

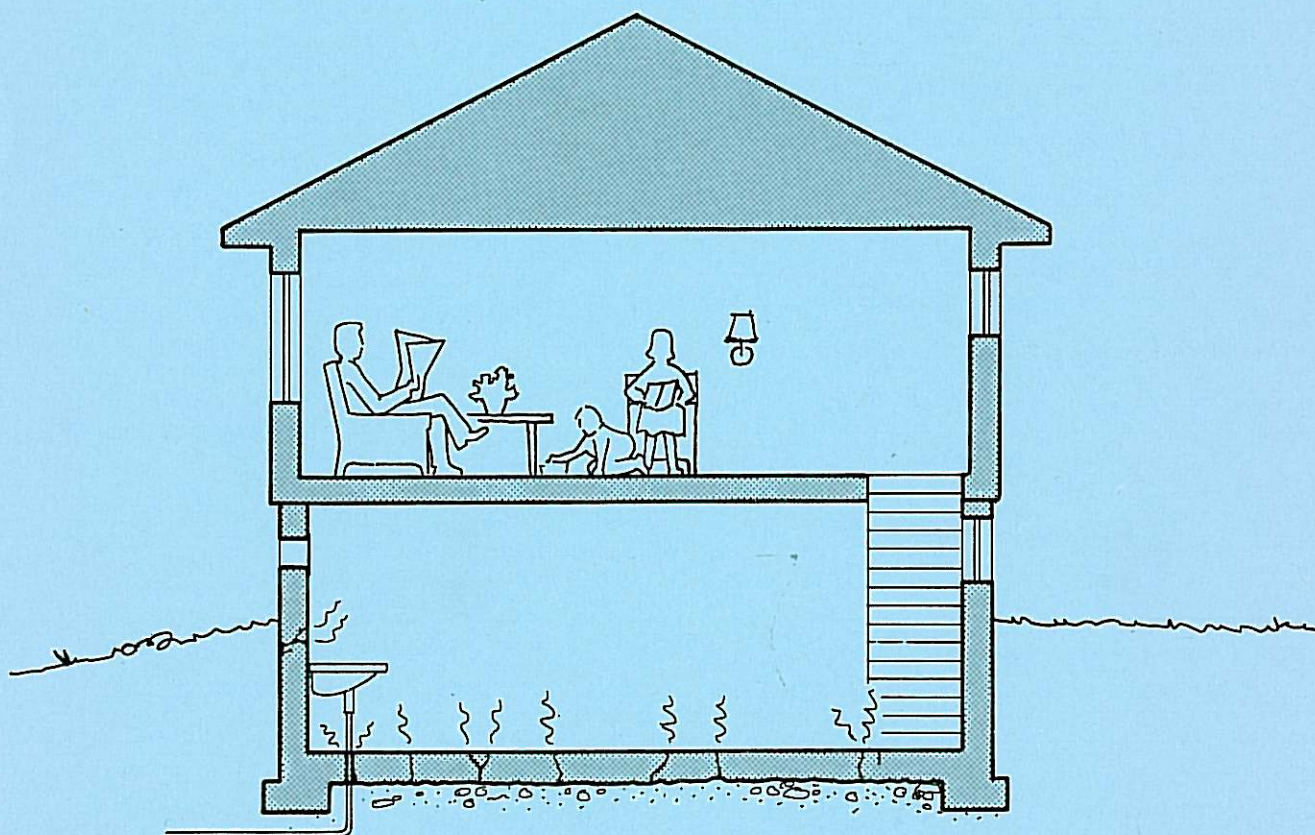
86 | PROSJEKT RAPPORT



Jørn T. Brunsell, Anne Gro Hustoft, Bjørn Lind og Terje Strand

Radon i eksisterende boliger

- Tiltak for å redusere konsentrasjonen
- Kostnad-nytte-analyse for ulike tiltaksgrenser



Norges byggforskningsinstitutt 1991

Jørn T. Brunsell, Anne Gro Hustoft, Bjørn Lind og
Terje Strand

Radon i eksisterende boliger

- Tiltak for å redusere konsentrasjonen
- Kostnad-nytte-analyse for ulike tiltaksgrenser

Prosjektrapport 86

Jørn T. Brunsell, Norges byggforskningsinstitutt
Anne Gro Hustoft, Senter for industriforskning
Bjørn Lind og Terje Strand, Statens institutt for strålehygiene

Radon i eksisterende boliger

Tiltak for å redusere konsentrasjonen
Kostnad-nytte-analyse for ulike tiltaksgrenser

ISBN 82-536-0370-3

© Norges byggforskningsinstitutt 1991

Adresse:

Forskningsveien 3B, Postboks 123 Blindern
0314 OSLO

Tlf. (02) 96 55 00

Telefax (02) 69 94 38

RADON I BOLIGER

INNHOLD

	Side:
FORORD	1
SAMMENDRAG	2
1.0 INNLEDNING	4
2.0 RADONKILDER	6
2.1 Byggegrunnen som radonkilde	7
2.2 Radon i norske boliger	9
3.0 MÅLEMETODER	10
3.1 Radon	10
3.1.1 Kontinuerlige målinger	11
3.1.2 Integrerende målinger	12
3.1.3 Øyeblikksmålinger	12
3.2 Måling av andre parametre	13
3.2.1 Luftskiftet	13
3.2.2 Trykkforskjeller	14
3.2.3 Temperaturer	14
3.2.4 Relativ luftfuktighet	14
3.2.5 Vindhastighet	14
3.2.6 Bygningers lufttetthet	15
3.2.7 Termografering	15
4.0 TILTAK FOR Å REDUSERE RADONKONSENTRASJONEN INNENDØRS ..	16
4.1 Utskifting av radonavgivende grunn	16
4.2 Tetting av konstruksjonene mot grunnen	16
4.2.1 Tetting av betonggolv	16
4.2.2 Tetting av kjellervegger mot grunnen	19
4.2.3 Bjelkelag over kryperom	20
4.3 Trykkendring over konstruksjonen mot grunnen	21
4.3.1 Golv på grunnen	21
4.3.2 Bygninger med kryperom	23
4.4 Forbedret ventilasjon av bygningen	24
4.4.1 Ventilerte luftspalter	25
4.5 Tiltak mot radon fra bygningsmaterialer	26
4.6 Tiltak mot radon fra brønnvann	26
4.7 Andre tiltak	26

5.0	EVALUERING AV TILTAK	27
5.1	Utskifting av radonavgivende grunn	27
5.2	Tetting av konstruksjoner mot grunnen	27
5.2.1	Tetting av betonggolv	27
5.2.2	Tetting av kjellervegger mot grunnen	29
5.2.3	Tetting av bjelkelag over kryperom	30
5.2.4	Laboratorieforsøk: Tetting av lettklinkervegger med polyuretanskum	30
5.3	Trykkendring over konstruksjonen mot grunnen	32
5.3.1	Endring av trykket i grunnen	32
5.3.2	Trykkendring i huset	33
5.4	Forbedret ventilasjon av bygningen	35
5.5	Andre tiltak	37
5.6	Oversikt over effekten av tiltakene for alle objekter ..	37
5.7	Videre utvikling	38
6.0	BAKGRUNNEN FOR KOST/NYTTE-ANALYSENE	39
6.1	Innledning	39
6.2	Handlingsalternativer	39
6.3	Beregning av kost/nytte i forbindelse med ulike handlingsalternativer	40
7.0	MODELL FOR BEREGNING AV ANTALL RADONINITIERTE LUNGEKREFTTILFELLER	41
7.1	Eksponeringsfunksjonen	41
7.2	Sammenheng mellom eksponering og utvikling av lungekreft	42
7.3	Estimering av helserisiko	44
7.4	Estimering av usikkerhet i beregningene	44
7.5	Monte Carlo Simulering	45
8.0	KOSTNADSMODELL	46
9.0	DATAGRUNNLAG	48
9.1	Tiltakskostnader/Endring i energiforbruk	48
9.2	Kommunale kostnader	51
9.3	Antall hus som måles	52
9.4	Målekostnader	54
9.5	Veiledningskostnader	54

10.0	RESULTATER OG KONKLUSJONER	56
10.1	Reduksjon i antall lungekrefttilfeller	56
10.1.1	Diskusjon av resultatene	59
10.2	Kostnader ved radontiltak	60
10.3	Konklusjon	64
	REFERANSER	65

VEDLEGG 1: Resultater fra alle objekter

VEDLEGG 2: Modell for beregning av usikkerheten av de totale
kostnader ved tiltak mot radon i boliger

RADON I EKSISTERENDE BOLIGER

FORORD

Arbeidet med radon har i Norge fram til 1988 vært konsentrert om målemetoder, kildevurdering og epidemiologiske studier, og mindre om tiltak for å redusere radonkonsentrasjonen innendørs. Høsten 1988 startet Statens institutt for strålehygiene, Senter for industri-forskning og Norges byggforskningsinstitutt et samarbeidsprosjekt der målsettingen var:

- Kvantifisere reduksjonseffekten av forskjellige typer mottiltak for norske boliger.
- Vurdere kostnadene for tiltakene mot reduksjonseffekten. Endringer i energiforbruket blir medtatt.
- Fremskaffe datamateriale for myndigheter o.a. som skal gi veiledning og informasjon om mottiltak.
- Vurdere samfunnsmessig kostnad mot den helsemessig gevinst man oppnår ved forskjellig valg av tiltaksnivåer og strategier fra myndighetenes side.

Som man ser har dette vært et prosjekt rettet spesielt mot utvikling av metoder og prinsipper. Resultatene fra prosjektet er imidlertid et godt grunnlag for forbedring av eksisterende produkter og utvikling av nye.

Vi håper også at rapporten skal være et godt grunnlag for myndighetene som skal arbeide med tiltaksgrenser for eksisterende bygninger.

Prosjektgruppen ønsker å takke Anne Katrine Kolstad for stor hjelp i gjennomføringen av radonmålingene. Vi ønsker å takke alle kommunene som har deltatt i prosjektet og bidratt med arbeidsinnsats og midler. En stor takk også til alle huseiere som har stillt sine hus til disposisjon for de ulike forsøk.

Prosjektet har vært finansiert av:

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd (3B progr.)
Olje- og Energidepartementet
Kommunal- og Arbeidsdepartementet
Helsedirektoratet

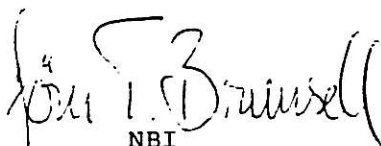
Prosjektgruppen har bestått av følgende personer:

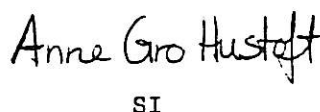
Jørn T. Brunsell, Norges byggforskningsinstitutt, NBI
Anne Gro Hustoft, Senter for Industrieforskning, SI
Bjørn Lind, Statens institutt for strålehygiene, SIS
Terje Strand, ----- " -----

NBI og SIS har vært hovedansvarlige for kapitlene 1 t.o.m. 5, mens SI har vært hovedansvarlig for kapitlene 6 til 10.

Jørn T. Brunsell har vært prosjektleder.

Oslo mai 1991


NBI


SI


SIS

SAMMENDRAG

Radon i boliger representerer et betydelig helseproblem i Norge. På bakgrunn av målinger og epidemiologiske studier som er gjennomført, er det estimert at man hvert år i Norge har et sted mellom 100 og 300 tilfeller av lungekreft med radon i boliger som hovedårsak. Kilden til de forhøyede konsentrasjoner i norske boliger er i hovedsak inn-trengning av radon fra grunnen. I dette prosjektet har vi prøvd ut de forskjellige prinsipper for å redusere radonkonsentrasjonen innendørs. Vi har inspisert mellom 5 og 8 boliger i Vest-Agder fylke og i hver av kommunene Røyken, Oslo, Øvre Eiker, Ringerike, Stange og Løten. Samtidig har vi for disse boligene utarbeidet forslag til tiltak mot radon. Det er gjennomført tiltak i 25 boliger. I mange av boligene er tiltakene gjennomført i to eller tre omganger for å kunne se effekten av de forskjellige prinsipper og løsninger.

Det er prinsippielt fire forskjellige metoder for å redusere konsentrasjonen av radon som kommer fra grunnen. Ved valg av metode har vi lagt vekt på å vurdere en "passiv" løsning først. En "passiv" løsning krever ikke energi, normalt ingen form for vedlikehold og har derfor størst mulighet for å vare i hele husets levetid. Vi har videre forsøkt å finne fram til løsninger der man bruker minst mulig energi og helst sparer energi.

1. Utskifting av radonavgivende grunn

Denne metoden er lite aktuell bortsett fra i de tilfeller der man kan konstatere at den forhøyede radonkonsentrasjonen skyldes horisontal influks, f.eks. fra tilkjørt masse, eller der man må grave opp rundt grunnmuren av andre årsaker.

2. Tetting av konstruksjonene mot grunnen

Denne metoden har vi benyttet på både golv og vegger. Resultatene er variable og i relativt liten grad forutsigbare. Løsninger av denne type er som regel relativt billige og bør vurderes før man benytter andre og dyrere løsninger. En rimelig tett konstruksjon mot grunnen er ofte også en forutsetning for at andre løsninger skal bli mest mulig effektive.

3. Endring av trykkforskjellene over konstruksjonene mot grunnen

Vi har benyttet denne metoden både ved å endre trykket i grunnen og ved å endre trykket inne i bygningen. Generelt er dette den metoden vi har oppnådd de beste resultater med; dette gjelder spesielt ved trykkendring i grunnen.

4. Forbedret ventilasjon

I de tilfeller der man i utgangspunktet har en dårlig ventilasjon med lavt luftskifte, kan en økning av luftskiftet redusere radonkonsentrasjonen betydelig. Men i de tilfeller der man har en normalt god ventilasjon, bør man velge andre metoder. Man kan imidlertid oppnå mye ved å skifte type ventilasjonssystem som fører til en endring av trykket inne i forhold til grunnen.

Videre har vi i dette prosjektet søkt å finne ut hvordan ulike tiltaksgrenser for radonkonsentrasjon vil påvirke både samfunnets samlede kostnader og helseeffekt på årsbasis. Dette er gjort rede for med de forutsetninger vi har lagt inn i våre beregninger og de usikkerhetsintervaller som de fleste resultater er presentert med.

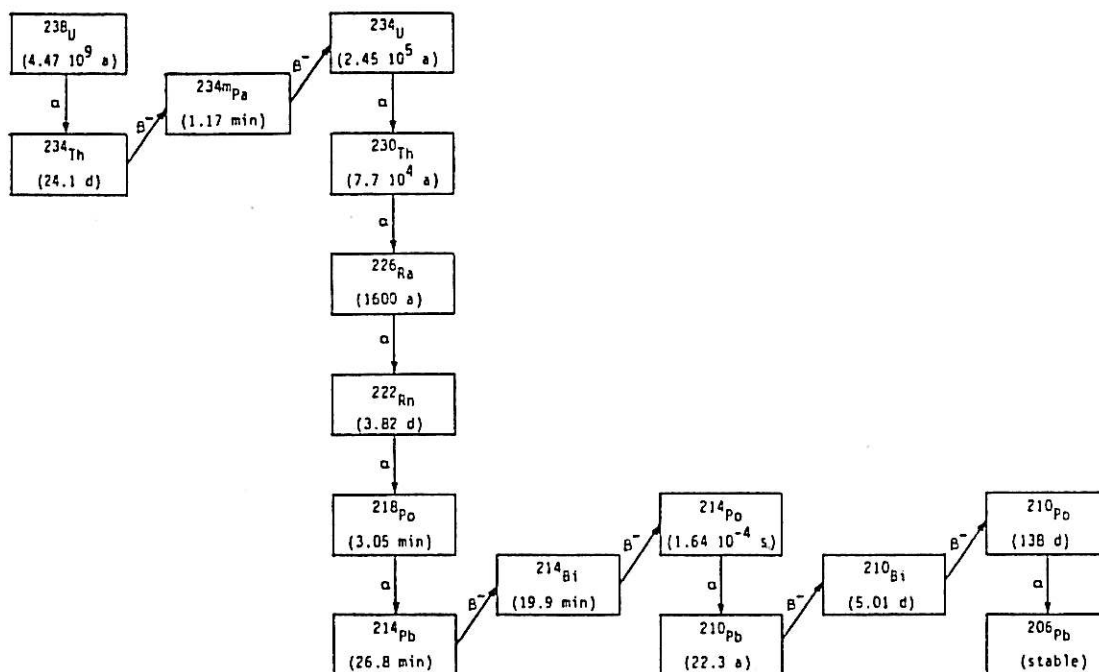
I prosjektet er tre forskjellige tiltaksalternativer vurdert, dvs. faste grenser på h.h.v. 800, 400, og 200 Bq/m³. Utfra de forutsetninger og beregninger som er gjort vil det ikke ha noen signifikant kollektiv helseeffekt å sette en tiltaksgrense på 800 Bq/m³. Når vi tar utgangspunkt i forventningsverdiene, må man ned mot en grense på 400 Bq/m³ for at man skal oppnå en merkbar reduksjon i antall lungekrefttilfeller pr. år. Denne konklusjonen gjelder for en gjennomsnittlig radonkonsentrasjon etter tiltak på 200 Bq/m³.

Lavere tiltaksgrenser og konsentrasjon etter tiltak vil naturlig nok redusere antall lungekrefttilfeller ytterligere. Men når det gjelder de 3 tiltaksgrenser som er benyttet i våre beregninger (800, 400, og 200 Bq/m³) vil en grense på 400 Bq/m³ være den som gir lavest kostnad pr spart lungekrefttilfelle.

De forslag som er fremmet av faggruppen "Radon i boliger", samt de anbefalinger som er gitt av Statens institutt for strålehygiene av 10. januar 1990, er knyttet til en todelt grense. I disse anbefaler man fortrinnsvis å vurdere enkle og billige mottiltak for boliger hvor midlere radonkonsentrasjon er mellom 200-800 Bq/m³. For boliger med høyere konsentrasjon enn 800 Bq/m³ anbefales det at man gjennomfører tiltak selv om de kan vise seg å bli svært kostbare. På grunnlag av resultatene i vårt prosjekt er det imidlertid vanskelig å vurdere denne type strategi, når det gjelder kostnad pr. spart tilfelle av lungekreft, opp mot det å sette en grense f.eks. på 400 Bq/m³.

1.0 INNLEDNING

Radon (^{222}Rn) er en edelgass som dannes ved radioaktiv nedbrytning av radium (^{226}Ra). I så og si alt materiale vi omgir oss med finner vi noe radium. Til og med vår egen kropp inneholder noe radium, men mengdene er meget små sammenliknet med de fleste geologiske materialer. Radium og radon er to av leddene i nedbrytningskjeden til uran (^{238}U); den såkalte "uranserien". Uranserien har ialt 14 elementer og ender i et stabilt element av bly (^{206}Pb). Figur 1 viser de forskjellige elementene i urankjeden. Uran er det tyngste grunnstoffet som vi har naturlig i våre omgivelser. Dette knytter seg til den meget lange halveringstiden (4,5 milliarder år). Nærmere halvparten av den mengden uran som ble dannet den gang jorden ble til er fremdeles tilstede.



Figur 1.1
Urankjeden

I motsetning til alle andre elementer i uran-serien er radon ikke et metallisk element men en edelgass. Edelgasser har svært liten evne til å binde seg i materialer og kan derfor ved dannelse unslippe og komme ut i vårt pustemiljø. Radon, som har en halveringstid på 3,82 dager, brytes ned til en rekke metalliske elementer av polonium, bly og vismut. Særlig viktige, når det gjelder de strålehygieniske sidene, er de kortlivede elementene ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi og ^{214}Po som man populært kaller "radondøtrene". Disse vil dannes kontinuerlig i luft når radon er tilstede, men vil naturligvis avta hvis tilførselen av radon reduseres. Det er disse kortlivede datterproduktene som gir det

alt vesentligste av stråledosene til lungene og luftveiene ellers ved innånding (OECD/NEA(1983)). På grunn av de sterke egenskapene disse frie metalliske elementene har når det gjelder å bindes/knyttes til andre elementer/stoffer i omgivelsene, vil en meget betydelig andel bli borte fra luften ved å feste seg til bl.a. tak, vegger, møbler, etc. Konsentrasjonen av radondøtre vil derfor vanligvis være vesentlig lavere enn det radonkonsentrasjonen skulle tilsvare. På den annen side vil en betydelig andel av radondøtrene kunne knytte seg til partikler i luft, avhengig av partikkelkonsentrasjon og luftskiftet. Disse forhold, som kan variere fra sted til sted og over tid, vil naturligvis ha betydning dosimetrisk (James(1986)).

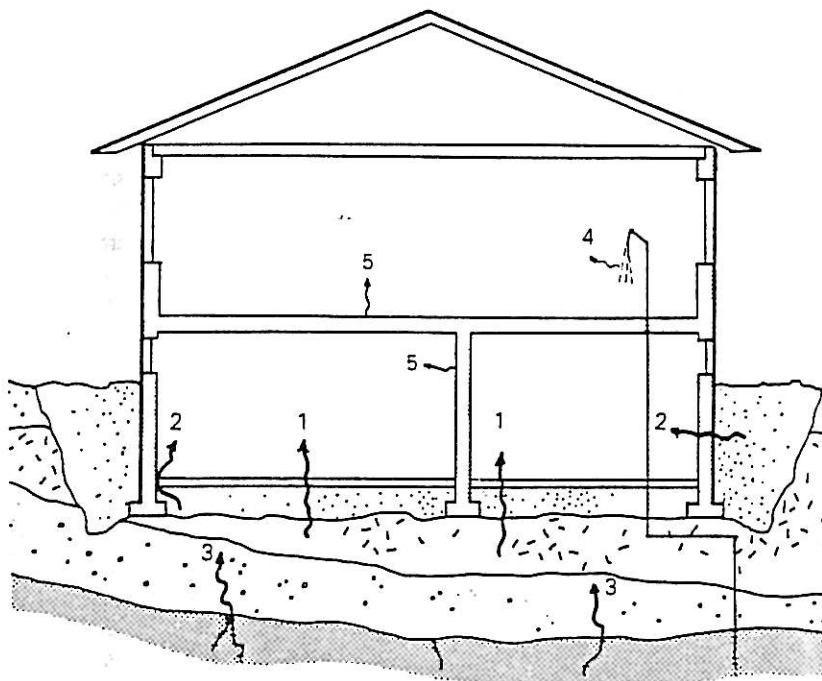
Det finnes også to andre naturlige serier; dvs. 235-U serien (actinium-serien) og 232-Th serien (thoriumserien). I begge disse seriene har vi også elementer av radon; h.h.v. 219-Rn og 220-Rn. I alt naturlig materiale er mengdeforholdet 235-U/238-U 0,72%. Dette skyldes kortere halveringstiden for 235-U (0,71 milliarder år). I tillegg til dette er også halveringstiden for 219-Rn bare 4 sekunder sammenliknet med 3,82 dager for 222-Rn. Dette medfører at bare en ubetydelig andel av den mengde 219-Rn som dannes i et materiale vil kunne frigjøres før nedbrytning til metalliske datterprodukter skjer. Disse metalliske datterproduktene har stor evne til å bindes i materialet. Konsentrasjonen av 232-Th er i de fleste materialer høyere enn konsentrasjonen av 238-U. Man skulle derfor tro at konsentrasjonene av 220-Rn, som vanligvis kaller "thoron", ville være høyere enn konsentrasjonen av 222-Rn. På tilsvarende måte som for 219-Rn er det her halveringstiden som kommer inn i bildet. Halveringstiden for thoron er bare 54 sekunder. På tilsvarende måte som for 219-Rn, men dog i noe mindre grad, gjør dette at det aller meste av den mengden thoron som dannes, i f.eks. berggrunnen, ikke vil kunne komme opp til overflaten da de fleste thoron-atomer vil brytes ned til datterprodukter ("thoron-døtre") og dermed bindes i grunnen. Selv om konsentrasjonen av thoron i luft vanligvis er mindre enn 2% av radon-konsentrasjonen er ikke stråledosene helt ubetydelige. For en gjennomsnittlig norsk enebolig, med en gjennomsnittlig radonkonsentrasjon på ca. 100 Bq/m³, utgjør bidraget fra thoron 10-15% av totaldosen. Under meget spesielle forhold hvor berggrunnen er spesielt rik på thorium kan bidraget fra thoron faktisk dominere over bidraget fra radon (Stranden & Strand (1987)).

2.0 RADONKILDER

Kildene til radon i inneluft kan i hovedsak deles inn i 3 kategorier:

- innfluks av radon fra byggegrunnen
- ekshalasjon av radon fra byggematerialer
- transport av radon via husholdningsvann

Disse kildene illustreres i figur 2.1.



Figur 2.1.

Radonkilder til inneluft. Influks av radon fra byggegrunnen er den viktigste kilden og den vanligste årsaken til forhøyede radonkonsentrasjoner i norske boliger (Stranden(1986)). For en gjennomsnittlig enebolig i Norge, hvor man har en gjennomsnittlig radonkonsentrasjon i inneluften på ca. 100 Bq/m^3 , utgjør bidraget fra byggegrunnen vanligvis nærmere 90% av totalkonsentrasjonen av radon.

For norske boliger er ekshalasjonen av radon fra byggematerialer meget sjelden årsak til forhøyede konsentrasjoner i inneluften. Dette i motsetning til Sverige hvor det tidligere var vanlig å benytte en type alunskifer-basert betong ("blåbetong") med høye radiumkonsentrasjoner. I gjennomsnitt for den norske boligmassen utgjør bidraget fra byggematerialer ca. 10% av den totale konsentrasjonen (Stranden(1986)). I de tilfeller hvor man har forhøyede konsentrasjoner er bidraget vanligvis helt ubetydelig.

De fleste boliger i Norge har sin vannforsyning fra overflatevann. Konsentrasjonene av radon i overflatevann er svært lave og gir ikke noe bidrag av betydning til radonnivået innendørs. Derimot, i de tilfeller hvor man har sin vanntilførsel fra borede brønner, spesielt i områder hvor det er store forekomster av radiumholdig granitt i berggrunnen,

vil dette kunne gi et betydelig bidrag til radonnivået i inneluften. Målinger i Norge (Lind & Strand(1990)) syner derimot at problemene med radon i vann er betydelig mindre enn i f.eks. Finland. Man skal derimot være observant i de boliger hvor man finner forhøyede radonkonsentrasjoner i inneluften og hvor man har sin vannforsyning fra lukkede brønnsystemer. Gjennom de siste årene har andelen av boligmassen som benytter grunnvann som vanntilførsel vært økende.

Radonkonsentrasjonene i utendørs luft er vanligvis mye lavere enn innendørs og vil ikke kunne gi noe bidrag av betydning til radonnivået i inneluften. I gjennomsnitt er konsentrasjonene i utendørs luft ca. 1/10 av konsentrasjonen i en gjennomsnittlig norsk enebolig.

2.1 BYGGEGRUNNEN SOM RADONKILDE

Det er en rekke forhold som er av betydning når man skal vurdere byggegrunnen som radonkilde:

- 1) Radiumkonsentrasjonen i berggrunn/jordsmonn.
- 2) Emanasjonen av radon i materialet - dvs. evnen i materialet til å kunne frigjøre radon for transport
- 3) Permeabiliteten i byggegrunnen - dvs. evnen til å transportere radon opp til overflaten.

