnår man et udtryk for, om det i samfundsøkonomisk forstand er fordelagtigt at reducere radonindholdet i boliger over det anbefalede grænseniveau. Nedenfor følger de samlede omkostninger og gevinster for de tre scenarier ved anvendelse af henholdsvis 3% og 6% diskonteringsrate.

I beregningerne indgår antallet af reducerede dødsfald, som der er redegjort for i tidligere afsnit. Igen skal der gøres opmærksom på den betydelige usikkerhed, der knytter sig til udregningerne, hvorfor resultaterne bør anvendes varsomt.

9.3.1 Scenarium 1

Etablering af aktivt sug i samtlige boliger med forhøjede radonværdier vil være det mest omkostningskrævende tiltag. Selv boliger med radonværdier lige over 200 Bq/m³ vil kræve at der iværksættes aktivt sug. Til gengæld opnås der en betydelig reduktion i radonniveauet. De samlede omkostninger udgjorde henholdsvis 5,4 og 2,7 mia. kr. ved 3% og 6% diskontering. Antallet af sparede dødsfald, som følge af radonreducerende foranstaltninger, blev estimeret til 6.126.

Anvendes den anbefalede værdi af statistisk liv fra WHO (1999) på 11mio. kr. , samt de fastlagte omkostninger ved sygdom, kan den samfundsøkonomiske nutidsværdi identificeres. Nedenfor er den samlede omkostninger og gevinster angivet for scenarium 1, ved anvendelse af henholdsvis 3 og 6% diskonteringsrate.

Tabel 18. Nutidsværdi af scenarium 1.

	3%	6%
Omkostninger til reduktion af radon, mio. kr.	5.400	2.700
værdi af sundhedseffekter, mio. kr.	6.500	1.200
Nutidsværdi, mio. kr.	1.100	-1.500
Benefit/cost ratio	1,20	0,44

Som det fremgår af tabellen, vil den samlede nutidsværdi, ved 3% diskontering, resultere i en samlet nutidsværdi på 1,1 mia. kr. under de gældende antagelser. Forholdsmæssigt giver det en benefit/cost ratio på 1,20, hvilket svarer til et afkast på 20 øre pr. hver investeret krone. Ændres diskonteringsraten til 6%, vil det resultere i et samfundsøkonomisk underskud på 1,5 mia. kr. Det skyldes, at de afledte gevinster i form af et reduceret antal dødsfald hurtigt bliver marginale som følge af diskonteringen.

9.3.2 Scenarium 2

I scenarium 2 blev tre tiltag anvendt for at reducere radonindholdet i boliger med radonniveau over 200 Bq/m³. De samlede omkostninger blev reduceret væsentligt sammenholdt med første scenarium. I alt udgjorde omkostningerne mere end 1,8 mia. kr. ved 3% diskontering og 1 mia. kr. ved 6% diskontering. Antallet af sparede dødsfald, som følge af radoneksponering, blev reduceret til 3.174 i dette scenarium mod 6.126 i scenarium 1.

Såfremt værdien af statistisk liv antages at være 11 mio. kr., er det muligt at beregne nutidsværdien. Nedenfor er omkostninger og sundhedsgevinster opgjort for det andet scenarium ved 3% og 6% diskonteringsrate.

Tabel 19. Nutidsværdi af scenarium 2.

	3%	6%
Omkostninger til reduktion af radon, mio. kr.	1.850	1.000
værdi af sundhedseffekter, mio. kr.	3.350	600
Nutidsværdi, mio. kr.	1.500	-400
Benefit/cost ratio	1,81	0,62

Den samlede nutidsværdi ved anvendelse af 3% diskontering, beregnes til 1,5 mia. kr. for scenarium 2. Benefit/cost ratioen bliver 1,81. Overordnet kan det konstateres, at trods en lavere reduktionseffekt vil det være en samfundsøkonomisk mere fordelagtig investering at anvende både udeluftventiler, aktivt sug og passivt sug til reduktion af radonindholdet, grundet de lavere omkostninger. Anvendes en diskonteringsrate på 6%, bliver den samlede nutidsværdi negativ.

9.3.3 Scenarium 3

I det sidste scenarium, blev grænseniveauet ændret fra 200 til 400 Bq/m³. Dermed var det kun nødvendigt at iværksætte foranstaltninger i et begrænset antal boliger sammenholdt med de to tidligere scenarier. De samlede omkostninger blev 750

mio. kr. ved 3% diskontering og 375 mio. kr. ved 6% diskontering. Ved anvendelse af den anbefalede værdi af statistisk liv på 11 mio. kr. fra WHO (1999), beregnes nutidsværdien som differencen mellem omkostningerne og værdien af sundhedseffekterne, som angivet i nedenstående tabel.

Tabel 20. Nutidsværdi af scenarium 3.

	3%	6%
Omkostninger til reduktion af radon, mio. kr.	750	375
værdi af sundhedseffekter, mio. kr.	1.100	200
Nutidsværdi, mio. kr.	350	-175
Benefit/cost ratio	1,46	0,53

Ved 3% diskontering bliver nutidsværdien 350 mio. kr. med en cost/benefit ratio på 1,46. Såfremt man kun reducerer radonindholdet i enfamiliehuse over 400 Bq/m³, vil det altså stadig være en samfundsøkonomisk god investering. Afkastet er dog knap så stort som ved scenarium 2, hvor benefit/cost ratioen blev beregnet til 1,81, men samtidig er investeringsomkostningen reduceret væsentligt. Ændres diskonteringsraten til 6%, reduceres nutidsværdien til et mindre samfundsøkonomisk underskud.

