

*Referanse:*

Erlend Larsen, Eldri Naadland Holo, Jørgen Saltbones, Egil Stokke. Kola konsekvensanalyse. Vurdering av dosemessige konsekvenser av en eventuell ulykke ved Kola kjernekraftverk. StrålevernRapport 1999:nr 10. Østerås: Statens strålevern, 1999.

*Emneord:*

Kola kjernekraftverk, konsekvensanalyse, ulykker, stråledoser, radionuklider.

*Resymé:*

Rapporten inneholder beregning av nivåer av radionuklider i luft og på bakke samt doser fra eksternbestråling og inhalasjon av radionuklider som følge av utvalgte ulykkesscenarier for Kola kjernekraftverk.

*Reference:*

Erlend Larsen, Eldri Naadland Holo, Jørgen Saltbones, Egil Stokke. Kola consequence analyses: Evaluation of doses from a hypothetical accident at Kola Nuclear Power Plant. StrålevernRapport 1999:nr 10. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 1999. Language: Norwegian.

*Key words:*

Kola Nuclear Power Plant, consequence analyses, accidents, radiation doses, radionuclides.

*Abstract:*

Levels of radionuclides in air and on ground as well as doses from direct irradiation and inhalation of radionuclides have been calculated for selected scenarios for a hypothetical accident at Kola Nuclear Power Plant.

Prosjektleder: Eldri Naadland Holo

*Godkjent:*

Erling Stranden, avdelingsdirektør, Avdeling Beredskap og sikkerhet.

59 sider.

Utgitt 1999-08-25.

Opplag 1 (99-08). Opptrykk 500 (99-08).

Form, omslag: Graf, Oslo.

Trykk: Lobo, Oslo

*Bestilles fra:*

Statens strålevern, Postboks 55, 1332 Østerås.

Telefon 67 16 25 00, telefax 67 14 74 07.

ISSN 0804-4910

## INNHOLDSFORTEGNELSE

1. Sammendrag .....	3
2. Innledning .....	6
2.1 Kildeterm .....	6
2.2 Spredningsmodell .....	8
3. Metodikk .....	9
3.1 Beregning av deponert aktivitet og luftaktiviteter .....	9
3.1.1 Mor/datter-relasjoner .....	10
3.2 Beregning av effektiv dose og kerma til luft .....	10
3.2.1 Beregning av kerma og doser fra eksternbestråling fra luft og bakke .....	10
3.2.2 Beregning av doser fra inhalasjon .....	11
3.3 Feilkilder og usikkerheter .....	12
4. Scenariet med kort transporttid til Øst-Finnmark (Kirkenes-scenariet) .....	14
4.1 Radioaktivitet i luft .....	14
4.2 Radioaktivitet på bakke .....	17
4.3 Doser til befolkningen .....	20
4.3.1 Doser fra ekstern bestråling fra bakkedeponert radioaktivitet .....	20
4.3.2 Doser fra ekstern bestråling fra radioaktivitet i luft .....	22
4.3.3 Inhalasjonsdoser .....	23
5. Scenario med høy våtavsetning i Finnmarksvidda (Kautokeino-scenariet) .....	25
5.1 Radioaktivitet i luft .....	25
5.2 Radioaktivitet på bakke .....	28
5.3 Doser til befolkningen .....	31
5.3.1 Doser fra ekstern bestråling fra bakkedeponert radioaktivitet .....	31
5.3.2 Doser fra ekstern bestråling fra radioaktivitet i luft .....	33
5.3.3 Inhalasjonsdoser .....	33
6. Scenario med transport til Østlandet (Oslo-scenariet) .....	35
6.1 Radioaktivitet i luft .....	35
6.2 Radioaktivitet på bakke .....	38
6.3 Doser til befolkningen .....	41
6.3.1 Doser fra ekstern bestråling fra bakkedeponert radioaktivitet .....	41
6.3.2 Doser fra ekstern bestråling fra radioaktivitet i luft .....	43
6.3.3 Inhalasjonsdoser .....	43
7. Diskusjon og konklusjon .....	45

Appendix 1: Referanseliste

Appendix 2: Mor/datter-relasjoner

Appendix 3: Reaktorkjernens radionuklideinnhold og utslipp

Appendix 4: Faktorer brukt i beregningene

Appendix 5 Begreper brukt i rapporten

## 1. Sammendrag

Analysen av konsekvenser etter en hypotetisk ulykke ved Kolkraftverket har vært et samarbeid mellom Statens strålevern (NRPA), Institutt for Energiteknikk (IFE) og Det norske meteorologiske Institutt (DNMI). Utredningen har bestått av tre deler, hvor IFE har foretatt en vurdering av hvilke hendelser som kan medføre utslipp fra Kola kjernekraftverk og hvor omfattende disse utslippene kan være. DNMI har studert meteorologien i området med tanke på transport av eventuelle forurensninger til norsk område. Den siste delen har blitt gjennomført av Strålevernet, og har bestått i å kombinere resultater fra de to foregående delene for å vurdere hvilke konsekvenser et utslipp ved Kola kjernekraftverk kan få for Norge.

Det er i samarbeid med DNMI valgt ut tre scenarier som hver på sin måte var ment å representere et «worst-case» for den norske atomulykkesberedskapen. Det ene scenariet ble valgt fordi det hadde en meget rask transport av radioaktivt materiale fra Kolkraftverket til Øst-Finnmark, med de krav dette setter for rask effektivering av eventuelle mottiltak (Kirkenes-scenariet). Det andre scenariet medførte en langsom transport med en høy våtavsetning av radionuklider på Finnmarksvidda, med de følger dette vil ha for reindriftsnæringen i området (Kautokeino-scenariet). I det tredje scenariet transporteres forurensningene til Østlandet, og scenariet kan derfor betraktes som et eksempel på transportert radioaktiv forurensning til større befolkningsentra over lange avstander (Oslo-scenariet).

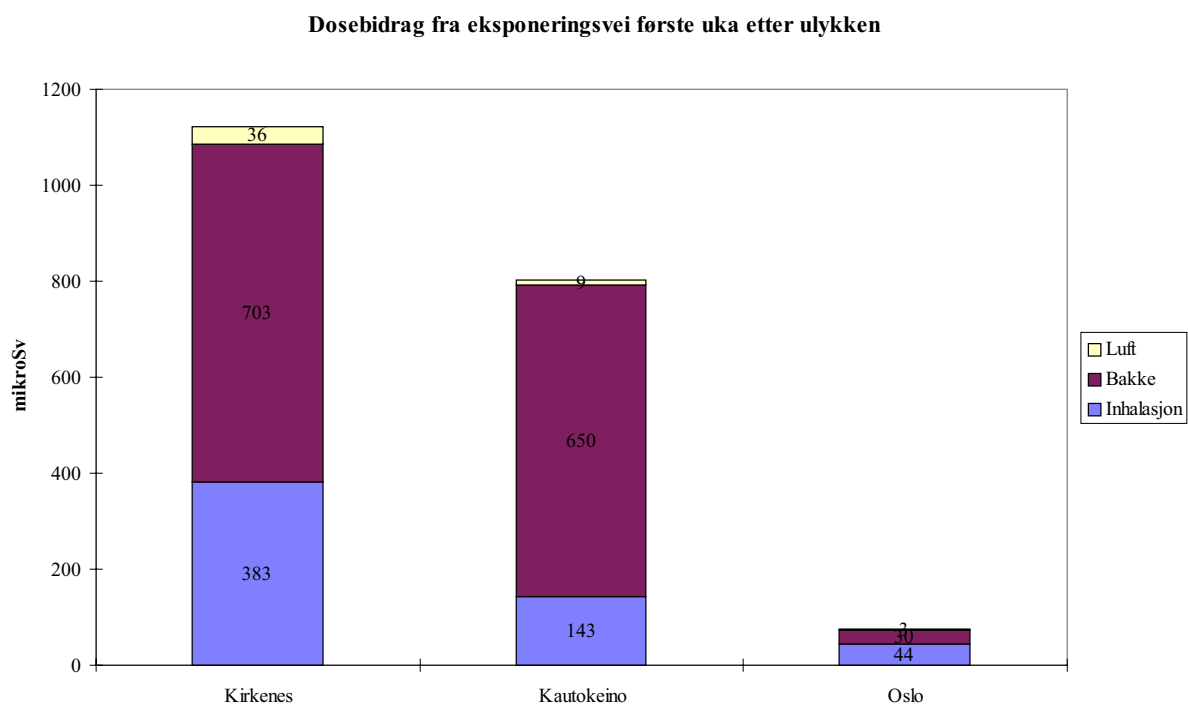
IFE har gjennomført en studie av hvilke sekvenser av hendelser som må ligge til grunn for at et alvorlig utslipp skal kunne skje ved Kola kjernekraftverk. Sammen med dette har de gitt flere forslag til utslipp av radionuklider fra en verst tenkelig ulykke, dvs. en alvorlig ulykke med et forløp som kan knyttes til hendelser og sekvenser som danner en forklarlig sammenheng. Av disse har vi valgt det største som utgangspunkt for våre beregninger. For å få et mest mulig riktig bilde av hvilke radionuklider som bidrar til den totale eksponeringen gjennom ulike eksponeringsveier har vi valgt å ta med inntil 50 radionuklider i beregningene våre.

Vi har gjennomført beregninger for tre eksponeringsveier for de tre scenariene: Eksternbestråling fra bakkedepoert radioaktivitet, eksternbestråling fra luftbåret radioaktivitet og doser fra inhalasjon. For alle scenariene var dosene fra eksternbestråling fra luftbåret radioaktivitet meget beskjedne.

Beregning av deponert radioaktivitet indikerer for  $^{134}\text{Cs}$  et nivå rundt  $40 \text{ kBq/m}^2$  i Kirkenes og  $60 \text{ kBq/m}^2$  i Kautokeino. Nivåer av  $^{137}\text{Cs}$  ble beregnet til rundt  $30 \text{ kBq/m}^2$  i Kirkenes og  $50 \text{ kBq/m}^2$  i Kautokeino. Selv om det etter Tsjernobylulykken i enkelte områder i Norge ble målt verdier av radiocesium ennå høyere enn dette, er dette nivået sammenlignbart med de mest berørte områdene i Norge etter Tsjernobylulykken, fordi verdier vi har beregnet er et uttrykk for en midlere deponisjon for et større område.

Ved både Kirkenesscenariet og Kautokeinoscenariet vil man måtte påregne store problemer med radioaktivitet i næringskjedene. Inntak av mat vil derfor være en meget betydelig eksponeringsvei, og på sikt sannsynligvis den eksponeringsveien som gir de største stråledosene. Denne konsekvensutredningen er imidlertid fokusert på den tidligste fasen av en ulykke. Vi har derfor ikke gjort beregninger av doser fra inntak av matvarer, men lar det være en naturlig del av et oppfølgende prosjekt.

Av figur 1-1 ser vi at effektiv dose som følge av eksponering fra de tre valgte scenariene den første uka etter et tenkt utslipp for Kirkenes-scenariet utgjør omtrent 1,1 mSv, for Kautokeino-scenariet er effektiv dose beregnet til omtrent 0,8 mSv og for Oslo-scenariet 0,08 mSv. Både for Kirkenes-scenariet og Kautokeino-scenariet ser vi at effektiv dose fra ekstern bestråling fra bakke er noe høyere enn for inhalasjon, selv om begge disse eksponeringsveiene er viktige den første uka etter utslippet. Vi ser videre at ekstern bestråling relativt sett har større betydning for den samlede stråledosen i Kautokeino-scenariet sammenlignet med Kirkenes-scenariet. Dette er helt i tråd med hva man forventer for et scenario med høy våtavsetning.



**Figur 1-1** Effektiv dose for voksen mann som følge av eksponering første uka etter et tenkt utslipp for de tre scenariene fordelt på eksponeringsvei.

Total dose fra ekstern bestråling fra bakkedepoert radioaktivitet er for det første året etter en ulykke beregnet for Kirkenes-scenariet å være rundt 3,5 mSv, for Kautokeino-scenariet rundt 5 mSv og for Oslo-scenariet rundt 0,25 mSv. Ser vi det første året under ett, bidrar cesiumisotopene  $^{134}\text{Cs}$  og  $^{137}\text{Cs}$  alene til mellom 60 og 70% av denne stråledosen.

Utslippets høye innhold av kortlivede radionuklider gjør at en relativt stor andel av dosen fra eksternbestråling kommer fra bestråling den første tiden etter utslippet. For Kirkenes-scenariet, hvor transporten gikk meget raskt, fant vi at omtrent 20 % av effektiv stråledose fra eksternbestråling det første året var et resultat av bestrålingen den første uka etter utslippet. For de andre to scenariene hvor transporten er vesentlig langsommere, fant vi tilsvarende rundt 12 %. Hvis vi tar med i betraktning at radionuklider etter en stund vil migrere ned i jordlagene og at dette medfører skjerming av eksternstrålingen, kan vi anta at den første tiden

etter utslippet kan gi et enda større relativt bidrag til total stråledose fra ekstern bestråling enn våre beregninger tilsier.

Blant de omtrent 50 radionuklidene som var tatt med i våre beregninger viste det seg at bare et fåtall var viktige bidragsyttere til den totale stråledosen fra ekstern bestråling. Den første tiden etter utslippet ble doser fra ekstern bestråling dominert av  $^{132}\text{Te}/^{132}\text{I}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{103}\text{Ru}$  og  $^{140}\text{Ba}/^{140}\text{La}$ . Når disse har dødd vekk vil eksterndosen domineres av  $^{134}\text{Cs}$  og  $^{137}\text{Cs}$ .

Inhalasjonsdoser ble dominert av  $^{131}\text{I}$ , som alene bidrar til omtrent 50 til 70 % av effektiv dose fra inhalasjon av radionuklider. Ekvivalent dose til skjoldbruskkjertelen er for Kirkenes-scenariet, avhengig av alder, beregnet å ligge i området 4,6 til 10,6 mSv, for Kautokeino-scenariet mellom 1,6 og 3,6 mSv og for Oslo-scenariet mellom 0,4 og 1,0 mSv. De høyeste inhalasjonsdosene er beregnet for de laveste aldersgruppene.

Dosene beregnet for disse tre scenariene antas å representere størrelsesorden for det verste man kan forvente av konsekvenser etter en eventuell ulykke ved Kola kjernekraftverk. De beregnede dosene er langt lavere enn hva som skal til for å medføre akutte stråleskader. Internasjonale retningslinjer vedrørende tiltak som innendørsopphold, evakuering og jodtabletter bl.a. fra den internasjonale strålevernkommisjonen (ICRP) baserer seg på en vurdering av fordeler og ulemper ved iverksetting av tiltak. Dette uttrykkes i hvor stor dose som kan unngås ved gjennomføring av tiltak. Besparingspotensialet er ut fra våre beregninger for lavt til at tiltak synes direkte rettferdiggjort. En vurdering av om man allikevel bør gjennomføre tiltak i en tidlig fase av en eventuell ulykke ved Kola kjernekraftverk må likevel foretas om en slik situasjon skulle oppstå. Usikkerheten i våre beregninger er store, samtidig som en vurdering av fordeler og ulemper i en aktuell situasjon kan resultere i at man velger å gjennomføre tiltak f.eks. for spesielle grupper i samfunnet.

## 2. Innledning

Kjernekraftverket på Kola består av totalt fire reaktorer. Reaktorene er trykkvannsreaktorer som modereres og kjøles med lett vann. Hver reaktor har en termisk effekt på 1375 MW, og produserer 440 MW elektrisitet. De to eldste reaktorene er av typen VVER-440/230 og ble tatt i bruk i 1973 og i 1975. De to nyeste er av typen VVER-440/213 og ble tatt i bruk i 1982 og i 1984.

Sikkerheten til en kjernekraftreaktor er nært knyttet til konstruksjonen av reaktoren. Viktige faktorer for sikkerheten ved en reaktor er kontroll med reaktivitet, kjøling av reaktorkjernen, fjerning av varme til en ytre varmesynk og utslippsbarrierer. Sammenlignet med moderne vestlige kjernekraftverk er det spesielt mangler ved nødkjølesystemet for reaktorkjernen og mangel på reaktorinneslutning som gjør at de to eldste reaktorene ved Kolakraftverket kommer dårligere ut. Dette er forbedret i de to nyeste reaktorene.

Den korte avstanden til Norge gjør at man anser Kola kjernekraftverk som et viktig bidrag til hva som gjerne omtales som atomtrusselen mot Norge, og er en viktig grunn til at Statens strålevern, Institutt for energiteknikk (IFE) og Det Norske Meteorologiske Institutt (DNMI) har gått sammen om en grundig gjennomgang av Kola kjernekraftverk som en potensiell kilde for radioaktiv forurensning av norsk område.

Prosjektet er gjennomført under den norske handlingsplanen for atomsaker, og tidligere publisert materiale har bestått av en grundig gjennomgang av selve kjernekraftverket (Stokke (1997)) og en grundig gjennomgang av meteorologi og transportforhold for radioaktiv forurensning fra kraftverket (Saltbones et al (1997), Saltbones & Bartnicki (1997), Bartnicki & Saltbones (1997)). Denne delen av konsekvensanalysen bygger på de to foregående delene og er fokusert på nivåer og dosemessige konsekvenser for utvalgte scenarier.

### 2.1 Kildeterm

All moderne reaktorkonstruksjon bygger på prinsippet om dybdeforsvar. Dette betyr i praksis at man har flere separate sikkerhetssystemer og barrierer, slik at ett sikkerhetssystem tar over hvis et annet trer ut av funksjon. Dette betyr igjen at hvis det skal oppstå en ulykke over en viss alvorlighetsgrad må den være et resultat av en serie av hendelser. En viktig del av arbeidet utført av IFE (Stokke (1997)) i forbindelse med konsekvensanalysen for Kolakraftverket har vært å identifisere mulige hendelsesforløp som har kunnet resultere i en alvorlig ulykke, og å relatere disse til potensielle utlipp.

I arbeidet med konsekvensanalysen har det vært vanskelig å definere hendelsessekvenser man med stor sannsynlighet vil kunne påregne noen få ganger eller oftere innenfor en reaktors levetid, og som vil kunne medføre utlipp med konsekvenser utenfor anlegget. De ulykkessekvensene som ligger bak IFEs vurdering som «worst case» er derfor vurdert å være «alvorlige ulykker med liten sannsynlighet, men med et forløp som kan knyttes til hendelser og sekvenser som danner en forklarlig sammenheng.» Dette betyr videre at «worst case» slik det her er definert ikke tar høyde for helt usannsynlige hendelser slikt som at reaktortanken revner og at hele reaktorens innhold slippes ut til luft.

Under diskusjon av reaktorulykker benyttes ofte begrepet «kildeterm». En kildeterm beskriver utslippets forløp. Viktig her er blant annet tidspunkt for utslippet, temperatur og kjemisk og fysisk form på det som slipper ut, samt utslippsraten i ulike faser i scenariet. En vanlig framstillingsmåte er å angi et utslipp av en enkelt nuklide eller en gruppe av radionuklider med like kjemiske egenskaper i form av andeler av reaktorkjernens innhold som slipper ut.

Ulike grunnstoffer har forskjellig evne til å slippe vekk fra reaktorkjernen ved en reaktorulykke, avhengig av grunnstoffets fysikalske og kjemiske egenskaper samt kjemiske form. I samtlige beregninger som er gjort i denne konsekvensutredningen har vi tatt utgangspunkt i de høyeste utslippsfraksjonene som er foreslått av Egil Stokke for de eldste reaktorene ved Kolakraftverket. Denne antar 100 % utslipp av edelgasser, 15 % utslipp av jod, 12 % utslipp av cesium, 2% utslipp av strontium og barium, 1% utslipp av yttrium og 0,2 % utslipp av de resterende forbindelsene i reaktorens kjerne. En fullstendig oversikt over utslippsfraksjoner er gitt i tabell 2.1.

**Tabell 2.1 Utslippsfraksjoner brukt ved beregning av luftaktiviteter og bakkeponert aktivitet.**

Radionuklide	Utslipp (% av kjernens innhold)
$^{85m}\text{Kr}$ , $^{85}\text{Kr}$ , $^{87}\text{Kr}$ , $^{88}\text{Kr}$ , $^{89}\text{Kr}$ , $^{90}\text{Kr}$ , $^{133}\text{Xe}$ , $^{135}\text{Xe}$ , $^{138}\text{Xe}$	100
$^{84}\text{Br}$ , $^{87}\text{Br}$ , $^{131}\text{I}$ , $^{132}\text{I}$ , $^{133}\text{I}$ , $^{134}\text{I}$ , $^{135}\text{I}$	15
$^{86}\text{Rb}$ , $^{88}\text{Rb}$ , $^{89}\text{Rb}$ , $^{90}\text{Rb}$ , $^{134}\text{Cs}$ , $^{136}\text{Cs}$ , $^{137}\text{Cs}$ , $^{138}\text{Cs}$	12
$^{127m}\text{Te}$ , $^{127}\text{Te}$ , $^{129}\text{Te}$ , $^{129m}\text{Te}$ , $^{131m}\text{Te}$ , $^{132}\text{Te}$ , $^{127}\text{Sb}$ , $^{129}\text{Sb}$	10
$^{89}\text{Sr}$ , $^{90}\text{Sr}$ , $^{91}\text{Sr}$ , $^{140}\text{Ba}$	2
$^{90}\text{Y}$ , $^{91}\text{Y}$ , $^{95}\text{Nb}$ , $^{99}\text{Mo}$ , $^{99m}\text{Tc}$ , $^{103}\text{Ru}$ , $^{105}\text{Ru}$ , $^{106}\text{Ru}$ , $^{105}\text{Rh}$	1
$^{95}\text{Zr}$ , $^{97}\text{Zr}$ , $^{140}\text{La}$ , $^{141}\text{Ce}$ , $^{143}\text{Ce}$ , $^{144}\text{Ce}$	0,2

Utslippsfraksjonen gir ikke inntrykk av å være nøyaktig beregnet, men uttrykker heller en størrelsesorden som reflekterer de egenskaper en radionuklide vil ha til å unnslippe reaktorkjernene ved en reaktorulykke. Utslippsfraksjonen gitt av IFE er basert på en vurdering av utslippsfraksjoner beregnet av andre, kombinert med erfaringer fra faktiske ulykker. Den relative usikkerheten blir størst for de radionuklidene som er minst flyktige og derfor har de laveste utslippsfraksjonene.

Det faktiske utslippet for en enkelt radionuklide framkommer ved å multiplisere kjernens innhold av radionukliden med utslippsfraksjonen for radionukliden. Innhold av de ulike radionuklidene i reaktorkjernen, brukt i disse beregninger, er hentet fra tabell 5 hos Stokke (1997). Denne tabellen baserer seg på beregninger gjort av Det internasjonale atomenergibyrået (IAEA) i Wien, og relaterer seg til brensel ved slutten av brenselsyklusen. Brenslet har da sitt maksimale innhold av radionuklider, hvilket passer godt sammen med en forutsetning om «worst case». Et annet viktig kriterium for at vi valgte nettopp denne beregningen av kjernens radionuklideinnhold var at den var relativt omfattende med tanke på antall radionuklider (en oversikt over radionuklidene samt deres utslipp er gitt i Appendix 3).

Sammenligner vi flere publikasjoner over beregnet radionuklideinnhold for Kolakraftverket, finner vi signifikante forskjeller i nivået av enkelt nuklider. Dette vil i stor grad kunne relateres til den koden som ligger til grunn for beregningene. Eksempelvis angir beregninger

av Dubkov et al (1994) sammenlignet med IAEA beregningene et noe lavere innhold av de fleste beregnede radionuklider, med unntak av  $^{134}\text{Cs}$  og  $^{137}\text{Cs}$  som er beregnet henholdsvis 25% og 20% høyere.

I beregningene har vi antatt at det går 1 time fra reaktoren stenges ned til utslippet begynner. Dette er meget kort tid, og i praksis vil det være svært sannsynlig at kjernen vil holdes nedkjølt lenge nok til at ennå mer av de kortlivede radionuklidene har dødd hen før frigivelse av radionuklider fra kjernen starter. I modellberegningene er det videre antatt konstant utslippsrate over en periode på 12 timer.

## 2.2 Spredningsmodell

Spredning av radioaktivt materiale bestemmes ved meteorologiske forhold på utslippsstedet og langs transportruten. DNMI har som et delprosjekt under denne konsekvensanalysen systematisk gått gjennom værdata for en 11-års-periode fra og med 1985 til og med 1995 og beregnet transporttider og sannsynlighet for at lokaliteter skal «treffes» av et radioaktivt utslipp (Bartnicki og Saltbones (1997)). Med basis i dette materialet har DNMI for fem på forhånd utvalgte lokaliteter funnet fram til enkeltscenarier som på grunn av kort transporttid, høy tørravsetning eller høy våtavsetning antas å gi spesielt ugunstige forhold ved en potensiell atomulykke. Av disse igjen har DNMI valgt ut tre scenarier som utgangspunkt for kjøring av spredningsmodellen Severe Nuclear Accident Program (SNAP) (Saltbones et al. (1995)).

Scenariene som ble valgt som utgangspunkt for modellkjøringene (Saltbones et al (1997)), og som behandles videre i denne rapporten er hver for seg valgt ut for å reflektere særdeles ugunstige forhold. «Kirkenes-scenariet» er valgt fordi dette scenariet gav en meget kort transporttid (ca 3 timer) for et radioaktivt utslipp fra Kolakraftverket til Øst-Finnmark, noe som setter meget strenge krav til atomulykkesberedskapen. «Kautokeino-scenariet» er valgt som et eksempel på et scenario hvor mye nedbør gir høy våtavsetning av radioaktivt forurensning i et område med mye reindrift i kombinasjon med lite nedbør langs transportruten. Oslo-scenariet kan ses som et eksempel på transport av radioaktiv forurensning til Østlandet, som er den tettest befolkede delene av landet. De radioaktive forurensningene transporteres i dette scenariet over vesentlig lengere avstander enn de to foregående scenariene. Det er verd å merke seg at selv om scenariene er valgt ut for å representere særdeles ugunstige forhold, finnes det ingen garanti for at det ikke kan finnes scenarier som dosemessig kan gi enda større konsekvenser.

Resultater fra DNMI's spredningsmodell SNAP er gitt for luftkonsentrasjoner av aerosol, gass og edelgass, og bakkedeponert masse av gass og aerosoler. I våre beregninger har vi antatt at 50 % av jod oppfører seg som gass, mens 50 % oppfører seg som aerosol. Dette bygger på en vurdering av elementets kjemiske egenskaper. Isotoper av Kr og Xe har vi naturligvis antatt spredt som edelgass, mens alle andre radionuklider i den kildetermen vi har brukt er antatt spredt som aerosoler.