Konsentrasjonen av radium i en prøve kan man enkelt måle ved gammaspektroskopi. Det er gjennomført en rekke slike målinger både på geologiske prøver og byggematerialer i Norge og i de andre nordiske land (Castren et.al.(1983), Strand (1987)). I tabell 1 er det vist en oversikt over typiske radiumkonsentrasjoner i forskjellige geologiske prøver. Denne viser at det kan være meget store variasjoner i radiuminnhold både mellom forskjellige materialer og innenfor samme kategori som f.eks. for granitt. Konsentrasjonene av radium i berggrunn og jordsmonn er i gjennomsnitt mellom 25-50 Bq/m³.

Tabell 2.1.

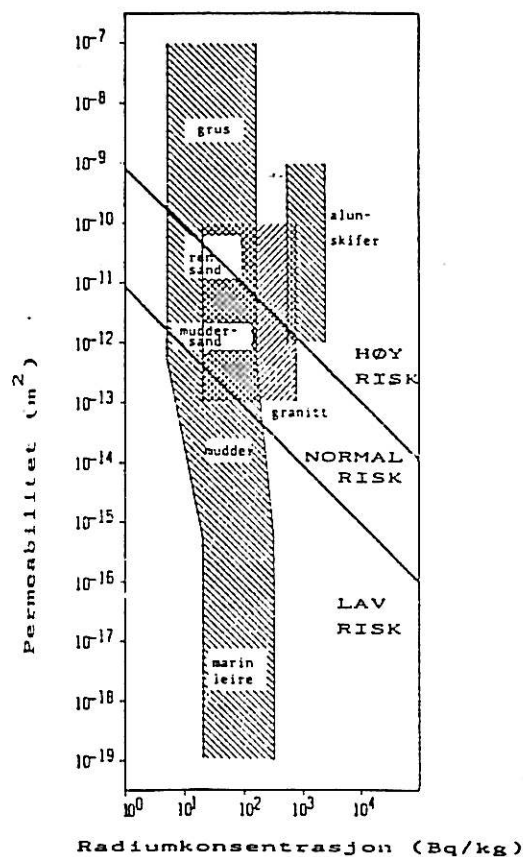
Typiske radiumkonsentrasjoner i noen forskjellige geologiske materialer (Strand(1987)).

Geologisk materiale	226-Ra (Bq/kg)
Gneis	20 - 100
Leirskifer	10 - 100
Granitt	10 - 100
Alun-skifer 1)	100 - 500
2)	500 - 5000

1) Fra midtre kambrium

2) Fra øvre kambrium til lavere ordovicium

Vurderingene av byggegrunnen som "radonkilde" er derimot ikke bare knyttet til radiumkonsentrasjonen. Selv om radiumkonsentrasjonen i byggegrunnen er lav, kan man likevel ha et område med noe forhøyet risiko for et radonproblem. Dette i de tilfeller hvor både radonemansjonen i det geologiske materialet og permeabiliteten i byggegrunnen er høye. Som vist i figur 2.2 kan dette bl.a. gjelde områder med store grusforekomster. I slike områder kan man ha høy ekshalasjon fra byggegrunnen selv om radiumkonsentrasjonen i materialet gjennomgående er lav. Figur 2.2 illustrerer også at områder med forekomster av alunskifer generelt sett er høyrisiko-områder.



Figur 2.2.
Klassifikasjon av byggegrunn m.h.t. risiko for et radonproblemområde
(Stranden, et.al.(1985))

Selv om byggegrunnen i et område generelt sett kan klassifiseres som et høyrisiko-område behøver ikke dette bety at boligen(e) nødvendigvis har forhøyede konsentrasjoner av radon i inneluften. Byggetekniske forhold, særlig knyttet til konstruksjonen mot grunnen og grunnmur, vil ofte ha en avgjørende betydning i denne sammenheng. Utettheter i grunnmur/sålekonstruksjon, som kan gi "gode" innstrømningveier for radon fra byggegrunnen, er ofte hovedårsak til forhøyede radonkonsentrasjoner i boligen.

2.2 RADON I NORSKE BOLIGER

I perioden 1984-86 ble det gjort et omfattende kartleggingsarbeide av radon i norske boliger (Stranden(1986), Strand et.al.(1988)). I totalt ca. 1600 boliger, fordelt på 79 kommuner fra forskjellige steder rundt omkring i landet, ble midlere radonkonsentrasjon på årsbasis anslått ut fra passive dosimeter-målinger i fyringssesongen. Det ble gjort målinger på to steder i hver bolig; dvs. stue/dagligstue og ett soverom. På bakgrunn av dette materialet ble årsmiddelverdi i radonkonsentrasjon for norske boliger estimert til ca. 100 Bq/m³. Nærmere 10% av boligene ble funnet å ha radonkonsentrasjoner over 200 Bq/m³ mens rundt 1% hadde konsentrasjoner over 800 Bq/m³. De høyeste konsentrasjonene ble funnet i områder med store forekomster av alunskifer. I enkeltboliger på alunskifer-grunn ble det målt konsentrasjoner av radon på opp mot 25 000 Bq/m³. I "Oslo-feltet" (fra Hamar i nord til Larvik i sør) er det spredte forekomster av alunskifer med de største enkeltområdene i Hamardistriktet. I dette området er det gjennom årene blitt gjennomført en rekke mer detaljerte kartlegginger og vurderinger av de strålehygieniske sidene ved radoneksponering i boliger (Stranden et.al.(1985), Stranden & Strand (1988)). Det er derimot ikke bare områder hvor man har forekomster av alunskifer som har en overfrekvens av boliger med forhøyede konsentrasjoner. Boligområder på granitt eller store forekomster av løsmasser kan også vise seg å være typiske høyrisiko-områder.

En mer omfattende kartlegging, som omfatter alle kommuner i Norge, er under avslutning. Denne omfatter målinger i totalt ca. 7500 tilfeldig utvalgte boliger (Stranden et.al.(1988)). De foreløpige resultatene fra denne studien (Strand et.al.(1990) synes å vise at radonkonsentrasjonene generelt sett er noe lavere enn resultatene fra den tidligere studien.

3.0 MÅLEMETODER

Kapittel 3 inneholder korfattede beskrivelser av måleteknikkene som er benyttet i prosjektet. For mer detaljerte beskrivelser henvises til referansene i litteraturlisten.

3.1 RADON

Radonkonsentrasjonen i et boligrom kan variere betydelig over tid. Dette skyldes variasjon i en rekke faktorer (temperatur, trykk, vindforhold etc.) som har betydning for influks og utlufting av radongass. Dette illustreres i figur 3.1.

Det finnes i dag en rekke metoder for måling av radon og radondøttre i innendørs atmosfære. Variasjonene i radon- konsentrasjon over tid, både kort- og langtidsvariasjonene, setter visse krav til de målemetodene som skal benyttes.

De metoder som er benyttet i dette prosjektet, kan deles inn i følgende kategorier :

- kontinuerlige målinger
- integrerende målinger
- øyeblikksmålinger

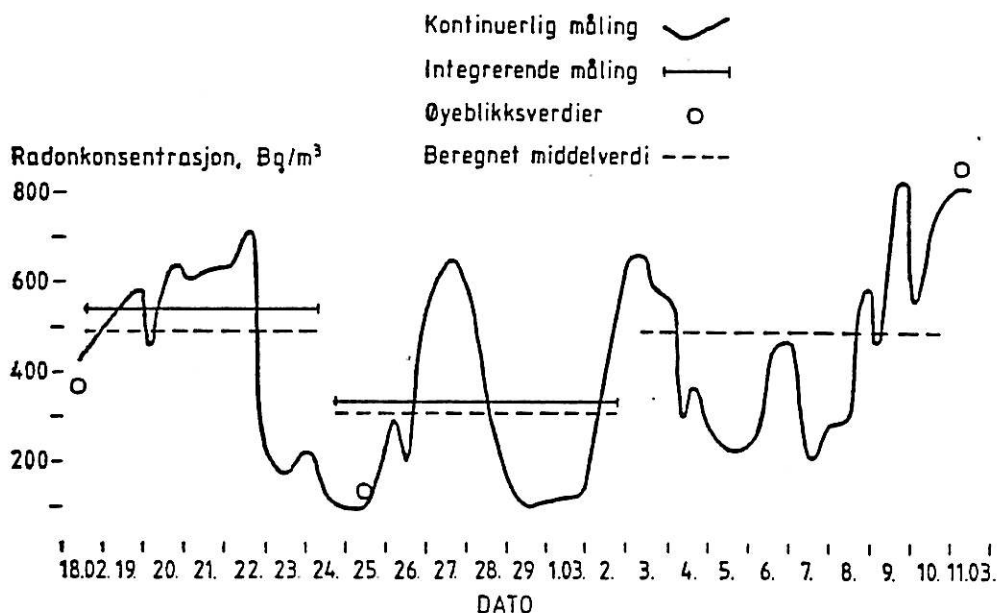
Ved kontinuerlige målemetoder vil man i tillegg til en gjennomsnittsverdi også få informasjon om variasjonene i radonkonsentrasjon over tiden. Man kan benytte slike målinger for å måle effekten av å variere forskjellige fysiske parametere av potensiell betydning. Likevel må selv kontinuerlige målinger gjøres over et lengre tidsrom, f.eks. noen dager, for å kunne benyttes til å estimere årsmiddelverdi i radonkonsentrasjon. I helserisikovurderinger er det nettopp radonkonsentrasjonen over lang tid som er den relevante eksponeringsparameter. Kontinuerlige målinger blir både for dyre og upraktiske til å kunne benyttes i stor skala.

I rutinemessige boligundersøkelser benyttes derfor utelukkende integrerende målemetoder basert på passive detektorer, såkalte "dosimetre". Slike detektorer gir bare informasjon om midlere radonkonsentrasjon over eksponeringstiden. På grunnlag av måleresultatene kan man så igjen estimere midlere radonkonsentrasjon over et lengre tidsrom. Evnen til å kunne gjøre dette vil bl.a. være avhengig av eksponeringstiden. Ved å benytte en målemetode med meget kort eksponeringstid (f.eks. 2-3 dager) vil man kunne stå i fare for å gjøre direkte feilvurderinger bl.a. når det gjelder å vurdere behov for eventuelle mottiltak.

Det finnes en rekke forskjellige passive metoder for måling av radon i inneluft. De mest benyttede teknikkene er basert på aktivt kull, TLD i aktivt kull, TLD i elektrisk felt, åpen sporfilm og sporfilm med diffusjonskammer. En omfattende vurdering av disse metodene er foretatt i rapporten " En vurdering av passive metoder for måling av radon i boliger fra Statens institutt for strålehygiene " (Strand et. al. 1989).

Statens institutt for strålehygiene har gitt ut retningslinjer for hvordan målinger i inneluft bør gjøres (SIS (1989)). I disse retningslinjene settes det bl.a. visse minimumskrav til integrasjonstid/ eksponeringstid (minimum 7 dager) for at måleresultatene skal kunne benyttes som vurderingsgrunnlag for eventuelle mottiltak.

Øyeblikksmålinger gir en verdi for radonkonsentrasjonen i et boligrom på et gitt tidspunkt. Dersom det gjøres øyeblikksmålinger på flere punkter i boligen på samme tidspunkt, vil man kunne foreta en viss kartlegging av variasjonene i radonkonsentrasjon i ulike deler av boligen. Slike målinger vil som nevnt ikke kunne benyttes for å estimere midlere radonkonsentrasjon over lang tid.



Figur 3.1

Radonkonsentrasjonen målt på tre forskjellige måter. Kontinuerlige målinger med åpent ionisasjonskammer viser typisk variasjon i radonkonsentrasjon over tid.

3.1.1 Kontinuerlige målinger

Benyttet apparatur : EDA WLM-30 / NUCLETRON

Dette er et instrument som måler direkte på radonproduktene ved alfaspektroskopi. Radondøtre suges inn på et filter som ligger nær opp til en halvlederdetektor. Apparaturen kan programmeres til å utføre de ønskede operasjoner og avleses via en PC.

Instrumentet kan gi diagramutskrift av kontinuerlige målinger over lang tid. En kan dermed registrere hvordan radonkonsentrasjon (beregnet utfra konsentrasjon av 218-Po i luft), radondatterkonsentrasjon og likevektsforholdene varierer i en målesituasjon over timer, dager og uker.

Usikkerhet i målingene antas å ligge innenfor +/- 10 % på et 95 % konfidensnivå.

3.1.2 Integrerende målinger

Passive målemetoder gir et mål for midlere radonkonsentrasjon over eksponeringstiden, men gir ingen mulighet for å registrere hvordan konsentrasjonen har variert over måletidsrommet.

De passive metodene har mange fordeler fremfor de aktive. Detektorene kan lages billige, er vanligvis små, lette, er enkle i bruk og trenger i de aller fleste tilfeller ingen strømtilførsel. Størrelse og vekt gjør at man enkelt kan distribuere detektorene f.eks. via postforsendelse.

Benyttet detektor : " ETB-dosimeter " som er basert på en kombinasjon av aktivt kull og TLD (termoluminiscensdetektor). (Stranden et. al.(1984)).

Metoden baserer seg på passiv adsorpsjon av radon fra luften i aktivt kull. Radonatomer kan adsorberes til overflaten av aktivt kull via van der Waalske bindinger. Det dannes videre kontinuerlig datterprodukter av radon ved radioaktiv nedbrytning. De kortlivede radondøtrene ^{214}Pb og ^{214}Bi er betaemittere og eksponerer kontinuerlig TL-detektoren som er plassert midt i kullet. Som TL-materiale benyttes vanligvis $\text{CaF}_2:\text{Dy}$ (TLD-200) fra Harshaw.

For å kunne korrigere for det bidraget man får til TL-krystallen fra ekstern bakgrunnstråling, har man også en krystall utenfor kullet, vanligvis i lokket på beholderen.

I rutinemessige målinger benyttes vanligvis en integrasjonstid på mellom 7-10 dager. Man vil derfor i stor grad kunne midle ut de korttids-variasjoner man vanligvis har i en realistisk målesituasjon. Forutsatt relativt moderate betingelser m.h.t. fuktighet og temperatur vil usikkerheten i en enkeltmåling vanligvis være mindre enn 15% på et 95% konfidensnivå. Ved radonkonsentrasjoner under 50 Bq/m^3 vil usikkerheten i enkeltmåling øke betydelig da differansen i TL-signalet mellom krystallen i og utenfor kullet i absoluttverdi vil bli vesentlig mindre enn bidraget fra bakgrunnen. Under vanlige betingelser antas minste detekterbare grense med metoden å ligge på ca. 20 Bq/m^3 .

I de boligene som er med i prosjektet, er det tilsammen foretatt ca. 300 enkeltmålinger med ETB-dosimetre.

3.1.3 Øyeblikksmålinger

Benyttet apparatur : EDA / RDA-200

Ved hjelp av dette instrumentet kan man ved grab-sampling gjøre øyeblikksmålinger av radon i luft, samt målinger av radondøtre og fri fraksjon av radondøtre via filter/gitter-målinger. (Stranden & Berteig (1982)).

I prosjektet ble instrumentet bare benyttet for måling av radon i luft med det formål å kartlegge radonkilder og innstrømningsveier. Slike målinger gjøres ved å suge radon fra luften gjennom et filter og inn i et kammer (volum 150 ml), som er belagt på innsiden med et tynt belegg av ZnS. Dette belegget scintillerer når det blir truffet av alfa-partikler som dannes ved radioaktiv nedbrytning av radon og radondøtre. Ved å filtrere luften unngår man at partikler/forurensning og radondøtre i luft blir sugd inn i kammeret. Avlesningsenheten består av en meget følsom fotomultiplikator som ved avlesning omdanner lyssignaler til elektriske impulser.

Hovedfordelen med denne måleteknikken er at man raskt og effektivt kan gjøre et stort antall målinger ved å benytte flere kammere. Vanligvis benyttes en samplingtid på 10 minutter. For at likevekt mellom radon og radondøtre skal kunne dannes i kammeret må man derimot vente minimum 2 timer før avlesning kan skje.

I prosjektet ga slike målinger særlig nyttig informasjon ved å ta prøver i og rundt rørgjennomføringer i kjellergulv og i lettklinkvegger. Øyeblikksmålinger egner seg naturligvis ikke for generell vurdering av radonnivået i boligrom. Dette på grunn av de store korttidsvariasjonene i radonkonsentrasjon som man vanligvis har.

Usikkerheten i enkeltmåling antas å ligge innenfor +/- 20 % på et 95 % konfidensnivå.

3.2 MÅLING AV ANDRE PARAMETRE

Radonkonsentrasjonen varierer som funksjon av en rekke parametre. For sikrere å kunne beskrive et tiltaks virkning har vi noen hus også målt luftskiftet, trykkforskjeller, temperaturer, vind-hastighet og retning.

3.2.1 Luftskiftet

Luftskiftet i bygninger er avhengig av flere parametre:

- type av ventilasjonssystem
- tettheten av bygningen
- klimapåkjenning
- bruken av bygningen

Vi har benyttet en såkalt sporgassmetode for for å måle det faktiske luftskiftet i bygningene. Metoden går ut på å holde konsentrasjonen av en sporgass konstant i måleperioden i bygningen vi måler. Mengden av gass blir direkte proporsjonal med luftskiftet i bygningen. En økning av luftskiftet medfører at doseringsgraden også må øke, og motsatt når luftskiftet reduseres. Gassen vi har benyttet er svovelheksafluorid SF_6 . Den har en yrkeshygienisk grenseverdi på 1000 ppm mens vi holder konsentrasjonen på 5.0 ppm.

Målemetoden krever kontinuerlige registreringer av doseringsmengder og gasskonsentrasjon i målesonene. Målingene styres av en PC.

Måleutstyret som er benyttet, utfører uavhengige målinger i inntil 10 forskjellige målesoner. Utstyrets nøyaktighet er testet med kontrollerte luftmengder i laboratoriet og usikkerheten ligger godt innenfor ± 10 %.

Målingen foregår automatisk og alle registreringer og beregningsdata overføres til en lagringsdiskett i datamaskinen. Måling av trykk, temperatur, vindretning, vindhastighet og relativ fuktighet foregår parallelt med luftskiftmålingene.

Måleutstyret utfører beregninger av luftskifte og registreringer av alle analoge data for hvert 3. minutt. Det er dermed mulig å trekke klare sammenhenger mellom endringer i de analoge data og endringer i luftskiftet.

Det er i prinsippet ingen begrensninger i lengden av måleperioden. I prosjektet har vi utført luftskitemålinger i hus nr 38 og 40. I begge husene var det meningen å utføre målinger både før og etter at tiltaket var satt i verk. Hus nr 38 ble valgt til å være med i prosjektet på grunnlag av en radonmåling utført av et privat firma. Vi skulle derfor gjøre en utvidet måling med luftskifte, trykkforhold etc. sammen med radonmålinger før tiltak. Ved analysing av måleresultater etter 1. måleperiode viste det seg at det ikke var forhøyede konsentrasjoner i dette huset slik det ikke var nødvendig med noe tiltak og heller ikke med en ny runde med omfattende målinger. I hus nr. 40 ble de omfattende målinger kjørt i ca 2 uker før og etter tiltaket ble satt i verk.

Det var fra starten av prosjektet meningen å gjøre kontinuerlige radonmålinger parallelt med luftskiftemålingene. Dette mislyktes fordi utstyret som ble innkjøpt ikke funksjonerte som forutsatt. Vi har imidlertid utført integrerende målinger over de samme perioder.

3.2.2 Trykkforskjeller

Trykkforskjeller er fortrinnsvis målt over alle fasadene i bygningene og dessuten også mellom målesoner i enkelte tilfeller. Vi har også i hus nr. 40 kontinuerlig målt trykkforskjellen mellom kjelleren og grunnen under kjellergolvet. Undertrykk inne i forhold til ute skal fremkomme som negative tall. Trykkmålene tilkobles direkte til sporgassmålestasjonen. Hver trykkmåler er blitt kalibrert mot faste innganger i stasjonen. Måleområdet er 0 - ± 100 Pa.

3.2.3 Temperaturer

Temperaturdifferansen mellom ute- og inneluften har vesentlig betydning for trykkforskjellen over konstruksjonene mot grunnen og derfor også innstrømningen av radon. Trykkforskjellen påvirker også selvfølgelig infiltrasjonen av uteluft. Målinger av temperaturer er blitt gjennomført med termoelementer tilkoblet sporgassmålestasjonen. Hvert termoelement er blitt kalibrert mot faste innganger i målestasjonen. Inne i bygningen er det utført målinger i flere soner og dessuten i alle etasjene hvor det samtidig måles luftskifte.

3.2.4 Relativ luftfuktighet

Luftfuktighet inngår direkte som parameter i luftskifteberegningene. Den blir målt kontinuerlig i alle soner.

3.2.5 Vindhastighet

Vind er den klimafaktoren som betyr mest for infiltrasjonen. Vindmåleren er i de fleste av tilfellene plassert på egen mast i ca. 10 m høyde over bakkenivå og minimum 10 m fra bygningen. Både vindmåler og vindretningsmåler kobles direkte inn på sporgassmålestasjonen.

3.2.6 Bygningers lufttetthet

Byggeforskriftene setter krav til lufttetthet i bygninger, formulert som en øvre tillatt grense for samlet luftlekkasje målt ved 50 Pa trykkforskjell over konstruksjonen.

Beskrivelse og krav til utførelse av målingen er gitt i Norsk Standard INSTA 130 Bygningers lufttetthet. Prøvingsmetode (1988).

Bygningen eller deler av denne settes under henholdsvis over- og undertrykk ved hjelp av en vifte som kan turtallreguleres. Viften er montert inn i ramme som slutter tett mot en ytterdørkarm eller annen åpning i bygget. Samtidig som trykkforskjellen over konstruksjonen registreres, måles den luftmengden som går gjennom viften. Samme luftmengde som passerer viften, må gå gjennom utetthetene i målevolumet. Lufttetthet er bare målt i de to husene der vi har målt luftskiftet, dvs. i hus nr. 38 og 40.

3.2.7 Termografering

Ved termografering eller varmefotografering kan man "se" temperaturforskjeller på overflater. Utstyret benyttes til å finne utettheter i konstruksjonene, kuldebroer og andre partier med nedsatt esolasjonsevne. Lekkasje gjennom konstruksjonen mot grunnen var imidlertid for små til å oppdages med et termograferingskamera.

4.0 TILTAK FOR Å REDUSERE RADONKONSENTRASJONEN INNENDØRS

I det følgende er det vist de forskjellige prinsipper for å redusere radonkonsentrasjonen innendørs. Siden radon i norske bygninger svært sjelden kommer fra bygningsmaterialer, men fra grunnen under og rundt bygningene, vil tiltakene nødvendigvis måtte konsentreres om konstruksjonene mot grunnen. Årsaken til de forhøyede radonkonsentrasjoner i alle hus som har vært med i dette prosjektet, bortsett fra ett, har vært radon fra grunnen. I det siste var det vann fra en boret brønn i fjell.

Prinsippielt er det fire forskjellige måter å redusere radonkonsentrasjonen innendørs på:

1. Utskifting av radonavgivende grunn
2. Tetting av konstruksjonene mot grunnen
3. Endring av trykkforskjellene over konstruksjonene
4. Forbedret ventilasjon i huset

Det er selvfølgelig også aktuelt å kombinere disse løsningene.

Når vi skulle vurdere de aktuelle tiltakene i de forskjellige husene, har vi alltid vurdert en "passiv løsning" først. Med en passiv løsning menes et tiltak som ikke krever energi for å virke og normalt heller ikke noen form for vedlikehold. Det betyr at det er større mulighet for at et slikt tiltak varer i hele husets levetid. De aktive løsningene krever også mer vedlikehold og vanligvis også et større energiforbruk.

4.1 UTSKIFTING AV RADONAVGIVENDE GRUNN

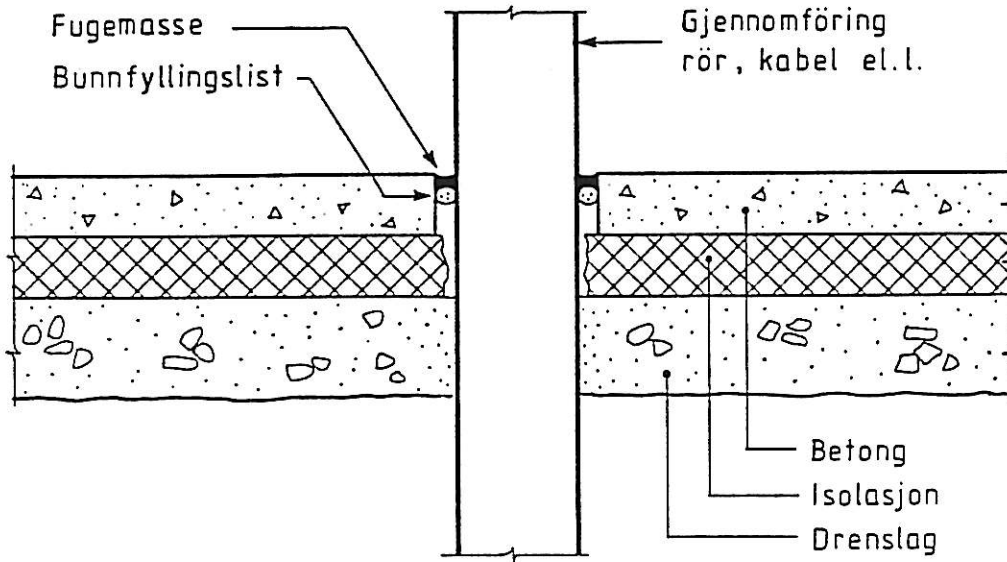
For eksisterende bygninger er denne løsningen i de fleste tilfeller både teknisk og økonomisk uakseptabel. Situasjonen er imidlertid en annen hvis man må grave opp rundt grunnmuren av andre årsaker, f.eks. for å forbedre dreneringen. Radiumholdige masser bør da skiftes ut.

4.2 TETTING AV KONSTRUKSJONENE MOT GRUNNEN

Konstruksjoner mot grunnen kan slippe igjennom radonholdig luft fra grunnen - enten på grunn av at materialene er gjennomtrengelige eller ved sprekker og dårlige tilslutningsdetaljer.