9.4 Diskussion af resultaterne

Der er samlet set 300 mennesker, der dør pr. år som følge af radon i danske boliger. Analysen har vist, at radonreducerende tiltag kun er i stand til at forhindre en mindre andel af disse dødsfald. Dette skyldes, at der kun udføres tiltag på huse, der har et højere radonniveau end 200 Bq/m³. Set i forhold til det samlede antal huse er det meget få huse, der har et så højt radonniveau, jf. Figur 1. Risikoen for at udvikle lungekræft er større ved højere radonniveauer, men risikostigningen pr. strålingsenhed er forholdsvis lille. Da langt størstedelen af boligerne samtidig ligger under 100 Bq/m³ stammer en stor del af de 300 dødsfald fra disse forholdsvis lave radonniveauer. Hvis en større del af dødsfaldene skal forhindres, ville det kræve at grænseværdien sættes væsentligt lavere. Umiddelbart en voldsom og måske en uhensigtsmæssig reaktion, da et særdeles stort antal huse i så fald skal have etableret tiltag mod radon. Hvor vidt omkostningerne herved står mål med gevinsterne, er ikke undersøgt i denne analyse. Herudover vil der opstå en negativ effekt ved, at mange huse over et lavt grænseniveau stemples som potentielt farlige, hvilket i sig selv må forventes at nedbringe beboernes velvære.

Sammenfattende kan det konstateres, at alle tre scenarier bevirker et positivt samfundsøkonomisk afkast ved 3% diskontering. Af beregningerne kan det kon-

kluderes, at den største nutidsværdi opnås i scenarium 2. Her anvendes tre forskellige tiltag, hvilket bevirker at de samlede omkostninger reduceres markant, men dog stadig er forholdsvis høje. Som konsekvens af at to af de tre tiltag har en lavere reduktionseffekt end i scenarium 1, vil de afledte sundhedseffekter tillige reduceres, og den samlede nutidsværdi mindskes sammenholdt med scenarium 1. Benefit/cost ratioen er størst for scenarium 2 som følge af de færre investeringer. En mindre omkostningskrævende løsning opnås i scenarium 3. Her vil det kun være nødvendigt at etablere tiltag i et begrænset antal boliger, hvilket dog også bevirker en lavere samfundsmæssig gevinst.

Anvendelse af en diskonteringsrate på 6% resulterer i (mindre) samfundsøkonomiske tab. Der er ikke taget endelig stilling til, hvilken diskonteringsrate der som udgangspunkt bør anvendes i denne analyse.

Som nævnt er en positiv nutidsværdi ensbetydende med, at projektet er samfundsmæssigt fordelagtigt, og dermed er i stand til at forbedre ressourceallokeringen i samfundet. For at opnå en mere efficient udnyttelse af samfundets ressourcer er det nødvendigt også på miljøområdet at prioritere de projekter, der bidrager med de største afkast.

De beregnede nutidsværdier i nærværende analyse er positive ved 3% diskontering, mens anvendelse af en diskonteringsrate på 6% resulterer i mindre samfundsøkonomiske tab. Alt andet lige vil det være bedre at anvende økonomiske ressourcer for alternative projekter, der er i stand til at levere et samfundsøkonomisk overskud ved 6%, som er den diskonteringsrate, Finansministeriet anbefaler. Givet at Finansministeriets anbefalinger lægges til grund for valg af investeringsprojekter i Danmark, vil reduktion af radonindholdet i danske enfamiliehuse ikke komme i betragtning.

10 Følsomhedsanalyse

For at gennemføre beregningerne i analysen er der foretaget en række antagelser og forudsætninger. Det er gennemgående forsøgt at foretage konservative skøn på omkostningssiden for derved ikke at overvurdere de overordnede resultater. Yderligere følsomhedsberegninger af øvrige parametre kan afsløre, hvor robust resultaterne er ved ændrede antagelser og forudsætninger.

10.1 Diskontering

I analysen er der gennemført følsomhedsberegninger af varierende diskonteringsrater på henholdsvis 3% og 6%. Diskonteringsrate har betydelig indflydelse på den samlede nutidsværdi, da den er bestemmende for, hvor hurtigt værdien af omkostninger og gevinster nedskrives i fremtiden. Der kan argumenteres for at anvende en endnu lavere diskonteringsfaktor end 3% eller 6%, fx 1%. En lavere diskonteringsrate vil primært tilgodese gevinstsiden, da netop sundhedseffekterne vægter relativt tungt i fremtiden. Såfremt 1% anvendes som diskonteringsrate, fremkommer en nutidsværdi som angivet i nedenstående tabel.

Tabel 21. Nutidsværdi af scenarium 3.

	<i>Scen. 1</i>	<i>Scen. 2</i>	<i>Scen. 3</i>
Diskonteringsrate		1%	
Omkostninger til reduktion af radon, mio. kr.	-11.100	-3.600	-1.500
værdi af sundhedseffekter, mio. kr.	28.400	14.700	4.800
Nutidsværdi, mio. kr.	17.300	11.100	3.300

Anvendelse af en diskonteringsrate på 1% resulterer i væsentlig højere nutidsværdier, end tilfældet var ved diskonteringsrater på 3% og 6%.

Det er dog tvivlsomt, om der bør anvendes en så lav diskonteringsrate i nærværende projekt. Investeringer på miljøområdet konkurrerer i princippet på lige vilkår med øvrige investeringsprojekter i samfundet. Her må en diskonteringsrate på 1% anses for lav. Særlige forhold kan dog tale for, at der på miljøområdet anvendes en noget lavere diskonteringsrate.

10.2 Risiko

En særdeles vigtig parameter i analysen er risikoen for at udvikle lungekræft og lide en for tidlig død, som følge af radoneksponering. Som nævnt tidligere i rapporten er der betydelig usikkerhed forbundet med fastsættelse af denne parameterværdi.

De foreliggende beregninger i denne analyse er baseret på de samme antagelser som undersøgelsen af Stigum et al. (2003). Dermed følger begge analyser de retningslinier omkring risikoestimer som bl.a. Lubin & Boice Jr. (1997) har redegjort for. Her er der fastsat en øget risiko på 0,0015 pr. Bq/m³ gennemsnitlig radonkoncentration for at udvikle lungekræft. Estimatet er dog behæftet med en usikkerhed på +/- 80%. Usikkerheden kan direkte måles i antallet af for tidlige dødsfald grundet en lineær sammenhæng mellem radoneksponering og risiko for at udvikle lungekræft. På den baggrund kan der gennemføres beregninger for et usikkerhedsinterval på de angivne +/- 80%, der kan forventes at have en for tidlig død grundet radon. Nedenstående tabel angiver den samlede nutidsværdi under hensyntagen til usikkerheden af risikoen for at udvikle lungekræft med efterfølgende død.