### 3. Metodikk

Resultatene fra spredningmodellberegningene ved DNMI baserer seg på et utslipp av partikler med en gitt matematisk masse, og må derfor kombineres med informasjon om utslippet av radioaktivitet for beregning av nivået av de enkelte radionuklider i luft og på bakke.

Aktivitetskonsentrasjoner og bakkeponert aktivitet brukes som grunnlag for beregning av doser fra de ulike eksponeringsveiene. Vi har i denne konsekvensanalysen beregnet doser fra inhalasjon og eksternebestråling fra radionuklider på bakke og i luft.

Det vil også være rimelig å anta at inntak av matvarer vil bidra mye til den samlede stråledose. Vi har allikevel på grunn av den sterke fokus konsekvensutredningen har på tidlig fase av en atomulykke valgt ikke å ta med doser fra matvarer, men lar det være en naturlig del av en oppfølging av konsekvensanalysen.

#### 3.1 Beregning av deponert aktivitet og luftaktiviteter

Fra resultatene fra SNAP har vi for hver av våre tre lokaliteter hentet fram en tidsserie over luftkonsentrasjoner og bakkeponert masse midlet over et tretimers intervall. Rent praktisk er dette gjort ved å anta hver av lokalitetene til nærmeste celle i rutenettet over resultatene. Øst-Finnmark blir da representert ved cellen 70° N, 30° Ø, Finnmarksvidda med 69° N, 23° Ø og Østlandet med 60° N, 11° Ø. Verdiene for hver av de tre utslippklassene (edelgass, gass og aerosol) normaliseres deretter ved å dividere på matematisk massen sluppet ut i «modellatomsfæren».

Aktivitetskonsentrasjoner og bakkeaktiviteter beregnes for hver enkelt radionuklide ved å multiplisere de normaliserte luftkonsentrasjonene og bakkeponeringsmassene med det totale utslippet av radionukliden (gitt i kildetermen). Ved denne beregningen har vi tatt hensyn til desintegrasjon av radionuklidene. Aktivitetskonsentrasjon og bakkeponert aktivitet vil for et tidspunkt  $t$  etter utslippets begynnelse være gitt etter formelen:

$$A_n = X_n * A_{tot,0,n} * e^{-\lambda(t+t')} \quad \text{Formel 3-1}$$

hvor  $X_n$  er normalisert luftkonsentrasjon eller bakkeponert masse for nukliden  $n$ .  $A_{tot,0,n}$  er total aktivitet sluppet ut av nukliden  $n$ . Desintegrasjonsfaktoren for nukliden er gitt etter formelen  $\lambda = \ln(2)/t_{1/2}$ , hvor  $t_{1/2}$  er halveringstiden for nukliden.  $t'$  (=1 time) er tid fra fisjonsprosessen i reaktoren stopper til utslippet starter, mens  $t$  er tiden fra utslippet starter.

Beregninger av luftaktiviteter og bakkeaktiviteter for alle nuklidene i utslippet. For å lette oversikten er det benyttet en gruppeinndeling av nuklidene som var foreslått i NUREG/CR-6193. Dette er en vanlig måte å gruppere radionuklider på hvor disse, hvor nuklidene deles inn i fire grupper ut fra flyktighet: Edelgasser, flyktige radionuklider, middelsflyktige radionuklider og lite flyktige radionuklider. Denne inndelingen er hensiktsmessig til tross for at det enkelte steder er relativt stor forskjell mellom flyktigheten internt i gruppene. Spesielt gjelder dette gruppen middelsflyktige radionuklider hvor Tellur-isotopene er antatt å være betraktelig mer flyktig enn andre nuklidene av gruppen.

### 3.1.1 Mor/datter-relasjoner

I enkelte tilfeller gir desintegrasjon av en radionuklide opphav til annen radionuklide. Dette omtales gjerne som mor/datter-relasjoner. I en mor/datter-relasjon vil mengden av datternukliden i et utslipp avhenge av utslippsmengden både av modernukliden og datternukliden. En nøyaktig beregning av datternukliden blir derfor relativt kompleks. I våre beregninger har vi derfor vekselvis forenklet ved enten å se bort fra at datternuklidens kontinuerlige nydannelse fra mor-nukliden eller ved å anta en sekundær likevekt mellom mor og datter, slik at aktiviteten av datternukliden er lik aktiviteten av mornukliden. En ytterligere beskrivelse av hvordan mor-datter-relasjoner er tatt med i beregninger er gitt i appendix 2.

## 3.2 Beregning av effektiv dose og kerma til luft

### 3.2.1 Beregning av kerma og doser fra eksternbestråling fra luft og bakke

Ved beregning av effektiv dose fra eksternbestråling fra bakkedepoert radioaktivitet har vi i våre beregninger gått veien om beregning av kerma til luft. Kermarater for enkelt nuklider er beregnet ved å multiplisere bakkeaktivitet for enkelt nuklider med en egnet omregningsfaktor.

Kerma fra bakkedepoert radioaktivitet første uke (168 timer) etter utslippets begynnelse er beregnet ved å summere kermarater beregnet med et intervall av tre timer. For kermaberegninger andre til og med fjerde uke etter utslippet begynnelse er det benyttet intervaller a 3 døgn (72 timer). For beregninger fra 5 uker til og med 13 uker etter utslippet er det benyttet intervaller på 1 uke (168 timer), mens det for beregninger fra 14 til og med 52 uker etter utslippet er benyttet intervaller på 3 uker (504 timer)

Omregningsfaktorer fra bakkeaktivitet til kermarater er hentet fra ICRU-rapport nr. 53. Vi har her antatt at radioaktiviteten ikke har trukket ned i bakken, men ligger jevnt fordelt på overflaten. Parameteren, som i ICRP rapport nr. 53 omtales som «Relaxation mass per unit area» er derfor  $0 \text{ g/cm}^2$ .

For å kunne relatere virkningen av strålingen opp mot biologisk effekt har vi gjort en enkel omregning av kerma til effektiv dose. Metoden har tidligere blitt benyttet av Wøhni et. al. (1993) og Erkin et. al. (1993) for beregninger av stråledoser ved hjelp av filmdosimeter etter Tsjernobylulykken. For beregning av deposisjon består denne omregningen i at vi har multiplisert kerma med en faktor ( $H_E/K_{\text{air}}$ ), som vi for alle radionuklider har definert å være  $0,83 \text{ Sv/Gy}$ . Denne generelle omregningsfaktoren framkommer ved at nuklidespesifikke omregningsfaktorer for en person i et horisontalt strålefelt (uavhengig av strålingens innfallsvinkel) typisk ligger i samme området, og varierer svært lite for fotonenergier mellom 0,2 og 1 MeV. Bakgrunnen for dette er at Jacob et. al. (1986) gjennom Monte Carlo-beregninger har vist at størstedelen av energifluens fra en plan kilde, for et punkt 1 meter over bakken, vil ha en innfallsvinkel like under horisontlinjen.

Effektiv dose fra bestråling fra radioaktivitet i luft er beregnet på tilsvarende måte, men vi har her beregnet effektive doserater direkte fra luftaktiviteter ved hjelp av et sett med omregningsfaktorer fra luftaktivitet til effektiv doserate ( $H_E/A_{\text{air}}$ ). Timeverdier for disse effektive doseratene er summert over hele tidsrommet for skypassasjen. For disse beregninger av effektiv dose har vi benyttet omregningsfaktorer fra Jacobi (1989). Disse omregningsfaktorene er basert på Monte Carlo-beregninger.

Omregningsfaktorene vi har brukt fra Jacobi (1989) er i godt samsvar med omregningsfaktorer mellom luftaktivitet og keramarate gitt i ICRU rapport 53. En lineær regresjon gjennom origo ( $R^2=0,997$ ) av keramarate/luftaktivitet fra Jacobi mot effektiv dose/luftaktivitet fra ICRU-rapport 53 indikerer et forholdstall mellom effektiv dose ( $H_E$ ) og luftkerma 1 meter over bakken  $H_E/K$  rundt 0,78 Sv/Gy. At denne omregningsfaktoren er litt lavere enn tilsvarende omregningsfaktor mellom kerma og effektiv dose for bakkedepoert radioaktivitet er som forventet siden luftbåret radioaktivitet vil representere en geometri med høyere egenskjerming for den eksponerte.

### 3.2.2 Beregning av doser fra inhalasjon

Dosebidrag fra inhalasjon av radionuklider er for alle radionuklider, med unntak av edelgasser, beregnet ut fra mengde av hver enkelt radionuklide man inhalerer i løpet av perioden man regner over. Den totale mengden av en radionuklide som inhaleres, er beregnet fra tidsserier med tretimers gjennomsnittsverdier av aktivitetskonsentrasjoner i luft, som:

$$\text{Total inhalert aktivitet av nuklide} = \Sigma (3(\text{timer}) * \text{pusterate}(\text{m}^3/\text{time}) * \text{Aktivitetskonsentrasjon for nuklide} (\text{Bq}/\text{m}^3))$$

Dosebidraget fra en enkelt nuklide beregnes ved å multiplisere totalt inhalert aktivitet av nukliden med en egnet omregningsfaktor.

Inhalasjonsdoser for edelgasser avhenger av aktivitetskonsentrasjon og eksponeringstid, i motsetning til aerosoler og ikke edle gasser hvor inhalasjonsdosen avhengiger av mengden av nukliden som pustes inn. Årsaken til denne forskjellen er at edelgasser i svært liten grad tas opp i lungene. For edelgasser er totale inhalasjonsdoser for hver enkelt nuklide beregnet som sum av inhalasjonsdose for hver tretimersperiode, hvor:

$$\text{Inhalasjonsdosen for hver tretimersperiode} = 3 (\text{timer}) * \text{Doseberegningfaktor} (\text{Sv}/\text{time pr. Bq}/\text{m}^3) * \text{Aktivitetskonsentrasjon} (\text{Bq}/\text{m}^3)$$

Omregningsfaktorer mellom inhalert aktivitet og doser er i ICRP Publication 71 beregnet for raskt (F), middels (M) og langsom (S) opptak av en radionuklide i kroppsvæsker. Siden vi ikke kjenner den kjemiske sammensetningen av de radioaktive partiklene i utslippet, og fordi disse kan antas å være komplekst sammensatt, har vi valgt å følge de anbefalinger som ICRP 71 gjør for valg av opptaksparameteren hvor den kjemiske sammensetningen ikke er kjent. I praksis betyr dette at opptaksklasse F er valgt for alle grunnstoffene, med unntak av Y, Nb og Ce, hvor ICRP 71 anbefaler klasse M. Vi har videre antatt at partiklene har en gjennomsnittlig aerodynamisk diameter  $AMAD^1=1 \mu\text{m}$ . Dette er anbefalt ved beregning av inhalasjonsdose fra partikulært materiale for befolkningen.

Pusterater vi har brukt (tabell 2.3) er hentet fra ICRP Publication 66, og representerer middelveidier over et døgn. I de kjønnsdifferensierte klassene har vi brukt verdiene for menn.

**Tabell 2.3 Pusterater for de ulike alderskategoriene**

Alder (år)	> 17	12-17	7-12	2-7	1-2	< 1
Pusterate ( $\text{m}^3/\text{døgn}$ )	22,2	20,1	15,3	8,72	5,16	2,86

<sup>1</sup> AMAD: Activity median thermodynamic diameter (ICRP Publication 66)

### 3.3 Feilkilder og usikkerheter

Et arbeid med å vurdere strålingsnivåer og stråledoser etter hypotetiske ulykker må nødvendigvis inneholde på en rekke usikkerheter. To av de mest grunnleggende er usikkerheten i spredningsmodellen man bruker og den kildetermen man har valgt, men også at de scenariene man har valgt stemmer overens med forutsetningen om «worst case».

Det er liten tvil om at de scenariene som ligger til grunn for kjøring av spredningssimuleringer representerer forhold som er meget ugunstige for transport og nedfall over norsk område, selv om det på ingen måte er garantert at det ikke kan finnes enkeltscenarier med ennå større dosemessige konsekvenser. På den andre side må man være klar over at værforholdene som ligger til grunn for scenariene på ingen måte er dominerende. Bartnicki & Saltbones (1997) fant ved å følge trajektorier beregnet fra reelt vær for tenkt puff-utslipp hver time i en 11 års periode, at sannsynligheten for at et radioaktivt utslipp fra Kolakraftverket skal gi et «direkte treff» i Kirkenes er ca. 4 til 5 %, og at gjennomsnittlig transporttid er 51,3 timer. Til sammenligning var transporttiden i vårt Kirkenes-scenarier i overkant av 3 timer.

Enhver kildeterm vil inneholde usikkerheter i forhold til reaktorkjernens innhold av ulike radionuklider samt hvor stor del av en enkelt radionuklide som slipper ut ved en ulykke. Det siste gjelder spesielt for lite flyktige radionuklider. Til tross for dette anser vi at kildetermen fra Stokke (1997) representerer et realistisk estimat på en «Maximum Credible Accident» for den eldste reaktortypen ved Kolakraftverket. Implisitt i dette ligger at sannsynligheten for en ulykke av denne alvorlighetsgrad er signifikant, selv om ulykker av denne alvorlighetsgrad aldri har hendt med en trykkvannsreaktor (PWR) før.

Ved beregning av aktiviteter av i luft og på bakke vil det for enkelte nuklider forekomme feil som følge av forenklete beregninger av mor-datterforhold. I praksis har det imidlertid vist seg at dette i liten grad gjelder for de radionuklidene som er mest dominerende for aktivitet og doser, kanskje med unntak av  $^{140}\text{Ba}/^{140}\text{La}$ , hvor det er rimelig å anta at aktiviteten av  $^{140}\text{La}$  for korte tidsrom relativt sett vil være overestimert på grunn av antagelse om sekundær likevekt med  $^{140}\text{Ba}$ .

Ved beregning av doser fra ekstern bestråling fra bakkedeponert radioaktivitet har vi tatt utgangspunkt i en flat distribusjon av radionuklider på overflaten av bakken. Reelt sett vil radionuklider som deponeres på bakken transporteres nedover i jordlagene, noe som fører til at gammastråling skjerms. Hvor fort denne nedoverrettede transporten går, vil i stor grad avhenge av nedbør og jordtyper. Antar vi ved vertikal dybdefordeling i jord en «relaxation mass per unit area» lik 1, slik ICRU-53 anbefaler for et generisk utslipp, blir doserater fra  $^{137}\text{Cs}$  ca. 35 % lavere enn ved antagelse om flat fordeling på jordoverflaten.

Topografi og menneskeskapt konstruksjoner (bygning ol.) vil også skjerme for gammastråling fra bakken. Overflatekontaminerte busker og trær vil kunne gi opphav til økt bestråling i forhold til områder uten vegetasjon (Jacob og Meckbach, 1987). Vinterstid er det sannsynlig at bakken er dekket med snø. Snø har relativt liten evne til å skjerme gammastråling, men om vi antar at bakken i Kirkenes store deler av året er dekket av snø, gir dette allikevel betydelig reduksjon i ekstern gammastråling.

Strålingseksponering er samtidig veldig avhengig av om personene som eksponeres oppholder seg innendørs eller utendørs. Wøhni (1993) har ved dosimetristudier etter Tsjernobylulykken beregnet skjermingsfaktor for  $^{137}\text{Cs}$  mellom 0,31 og 0,34 for typiske norske eneboliger. Jacob og Meckbach (1987) har gjennom Monte-Carlo-beregninger funnet store variasjoner i skjermingsfaktorer for  $^{137}\text{Cs}$  for ulike hustyper. De laveste skjermingsfaktorene (ca. 0,001 til 0,05) er funnet for blokkbebyggelse i urbane miljøer, men de høyeste er funnet for frittstående hus utenfor byen (ca. 0,1 til 2)

Beregning av doser fra ekstern bestråling fra luftbåret radioaktivitet og fra inhalasjon av radionuklider antar vi som mindre avhengig av topografi og menneskeskapt konstruksjoner, selv om innendørsopphold også her vil gi forskjeller i forhold til opphold utendørs. For ekstern bestråling fra luftbåret radioaktivitet, vil bygningens vegger og tak til en viss grad bidra til å skjerme for gammastråling, avhengig av bygningsmaterialer og tykkelser av disse.

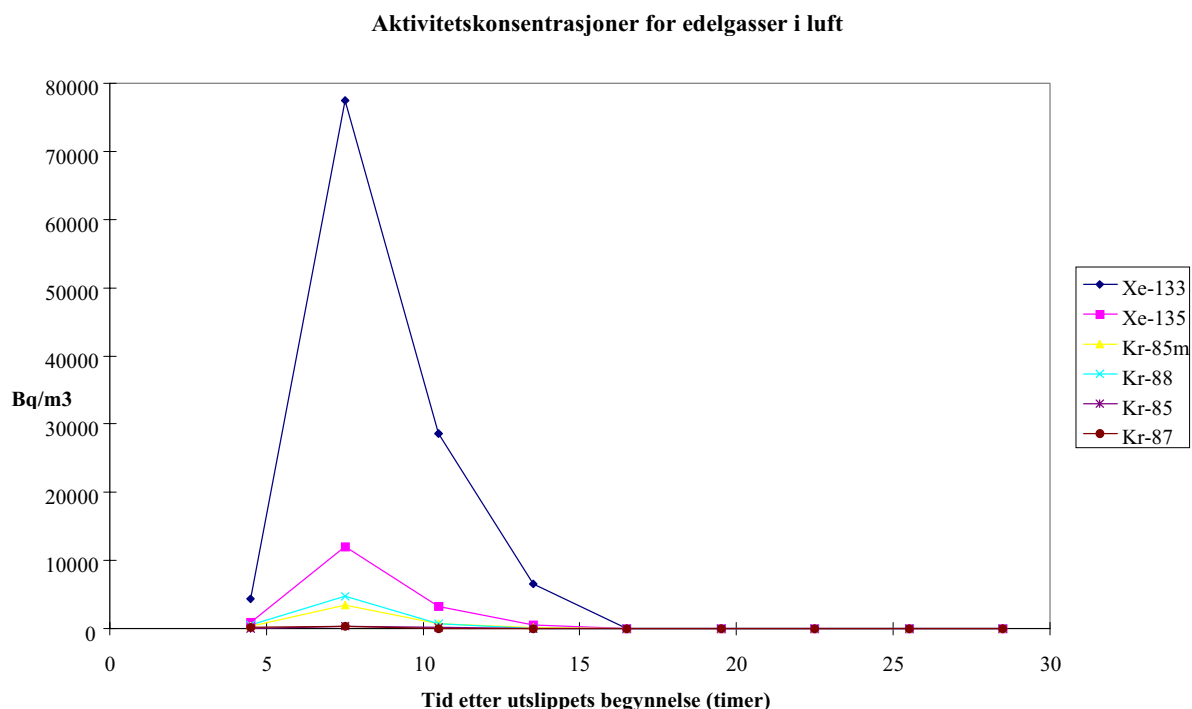
En kan tenke seg at inneluft vil kunne ha en annen sammensetning enn uteluft, noe som blant annet avhenger av ventilasjon. Dette kan gi forskjeller i inhalasjonsdoser, avhengig av om en person oppholder seg inne eller ute.

En samlet vurdering tilsier også at de fleste av usikkerhetene skissert her bidrar til at de beregnede dosene er noe overestimert i forhold til hvordan forholdene vil være i en «reell verden». Det vil samtidig være naturlig å anta at en faktisk ulykke vil gi relativt store forskjeller i dose i en befolkning. Dosene som beregnes i en konsekvensvurdering av denne typen vil derfor være et mål på gjennomsnittlige nivåer heller enn å ha gyldighet på individnivå.

#### 4. Scenariet med kort transporttid til Øst-Finnmark (Kirkenes-scenariet)

Et scenario med kort transporttid til Øst-Finnmark er vanskelig å håndtere for den norske beredskapsorganisasjonen mot atomulykker, fordi et slikt scenario gir kort tid til å forberede og iverksette mottiltak. Scenariet er samtidig interessant ut fra mulige effekter av kortlivede radionuklider. For å beskrive et slikt scenario har DNMI kjørt SNAP med utgangspunkt i værersituasjonen den 24. januar 1995. Utslippet begynner klokken 5:00 om morgenen, og foregår med konstant hastighet over en periode på 12 timer. Unntaket er edelgasser hvor utslippet er antatt konstant over en periode på 1 time.

##### 4.1 Radioaktivitet i luft

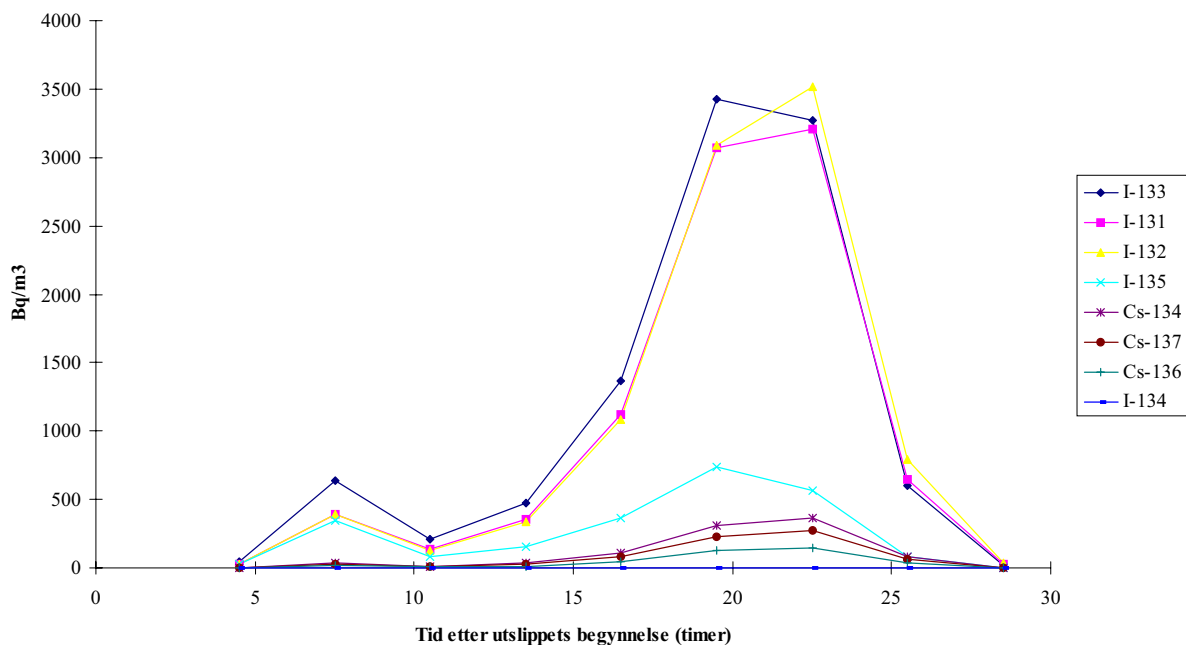


**Figur 4-1** Aktivitetskonsentrasjon av edelgasser i luft i Kirkenes kort tid etter et tenkt utslipp ved Kola kjernekraftverk.

Av beregningene (figur 4.1) ser vi at aktivitetskonsentrasjonen av edelgasser er svært høy tidlig i scenariet for senere raskt å avta. Vi ser også at aktivitetskonsentrasjonen for edelgasser domineres av  $^{133}\text{Xe}$ . Denne dominansen kan forklares ved at mange av de viktigste edelgassene har veldig kort halveringstid. Samtidig utgjør  $^{133}\text{Xe}$  en relativt stor andel av kjernens innhold av edelgasser.

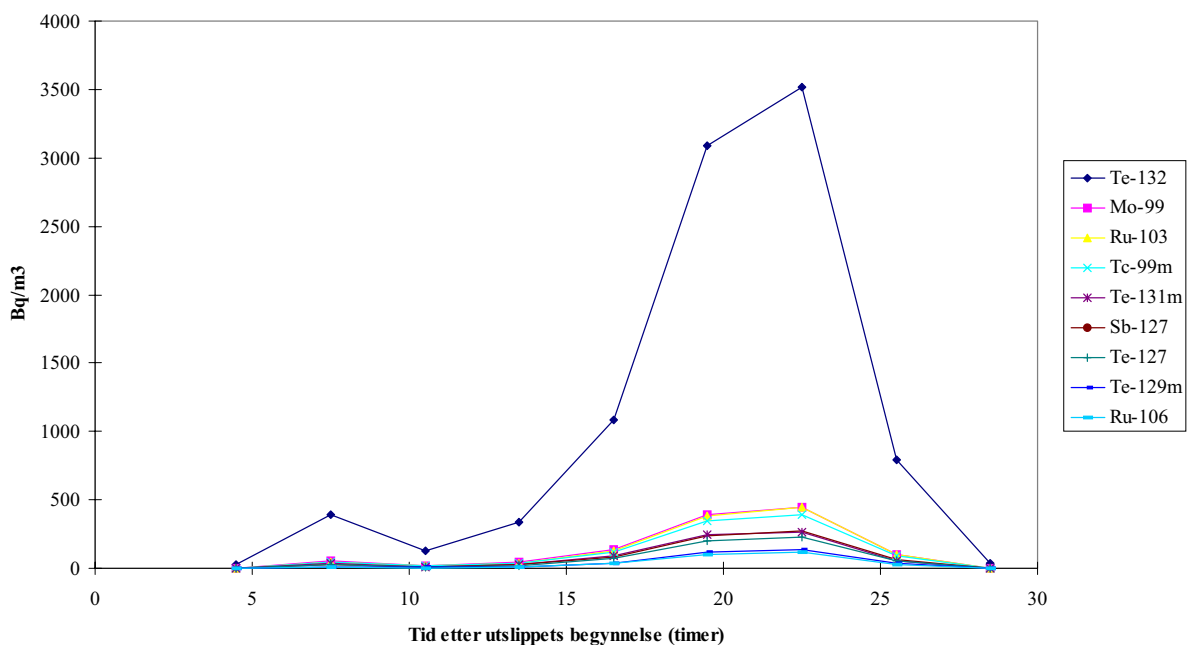
Blant de flyktige forbindelsene (figur 4.2) ser vi at aktivitetskonsentrasjonen er høyest av jodisotopene  $^{131}\text{I}$ ,  $^{132}\text{I}$ , og  $^{133}\text{I}$  med et nivå rundt 3000 til 3500 Bq/m<sup>3</sup>. Aktivitetskonsentrasjonen av de viktigste cesiumisotopene,  $^{134}\text{Cs}$  og  $^{137}\text{Cs}$ , er i størrelsesorden en faktor 10 til 15 lavere enn aktivitetskonsentrasjonen av de tre viktige jodisotopene.