4.2.1 Tetting av betonggolv

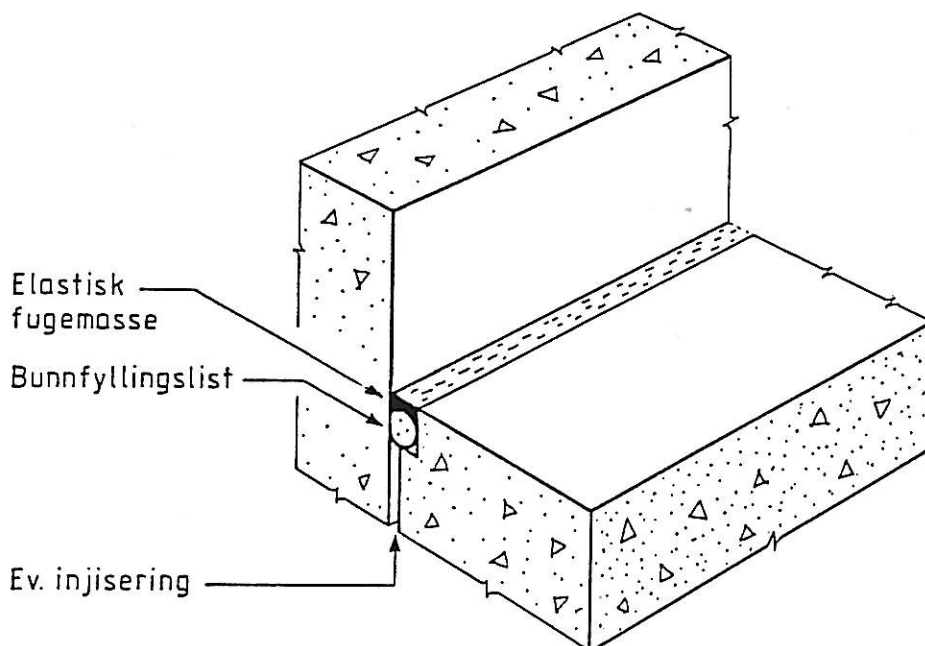
Lekkasjer kan forekomme gjennom sprekker i betongen, ved gjennomføringer og ved tilslutninger til andre bygningsdeler. Rundt gjennomføringer av f.eks. vann- og avløpsrør kan dårlige tilslutninger tettes med fugemasse som kan ta opp bevegelser, se fig 4.1.



Figur 4.1

Tetting rundt gjennomføringer i kjellergolv. Det er viktig at heftflatene er rene før fugemassen påføres.

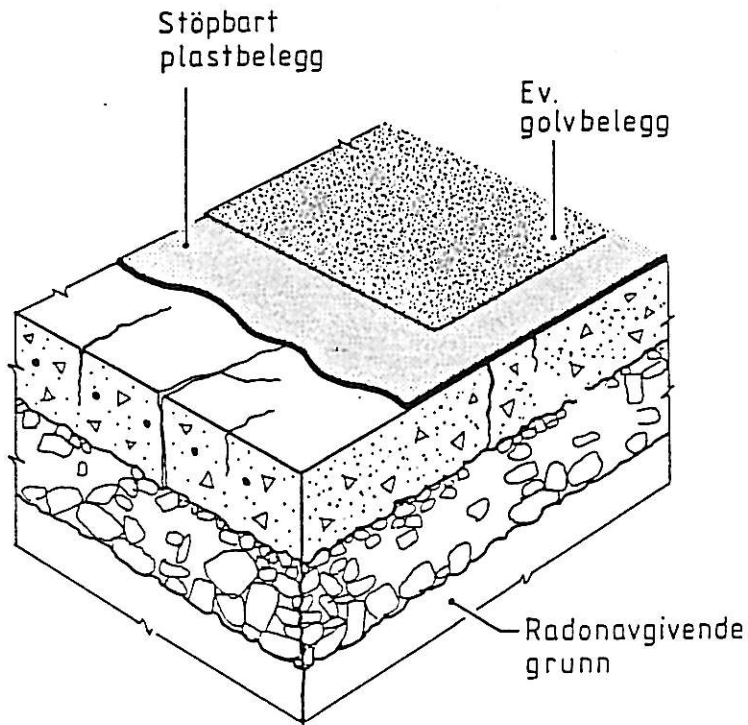
Sprekker ved støpeskjøter og tilslutninger til andre bygningsdeler kan telles ved å injisere f.eks. epoksyplast og ev. ved å bruke fugemasse, se fig. 4.2



Figur 4.2

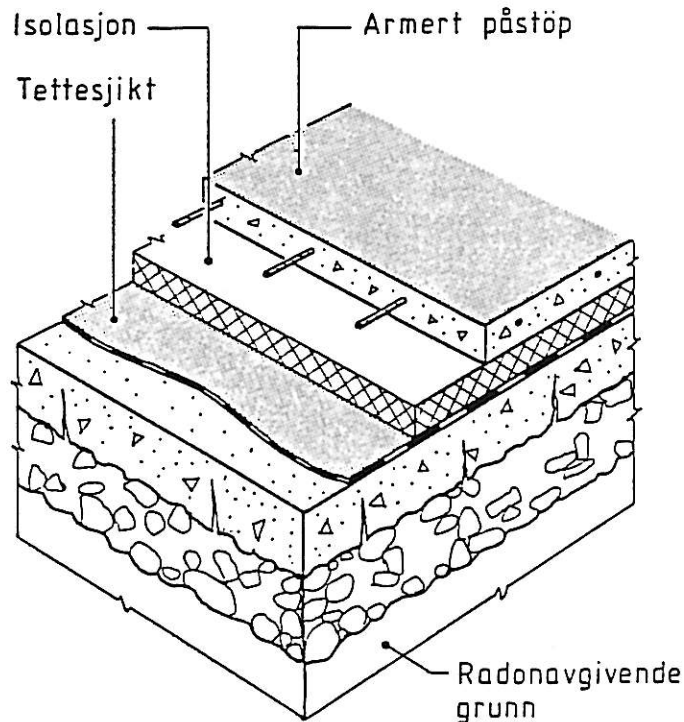
Tetting av fuge

Sprekker i betongen pga. svinn og setninger kan være små, men likevel slippe igjennom luft fra grunnen. Slike sprekker kan tettes ved å legge på et tett belegg eller en membran med påstøp, se fig. 4.3 og 4.4.



Figur 4.3

Tetting av golv ved å støpe ut plastbelegg Tiltaket kan være svært effektivt der man har få skillevegger til hinder for et sammenhengende belegg.



Figur 4.4

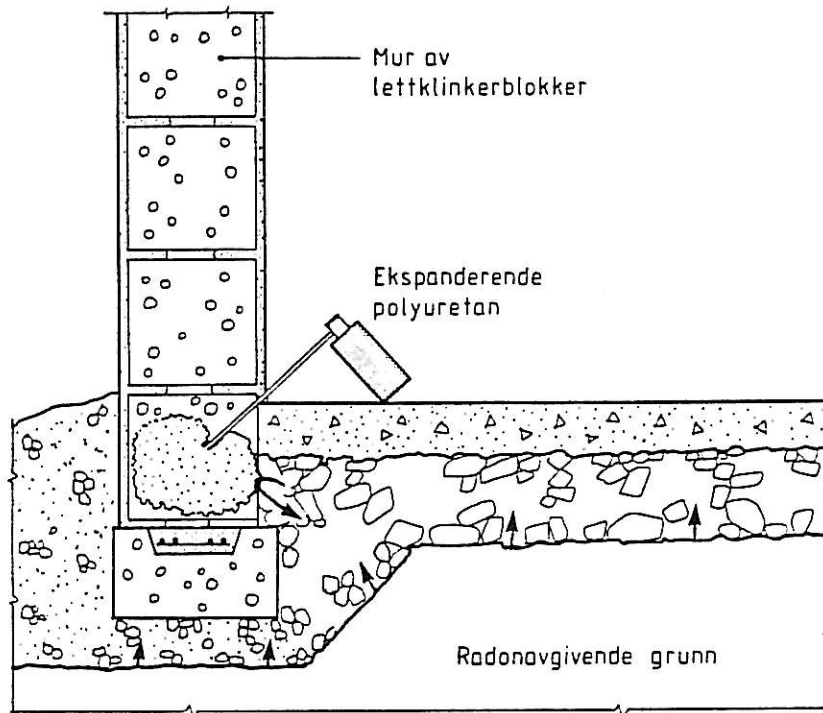
Ved tilleggsisolering kan man legge ut en membran i form av en asfaltmatte eller folie.

4.2.2 Tetting av kjellervegger mot grunnen

Kjelleryttervegger av betong er som regel svært tette, mens betonghullblokker kan ha noe lekkasjer. Lettklinkerblokker er i utgangspunktet svært gjennomtrengelige. For å tette godt mot luft fra grunnen, er det viktig at yttervegger av lettklinker er pusset på begge sider. Også innvendige lettklinkervegger som er fundamentert på såleblokker, kan transportere store mengder radon inn i bygningene hvis veggene ikke er pusset. Alle flater må forsegles ved pussing, vær spesielt oppmerksom i forbindelse med åpninger og materialoverganger.

For å forbedre tettheten ytterligere kan pussene males med en tett maling, f.eks. epoxymaling eller en klor-kautsjukmaling. I spesielle tilfeller, der radonkonsentrasjonen er svært høy, kan tettheten forbedres ytterligere med to lag tjæreepoxy. Følg forsiktighetsreglene nøye ved påføring.

Det kan også være aktuelt å tette veggen ved å bore hull og sprøyte polyuretanskum inn i veggen, se fig. 4.5.

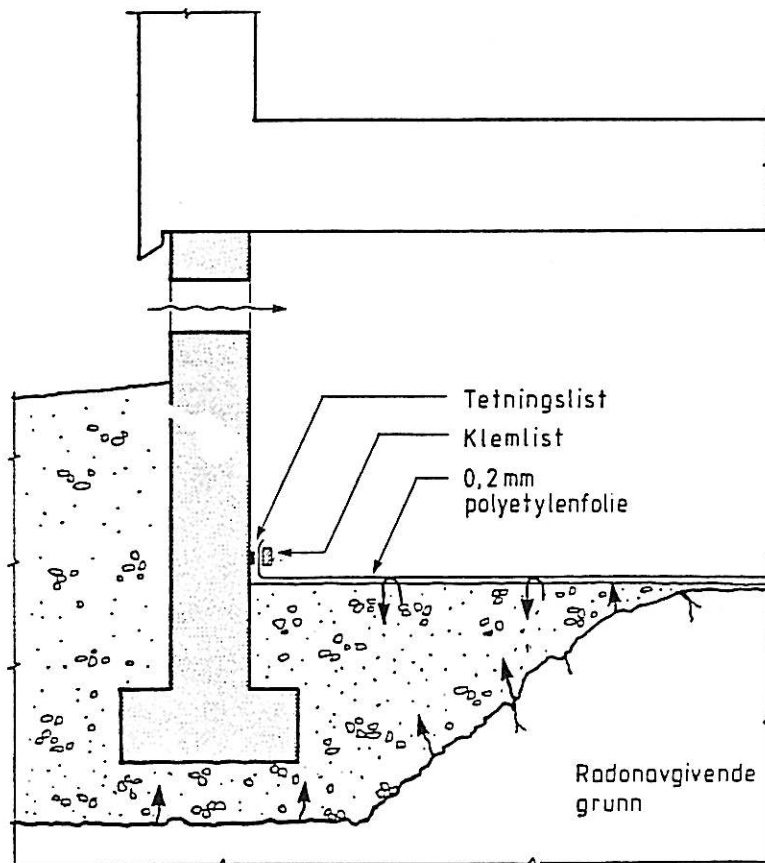


Figur 4.5

Transport av radon fra såleblokk til vegg kan stoppes effektivt ved å spraye inn polyuretanskumm. Det bør bores hull med 100 mm avstand inn til midten av blokkene. Hullene proppes igjen umiddelbart etter innsprøyting.

4.2.3 Bjelkelag over kryperom

Bjelkelag kan tettes på undersiden ved hjelp av en vindtett papp eller plater som klemmes godt i alle skjøter og tilslutninger. Der bakken i kryperommet er relativt plan, kan en legge ut en membran, f.eks. en polyetylenfolie, som stopper transporten av gass opp fra bakken. Membranen må klemmes godt mot veggene ved hjelp av lekter og tetningslister, se fig. 4.6. Vinterstid kan det danne seg kondensvann på ytterveggene. Dette vannet må dreneres ut ved at man f.eks. lager små hull i folien på de laveste stedene. Metoden egner seg godt i kombinasjon med ev. trykkendring eller bedret ventilasjon av kryperommet.



Figur 4.6

I kryperom kan en 0.2mm folie legges ut og klemmes mot veggene med lekter og tetningslister av en bestandig gummi (f.eks. neoprene, silicone eller EPDM).

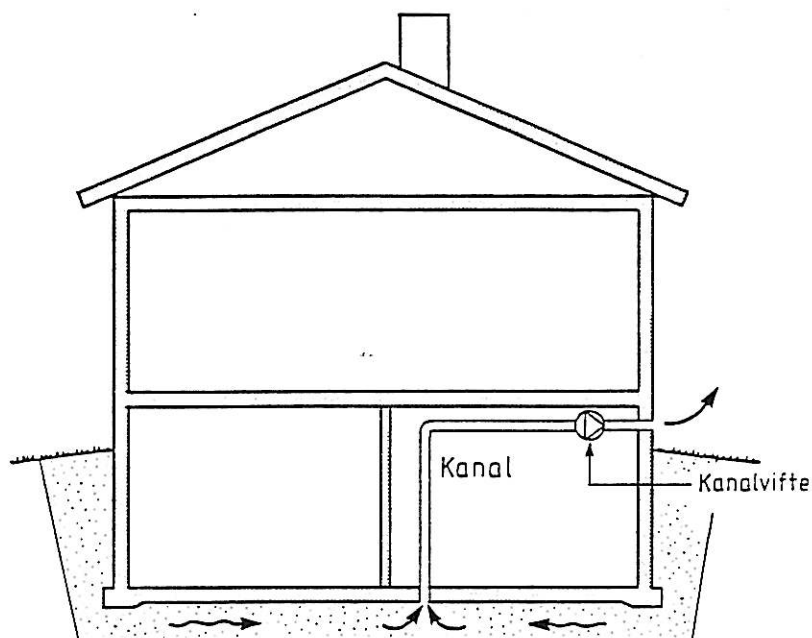
4.3 TRYKKENDRING OVER KONSTRUKSJONEN MOT GRUNNEN

For å få transport av radon inn i en bygning, må det i tillegg til utettheter være et lavere trykk på innsiden av konstruksjonene mot grunnen enn på utsiden. En slik trykkforskjell oppstår gjerne som følge av termiske drivkrefter (skorsteinseffekten), vind eller mekanisk avtrekk. For å snu denne trykkforskjellen, kan man benytte to forskjellige metoder. Enten kan trykket inne i bygningen endres, eller så kan trykket i grunnen endres. Trykkendringer inne i bygningen henger nøye sammen med ventilasjon av bygningen og vil bli behandlet i kap. 4.4.

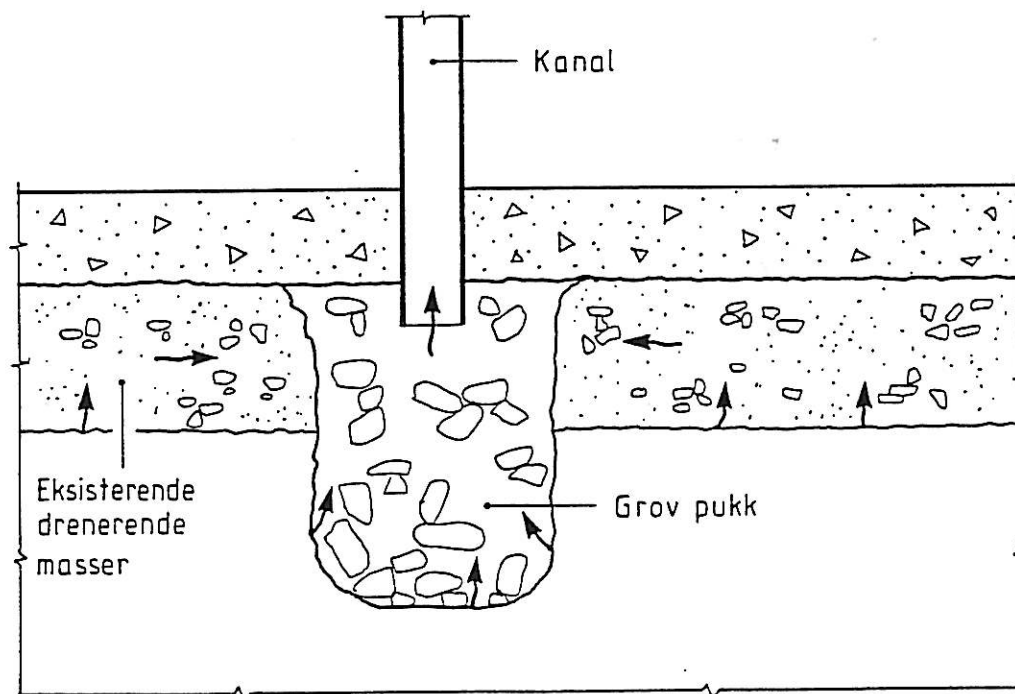
4.3.1 Golv på grunnen

Der det er gjennomtrengelige masser i grunnen, er det nokså enkelt å snu denne trykkforskjellen over konstruksjonene mot grunnen. Prinsippet består i å suge luft fra grunnen slik at det etableres et undertrykk i grunnen i forhold til innvendig i bygningen. En metode er å bore ett eller flere hull i golvet og plassere kanaler i disse. Kanalene kobles til en vifte som suger luften fra grunnen og ut i det

fri, se fig. 4.7. Antall hull må være tilpasset viftens kapasitet og grunnens gjennomtrengelighet. Hvis det er lite gjennomtrengelige masser under huset, bør man erstatte mest mulig av massene rundt kanalinntaket med grov pukk eller løs lettklinker, se fig. 4.8. For en grunnflate på 100 m² bør viften kunne suge ca. 150 m³/h ved en trykkforskjell på ca. 150 Pa. En vifte på 50 - 75 W kan vanligvis klare dette.

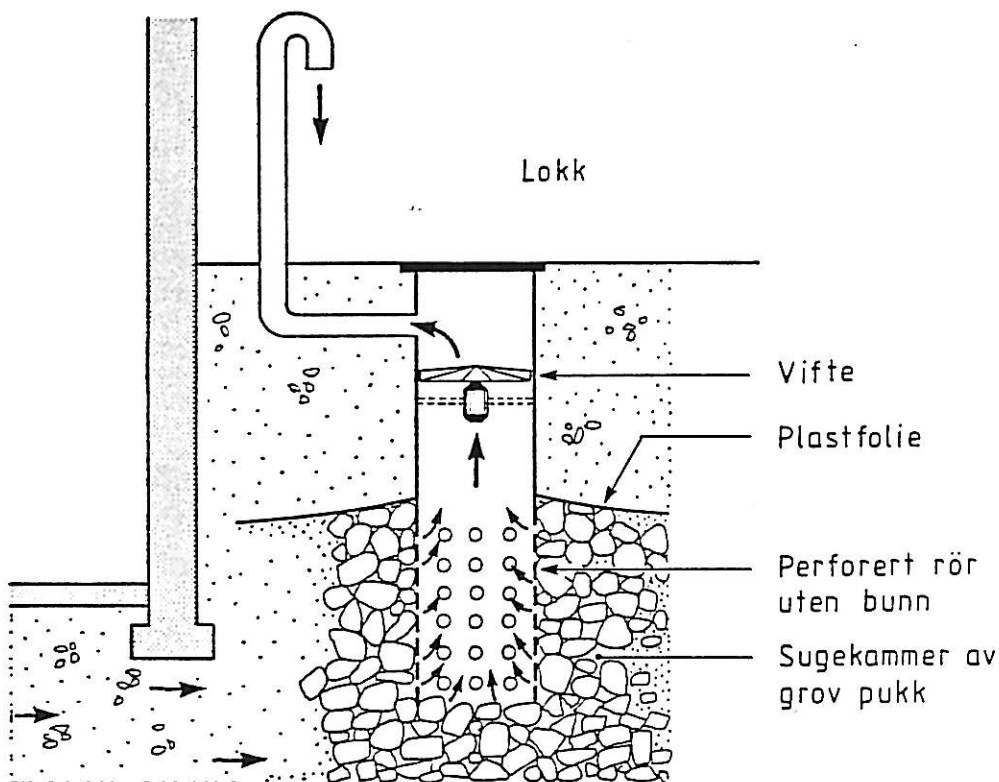


Figur 4.7
Endring av trykket i grunnen.



Figur 4.8
Det er viktig med gjennomtrengelige masser under kanalinntaket

En del av den luften som suges opp kan også være uteluft som trekkes ned langs bygningens yttervegger. Om vinteren kan dette føre til at veggene blir avkjølt. Det er derfor viktig å utvise forsiktighet, spesielt der huset står på telefarlig grunn og der vann- og avløpsledninger ligger utsatt. Tilsvarende prinsipp kan benyttes ved å grave en såkalt radonbrønn på utsiden av huset. Brønnen bør gå ned til samme nivå som drenslaget under huset, se fig. 4.9. Nødvendig viftekapasitet vil her anslagsvis være 600 m³/h ved en trykkforskjell på ca 300 Pa. Fordelen med denne metoden er at dersom massene er gjennomtrengelige, kan man redusere radonkonsentrasjonen i flere hus samtidig med én brønn.

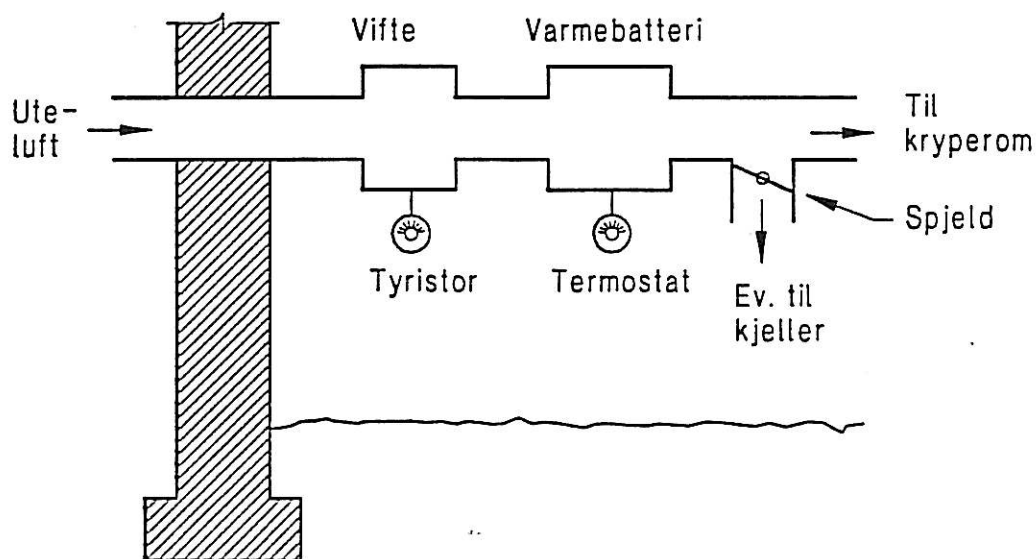


Figur 4.9

Utforming av utvendig radonbrønn Viften reguleres med en tyristor til ønsket trykkforhold er oppnådd. Man må være oppmerksom på faren for å trekke for mye kald luft ned langs kjellerveggen.

4.3.2 Bygninger med kryperom

Det kan etableres et overtrykk i kryperommet ved å blåse inn uteluft, se fig. 4.10. Det er viktig å undersøke om det er nødvendig å blåse inn forvarmet luft for å unngå at det oppstår frostska-der på vannrør og fundamenter.



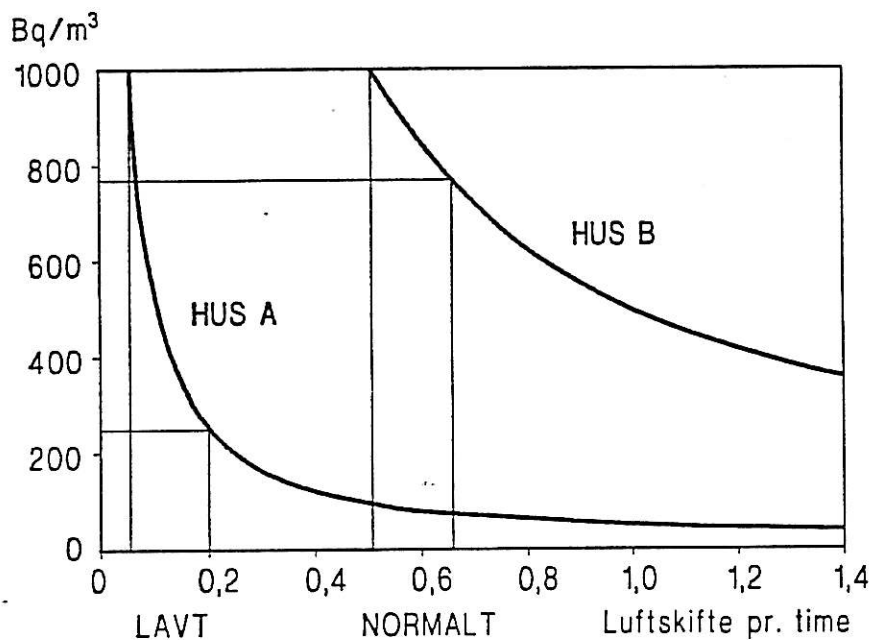
Figur 4.10

Ved å etablere et overtrykk i kryperommet vil man få en lavere ekshalasjon fra grunnen. Når man innstiller vifte og varmbatteri, må man ta hensyn til ev. frostsikring av vannrør og fundamenter. Andre ventiler og åpninger til kryperommet må stenges og tettes.

4.4 FORBEDRET VENTILASJON AV BYGNINGEN

Når radon først er kommet inn i bygningen, er det en mulighet å forbedre ventilasjonen for å redusere radonkonsentrasjonen. Et balansert ventilasjonsanlegg kan her også bidra til å redusere undertrykket innendørs, slik at det strømmer inn mindre radon. Ved bruk av et slikt anlegg har man også muligheten til å gjenvinne varmen fra avtrekksluften.

Luftskiftet har stor betydning for effekten av et forbedret ventilasjonsanlegg, se fig. 4.11. Har man en normalt god ventilasjon med et luftskifte på 0,5 - 0,7 oms/h, gir det liten effekt å øke ventilasjonen ytterligere. Er imidlertid ventilasjonen dårlig (luftskifte på 0,1 - 0,2 oms/h), vil en kunne redusere radonkonsentrasjonen vesentlig ved å øke ventilasjonen til et normalt godt nivå. Luftskiftet kan måles ved hjelp av sporgass og spesielle instrumenter.