Tabel 22. Samlet nutidsværdi for de tre scenarier under hensyntagen til usikkerheden af risikoen for at udvikle lungekræft og død for den samlede tidsperiode på 125 år.

	<i>Risikousikkerhed - 80 %</i>	<i>Risikousikkerhed + 80 %</i>	<i>Risikousikkerhed - 80 %</i>	<i>Risikousikkerhed + 80 %</i>
<i>Diskonteringsrate</i>	3%		6%	
Scenarium 1 sparede antal dødsfald Nutidsværdi	1.225 -4.100 mio. kr.	11.027 6.300 mio. kr.	1.225 -2.500 mio. kr.	11.027 -600 mio. kr.
Scenarium 2 sparede Antal dødsfald Nutidsværdi	635 -1.200 mio. kr.	5.713 4.200 mio. kr.	635 -900 mio. kr.	5.713 100 mio. kr.
Scenarium 3 sparede Antal dødsfald Nutidsværdi	207 -500 mio. kr.	1.860 1.200 mio. kr.	207 -300 mio. kr.	1.860 0 mio. kr.

Den betydelige usikkerhed omkring det anvendte risikoestimat påvirker i væsentlig grad resultaterne i nærværende analyse. Nutidsværdien stiger drastisk ved en øget risiko for at en tidligere død ved radoneksponering, mens en mindre risiko bevirker et negativt resultat. Overordnet er der dog kun større positive værdier ved 3% diskontering og øget risiko, mens en diskonteringsrate på 6% stadig bevirker negative nutidsværdier (bortset fra scenarium 2 hvor der beregnes en mindre positiv værdi).

Med den betydelige usikkerhed kan det være hensigtsmæssigt med undersøgelser, der med større sikkerhed kan fastlægge den reelle risiko for at udvikle lungekræft og dø som følge af eksponering for radon.

10.3 Investeringsomkostning

En anden parameter i analysen er investeringsomkostningerne til radonreducerende tiltag. Som udgangspunkt er det valgt at basere investeringsomkostningen i den høje ende af de angivne prisintervaller i Radon-95. Eksempelvis er omkostningerne til aktivt sug sat til 40.000 kr., men kan gøres for 30.000. Tilsvarende kan passivt sug udføres til 10.000, mens der i analysen er anvendt priser på 20.000 kr. og udeluftventiler til 300 op til 500 kr. pr. ventil. Ved anvendelse af henholdsvis høje og lave priser fra de angivne omkostningsintervaller i Radon-95 – stadig tilpasset til 2000-priser - er nutidsværdien gengivet i nedenstående tabel for de tre scenarier,.

Tabel 23. Nutidsværdi for de tre scenarier ved anvendelse af høje og lave priser i de angivne intervaller for radonreducerende tiltag i Radon-95.

Mio. kr.	<i>høje ende</i>		<i>Lave ende</i>	
	<i>af prisinterval</i>	<i>af prisinterval</i>	<i>af prisinterval</i>	<i>af prisinterval</i>
<i>Diskonteringsrate</i>	3%		6%	
NPV, Scenarium 1	1.100	2.100	-1.500	-1.000
NPV, Scenarium 2	1.500	2.100	-350	0
NPV, Scenarium 3	30	500	-175	-100

Nutidsværdier øges for alle tre scenarier ved diskonteringsrate på 3%. Særlig i scenarium 1 vil de lavere investeringsomkostninger bevirke en noget højere nutidsværdi. Ved 6% diskontering reduceres de samfundsøkonomiske omkostninger, men resultaterne er stadig negative.

Det skal endvidere nævnes, at i Sverige kan aktivt sug i "gør-det-selv" pakker erhverves for 5.000 kr. Såfremt denne pris blev anvendt, ville nutidsværdien være betydelig højere.

10.4 Længde af etableringsperiode

Analysen er baseret på etablering over en periode på 30 år. Som nævnt tidligere, kunne man forestille sig en kortere periode til iværksættelse af foranstaltninger, såfremt der fra politisk hold blev fokuseret på problemet. Imidlertid ændrer det ikke på resultaterne. En hurtigere etablering vil godt nok give anledning til at der tidligere opnås fuld sundhedseffekt, men samtidig rykkes investeringsomkostningen til et tidligere tidspunkt. Så hvad der vindes af hurtigere sundhedsmæssige benefits, modsvares i præcis samme omfang af højere nutidsværdier på omkostningssiden. Det skyldes, at realprisudviklingen er holdt konstant. Så forholdsmæs-

sigt vindes der ikke noget ved en hurtigere iværksættelse af radonreducerende foranstaltninger.

10.5 Ikke inkluderede effekter

Endeligt skal der gøres opmærksom på, at nærværende analyse ikke har tillagt visse negative effekter økonomiske værdier, når der etableres tiltag mod radon. Tiltagene kan i større eller mindre grad give anledning til æstetiske omkostninger, når der eksempelvis opsættes ventilationsrør fra gulv til loft ved aktivt og passivt sug. Endvidere kan der forventes et vist støjniveau fra den elektrisk drevne ventilator ved aktivt sug. Yderligere kan der opstå afledte negative effekter i form af en øget risiko for kondensdannelse i eller under gulvkonstruktionen samt mulighed for kolde gulve, som følge af det undertryk der skabes ved aktivt og passivt sug. Det er vanskeligt at gisne omkring størrelsesordenen af denne type effekter, men det vurderes som tvivlsomt, at de formår at ændre markant på det overordnede resultat i nærværende analyse.