**Aktivitetkonsentrasjon av flyktige radionuklider i luft**



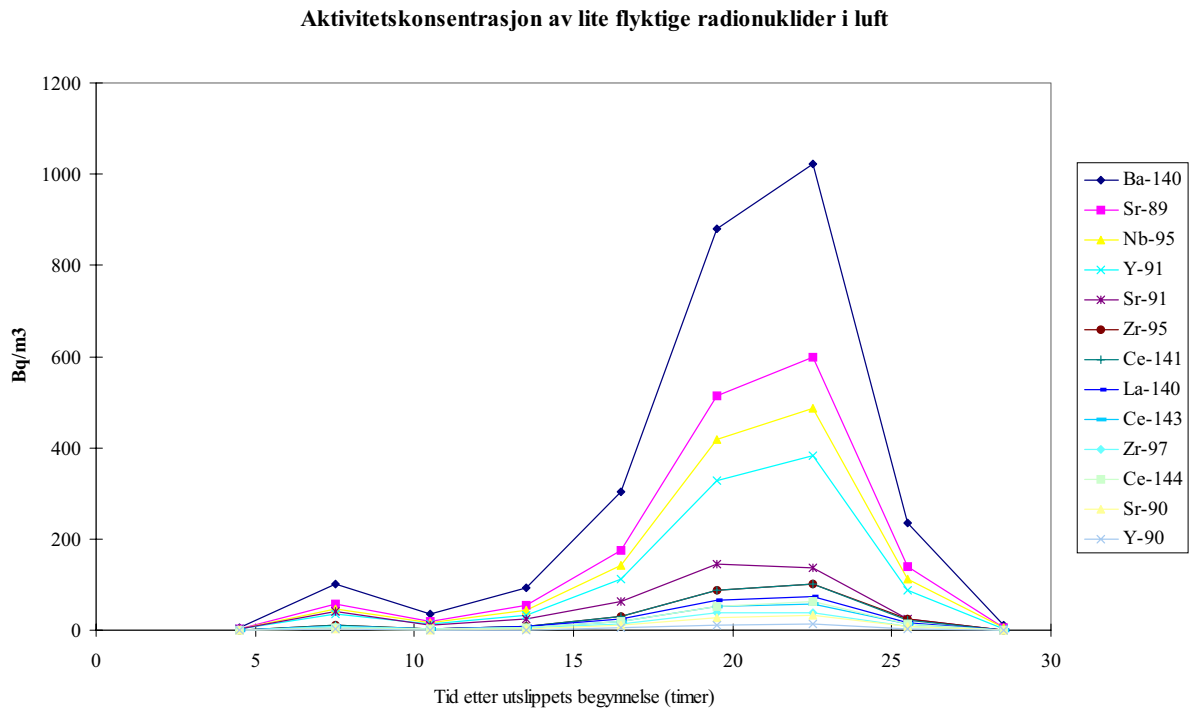
**Figur 4-2** Aktivitetkonsentrasjon av flyktige radionuklider i luft i Kirkenes kort tid etter et tenkt utslipp ved Kola kjernekraftverk.

**Aktivitetkonsentrasjon av middels flyktige radionuklider**



**Figur 4-3** Aktivitetkonsentrasjon av middels flyktige radionuklider i luft i Kirkenes kort tid etter et tenkt utslipp ved Kola kjernekraftverk.

Blant de middels flyktige radionuklidene (figur 4.3) er aktivitetskonsentrasjonen av  $^{132}\text{Te}$  desidert høyest. Nivået av denne ligger på sitt høyeste rundt  $3700 \text{ Bq/m}^2$ , hvilket er i samme størrelsesområde som de viktigste jodiostopene. Årsaken til den høye aktivitetskonsentrasjonen av  $^{132}\text{Te}$  er at Tellur regnes å være relativt flyktig sammenlignet med de andre grunnstoffene i denne gruppa. Samtidig er  $^{132}\text{Te}$  den Tellurisotopen som i reaktorkjernen er aktivitetsmessig dominerende.



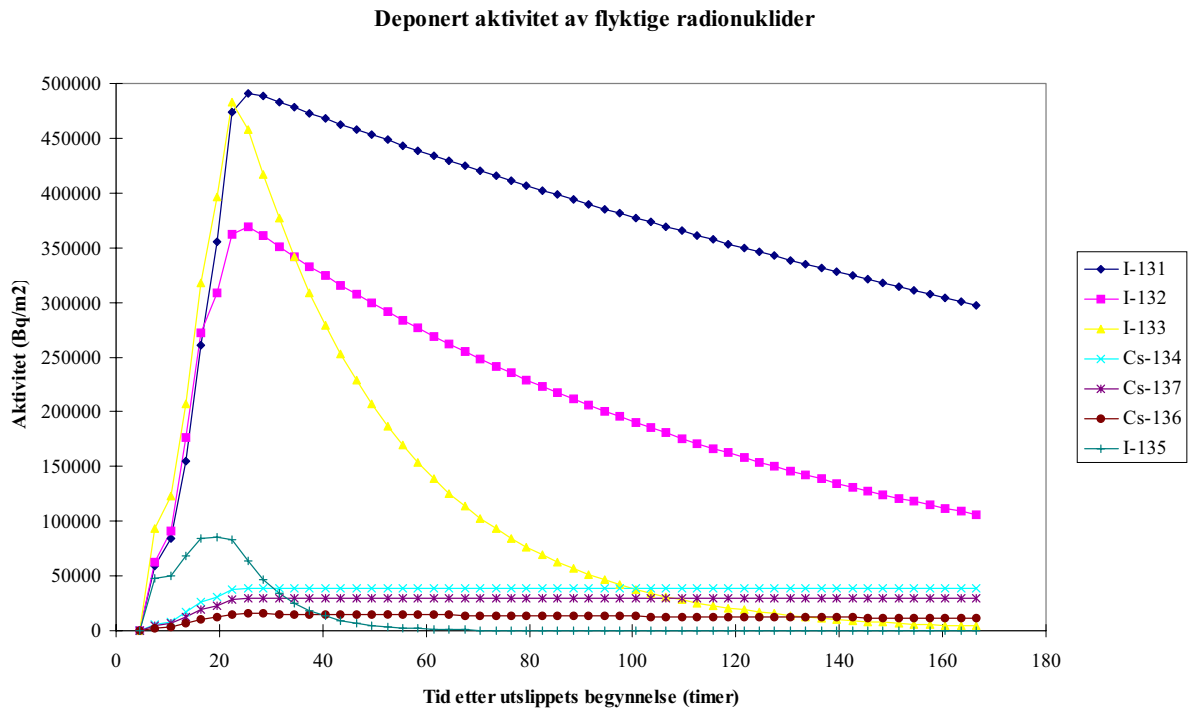
**Figur 4-4** Aktivitetskonsentrasjon av lite flyktige radionuklider i luft i Kirkenes kort tid etter et tenkt utslipp ved Kola kjernekraftverk.

Gruppa med lite flyktige radionuklider (figur 4.4) består av radioisotoper fra relativt mange grunnstoff, og er således en komplekst sammensatt gruppe. Radionuklider som  $^{140}\text{Ba}/^{140}\text{La}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{85}\text{Nb}$  og  $^{91}\text{Y}$  har de høyeste aktivitetskonentrasjonene i gruppa.

Aktivitetskonsentrasjonen av disse ligger på det høyeste mellom  $300$  og  $1000 \text{ Bq/m}^3$ .



## 4.2 Radioaktivitet på bakke

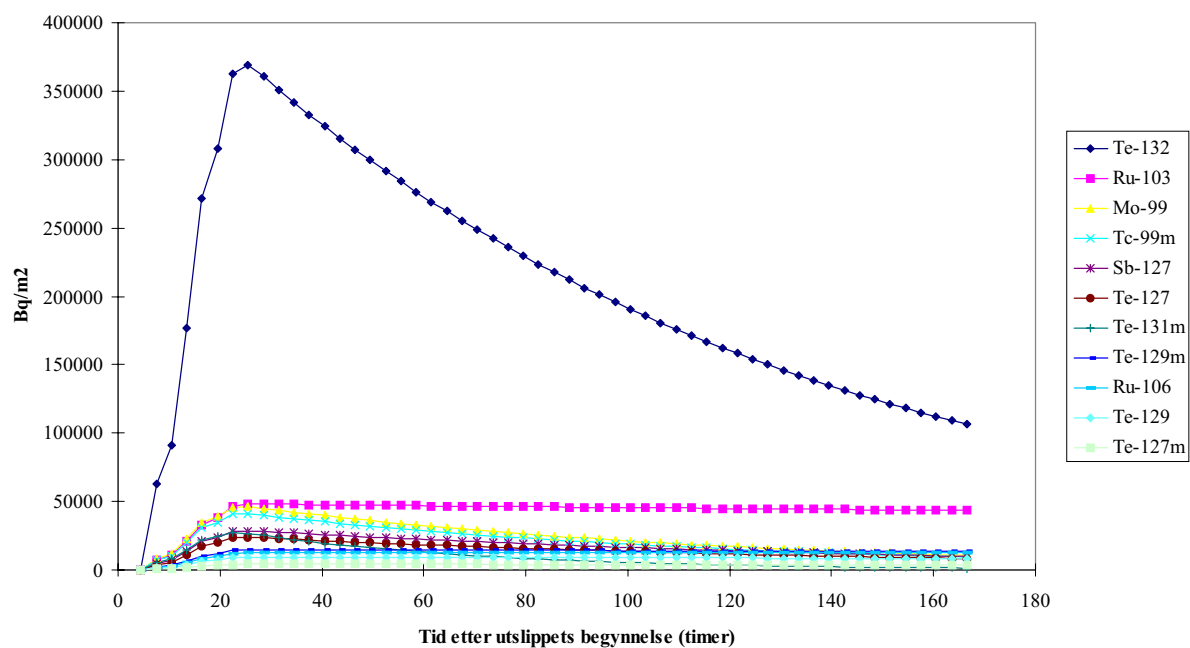


**Figur 4-5** Bakkedeponert aktivitet av flyktige radionuklider i Kirkenes den første uka etter et tenkt utslipp ved Kola kjernekraftverk.

Bakkedeponert radioaktivitet fra flyktige radionuklider (figur 4.5) vil den første uka domineres av jodisotopene  $^{131}\text{I}$ ,  $^{132}\text{I}$  og  $^{133}\text{I}$ . Aktiviteten av disse jodisotopene vil avta raskt, og vil et par måneder etter utslippet ha blitt redusert til det ubetydelige (Tabell 4.1). De flyktige radionuklidene vil da domineres av  $^{137}\text{Cs}$  og  $^{134}\text{Cs}$ , siden begge disse har lengre halveringstid.

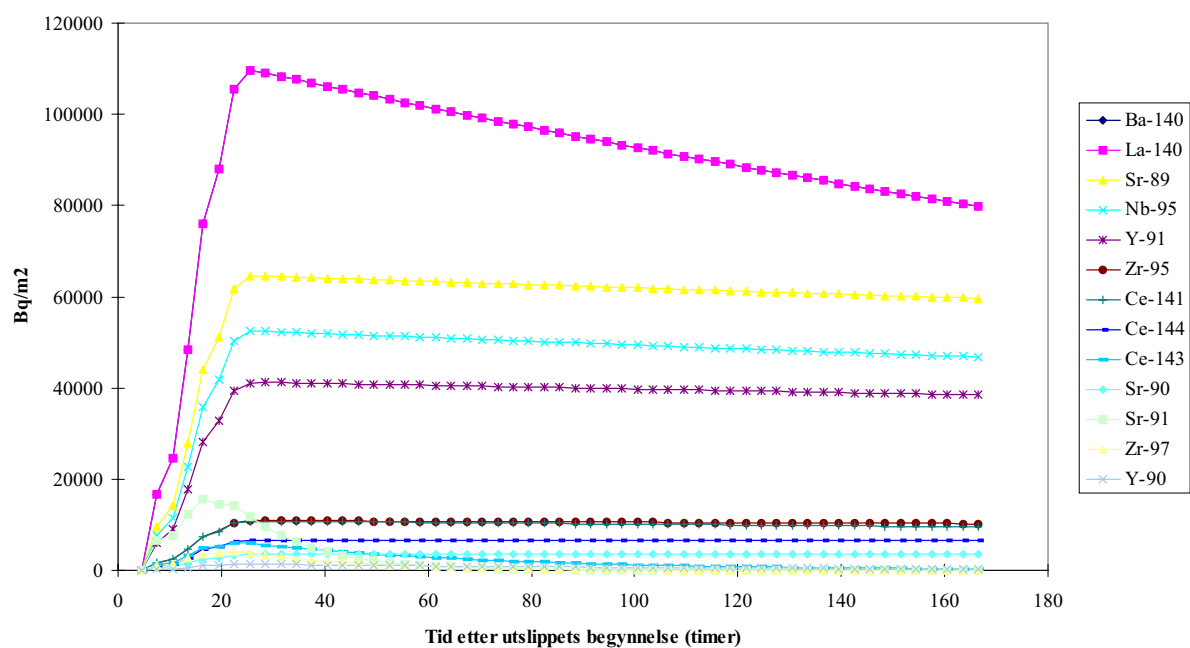
Aktiviteten av deponerte middels flyktige radionuklider (figur 4.6) domineres den første uken av  $^{132}\text{Te}$ . Aktiviteten av denne vil halveres hver 3. dag slik at klassen etter to ukers tid vil domineres av  $^{103}\text{Ru}$  som har lengre halveringstid.

### Deponert aktivitet av middels flyktige radionuklider



**Figur 4-6** Bakkedeponert aktivitet av middels flyktige radionuklider i Kirkenes den første uka etter et tenkt utslipp ved Kola kjernekraftverk.

### Deponert aktivitet av lite flyktige radionuklider



**Figur 4-7** Bakkedeponert aktivitet av lite flyktige radionuklider i Kirkenes den første uka etter et tenkt utslipp ved Kola kjernekraftverk.

Gruppen av lite flyktige radionuklider (figu 4.7) domineres den første uka av  $^{140}\text{Ba}/^{140}\text{La}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{95}\text{Nb}$  og  $^{91}\text{Y}$ . Disse har alle en halveringstid mellom en og tre måneder, med unntak av  $^{140}\text{Ba}/^{140}\text{La}$  som har 12,75 dagers halveringstid. Etter et års tid vil mer langlivede radionuklider som  $^{90}\text{Sr}$  og  $^{144}\text{Ce}$  stå for den største bakkeponerte aktiviteten i denne gruppen. Det vil da fortsatt finnes lavere mengde av  $^{95}\text{Zr}/^{95}\text{Nb}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ , og  $^{91}\text{Y}$ .

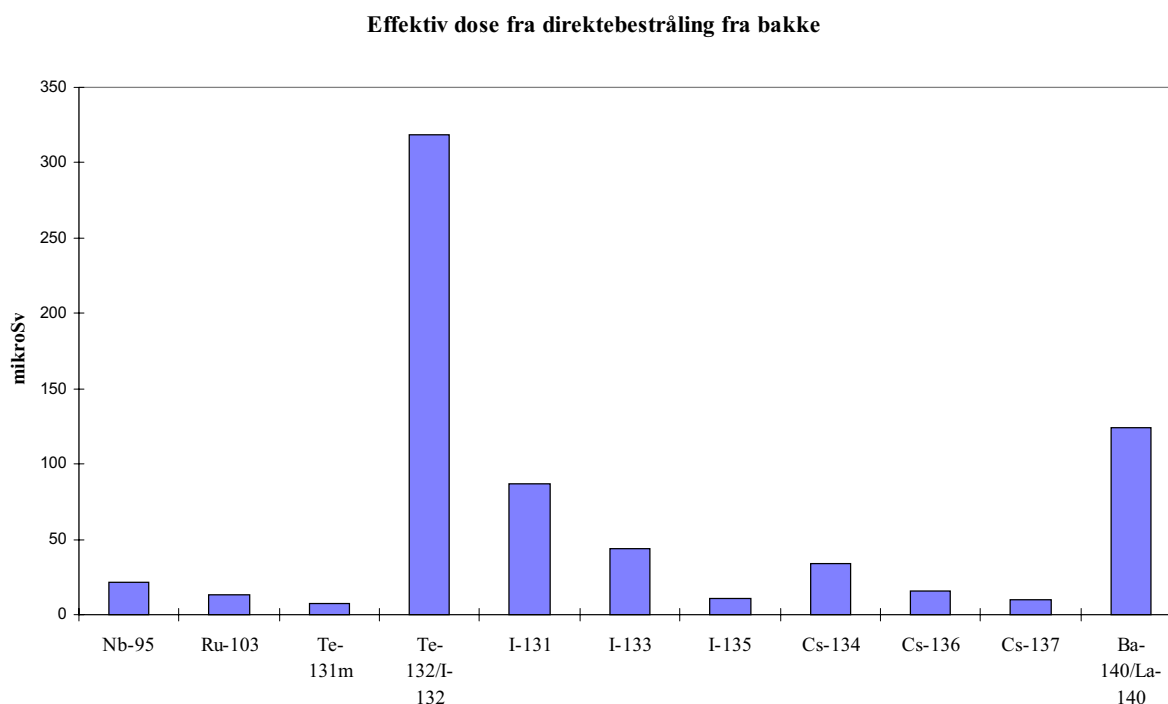
	1 mnd	6 mnd	12 mnd	24 mnd
<b>Sr-89</b>	43	5	0	0
<b>Sr-90</b>	4	4	3	3
<b>Y-90</b>	4	4	3	3
<b>Y-91</b>	29	5	1	0
<b>Zr-95</b>	8	2	0	0
<b>Nb-95</b>	29	1	0	0
<b>Ru-103</b>	28	2	0	0
<b>Ru-106</b>	12	9	6	3
<b>Te-127m</b>	3	1	0	0
<b>Te-127</b>	3	1	0	0
<b>Te-129m</b>	8	0	0	0
<b>Te-129</b>	5	0	0	0
<b>Te-132</b>	1	0	0	0
<b>Sb-127</b>	0	0	0	0
<b>I-131</b>	37	0	0	0
<b>I-132</b>	1	0	0	0
<b>Cs-134</b>	38	33	28	20
<b>Cs-136</b>	3	0	0	0
<b>Cs-137</b>	29	29	29	28
<b>Ba-140</b>	21	0	0	0
<b>La-140</b>	21	0	0	0
<b>Ce-141</b>	6	0	0	0
<b>Ce-144</b>	6	4	3	1

**Tabell 4-1** Deponert aktivitet ( $\text{kBq}/\text{m}^2$ ) av viktige radionuklider i Kirkenes etter et tenkt utslipp fra Kola kjernekraftverk. Verdier tar bare hensyn til desintegrasjon, ikke til utvasking av radionuklider.

### 4.3 Doser til befolkningen

#### 4.3.1 Doser fra ekstern bestråling fra bakkedeponert radioaktivitet

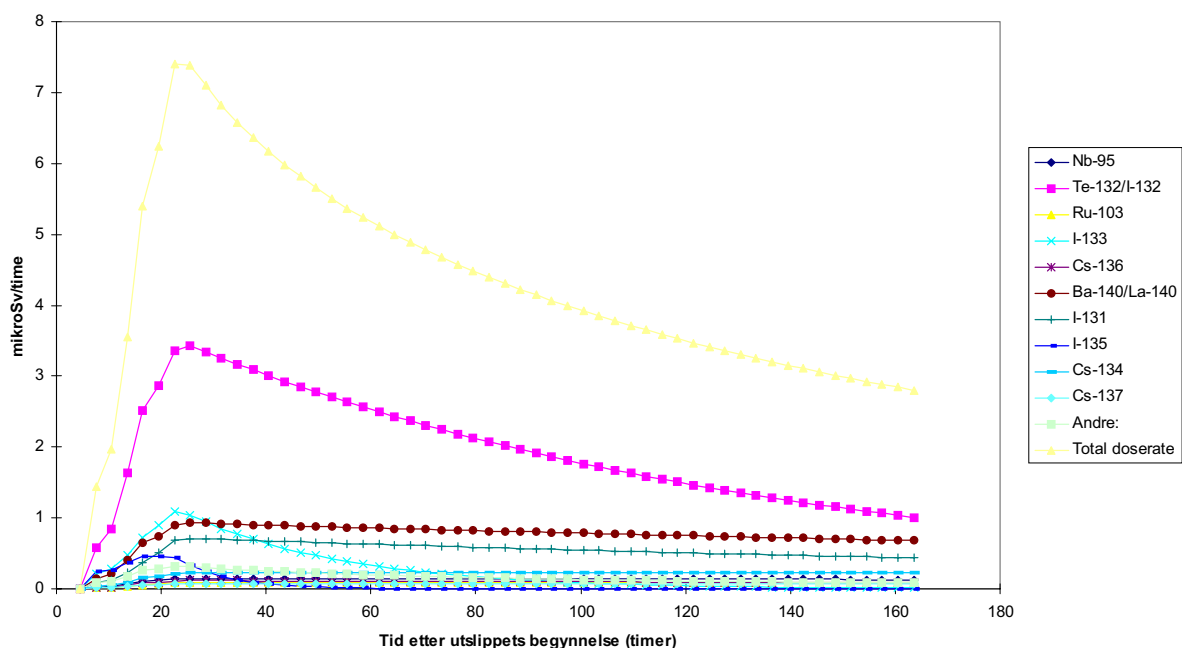
Den første uken etter utslippet vil effektiv dose fra bakkedeponert radioaktivitet tilsvare rundt 703  $\mu\text{Sv}$ , hvorav den viktigste enkeltkilden er  $^{132}\text{Te}/^{132}\text{I}$ . Andre viktige bidragsytere til ekstern bestråling fra bakke er jodisotopene  $^{131}\text{I}$  og  $^{133}\text{I}$ , og  $^{140}\text{Ba}/^{140}\text{La}$ . Disse radionuklidene bidrar til over 80% av eksterndose fra bakke den første uka, mens de 13 radionuklidene i figur 4.8 bidrar til 97 % av eksterndose første uka, hvis vi tar alle radionuklidene i beregningsgrunnlaget med i betraktning.



**Figur 4-8** Effektiv dose fra bakkedeponert radioaktivitet i Kirkenes første uka etter et tenkt utslipp fra Kola kjernekraftverk.

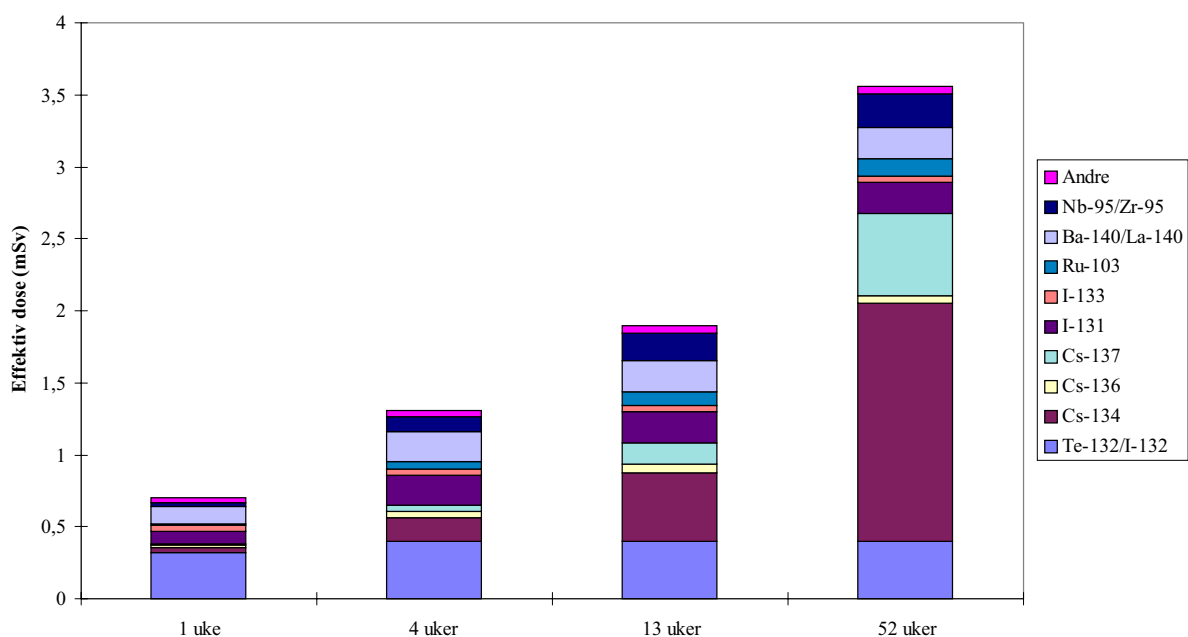
Av figur 4.9 ser vi at doserate fra bakkedeponert radioaktivitet er høyest omtrent 1 døgn etter utslippets begynnelse, og halveres i løpet av en periode på omtrent seks dager. Denne nedgangen doseintensitet skyldes desintegrasjon av kortlivede radionuklider som  $^{132}\text{Te}/^{132}\text{I}$ ,  $^{133}\text{I}$ ,  $^{135}\text{I}$  og  $^{136}\text{Cs}$ . Den første uka sett under ett, bidrar disse fem kortlivede radionuklidene til 56% av eksterndose fra bakken.

Effektiv doserate fra ekstern bestråling fra bakkeponert radioaktivitet første uka etter et tenkt utslipp.



Figur 4-9 Doserate fra ekstern gammastråling fra bakkeponert radioaktivitet i Kirkenes første uka etter et tenkt utslipp fra Kola kjernekraftverk.