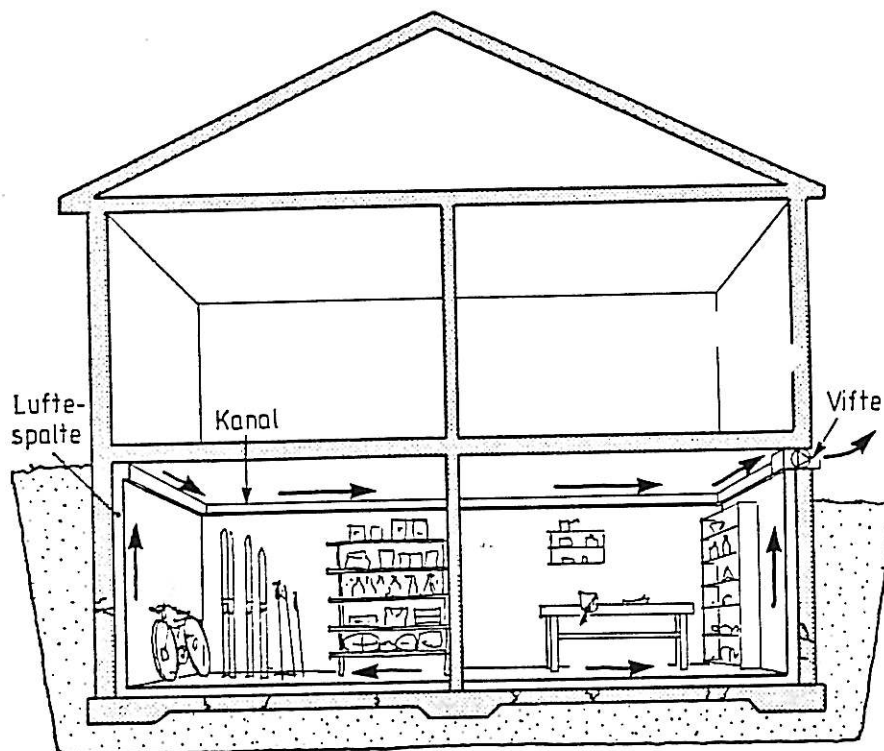


Figur 4.11

Eksempel på ventilasjonens betydning for radonkonsentrasjonen i inneluften. Hus A og B har i utgangspunktet den samme radonkonsentrasjonen. Hus A har et svært lavt luftskifte på 0,05 pr. time. Hus B har et normalt luftskifte på 0,5. Hvis man øker luftskiftet med 0,15 for begge husene, synker konsentrasjonen til 250 Bq/m³ for hus A og til 770 Bq/m³ for hus B. Luftskiftet i hus B må økes til 2,0 for å komme ned til 250 Bq/m³, noe som vil øke energiforbruket betydelig og sannsynligvis også føre til trekkproblemer. I hus B må man derfor benytte en annen metode for å få ned radonkonsentrasjonen.

4.4.1 Ventilerte luftspalter

Langs golv og vegger mot terreng kan man lage luftspalter som vist på fig. 4.12. Luftespalten gis et undertrykk ved hjelp av en vifte som trekker luft ut fra spalten. Det er viktig at sjiktet som danner luftspalten er tett i alle skjøter og at det blir undertrykk i alle flater. Tiltaket kan også egne seg godt der bygningsmaterialene er årsak til forhøyede radonkonsentrasjoner.



Figur 4.12

Ventilerte luftspalter kan være et svært effektivt tiltak. Så stor del av spalten som mulig bør øverst ende i en tett tilsluttende kanal. Ved hjelp av en avtrekksvifte suges så luften opp i kanalen og videre ut.

4.5 TILTAK MOT RADON FRA BYGNINGSMATERIALER

Hvis det er stadfestet at de forhøyede konsentrasjonene kommer fra bygningsmaterialer, kan materialene overflatebehandles med en membranmaling, f.eks. en klor-kautsjukmaling eller en epoxymaling. Golv kan påføres et stopbart plastbelegg. Tiltaket som er beskrevet under pkt. 4.4.1. egner seg også godt i disse tilfellene. Hvis disse metodene ikke er effektive nok, og hvis også ventilasjonen er god, må materialene skiftes.

4.6 TILTAK MOT RADON FRA BRØNNVANN

Et effektivt tiltak kan være å lufte vannet før det kommer inn i huset. Luftingen kan foregå ved at vannet først tappes i et magasin utenfor huset for deretter å bli pumpet videre inn.

4.7 ANDRE TILTAK

De typer tiltak som er beskrevet her, kan kombineres på ulik måte. I tillegg kan både elektrostatiske og mekaniske filtre benyttes. Disse renser luften for radon døtre, men konsentrasjonen av radon forblir uforandret.

5.0 EVALULERING AV TILTAK

Siden det er svært mange parametre som bestemmer nivået av radon innendørs, også innvirkningen av mennesker, er det viktig at målingene før og etter utført tiltak gjøres ved så like klimabetingelser som mulig. For å redusere usikkerhetene mest mulig, har vi i alle hus benyttet en integrerende målemetode over 7-10 dager. I tillegg har vi også benyttet kontinuerlig registrerende måleinstrumenter. Se forøvrig kapittel 2.

I det følgende er representative resultater vist fra de ulike tiltak som er utført. For i detalj å kunne se resultatene fra hvert enkelt objekt, henvises til vedlegget.

5.1 UTSKIPTING AV RADONAVGIVENDE GRUNN

Denne type tiltak er ikke benyttet i dette prosjektet.

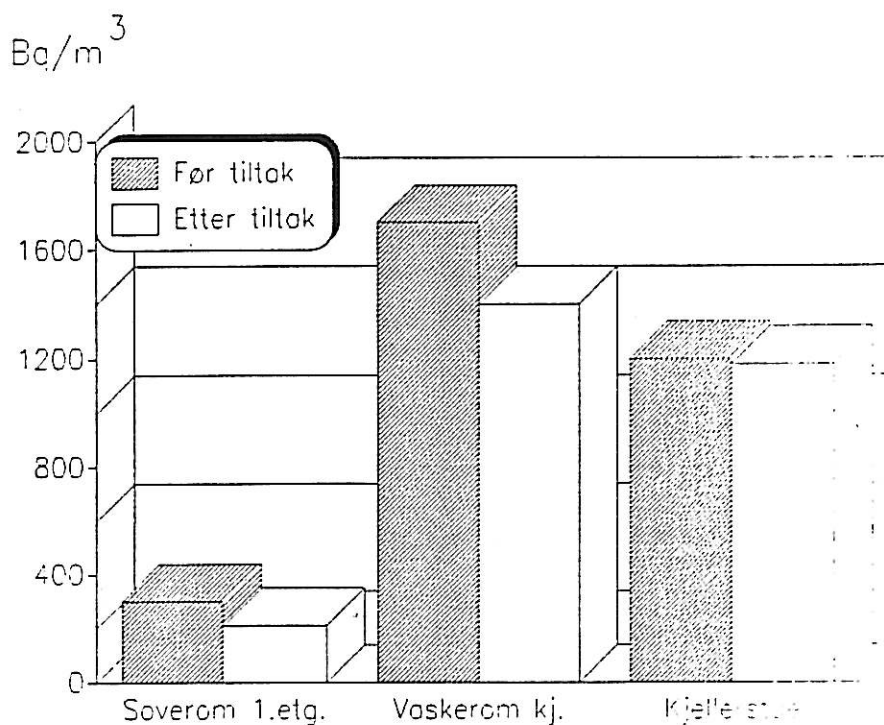
5.2 TETTING AV KONSTRUKSJONER MOT GRUNNEN

I dette prosjektet har vi utført tettetililtak i betonggulv og i kjellervegger

Tetting av konstruksjoner mot grunnen har gitt svært variable resultater. Der det er tettet små sprekker i gulvet eller veggene med f.eks. fugemasse, har vi ikke funnet noen signifikant forskjell. I noen tilfeller har vi imidlertid kunnet registrere en betydelig reduksjon. Det har vært der hvor vi har funnet store hull eller spalter der vi ved hjelp av røykappuller har sett at det har strømmet luft opp.

5.2.1 Tetting av betonggulv

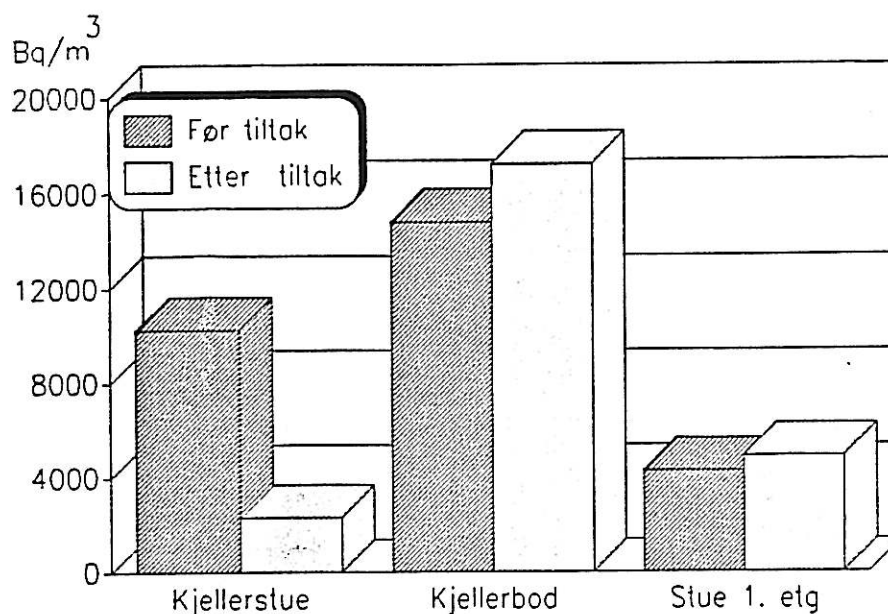
Dette er i en eller annen form utført i hus nr. 9, 17, 21, 22, 23, 24, og 25. I hus nr. 21 har vi tettet utettheter i kjellergulvet rundt vann- og avløpsledninger, se fig. 5.1. Disse lekkasjene virket små, men tetting gav god virkning.



Figur 5.1

Diagrammet viser reduksjonen i radonkonsentrasjonen etter at utettheter i kjellergulvet rundt vann- og avlopsledningen ble tettet. Dette ble gjort i rommet ved siden av vaskerommet.

I andre tilfeller der kildene har vært temmelige opplagte har vi ikke kunnet finne noen reduksjon etter tetting. I f.eks. hus nr 17 strømmet det luft opp fra et sluk uten vannlås i kjellergulvet. Luften fra sluket inneholdt 190000 Bq/m³ som skyldtes at ledningen fra sluket endte direkte i alunrik grunn. Etter tetting av sluket fikk vi en økning av konsentrasjonen i rommet der sluket hadde vært men en reduksjon i et tilstøtende soverom, se forøvrig fig 5.2.

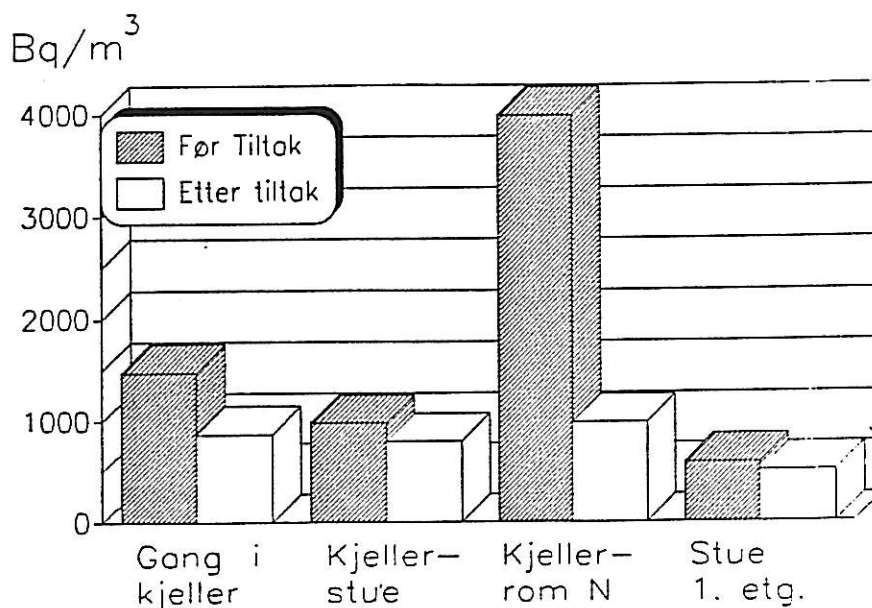


Figur 5.2

Effekten av å tette et sluk uten vannlås der ledningen går direkte ut i alunrik grunn. Før tetting ble konsentrasjonen i luften som kom opp av sluket målt til 190000 Bq/m³. Grunnen til at man ikke har fått noen reduksjon i dette kjellerrommet, men i tilstøtende kjellerstue, kan ha sammenheng med vindretningen under de to måleperiodene.

5.2.2 Tetting av kjellervegger mot grunnen

Dette tiltaket er utført i hus nr. 18 og 37. Yttervegger og innervegger av lettklinker kan transportere store mengder luft, og derfor også radon, inn i boliger. Dette gjelder spesielt der veggene er fundamentert direkte på en såleblokk av lettklinker. Vi har målt radonkonsentrasjoner inne i slike vegger opp mot 70.000 Bq/m³. I hus nr. 37 var ca 20 m² av en lettklinkervegg upusset. Konsentrasjonen falt med ca 75 % i dette rommet etter at veggene ble pusset, se figur 5.3. Årsaken til at man i dette tilfellet ikke får en større reduksjon i resten av huset, henger sannsynligvis sammen med at trykkforholdene under gulvet endrer seg. Den upussede vegg har trolig virket som en stor skorstein for grunnen for pussing og utjevnet trykket til kjelleren. Etter pussing har sannsynligvis overtrykket i grunnen under hele kjelleren blitt større. Det betyr at transporten av radon gjennom de andre utettheter er blitt større etter pussing av veggene.



Figur 5.3

Effekten av at ca 20 m² lettklinkervegg ble pusset i kjellerrom N. Veggene er en bærende innervegg fundamentert på en lettklinker såleblokk.

5.2.3 Tetting av bjelkelag over kryperom

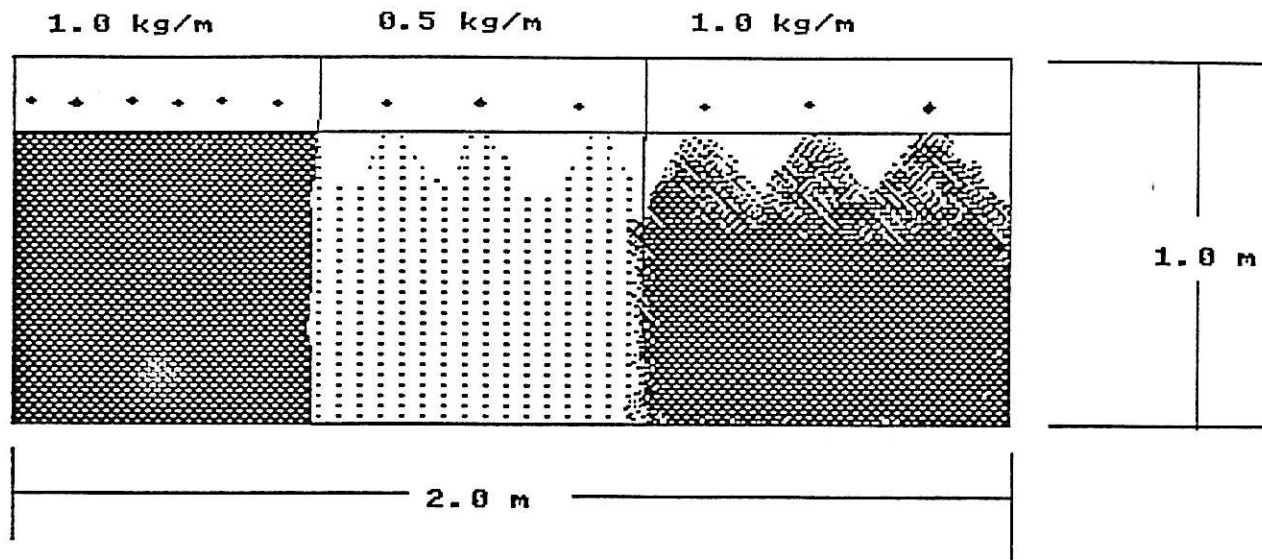
Dette tiltaket ble ikke forsøkt i dette prosjektet.

5.2.4 Laboratorieforsøk: Tetting av lettklinkervegger med polyuretanskum

En annen metode for å stoppe radontilførsel gjennom lettklinkerblokker er å spraye polyuretanskum inn i blokkene. Dette er foreløpig ikke forsøkt i praksis. Vi har imidlertid utført laboratorieforsøk med to typer skum, et vanlig enkomponent fugeskum og et tokomponent skum. Begge skumtypene ble utprøvet på vegger som var pusset med Leca universalpuss. For å få skummet inn i veggene, ble det boret hull i pussene slik at skummet kunne sprøytes eller helles inn i veggene.

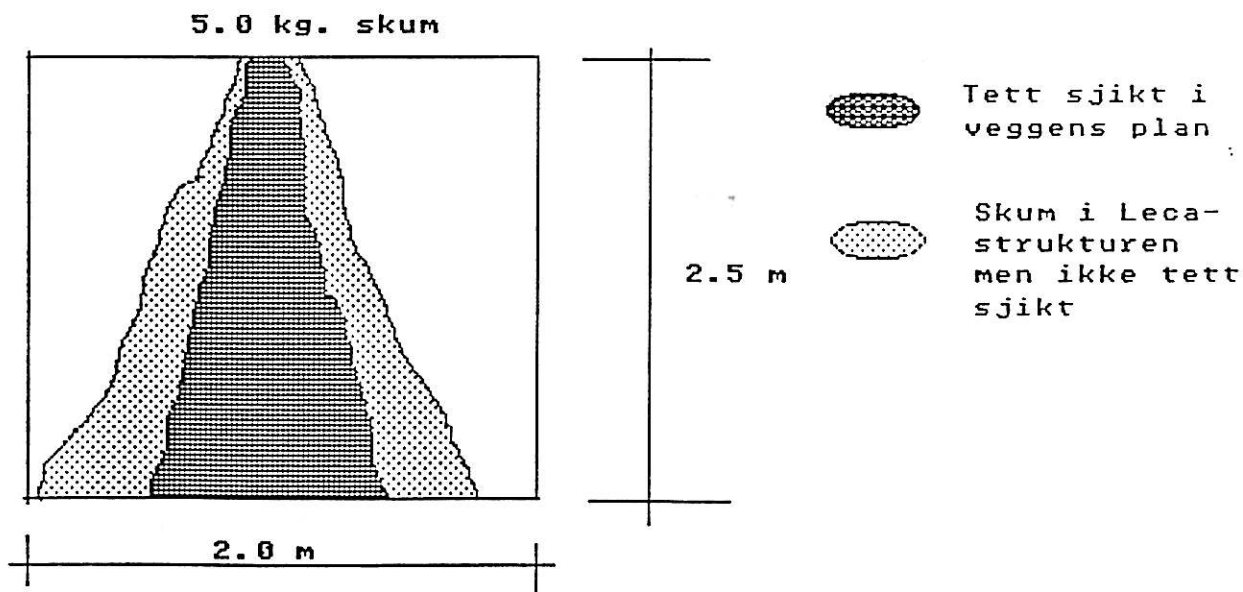
Fugeskummet ekspanderer kraftig umiddelbart slik at det var viktig å sette i en propp straks etter skumming. Det kan også utvikle et stort trykk hvis ekspansjonsmuligheten er begrenset. Det førte bl.a. til at et flak av pussene ble sprengt av under utherdning. I dette forsøket sprøytet vi så mye skum som mulig inn i en blokk som var pusset på alle sider. Tettheten av blokkene etter skumming ble ikke målt. Vi skar imidlertid opp blokken i skiver slik at det var mulig å bedømme tettheten visuelt. Skummet fylte godt porene i blokken men bare i en radius av 50-80 mm rundt hvert hull.

Tokomponentskummet ble helt ned i hullene etter utblanding. Ekspansjonen startet etter ca. 15 minutter men dette kan endres etter behov. Vi varierte mengden i hvert hull og avstanden mellom hullene. Splitting av blokkene etter at skummet hadde herdet, viste en variabel tetting. For å tette et snitt i veggens plan, er det nødvendig å benytte ca 2.0 l pr m². Figur 5.4 angir også resultatene av forsøkene.



Figur 5.4

Figuren viser hvordan tettheten i lettklinkerveggs plan varierer som funksjon av avstanden mellom hvert hull og mengden av skum som ble helt i hvert hull. Skummet som ble benyttet i dette tilfellet var et tokomponentskum som hadde en viskositet, etter blanding men før skumming, omtrent som motorolje.



Figur 5.5

I dette forsøket ble det helt 5.0 kg skum i midten og øverst på den 2.5 m høye lettklinkermuren.

5.3 TRYKKENDRING OVER KONSTRUKSJONEN MOT GRUNNEN

For at radon skal komme fra grunnen og inn i huset, må det i tillegg til utettheter i konstruksjonen mot grunnen, være en trykkforskjell mellom grunnen og huset. Denne trykkforskjellen er vinterstid i størrelsesorden ca. 0 - 10 Pa (0 - 1.0 mm VS). Hvis man greier å snu denne trykkforskjellen over hele konstruksjonen mot grunnen, er radonproblemet løst. Dette har i vår undersøkelse også vist seg å være den mest effektive metoden.

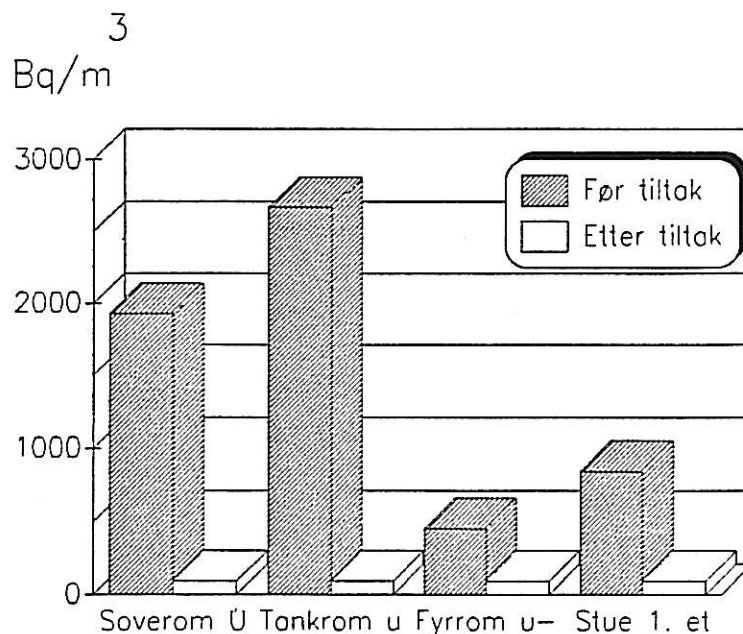
5.3.1 Endring av trykket i grunnen

Tiltaket er benyttet i hus nr. 1, 2, 3, 4, 7, 9, 10, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 29, 30, 31, 32, 33, 35, 36 og 37. Metoden vi har benyttet mest er å redusere trykket i grunnen i forhold til huset. Dette har vi gjort ved å bore et hull i golvet i underetasjen. Luften som suges ut fra grunnen blåses direkte ut i det fri. Sugingen kan gjøres både via et rør gjennom gulvet og fra en "brønn" utenfor huset. En radonbrønn kan i enkelte tilfeller redusere radonkonsentrasjonen i flere hus samtidig. Erfaringene fra denne type mottiltak er stort sett gode. Se figur 5.6. Det er et norsk firma som har spesialisert seg på denne type mottiltak som har medført utvikling av en innkapslet vifte, spesielt tette rørkoblinger etc.

For at en slik løsning skal virke, må det være et permeabelt sjikt under golvet i underetasjen. Som regel vil det være pukk, sprengstein eller løs lettklinker som er permeable masser. Det kan likevel hende at det er felter som er avgrenset ved f.eks. bærevegger som går helt ned til mindre permeable masser o.l.. Under eldre bygninger finnes det også mindre med drenerende masser slik at for disse er det vanskeligere å få full effekt med denne metoden.

I de tilfeller der vi har målt trykket under betongplaten mot grunnen før og etter igangsetting av et slikt tiltak, har vi i noen tilfeller funnet en forskjell og i andre ingen. Det har vært vanskelig å finne noen sammenheng mellom trykkendringen og effekten av tiltaket. Vi tror derfor at et slikt tiltak har en dobbel effekt ved at også grunnen under huset blir ventilert slik at radonkonsentrasjonen under betongplaten er lavere etter igangsetting. Disse forhold bør undersøkes nærmere.

Dersom man har permeable masser som er fylt inntil kjellerveggene, kan den luften som trekkes ut gjennom viften trekkes ned langs ytterveggen. Dette kan føre til en nedkjøling av ytterveggen vinterstid. Et bedre alternativ kan i disse tilfeller være å blåse inneluft ned i grunnen ved hjelp av viften. Da skapes en radonfri "pute" under huset.



Figur 5.6

Resultater fra et vellykket forsøk i hus nr. 33 der vi senket trykket i grunnen under huset.

Energiforbruket som medgår til driften av dette tiltaket vil være avhengig av viftens størrelse. I de fleste tilfellene har vi benyttet en vifte med 28 W effekt. Hvis man regner at viften går 300 dager i året vil energiforbruket bli:

$$Q = P \cdot t = 0.028 \cdot 24 \cdot 300 \text{ kWh}$$

$$Q = 200 \text{ kWh}$$

I noen tilfeller har vi benyttet vifter med 75 W.

Ved å benytte et slikt tiltak som dette er det også en viss mulighet for at man trekker uteluft ned på utsiden / undersiden av konstruksjonene mot grunnen. Dette kan føre til lavere temperatur i grunnen og dermed et øket energitap. Dette tror vi er av marginal betydning, men bør undersøkes nærmere.

5.3.2 Trykkendring i huset

Istedenfor å endre trykket i grunnen, kan trykket i huset endres slik at luften strømmer fra huset og ned i grunnen. Luften kan f.eks. trekkes fra 1. etasje og blåses ned i underetasjen slik at det blir et overtrykk der. Ulempen med en slik løsning er at varm og fuktig inneluft kan presses ut gjennom ytterveggene der fuktigheten kan kondensere og resultere i fuktskader.

En annen mulighet er å trekke luft utenifra og blåse den ned i underetasjen, kjelleren eller kryperommet. I hus nr.1, 23, 24 og 25 er denne teknikken benyttet. Se prinsipptegning i figur 4.10.

I hus nr 1 er det kryperom og underetasje mens de tre andre husene har delvis kjeller og delvis kryperom. De tre sistnevnte husene ligger alle på alunrik grunn. Fundamenteringen består av ringmur/kjellermur av gråsteinmur med ca 1 m tykkelse. Kryperommet er ikke tilgjengelig slik at det er umulig å få tett bjelkelaget fra undersiden. I to av husene var det heller ingen ventiler i veggene der kanalene kunne føres, slik at vi måtte borre hull inn til kjelleren og inn til kryperommet gjennom den 1 m - 2.5 m tykke gråsteinsmuren. Under måling av disse husene har det i ettetid vist seg at noen av beboerne har skrudd viftene ned til halv hastighet pga. støyproblemer. Beboerne i hus nr. 1 stoppet viften før vi hadde målt virkningen av tiltaket.

Effekten av tiltakene har variert en del men konsentrasjonen har sunket til ca 10 - 50 % av nivået før utbedring. Se figur 5.8. Prinsippet for denne type mottiltak er lovende for bygninger med kryperom og også for hus med kjeller, men her trengs en produktutvikling for å eliminere de svakheter det produktet som vi komponerte har.