Det kan nævnes, at der i den norske radonundersøgelse af Stigum et al. (2003) er sat økonomiske værdier af bekymring/nervøsitet, som, modsat nærværende analyse, medtages i de samlede beregninger. Værdien af bekymring/nervøsitet dækker ifølge Stigum et al. (2003), det *ubehag* beboerne oplever i den periode en radonmåling forløber over, samt ubehaget af den vished de opnår, såfremt en bolig befinder sig over grænseniveauet. Værdien udgør dog en beskedent størrelse i undersøgelsen af Stigum et al. (2003).

Hvis det konstateres, at en bolig har et radonniveau over de anbefalede grænseniveau, er det ikke udelukket, at det kan afstedkomme en forringelse af boligens værdi. Denne effekt må formodes at spille en rolle for individets beslutning om gennemførelse af radontest og eventuelle tiltag til reduktion af radon. En effekt, som tillige er blevet observeret for boliger opført på grunde, der senere er blevet udpegede som giftgrunde. Det har ikke været muligt inden for rammerne af nærværende analyse at uddybe dette aspekt.

11 Konklusion

Radon, der er en naturligt forekommende radioaktiv luftart, medfører omkring 300 [100-900] antal dødstilfælde årligt som følge af lungekræft. I Danmark anbefales det i bygningsreglementet, at der iværksættes enkle og billige forbedringer, når radonindholdet er mellem 200 og 400 Bq/m³, og at der iværksættes mere effektive forbedringer, når radonindholdet overstiger 400 Bq/m³. For byggeri opført siden 1998 har der i bygningsreglementet været krav om, at bygningskonstruktioner mod undergrund udføres lufttætte for at hindre indtrængning af radon. Der findes ikke tilsvarende krav til boliger opført tidligere end 1998.

Formålet med nærværende rapport har været at gennemføre en samfundsøkonomisk analyse af konsekvenserne ved reduktion af radonindholdet i danske enfamiliehuse opført før 1998 med radonværdier over de anbefalede niveauer. I analysen er der gennemført beregninger for tre scenarier. I beregningerne indgår omkostninger til radontest, investeringsomkostninger, vedligehold og driftsomkostninger. På gevinstsiden indgår antallet af for tidlige dødsfald og sparede behandlingsomkostninger som følge af et reduceret radonniveau. Beregningerne er gennemført for en investeringsperiode på 100 år med efterfølgende sundhedseffekter i yderligere 75 år. Der er anvendt to diskonteringsrater på henholdsvis 3% og 6%.

Analysen tager udgangspunkt i tre scenarier, som hver især begrundes i forskellige overvejelser omkring omkostninger og gevinster:

- 1) Et scenarium der reducerer det gennemsnitlige radonniveau til under det anbefalede niveau på 200 Bq/m³. Der anvendes udelukkende aktivt sug, som er den mest effektive metode, men samtidig også den mest omkostningskrævende.
- 2) Et scenarium der er rettet mod kun at reducere radonniveauerne til lige under 200 Bq/m³, men som til gengæld er væsentlig billigere. Her bruges udeluftventiler, passivt sug eller aktivt sug afhængig af radonniveau.
- 3) Et scenarium der benytter en højere grænseværdi på 400 Bq/m³, som anvendes i flere europæiske lande. Det giver færre investeringer, men også færre gevinster. Igen etableres kun aktivt sug i de berørte boliger.

Scenarium 2 er en analyse af anbefalingerne i bygningsreglementet om simple foranstaltninger for boliger mellem 200 og 400 Bq/m³, og mere drastiske tiltag for boliger over 400 Bq/m³.

Antallet af huse, der skal have etableret tiltag mod radonindtrængning, er i hvert scenarium bestemt ud fra en logaritmisk normalfordeling. Det er antaget, at fordelingen kan beskrives med en geometrisk middelværdi på 57,7 Bq/m³ og geometrisk standardafvigelse på 2,28. Derudover er det antaget, at der er en lineær sammenhæng mellem radonniveau og risikoen for at få lungekræft. Et tiltag, der reducerer radonniveauet i danske enfamiliehuse, vil dermed kunne ses som et fald i antallet af lungekræfttilfælde efter latensperioden. Konsekvenserne af at gennemføre hvert af de tre scenarier er vist i tabellen herunder.

Tabel 24. Ændring af gennemsnitligt radonniveau og antal sparede dødsfald ved gennemførelse af de tre scenarier.

	Scenarium 1	Scenarium 2	Scenarium 3
Gennemsnitligt Radonniveau (Bq/m ³)			
- Før tiltag	81	81	81
- Efter tiltag	65,0	72,8	78,3
Antal sparede dødsfald	56	29	9

Som det ses af tabellen er antallet af sparede dødsfald væsentlig mindre end de 300, der samlet set dør af at være blevet udsat for radon.

Nedenfor følger resultaterne af beregningerne af nutidsværdien for de tre scenarier. Desuden er *benefit/cost ratioen* opgjort, der gengiver forholdet mellem scenariernes gevinster og omkostninger.

Tabel 25 . Beregnet nutidsværdi af de tre fremsatte scenarier ved 3% og 6% diskonteringsrate.

	Scen. 1	Scen. 2	Scen. 3	Scen. 1	Scen. 2	Scen. 3
Diskonteringsrate	3%			6%		
Samlede omkostninger, mio. kr.	5.400	1.850	750	2.700	1.000	375
Samlede gevinster, mio. kr.	6.500	3.350	1.100	1.200	600	200
Nutidsværdi, mio. kr.	1.100	1.500	350	-1.500	-400	-175
Benefit/cost ratio	1,20	1,81	1,46	0,44	0,62	0,53

Sammenfattende kan det konstateres, at alle tre scenarier bevirker et positivt samfundsøkonomisk afkast ved 3% diskontering. Dermed vil investeringsomkostningerne til reduktion af radonniveauet i enfamiliehuse være mindre end de afledte samfundsøkonomiske gevinster. Som det fremgår af tabellen, er den samlede nutidsværdi størst for scenarium 2 med en værdi på 1,5 mia. kr. Scenarierne 1 og 3 bevirker mindre økonomiske gevinster. Anvendelse af en diskonteringsrate på 6%

vil derimod resultere i samfundsøkonomiske tab. Der er ikke taget endelig stilling til, hvilken diskonteringsrate der som udgangspunkt bør anvendes.