Effektiv dose fra direkte bestråling fra bakkeponert radioaktivitet



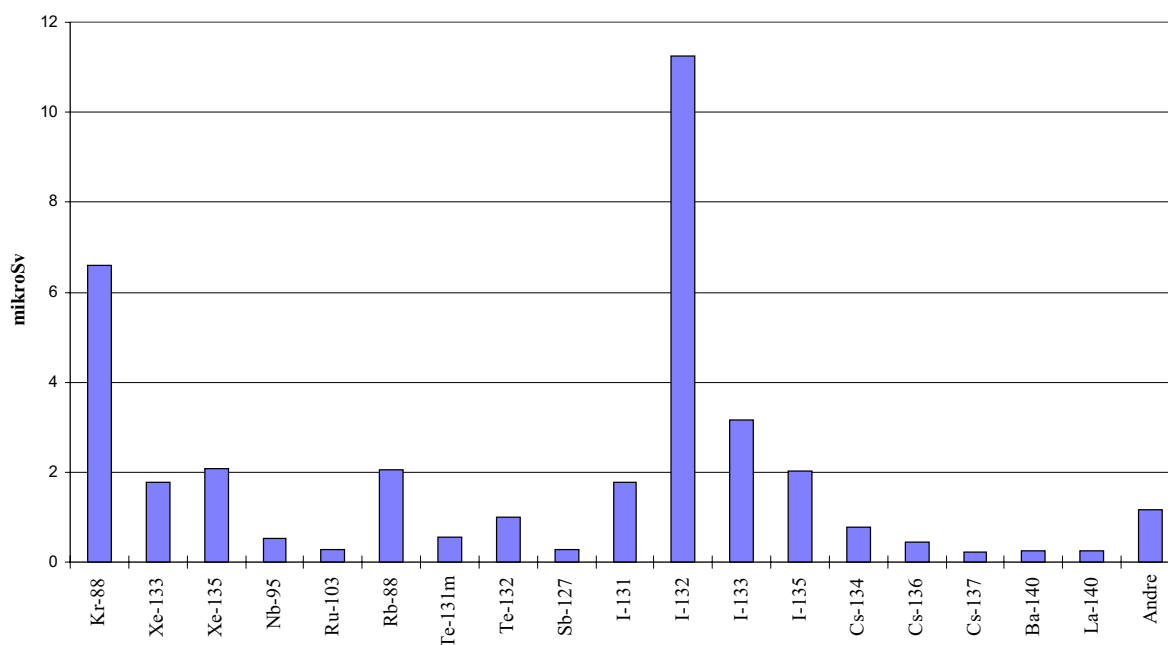
Figur 4-10 Effektiv dose (mSv) fra bakkeponerte radionuklider i Kirkenes som følge av en tenkt ulykke ved Kola kjernekraftverk.

Beregninger av effektiv dose fra ekstern bestråling (Figur 4-10) viser at et meget stort bidrag (ca. 20 %) til totaldosen fra bakkedeponert radioaktivitet kommer fra eksponering den første uka. I realiteten kan vi nok anta at dette forholdet er enda høyere siden vi i våre beregninger ikke har tatt i betraktning økt skjerming som følge av at radionuklider migrerer ned i jorda. Vurderer vi langtidseffektene ser vi videre ikke uventet at den relative viktigheten av de to cesiumisotopene  $^{134}\text{Cs}$  og  $^{137}\text{Cs}$  øker med tiden. Betrakter vi disse to isotopene under ett, ser vi at de det første året bidrar til omtrent 60 % av stråledosen fra eksternbestråling fra bakkedeponert radioaktivitet.

#### 4.3.2 Doser fra ekstern bestråling fra radioaktivitet i luft

Stråledosen fra eksternbestråling fra luft utgjør totalt rundt 25 mikroSv. Bidraget til denne dosen kommer primært fra de samme radionuklidene som for ekstern bestråling fra bakke.  $^{132}\text{Te}/^{132}\text{I}$  er også her den største bidragsyteren, og bidrar alene til bortimot halvparten av stråledosen fra ekstern bestråling fra luftbåret radioaktivitet. Jodisotopene  $^{131}\text{I}$ ,  $^{133}\text{I}$  og  $^{135}\text{I}$  er samtidig viktige bidragsytere til bestråling fra luftbåret radioaktivitet, mens edelgasser forårsaker et par prosent av stråledosen. Bidragene fra andre radionuklider enn dem som er listet i tabellen er relativt lave, og utgjør ikke mer enn 2 til 3 prosent av den totale stråledosen fra radioaktivitet i luft.

Effektiv dose fra direkte bestråling fra radionuklider i luft under skypassasje



**Figur 4-11** Effektiv dose ( $\mu\text{Sv}$ ) fra eksternbestråling i Kirkenes fra radionuklider i luft etter et tenkt utslipp fra Kola kjernekraftverk.

### 4.3.3 Inhalasjonsdoser

Inhalasjon av radioaktive stoffer er uten tvil den største bidragsyteren til den totale stråledosen ved dette scenariet den første uka. Helkroppens stråledoser for individer ligger i størrelsesområdet 380 til 750  $\mu\text{Sv}$  avhengig av aldersgruppe. (Tabell 4.2) Barn i aldersgruppen 1 til 3 år mottar de største stråledosene, mens voksne (personer over 17 år) mottar de laveste. Årsaken til dette er at barn gjennomgående mottar en høyere dose enn voksne fra samme mengde inhalert av en radionuklide. Effekten av at voksne har en høyere pusterate og følgelig puster inn mer av det radioaktive stoffet per tidsenhet er ikke stor nok til å oppveie for dette forholdet.

Radioaktivt jod bidrar alene til 60 til 72 % av effektiv dose fra inhalasjon, avhengig av aldersklasse, hvorav  $^{131}\text{I}$  alene bidrar med 48 til 57 % av denne. Årsaken til at radioaktivt jod

	Alder >17	Alder 12-17	Alder 7-12	Alder 2-7	Alder 1-2	Alder <1
Sr-89	4	7	7	5	7	8
Sr-90	6	11	7	3	3	5
Y-91	20	21	21	17	19	14
Mo-99	1	1	1	1	1	1
Ru-106	7	7	9	9	11	8
Te-132	47	61	75	87	109	74
I-131	184	248	326	362	417	231
I-132	2	3	4	5	6	4
I-133	42	56	73	91	117	68
I-135	2	3	4	4	6	3
Cs-134	17	15	10	5	4	4
Cs-137	9	8	5	3	2	2
Ce-144	16	17	17	15	17	1
Others	26	31	35	31	37	31
<b>Total</b>	<b>383</b>	<b>489</b>	<b>594</b>	<b>639</b>	<b>756</b>	<b>454</b>

**Tabell 4-2** Effektiv dose ( $\mu\text{Sv}$ ) fra inhalasjon av radionuklider i Kirkenes etter et tenkt utslipp fra Kola kjernekraftverk.

bidrar så sterkt til inhalasjonsdose er at jod lett tas opp i kroppens skjoldbruskkjertel, hvilket gir opphav til sterkt forhøyet lokal strålebelastning.

Ekvivalent dose til skjoldbruskkjertelen for alle jodisotopene utgjør for de ulike aldersgruppene totalt mellom 4,5 og 10,5 mSv, med samme relative forholdet mellom aldersgrupper som for effektiv dose fra inhalasjon av jod.

	Alder >17	Alder 12-17	Alder 7-12	Alder 2-7	Alder 1-2	Alder <1
I-131	3737	4963	6353	7144	8107	4493
I-132	36	50	61	78	97	60
I-133	780	1110	1421	1751	2267	1364
I-134	0	0	0	0	0	0
I-135	37	52	68	85	107	65
<b>Totalt</b>	<b>4591</b>	<b>6175</b>	<b>7903</b>	<b>9058</b>	<b>10578</b>	<b>5983</b>

**Tabell 4-3** Ekvivalent dose ( $\mu\text{Sv}$ ) til skjoldbruskkjertel fra jodisotoper til befolkningen i Kirkenes etter et tenkt utslipp ved Kola kjernekraftverk.

Inhalasjonsdoser fra edelgasser er på rundt 10,5  $\mu\text{Sv}$ , og er således neglisjerbar til tross for at aktivitetskonsentrasjonen av edelgasser er høy tidlig i scenariet. Det lave bidraget edelgasser gir til inhalasjonsdoser kan forstås ut fra at edelgasser er inerte og derfor ikke tas opp i kroppen. Inhalasjonsdosen fra edelgasser vil derfor hovedsakelig være et resultat av eksternbestråling av lungene.

	<b>mikroSv</b>
Kr-85m	0,329939
Kr-85	0,001151
Kr-87	0,196872
Kr-88	6,3269
Xe-133	1,756769
Xe-135	2,014743
<b>Totalt</b>	<b>10,62638</b>

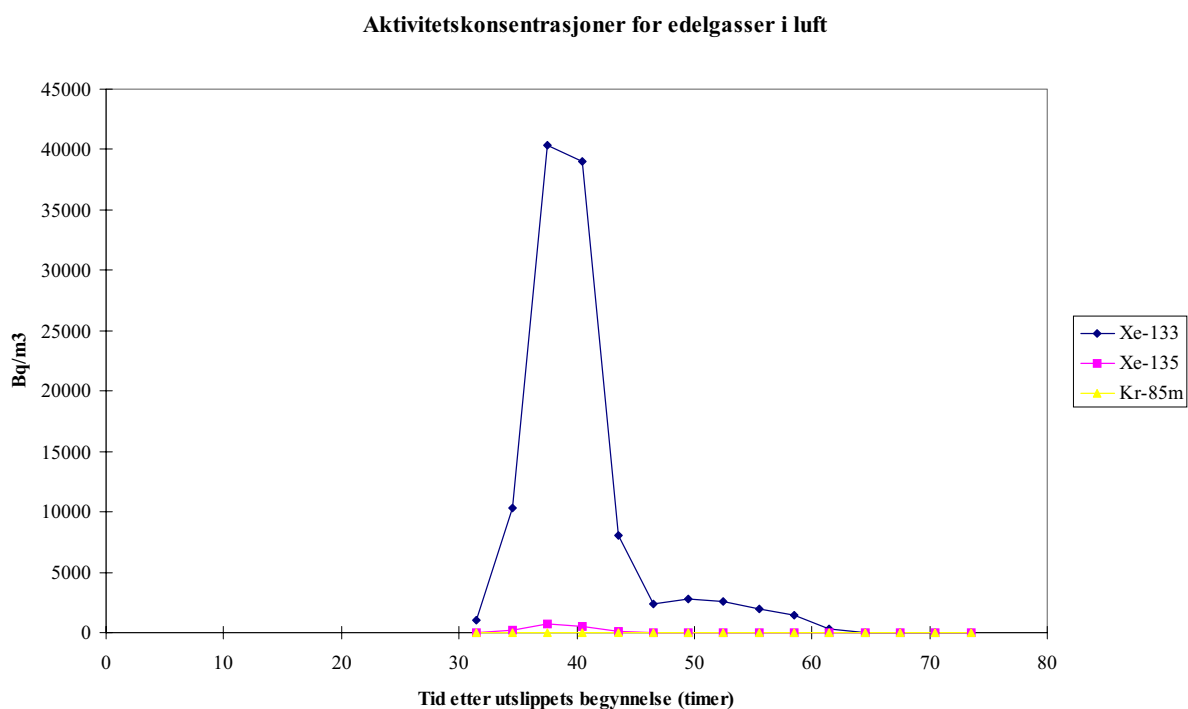
**Tabell 4-4** Effektiv dose ( $\mu\text{Sv}$ ) fra inhalasjon av edelgasser for voksne i Kirkenes etter et tenkt utslipp fra Kola kjernkraftverk



## 5. Scenario med høy våtavsetning i Finnmarksvidda (Kautokeino-scenariet)

Erfaringer fra Tsjernobylulykken og fra atmosfæriske prøvesprengninger viser at reindriftsnæring er spesielt utsatt i forhold til radioaktiv forurensning. For innlandsområder i Finnmark, i dette tilfellet representert ved Kautokeino, er reindriftsnæringen svært viktig. Verst tenkelig konsekvens av en ulykke vil for reindriftsnæringen være et resultat av et scenario som gir høy avsetning av radioaktivitet på bakken. For å anskueliggjøre et scenario med mye våtavsetning, har vi har valgt et scenario med mye regn på Finnmarksvidda i kombinasjon med mindre regn langs transportruten. DNMI har i kjøringen av spredningsmodellen SNAP tatt utgangspunkt i et antatt utslipp den 20. august 1986 med 12 timers varighet.

### 5.1 Radioaktivitet i luft

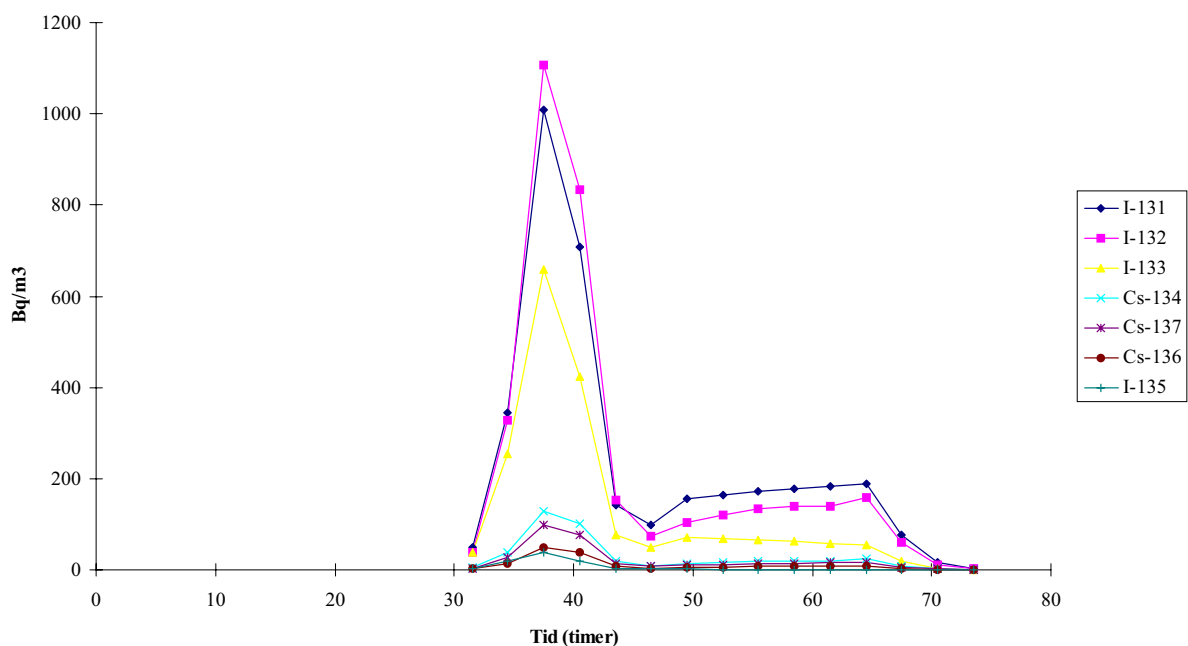


**Figur 5-1** Aktivitetskonsentrasjon av edelgasser i luft i Kautokeino kort tid etter et tenkt utslipp ved Kola kjernekraftverk.

De fleste edelgassene i kildetermen har kort halveringstid. For disse vil det derfor ha gått flere halveringstider på det tidspunktet hvor de forurensede luftmassene når Kautokeino (figur 5.1). Unntaket fra dette er  $^{133}\text{Xe}$  (5,25 dgr) som på sitt høyeste ca. 35 timer etter utslippets begynnelse vil ha en aktivitetskonsentrasjon rundt 40 000 Bq/m<sup>3</sup>. Tilsvarende har også  $^{85}\text{Kr}$  lang halveringstid, men siden aktiviteten av denne edelgassen i reaktorkjernen er relativt lav, blir også utslippet av den relativt ubetydelig.

Gruppen med flyktige radionuklider i luft (figur 5.2) domineres av  $^{131}\text{I}$ ,  $^{132}\text{I}$  og  $^{133}\text{I}$ . Alle disse er estimert på det høyeste til å ligge i størrelsesområdet 600 til 1200 Bq/m<sup>3</sup>. Dette er en faktor

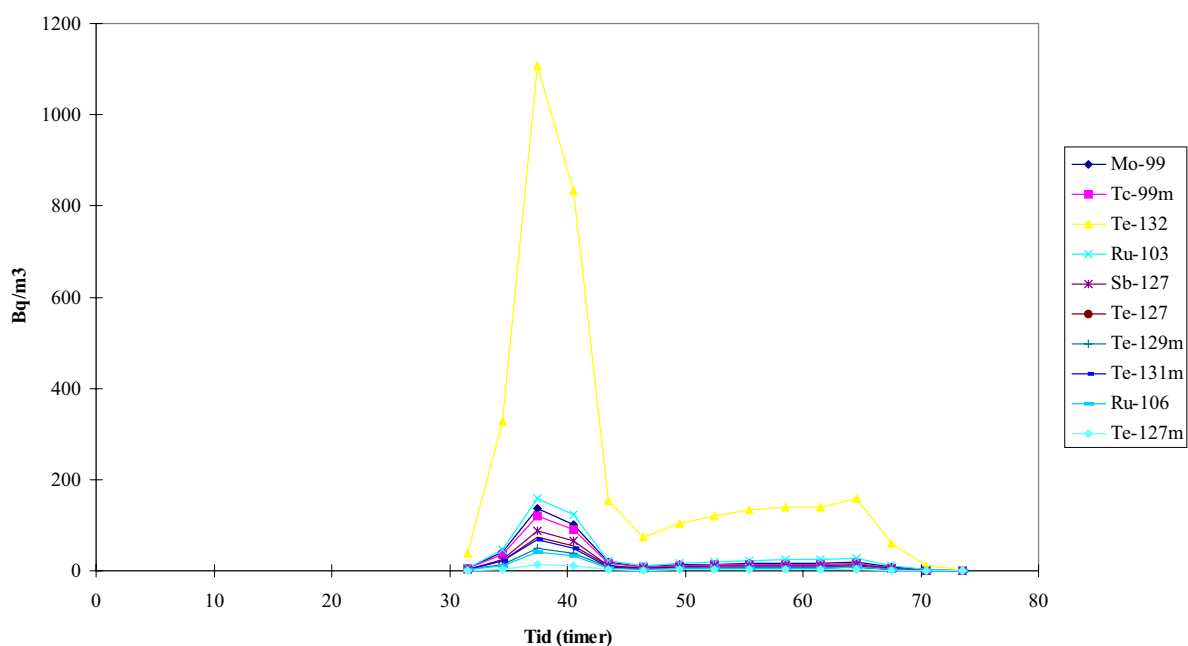
### Aktivitetskonsentrasjon av flyktige radionuklider i luft



**Figur 5-2** Aktivitetskonsentrasjon av flyktige radionuklider i luft i Kautokeino kort tid etter et tenkt utslipp ved Kola kjernekraftverk.

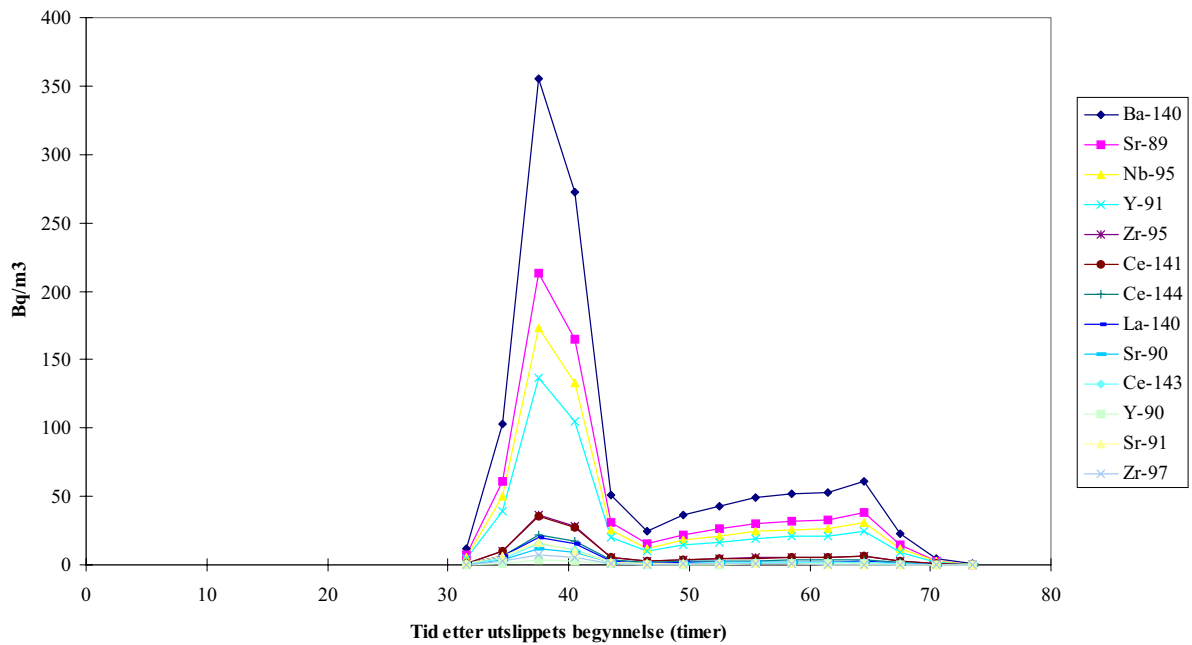
10 høyere enn aktiviteten av de viktigste cesiumisotopene  $^{134}\text{Cs}$  og  $^{137}\text{Cs}$ . Andre flyktige radionuklider vil være til stede i relativt små mengder på grunn av deres korte halveringstid.

### Aktivitetskonsentrasjon av middels flyktige radionuklider



**Figur 5-3** Aktivitetskonsentrasjon av middels flyktige radionuklider i luft i Kautokeino kort tid etter et tenkt utslipp ved Kola kjernekraftverk.

#### Aktivitetskonsentrasjon av lite flyktige radionuklider i luft



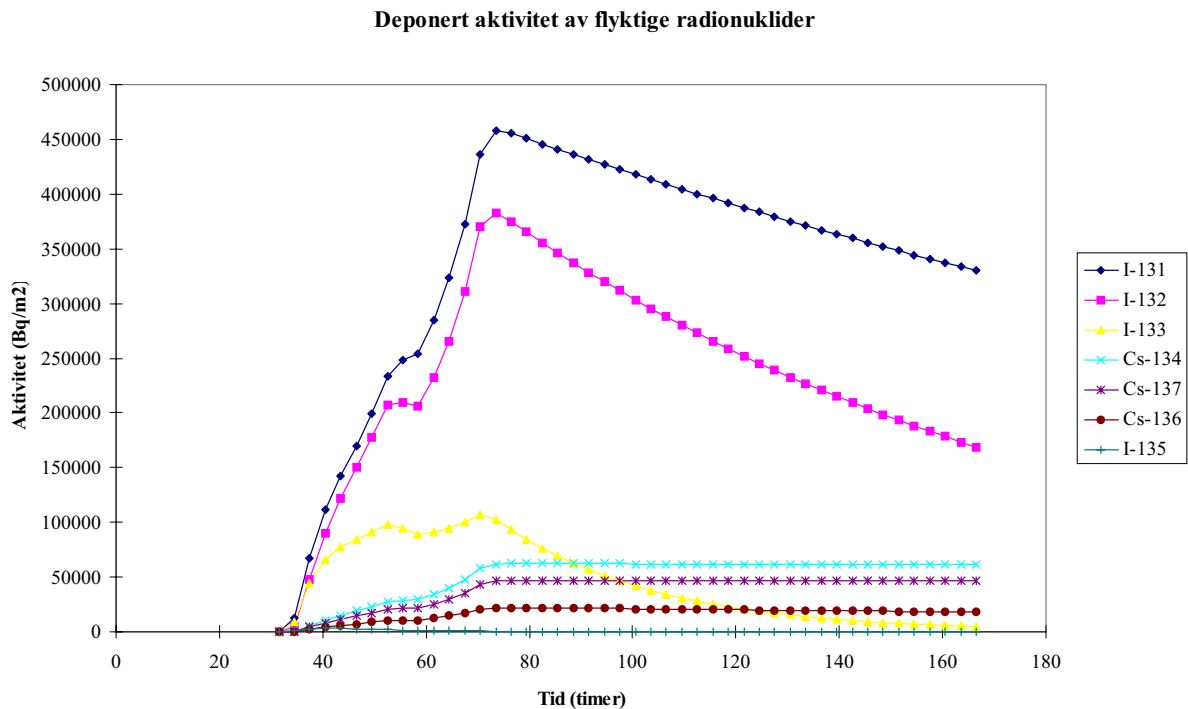
**Figur 5-4** Aktivitetskonsentrasjon av lite flyktige radionuklider i luft i Kautokeino kort tid etter et tenkt utslipp ved Kola kjernekraftverk.

Aktivitetskonsentrasjonen av de middels flyktige radionuklidene (figur 5.3) domineres av  $^{132}\text{Te}$ . Aktiviteten av denne vil være rundt  $1200 \text{ Bq/m}^3$ , hvilket er samme størrelsesorden som de tre viktigste jodisotopene. Det er her verd å merke seg at aktivitetskonsentrasjonen av  $^{132}\text{Te}$  er lik  $^{132}\text{I}$  på grunn av den sekundære likevekten mellom disse.

Aktivitetskonsentrasjonen av andre middels flyktige radionuklider er en faktor 10 til 20 lavere enn aktivitetskonsentrasjonen av  $^{132}\text{Te}$ .

Gruppen av lite flyktige radionuklider (figur 5.4) domineres på tilsvarende måte som for scenariet med den korteste transporttiden til Kirkenes av radionuklider som  $^{140}\text{Ba}/^{140}\text{La}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{85}\text{Nb}$  og  $^{91}\text{Y}$ . Aktivitetskonsentrasjonen av disse er mellom  $130$  og  $350 \text{ Bq/m}^3$ .

## 5.2 Radioaktivitet på bakke

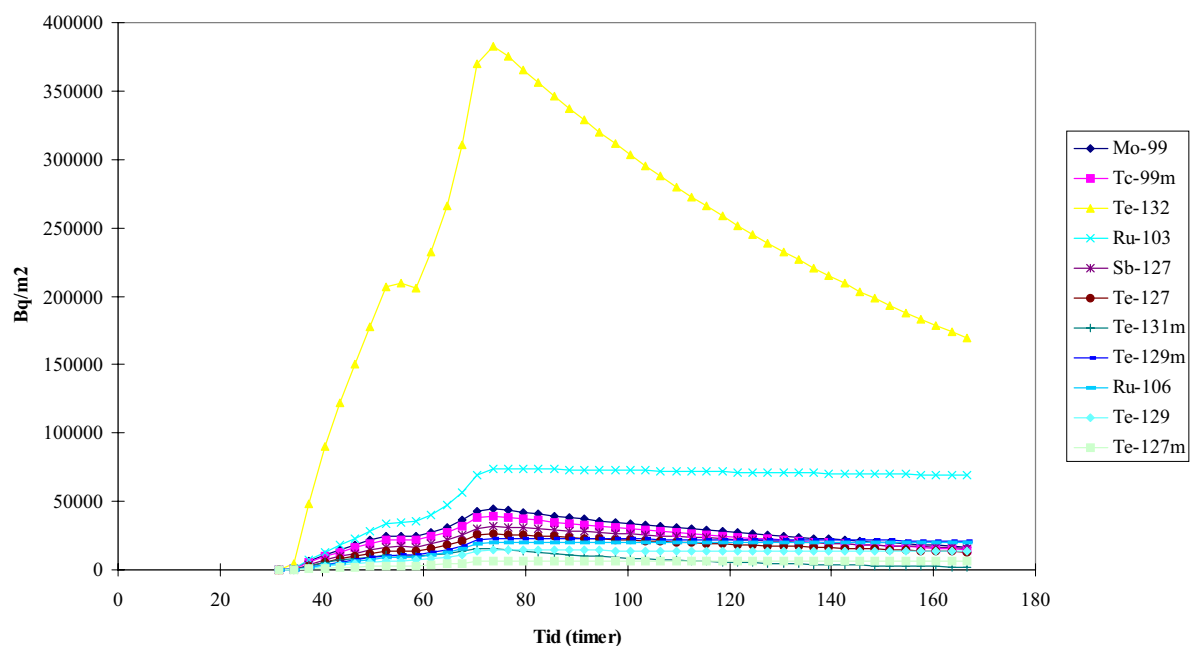


**Figur 5-5** Bakkedeponert aktivitet av flyktige radionuklider i Kautokeino den første uka etter et tenkt utslipp ved Kola kjernekraftverk.