Energiforbruket som vil medgå til drift av denne type tiltak, vil være avhengig av mengden og temperaturen på luften som blåses inn i kjeller og kryperom. For hus nr. 24 og 25 kan energiforbruket som medgår til viften og varmebatteriet i et gjennomsnittså regnes ut som følger:

$$Q = C * V * F + E * t$$

der Q er energiforbruket

C er luftens varmekapasitet

V er luftmengden

F er frostmengden

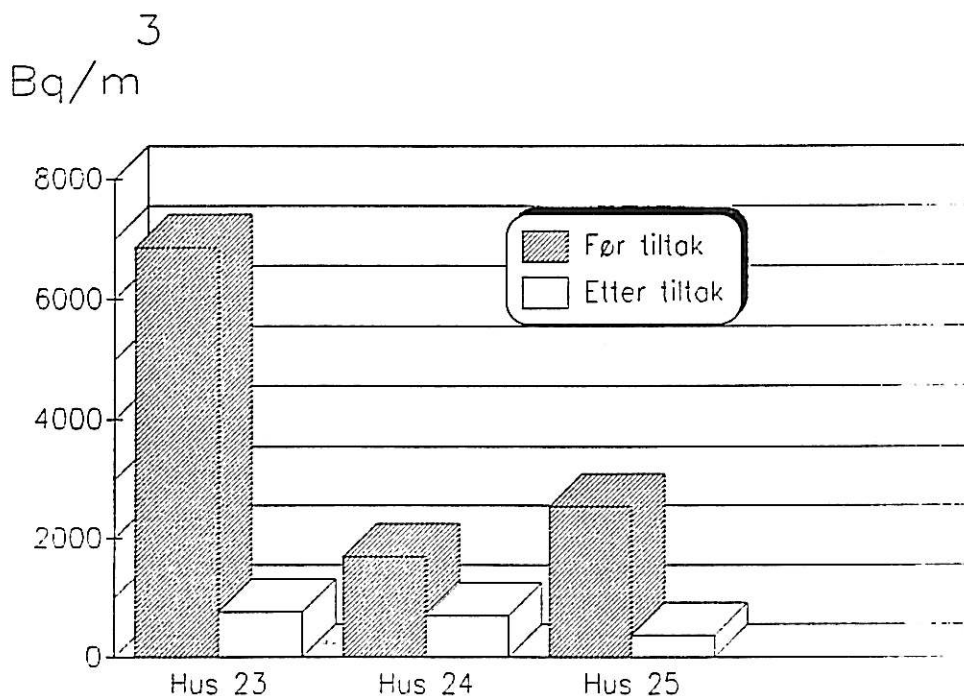
E er viftens effekt

t er tiden i timer minus frostperiodens lengde

$$Q = 0.35 * 200 * 17700 + 0.07 * (365 - 150) 24 \text{ Wh}$$

$$Q = 1600 \text{ kWh}$$

Dette er hva som går med til å blåse luft med minimumstemperatur på +1°C inn i kjeller og kryperom for hus nr. 24 og 25 som er lokalisert på Loten. Noe av denne energien vil kunne betraktes som tap og noe vil komme huset til gode ved at luften som kommer inn gjennom bjelkelaget er forvarmet. Uten at dette er målt, vil vi anslå at nyttiggjort energi er ca. halvparten og at tapet, som skjer ved at den oppvarmede luften blåses ut gjennom utettheter i grunnmuren, vil derfor bli ca. 800 kWh.



Figur 5.7

Resultater fra de 3 husene der lufttrykket i kjeller og kryperom er endret ved at det er blåst inn uteluft slik at det blir et overtrykk i rommet over grunnen i forhold til i grunnen. Verdiene er gjennomsnittsverdier for alle målingene i hvert hus.

5.4 FORBEDRET VENTILASJON AV BYGNINGEN

Når radon først er kommet inn i bygningen er det en mulighet å forbedre ventilasjonen for å redusere konsentrasjonen. Et forbedret ventilasjonssystem, f.eks. et balansert anlegg, kan også bety at man får redusert undertrykket i laveste etasje slik at det også strømmer inn mindre radon. Man har selvfølgelig også muligheten til å gjenvinne varmen i den brukte luften i et slikt anlegg.

Det er imidlertid i de rom eller boliger som fra før har en dårlig ventilasjon at man kan oppnå en signifikant reduksjon av radon. Hvis man i utgangspunktet har en normal god ventilasjon må man øke denne uforholdsmessig mye slik at trekk og et forhøyet energiforbruk blir resultatet. Se også figur 4.11.

I hus nr. 40 er det mekaniske avtrekksystemet byttet til et balansert ventilasjonssystem med varmegjenvinner. Energien fra avtrekksluften overføres her til varmt forbruksvann og til tilluften. I dette huset ble det også målt luftskifte, trykkforhold, temperaturer etc. både før og etter tiltak. Luftskiftet etter tiltak var ca. 60 % av nivået før tiltak med gjennomsnittsverdier på $n = 0.75$ oms/h og 0.45 oms/h henholdsvis før og etter tiltak. For å få en oversikt over resultatene fra målingene er gjennomsnittsverdier før og etter satt opp i følgende tabell:

Tabell 5.1

Mekanisk avtrekk byttet ut med balansert ventilasjonsanlegg. Resultat av målinger 10 dager før og 10 dager etter tiltaket.

	Før tiltak	Etter tiltak
Radonkonsentrasjon, Bq/m ³	310	210
Luftskifte, oms/h	0.75	0.45
Trykkforskj. kjeller - grunnen, Pa	-5.3	-2.7
Gj.sn. 4 tr.målere inne - ute, Pa	-4.5	-1.3
Utetemperatur °C	5.0	7.7
Innetemperatur °C	23.0	22.0
Vindhastighet m/s	2.9	3.7

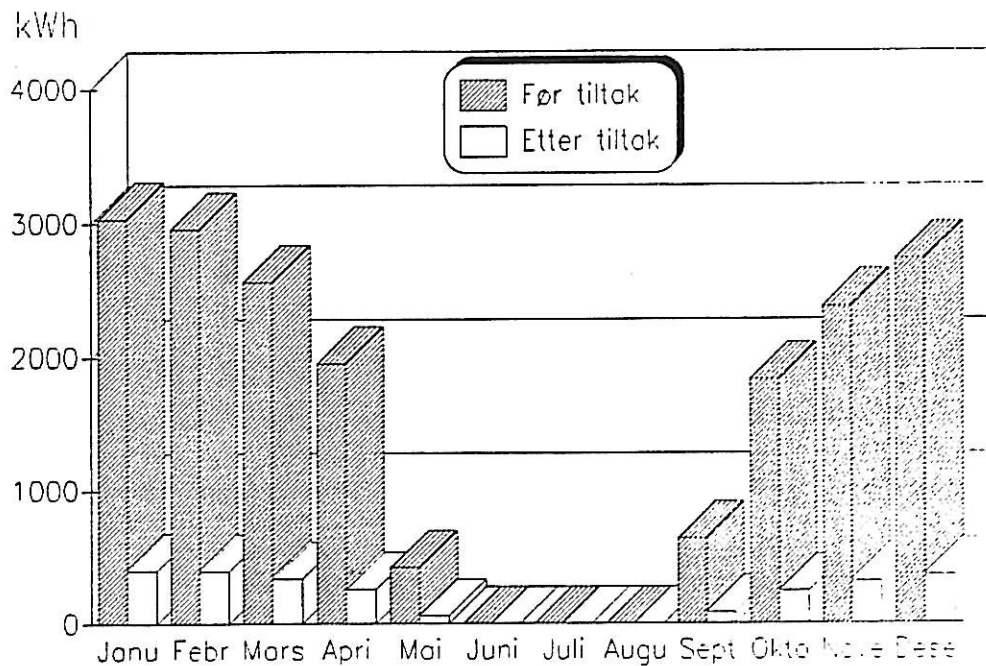
Verdiene er gjennomsnittsverdier av målinger hvert 10. minutt i ca 10 dager før og etter tiltak. Som man ser er radonkonsentrasjonen redusert betydelig etter tiltak til tross for at luftskiftet er redusert til ca. 60 %. Årsaken til dette er at undertrykket i kjelleren er redusert fra 5.3 Pa til 2.7 Pa noe som skyldes overgangen til balansert ventilasjon.

Energiforbruket til ventilasjon før tiltak kan regnes ut etter formelen:

$$Q = C * (L + n_i * V) * (1 - n) * (\theta_i - \theta_e) * t$$

der C er luftens varmekapasitet
 L er tilført uteluftmengde
 n_i er antall luftvekslinger pga. infiltrasjon
 V er bygningens volum
 n er varmegjenvinnerens temperaturvirkningsgrad
 θ_i - θ_e er differansen mellom lufttemperaturen inne og ute i gjennomsnitt for beregningsperioden
 t er beregningsperioden

Betydningen av tiltaket for energiforbruket er vist i figur 5.9. Luftskiftet før tiltak var høyere enn nødvendig slik at gevinsten derfor også blir noe for høy.



Figur 5.8
Energiforbruket som medgår til ventilasjon av hus nr. 40 før og etter tiltaket ble satt i verk. Den totale besparelsen over året er ca 11200 kWh.

5.5 ANDRE TILTAK

Som beskrevet i kap. 4.4 kan også elektostatiske og mekaniske filtre benyttes. Vi har ikke brukt dette i våre forsøk. Filtrene reduserer konsentrasjonen av radondøtre mens konsentrasjonen av radon forblir uforandret slik at nye døtre stadig blir dannet. Filtre har vist seg å redusere døtrene som er bundet til støvpartikler i større grad enn de ubundne døtrene. De ubundne døtrene gir større risiko for lungekreft enn de partikkelbundne. Målinger og beregninger har vist at det er nødvendig å filtrere luften ca. 4 ganger pr. time for å oppnå 50 % reduksjon av den effektive doseekvivalenten (den biologiske effekten av radon). Det betyr at filtre har en begrenset effekt på reduksjonen av helserisikoen .

5.6 OVERSIKT OVER EFFEKTEN AV TILTAKENE FOR ALLE OBJEKTER

I bilag I er all nøkkelinformasjon om tiltak og målinger for alle objekter samlet. For noen av objektene er målinger, befaring, utarbeidelse av forslag til tiltak utført uten at selve tiltaket er gjennomført. Dette skyldes flere årsaker bl.a. manglende interesse hos huseier og/eller den aktuelle kommunen som hadde ansvaret for den praktiske gjennomføringen. All informasjon vi har om alle objekter er samlet i del 2 av denne rapporten. Den kan kopieres til interesserte.

5.7 VIDERE UTVIKLING

Da prosjektet startet sendte vi ut pressemeldinger for å komme i kontakt med boligeiere som hadde et radonproblem og for eventuelt å få kontakt med firmaer som arbeidet med tiltak mot radon. Det var svært få firmaer vi fikk kontakt med. Disse var i utgangspunktet interessert i å selge oss sine produkter mens bare et par har vært interessert i den videreutviklingen man kan få ved deltakelse i et slikt prosjekt. Vi tror dette viser hvor lite norske bedrifter tradisjonelt setter av til produktutvikling. Det kan også bety at slike pressemeldinger ikke er den rette kanalen for å oppnå kontakt med de beste kandidatene.

Dette prosjektet har fremskaffet ny viten om tiltak mot radon i eksisterende boliger. Etter vår mening ligger det her muligheter til utvikling av nye produkter og tjenester. De mest åpenbare er:

- en tjeneste for "nøytralt" å vurdere det optimale tiltaket i hvert enkelt tilfelle (det betyr at man enten har tilgang på alle typer mottiltak eller at man bare utfører en konsulentteneste)
- utvikling av en utvendig radonbrønn
- utvikling av en "radonsniffer" som kan aktivisere et mottiltak etter behov
- utvikling av et materiale som kan tette lettklinkervegger innvendig
- videreutvikling av eksisterende system for trykkendring i grunnen og for trykkendring i boligen

I tillegg til dette er det nå et stort behov for å finne fram til de mest kostnadseffektive løsninger for fremtidige bygninger.

6.0 BAKGRUNN FOR KOST/NYTTE-ANALYSENE

6.1 INNLEDNING

I vårt samfunn vil det alltid være mange gode formål som kjemper om en begrenset mengde midler. Det er derfor viktig å kunne si noe om kostnader og nytte-effekter ved å sette igang ulike tiltak. Dette kan hjelpe oss med å velge mellom ulike måter å oppnå et bestemt mål på (f.eks. hvordan en skal rense en fjord til et visst nivå) eller prioritere mellom ulike oppgaver (f.eks. hvilke helsetilbud som skal styrkes). Selv om en ideelt sett ønsker å tilgodese alle disse oppgavene, må en velge noen, og da bør en ha en så god oversikt som mulig over hva det koster å gjennomføre oppgaven og hva en oppnår ved å gjøre det.

Analyser av denne typen blir oftest benyttet i en beslutningssituasjon der en har ulike (klare) handlingsalternativer. I et prosjekt som dette kunne en tenke seg at myndighetene (Helsedirektoratet) vurderte ulike strategier for å redusere radoninnholdet i eksisterende norske boliger, og ville bruke en kost/nytte analyse for å finne ut hvilken strategi som ga størst helsegevinst i forhold til investert beløp. Nå foreligger det ingen slike alternative strategier fra myndighetenes side. Helsedirektoratet vil utgi en veiledning mht. tiltaksgrenser (hvilke radonkonsentrasjoner som krever tiltak og hva konsentrasjonen bør senkes til), hvor det bør måles og hvilke typer tiltak som kan være aktuelle. Forøvrig overlates det til de enkelte kommuner å legge opp sitt eget løp innenfor Helsedirektoratets retningslinjer. Vi skal komme nærmere tilbake til dette i senere kapitler.

Faggruppen "Radon i boliger", nedsatt av Helsedirektoratet i 1985, kom med sin innstilling i 1988. Her sies det at tiltak som gjennomføres, bør være så effektive at radonnivået reduseres til 200 Bq/m³ eller lavere. Ved bygging av nye hus, bør nivået heller ikke overskride 200 Bq/m³. Det anbefales videre at en i alle hus med radonkonsentrasjon over 800 Bq/m³ bør igangsette tiltak for å redusere radonnivået. For konsentrasjoner mellom 200 og 800 Bq/m³ bør en vurdere effekten av tiltaket i forhold til kostnadene. I offentlige institusjoner, barnehager, skoler etc. som helsemyndighetene har et spesielt ansvar for, kan det gis pålegg om utbedring i medhold av helseloven.

I denne rapporten har vi kalt det radonnivået der en anbefaler at tiltak i alle tilfeller bør igangsettes, for tiltaksgrense. I følge faggruppens anbefalinger er da tiltaksgrensen 800 Bq/m³.

Før en endelig bestemmer seg for hvilke anbefalinger som skal gis, er det interessant å se nærmere på ulike handlingsalternativer mht. å sette igang tiltak. Dette vil brukes både for generelt å vise metodikken bak kost/nytte analyser innenfor helseforvaltningen, og andre samfunnsområder for den saks skyld, og for spesielt å kunne sammenlikne de ulike handlingsalternativene ut fra hva de koster (i kroner) og hva de gir (reduksjon i lungekrefttilfeller). Vi understreker at våre analyser baserer seg på den eksisterende boligmassen.

6.2 HANDLINGSALTERNATIVER

En variabel som vil ha konsekvenser både for helseeffekt og kostnader, er grensene for radonnivå, d.v.s. både den grense der tiltak uansett bør igangsettes (800 Bq/m³ er foreslått) og det anbefalte nivå etter tiltak (foreslått til maksimalt 200 Bq/m³).

Ved å utføre beregninger med ulike valg av grenseverdier, ser en hvilken innvirkning disse har på helseeffekten på landsbasis, og en kan da eventuelt velge det "settet" av grenseverdier som gir størst helsegevinst (kostnadene for tiltaket tatt i betraktning). Resultatet kan da presenteres i form av hvor mye det koster å unngå et lungekrefttilfelle.

I denne kost/nytte-analysen vil vi spesielt legge vekt på å finne ut hvilke grenseverdier som gir størst helsegevinst, og dessuten hvilke grenseverdier som gir minst kostnad pr. redusert lungekrefttilfelle.

6.3 BEREGNING AV KOST/NYTTE I FORBINDELSE MED ULIKE HANDLINGSALTERNATIVER

I dette prosjektet har vi definert hvilke variable som inngår i kostnad- og nyttemodellen, samlet inn data, gjort beregninger på grunnlag av de ulike modellene og fått fram tall for de ulike handlingsalternativene. Alt dette vil bli behandlet mer detaljert i de følgende kapitler. Kort kan det her sies at kostnadssiden fordeles på kommunen og den enkelte huseier. Hvordan denne fordelingen foretas, vil nok variere noe fra kommune til kommune, men kostnadene dekker bl.a. utgifter til måling av hus og gjennomføring av tiltak. I tillegg kommer endringer i energiforbruket som f.eks. økede fyringsutgifter på grunn av tiltak. Dette er en utgift (ev. gevinst hvis f.eks. varme kan gjenvinnes) som er knyttet til huseier.

I tillegg kunne en tenke seg at forurensingen øket som følge av øket fyring, og dette ville være en belastning (kostnad) for samfunnet. Men etter samtaler i prosjekt- gruppen, kom vi fram til at denne økningen neppe er betydelig, og vi valgte derfor å utelate den fra det videre arbeid.

Når det gjelder nytten ved tiltak, består denne av reduksjon i antall radoninitierte lungekrefttilfeller. Ønsket om reduksjon i disse er det som ligger bak de tiltak som settes igang både fra myndighetene og enkeltpersoners side. I tillegg kunne en tenke seg at en del av tiltakene kunne ha en positiv effekt på inn klima. Dette er imidlertid ikke tatt med i våre vurderinger. Først og fremst fordi det betyr lite i forhold til hovednytt, reduksjonen i lungekrefttilfellene, dernest fordi prosjektgruppen mente at dette var en faktor som ville være lite signifikant og dessuten svært vanskelig å estimere. Vi skal i de følgende underkapitler gå nærmere inn på de enkelte modeller og det datagrunnlag som er brukt.

7.0 MODELL FOR BEREGNING AV ANTALL RADONINITIERTE LUNGEKREFTTILFELLER

Nytten er i dette prosjektet definert som reduksjon i antall lungekrefttilfeller. For å beregne denne reduksjonen, må vi ha en funksjon som beskriver sammenhengen mellom radonnivå og sannsynligheten for å få lungekreft. Likeledes må vi ha en oversikt over hvilke radonkonsentrasjoner befolkningen eksponeres for og ut fra dette finne fram til en eksponeringsfunksjon. Ved å endre eksponeringsfunksjonen i tråd med redusert radonnivå som følge av tiltak, kan en så beregne den antatte reduksjon i antall lungekrefttilfeller. Vi skal i våre beregninger basere oss på en modell utviklet av av Dag Helge Trønnes (27). I det følgende skal vi beskrive denne og de forutsetninger den bygger på.

7.1 EKSPONERINGSFUNKSJONEN

Ulike undersøkelser (12,28) har vist at eksponeringsfunksjoner kan tilnærmes ved forskjellige lognormale fordelinger. Fra den norske undersøkelsen har vi følgende fordeling:

Tabell 7.1

Fordeling av årlige gjennomsnittskonsentrasjoner av radon-222 (Bq/m³) i norske hjem (12)

Prosentandel hus med konsentrasjoner (i Bq/m ³) over		
200	400	800
10	3	1 (%)

Gjennomsnittskonsentrasjonen for norske boliger er ca 100 Bq/m³.

Vi tilnærmer en lognormalfordeling til disse dataene ved å finne parametrene i likningen

$$f_x(X) = 1/\sqrt{2\pi} \cdot 1/\tau \cdot 1/x \cdot e^{-1/2\tau^{-2} \cdot (\ln x - \nu)^2} \quad (L.7.1)$$

der ν og τ er parametre som beskriver formen på lognormalfordelingen.

Som parameterverdier har vi valgt $\nu = 4.19$ og $\tau = 0.91$. Disse verdiene gir en lognormalfordeling som passer til dataene i tabell 7.1, og samtidig gir et aritmetisk middel for konsentrasjonene på 100 Bq/m³.

Radonkonsentrasjonen i en vilkårlig bygning kan variere betydelig mellom etasjene. Da byggegrunnen er den største "radonkilden" for norske boliger, vil konsentrasjonen være høyest i laveste etasje. På bakgrunn av målinger har en funnet at radonkonsentrasjonen i andre etasje er ca. 30% av konsentrasjonen i første etasje, og videre oppover i etasjene reduseres den ytterligere (Sanner og medarb. (18)). Dette gjelder for forskjellige leiligheter, innen en og samme leilighet/enebolig vil forskjellen i radonkonsentrasjon mellom de enkelte etasjer være mindre. P.g.a. dette er det viktig å ta hensyn til det antall personer som bor i ulike etasjer for å skaffe seg et eksponeringsbilde for hele Norges befolkning. Sanner og medarb. antar at 75 % av befolkningen bor i første og/eller første og annen etasje, 10% bor i leiligheter i 2. etasje og 15 % bor i leiligheter i

tredje eller høyere etasjer. I våre beregninger bygges det på de samme forutsetningene. Videre antas det at den fordeling av radonkonsentrasjoner som er beskrevet i fig. 7.1, er representativ bare for dem som bor i hus med en eller to etasjer. For de som bor i leiligheter i 2. etasje er konsentrasjonen 30% av den i første etasje, mens en i tredje og høyere etasjer regner med en konsentrasjon som gjennomsnittlig bare er 10 % av konsentrasjonen i første etasje.

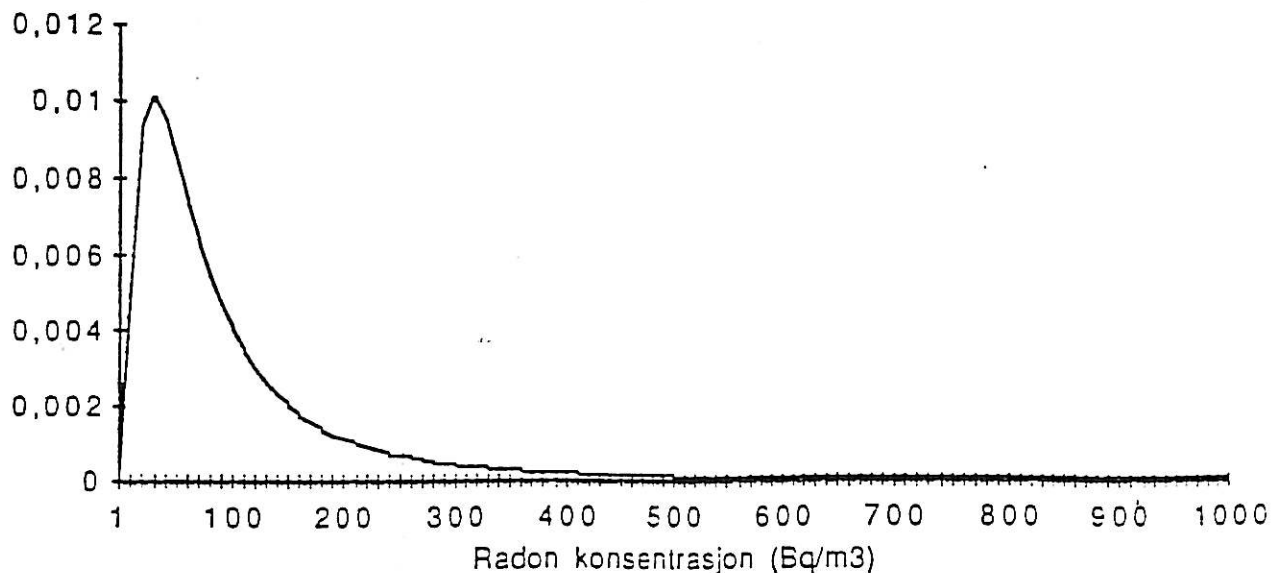


Fig 7.1

Sannsynlighetstetthet for fordelingen av innendørsradonkonsentrasjoner i hus med en eller to etasjer. Tallene på Y-aksen er skalert slik at arealet under kurven er 1. Arealet mellom to konsentrasjonsverdier gir andelen av boliger som har radonnivåer mellom disse verdiene.

Når en skal beregne eksponering, må en også ta hensyn til hvor lang tid folk tilbringer i husene sine. I følge data fra Statistisk Sentralbyrå (29), tilbringer nordmenn gjennomsnittlig 16 timer innendørs hjemme i løpet av et døgn. Her er det riktignok variasjoner som følge av kjønn, alder og by/landsbygd, men disse variasjonene er regnet å ha så liten betydning at det ikke er tatt hensyn til dem i denne modellen. I tillegg vil også oppholdstiden innendørs avhenge av årstid. I vinterhalvåret, hvor radonkonsentrasjonene vanligvis er høyest, tilbringer også folk mest tid innendørs. (Tallene i tab. 7.1. bygger på årsmiddel.) I samsvar med Sanner og medarb. er det antatt at de konsentrasjonene folk utsettes for utenfor hjemmet, er 10% av det de eksponeres for i hjemmet.

7.2 SAMMENHENG MELLOM EKSPONERING OG UTVIKLING AV LUNGEKREFT

Data for sammenhengen mellom eksponering for radon og sannsynligheten for å utvikle lungekreft, er hovedsaklig basert på epidemiologiske studier av radoneksponerte urangruvearbeidere. Resultatene fra noen av disse studiene er oppsummert i rapporten fra den internasjonale strålekommissjonen ICRP, "Lung Cancer Risk from Indoor Exposure to Radon Daughters" (30). Flere modeller har blitt utviklet for å beskrive disse sammenhengene. Blant disse modellene er det den relative risiko projeksjonsmodellen (relative risk projection model) som gir den beste beskrivelsen av de epidemiologiske dataene.

Vi bruker denne modellen for å beskrive lungekreftrisikoen. Modellen er basert på forutsetningen om at den aldersspesifikke lungekreftraten som skyldes radoneksponering, $\lambda_T(t)$, er proporsjonal med den normale lungekreftraten (uten radoneksponering), $\lambda_0(t)$, og den akkumulerte radodosen opp til alder t minus en konstant latenstid τ . Lungekreftratene λ , $\lambda_0(t)$ og $\lambda_r(t)$ er gitt som antall lungekrefttilfeller pr. år pr. 100 000 personer i aldersgruppe t .

I denne modellen har vi brukt den tilnærmelsen at folk utsettes for en konstant radonkonsentrasjon. Lungekreftraten som skyldes radon, kan da uttrykkes ved

$$\lambda_T(t) = r \cdot C_{Rn} \cdot (t - \tau) \cdot \lambda_0(t) \quad ; t \geq \tau \quad (L.7.2)$$

$$(\lambda_T(t) = 0 \text{ for } t < \tau)$$

der r er koeffisienten som uttrykker den relative tilleggsrisiko som stammer fra radoneksponering. C_{Rn} er konsentrasjonen av 222 Radon i Bq/m³. Den samlede lungekreftraten er da

$$\lambda(t) = \lambda_0(t) + \lambda_T(t) = \lambda_0(t) \cdot (1 + r \cdot C_{Rn} \cdot (t - \tau)) \quad (L.7.3)$$

Den normale lungekreftraten i en befolkning varierer betydelig mellom kvinner og menn og mellom røykere og ikke-røykere. I denne modellen er det ikke tatt hensyn til forskjellen mellom røykere og ikke-røykere. Dette skyldes hovedsaklig at det ville ha komplisert modellen i stor grad da samvirkingseffekten mellom radoneksponering og røyking ikke er klarlagt, og det datamateriale som trengs i en slik modell, foreligger heller ikke. Vi anser det derfor som like verdifullt å gjøre en mer kvalitativ vurdering på dette punktet. I drøftingen av resultatene (kap. 10.1.) vil vi derfor ta hensyn til at røyking er utelatt og se hvordan dette kan tenkes å påvirke resultatet.