Resultaterne indikerer, at der formentlig er et samfundsøkonomisk potentiale i at reducere radonniveauet i danske enfamiliehuse. Potentialet er mindre end forventet. Årligt dør rundt regnet 300 mennesker efter at være blevet eksponeret for radon i danske boliger. Denne analyse har vist, at der kun kan spares et begrænset antal dødsfald, ved at efterkomme anbefalingerne fra bygningsreglementet.

Følsomhedsberegningerne viser, at resultaterne er robuste overfor ændringer i omkostningerne til radonreducerende tiltag. I analysen er det valgt at anvende konservative priser for de tilgængelige tiltag. Endvidere viser følsomhedsberegningerne, at nutidsværdien, ved 1% diskontering, vil resultere i betydelig højere nutidsværdier.

Der er en betydelig usikkerhed forbundet med antallet af for tidlige dødsfald som følge af eksponering for radon. Således er der fastsat en øget risiko på 0,0015 for at udvikle lungekræft pr. enhed radoneksponering. Estimatet er behæftet med en usikkerhed på +/- 80%. Den betydelige usikkerhed omkring det anvendte risikoe-stimat påvirker i væsentlig grad resultaterne i nærværende analyse.

1 2 D i s k u s s i o n

I følgende kapitel vil problemstillinger, der ikke direkte er omhandlet i rapporten, blive diskuteret. Problemstillingerne ligger i forlængelse af rapporten med mulighed for nærmere analyse i andre sammenhænge.

12.1 Grænseniveau

I Danmark er det i småhusreglementet valgt at sætte grænseværdien for radonniveauet til at være 200 Bq/m³. Det skal ikke forstås sådan, at risikoen for at få lungekræft og dø bliver meget større, hvis grænseniveauet overskrides. Der er som nævnt tidligere en lineær sammenhæng mellem bestrålingsniveau og risiko for at udvikle lungekræft. En af de væsentligste overvejelser, der indgår i fastsættelsen af et grænseniveau, er, hvor mange huse der vil blive berørt ved en beslutning om, at der skal sættes et loft. Hvis grænseværdien gøres lavere, og der foretages tiltag for at få reduceret niveauet under denne grænseværdi, vil det betyde, at antallet af dødsfald pga. radon vil falde. Til gengæld vil omkostningerne stige tilsvarende, fordi et større antal huse vil blive berørt.

I Norge, hvor der ligeledes anbefales en grænseværdi på 200 Bq/m³, er det vurderet, at det mest omkostningseffektive niveau vil være 125 Bq/m³ (Stigum et al. 2003). Et så lavt niveau vil betyde meget store investeringer. Derudover ligger der en symbolsk betydning i at et meget stort antal huse stemples som "sundhedsskadelige".

12.2 Sammenligning med BEIR VI

At estimatet for undgåede dødsfald, ved radonreduktioner i huse, i denne rapport ikke afviger væsentligt fra lignende udenlandske undersøgelser, kan ses ved at sammenligne med Beir VI rapporten (National Research Council 1999). Denne anvender begrebet "Effective Attributable Risk" (EAR), som er defineret til at være den andel af det totale antal lungekræftdødsfald, der kan undgås ved at foretage et indgreb. I nærværende rapport er EAR i udregningerne angivet ved udtrykket $a(\bar{r} - \bar{r}')$. For de tre scenarier er EAR lig med hhv. 2,4%, 1,2% og 0,4%. Tilsvarende opgiver BEIR VI resultater på 2,7-3,7% afhængig af risikomodel. Det er ikke muligt at foretage en direkte sammenligning, da USA og dermed BEIR VI arbejder ud fra en grænseværdi på 148 Bq/m³ og ikke 200 Bq/m³ som i Danmark. Desuden tager BEIR VI ikke stilling til, hvilke konkrete tiltag der er mulige, men blot at huse

med niveauer over 148 Bq/m^3 kan få deres radonniveau reduceret, så de efter et tiltag vil have værdier fordelt jævnt mellem 0 og 148 Bq/m^3 . Begge forskelle trækker BEIR VI's værdier for EAR op. Med et grænse niveau på 200 Bq/m^3 og en effektivitet på 80% er scenarium 1 det, der kommer tættest på BEIR VI rapportens forudsætninger. Det bør derfor være dette scenarium, der skal stilles op overfor det amerikanske. Med en værdi på 2,4% ligger EAR som forventet ud fra ovennævnte forskelle i underkanten af de amerikanske, men er dog af samme størrelsesorden. Resultaterne er altså i overensstemmelse med BEIR VI rapportens tal for hvor stor en del af de årlige lungekræftdødsfald, der kan undgås ved at foretage et indgreb.

12.3 Rygning

En del af debatten omkring radon har drejet sig om, hvor mange dødsfald, som følge af udviklet lungekræft der konkret kan tilskrives radon. Der har været nævnt, at det skulle være et problem på størrelse med passiv rygning, men dog stadig af mindre betydning end rygning. Denne rapport har indikeret, at det kan være samfundsøkonomisk rentabelt at reducere radonniveauet i danske huse, men spørgsmålet er, om det er mere omkostningseffektivt at reducere antallet af rygere. Rygning skønnes at give 10 gange så mange tilfælde af lungekræft som radon. En øget indsats mod rygning vil ændre basistallet for lungekræft i nedadgående retning. Dette vil i givet fald have direkte konsekvenser på rapportens beregninger af antal sparede liv pga. radonreduktion. En markant forbedret rygekultur vil give anledning til, at effekten af radonreduktion overvurderes. Samtidig er der en usikker sammenhæng mellem radonbestråling og rygning. Det vurderes således, at omkring 90% af de dødsfald, der kan tilskrives radoneksponering, sker blandt rygere (Mjöne & Falk 2001).