Bakkedeponert aktivitet av de flyktige radionuklidene (figur 5.5) domineres den første uken av  $^{131}\text{I}$  og  $^{132}\text{I}$ . Omtrent tre døgn etter utslippets start er deponert aktivitet av  $^{131}\text{I}$  omtrent 460 000 Bq/m<sup>2</sup>. Aktiviteten av  $^{133}\text{I}$  vil på grunn av sin korte halveringstid gjennom hele perioden være betraktelig lavere enn aktiviteten av  $^{131}\text{I}$  og  $^{132}\text{I}$ . Bakkedeponert aktivitet av de andre jodisotoper vil være lav på grunn av den korte halveringstiden disse har. Etter noen uker vil  $^{134}\text{Cs}$  og  $^{137}\text{Cs}$  være de radionuklidene som er aktivitetsmessig dominerende (tabell 5.1). Bakkedeponert aktivitet av disse to er beregnet til rundt 62 000 Bq/m<sup>2</sup> for  $^{134}\text{Cs}$  og 47 000 Bq/m<sup>2</sup> for  $^{137}\text{Cs}$ .

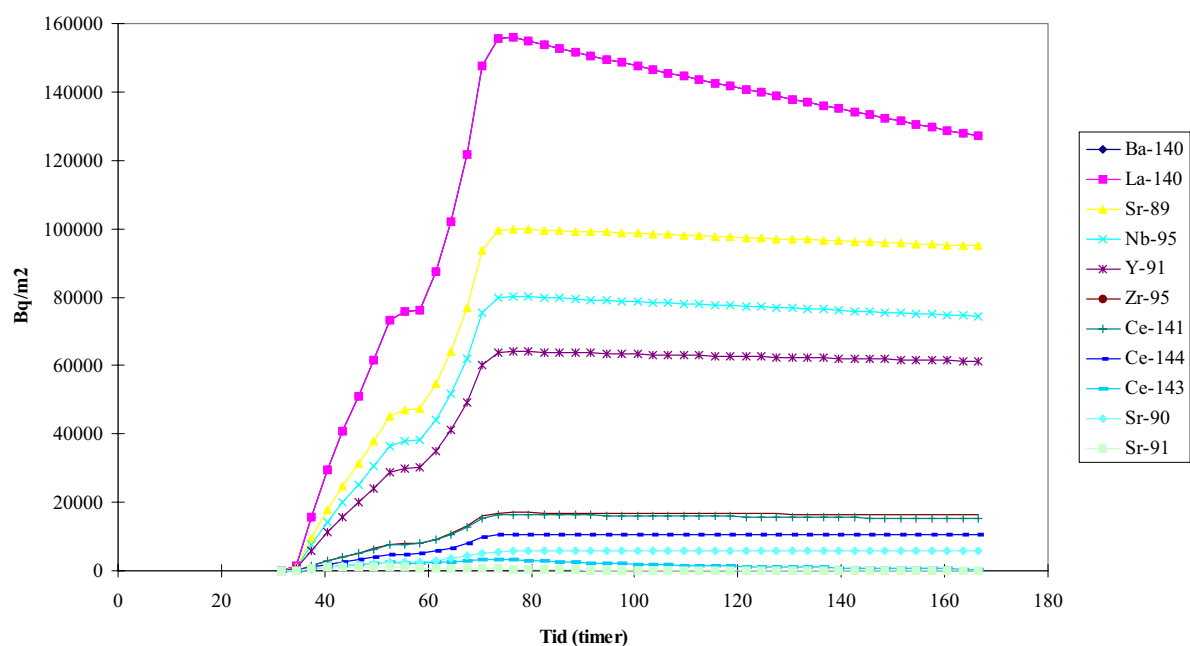
Klassen med middels flyktige radionuklider (figur 5.6) domineres den første tiden av  $^{132}\text{Te}$ . Aktiviteten av denne vil på sitt høyeste være omtrent 380 000 Bq/m<sup>2</sup>. De fleste andre radionuklidene i denne gruppa har enten kort halveringstid eller slippes ut i relativt små mengder. Dette betyr at  $^{103}\text{Ru}$  etter en periode på i underkant av to uker vil være aktivitetsmessig dominerende i denne klassen.

### Deponert aktivitet av middels flyktige radionuklider



**Figur 5-6** Bakkedeponert aktivitet av middels flyktige radionuklider i Kautokeino den første uka etter et tenkt utslipp ved Kola kjernekraftverk.

### Deponert aktivitet av lite flyktige radionuklider



**Figur 5-7** Bakkedeponert aktivitet av lite flyktige radionuklider i Kautokeino den første uka etter et tenkt utslipp ved Kola kjernekraftverk.

De fleste lite flyktige radionuklidene (figur 5.7) som er med i disse beregningene har en halveringstid på godt over en uke. Forholdet mellom aktiviteten hos disse blir derfor relativt konstant den første uka. De radionuklidene som har de største aktivitetskonsentrasjonene den første uka er  $^{140}\text{La}/^{140}\text{Ba}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{95}\text{Nb}$  og  $^{91}\text{Y}$ . Nivået av disse ligger alle i størrelsesorden 60 000 til 160 000 Bq/m<sup>2</sup>.

	1 mnd	6 mnd	12 mnd	24 mnd
<b>Sr-89</b>	66	8	1	0
<b>Sr-90</b>	6	6	6	5
<b>Y-90</b>	6	6	6	5
<b>Y-91</b>	45	8	1	0
<b>Zr-95</b>	12	2	0	0
<b>Nb-95</b>	44	2	0	0
<b>Ru-103</b>	44	3	0	0
<b>Ru-106</b>	19	14	10	5
<b>Te-127m</b>	5	2	1	0
<b>Te-127</b>	5	2	1	0
<b>Te-129m</b>	12	1	0	0
<b>Te-129</b>	8	0	0	0
<b>I-131</b>	34	0	0	0
<b>I-132</b>	1	0	0	0
<b>Cs-134</b>	60	53	45	32
<b>Cs-136</b>	5	0	0	0
<b>Cs-137</b>	47	46	46	45
<b>Ba-140</b>	31	0	0	0
<b>La-140</b>	31	0	0	0
<b>Ce-141</b>	9	0	0	0
<b>Ce-144</b>	10	7	4	2

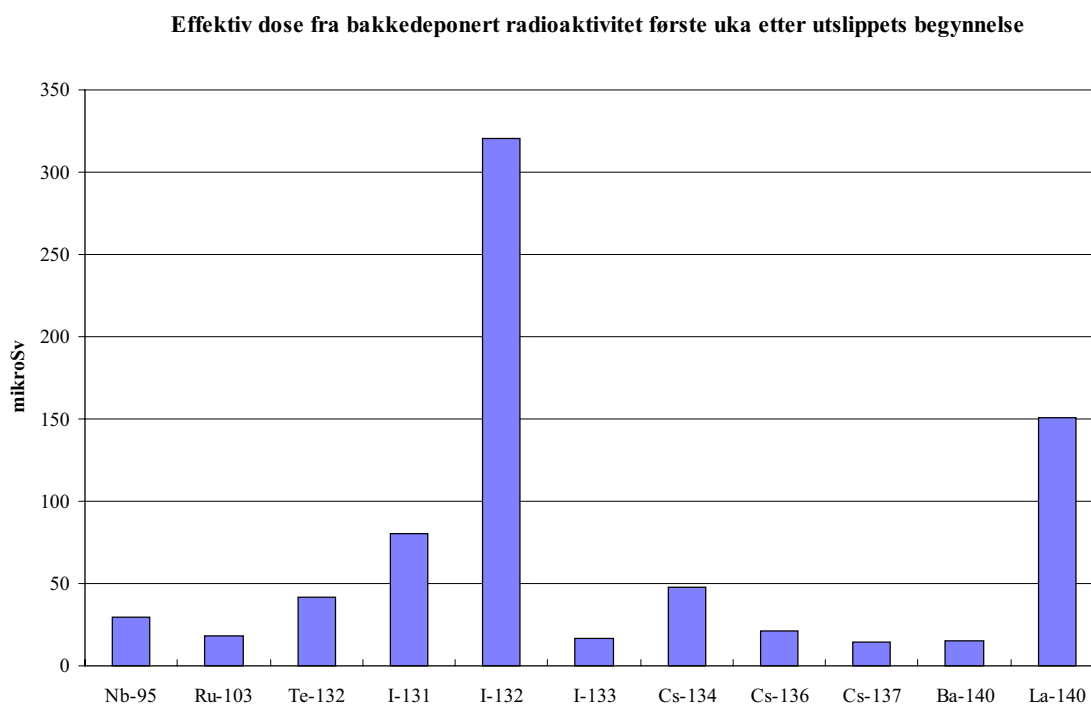
**Tabell 5-1** Deponert aktivitet (kBq/m<sup>2</sup>) av viktige radionuklider i Kautokeino etter et tenkt utslipp fra Kola kjernekraftverk. Beregningene tar bare hensyn til desintegrasjon, ikke til utvasking av radionuklider.

Betrakter vi scenariet over lengre horisonter, ser vi at ½ år etter ulykken er deponert radioaktivitet totalt dominert av  $^{134}\text{Cs}$  og  $^{137}\text{Cs}$ . Etter to år er vil de fleste andre radionuklidene ha dødd vekk, med unntak av  $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{144}\text{Ce}$  og  $^{95}\text{Nb}$ .

## 5.3 Doser til befolkningen

### 5.3.1 Doser fra ekstern bestråling fra bakkedeponert radioaktivitet

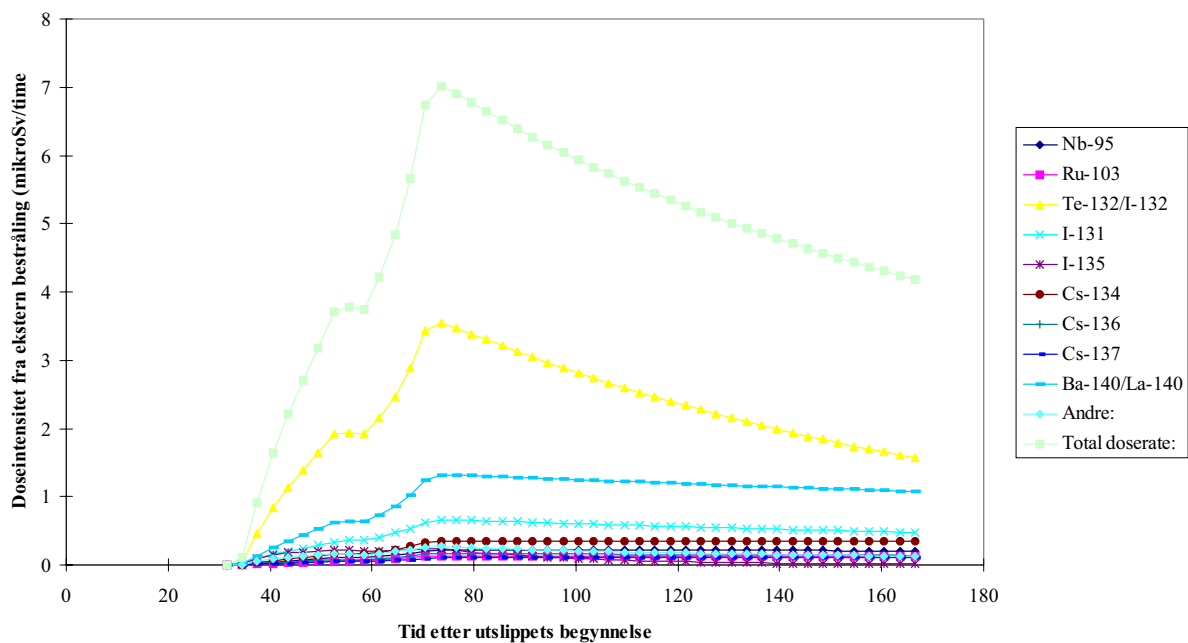
Effektiv dose fra bestråling fra bakke første uka etter utslippets begynnelse er beregnet til 328  $\mu\text{Sv}$ . Radionuklidene i figur 5.8 står for 96% av denne dosen, hvis vi tar alle nuklidene med i beregningsgrunnlaget. Det største enkeltbidraget til ekstern gammabestråling fra bakken kommer på lik linje med Kirkenesscenariet fra  $^{132}\text{Te}/^{132}\text{I}$ . Andre viktige kilder er  $^{131}\text{I}$ ,  $^{140}\text{Ba}/^{140}\text{La}$ , og  $^{134}\text{Cs}$ .



**Figur 5-8** Effektiv dose fra bakkedeponert radioaktivitet i Kautokeino første uka etter et tenkt utslipp fra Kola kjernekraftverk.

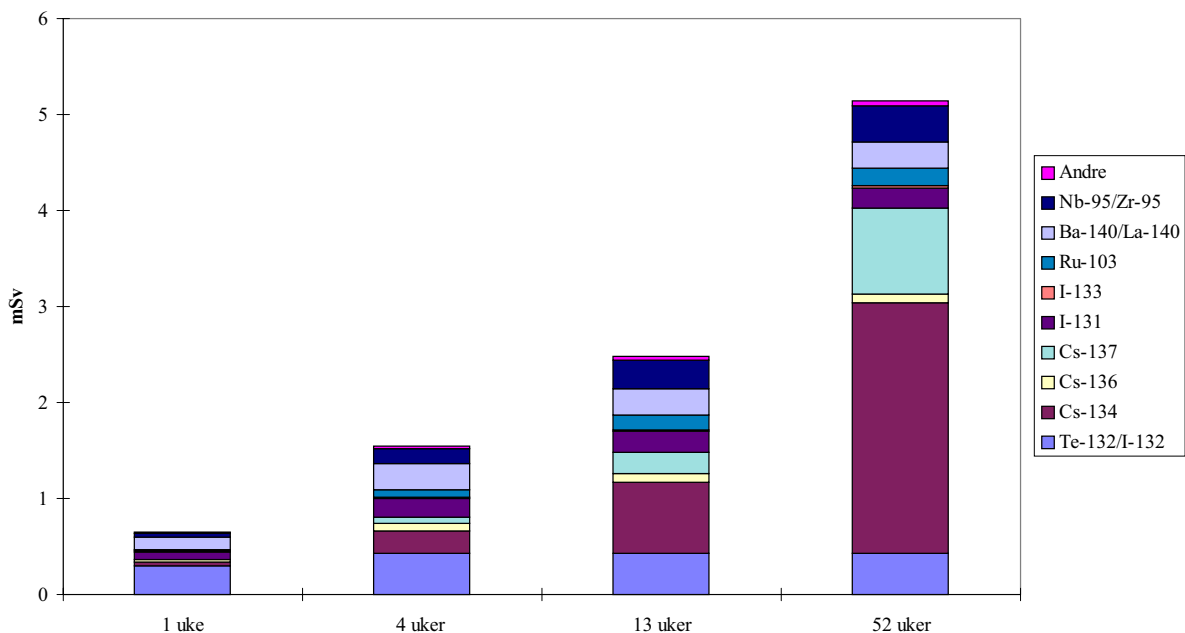
Doseraten fra ekstern bestråling fra bakke (figur 5.9) den første uka, vil nå sitt høyeste nivå på rundt 7  $\mu\text{Sv}/\text{t}$  tre døgn etter utslippets begynnelse. I løpet av de neste fire døgnene vil dette nivået blitt redusert til rundt 5  $\mu\text{Sv}/\text{t}$ .

### Doserate fra ekstern bestråling



**Figur 5-9** Doseintensitet ( $\mu\text{Sv/t}$ ) fra ekstern gamma på bakke i Kautokeino første uka etter et tenkt utslipp fra Kola kjernekraftverk.

### Doser fra direkte bestråling fra bakkedepoert radioaktivitet



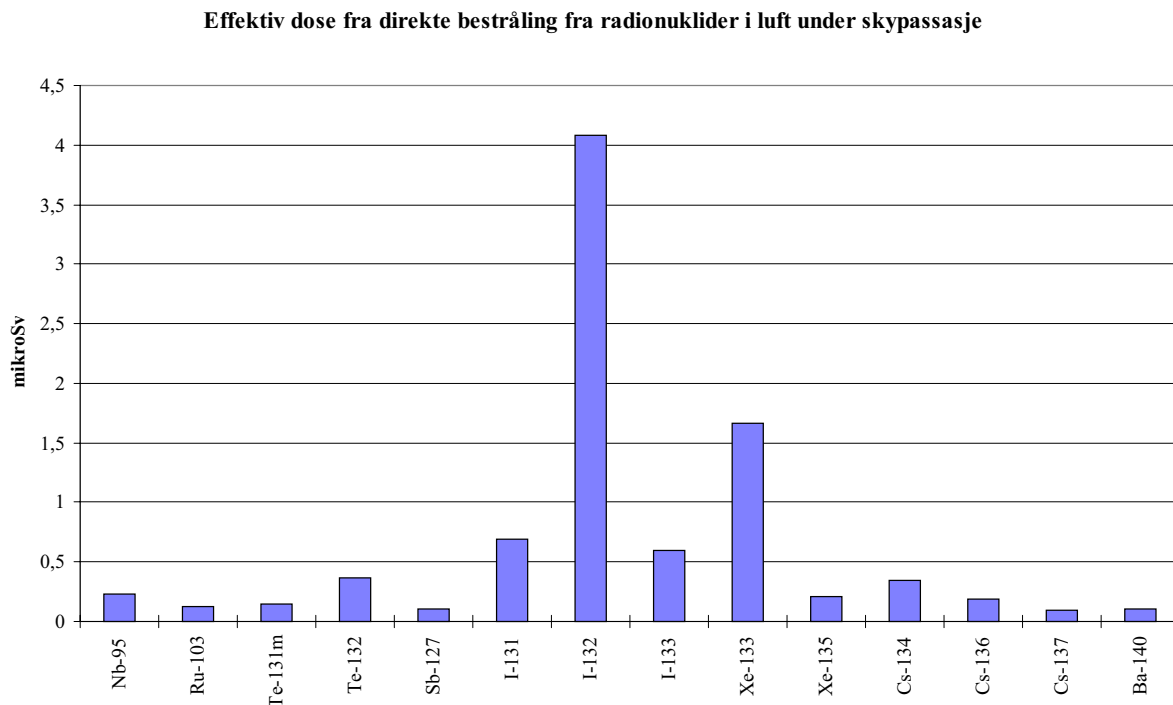
**Figur 5-10** Effektiv dose fra bakkedepoert radioaktivitet i Kautokeino som følge av en tenkt ulykke ved Kola kjernekraftverk



Vurderer vi de dosemessige konsekvensene over noe lengre tidsrom (figur 5.10), ser vi at cesiumisotopene  $^{134}\text{Cs}$  og  $^{137}\text{Cs}$  dominerer den samlede stråledosen det første året. Vi ser samtidig at disse to radionuklidene er totalt dominerende for stråledosen fra eksternbestråling fra 4 uker etter ulykken og utover. Vi ser samtidig at kortlivede radionuklider medfører at man første uka etter utslippet mottar ca. 13 % av stråledosen fra ekstern bestråling første året. Effektiv dose fra bakkeponert radioaktivitet er det første året etter utslippet beregnet til 5 mSv.

### 5.3.2 Doser fra ekstern bestråling fra radioaktivitet i luft

Totalt bidrag til helkroppens effektive dose fra radioaktivitet i luft under skypassasje er beregnet til 9  $\mu\text{Sv}$ . De største enkeltbidragsytene til denne er  $^{132}\text{Te}/^{132}\text{I}$  og edelgassen  $^{133}\text{Xe}$ .  $^{131}\text{I}$  og  $^{133}\text{I}$  er også tunge bidragsytene til ekstern stråledose fra luftaktivitet (figur 5.11).



**Figur 5-11** Helkroppens doseekvivalent ( $\mu\text{Sv}$ ) fra eksternbestråling i Kautokeino fra radionuklider i luft etter et tenkt utslipp fra Kola kjernekraftverk.

### 5.3.3 Inhalasjonsdoser

Effektiv dose fra inhalasjon av radionuklider er beregnet til mellom 140 og 230  $\mu\text{Sv}$  avhengig av aldersgruppe. Det største enkeltbidraget kommer fra  $^{131}\text{I}$ . For alle aldersgruppene utgjør bidraget fra denne nukliden mellom 50 og 60 % av total inhalasjonsdose. Totalt står jodisotopene for mellom 60 og 70 % av inhalasjonsdosen.

	Alder > 17	Alder 12-17	Alder 7-12	Alder 2-7	Alder 1-2	Alder < 1
Sr-89	2	3	3	2	3	4
Sr-90	3	5	3	1	1	2
Y-91	9	9	9	8	9	6
Mo-99	0	0	0	0	0	0
Ru-106	3	3	4	4	5	4
Te-132	17	22	27	32	40	27
I-131	72	96	127	141	162	90
I-132	1	1	1	2	2	1
I-133	8	11	14	17	22	13
Cs-134	8	7	4	2	2	2
Cs-137	4	4	2	1	1	1
Ce-144	7	7	8	7	7	0
Others	11	13	14	13	15	12
<b>Total</b>	<b>143</b>	<b>182</b>	<b>217</b>	<b>230</b>	<b>269</b>	<b>162</b>

**Tabell 5-2** Effektiv dose fra inhalasjon av radionuklider ( $\mu\text{Sv}$ ) i Kautokeino etter et tenkt utslipp fra Kola kjernekraftverk.

Ekvivalent dose til skjoldbruskkjertel utgjør mellom 1600 og 3600  $\mu\text{Sv}$  for de ulike aldersgruppene.

	Alder > 17	Alder 12-17	Alder 7-12	Alder 2-7	Alder 1-2	Alder < 1
I-131	1450	1926	2466	2773	3146	1744
I-132	13	18	22	28	35	22
I-133	148	211	270	332	430	259
I-134	0	0	0	0	0	0
I-135	1	2	3	3	4	3
<b>Totalt</b>	<b>1613</b>	<b>2157</b>	<b>2760</b>	<b>3137</b>	<b>3616</b>	<b>2027</b>

**Tabell 5-3** Ekvivalent dose til skjoldbruskkjertel ( $\mu\text{Sv}$ ) fra jodisotoper til befolkningen i Kautokeino etter et tenkt utslipp ved Kola kjernekraftverk.

Inhalasjonsdosen fra edelgasser utgjør bare 1,6  $\mu\text{Sv}$  hvorav omtrent 1,4  $\mu\text{Sv}$  kommer fra  $^{133}\text{Xe}$  og 0,1  $\mu\text{Sv}$  kommer fra  $^{135}\text{Xe}$ .

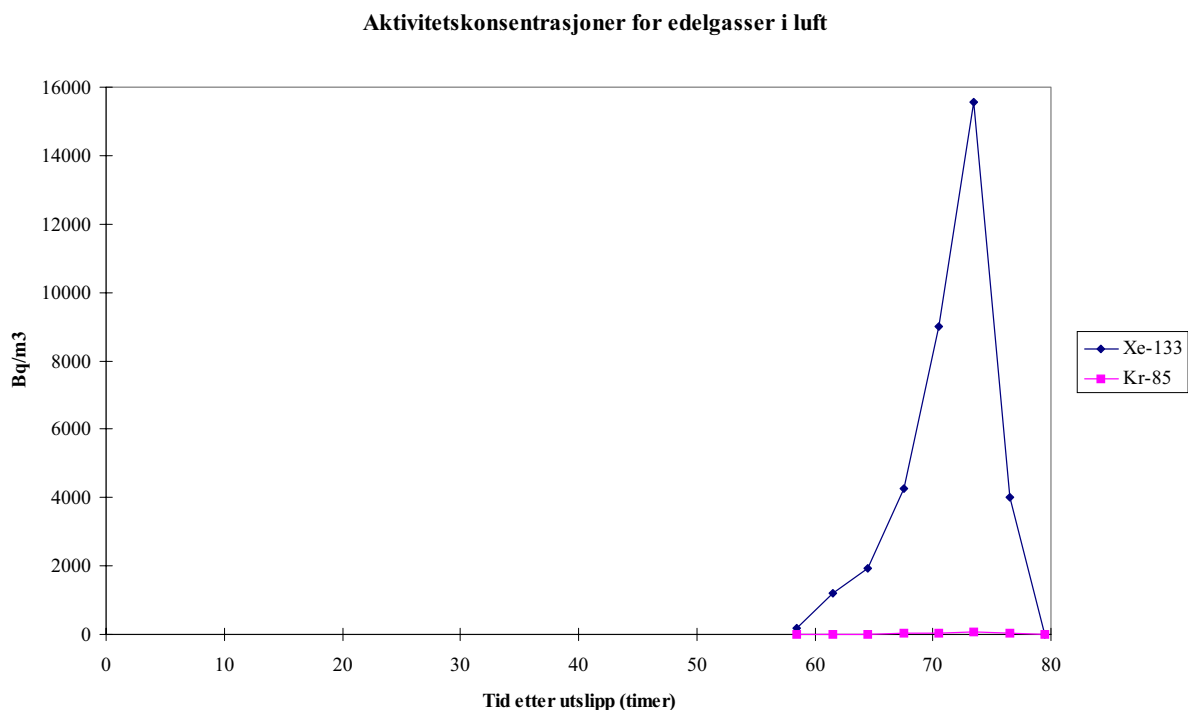
## 6. Scenario med transport til Østlandet (Oslo-scenariet)

Østlandet er uten tvil den delen av landet som har den høyeste befolkningstettheten. Samtidig foregår en meget stor del av produksjonen innen landbruket i denne landsdelen. Et større nedfall over landsdelen vil derfor lett kunne gi store kollektivdoser. Avstanden mellom Kolkraftverket og Østlandet er stor. Lang avstand til utslippskilde gjør at man gjerne antar at nedfallet fra en ulykke blir sterkt begrenset.