Vi ønsket å benytte en mer aggregert størrelse enn de aldersspesifikke ratene for å beskrive lungekreftrisikoen. F_r , årlig lungekreftfrekvens som skyldes radoneksponering, ble valgt. For å finne denne størrelsen, må vi vekte lungekreftraten som skyldes radoneksponering, $\lambda_T(t)$, med aldersfordelingen i befolkningen.

$$F_r = \sum_{t=0}^{\infty} v(t) \cdot \lambda_T(t) = \sum_{t \geq \tau}^{\infty} v(t) \cdot r \cdot C_{Rn} \cdot (t - \tau) \cdot \lambda_0(t) \quad (L.7.4)$$

$$= C_{Rn} \cdot r \cdot \sum_{t \geq \tau}^{\infty} v(t) \cdot (t - \tau) \cdot \lambda_0(t)$$

Her er $v(t) = n(t)/N$ den andel av befolkningen som tilhører aldersgruppe t , $n(t)$ er antall personer i aldersgruppe t , og N er antall personer i hele befolkningen. I beregningene er det brukt tall fra Statistisk Sentralbyrå (31). For den relative tilleggsrisiko

koeffisienten, r , brukes tallet $0.8 \cdot 10^{-8}$ ($\text{m}^3 \text{Bq}^{-1} \text{time}^{-1}$). Dette tallet er tatt fra ICRP (30) (r er noe aldersavhengig og vil øke noe når en ser på eksponering for ekstremt høye konsentrasjoner. Men for å forenkle beregningene, ble det ansett som tilfredsstillende å betrakte r som en konstant).

For latenstiden har vi i dette prosjektet brukt $\tau = 20$ år (32).

7.3 ESTIMERING AV HELSERISIKO

Antall lungekrefttilfeller som kan tilskrives radon, R , oppnås ved å integrere over alle mulige radonkonsentrasjoner:

$$R = N_{\text{kvinner}} \cdot k \cdot l \cdot \int_0^{\infty} F_{r,\text{kvinner}} \cdot f(C_{\text{Rn}}) \cdot d(C_{\text{Rn}}) \quad (\text{L.7.5})$$

$$+ N_{\text{menn}} \cdot k \cdot l \cdot \int_0^{\infty} F_{r,\text{menn}} \cdot f(C_{\text{Rn}}) \cdot d(C_{\text{Rn}})$$

Her utgjør $N_{\text{kvinner}} = 2\,074\,000$ og $N_{\text{menn}} = 2\,033\,000$ Norges totalbefolkning, $f(C_{\text{Rn}})$ er frekvensfordelingen for radonkonsentrasjoner i hus med en og to etasjer (se kap. 7.1.), mens k og l er faktorene som justerer for at folk ikke tilbringer all sin tid innendørs hjemme, og at ikke alle bor i hus med en eller to etasjer. Med utgangspunkt i de tidligere nevnte forutsetninger har vi valgt $k=0.7$ og $l=0.8$. l framkommer ved at 75 % av befolkningen har en eksponering som tilsvarer den oppgitte eksponeringsfunksjon, 10 % av befolkningen har bare 30% av denne eksponeringen, mens 15% har bare 10% av den oppgitte eksponering. Ved hjelp av denne modellen kan vi så beregne totalt antall lungekrefttilfeller forårsaket av radoneksponering.

7.4 ESTIMERING AV USIKKERHET I BEREGNINGENE

Modeller som dette vil nødvendigvis være beheftet med betydelige usikkerheter. Vi har valgt å bruke akkurat disse modellene fordi det er dem det festes mest lit til i dag. Usikkerheten i beregningene skriver seg fra flere faktorer. Det er usikkerhet knyttet til både den relative tilleggsrisiko koeffisienten r , lungekreftraten $\lambda_0(t)$ og latensperioden τ . I tillegg har vi den modellusikkerheten som er knyttet til forutsetningene i likning 1. Den relative risiko projeksjonsmodellen baserer seg på disse forutsetningene. Bl.a. kan en stille spørsmål ved hvor representative gruvearbeiderdataene er for den øvrige befolkningen. Men det har iallefall vist seg at beregninger bygget på data fra dyreforsøk, atomvåpensprengninger og ulykkestilfeller ikke avviker vesentlig fra studiene av gruvearbeiderne (30).

Vi skal i det følgende se på effekten av variasjoner i de to faktorene som ble ansett som mest betydningsfulle, nemlig r og modellusikkerheten. Den siste størrelsen er vanskelig å estimere. En valgte i referanse 1 å se på summen i det siste uttrykket i likning 7.4 som et uttrykk for modellen og så betrakte denne som en stokastisk variabel for å få et bilde av modellusikkerheten. Usikkerheten i r blir anslått til å være $\pm 50\%$ (30). Dette tolkes som at $(0.5r, 1.5r)$ utgjør et 95% konfidensintervall for r . Her er r forventningsverdien. (Et 95% konfidensintervall betyr at det er

95% sannsynlighet for at den sanne verdi av en variabel ligger innenfor dette intervallet). En valgte her å benytte en lognormalfordeling for r der følgende to betingelser ble oppfylt; det aritmetiske middel i fordelingen er r , og sannsynligheten for at r -verdien er større enn $1.5r$ er 2.5% (noe som stemmer med det oppgitte konfidensintervall). (Når en ikke vet noe mer om de usikre størrelsene, er det vanlig å bruke normalfordeling. Ved å bruke denne fordelingen vil vi imidlertid få en viss sannsynlighet for negativ r , og vi valgte derfor å bruke en lognormal fordeling i stedet. Denne gir nesten samme resultat, men unngår negativ r). For modelluttrykket benytter en den beregnede verdi som forventningsverdi i en normalfordeling med standard avvik på 0.125 ganger forventningsverdien.

7.5 MONTE CARLO SIMULERING

Vi ønsker å finne ut hvordan usikkerheten i enkeltfaktorer påvirker totalestimatet for antall radoninitierte lungekrefttilfeller i Norge. Til dette brukes Monte Carlo simulering. Beregningene utføres ved at en trekker verdier for de usikre faktorene, i følge den sannsynlighetsfordeling de er gitt. Ved å gjennomgå denne prosedyren første gang og benytte likning 7.5, oppnår en et estimat for totalt antall lungekreft-tilfeller, R . R er en usikker størrelse, og denne ene verdien kan anses som en "observasjon" av denne størrelsen. For å få et bedre estimat for R , må vi skaffe oss flere "observasjoner". En ny "observasjon" oppnås ved å trekke nye verdier for de usikre parametrene og igjen bruke likning (5) til å beregne den nye verdien av R . Ved hjelp av datamaskin gjentas denne prosedyren et høyt antall ganger (>1000), og en kan til slutt beregne gjennomsnittsverdi, standardavvik, konfidensintervall og eventuelt andre ønskede egenskaper. I tillegg kan en få fram et plott av frekvensfordelingen for R .

I våre beregninger har vi brukt modellen med usikkerhet i de to faktorene beskrevet ovenfor. I tillegg har vi foretatt tilpasninger for å kunne modellere tiltak som reduserer radonkonsentrasjonen til ulike nivå.

8.0 KOSTNADSMODELL

Vi skal i dette kapittelet se nærmere på de ulike faktorene som inngår i beregningen av tiltakskostnadene. Vi skal se på kostnadene som samfunnets totalkostnader, d.v.s. at kommunen og den private huseiers utgifter regnes under ett, men vi vil spesifisere nærmere hvilke kostnader som belastes hvem.

Kommunene vil, etter de nye retningslinjene som nå er på trappene, ha ansvaret for å vurdere/kartlegge sitt område mht. radonnivå. Videre skal kommunen sørge for at folk kan få veiledning om hvilke tiltak som skal velges for å redusere radonnivået i deres hus. Enten skal de kommunale myndigheter selv besitte denne kompetansen, eller de må sørge for at det er andre (f.eks. private firma) som kan tilby denne tjenesten.

En kan da tenke seg at de kommunale kostnader består i det antall målinger som er nødvendige for å vurdere område, ev. framskaffe supplerende informasjon via kartverk etc., kostnader knyttet til det å eventuelt bygge opp kompetanse slik at en kan gå ut med informasjon til publikum og mer generelle merkostnader i forbindelse med administrering av radonrelaterte tjenester.

Nå er det tvilsomt om en kan klare å skille kostnadene i alle disse enkeltpostene fra hverandre. Både oppbygging av kompetanse, og kanskje særlig informasjonsarbeid og administrasjon, kan bli vanskelig å skille fra andre "daglige" gjøremål. I den kostnadsmodellen som er laget, har vi samlet kartleggingskostnader, kompetanseoppbygging, informasjonsvirksomhet og administrasjon under en fellesbetegnelse. Vi kommer mer detaljert tilbake til dette i kapittel 9.2; Kommunale kostnader.

Huseierens kostnader vil utgjøres av tiltakskostnadene og ev. kostnader ved å innhente veiledning om tiltak hos private firma. I tillegg kan en tenke seg at noen tiltak (f.eks. ventilasjon) gjør det påkrevd med større fyringsutgifter. Men endringen i energiforbruk kan også bli positiv dersom tiltaket gir mulighet for varmegjenvinning. Dette vil modellen ta hensyn til.

Når det gjelder målekostnadene er det ikke klart hvordan disse vil fordeles. Noen kommuner vil trolig selv bekoste målingene av boliger i områder som er identifisert som radonbelastede (dette er til en viss grad gjort i Sverige (30)), mens andre vil overlate målingene, utover selve kartleggingen, til den enkelte huseier. Dette vil bli kommentert nærmere i kapittel 9.4; Målekostnader.

I modellen vil de ulike tiltak bli delt opp i kategorier som det knyttes kostnader og energiøkonomiske kostnader/gevinster til.

Modellen for våre kostnadsberegninger er som gitt nedenfor. Modellen er utarbeidet i samarbeid med Sven Ove Samuelsen som var dr.scient student på SI en del av prosjektperioden.

$$K_{\text{total}} = K_K + K_M B_M + B_T \left\{ K_V + \sum_{j=1}^{\text{Alle tiltak}} (K_T(j) + E_T(j))p(j) \right\} \quad (\text{L.7.6})$$

Her er:

K_{total} = Samlede kostnader for hele landet

K_K = Samlede kommunale kostnader (på landsbasis)

K = Målekostnadene pr. bolig

M

B_M = Antall boliger som måles

B_T = Antall boliger det gjøres tiltak i (< B_M)

K_V = Veiledningskostnad pr. bolig

$K_T(j)$ = Tiltakskostnader for tiltak j

$E_T(j)$ = Endring i energiforbruk ved tiltak j

$p(j)$ = Andel av boliger med tiltak hvor tiltak j settes igang

Til alle disse størrelsene knytter det seg usikkerhet. I beregningene blir derfor disse størrelsene betraktet som stokastiske variable, noe som medfører at også de totale kostnadene oppgis med forventningsverdi og konfidensintervall. Konfidensintervallet viser spredningen rundt forventningsverdien og gir oss dermed et bilde av hvor sikkert (eller usikkert) det totale kostnadsanslaget er. En mer detaljert statistisk beskrivelse er gitt i vedlegg.

Vi vil i våre beregninger bruke årlige kostnader fordi dette er lettest å sammelikne med årlig reduksjon i lungekrefttilfeller. Engangsinvesteringene vil omformes til årlige beløp ved at en betrakter dem som nåverdier og beregner annuiteter ut fra en kalkulasjonsrente på 7% og en tidshorisont på 25 år. Vi har valgt samme tidshorisont som i den svenske undersøkelsen (33).

9.0 DATAGRUNNLAG

9.1 TILTAKSKOSTNADER / ENDRING I ENERGIFORBRUK

3 ulike bygningsmessige tiltakstyper, samt kombinasjoner av disse, ble ansett som aktuelle i prosjektet. Disse er:

1. Tetting
2. Trykkendring
3. Ventilering
4. Kombinasjon av tetting og trykkendring
5. Kombinasjon av trykkendring og ventilering
6. Kombinasjon av tetting og ventilering

Selve tiltakene er nærmere beskrevet i andre deler av rapporten. Her skal vi konsentrere oss om kostnadene og endringene i energiforbruk. Det foreligger data fra ialt 25 hus, beliggende i Vest-Agder, Buskerud Ringerike Løten og Oslo. Kombinasjon 6 er ikke prøvd ut i noen av husene, og er derfor ikke tatt med i tabell 9.1. Tetting og ventilering alene er heller ikke prøvd ut, men siden disse inngår som en del av tiltaket i flere boliger, har vi tatt dem med i tabellen. Det foreliggende datamateriale er for lite til å kunne si noe sikkert om gjennomsnittlige kostnader på landsbasis. På den annen side regnes husene å være så representative for boligmassen at tallene burde gi en rimelig indikasjon på kostnadsnivået. Vi har her basert oss på forventningsverdier (E) og et 95% konfidensintervall som viser spredningen omkring dette tallet. Tiltakskostnadene baserer seg på kostnadstallene som er presentert tidligere i rapporten, og en subjektiv vurdering for å finne forventningsverdi og konfidensintervall (foretatt i prosjektgruppen). Egeninnsats er ikke regnet med i kostnadene. Tabellen på neste side viser tallene som er benyttet.

Tabell 9.1

Forventede kostnader ved tiltak (E=forventningsverdi, tallene i parentes utgjør et 95% konfidensintervall), anslått på bakgrunn av den eksperimentelle delen av prosjektet. Endring i energiforbruk er gitt som økte utgifter pr. år. Alle tallene er gitt i kroner.

Tiltak	Tiltakskost.	Endring i energi- forbruk	Antall hus med dette tiltaket	Andel hus med dette tiltaket
Tetting	E=2500 (200,7000)	Ingen	0	0
Trykkendr.	E=6100 (3000,8000)	E=100 (50,150)	15	0.60
Ventilasjon	E=1000 (500,5000)	E=150 (100,200)	0	0
Tetting + Trykkendr.	E=8000 (4000,9000)	Som for trykkendr.	9	0.36
Trykkendr. * + Ventilasjon	E=10 000 (5000,12000)	E=-1800 (-1200,-2400)	1	0.04
** Trykkendr. + Ventilasjon	E=5000 (2000,7000)	Som for trykkendr.	0	0

* Med luft-til-luft varmegjenvinning

** Uten varmegjenvinning. At trykkendring pluss ventilasjon er billigere enn trykkendring alene, skyldes at en i denne sammenheng kan bruke billigere metoder for å oppnå trykkendring.

Tabellen viser investeringskostnader for tiltakene. Når det gjelder vedlikehold, vil vi bruke tallene fra de svenske undersøkelsene (33), som regner med at vedlikeholdet hvert år utgjør 1% av investeringskostnadene.

Ved tetting regner vi ikke med noen endring i energiforbruk. For trykkendring regner vi med en økning i energiforbruk som skyldes vifteenergi (bruker vifter fra 28 til 75 W), men noe av denne varmen vil komme resten av huset til nytte slik at oppvarmingen her kan reduseres. Derfor er økningen i energiforbruk anslått til noe under middelveiden for disse viftene. Ventilering antas å føre til en økning i energiforbruk på 400 kWh pr. år. Dersom det installeres varmegjenvinning ved tiltak 5, vil en få en forventet energiøkonomisk gevinst på 1800 kr pr. år.

Det er regnet med en pris på 0.35 kr pr. kWh. Vi har i våre beregninger brukt samme forutsetning som i den svenske undersøkelsen (33), nemlig at økning av ventilasjon opp til 0.5 utskiftninger i timen ikke regnes som en radonrelatert kostnad. Dette tas opp litt nærmere i det følgende.

Det er interessant også å se på tall fra utlandet, her representert ved en svensk undersøkelse (33) som bygger på 1463 boliger, og en amerikansk (22) som bygger på 23 boliger. Fra den svenske undersøkelsen har vi brukt tall fra tiltakene rettet mot "markradon" (svenskene har også en del tiltak som går på radon fra bygningsmateriale). Svenskene har delt inn tiltakene etter radonkonsentrasjon. Dersom radonnivået ligger over 800 Bq/m³, anbefaler de tetting samt installasjon av radonsug eller radonbrønn. Dersom radonkonsentrasjonen ligger mellom 400 og 800 Bq/m³, kan en nøye seg med rimeligere tiltak. Da kan det være nok å montere ulike ventiler.

Under vises gjennomsnittlige tiltakskostnader og endring i energiforbruk for de ulike boligtyper og radonkonsentrasjoner (prisen er oppgitt i norske kroner med en omregningskurs på 1.10).

I disse kostnadene inngår ikke egeninnsats, men veiledningskostnadene m.h.p. tiltak er inkludert i tiltakskostnadene.

	Eneboliger		Blokkleiligheter	
	Tiltakskost.	En.øk.kost	Tiltakskost.	En.øk.kost
Hus med kons. over 800 Bq/m ³	13 200	300	13 200	150
Hus med kons. mellom 400 og 800 Bq/m ³	8 800	300*	6 600	300*

* Skyldes installering av vifte. Se nærmere forklaring under.

Når det gjelder endring i energiforbruk, skyldes dette installering av vifter i boliger med radonkonsentrasjoner over 800 Bq/m³. Tallene angir kostnadsøkning pr. år. For boligene med radonkonsentrasjoner mellom 400 og 800 Bq m⁻³, vil endringen i energiforbruk beløpe seg til ca. 750 kr dersom ventilasjonen økes til 0.5 utskiftninger i timen og ca. 300 kr dersom en bare installerer vifter. Dette gjelder eneboliger. For blokkleiligheter er tilsvarende tall henholdsvis ca. 400 og 300 kr I den svenske rapporten

er imidlertid økede energiutgifter som følge av øket ventilasjon opp til 0.5 luftutskiftninger pr. time, ikke tatt med på kostnadssiden når kostnad/nytte forholdet skulle vurderes. Det skyldes at dette er regnet som det ønskede nivå i en bolig. Svært mange boliger har i dag for dårlig ventilasjon. Derfor vil tiltakene som øker ventilasjonen til ønsket nivå, ikke bare kunne rettferdiggjøres ut fra hensyn til radon, men ut fra almenne inneklimate forhold. Det regnes derfor ikke som en spesifikk merkostnad ved radontiltakene.

De norske og svenske tiltakene er ikke direkte sammenlignbare, og vi ser at kostnadene varierer en del. Men forskjellene mellom dem, usikkerheten tatt i betraktning, er likevel ikke betydelige. Da de svenske tiltakene har en annen inndeling enn de norske, velger vi å bygge våre kostnadsestimat på den eksperimentelle delen av vårt eget prosjekt.

I den amerikanske undersøkelsen har man delt inn tiltakene i tetting, tetting og ventilering av kryperom, trykkendring (i kjeller og under kjellergolv) og luft til luft varmegjenvinning. Her har en kommet fram til følgende gjennomsnittstall i norske kroner (vi har regnet med en dollarkurs på 6.90):

Tiltak:	Kostnad:	Økt energiforbruk:
Tetting	2 500	*
Tetting/Vent.	6 500	*
Trykkendr. i kjeller	5 800	1 100
Trykkendr. u. kjeller	10 100	1 500

* Ikke oppgitt. Hvis vi imidlertid holder oss til de norske tallene, har tetting av konstruksjonene mot grunnen sannsynligvis liten effekt på energiforbruket.

Vi har i alle beregningene for å finne økning i energikostnader pr. år brukt den norske prisen på 0.35 kr pr. kWh.

9.2 KOMMUNALE KOSTNADER

Kommunale kostnader defineres som de kostnader kommunene har med kartlegging, informasjon og oppfølging i forbindelse med radonspørsmålet. Det kan være vanskelig å skille en del av disse oppgavene fra det som er de vanlige gjøremål på kommunale helseavdelinger, men vi skal her gjøre bruk av data fra et fellesprosjekt for Drammen, Lier, Ringerike, Hole, Nedre og Øvre Eiker kommuner. I tillegg skal vi ta med tall fra Sosialstyrelsens svenske undersøkelse (34).

Fra Svein Arne Hoff (Helseavdelingen i Drammen kommune) har vi fått foreløpige opplysninger vedrørende fellesprosjektet. De har igangsatt ulike aktiviteter som innhenting av kart, etablering av diverse kontakt med publikum og firma, utvelgelse av hus som skal måles, innhenting av måleresultat og ulike former for oppfølging. Arbeidet er anslått til mellom 1540 og 2160 timer. Med en timepris på 100 kroner (tilsvarende lønnstrinn 25/26) gir dette kostnader mellom ca. 155 000 og 215 000 kroner. I tillegg kommer målinger av 300 boliger, á 200 kroner. I denne kartleggingen har de bare brukt ett dosimeter pr. bolig. I neste omgang, når en måler med tanke på tiltak, vil en sannsynligvis bruke to. Det er Kodak-sporfilm som er blitt brukt ved disse målingene. Direkte målekostnader mht. kartlegging beløper seg i dette prosjektet til 60 000

kroner. Totalt blir dette mellom 215 000 og 275 000 kroner i kommunale utgifter. Dette er sannsynligvis et lavt estimat for dette prosjektet, fordi en må påregne noe oppfølgings-arbeid som ennå ikke er estimert.

Utgiftene mht. radontiltak vil variere mye fra kommune til kommune. I det nevnte fellesprosjektet går en grundig til verks. I mange kommuner vil en trolig ha lavere kostnader, dels fordi radonproblemet er lite, dels fordi enkelte kommuner ikke vil ha ressurser til å prioritere dette arbeidet. Siden arbeidet er kommet så kort på landsbasis, er det vanskelig å si noe om hvilken strategi de resterende kommuner vil velge, og dermed hva som blir de gjennomsnittlige kommunale kostnadene på landsbasis.

Som tidligere nevnt, er forannevnte prosjekt et fellesprosjekt mellom 6 kommuner. De har derfor kunnet redusere kostnadene betraktelig ved at flere kommuner direkte har kunnet bruke resultater fra en av kommunene. Svein Arne Hoff antar at dersom hver kommune skulle arbeide for seg, ville utgiftene pr. kommune bli omtrent like store som totalkostnadene i dette fellesprosjektet. Som vi skal se i det følgende, avviker ikke disse tallene svært mye fra tilsvarende svenske tall.

I den svenske undersøkelsen (34), som er landsomfattende, har en vha. spørreskjema og telefonsamtaler kommet fram til overslag over kommunenes radonrelaterte kostnader. Det understrekes at disse tallene er usikre, bl.a. fordi det ikke ble spurt direkte om kostnader i spørreskjemaene. Gjennomsnittlig har kommunene brukt ca. 60 000 kroner i personellkostnader, inklusive reiser (dette tallet er sannsynligvis for lavt), 45 000 kroner til innkjøp av utstyr, og kartlegging av radonforholdene i kommunen har kostet 20 000 til 90 000 kroner. I tillegg har kommunene i tidsrommet 1979-86 foretatt målinger i 32 500 boliger, noe som beløper seg til 17 875 000 kroner. Gjennomsnittlig for de 284 kommunene blir dette ca. 65 000 kroner. Estimatet for totalkostnadene pr. kommune i Sverige blir da 190.000 - 260.000 kroner. (Beløpet er gitt i norske kroner.)

Sannsynligvis er anslagene fra både Norge og Sverige noe lave, i Sverige pga. underestimerte personellkostnader, i Norge fordi en mangler estimat for noe av den videre oppfølgingen.

9.3 ANTALL HUS SOM MÅLES

Når det gjelder antall hus som måles (BM), må vi identifisere et måleopplegg som synes rimelig og estimere kostnadene ved dette. Det valgte alternativ er utarbeidet i prosjektgruppen. Vi har valgt å dele landet inn i ulike risikosoner og ha ulike målestrategier for disse. Følgende 3 kategorier er benyttet for å klassifisere landets kommuner:

- 1) Mindre enn 2 % av boligene har konsentrasjoner over 200 Bq/m³
- 2) 2-20 % av boligene har konsentrasjoner over 200 Bq/m³
- 3) Mer enn 20% av boligene har konsentrasjoner over 200 Bq/m³

En nøyaktig oppdeling av landets kommuner ville bl.a. kreve flere data mht. radonkonsentrasjonfordeling og hustyper enn det som er tilgjengelig idag.

Tabell 9.2

Prosent av boligmassen som tilhører de ulike kategorier.

Fylke	Kategori 1	Kategori 2	Kategori 3
Finnmark	65	35	
Troms	70	30	
Nordland	75	25	
Nord-Trøndelag	70	30	
Sør-Trøndelag	75	25	
Møre og Romsdal	80	20	
Sogn og Fjordane	75	25	
Hordaland	60	40	
Rogaland	60	40	
Vest-Agder	60	40	
Aust-Agder	60	40	
Telemark	55	40	5
Buskerud	55	40	5
Oppland	50	45	5
Hedmark	40	40	20
Akershus	50	40	10
Oslo		100	
Vestfold	55	40	5
Østfold	60	40	

Oppdelingen i de 3 kategorier er gjort på kommunenivå, men fylkesoversikten er veid etter folketallet. Vi understreker at denne oversikten er grov, men den gir et "oversiktsbilde" av forholdene. Vi foreslår at ingen spesielle måleprogrammer igangsettes innenfor kategori 1, utvalgte boligområder måles i kategori 2, mens alle boliger måles i kommuner av kategori 3.

Når en her snakker om målinger, er det målinger for å avgjøre om tiltak er nødvendige. Disse målingene foretas etter at kommunens kartlegging er ferdig, når en har bedre kunnskap om hvilke områder som bør måles mer nøyaktig.

Ved å dele landet inn i disse kategoriene, og beregne antall boliger i hvert område ut fra folketall i fylkene (Statistisk Årbok for 1986) og den forutsetning at det bor 2.6 mennesker i hver bolig, kan vi få et grovt estimat for hvor mange boliger som må måles. Når det gjelder antall boliger som må måles for å identifisere de som har en forhøyet radonkonsentrasjon, skal vi bygge på tall fra svenske undersøkelser (33). Her regnet de med å måtte måle 10 boliger for å identifisere en med høy radonkonsentrasjon. Nå gjaldt dette konsentrasjoner over 800 Bq/m³. Hos oss er det ønskelig å identifisere hus med konsentrasjoner over 200 Bq/m³, som det er langt flere av. Faktoren 10 er derfor for høy, og vi velger å anta at vi må måle 5 hus for å identifisere ett med forhøyet radonkonsentrasjon.

Kategori 1 omfatter på landsbasis ca. 873 000 boliger. Her ble det foreslått å ikke sette igang spesielle måleprogrammer. (Dersom en likevel skulle ønske å finne de maksimalt 2 % som har radonkonsentrasjoner på mer enn 200 Bq/m³, ville en måtte måle maksimalt ca. $(873\ 000 \cdot 2\ \%) \cdot 5 = 87\ 300$ boliger.)