12.4 Omkostningsfordeling i forbindelse med tiltag

Iværksættelse af radonreducerende tiltag er forbundet med ikke ubetydelige investeringsomkostninger afhængig af det valgte tiltag. Såfremt det besluttes, at der skal betragtes radonreducerende tiltag i danske huse, vil der opstå et spørgsmål om omkostningsfordeling, altså hvor stor en del af investeringerne boligejerne skal betale, og hvor stor en del samfundet kan oppebære gennem tilskud. Det er ikke et problem, som bliver behandlet nøjere her, men der kan skeles til udenlandske eksempler. I såvel Sverige og Norge er det muligt at få økonomisk bistand til tiltag mod radon i eksisterende boliger. Således står anført på det svenske strål-

skyddsinstituts hjemmeside²⁸, at boligejere kan modtage et tilskud på op til 15.000 SEK, hvis radonindholdet overskrider 200 Bq/m³. I Norge har *Husbanken*²⁹ oprettet en ordning med mulighed for økonomisk tilskud til tiltag mod radon i eksisterende boliger. Tilskuddet dækker op til 75 % af omkostningerne ved tiltag mod radon, dog højst 40.000 NOK. Der ydes kun tilskud til boliger, hvor der er målt over 200 Bq/m³.

12.5 Nybyggeri

I denne rapport har det ikke været formålet at analysere på radonforanstaltninger ved nybyggeri, men kun for boliger opført tidligere end 1998. Det skyldes, at der i bygningsreglementet for småhuse fra 1998, blev indført krav om, at bygninger skal udføres lufttætte mod undergrund. På tilsvarende måde som nærværende analyse har redegjort for, vil foranstaltninger i nybyggeri tillige give anledning til samfundsøkonomiske konsekvenser. I fagbladet Dansk Beton fra maj 2003, som udgives af Dansk Beton Forening, fandtes et indlæg om udarbejdelsen af lufttæt nybyggeri med terrændæk direkte mod jorden. Ifølge artiklen vil prisen for radonsikring være ca. 2.500 kr. i nybyggeri. Det er væsentlig billigere sammenholdt med de omkostningerne til radonreducerende tiltag, som er anvendt for eksisterende boliger i denne analyse. På den baggrund vurderes det her at have været en fornuftig disposition fra myndighedernes side, at der har indført krav om radonsikring i nybyggeri.

²⁸ <http://www.ssi.se/radon/bidrag.html>

²⁹ <http://www.husbanken.no/>

1 3 T a k t i l

I arbejdet med denne rapport har en lang række personer bidraget med input til denne rapport. Projektmedarbejderne retter en stor tak til de eksterne reviewere for særlig god og konstruktiv kritik ved gennemlæsning af rapporten. De eksterne reviewere omfatter Hans Keiding, professor ved Københavns Universitet, Økonomisk Institut, seniorforsker Claus E. Andersen og programleder Anders Damkjær begge ansat i afdeling for Stråleforskning ved Forskningscenter Risø. Forfatterne af rapporten bærer dog alene ansvaret for rapportens resultater og konklusioner.

Ydermere har en lang række personer bidraget med information, råd og vejledning. Der rettes en stor tak til Hein Stigum, Azhar Hussain, Kaare Ulbak (Statens Institut for Strålehygiejne), Jens Brendstrup (COWI) og Jay Lubin for god hjælp ved udarbejdelsen af denne rapport.

København, august 2003

R e f e r e n c e l i s t e

- Åkerblom, G. 1999 *Radon Legislation and National Guidelines* SSI Report no. 99. Swedish Radiation Protection Institute.
- Andersen, C., Bergsøe, N., Brendstrup, J., Damkjær, A., Graversen, P., Ulbak, K. 1997 *Radon-95: En undersøgelse af metoder til reduktion af radonkoncentrationen i danske enfamiliehuse*. Sundhedsstyrelsen: Forskningscenter Risø. Udarbejdet for Bygge- og boligstyrelsen og Statens Institut for Strålehygiejne.
- Andersen, C., Ulbak, K., Damkjær, A., Graversen, P. 2001 *Radon i danske boliger*. Sundhedsstyrelsen, Statens Institut for Strålehygiejne, GEUS.
- Arrow K., Cropper, M., Eads, G., Hahn, R. L. L., Noll, R., Portney, P., Russel, M. S. R., Smith, V., Stavins, R. 1996 Is There a Role for Benefit-Cost Analysis in Environmental, Health, and Safety Regulation? *Science* 272:221-2
- Arrow, K., Cline, W. R., Maler, K.-G., Munasinghe, M., Squitieri, P., Stiglitz, J. E. 1996 *Intertemporal Equity, Discounting, and Economic Efficiency*: Bruce, J., Hoesung, L. & Haites, E. (Ed.) *Climate Change 1995, Economic and Social Dimensions of Climate Change.*: Cambridge University Press.
- ASTM International 2003 *Standard Practice for Installing Radon Mitigation Systems in Existing Low-Rise Residential Buildings. Designation E2121-03*. ASTM International.
- Berry, J., Dan Forster, and, Mike Holland (AEA Technology) 1999 *ExternE - Externalities of Energy. Vol. 7: Methodology 1998 update*. ExternE 7. Luxembourg: European Commission.
- Bolig- og Byministeriet 1998 *Byggereglement for småhuse*. Sundhedstyrelsen.
- Christensen, J. 1999 *Værdisætning af pesticidkexternaliteter, notat vedrørende sundhed*. Amternes og Kommunernes Forskningsinstitut.
- Clavensjö, B. & Åkerblom, G. 1992 *Radonboken: Byggeforskningsrådet*. Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm.
- Danmarks Statistik 1998 *Statistisk Årbog 1998*: Danmarks Statistik.
- Danmarks Statistik 2003 *Statistikbanken, Byggeri og boligforhold*. Danmarks Statistik. <http://www.statistikbanken.dk>
- Drummond, M. & McGuire, A. 2001 *Economic Evaluation in Health Care, merging theory with practice*: Oxford University Press.
- Dubgaard, A., Kallesøe, M. F., Petersen, M. L., Damgaard, C. K., Erichsen, E. 2002 *Velfærd og økonomi i relation til biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse*. Den Kongelige Veterinær- og Landbohøjskole.