Scenariet vi har valgt for å representere en situasjon som gir nedfall på Østlandet, er et scenario som opprinnelig var ment å gi høye luftkonsentrasjoner i Tromsø. Til scenariet ble det valgt en vær-situasjon med rolige vinder og høy statisk stabilitet i atmosfæren. Dette vil favorisere høye luftkonsentrasjoner over lengre tid, noe som gir høy doseeksponering. Ved nærmere analyse viste det seg at den aktuelle vær-situasjonen, som var plukket ut på basis av trajektorieberegninger, resulterte i nedfall på Østlandet istedenfor i Tromsø.

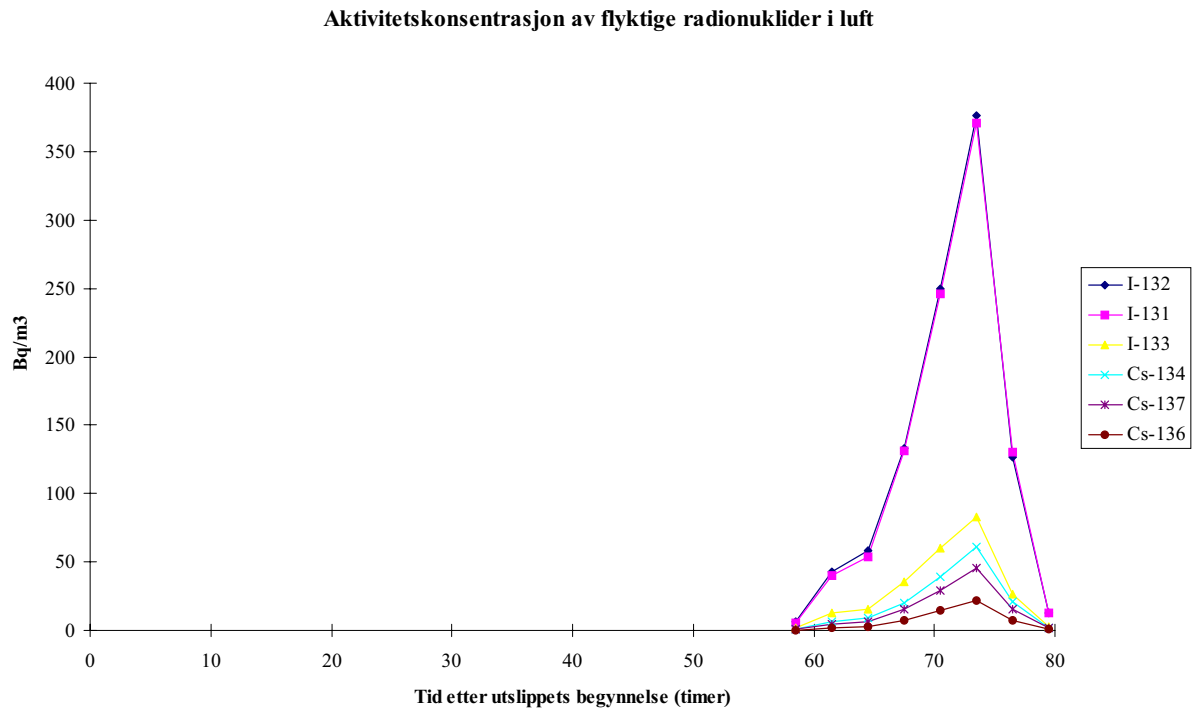
Som et representativt punkt for Østlandet har vi valgt Oslo. Dette utelukker på ingen måte at scenariet kan betraktes som et interessant case for å beskrive nivåer av radioaktiv forurensning ved transport over lengre avstander. Utslippets varighet er i modellkjøringen satt til 12 timer.

### 6.1 Radioaktivitet i luft



**Figur 6-1** Aktivitetskonsentrasjon av edelgasser i luft i Oslo etter et tenkt utslipp ved Kola kjernekraftverk.

På grunn av den relativt lange transporttiden er aktiviteten av edelgasser (figur 6.1) totalt dominert av  $^{133}\text{Xe}$ .  $^{85}\text{Kr}$  vil også være til stede i utslippet, men vil på grunn av sin lange halveringstid ha lav aktivitet. Aktiviteten av  $^{133}\text{Xe}$  er på sitt høyeste nesten  $16\,000\text{ Bq/m}^3$ .

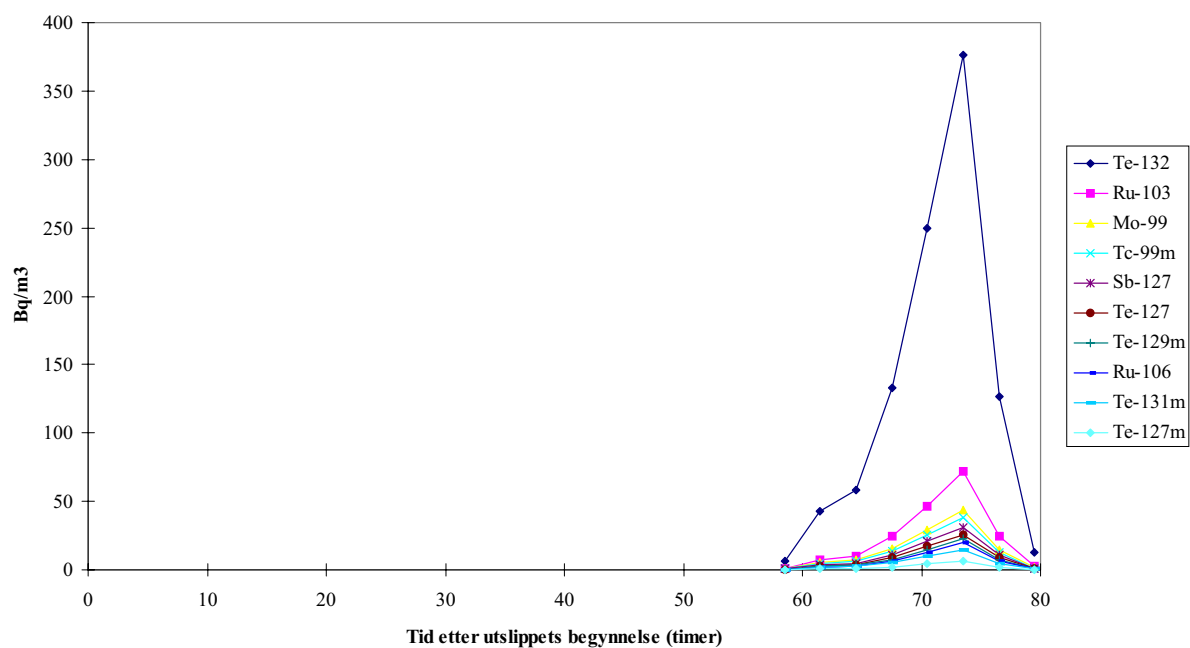


**Figur 6-2** Aktivitetskonsentrasjon av flyktige radionuklider i luft i Oslo etter et tenkt utslipp ved Kola kjernekraftverk.

Aktivitetskonsentrasjonen av  $^{131}\text{I}$  og  $^{132}\text{I}$  (figur 6.2) er for dette scenariet omtrent like stor, og er på sitt høyeste omtrent  $400\text{ Bq/m}^3$ . Aktivitetskonsentrasjonen av  $^{133}\text{I}$  er på sitt høyeste rundt  $80\text{ Bq/m}^3$ , mens aktiviteten av  $^{134}\text{Cs}$  og  $^{137}\text{Cs}$  på sitt høyeste ligger mellom 40 og 60  $\text{Bq/m}^3$ .

Aktiviteten av  $^{132}\text{Te}$  (figur 6.3) ligger på sitt høyeste rundt  $400\text{ Bq/m}^3$ , hvilket er samme nivå som  $^{131}\text{I}$  og  $^{132}\text{I}$ . Nivået av alle andre middels flyktige radionuklider er på sitt høyeste under  $40\text{ Bq/m}^3$ , med unntak av  $^{103}\text{Ru}$  som på sitt høyeste ligger rundt  $70\text{ Bq/m}^3$ .

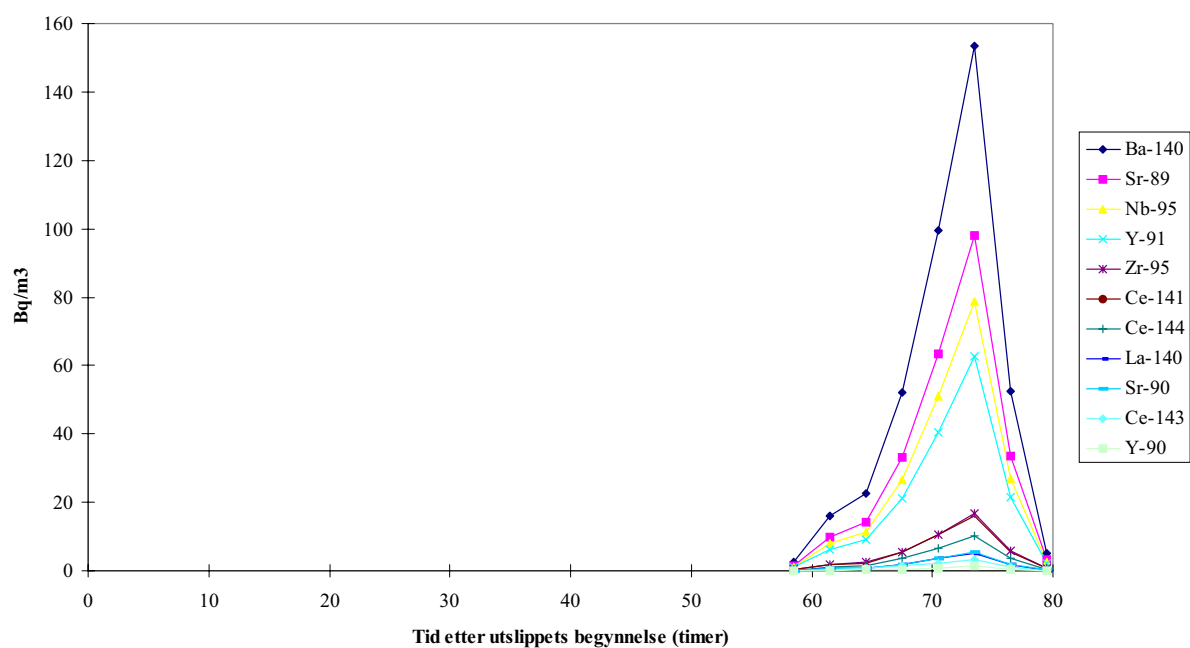
### Aktivitetskonsentrasjon av middels flyktige radionuklider



**Figur 6-3** Aktivitetskonsentrasjon av middels flyktige radionuklider i luft i Oslo etter et tenkt utslipp ved Kola kjernekraftverk.

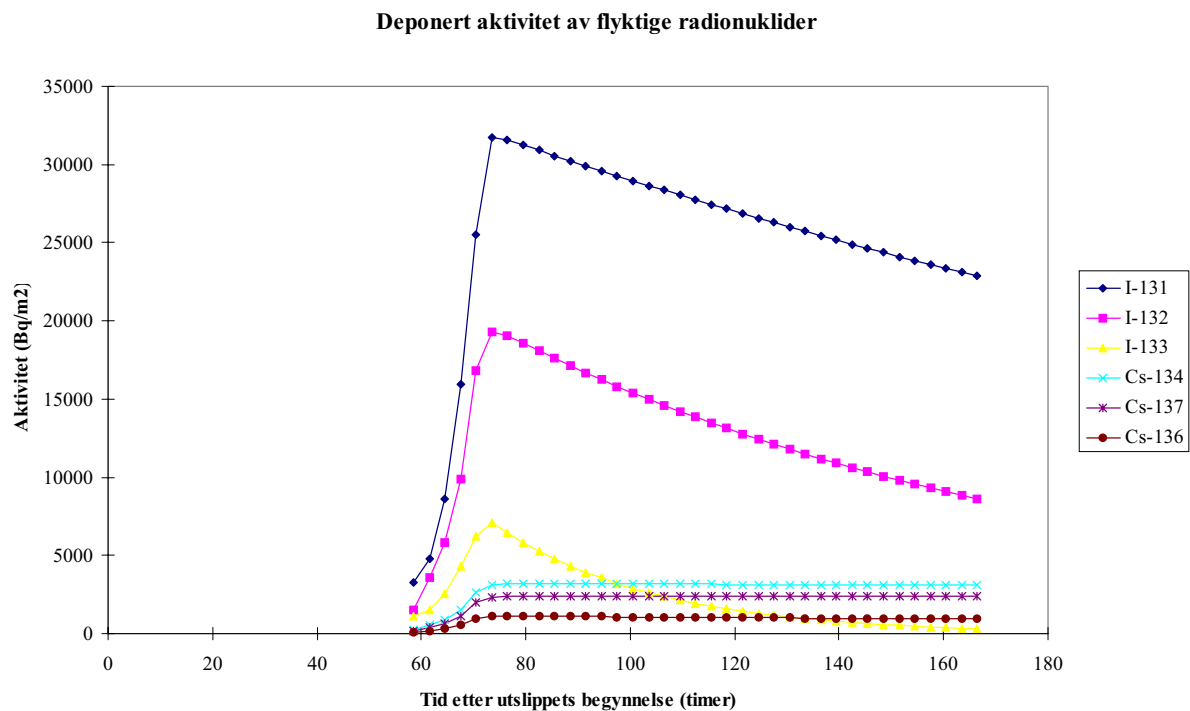
Aktivitetskonsentrasjonen til lite flyktige radionuklider (figur 6.4) domineres av  $^{140}\text{Ba}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{95}\text{Nb}$  og  $^{91}\text{Y}$ , og ligger på sitt høyeste i området 60 til 160  $\text{Bq/m}^3$ .

### Aktivitetskonsentrasjon av lite flyktige radionuklider i luft



**Figur 6-4** Aktivitetskonsentrasjon av lite flyktige radionuklider i luft i Oslo etter et tenkt utslipp ved Kola kjernekraftverk.

## 6.2 Radioaktivitet på bakke

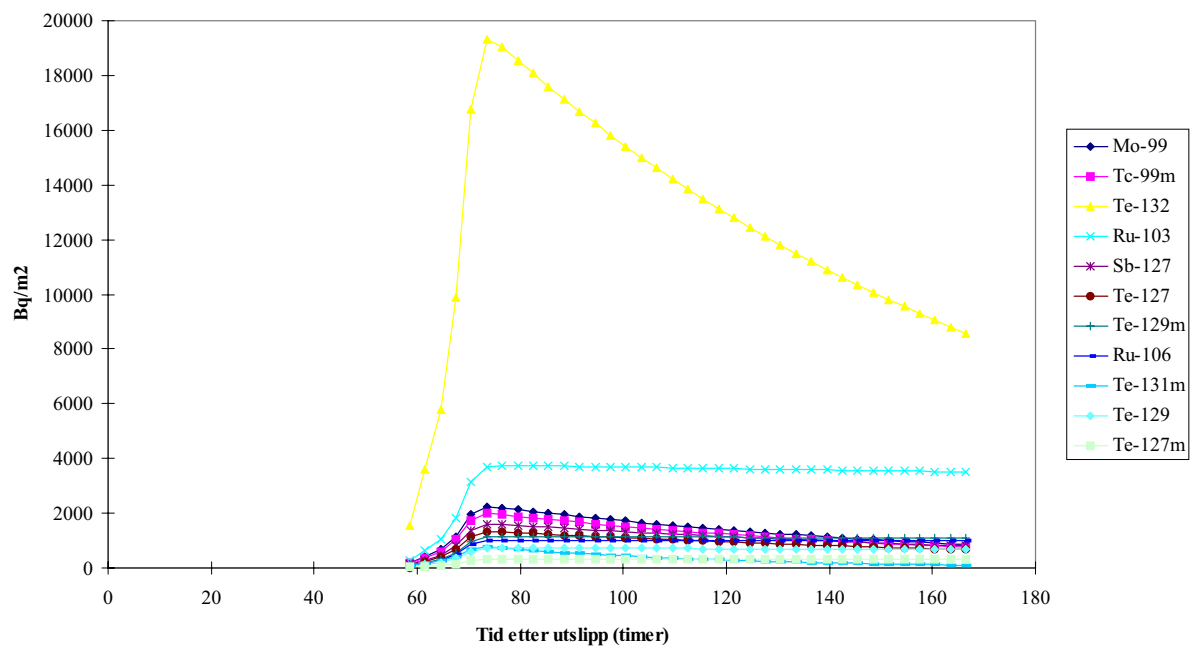


**Figur 6-5** Bakkedeponert aktivitet av flyktige radionuklider i Oslo den første uka etter et tenkt utslipp ved Kola kjernekraftverk.

Gruppen av flyktige radionuklider (figur 6.5) domineres den første uka aktivitetsmessig av  $^{131}\text{I}$  og  $^{132}\text{I}$ . Aktiviteten av disse jodisotopene er på sitt høyeste tre døgn etter utslippets start rundt 33000 og 20000 Bq/m<sup>2</sup>. Andre jodisotoper utgjør på grunn av lav halveringstid en liten andel av total bakkedeponert aktivitet av jod. For de to mer langlivede radionuklidene i denne gruppen,  $^{134}\text{Cs}$  og  $^{137}\text{Cs}$ , er aktivitetskonsentrasjonen 3200 og 2400 Bq/m<sup>2</sup>.

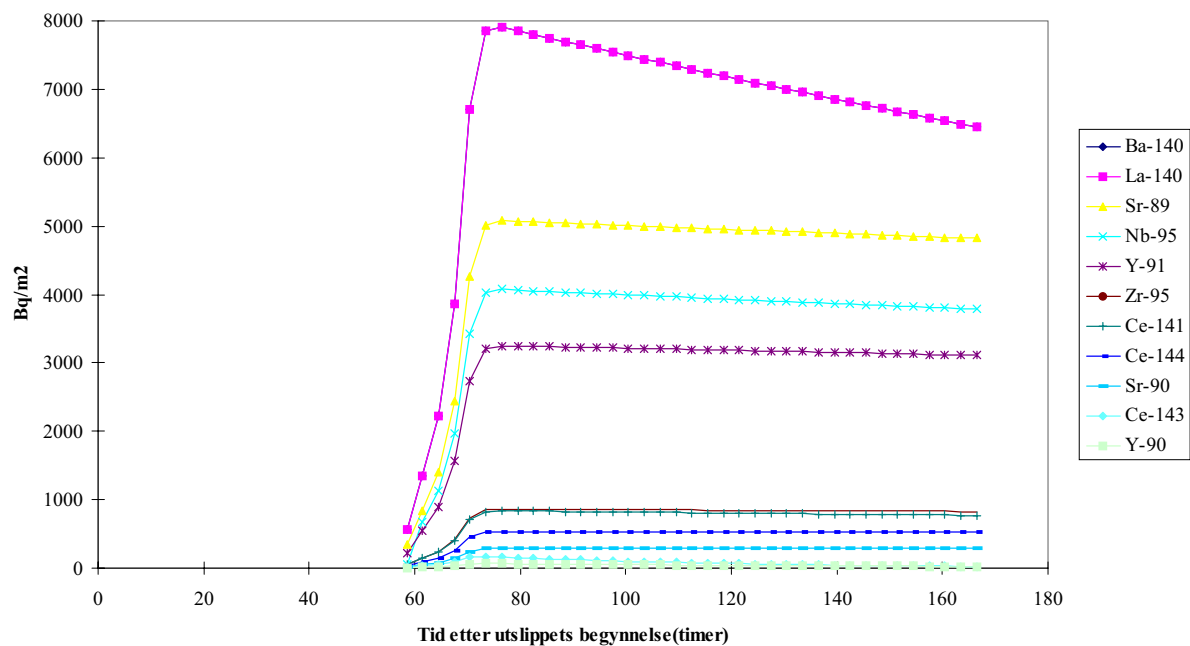
Deponert aktivitet av klassen med middels flyktige radionuklider (figur 6.6) domineres av  $^{132}\text{Te}$ . Aktivitetskonsentrasjonen av denne ligger på sitt høyeste rundt 19000 Bq/m<sup>2</sup>, men avtar raskt. Deponert aktivitet av  $^{103}\text{Ru}$  ligger rundt 3800 Bq/m<sup>2</sup>. Aktivitetskonsentrasjonen av de andre radionuklidene i denne gruppen ligger under 2200 Bq/m<sup>2</sup>.

Deponert aktivitet av middels flyktige radionuklider



Figur 6-6 Bakkedeposert aktivitet av middels flyktige radionuklider i Oslo den første uka etter et tenkt utslipp ved Kola kjernekraftverk.

Deponert aktivitet av lite flyktige radionuklider



Figur 6-7 Bakkedeposert aktivitet av lite flyktige radionuklider i Oslo den første uka etter et tenkt utslipp ved Kola kjernekraftverk.

Klassen med lite flyktige radionuklider (figur 6.7) domineres den første uka aktivitetsmessig av  $^{140}\text{Ba}$ / $^{140}\text{La}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{95}\text{Nb}$  og  $^{91}\text{Y}$ . Aktiviteten av disse radionuklidene ligger alle i området mellom 3000 og 8000 Bq/m<sup>2</sup>.

	1 mnd	6 mnd	12 mnd	24 mnd
<b>Sr-89</b>	3211	410	35	0
<b>Sr-90</b>	287	284	280	274
<b>Y-90</b>	287	284	280	274
<b>Y-91</b>	2190	370	44	1
<b>Zr-95</b>	600	118	17	0
<b>Nb-95</b>	2102	108	3	0
<b>Ru-103</b>	2082	148	6	0
<b>Ru-106</b>	957	723	517	265
<b>Te-127m</b>	268	103	33	3
<b>Te-127</b>	262	101	32	3
<b>Te-129m</b>	583	26	1	0
<b>Te-129</b>	367	17	0	0
<b>I-131</b>	1777	0	0	0
<b>Cs-134</b>	3059	2665	2258	1622
<b>Cs-136</b>	193	0	0	0
<b>Cs-137</b>	2367	2345	2319	2267
<b>Ba-140</b>	1289	0	0	0
<b>La-140</b>	1289	0	0	0
<b>Ce-141</b>	410	17	0	0
<b>Ce-144</b>	495	343	221	92

**Tabell 6-1** Deponert aktivitet (Bq/m<sup>2</sup>) av viktige radionuklider i Oslo etter et tenkt utslipp ved Kola kjernekraftverk. Verdier tar bare hensyn til desintegrasjon, ikke til utvasking av radionuklider.

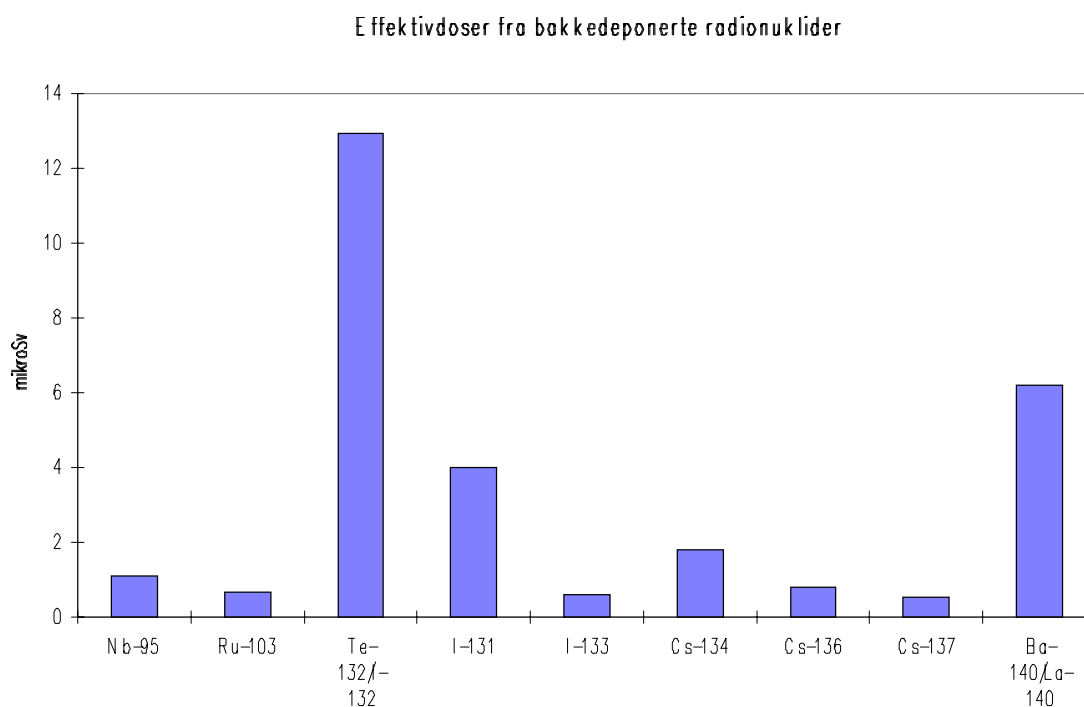
På noe lengre sikt (tabell 6.1) ser vi at bakkedeponert aktivitet domineres av  $^{134}\text{Cs}$  og  $^{137}\text{Cs}$ . Begge disse ligger opprinnelig i størrelsesorden 3100 til 2400 Bq/m<sup>2</sup>. Andre radionuklider som etter en stund fortsatt vil finnes i miljøet i relativt moderate mengder er  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{106}\text{Ru}$  og  $^{144}\text{Ce}$ . Aktivitetene av  $^{90}\text{Sr}$  er omtrent 1/10 av aktiviteten til  $^{137}\text{Cs}$ .



## 6.3 Doser til befolkningen

### 6.3.1 Doser fra ekstern bestråling fra bakkedeponert radioaktivitet

Ekstern bestråling fra bakke er i dette scenariet den første uka etter utslippets begynnelse beregnet å gi en effektiv stråledose rundt 29,7  $\mu\text{Sv}$ . Radionuklidene i figur 5.8 bidrar totalt til 96% av denne dosen, hvis vi tar alle radionuklidene i beregningsgrunnlaget med i betraktning. Det største enkeltbidraget (12,9  $\mu\text{Sv}$ ) kommer fra  $^{132}\text{Te}/^{132}\text{I}$ . Andre viktige bidragsytere til eksterndose er  $^{131}\text{I}$ ,  $^{141}\text{Ba}/^{141}\text{La}$  og  $^{134}\text{Cs}$ .