I kategori 2 har vi ca. 510 000 boliger utenfor Oslo. Hele Oslo er dessuten kategorisert under 2, slik at her får vi ca. 173 000 boliger i tillegg. I denne kategorien er det foreslått at bare utvalgte områder skal måles. I Oslo regner vi at det er ca. 60% av boligmassen som er uaktuelle mht. tiltak (og dermed målinger) fordi det er blokkleiligheter i 2. eller høyere etasjer. Siden andelen av boliger med radonkonsentrasjon over 200 Bq/m³ i kategori 2 varierer mellom 2 og 20%, kan vi som et gjennomsnitt anta at en måler 25 % av boligene. (I kommuner med bare 2% over tiltaksgrensen, måler en etter våre forutsetninger 10% av boligene for å finne de aktuelle, mens de som har opp mot 20% må måle adskillig større andel). Det betyr altså at vi innenfor kategori 2 måler ca. ca. 145 000 boliger. Vi setter her et 95% konfidensintervall fra 100 000 til 190 000 boliger for å ivareta variasjonen i radonkonsentrasjoner kommunene imellom.

I de mest risikofylte områdene, kategori 3 har vi ca. 45 000 boliger. Her er det forutsatt at alle boliger måles.

Denne strategien med inndeling i kategorier skulle da innebære at ca. 190 000 boliger måles mht. tiltak. Dette tallet inngår i modellen som B_M.

9.4 MÅLEKOSTNADER

Det vi her definerer som målekostnader, er målinger som gjøres med tanke på tiltak. Kartleggingsmålinger som utføres av kommunen, er omtalt under kommunale kostnader. Vi skal i våre beregninger bruke 400 kr pr. bolig som målepris. Denne prisen gjelder to dosimeter. Vi må regne med 2 målinger pr. bolig der det gjøres tiltak, før og etter tiltak. Samlet pris for disse boligene blir da 800 kr.

I noen kommuner (som i det omtalte fellesprosjektet), vil helseavdelingene sørge for at målinger utover ren kartlegging blir foretatt i de antatt hardest belastede områdene og sørge for å dyktiggjøre firma slik at disse kan autoriseres til å foreta veiledning og gjennomføring av tiltak. Andre kommuner kan komme til å overlate kostnadene ved målinger (utover kartleggingen) og gjennomføring av tiltak mer til den enkelte huseier.

Det vil sannsynligvis i alle tilfeller være nyttig dersom kommunen har et koordineringsansvar, slik at målingene kan organiseres på en hensiktsmessig måte.

Hvorvidt målekostnadene belastes kommune eller huseier, vil sannsynligvis ikke ha noe å si for samfunnets total kostnader. Det vil bare ha innvirkning på fordelingen mellom privat og offentlig finansiering. En kunne selvfølgelig tenke seg at en kommune med et større måleprogram kunne forhandle seg til gunstigere priser pr. bolig enn den enkelte huseier, men vi skal i våre beregninger benytte de nevnte priser.

9.5 VEILEDNINGSKOSTNADER

Her finnes, såvidt vi har bragt på det rene, ingen erfaringstall fra Norge. Fra de svenske undersøkelsene (33) er det heller ikke mulig å identifisere veiledningskostnader, da disse er inkludert i tiltakskostnadene. For å finne et estimat for veiledningskostnadene, har vi tatt utgangspunkt i de priser som benyttes for konsulenter innenfor energiøkonomisk veiledning. Oslo Lysverker opplyser at prisen for befaring pluss rapport kommer på 3000-4000 kroner. Da befaring/veiledning i forbindelse med radontiltak vil

være mindre omfattende, valgte prosjektgruppen å anslå denne kostnaden til 2/3 av prisen fra lysverkene, altså 2000 -2700 kroner pr. bolig. Dersom dette blir en tjeneste med et betydelig marked, kan det også bli muligheter for ytterligere prisreduksjoner. Vi vil i våre beregninger betrakte dette som en utgift, knyttet til huseier.

10.0 RESULTATER OG KONKLUSJONER

10.1 REDUKSJON I ANTALL LUNGEKREFTTILFELLER

Ved beregning av antall lungekrefttilfeller har vi benyttet oss av modellen som er beskrevet i kapittel 7.3. Vi har valgt å se på 4 ulike verdier for tiltaksgrenser, og 3 forskjellige verdier for radonnivå etter tiltak. Dette er gjort for å få et bilde av hvordan radonkonsentrasjonen påvirker antall lungekrefttilfeller, og dermed gi en antydning om hvilken grenseverdi det er hensiktsmessig å legge seg på. De 3 høyeste verdiene for tiltaksgrenser er valgt fordi de har vært diskutert i forbindelse med Helsedirektoratets veiledning, mens 100 Bq/m^3 er valgt fordi det er gjennomsnittsverdien når det gjelder radonkonsentrasjonene i norske hjem. Vi syntes derfor det var interessant å se hvilken effekt det hadde å sette tiltaksgrensen til denne verdien.

Faggruppen "Radon i boliger" har anbefalt maks. 200 Bq/m^3 som grense etter gjennomført mottiltak. Vi ønsker imidlertid også å se på 2 lavere nivåer for å undersøke effekten av en slik konsentrasjonssenkning.

Tabell 10.1 viser det estimerte antall lungekrefttilfeller ved de ulike tiltaksgrensene og radonkonsentrasjon etter tiltak. Antall lungekrefttilfeller er oppgitt som forventningsverdi (E) med et 95 % konfidensintervall. Det er viktig å presisere at vi har forutsatt at det i alle boliger over tiltaksgrensen gjøres tiltak slik at de oppgitte konsentrasjoner etter tiltak nås. Vi vil senere diskutere denne forutsetningen noe nærmere.

Tabell 10.1

Forventningsverdi (E) og 95 % konfidensintervall for antall radoninitierte lungekrefttilfeller pr. år ved ulike tiltaksgrenser (i radonkonsentrasjon) og radonkonsentrasjoner etter tiltak. Radonkonsentrasjonene er gitt i Bq/m^3 . Tallene i tabellen er avrundet.

Tiltaks- grense				
Konsentrasjon etter tiltak	800	400	200	100
200	E= 210 (100-330)	E= 190 (100-300)	E= 170 (80-270)	
100	E= 200 (100-330)	E= 190 (85-290)	E= 150 (65-220)	E= 110 (60-180)
50	E= 200 (100-330)	E= 180 (80-290)	E= 140 (60-200)	E= 90 (30-135)

Forventet antall lungekrefttilfeller dersom en ikke setter igang tiltak, er 210 pr. år. (100-330) utgjør et 95%- konfidensintervall.

Beregningene for hver kombinasjon av tiltaksgrense/konsentrasjon etter tiltak bygger på 6000 simuleringer.

Tabellen leses slik at en f.eks. forventer å få 190 lungekrefttilfeller pr. år dersom det settes igang tiltak i alle hus med radonkonsentrasjon på 400 Bq/m^3 eller mer (d.v.s. at tiltaksgrensen er 400 Bq/m^3) slik at radonnivået reduseres til 200 Bq/m^3 . (Men det vil fortsatt være hus med konsentrasjoner mellom 200 og 400 Bq/m^3 der det ikke settes igang tiltak). Det er videre 95% sannsynlighet for at antall lungekrefttilfeller pr. år ligger mellom 100 og 300. Hvis en bare ser på forventningsverdiene, representerer dette en reduksjon på 20 lungekrefttilfeller pr. år i forhold til ikke å sette igang tiltak.

Figur 10.1 viser frekvensfordelingen for antall lungekrefttilfeller ved valg av de samme grenseverdiene for radonkonsentrasjon. Figuren viser spredningen rundt forventningsverdien. Vi ser at det er ca. 80% sannsynlighet for at antall lungekrefttilfeller skal ligge mellom 150 og 250, og ca. 95 % sannsynlighet for at antall lungekrefttilfeller skal ligge mellom 100 og 300 (det angitte konfidensintervall)

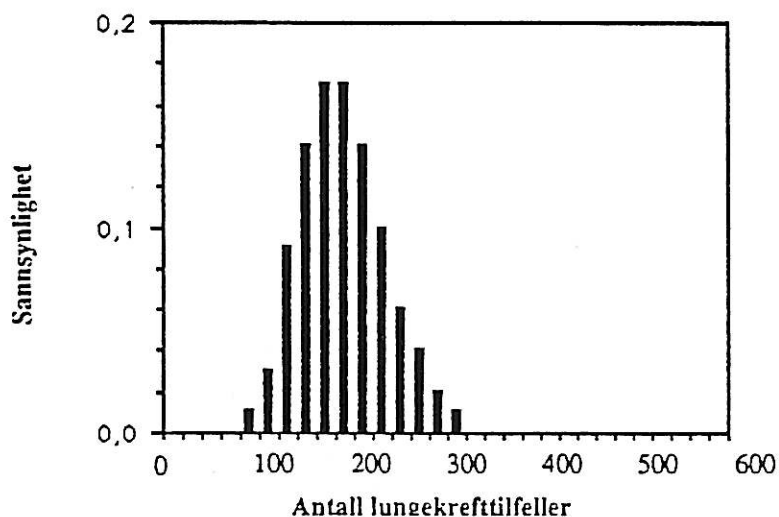


Fig. 10.1

Frekvensfordeling for antall lungekrefttilfeller dersom det gjøres tiltak i alle hus med radonkonsentrasjoner $\geq 400 \text{ Bq/m}^3$ slik at konsentrasjonen senkes til 200 Bq/m^3 . (Resultatet bygger på 6000 simuleringer)

Tallene fra våre beregninger tyder på at det har liten effekt bare å sette igang tiltak i boliger med radonkonsentrasjoner over 800 Bq/m^3 . Reduksjonen i antall lungekrefttilfeller er ikke signifikant i forhold til 0-alternativet (ingen tiltak). Dette gjelder for en konsentrasjon på 200 Bq/m^3 etter tiltak, som vel er det mest realistiske målet. Dersom en oppnår enda lavere konsentrasjoner etter tiltak, vil en tiltaksgrense på 800 Bq/m^3 kunne gi en reduksjon på 10 i antall årlige lungekrefttilfeller. Hvis vi fortsatt setter nivået etter tiltak til 200 Bq/m^3 , men senker tiltaksgrensen til 400, vil dette gi opphav til en forventet reduksjon på ca. 20 lungekrefttilfeller pr. år (eller ca. 10 %) i forhold til ingen tiltak. Neste tiltaksgrense innebærer at ingen av landets husstander vil ha mer enn 200 Bq/m^3 i radonkonsentrasjon. En slik strategi gir en forventet reduksjon på ca. 40 lungekrefttilfeller pr. år (eller ca. 20%) i forhold til ikke å igangsette tiltak.

Ved å tilstrebe lavere konsentrasjoner etter tiltak vil selvfølgelig antall lungekrefttilfeller synke tilsvarende, særlig vil vi få betydelige effekter for de to laveste tiltaksgrensene. Dersom en valgte en tiltaksgrense på 200 Bq/m^3 og klarte å redusere konsentrasjonen etter tiltak til 50 Bq/m^3 , ville en ut fra forventningsverdiene få redusert antall lungekrefttilfeller pr. år med 1/3. De beste resultatene vil naturlig nok oppnås med en tiltaksgrense på 100 Bq/m^3 der alle boliger over denne konsentrasjonen reduserer sitt nivå til 50 Bq/m^3 . Dette innebærer en reduksjon i antall lungekrefttilfeller i underkant av 60%, men er neppe noe realistisk alternativ.

Fra tabellen ser vi at usikkerheten i estimatene er forholdsvis stor. Konfidensintervallene vil for mange av handlingsalternativene overlape hverandre.

I følge disse beregningene bør tiltaksgrensen ikke settes høyere enn 400 Bq/m³ dersom en skal få en signifikant reduksjon i lungekrefttilfellene på landsbasis (dersom en fastholder at nivået etter tiltak skal være 200 Bq/m³). Vi skal i kapittel 10.2. komme tilbake til kostnadene pr. redusert lungekrefttilfelle. I Sverige anbefaler Socialstyrelsen at tiltaksgrensen senkes fra 800 til 400 Bq/m³ (april, 1989).

10.1.1 Diskusjon av resultatene

Påliteligheten i det beregnede antall lungekrefttilfeller vil avhenge av de forutsetninger som er gjort. En av de viktigste forutsetningene er at gruvearbeiderdataene, som ligger til grunn for risikomodellen, er representative for totalbefolkningen. Som tidligere nevnt, synes dyreforsøk og data fra atombombesprengninger og kjernekraftulykker å gi resultater som ikke avviker betydelig fra gruvearbeiderdataene. Det virker derfor rimelig å bruke disse dataene, selv om disse muligens gir noe høye risikotall fordi gruvearbeiderne har en større andel røykere og utsettes for større strålingsdoser enn gjennomsnittsbefolkningen.

Videre er det forutsatt at den relative tilleggsrisikoen, $\lambda_T(t)$, som skyldes radoneksponering, er proporsjonal med den normale lungekreftraten (uten radoneksponering), $\lambda_0(t)$. Vi har brukt data fra Statistisk årbok for å beregne den normale lungekreftraten i de ulike aldersgrupper. Her er det ikke mulig å skille ut de lungekrefttilfellene som har radoneksponering som medvirkende årsak, noe som gjør at disse også inngår i beregningen av normalraten, $\lambda_0(t)$. Dette igjen fører til at denne raten blir noe for høy. For å se hvordan dette innvirket på totalresultatet, foretok vi en folsomhetsanalyse. Her trakk vi fra det antall lungekrefttilfeller som antas å skyldes radoneksponering (vi brukte forventningsverdien på 210 tilfeller som framkom i beregningene for strategien "ingen tiltak"), beregnet nye risikorater på bakgrunn av dette og så hvordan det slo ut på det beregnede antall lungekrefttilfeller. Det viste seg at denne endringen ikke hadde signifikant effekt. Derfor er det rimelig å anta at vår opprinnelige måte å beregne risikorater på, ikke bidrar til å gi for høye lungekrefttall.

Når det gjelder det beregnede antall lungekrefttilfeller uten tiltak, representerer dette det tallet en kan vente seg i framtida dersom radonnivået holder seg på dagens nivå (Sanner og medarbeidere (18)). Det er grunn til å tro at radonnivået har øket i de senere år pga. dårligere ventilasjon i nyere boliger. Det er derfor trolig at antall radoninduserte lungekrefttilfeller idag er lavere enn det som er beregnet (fordi disse er initiert 10- 40 år tilbake i tida).

I våre beregninger har vi ikke tatt med effekten av røyking. Det er ennå ikke funnet noen klar modell for samspillseffekten mellom røyking og radoneksponering, men de fleste eksperter heller til den oppfatning av effekten er multiplikativ (BEIR IV (32)). Samspillseffekten mellom røyking og radoneksponering er svært komplisert. Den avhenger bl.a. av hvor lenge en har røykt, hvor mye en røyker, type tobakk, inhaleringsmetode etc. Den sterke synergieffekten mellom røyking og radoneksponering når det gjelder lungekreft skyldes trolig at røyking gjør det lettere for radondøtrene å entre luftveiene og også gjør disse mer mottagelige for strålingsdosene. Det er derfor sannsynlig at risikoen for lungekreft ved innendørs eksponering er adskillig større for røykere enn for ikke-røykere.

Det at vi ikke har tatt med synergieffekter som skyldes røyking, skulle medføre at våre risikotall blir for små, og at det beregnede antall

lungekrefttilfeller derfor er for lavt. Nå har en sannsynligvis fått med noe av røykeeffekten ved at gruvarbeiderne, som vi tar utgangspunkt i, antageligvis består av flere røykere enn gjennomsnittsbefolkningen. Dermed ligger noe av den forhøyede risiko som skyldes røyking, allerede inne i dataene. Men det er ikke mulig å si hvor mye av røykeeffekten som blir ivaretatt via dette. (I følge opplysninger fra Statens Tobakkskaderåd er det ca. 40% av den mannlige befolkningen og 33-34 % av kvinnene i Norge som røyker. Det er flere røykere i byene enn på landet).

Det er heller ikke mulig for oss å gå nærmere inn på sammenhengen mellom røyking og radoneksponering(d.v.s. hvor mange røykere som utsettes for ulike konsentrasjoner av radon), da det mangler data for dette.

Det kan også tenkes at andre lungeskadelige stoffer (asbest, silisium og arsenikk) kan samvirke med radon på samme måte som røyking, men disse forholdene vet en i dag svært lite om (32).

Tallene som presenteres, bygger, som tidligere nevnt, på forutsetningen om at det settes igang tiltak i alle hus med radonkonsentrasjoner over tiltaksgrensen slik at konsentrasjonen reduseres til oppgitt nivå. Dette er sannsynligvis en lite realistisk forutsetning. Så lenge dette bare er en tilråding og ikke noe påbud, vil det trolig være en større andel huseiere som hverken måler huset sitt eller setter igang tiltak selv om konsentrasjonen ligger over grenseverdien. Det er selvfølgelig umulig å spå noen prosentandel her, men en rimelig parallell kan være røykere. De er også i en situasjon der de kjenner faren, vet om botemiddel, men velger å ikke gjøre noe for å redusere risikoen. (En forskjell er selvfølgelig at det koster noe å sette igang radontiltak).

Som tidligere nevnt er det 35 - 40 % av Norges befolkning som røyker. Dersom en antar at en tilsvarende andel huseiere vil la være å gjøre noe med huset sitt, vil helsegevinsten reduseres i takt med dette. Det vil imidlertid ikke være riktig å redusere helsegevinsten med 35-40 % i hver rute i tabell 10.1. Det er rimelig å tro at de som har høyest konsentrasjoner i forhold til grenseverdiene, vil være mest innstilt på å gjøre noe med boligen, og dermed bidra til en forholdsvis større reduksjon i helserisiko enn dem med lavere konsentrasjoner. Tilsvarende er det sannsynlig at yngre vil være mer tilbøyelige til å igangsette tiltak fordi en tjener på å få redusert konsentrasjonen så tidlig som mulig. Også dette vil sannsynligvis gi seg utslag i reduserte lungekrefttilfeller over tid. Men som en konklusjon må visi at den reelle reduksjon i lungekrefttilfeller sannsynligvis blir mindre enn beregnet fordi en del hus ikke oppdages pga. at ikke alle aktuelle huseiere måler. I tillegg vil ikke nødvendige tiltak bli igangsatt overalt der for høye konsentrasjoner er påvist.

10.2 KOSTNADER VED RADONTILTAK

Vi skal i dette kapittelet oppsummere kostnadsberegningene. Vi har sett på kostnadene for landet totalt, d.v.s. alle de 448 kommunene, dersom radontiltak gjennomføres med ulike tiltaksgrenser. Beregningene bygger på datagrunnlaget fra kapittel 9, men noen tall og forutsetninger vil bli ytterligere presisert her.

Som tidligere nevnt er det stor usikkerhet omkring de kommunale kostnadene fordi de fleste kommuner er kommet svært kort i sitt arbeid med radonspørsmålet. Vi har derfor valgt å bruke tall fra Buskerudkommunenes fellesprosjekt der kostnadene er estimert til mellom 215 000 og 275 000

kroner. Vi skal bruke en forventningsverdi på 245 000 kroner for de kommunale kostnadene (pr. kommune). En regner med at dette blir de kommunale kostnadene dersom hver kommune arbeidet for seg og dermed måtte gjøre alt arbeidet selv. I det omtalte prosjektet er derimot dette beløpet de samlede kostnader for alle 6 kommunene. Samarbeidet gjør at kostnadene for de enkelte kommuner kan reduseres betraktelig. Vi skal derfor i våre beregninger se på to alternativer for kommunale kostnader. I det første alternativet regnet vi med at hver kommune arbeider for seg, og bruker dermed forventningsverdien på 245 000 kroner for kommunale kostnader. I alternativ 2 vil vi regne med at tilstøtende kommuner samarbeider og dermed reduserer sine kostnader. Vi skal da bruke det beløp som framkommer ved å dividere totalkostnadene fra fellesprosjektet med antall deltagende kommuner, som er 6. Dette gir en forventet kommunal kostnad pr. kommune på ca. 40 000 kroner. K_k i kostnadsmodellen er da tallene for alternativ 1 eller 2, multiplisert med landets 448 kommuner.

I det omtalte fellesprosjektet er nok utgiftene noe mer ujevnt fordelt. Noen kommuner har mindre utgifter, mens Drammen, som har utført mye av arbeidet, har betraktelig mer. Vi skal likevel bruke denne kostnaden fordi vi tror den kan være en rimelig indikasjon på størrelsesorden. Dersom en ser på landet totalt, vil vi sannsynligvis få kommuner med langt mindre og med større kostnader. Men på bakgrunn av de er de eneste som foreligger, velger vi å se på tallene fra fellesprosjektet som et anslag for gjennomsnittlig kostnad pr. kommune.

I kostnadsmodellen forutsetter en at fordelingen av tiltak på landsbasis vil følge fordelingen i dette prosjektet (fordi de utvalgt boliger skal være representative). Dette innebærer at de andeler av hus med ulike tiltak som oppgis i tabell 9.1, tilsvarer $p(j)$ i modellen. De tilsvarende tiltakskostnader, $K_T(j)$, og endring i energiforbruk, $E_T(j)$ leses også ut av denne tabellen.

For tiltak 5, trykkendring pluss ventilasjon, har vi bare tilgang på data fra en bolig med luft til luft varmegjenvinning. Dette er en løsning som en vil tjene inn over tid da den har en positiv energiøkonomisk effekt. Men da investeringskostnadene her er betydelig høyere enn for tilsvarende tiltak uten varmegjenvinning, vil sannsynligvis flere huseiere satse på det billigste alternativet. Vi skal derfor også se på hvordan dette vil påvirke totalkostnadene. Vi har ikke noe grunnlag for å anslå hvor mange som vil velge de forskjellige løsningene. Vi velger dermed å se på de to ytterpunktene, nemlig hvordan totalkostnadene påvirkes dersom alle med tiltak 5 satser på varmegjenvinning og dersom ingen får dette installert. Den "sanne" verdien vil da ligge et sted mellom disse to ytterpunktene.

Etter samtaler i prosjektgruppen ble vi enige om å bruke de samme verdiene for investeringskostnader og endringer i energiforbruk for de ulike tiltakene, uavhengig av de 3 tiltaksgrensene 800, 400 eller 200 Bq/m³. En kan tenke seg at denne antakelsen kan føre til at kostnadene for de lavere tiltaksgrensene blir noe overestimert, men dette vil neppe bli betydelig i forhold til de usikkerheter som allerede ligger inne i konfidensintervallene. Det trenger ikke nødvendigvis være noe dyrere å redusere fra 1000 Bq/m³ til 200 Bq/m³, enn fra 400 Bq/m³ til 200 Bq/m³. Dette vil avhenge mye av bygningstekniske forhold.

Kostnadene er beregnet på årsbasis for å gjøre dem sammenliknbare med helseeffekten som oppgis i antall lungekrefttilfeller pr. år. Det er beregnet annuiteter av engangsbeløpene ut fra en kalkulasjonsrente på 7% og en tidshorisont på 25 år. Engangsbeløpene er de kommunale kostnadene, tiltakskostnadene, veiledningskostnadene og målekostnadene. Målinger etter

tiltak i boliger der det er aktuelt, er regnet med i tiltakskostnadene. Endring i energiforbruk og vedlikehold er årlige kostnader som er regnet sammen under endringer i energiforbruk.

Vi har brukt tallet fra kapittel 9.3. når det gjelder antall målte boliger. Ut fra den valgte målestrategi er dette antallet 190 000 (BM), og en baserer seg da på å identifisere boliger med konsentrasjoner over 200 Bq/m³.

Når det gjelder antall hus der det gjøres tiltak, har vi en "optimistisk" forutsetning om at det i alle hus med konsentrasjoner over tiltaksgrensen vil igangsettes tiltak. Dette er neppe realistisk, men vi får da fram kostnadene, og tilsvarende helseeffekter (se foregående kapittel) ved et slikt optimalt tilfelle (et øvre estimat både for kostnader og helseeffekter). Vi benytter eksponeringsfunksjonen bygget på tallene fra fig. 7.1. for å beregne antall boliger der det gjøres tiltak. Det vil si at dersom tiltaksgrensen er 800 Bq/m³, vil 1% av boligene, d.v.s. ca. 16 000 igangsette tiltak. Tilsvarende betraktninger gjøres for de andre tiltaksgrensene.

For veiledningskostnader (K_V) benyttes en forventningsverdi på 2300 kroner pr. bolig.

I tabellen på neste side er resultatene fra kostnadsberegningene oppsummert med forventningsverdi og 95% konfidensintervall. Av dette ser vi f.eks. at dersom vi setter tiltaksgrensen til 400 Bq/m³, vil kostnadene i forbindelse med tiltak på landsbasis forventes å være 60 millioner kroner pr. år. Dette gjelder i tilfeller der en i tiltak 5 installerer varmegjenvinning og bruker alternativ 1 for kommunale kostnader. 95% konfidensintervall utspennes av 47 og 73 millioner kroner.

Vi har i denne tabellen tatt med kostnaden pr. redusert lungekrefttilfelle for de ulike tiltaksgrenser og kostnadsalternativer. Dette tallet er beregnet ut fra forventningsverdien både for kostnadene og for reduksjon i antall lungekrefttilfeller (Tabell 10.1).

Tabell 10.2

Samfunnets totale kostnader og kostnad pr. redusert lungekrefttilfelle (i millioner kroner) pr. år ved ulike tiltaksgrenser og kostnadsalternativer. Det forutsettes at alle tiltak bringer radonkonsentrasjonen ned til 200 Bq/m³

Tiltaks- grense, Bqm-3	* m. varme- gj.vinning ** u. v.gj.vir	Kommunale kostnader, alternativ 1	Kommunale kostnader, alternativ 2	Kostn. pr. redusert lungekreft- tilfelle, alt. 1	Kostn. pr. redusert lungekreft- tilfelle, alt. 2
800	*	E = 31 (27, 35)	E = 23 (19, 27)		
	**	E = 32 (28, 36)	E = 24 (20, 28)		
400	*	E = 60 (47, 73)	E = 52 (39, 65)	3.0	2.6
	**	E = 62 (51, 73)	E = 55 (44, 66)	3.1	2.8
200	*	E = 163 (121, 205)	E = 155 (113, 197)	4.1	3.9
	**	E = 172 (136, 208)	E = 164 (128, 200)	4.3	4.1

Vi har ikke beregnet noen kostnader pr. redusert lungekrefttilfelle for tiltaksgrensen på 800 Bq/m³ fordi vi etter våre beregninger ikke får noen signifikant reduksjon i forhold til "ingen tiltak"-alternativet. For de andre to tiltaksgrensene får vi en forventet reduksjon på henholdsvis 20 og 40 lungekrefttilfeller i året, og dette tallet er brukt i beregningene.

Som tabell 10.1 viser, vil helseeffekten selvfølgelig bli bedre desto lavere vi setter tiltaksgrensen. I tabellen over blir kostnadene også tatt med i beregningene, og ut fra de forutsetninger vi bygger på, vil en tiltaksgrense på 400 Bq/m³ gi den laveste kostnaden pr. redusert lungekrefttilfelle. Dette innebærer at kostnadsøkningen ved å gå fra en tiltaksgrense på 400 til ei på 200 Bq/m³, ikke oppveies av den ytterligere reduksjonen i lungekrefttilfeller.