- ETSU, and, *Metroeconomica 1995 ExternE - Externalities of Energy. Vol. 2: Methodology. ExternE 2. Luxembourg: European Commission.*
- Færdselsstyrelsen 2001 *Partikelfiltre på tunge køretøjer.* Færdselsstyrelsen.
- Finansministeriet 1999 *Vejledning i udarbejdelse af samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger.* Finansministeriet.
- Freeman, A. 1993 *The Measurement of Environmental and Resource Values. Theory and Methods.*: Resources for the Future, Washington D.C.
- Grimsrud, D., Hadlich, D., Huelman P. 1996 *Assessment of Radon Mitigation Methods in Low-rise Residential Buildings.* U.S Department of Housing and Urban Development, Office of Policy Development and Research.
- Jeppesen, M. N. 2003 *Arværgeskatolog - tidlig indsats overfor indeklimapåvirkning.* Miljøprojekt 750. Miljøstyrelsen.
- Kennedy, C. 2002 *Revealed preference valuation compared to contingent valuation: radon-induced lung cancer prevention.* Wiley Interscience.
- Lubin, J. H. & Boice Jr., J. D. 1997 Lung cancer risk from residential radon: Meta-analysis of eight epidemiologic studies. *Journal of the National Cancer Institute* 89(1):49-57
- Lubin, J. H., Boice, J. D. J., Edling, C., Hornung, R. W., Howe, G. R., Kunz, E., Kusiak, R. A., Morrison, H. I., Radford, E. P., Samet, J. M., Tirmache, M., Woodward, A., Yao, S. X., Pierce, D. A. 1995 Lung cancer in radon-exposed miners and estimation of risk from indoor exposure. *Journal of National Cancer Institute* 87:817-27
- Maringer, F., Akis, M. K. H., Kindl, P. K. C. L. H. L. S., Nadschläger, E. Ringer, W. R. R., Schönhofer, F., Sperker, F., Steinhäusler, F. T. M. W. R. 1999 *Results and conclusions of the austrian radon mitigation project "SARAH" Radon in the Living Environment, 19-23 April 1999, Athens Greece.* Atomintstitute of Austrian Universities, Wien.
- Miljø- og Energiministeriet 1999 *Natur- og Miljøpolitisk Redegørelse 1999: Miljø- og Energiministeriet.*
- Mjöne, L. & Falk, R. 2001 *Cancerrisker från radon i inomhusluft.* Statens Strålskyddsinstitut, Sverige. www.ssi.se
- Møller, F., Andersen, P., Grau, P., Huusom, H., Madsen, T., Nielsen, J., Strandmark, L. 2000 *Samfundsøkonomiske vurderinger af miljøprojekter: Danmarks Miljøundersøgelser; Miljøstyrelsen; Skov- og Naturstyrelsen.* <http://www.dmu.dk>
- National Research Council 1999 *Health Effects of Exposure to Radon (BEIR VI).* Washington, D.C.: National academy Press. <http://www.nap.edu>
- Nyberg, F., Gustavsson, P., Järup, L., Bellander, T., Berglind, N., Jacobsson, R., Pershagen, G. 2000 Urban Air Pollution and Lung Cancer in Stockholm. *Epidemiology* 11(5):487-95

- Reindahl, S. 1998 *De samfundsøkonomiske omkostninger ved tobaksrygning*. Master of Public Health, Aarhus University.
- Statens Byggeforskningsinstitut 1987 *Radon i boliger*. Statens Byggeforskningsinstitut.
- Statens Institut for Strålehygiejne 1987 *Radon-boliger-strålingsdosis-lungkræfttrisiko*. www.radon.dk: Sundhedsstyrelsen.
- Stigum, H., Strand, T., Magnus, P. 2003 Should radon be reduced in homes? A cost-effect analysis. *Health Physics* 84(2):227-35
- Strandmark, L., Jørgensen Kjær, B., Østergaard, L. 2002 *Samfundsøkonomisk analyse af bortskaffelse af plastflaske- og dunkeaffald fra husholdninger*. Miljøprojekt 695. København: Miljøministeriet.
- Trafikministeriet 2003 *Partikelredegørelse*. Trafikministeriet, København K.: Trafikministeriet.
- U.S.Environmental Protection Agency 2000 *Guidelines for Preparing Economic Analyses*. Washington, DC 20460: United States Environmental Protection Agency. <http://yosemite.epa.gov/ee/epa/eed.nsf/webpages/Guidelines.html>
- U.S.Environmental Protection Agency 2002 *Standard Practice for Radon Mitigation Systems in Existing Low-Rise Residential Buildings*. EPA DISCUSSION PAPER.
- U.S.Environmental Protection Agency, U.S.Department of Health and Human Services, U.S.Public Health Services 2002 *A Citizen's Guide To Radon*. U.S. EPA.
- Vejdirektoratet 2001 *Trafikuheldsomkostninger 1999*. Rapport 204.
- WHO 1999 *Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution. An impact assessment project of Austria, France and Switzerland*. Synthesis Report, Federal Department of Environment, Transport, Energy and Communications. Bureau for Transport Studies, Bern, Schweiz.
- Winther, J. F., Ulbak, K., Dreyer, L., Pukkala, E., Østerlind, A. 1997 Radiation. *Apmis Suppl.* 105(76):83-99

B i l a g

Bilag 1. Anbefalinger vedrørende radontest i boliger fra EPA

Det amerikanske Environmental Protection Agency har i pjecen "A Citizen's Guide to Radon: The Guide to Protecting Yourself and Your Family From Radon" omtalt anvendelsen af radon test i boliger. Følgende anbefalinger findes i pjecen:

Tabel 26. EPA anbefaler følgende: (U.S.Environmental Protection Agency et al. 2002).