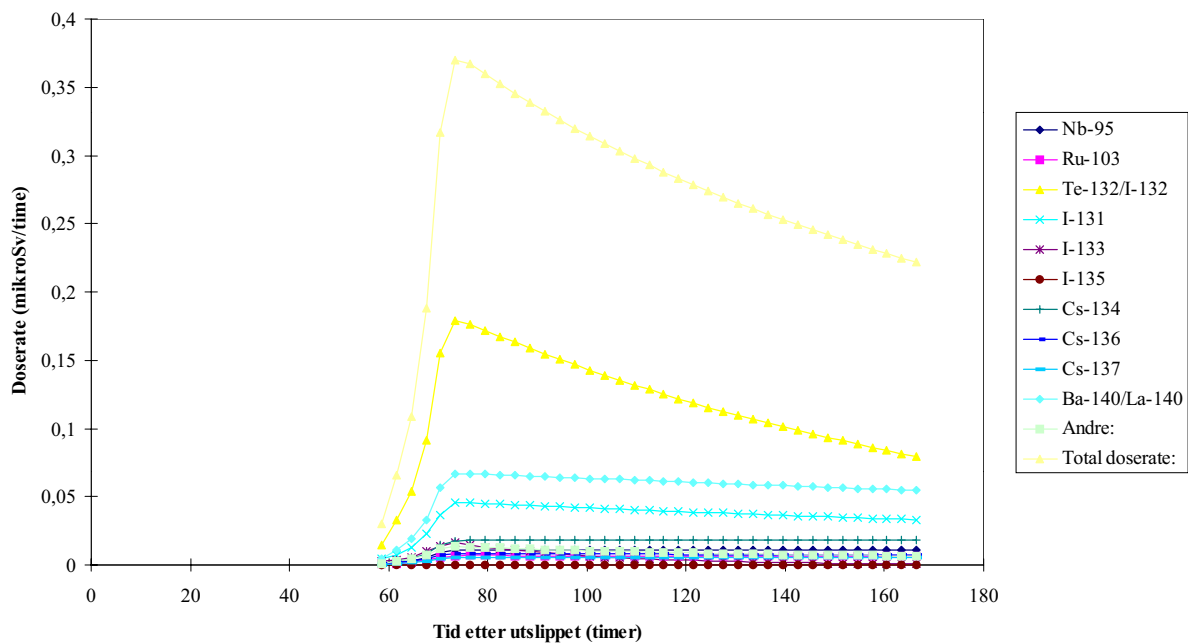


**Figur 6-8** Effektiv dose fra bakkedeponert radioaktivitet i Oslo første uka etter et tenkt utslipp fra Kola kjernekraftverk.

Doseintensiteten fra ekstern bestråling fra nedfallet (figur 6.9) vil omtrent tre døgn etter utslippet være på sitt høyeste, og vil da utgjøre omtrent 0,4  $\mu\text{Sv}/\text{t}$ , og er derfor bare noen få ganger høyere enn nivået av bakgrunnsstråling. Innen utgangen av uka er dette nivået redusert med omtrent 40%, først og fremst på grunn av desintegrasjon av  $^{132}\text{Te}/^{132}\text{I}$ .

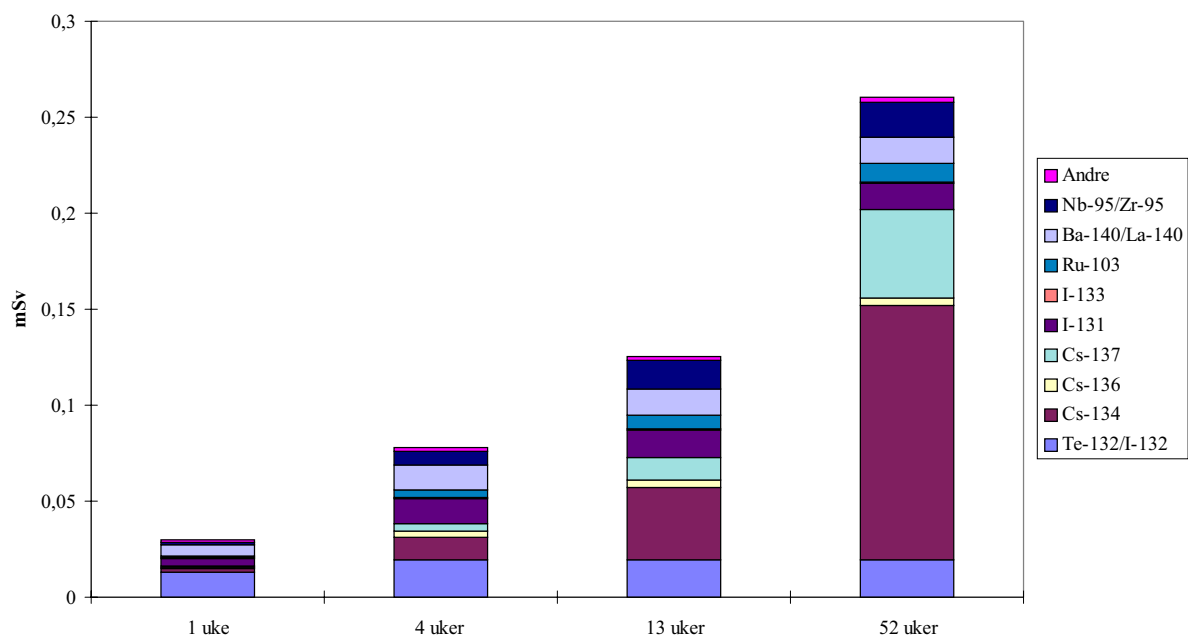
De fleste radionuklidene som gir opphav til doser fra ekstern gammastråling fra bakkedeponert radioaktivitet har relativt kort halveringstid. Doseintensiteten fra disse vil derfor reduseres betraktelig i løpet av en periode på noen uker, slik at  $^{134}\text{Cs}$  og  $^{137}\text{Cs}$  etter hvert vil være de radionuklidene som står for størstedelen av eksternstrålingen (figur 6.9).

Doserate i Oslo etter et tenkt utslipp ved Kola kjernekraftverk



Figur 6-9 Doseintensitet fra ekstern gamma fra bakkedepoert radioaktivitet i Oslo første uka etter et tenkt utslipp fra Kola kjernekraftverk.

Effektiv doser fra direkte bestråling fra bakkedepoert radioaktivitet

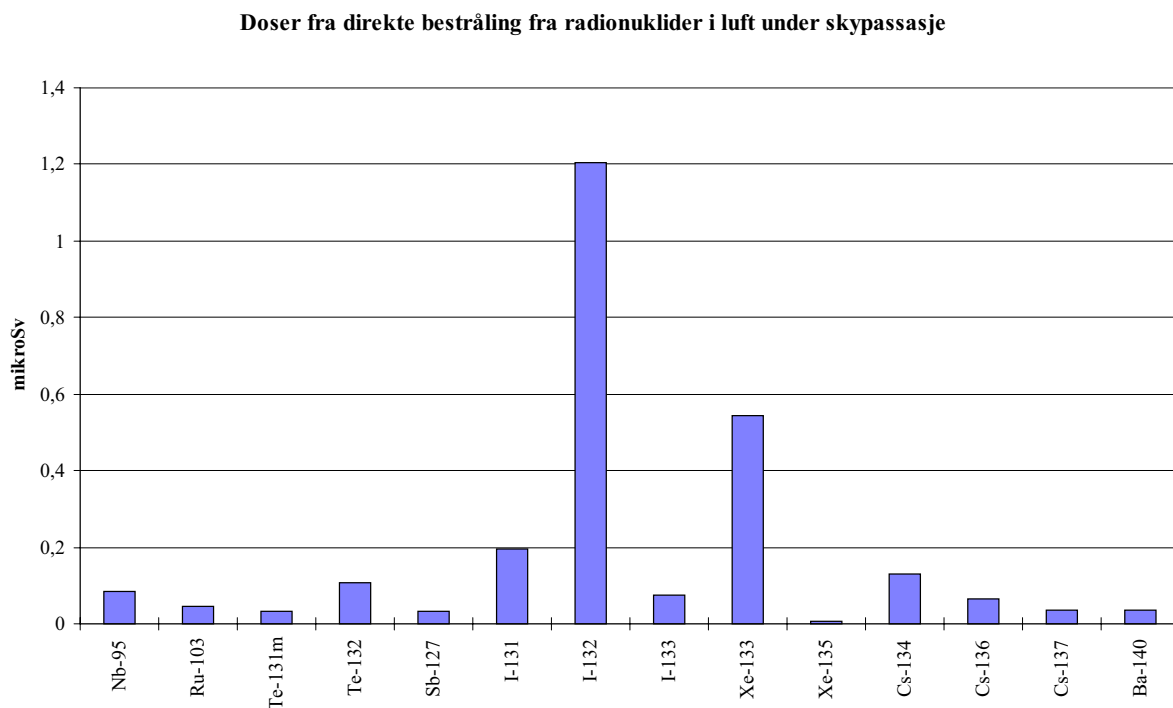


Figur 6-10 Effektiv dose fra bakkedepoerte radionuklider i Oslo som følge av en tenkt ulykke ved Kola kjernekraftverk

Effektiv dose fra ekstern bestråling fra bakkedepoert radioaktivitet er for det første året beregnet til ca. 0,25 mSv (figur 6.10). Den største kilden til denne dosen er cesiumisotopene  $^{134}\text{Cs}$  og  $^{137}\text{Cs}$ , som bidrar til nesten 70 % av årsdosen.

### 6.3.2 Doser fra ekstern bestråling fra radioaktivitet i luft

Ekstern bestråling fra radioaktivitet i luft (figur 6.11) vil for skypassasjen gi en effektiv dose på 2,6  $\mu\text{Sv}$ . Største enkeltbidragsyter til denne dosen er  $^{132}\text{Te}/^{132}\text{I}$  og  $^{133}\text{Xe}$ . Isotoper av jod og cesium er også viktige bidragsytere til denne dosen.



**Figur 6-11** Effektiv dose fra eksternbestråling i Oslo fra radionuklider i luft etter et tenkt utslipp fra Kola kjernekraftverk.

### 6.3.3 Inhalasjonsdoser

Effektiv dose fra inhalasjon er i dette scenariet mellom 40 og 80  $\mu\text{Sv}$  avhengig av aldersgruppe (tabell 6.2).  $^{131}\text{I}$  bidrar alene til omtrent halvparten av inhalasjonsdosen. Andre jodisotoper har relativt liten betydning.

	<b>Alder &gt; 17</b>	<b>Alder 12-1</b>	<b>Alder 7-12</b>	<b>Alder 2-7</b>	<b>Alder 1-2</b>	<b>Alder &lt; 1</b>
Sr-89	0,7	1,1	1,1	0,9	1,2	1,4
Sr-90	1,0	1,9	1,1	0,5	0,5	0,8
Y-91	3,2	3,5	3,5	2,9	3,2	2,3
Mo-99	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Ru-106	1,1	1,2	1,6	1,5	1,8	1,3
Te-132	5,0	6,6	8,1	9,3	11,7	7,9
I-131	20,3	27,4	36,0	39,9	46,0	25,5
I-132	0,3	0,3	0,4	0,5	0,6	0,4
I-133	1,0	1,3	1,7	2,2	2,8	1,6
I-135	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cs-134	2,9	2,5	1,6	0,9	0,7	0,6
Cs-137	1,5	1,3	0,8	0,5	0,4	0,4
Ce-144	2,7	2,8	2,8	2,6	2,8	0,2
Others	3,7	4,5	4,9	4,3	5,0	4,3
<b>Total</b>	<b>43,5</b>	<b>54,4</b>	<b>63,8</b>	<b>65,9</b>	<b>76,8</b>	<b>46,7</b>

**Tabell 6-2** Effektiv dose ( $\mu\text{Sv}$ ) fra inhalasjon av radionuklider i Kautokeino etter et tenkt utslipp fra Kola kjernekraftverk.

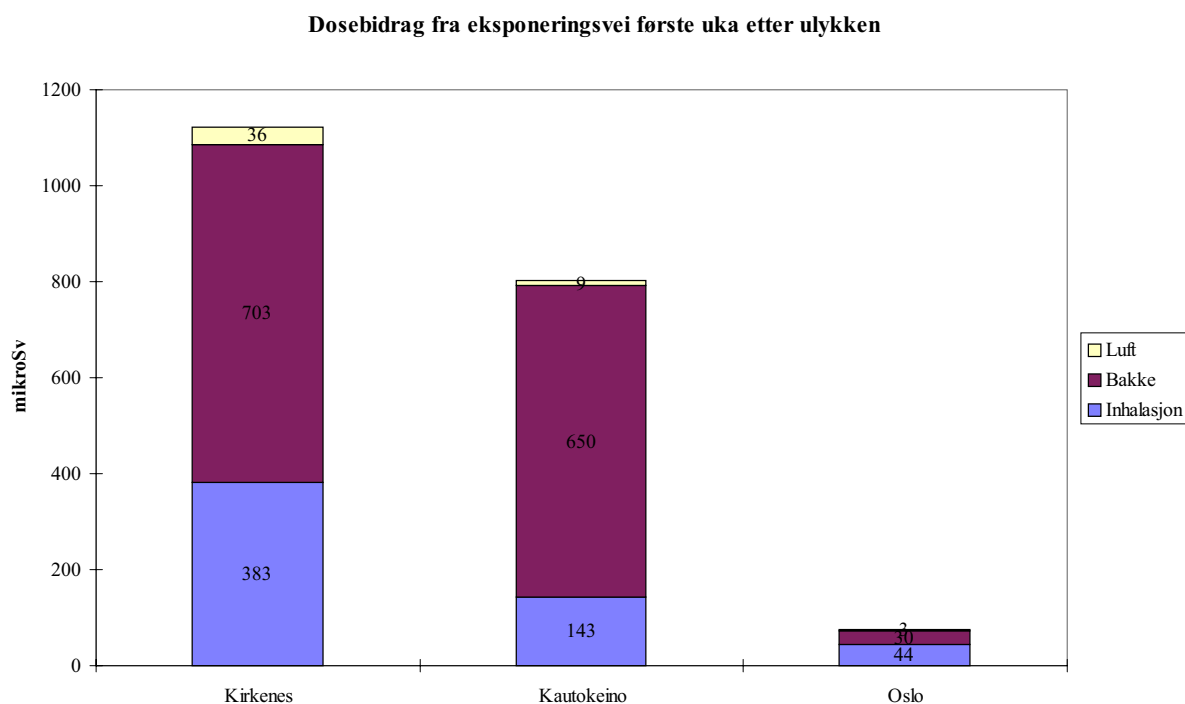
Ekvivalent dose til skjoldbruskkjertel utgjør for de ulike aldersgruppene mellom 430 og 960  $\mu\text{Sv}$  (tabell 6.3).

	<b>Alder &gt; 17</b>	<b>Alder 12-1</b>	<b>Alder 7-12</b>	<b>Alder 2-7</b>	<b>Alder 1-2</b>	<b>Alder &lt; 1</b>
I-131	412	547	700	788	894	495
I-132	4	5	7	8	10	6
I-133	19	26	34	42	54	32
I-134	0	0	0	0	0	0
I-135	0	0	0	0	0	0
<b>Totalt</b>	<b>434</b>	<b>579</b>	<b>741</b>	<b>838</b>	<b>958</b>	<b>534</b>

**Tabell 6-3** Ekvivalent dose ( $\mu\text{Sv}$ ) til skjoldbruskkjertel fra jodisotoper til befolkningen i Oslo etter et tenkt utslipp ved Kola kjernekraftverk.

## 7. Diskusjon og konklusjon

I denne konsekvensutredningen har vi tatt for oss tre ulike scenarier med spredning av radioaktiv forurensning fra Kola kjernekraftverk til Øst-Finnmark, Finnmarksvidda og Østlandet. Vi har beregnet bidrag til effektiv dose fra inhalasjon, ekstern bestråling fra luft og ekstern bestråling fra bakke. For den første uka vil disse fordele seg som vist i figur 7-1.



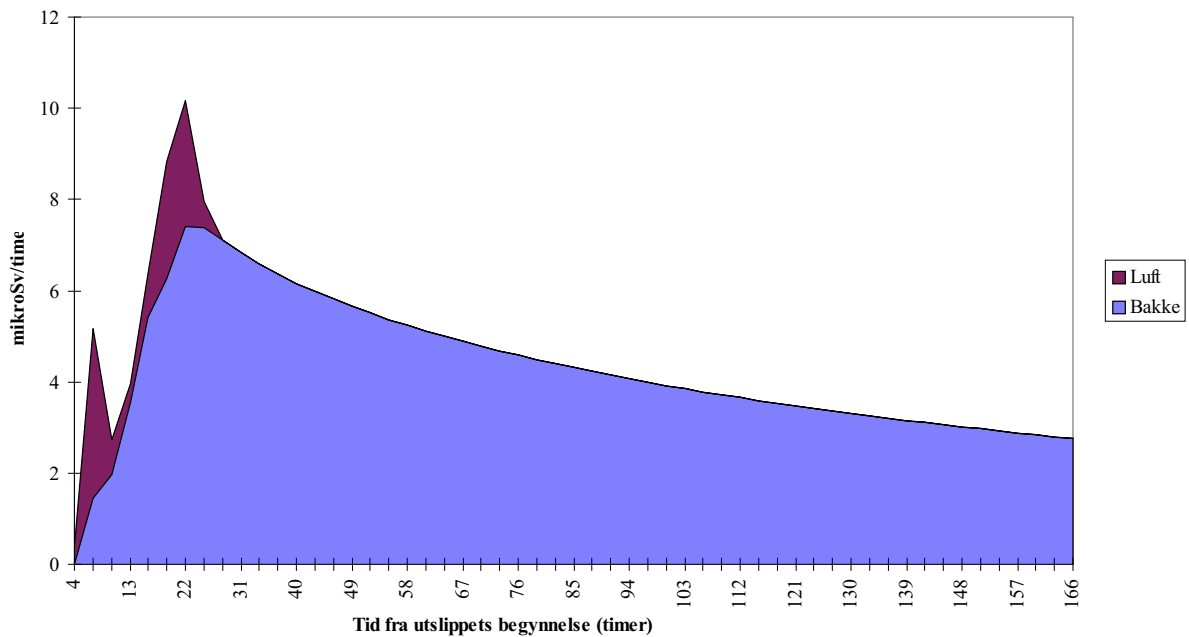
**Figur 7-1** Bidrag fra ulike eksponeringsveier til effektiv dose som følge av eksponering første uka etter en tenkt ulykke ved Kola kjernekraftverk.

For en voksen person er effektiv dose beregnet til 1,1 mSv for Kirkenes-scenariet og 0,80mSv for Kautokeino-scenariet. I begge disse scenariene er bakkedepoert radioaktivitet det viktigste dosebidraget den første uka, men for Kautokeino-scenariet er bidraget fra bakkedepoert radioaktivitet spesielt dominerende fordi dette er et scenario med mye nedbør og høy våtavsetning. For Oslo-scenariet er den effektive stråledosen den første uka 0,08 mSv, hvor ekstern bestråling fra bakke og inhalasjon bidrar omtrent like mye.

Ser vi første året under ett, er eksternbestråling fra bakkedepoert radioaktivitet den viktigste eksponeringsveien. For Kirkenes-scenariet er effektiv dose fra bakkedepoert radioaktivitet første året etter utslippet beregnet til 3,5 mSv, for Kautokeino-scenariet er den beregnet til 5,1 mSv og for Oslo-scenariet til 0,26 mSv. Cesiumisotopene  $^{134}\text{Cs}$  og  $^{137}\text{Cs}$  var de absolutt viktigste bidragsyterne til denne dosen. Høy aktivitet av bakkedepoert radiocesium er den direkte årsaken til at Kautokeino-scenariet kommer ut med den høyeste årsdosen fra bakkedepoert radioaktivitet.

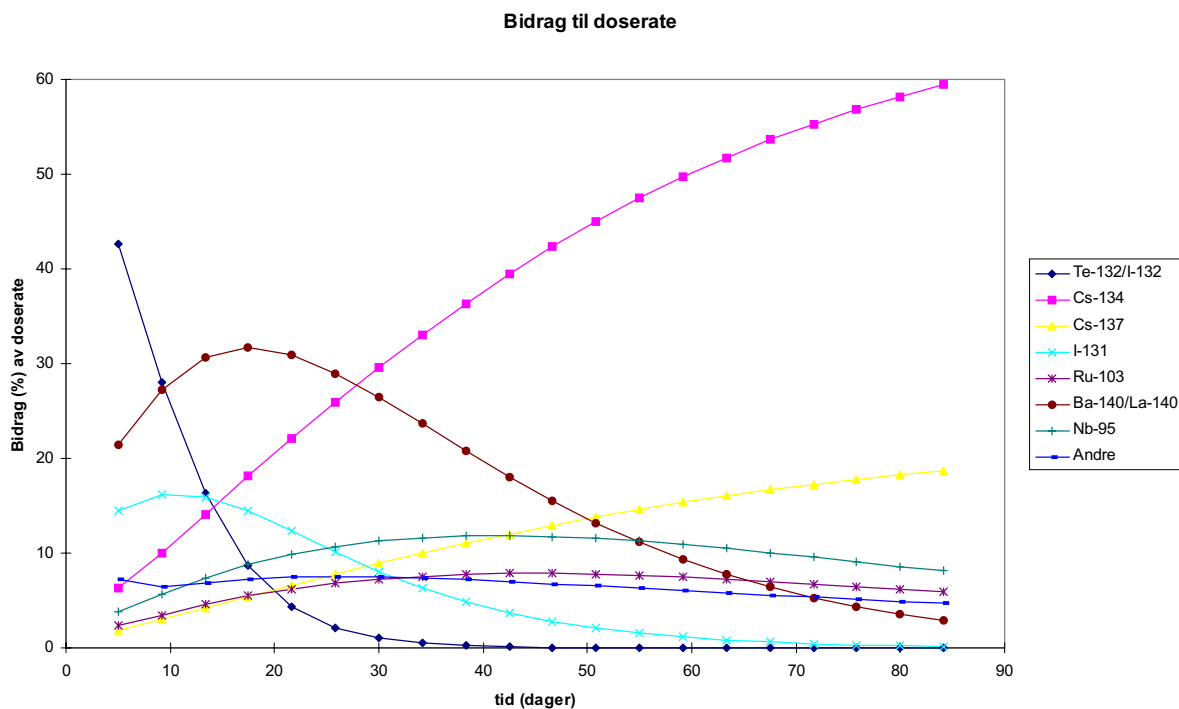
For samtlige scenarier er ekstern bestråling fra radionuklider i luft en relativt uvesentlig eksponeringsvei hvis vi betrakter en periode på en uke eller lengere. Under selve skypassasjen kan imidlertid luftbåret radioaktivitet ha en viss betydning for doseraten. For Kirkenes-scenariet er dette illustrert i Figur 7-2, hvor den første «toppen» er forårsaket av høye konsentrasjoner av edelgasser.

Effektiv doserate fra luftbåret og bakkeponert radioaktivitet i Kirkenes



**Figur 7-2** Doserate fra ekstern bestråling fra luftbårne og bakkeponerte radionuklider i Kirkenes første uka etter et tenkt utslipp fra Kola kjernekraftverk.

Doseraten i et ferskt nedfall vil i stor grad domineres av kortlivede radionuklider.  $^{132}\text{Te}/^{132}\text{I}$  er de enkelt nuklidene som i løpet av den første uka gir det største bidraget til dose fra eksternbestråling for alle de tre scenariene. Typisk vil disse to radionuklidene den første uka bidra med bortimot halvparten av stråledosen fra ekstern bestråling både fra luftbåret og bakkeponert radioaktivitet. Den relativt korte halveringstiden til  $^{132}\text{Te}$  (76,3 timer) er derfor en viktig årsak til at doserater fra bakkeponert radioaktivitet for de tre scenarier blir omtrent halvert fra sin høyeste verdi like etter skypassasje til utgangen av den første uka etter utslippets begynnelse. I Kirkenes-scenariet er bare 14 % av doseraten fra eksternbestråling første uka forårsaket av radionuklider med halveringstid lengre enn 7 dager. Halvparten av bidraget til ekstern bestråling fra radionuklider med halveringstid over 7 dager er i dette tilfellet forårsaket av  $^{134}\text{Cs}$ .



**Figur 7-3** Relativt bidrag fra ulike radionuklider til doseintensitet fra bakkedeposerte radionuklider de tre første månedene etter et tenkt utslipp gitt kildetermen fra Kola konsekvensanalyse.

Etter hvert som de kortlivede radionuklidene dør vekk (figur 7.3) vil mer langlivede radionuklider virke bestemmende på stråledosen fra ekstern bestråling. Rett etter ulykken er  $^{132}\text{Te}/^{132}\text{I}$  den viktigste kilden til ekstern bestråling. Etterhvert som disse desintegrerer blir nuklidene  $^{131}\text{I}$ ,  $^{103}\text{Ru}$  og  $^{140}\text{Ba}/^{140}\text{La}$  relativt sett viktige for strålingseksponeringen. Når disse igjen har desintegrert vil cesiumisotopene  $^{134}\text{Cs}$  og  $^{137}\text{Cs}$  være bestemmende på doseraten. De relative bidragene fra hver enkelt radionuklide til eksterne bestrålingen på forskjellig tidspunkt etter ulykken, stemmer meget godt overens med det som ble funnet av Golikov et al (1993) etter Tsjernobylulykken.

For de tre scenariene erfarte vi at mellom 12% og 20 % av dosen fra bakkedeposert radioaktivitet første året er et resultat av eksponering den første uka etter nedfallet. Sannsynligvis vil denne andelen være ennå høyere hvis vi tar i betraktning skjerming som følge av at radionukliden migrerer ned i bakken.

Effektiv dose fra inhalasjon av radionuklider var for alle scenariene under 0,8 mSv, og var generelt sett høyere for yngre enn eldre individer. Det viktigste bidraget til inhalasjonsdoser kommer fra  $^{131}\text{I}$ , som alene, avhengig av aldersgruppe og scenarie, bidrar med mellom 50 og 70 % av effektiv dose fra inhalasjon av radionuklider. For scenarier med kort transporttid ser vi at også den mer kortlivede jodisotopen  $^{133}\text{I}$  ( $t_{1/2}=20,3$  timer) har en viss betydning for inhalasjonsdosen, og i Kirkenes-scenariet bidrar denne alene til 10 til 15 % av effektiv dose fra inhalasjon av radionuklider, avhengig av alder

Alder > 17 år

Alder 7 - 12 år

Alder 1 - 2 år

<b>Kirkenes</b>	383 (184)	594 (326)	756 (417)
<b>Kautokeino</b>	143 (72)	217 (127)	269 (162)
<b>Oslo</b>	44 (20)	64 (36)	77 (46)

**Tabell 7.1** Effektiv stråledose fra inhalasjon av radioaktivitet (mikroSv). Verdiene i parentes viser effektiv dose fra inhalasjon av <sup>131</sup>I.