Hvis vi ser på alternativet med de laveste kostnadene innenfor tiltaksgrensene på 200 og 400 Bq/m³; kommunale kostnader - alternativ 2 (samarbeidsalternativet) og tiltak 5 med varmegjenvinning, finner vi at forventede kostnader øker med 103 millioner kroner ved overgangen fra 400 til 200 Bq/m³ og at antall lungekrefttilfeller reduseres med ytterligere 20. Økningen i kostnader skyldes at det nå er vel 3 ganger så mange boliger det må gjøres tiltak i. Dette medfører igjen at de forventede kostnadene pr. redusert lungekrefttilfelle stiger fra 2.6 til 3.9 millioner ved å gå fra en tiltaksgrense på 400 til 200 Bq/m³. Disse tallene vil selvfølgelig også være beheftet med store usikkerheter da kostnadstallene og helseeffekttallene er det.

10.3 KONKLUSJON

Vi har i dette prosjektet søkt å finne ut hvordan ulike tiltaksgrenser for radonkonsentrasjon vil påvirke både samfunnets samlede kostnader og helseeffekt på årsbasis. Dette er gjort rede for med de forutsetninger vi har lagt inn i våre beregninger og de usikkerhetsintervaller som de fleste resultater er presentert med.

I prosjektet er tre forskjellige tiltaksalternativer vurdert, dvs. faste grenser på h.h.v. 800, 400, og 200 Bq/m³. Utfra de forutsetninger og beregninger som er gjort vil det ikke ha noen signifikant kollektiv helseeffekt å sette en tiltaksgrense på 800 Bq/m³. Når vi tar utgangspunkt i forventningsverdiene, må man ned mot en grense på 400 Bq/m³ for at man skal oppnå noen betydelig reduksjon i antallet lungekrefttilfeller pr. år. Denne konklusjonen gjelder for en gjennomsnittlig radonkonsentrasjon etter tiltak på 200 Bq/m³.

Lavere tiltaksgrenser og konsentrasjon etter tiltak vil naturlig nok redusere antall lungekrefttilfeller ytterligere. Men når det gjelder de 3 tiltaksgrenser som er benyttet i våre beregninger (800, 400, og 200 Bq/m³) vil en grense på 400 Bq/m³ være den som gir lavest kostnad pr spart lungekrefttilfelle.

De forslag som er fremmet av faggruppen "Radon i boliger", samt de anbefalinger som er gitt av Statens institutt for strålehygiene av 10. januar 1990, er knyttet til en todelt grense. I disse anbefaler man fortrinnsvis å vurdere enkle og billige mottiltak for boliger hvor midlere radonkonsentrasjon er mellom 200-800 Bq/m³. For boliger med høyere konsentrasjon enn 800 Bq/m³ anbefales det at man gjennomfører tiltak selv om de kan vise seg å bli svært kostbare. På grunnlag av resultatene i vårt prosjekt er det imidlertid vanskelig å vurdere denne type strategi, når det gjelder kostnad pr. spart tilfelle av lungekreft, opp mot det å sette en grense f.eks. på 400 Bq/m³.

REFERANSER

1. Strand, T. , Lind, B. og Kolstad, A.K. "En vurdering av passive metoder for måling av radon i boliger" Statens institutt for strålehygiene, rapport 1989:5 (1989).
2. Stranden, E og Berteig, L. "Radon daughter equilibrium and unattached fraction in mine atmosphere". Health Phys. **42** (4), s. 479-487 (1982).
3. Stranden, E , Lind, B. and Kolstad, A.K. "The ETB dosimeter, a passive integrating radon dosimeter combining activated charcoal and TLD". Radiation Protection Dosimetry Vol. 5 No.4 (1984).
4. Statens institutt for strålehygiene. "Radon - retningslinjer for målinger i eksisterende boliger". SIS, 1988.
5. Castren, O., Ehdwall, H., Magnusson, S., Stranden, E., Swedjemark, G.A. og Ulbak, K. "Naturally occurring radiation in the Nordic countries - levels", Radiation protection information from the radiation protection institutes in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden, 1983.
6. James, A.C. "A reconsideration of cells at risk and other key factors in radon daughter dosimetry", Proceedings of the ACS symposium "Radon and its decay products - Occurrence, properties and health effects" April 13-18, 1986, Ed. P.H.Hopke, ACS symposium series 331, s.400-418.
7. Lind, B. og Strand, T. "226-Ra and 222-Rn in tap water from bored wells in Norway", J.Environ. Radioactivity, 1990.
8. OECD/NEA "Dosimetry aspects of exposure to radon and thoron daughter products", Report by a Group of Experts of the OECD Nuclear Energy Agency, September 1983.
9. Strand, T. "Doses to the norwegian population from naturally occurring radiation and from the Chernobyl fallout", doktoravhandling, Landsforeningen mot kreft/Fysisk institutt (UiO), 1987.
10. Strand, T., Green, B.M.R. and Stranden, E. "Radon in Norwegian dwellings", Paper til symposiumet "Radon and Radon Reduction Technology", Atlanta, USA, 19.-23.febr. 1990.
11. Strand, T., Kolstad, A.K. og Lind, B. "Radon i norske boliger - en oppsummering av måleresultatene med ETB-metoden i perioden 1984-87". Statens institutt for strålehygiene, Arbeidsdokument 1988:6, 1988.
12. Stranden, E. "Radon-222 in Norwegian dwellings", Proceedings of the ACS symposium "Radon and its decay products - Occurrence, properties and health effects" April 13-18, 1986, Ed. P.H.Hopke, ACS symposium series 331, s.70-83.
13. Stranden, E. og Strand, T. "Natural gamma radiation in a Norwegian area rich in thorium", Radiat.Prot.Dosim.**16**(4), s.325-328, 1987.

14. Stranden, E. og Strand, T. "Radon in an alum-shale rich Norwegian area", Radiat.Prot.Dosim. 24(1/4), s.367-370, 1988.
15. Stranden, E., Magnus, K., James, A.C., Green, B.M.R. og Strand, T. "Radon and lung cancer: an epidemiological study in Norway", Radiat.Prot.Dosim. 24(1/4), s.471-474, 1988.
16. Stranden, E., Ulbak, K., Ehdwall, H. og Jonassen, N. "Measurements of radon exhalation from the ground: a usable tool for classification of the radon risk of building ground ", Radiat.Prot.Dosim. 12(1), s.33-38, 1985.
17. Strand T. Radon i vårt innemiljø og risikoen for lungekreft. Medisin og Helse nr. 1 1989.
18. Sanner T, Dybing E, Stranden E. Innendørs radoneksponering og risiko for lungekreft. Tidsskrift for Den norske lægeforening nr.25 1988, side 2023 - 2025
19. Strand T, Lind B, Kolstad A K. En vurdering av passive metoder for måling av radon i boliger. SIS-rapport nr. 5/1989
20. Ericson S-O, Nilsson I, Schmied.H. Radon i Bostader. Byggforskningsrådet, Sverige, R88, 1988.
21. NBI, Byggdetaljblad nr. A 520.706 Radon, Bygningstekniske tiltak, våren 1987.
22. Turk B H et al. Radon and Remedial Action in Spokane River Valley Homes Lawrence Berkeley Laboratory, California USA, 23430/1987
23. Lind B, Strand T, Brunsell J T. Radon Mitigation Techniques for Norwegian Houses. Paper til symposiet: Radon and Radon Reduction Tchnology, februar 1990, Atlanta, USA.
24. Brunsell, Jørn T. Tiltak mot radon i boliger, Nye løsninger og nye produkter. Foredrag på årskonferansen til NTNFs BA-seksjon, desember 1989.
25. Brunsell, Jørn T. Tiltak mot radon i eksisterende bygninger. Artikkel i Norsk VVS nr. 3, 1990, s. 17 - 22.
26. Clavensjø, Bertil og Kumlin, Hans. Radon i bostæder. Stockholm, 1984. (Statens råd før byggnadsforskning. Rapport R90:1984.) Ericson, Sven-Olof; Nilsson, Ingemar og Schmied, Hannes. Radon i bostæder. Stockholm, 1988. (Statens råd før byggnadsforskning. Rapport R88:1988.)
27. D.H. Trønnes og H.M. Seip " Decision making in control of air pollutants posing health risks". Kapittel i "Risk assessment of chemicals in the environment", red. av M.L. Richardson, utgitt av Royal Society of Chemistry, London, 1988.
28. A.V. Nero, M.B. Schwehr, W.W. Nazaroff og K.L. Revzan, Science, 1986, 234, side 992.
29. "Tidsnyttingsundersøkelsen 1980-81". Statistisk Sentralbyrå, Oslo 1983.

30. "Lung Cancer Risks from Indoor Exposure to Radon Daughters", The International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, Oxford 1986.
31. "Statistisk årbok 1983", Statistisk Sentralbyrå , Oslo 1983.
32. "Health risks of radon and other internally deposited alpha-emitters". Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations (BEIR IV), National Academy Press, Washington, D.C. 1988.
33. Foreløpige rapporter fra Socialstyrelsen i Stockholm: "Radon och halsoskydd - Almannas råd enligt halsoskyddslagen" og "Radon i bostäder. Konsekvensutredning for sankning av gransvarden for radondotterhalter". Sistnevnte rapport er laget av Bjerking Ingeniorsbyrå AB og Radonkonsult Sven Olov Ericson HB. (Stockholm, 1989).
34. "Kommunerna och radon frågan". Socialstyrelsen redovisar 1988:3. Stockholm, 1988.

ALLE OBJEKTER

1: Trykkendring	Hus 1	Før tiltak	Efter tiltak 1	Efter tiltak 2	Gj.sn. før tiltak	Gj.sn. etter tiltak 1	Gj.sn. etter tiltak 2
2: Trykkendring	Soverom u-etg.	250	280				
	Soverom 1. etg.	140	450				
	Stue 1. etg.		340				
	Gj.sn. hus 1				195	357	
1: Trykkendring	Hus 2	Før tiltak	Efter tiltak 1	Efter tiltak 2	Gj.sn. før tiltak	Gj.sn. etter tiltak 1	Gj.sn. etter tiltak 2
	Kjellerstue	630	340				
	Trapperom	1300	260				
	Soverom 1. etg.		240				
	Gj.sn. hus 2				965	280	
1: Trykkendring	Hus 3	Før tiltak	Efter tiltak 1	Efter tiltak 2	Gj.sn. før tiltak	Gj.sn. etter tiltak 1	Gj.sn. etter tiltak 2
	Peisestue	50	180				
	Soverom u-etg.	500	200				
	Stue 1. etg.		120				
	Gj.sn. hus 3				275	167	
1: Trykkendring	Hus 4	Før tiltak	Efter tiltak 1	Efter tiltak 2	Gj.sn. før tiltak	Gj.sn. etter tiltak 1	Gj.sn. etter tiltak 2
	Kjellerstue	440	180				
	Vaskerom u-etg.	530	170				
	Soverom 1. etg.		110				
	Gj.sn. hus 4				485	153	
	Hus 5	Før tiltak	Efter tiltak 1	Efter tiltak 2	Gj.sn. før tiltak	Gj.sn. etter tiltak 1	Gj.sn. etter tiltak 2
	Butikk u-etg.	780					
	Soverom 1. etg.	1170					
	Gj.sn. hus 5				975		

ALLE OBJEKTER

	Hus 6	Før tiltak	Etter tiltak 1	Etter tiltak 2	Gj.sn. før tiltak	Gj.sn. etter tiltak 1	Gj.sn. etter tiltak 2
	Vedbod u-etg.	370					
	Arb.rom 1. etg.	350					
	Gj.sn. hus 6				360		
1: Trykkendring/ ventilering	Hus 7	Før tiltak	Etter tiltak 1	Etter tiltak 2	Gj.sn. før tiltak	Gj.sn. etter tiltak 1	Gj.sn. etter tiltak 2
	Stue 1. etg	400	280				
	Soverom 1. etg.	340	60				
	Gj.sn. hus 7				370	170	
1: Tetting	Hus 8	Før tiltak	Etter tiltak 1	Etter tiltak 2	Gj.sn. før tiltak	Gj.sn. etter tiltak 1	Gj.sn. etter tiltak 2
	Kjeller	650					
	Barnerom 1. etg.	230					
	Gj.sn. hus 8				440		
1: Trykkendring/ tetting	Hus 9	Før tiltak	Etter tiltak 1	Etter tiltak 2	Gj.sn. før tiltak	Gj.sn. etter tiltak 1	Gj.sn. etter tiltak 2
	Gang u-etg	480					
	Nytt kjellerrom	860	310				
	Oljetankrom u-etg		120				
	Soverom 1. etg.	410	120				
	Gj.sn. hus 9				583	183	
1: Trykkendring	Hus 10	Før tiltak	Etter tiltak 1	Etter tiltak 2	Gj.sn. før tiltak	Gj.sn. etter tiltak 1	Gj.sn. etter tiltak 2
	Kjellerstue	470	340				
	Soverom 1. etg.		230				
	Gj.sn. hus 10				470	285	

ALLE OBJEKTER

	Hus 17	Før tiltak	Etter tiltak 1	Etter tiltak 2	Gj.sn. før tiltak	Gj.sn. etter tiltak 1	Gj.sn. etter tiltak 2
1: Tetting							
2: Trykkendring	Kjellerstue	10260	2300	770			
	Kjellerbod	14810	17200	1090			
	Stue 1. etg.	4270	4880	400			
	Gj.sn. hus 17				9780	8127	753
1: Tetting / trykkendring	Hus 18	Før tiltak	Etter tiltak 1	Etter tiltak 2	Gj.sn. før tiltak	Gj.sn. etter tiltak 1	Gj.sn. etter tiltak 2
	Kjellerbod 1	3260	190				
	Kjellerbod 2		520				
	Vaskerom u-etg.		170				
	Soverom 1. etg.	600					
	Stue 1. etg.		230				
	Gj.sn. hus 18				1930	278	
1: Trykkendring	Hus 19	Før tiltak	Etter tiltak 1	Etter tiltak 2	Gj.sn. før tiltak	Gj.sn. etter tiltak 1	Gj.sn. etter tiltak 2
	Kjellerstue	540	280				
	Vaskerom u-etg.		40				
	Soverom 1. etg.	110					
	Stue 1. etg.		110				
	Gj.sn. hus 19				325	143	
1: Trykkendring	Hus 20	Før tiltak	Etter tiltak 1	Etter tiltak 2	Gj.sn. før tiltak	Gj.sn. etter tiltak 1	Gj.sn. etter tiltak 2
2: Trykkendring	Gjesterom u-etg.	970	440	520			
	Kontor u-etg.	1650	340	520			
	Kjellerstue	3000	560	550			
	Stue 1. etg.	1580	390	400			
	Gj.sn. hus 20				1800	433	498

ALLE OBJEKTER

	Hus 21	Før tiltak	Etter tiltak 1	Etter tiltak 2	Gj.sn. før tiltak	Gj.sn. etter tiltak 1	Gj.sn. etter tiltak 2
1: Tetting	Hus 21						
2: Trykkendring	Kjellerstue	1200	1180	400			
	Vaskerom u-etg.	1700	1440	290			
	Soverom u-etg.		430	190			
	Soverom 1. etg.	300	210	110			
	Gj.sn. hus 21				1067	815	248
1: Tetting	Hus 22						
2: Trykkendring	Kjeller	Før tiltak	Etter tiltak 1	Etter tiltak 2	Gj.sn. før tiltak	Gj.sn. etter tiltak 1	Gj.sn. etter tiltak 2
		2130	2600	1140			
	Stue 1. etg.	2220	2000	960			
	Soverom 1. etg.	1290	2270	970			
	Gj.sn. hus 22				1880	2290	1023
1: Trykkendring/ tetting	Hus 23						
	Kjeller syd-vest	Før tiltak	Etter tiltak 1	Etter tiltak 2	Gj.sn. før tiltak	Gj.sn. etter tiltak 1	Gj.sn. etter tiltak 2
		6350	870				
	Kryperom	16200	720				
	Stue syd-vest	3100	790				
	Storstue nord-øst	1780	680				
	Gj.sn. hus 23				6858	765	
1: Trykkendring/ tetting	Hus 24						
	Kjeller	Før tiltak	Etter tiltak 1	Etter tiltak 2	Gj.sn. før tiltak	Gj.sn. etter tiltak 1	Gj.sn. etter tiltak 2
		1980	430				
	Kryperom	2230	1050				
	Stue 1. etg.	860	630				
	Gj.sn. hus 24				1690	703	
1: Trykkendring/ tetting	Hus 25						
	Kjeller	Før tiltak	Etter tiltak 1	Etter tiltak 2	Gj.sn. før tiltak	Gj.sn. etter tiltak 1	Gj.sn. etter tiltak 2
		3980	370				
	Dagl.stue 1. etg.	1090	360				
	Gj.sn. hus 25				2535	365	

ALLE OBJEKTER

		Før tiltak	Etter tiltak 1	Etter tiltak 2	Gj.sn. før tiltak	Gj.sn. etter tiltak 1	Gj.sn. etter tiltak 2
1: Trykkendring	Hus 29						
2: Trykkendring	Gang u-etg.	3100	900	1320			
	Vv-bereder u-etg.	6940	3800	2400			
	Hybel u-etg.	260	110	260			
	Sov 1. etg.	640	290	680			
	Gj.sn. hus 29				2735	1275	1165
1: Trykkendring	Hus 30						
	Peisestue u-etg.	850	180				
	Fyrrom u-etg.	420	130				
	Vevstue u-etg.	350	120				
	Hybelkj. u-etg.	1620	240				
	Gj.sn. hus 30				810	168	
1: Trykkendring	Hus 31						
	Entre u-etg.	2300	420				
	Peisestue u-etg.	2620	320				
	Gang u-etg.	370	110				
	Stue 1. etg.	2310	340				
	Gj.sn. hus 31				1900	298	
1: Trykkendring	Hus 32						
2: Trykkendring	Gang u-etg.	1320	800	420			
	Badstu u-etg.	1520	1000	740			
	Kjølerom u-etg.	1620	1100	680			
	Stue 1. etg.	1220	700	470			
	Gj.sn. hus 32				1420	900	578

MODELL FOR BEREGNING AV USIKKERHETEN AV DE TOTALE KOSTNADER VED TILTAK MOT RADON I BOLIGER.

Vi vil operere med L forskjellige tiltak. For hvert tiltak, $j = 1, \dots, L$ har man en tiltakskostnad

$$K_T(j)$$

og en økning i energikostnader

$$E_T(j)$$

pr bolig med tiltak j . Videre betegnes andelen av boliger med tiltak j fra de boliger

$$B_T$$

man setter iverk tiltak for med

$$p(j).$$

For hver bolig det settes iverk tiltak regner man med veiledningskostnader

$$K_V.$$

Man måler radonkonsentrasjonen i

$$B_M$$

boliger og kostnaden ved å måle en bolig settes lik

$$K_M.$$

Man regner også med kommunale utgifter

$$K_K$$

for å gjennomføre målingene og tiltakene.

De totale utgifter for prosjektet blir da gitt ved følgende formel

$$K_{Tot} = K_K + K_M B_M + B_T \left[K_V + \sum_{j=1}^L (K_T(j) + E_T(j)) p(j) \right].$$

Ved alle størrelsene over knytter det seg imidlertid usikkerheter som det er viktig å kunne anslå forventning og standardavvik (eller varians) for.

Vi vil derfor modellere størrelsene stokastisk på følgende måte: Vi antar at alle kostnadsbeløpene $K_T(j)$ og $E_T(j)$, $j = 1, \dots, L$, K_V , K_M og K_K er uavhengige av hverandre og de øvrige størrelsene og vi kjenner deres forventning og standard-

avvik. Vi antar videre at $p(1), \dots, p(L)$ er Dirichlet-fordelt med parametre $\alpha_1, \dots, \alpha_L$. Dirichlet-fordelingen er f.eks. beskrevet av Berger(1980), men for vårt formål er bare nødvendig å vite at da blir forventningen og varians til $p(j)$ lik hhv

$$E p(j) = \frac{\alpha_j}{\alpha} ,$$

$$\text{Var } p(j) = \frac{\alpha_j (\alpha - \alpha_j)}{\alpha^2 (\alpha + 1)}$$

mens korrelasjonen mellom $p(j)$ og $p(k)$, $j \neq k$,

$$\rho(p(j), p(k)) = - \frac{\alpha_j \alpha_k}{\alpha^2 (\alpha + 1)}$$

hvor

$$\alpha = \sum_{j=1}^L \alpha_j .$$

Forøvrig er $p(1), \dots, p(L)$ uavhengige av de øvrige størrelsene.

Størrelsene B_T og B_M blir dermed uavhengige av de øvrige, men de er naturlig innbyrdes avhengige. Vi vil modellere denne avhengigheten ved å sette korrelasjonen mellom dem, med B_{Tot} som det totale antall boliger,

$$\rho(B_T, B_M) = \sqrt{\frac{EB_T}{B_{Tot} - EB_T} \frac{B_{Tot} - EB_M}{EB_M}}$$

der EB_T og EB_M er forventningene til hhv B_T og B_M og det totale antall boliger

Dette er den avhengighet vi ville ha hatt dersom

$$B_T \sim \text{Bin}(B_{Tot}, \frac{EB_T}{B_{Tot}}) ,$$

$$B_M \sim \text{Bin}(B_{Tot}, \frac{EB_M}{B_{Tot}}) .$$

og

$$B_T | B_M \sim \text{Bin}(B_M, \frac{EB_T}{EB_M}) .$$

Med disse antagelser ville vi imidlertid undervurdere usikkerhetene i B_T og B_M . Likevel synes det rimelig å holde fast på denne avhengighetstrukturen.

Med de antagelser som er gjort får man da at

$$E K_{Tot} = E K_K + E K_M E B_M + E B_T [E K_V + \sum_{j=1}^L (E K_T(j) + E E_T(j)) \frac{\alpha_j}{\alpha}] .$$

Under vil vi utlede variansen til K_{Tot} gjennom en suksessiv forfining. I utledningen av variansen til K_{Tot} vil vi gjøre utstrakt bruk av følgende tre regler:

Generelt gjelder

$$\text{Var}(X+Y) = \text{Var}(X) + \text{Var}(Y) + 2 \text{Cov}(X,Y). \quad (1)$$

Hvis X og Y er uavhengige så blir

$$\text{Cov}(X,Y) = 0 \quad (2)$$

og under samme betingelser har vi at

$$\text{Var}(XY) = \text{Var}(X) \text{Var}(Y) + (EY)^2 \text{Var}(X) + (EX)^2 \text{Var}(Y) \quad (3)$$

Fra (1) og (2) får vi da at

$$\begin{aligned} \text{Var}K_{Tot} &= \text{Var}(K_K) + \text{Var}(K_M B_M) \\ &+ \text{Var}(B_T [K_V + \sum_{j=1}^L (K_T(j) + E_T(j)) p(j)]) \\ &+ 2 \text{Cov}(K_M B_M, B_T [K_V + \sum_{j=1}^L (K_T(j) + E_T(j)) p(j)]). \end{aligned}$$

Dessuten, ved bruk av (3), blir

$$\text{Var}(K_M B_M) = \text{Var}(K_M) \text{Var}(B_M) + (EB_M)^2 \text{Var}(K_M) + (EK_M)^2 \text{Var}(B_M).$$

Videre igjen, blir

$$\begin{aligned} &\text{Var}(B_T [K_V + \sum_{j=1}^L (K_T(j) + E_T(j)) p(j)]) \\ &= \text{Var}(B_T K_V) + \text{Var}(B_T [\sum_{j=1}^L (K_T(j) + E_T(j)) p(j)]) \\ &+ 2 \text{Cov}(B_T K_V, B_T [\sum_{j=1}^L (K_T(j) + E_T(j)) p(j)]) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
&= \text{Var}(B_T) \text{Var}(K_V) + (EK_V)^2 \text{Var}(B_T) + (EB_T)^2 \text{Var}(K_V) \\
&\quad + \text{Var}(B_T) \text{Var}\left[\sum_{j=1}^L \{K_T(j) + E_T(j)\} p(j)\right] \\
&\quad + \left[E \sum_{j=1}^L \{K_T(j) + E_T(j)\} p(j)\right]^2 \text{Var}(B_T) \\
&\quad + (EB_T)^2 \text{Var}\left[\sum_{j=1}^L \{K_T(j) + E_T(j)\} p(j)\right] \\
&\quad + 2 E K_V E \left[\sum_{j=1}^L \{K_T(j) + E_T(j)\} p(j)\right] \text{Var}(B_T)
\end{aligned}$$

Men

$$E \sum_{j=1}^L \{K_T(j) + E_T(j)\} p(j) = \sum_{j=1}^L \{E K_T(j) + E E_T(j)\} \frac{\alpha_j}{\alpha}$$

og vi får

$$\begin{aligned}
\text{Var}\left[\sum_{j=1}^L \{K_T(j) + E_T(j)\} p(j)\right] &= \sum_{j=1}^L \text{Var}\{ (K_T(j) + E_T(j)) p(j) \} \\
&\quad + 2 \sum_{1 \leq j < k \leq L} \text{Cov}\{ (E_T(j) + K_T(j)) p(j), (E_T(k) + K_T(k)) p(k) \}
\end{aligned}$$

Ved ytterligere oppsplitting blir nå

$$\begin{aligned}
\text{Var}\{ (K_T(j) + E_T(j)) p(j) \} &= [\text{Var}\{K_T(j)\} + \text{Var}\{E_T(j)\}] \text{Var}(p(j)) \\
&\quad + \{E p(j)\}^2 [\text{Var}\{K_T(j)\} + \text{Var}\{E_T(j)\}] \\
&\quad + \{EK_T(j) + EE_T(j)\}^2 \text{Var}(p(j)) \\
&= [\text{Var}\{K_T(j)\} + \text{Var}\{E_T(j)\}] \frac{\alpha_j (\alpha - \alpha_j)}{\alpha^2 (\alpha + 1)} \\
&\quad + \left(\frac{\alpha_j}{\alpha}\right)^2 [\text{Var}\{K_T(j)\} + \text{Var}\{E_T(j)\}] \\
&\quad + \{EK_T(j) + EE_T(j)\}^2 \frac{\alpha_j (\alpha - \alpha_j)}{\alpha^2 (\alpha + 1)}
\end{aligned}$$

mens

$$\begin{aligned} & \text{Cov}\{ (K_T(j) + E_T(j)) p(j), (K_T(k) + E_T(k)) p(k) \} \\ &= E (K_T(j) + E_T(j)) (K_T(k) + E_T(k)) \text{Cov}(p(j), p(k)) \\ &= - (EK_T(j) + EE_T(j)) (EK_T(k) + EE_T(k)) \frac{\alpha_j \alpha_k}{\alpha^2 (\alpha + 1)} \end{aligned}$$

Endelig får vi

$$\begin{aligned} & \text{Cov}(K_M B_M, B_T [K_V + \sum_{j=1}^L (K_T(j) + E_T(j)) p(j)]) \\ &= E K_M E [K_V + \sum_{j=1}^L (K_T(j) + E_T(j)) p(j)] \text{Cov}(B_M, B_T) \\ &= E K_M [EK_V + \sum_{j=1}^L (EK_T(j) + EE_T(j)) \frac{\alpha_j}{\alpha}] \rho(B_M, B_T) \sqrt{\text{Var}(B_T) \text{Var}(B_M)} \end{aligned}$$

der formelen for $\rho(B_M, B_T)$ er gitt tidligere.

Referanse:

Berger, J. O. (1980) Statistical Decision Theory. Springer-Verlag, New York.