Step 1.	Take a short-term test. If your result is 4 pCi/L* or higher take a follow-up test (Step 2) to be sure.
Step 2.	Follow up with either a long-term test or a second short-term test: For a better understanding of your year-round average radon level, take a long-term test. If you need results quickly, take a second short-term test. The higher your initial short-term test result, the more certain you can be that you should take a short-term rather than a long-term follow up test. If your first short-term test result is more than twice EPA's 4 pCi/L action level, you should take a second short-term test immediately.
Step 3.	If you followed up with a long-term test: Fix your home if your long-term test result is 4 pCi/L or more. If you followed up with a second short-term test: The higher your short-term results, the more certain you can be that you should fix your home. Consider fixing your home if the average of your first and second test is 4 pCi/L or higher.

*4 pCi/L = 148 Bq/ m³

Bilag 2. Samfundsøkonomiske konsekvenser ved scenarium 1. Aktivt sug i alle boliger over 200 Bq/m3

Radontest	Boliger	Pris	I alt					
Test for boliger over 60 Bq/m3	705.165	450	317.324.025					
Årlige omkostninger			10.577.468					
Investering og drift	Investering	Driftsudgift	Investering	Driftsudgift	Boliger over grænseniveau ifølge logaritmiske funktion	Antal boliger	inv. i alt	drift i alt
	1997	2000	2000	2000				
Aktivt sug	-40.000	-222	-42.979	-239		91.671	-3.939.938.213	-21.866.657
Årlige omkostninger							-131.331.274	-21.866.657
Tidsaspekt	Ar	Reinvest.						
Levetid, aktivt sug	30							
Levetid for ventilator til aktivt sug	10	-5.000						
Tid inden alle har etableret tiltag	30							
Latensperiode, år	25							
Sundhedsfakter	pr. år	I alt						
Antal reducerede lungekrafttilfælde, stk	55,69	6.126						
			Anvendte estimater af sundhedsfakter					
			Behandlingsomkostninger, kr. pr. lungekraft		kr	67.811		
			Værdi af sygdom (Cost-of-illness)		kr	353.918		
			Værdien af statistisk liv, WHO anbefaler 1,4 mio. t		kr	11.000.000		

Årlige konsekvenser, 2000-priser	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
Radontest	0	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11
Investering	0	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131
Driftsudgift	0	1	1	2	3	4	4	5	6	7	8	9	10	11	12	12	13	14	15	15	16	17	17	18	18	18
Løbende reinvestering	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15
Værdien af statistisk liv	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Værdi af sygdom	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sum	0	-143	-143	-144	-145	-146	-146	-147	-148	-149	-150	-166	-167	-167	-168	-169	-170	-170	-171	-172	-188	-189	-189	-190	-191	-191
Fortsat	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	2037	2038	2039	2040	2041	2042	2043	2044	2045	2046	2047	2048	2049	2050
Radontest	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11
Investering	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131
Driftsudgift	18	19	20	20	21	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22
Løbende reinvestering	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31
Værdien af statistisk liv	0	20	41	61	82	102	123	143	163	184	204	225	245	265	286	306	327	347	368	388	408	429	449	470	490	511
Værdi af sygdom	0	1	1	2	3	3	4	5	5	6	7	7	8	9	10	11	11	12	12	13	14	14	15	16	16	16
Sum	-191	-170	-150	-130	-109	-89	-57	-36	-15	6	27	48	69	90	111	132	153	175	196	217	238	259	280	301	322	343
Fortsat	2050	2051	2052	2053	2054	2055	2056	2057	2058	2059	2060	2061	2062	2063	2064	2065	2066	2067	2068	2069	2070	2071	2072	2073	2074	2075
Radontest	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Investering	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131
Driftsudgift	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22
Løbende reinvestering	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31
Værdien af statistisk liv	511	531	551	572	592	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613
Værdi af sygdom	16	17	18	18	19	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Sum	343	364	385	406	428	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449
Fortsat	2075	2076	2077	2078	2079	2080	2081	2082	2083	2084	2085	2086	2087	2088	2089	2090	2091	2092	2093	2094	2095	2096	2097	2098	2099	2100
Radontest	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Investering	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131	131
Driftsudgift	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22
Løbende reinvestering	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31
Værdien af statistisk liv	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613
Værdi af sygdom	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Sum	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449	449
Fortsat	2101	2102	2103	2104	2105	2106	2107	2108	2109	2110	2111	2112	2113	2114	2115	2116	2117	2118	2119	2120	2121	2122	2123	2124	2125	
Radontest	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Investering	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Driftsudgift	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Løbende reinvestering	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Værdien af statistisk liv	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613	613
Værdi af sygdom	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Sum	632	632	632	632	632	632	632	632	632	632	632	632	632	632	632	632	632	632	632	632	632	632	632	632	632	632
Fortsat	2126	2127	2128	2129	2130	2131	2132	2133	2134	2135	2136	2137	2138	2139	2140	2141	2142	2143	2144	2145	2146	2147	2148	2149	2150	
Radontest	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Investering	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Driftsudgift	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Løbende reinvestering	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Værdien af statistisk liv	600	588	576	564	551	539	527	515	502	490	478	466	453	441	429	417	404	392	380	368	355	343	331	319	306	293
Værdi af sygdom	19	19	19	18	18	17	17	16	15	15	15	14	14	13	13	13	12	12	11	11	11	11	10	10	10	10
Sum	620	607	594	582	569	556	544	531	519	506	493	481	468	455	443	430	417	405	392	379	367	354	341	329	316	303
Fortsat	2151	2152	2153	2154	2155	2156	2157	2158	2159	2160	2161	2162	2163	2164	2165	2166	2167	2168	2169	2170	2171	2172	2173	2174	2175	
Radontest	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Investering	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Driftsudgift	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Løbende reinvestering	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Værdien af statistisk liv	294	282	270	257	245	233	221	208	196	184	172	159	147	135	123	110	98	86	74	61	49	37	25	12	0	0
Værdi af sygdom	9	9	9																							