De dosene som er framkommet ved beregning for de tre scenariene er langt lavere enn hva som kan gi akutte stråleskader. For Kirkenes-scenariet og Kautokeino-scenariet representerer ulykken allikevel en stor økning sammenlignet med eksponering fra normal bakgrunnstråling.

Skjerming og innemelding vil kunne redusere dose fra ekstern bestråling og i noen grad også fra inhalasjon av radionuklider. Ved opphold innendørs kan man spare opptil 90 % av dose fra ekstern bestråling, hvis man også regner med opphold i kjeller (ICRP 63). ICRP anbefaler bruk av skjerming i de tilfeller hvor man kan spare dose på 50 mSv eller mer. I tilfeller hvor spart dose er lavere enn 5 mSv anbefaler ikke ICRP bruk av innendørsopphold.

Innendørsopphold anbefales heller ikke brukt for lengre perioder fordi det kan føre til sosiale og økonomiske problemer samt ubegrunnet frykt i befolkningen. Besparingspotensialet i de doser som framkommer i våre beregninger ligger langt lavere enn de retningslinjer ICRP opererer med for opphold innendørs og evakuering for av befolkningen.

	<b>Alder &gt; 17 år</b>	<b>Alder 7 - 12 år</b>	<b>Alder 1 - 2 år</b>
<b>Kirkenes</b>	4,6 (3,7)	7,9 (6,4)	10,5 (8,1)
<b>Kautokeino</b>	1,6 (1,5)	2,8 (2,4)	3,6 (3,1)
<b>Oslo</b>	0,43 (0,41)	0,74 (0,70)	0,96 (0,89)

**Tabell 7.2** Ekvivalent dose til skjoldbruskkjertel fra inhalasjon av radioaktivt jod (mSv). Verdier i parentes viser skjoldbruskkjerteldose fra inhalasjon <sup>131</sup>I alene.

Jodtabletter anbefales av ICRP brukt i de tilfeller hvor man kan spare en ekvivalent dose til skjoldbruskkjertelen på 500 mSv, og er ikke anbefalt brukt i tilfeller hvor denne besparelsen er mindre enn 50 mSv. For Kirkenes-scenariet har vi beregnet ekvivalent dose til skjoldbruskkjertelen til rundt 5 mSv for voksne og 10 mSv for barn, og er med andre ord lavere enn de grenser hvor ICRP anbefaler bruk av jodtabletter. God virkning av tiltaket forutsetter at tablettene tas like før eller kort tid etter eksponering, hvilket forutsetter rask distribusjon av jodtablettene. ICRP 63 indikerer at man ved inntak av jodtabletter to timer etter eksponering kan spare opptil halvparten av dosen til skjoldbruskkjertelen. Hvis tablettene tas noe særlig mer enn 6 timer etter eksponeringen er effekten av stabilt jod liten, og etter 12 timer har man ingen effekt av inntak av stabilt jod.

Tsjernobylulykken er den eneste reaktorulykken i historien som har gitt konsekvenser av betydning ut over en lokal skala. Forurensningsnivået i Norge etter denne ulykken kan derfor tjene som god referanse for sammenligning av de nivåer vi har beregnet i våre «worst case» scenarier, til tross for at det er flere kvalitative forskjeller mellom denne ulykken og de scenariene vi her har beskrevet. Ulykkesreaktoren i Tsjernobyl er konstruksjonsmessig svært forskjellig fra reaktorene på Kola kraftverket. Reaktoren i Tsjernobyl hadde langt større effekt, og følgelig også høyere innhold av radionuklider i kjernen enn hva som er tilfelle i reaktorene ved Kola kjernekraftverk. Samtidig opplevde man ved Tsjernobylulykken at en brann i grafitten som brukes til å moderere reaktoren, var en viktig medvirkende årsak til spredning av radioaktivt materiale og varigheten av utslippet. Dette vil ikke kunne skje ved reaktorene



ved Kola kjernekraftverk siden disse har en annen konstruksjon og modereres med vann istedenfor grafitt.

Relaterer man nivået av deponert radioaktivitet til hva som ble funnet i Norge etter Tsjernobylulykken, er det svært sannsynlig at det ved Kirkenes og Kautokeino- scenariene vil være aktuelt med omfattende tiltak i forhold til landbruk og reindriftsnæring.

	<b>Kirkenes</b>	<b>Kautokeino</b>	<b>Oslo</b>
<sup>90</sup> Sr	3,5	5,6	0,3
<sup>134</sup> Cs	39	62	3,2
<sup>137</sup> Cs	29	46	2,4

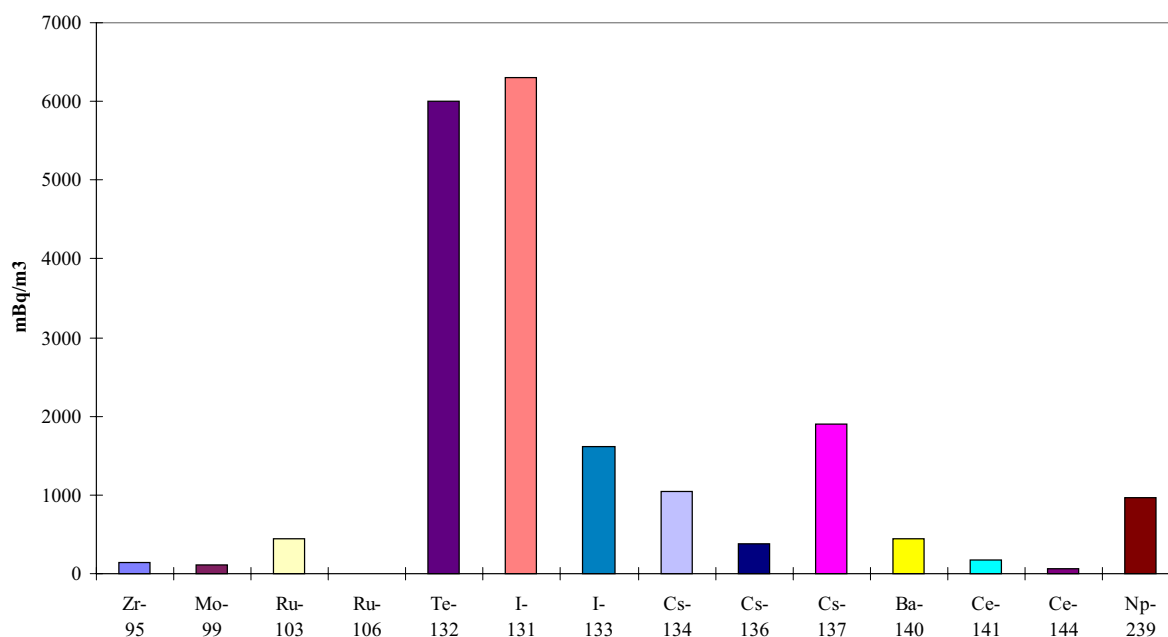
**Tabell 7.4** Deponert aktivitet av viktige langlivede radionuklider ved de tre scenariene (kBq/m<sup>3</sup>)

I Kirkenes-scenariet er nivået av <sup>134</sup>Cs beregnet til rundt 39 kBq/m<sup>2</sup>, mens nivået av <sup>137</sup>Cs er beregnet til rundt 29 kBq/m<sup>2</sup>. Tilsvarende har deposisjon av <sup>134</sup>Cs og <sup>137</sup>Cs i Kautokeino-scenariet blitt beregnet til 62 kBq/m<sup>2</sup> og 46 kBq/m<sup>2</sup>. Dette er noe lavere enn de høyeste verdiene som ble målt i Norge etter Tsjernobylulykken. At vi allikevel antar at nivåene vil være sammenlignbare skyldes at våre beregninger representerer gjennomsnittsverdier for et større område, tilsvarende en rute á 50\*50 km i et rutenett.

Etter Tsjernobylulykken ble det gjort målinger av luftkonsentrasjoner av radionuklider ved Strålevernets luftfilterstasjon på Østerås i Bærum. Det ble da identifisert minst 14 radionuklider. En tilnærmet aktivitetsmessig rekkefølge av disse er: <sup>131</sup>I, <sup>132</sup>I, <sup>133</sup>I, <sup>137</sup>Cs, <sup>134</sup>Cs, <sup>239</sup>Np, <sup>140</sup>Ba, <sup>103</sup>Ru, <sup>136</sup>Cs, <sup>99</sup>Mo, <sup>95</sup>Zr, <sup>141</sup>Ce, <sup>106</sup>Ru og <sup>144</sup>Ce. Dette er gjennomgående de samme nuklidene som er aktivitetsmessig viktige ved de scenariene vi har regnet på, med et viktig unntak for <sup>239</sup>Np, som i likhet med alle andre produkter fra nøytronaktivering av uran, ikke er tatt med i de beregninger av kjernens nuklideinnhold som er brukt i våre beregninger.

Av total mengde radioaktivt jod er det bare en mindre del (ca. 20 %) som absorberes på et luftfilter. Et godt estimat av total aktivitetskonsentrasjon for jodisotopene framkommer ved å multiplisere målte verdier av jodisotopene i figur 7-4 med en faktor 5. Det er derfor naturlig å anta at aktivitetskonsentrasjonene for <sup>131</sup>I i lufta over Østerås på sitt høyeste etter Tsjernobylulykken lå rundt 30 Bq/m<sup>3</sup>. Tilsvarende lå aktivitetskonsentrasjonen av <sup>137</sup>Cs på det høyeste rundt 2 Bq/m<sup>2</sup>. Aktivitetskonsentrasjonene i luft ved Kirkenes-scenariet er beregnet å være rundt 3000 Bq/m<sup>3</sup> for <sup>131</sup>I og 250 Bq/m<sup>3</sup> for <sup>137</sup>Cs. Aktivitetskonsentrasjonen i luft blir således en faktor 100 høyere for det tenkte Kola-scenariet enn det som ble målt på Østerås etter Tsjernobylulykken. Et forhold mellom <sup>131</sup>I og <sup>137</sup>Cs hvor aktivitetskonsentrasjonen av <sup>131</sup>I er en faktor 10-15 høyere enn <sup>137</sup>Cs stemmer godt overens med de scenariene vi har regnet på.

#### Aktivitetskonsentrasjoner i luft over Østerås etter Tsjernobylulykken (29.04.1986 kl 09:50).



**Figur 7-4:** Aktivitetskonsentrasjoner målt i luftfilter på Østerås (29.04.1986 kl 09:50)

På grunnlag av luftaktiviteter målt på Østerås etter Tsjernobylulykken ble det regnet inhalasjonsdoser. I NOU 5:1992 er disse rapportert å ligge rundt  $10 \mu\text{Sv}$  ( $0,01 \text{ mSv}$ ). Dette er omtrent halvparten så høyt som den inhalasjonsdosen vi har beregnet for Oslo-scenariet, og 2,5% av inhalasjonsdosen beregnet for Kirkenes-scenariet. Sammenholder man de relativt høye verdiene for bakkeponert cesium i deler av Norge etter Tsjernobylulykken med verdier målt for luftbåret radioaktivitet med tilsvarende verdier fra denne konsekvensanalysen, kan det være grunn til stille spørsmålsteget ved om aktivitetskonsentrasjoner i luft målt på Østerås etter Tsjernobylulykken også var representative for de områdene i Norge som ble sterkest berørt av Tsjernobylulykken. Hvorvidt man i NOU 5:1992 derfor kan ha underestimert doser fra inhalasjon av radionuklider, vil kunne belyses nærmere ved å foreta beregninger av inhalasjonsdoser med utgangspunkt i spredningsberegning for Tsjernobylulykken.

Sammenligner vi egne resultater med resultater fra spredningsmodellberegninger utført av andre, ser vi at Jaffe et. al. (1998) i sine beregninger for et utslipp fra Kola kjernekraftverk har beregnet en deposisjon av  $^{137}\text{Cs}$  i overkant av  $30.000 \text{ Bq/m}^2$  for relativt store områder av Nord-Norge. Dette kan synes høyere enn hva som framkommer gjennom våre beregninger, men kan nok tilskrives at de som utgangspunkt for sine beregninger har benyttet et utslipp av  $^{137}\text{Cs}$  på  $60 \text{ PBq}$ . Dette motsvarer at over 50 % av reaktorkjernens innhold av radioaktiv cesium slipper ut som følge av ulykken. Som utgangspunkt for våre beregninger har vi antatt et utslipp av  $^{137}\text{Cs}$  på  $14 \text{ PBq}$ , hvilket tilsvarer et utslipp av 12 % av reaktorkjernens innhold av radioaktivt cesium. Til sammenligning medførte Tsjernobylulykken et utslipp av i overkant av 30 % av reaktorens innhold av radioaktivt cesium.

Rantalainen (1995) har for en avstand fra Kola kraftverket på 100 kilometer og et signifikansnivå på 95% anslått at doser fra ekstern bestråling og inhalasjon samlet vil være

lavere enn 20 mSv de første 24 timene. I vårt Kirkenes-scenario er avstanden til Kolkraftverket den doble, og dosen første døgnet noe i underkant av 0,5 mSv hvorav inhalasjonsdosen står for det viktigste bidraget.

Resultatene fra egne og andres beregninger samt erfaring fra Tsjernobylulykken indikerer at en ulykke ved Kola kjernekraftverk kan medføre betydelige problemer med radioaktivitet i næringskjeden. Disse problemene kan godt omfatte et stort geografisk område. Det anses samtidig som utenkelig at en ulykke ved Kola kjernekraftverk kan medføre akutte stråleskader for befolkningen i Norge. Dosene som framkom gjennom våre beregninger vil ikke representere situasjoner hvor man i.h.t. eksisterende internasjonale anbefalinger anbefaler tiltak. En vurdering av om man allikevel bør gjennomføre tiltak i tidlig fase av en slik ulykke bør gjøres om situasjonen oppstår. En slik vurdering bør bygge på kunnskap om ulykken og mulige konsekvenser og en vurdering av lokale, samfunnsmessige og økonomiske forhold. Det er naturlig at en førevar tenkning er med i en slik vurdering. Resultatet kan være at man velger å gjennomføre tiltak for spesielle grupper i samfunnet.

## Appendix 1: Referanseliste

**Bartnicki & Saltbones (1997).** Bartnicki J, Saltbones J. Analysis of atmospheric transport and deposition of radioactive material released during a potential accident at Kola Nuclear Power Plant. DNMI Research report no. 43. Oslo: Det norske meteorologiske institutt, 1997.

**Dubkov et al (1994).** Dubkov AP et al. Assessment of radiological consequences under leaking from primary circuit with  $Dy=200$  mm for the Kola NPP 1,2. Moscow: Kurchatov Inst. 1994.

**Erkin et al (1994).** Erkin V, Wallenstrøm E. Wøhni T. External doses from Chernobyl fallout in Norway: Individual dose measurements in Bajarsk region of Russia. Radiation Protection Dosimetry 1994; Vol. 51 (No 4): 265-173.

**Golikov et al (1993).** Golikov VY, Balonov MI, Ponomarnev AV. Estimation of external gamma radiation doses of the population after the Tsjernobyl accident. In: Mervin Se, Balonov MI, eds. The Chernobyl Papers, Vol.1. Richland, Washington: Research Enterprises, 1993: 247-288.

**ICRU report 53.** Gamma-ray spectrometry in the environment. ICRU report 53. Bethesda, Maryland: International Commission on Radiation Units and Measurements, 1994.

**ICRP Publication 63.** Principles for intervention for protection of the public in a radiological emergency. ICRP Publication 63 = Annals of the ICRP 1991; 22 (No 4). Oxford: Pergamon Press, 1993.

**ICRP Publication 66.** Human respiratory tract model for radiological protection. ICRP Publication 66 = Annals of the ICRP 1994; 24 (Nos 1-3). Oxford: Elsevier, 1995.

**ICRP Publication 71.** Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 4, Inhalation dose coefficients. ICRP Publication 71 = Annals of the ICRP 1995; 25 (Nos 3-4). Oxford: Elsevier, 1995.

**Jacob & Meckbach (1987).** Jacob P, Meckbach R. Shielding factors and external dose evaluation. Radiation Protection Dosimetry 1987; 21 (No 1/3): 79-85.

**Jacob et al (1996).** Jacob P, Paretzke HG, Rosenbaum H, Zankl M. Effective dose equivalents for photon exposures from a plane source on the ground. Radiation Protection Dosimetry 1986; 14: 299-310.

**Jacobi et al (1989).** Jacobi W, Paretzke P, Jacob P, Meckbach R. Externe Strahlenexposition: Abschlussbericht (Teil 2) zum Vorhaben: «Entwicklung und Verbesserung von vier Teilmodellen für Ungallfolgerechnungen (Phase B der DRS)». GSF-Bericht 13/89. München: Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung, 1989.

**Jaffe et al (1998).** Jaffe D, Mahura A, Andres R, Baklanov A, Thaning L, Bergmann R, Morozov S: Atmospheric transport pathways from the Kola Nuclear Power Plant. UAF-ADEC Joint Project 96-001, BECN Project 3003, CMF Project 93I 4. Tromsø: Barentsregion Environmental Centres Network, 1998.

**NOU 1992:5.** Tiltak mot atomulykker: Anbefalinger om videre styrking av norsk beredskap mot atomulykker. Norges offentlige utredninger, NOU 1992:5. Oslo: Statens forvaltningstjeneste, 1992.

**NUREG/CR-6193.** Primary system fission product release and transport: A state-of-the-art report to the Committee on the safety of nuclear installations. Executive summary. NUREG/CR 6193, NEA/CSNI/R (94)2, ORNL/TM-12681. Oak Ridge, TN: Oak Ridge National Laboratory, 1994.

**Saltbones et al (1995).** Saltbones J, Foss A, Bartnicki J. SNAP: Severe nuclear accident program: A real time dispersion model for major nuclear emergence management. DNMI - report: Project NORMEM (175). Oslo: Det norske meteorologiske institutt, 1995.

**Saltbones et al (1997).** Saltbones J, Bartnicki. J, Foss A. Atmospheric transport and deposition from potential accident at Kola Nuclear Power Plant. Part 2: Worst Case Scenarios. DNMI Research report no. 56. Oslo: Det norske meteorologiske institutt, 1997.

**Saltbones & Bartnicki (1997).** Saltbones J, Bartnicki. J. Atmosfærisk transport av radioaktivt materiale fra en potensiell ulykke ved kjernekraftverket på Kola. Naturen 1997 (nr. 4):178-188.

**Saltbones et al (1998).** Saltbones J, Foss A, Bartnicki J. Norwegian meteorological institute`s real-time dispersion model SNAP (Severe Nuclear Accident Program): Run for ETEX and ATMES II experiments with different meteorological input. Atmospheric Environment 1998; 32 (No 24): 4277-4283.

**Stokke (1997).** Stokke E. Kola Nuclear Power Plant. Consequence assessment for hypothetical severe accidents. Source term assessment. Research report Institute for Energy Technology, Halden, IFE/HR/F-97/1088. Halden 1997.

**Wøhni et al (1994).** Wøhni T, Selnaes T, Strand P.: External doses from Chernobyl fallout in Norway: Individual dose measurements in the municipality of Øystre Slidre. Radiation Protection Dosimetry 1994; 51 (No 2): 125-130.

## Appendix 2: Mor/datter-relasjoner

Ved beregning av aktivitet av radionuklider i luft og på bakke har det vært flere tilfeller hvor en radionuklide i utslippet kontinuerlig dannes fra en annen. Dette betegnes som mor/datter-relasjoner og har i beregningene våre blitt behandlet på følgende måte:

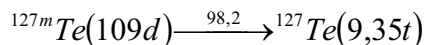
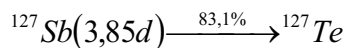
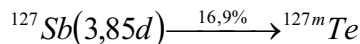
I de tilfeller hvor modernukliden har kort halveringstid og/eller slipper ut i liten mengde, har vi forenklet ved å se bort fra kontinuerlig dannelse av datternukliden fra modernukliden.

I tilfeller hvor modernukliden har vesentlig lengre halveringstid enn datternukliden kan man ved beregning av aktiviteten av datternukliden anta en sekundær likevekt mellom disse. Dette har vi gjort ved at vi har antatt aktiviteten av datternukliden lik aktiviteten av modernukliden multiplisert med utbyttet for den spesifikke desintegrasjonsveien. Denne antagelsen er ikke god før det har gått en tid som minst tilsvarer et par halveringstider for datternukliden, avhengig av påkrevet nøyaktighet og hvilket mengdeforhold man i utgangspunktet hadde mellom nuklidene. Man bør derfor avpasse bruken av antagelse om sekundær likevekt til de tidsperspektivene beregningene utføres over. For mor/datterforhold hvor utslippet av de to radionuklidene er omtrent like store vil det være rimelig å anta en sekundær likevekt gjennom hele utslippets forløp. Dette gjelder blant annet for  $^{132}\text{Te}/^{132}\text{I}$ . Tabell 2.2 viser bruken av sekundære likevekter.

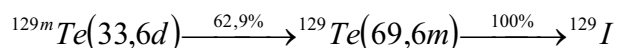
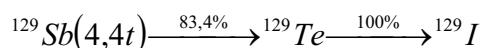
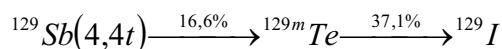
**Tabell A2-1 Antagelse av sekundære likevekter. Halveringstid for datternuklide er angitt i parentes.**

	Luft	Bakke (<1 uke)	Bakke (>1 uke)
$^{140}\text{Ba} \rightarrow ^{140}\text{La}$ ( $t_{1/2}=40$ timer)		x	x
$^{90}\text{Sr} \rightarrow ^{90}\text{Y}$ ( $t_{1/2}=64,1$ timer)			x
$^{132}\text{Te} \rightarrow ^{132}\text{I}$ ( $t_{1/2}= 2,2$ timer)	x	x	x
$^{99}\text{Mo} \rightarrow ^{99\text{m}}\text{Tc}$ ( $t_{1/2}=6,0$ timer)	x	x	x
$^{95}\text{Zr} \rightarrow ^{95}\text{Nb}$ ( $t_{1/2}=34$ dager)			

For enkelte desintegrasjoner er forholdene mer komplekse ved at en modernuklide gir opphav til flere døtre. Alternativt kan en datter dannes fra to mødre. Et eksempel på dette er  $^{127}\text{Te}$  som dannes både fra  $^{127}\text{Sb}$  og  $^{127\text{m}}\text{Te}$ . Her har vi for kortere tidsrom (under 1 uke) antatt en sekundær likevekt mellom  $^{127}\text{Te}$  og  $^{127}\text{Sb}$ . For lengre tidsrom, har vi antatt at  $^{127}\text{Sb}$  har dødd hen og at det vil være en sekundær likevekt mellom  $^{127}\text{Te}$  og  $^{127\text{m}}\text{Te}$ .



Aktivitetskonsentrasjonen av  $^{129}\text{Te}$  antas på tilsvarende måte ved beregning av aktivitetskonsentrasjon i luft å være et resultat av desintegrasjon av  $^{129}\text{Sb}$ , mens den for bakkescenariene antas å være dannet fra  $^{129\text{m}}\text{Te}$ .



$^{88}\text{Rb}$  (17,8 minutter) antas for beregninger av luftkonsentrasjoner å være et produkt av en sekundær likevekt med  $^{88}\text{Kr}$  (2,84 timer). Deponert på bakke er  $^{88}\text{Rb}$  relativt uviktig på grunn av den korte halveringstiden.

### Appendix 3: Reaktorkjernens radioaktive innhold og utslipp

	T(1/2) (h)	Inventory *	Release (%)**	Release
<b>Br-84</b>	5,30E-01	3,54E+17	15	5,31E+16
<b>Br-87</b>	8,33E-03	7,03E+17	15	1,05E+17
<b>Kr-85m</b>	4,48E+00	4,32E+17	100	4,32E+17
<b>Kr-85</b>	9,40E+04	1,10E+16	100	1,10E+16
<b>Kr-87</b>	1,27E+00	8,35E+17	100	8,35E+17
<b>Kr-88</b>	2,84E+00	1,18E+18	100	1,18E+18
<b>Kr-89</b>	5,00E-02	1,44E+18	100	1,44E+18
<b>Kr-90</b>	8,89E-03	1,42E+18	100	1,42E+18
<b>Rb-86</b>	4,48E+02	2,32E+15	12	2,78E+14
<b>Rb-88</b>	2,95E-01	1,19E+18	12	1,43E+17
<b>Rb-89</b>	2,57E-01	1,53E+18	12	1,84E+17
<b>Rb-90</b>	4,33E-02	1,49E+18	12	1,79E+17
<b>Sr-89</b>	1,21E+03	1,57E+18	2	3,14E+16
<b>Sr-90</b>	2,55E+05	8,50E+16	2	1,70E+15
<b>Sr-91</b>	9,50E+00	1,97E+18	2	3,94E+16
<b>Y-90</b>	6,41E+01	8,86E+16	1	8,86E+14
<b>Y-91</b>	1,40E+03	2,00E+18	1	2,00E+16
<b>Zr-95</b>	1,54E+03	2,64E+18	0,2	5,28E+15
<b>Zr-97</b>	1,68E+01	2,67E+18	0,2	5,34E+15
<b>Nb-95</b>	8,39E+02	2,57E+18	1	2,57E+16
<b>Mo-99</b>	6,59E+01	2,94E+18	1	2,94E+16
<b>Tc-99m</b>	6,01E+00	2,58E+18	1	2,58E+16
<b>Ru-103</b>	9,43E+02	2,35E+18	1	2,35E+16
<b>Ru-105</b>	4,44E+00	1,57E+18	1	1,57E+16
<b>Ru-106</b>	8,94E+03	6,06E+17	1	6,06E+15
<b>Rh-105</b>	8,33E-03	1,46E+18	1	1,46E+16
<b>Te-127m</b>	2,62E+03	2,00E+16	10	2,00E+15
<b>Te-127</b>	9,40E+00	1,65E+17	10	1,65E+16
<b>Te-129m</b>	8,06E+02	7,34E+16	10	7,34E+15
<b>Te-129</b>	1,16E+00	5,00E+17	10	5,00E+16
<b>Te-131m</b>	3,24E+01	2,27E+17	10	2,27E+16
<b>Te-132</b>	7,82E+01	2,24E+18	10	2,24E+17
<b>Sb-127</b>	9,22E+01	1,68E+17	10	1,68E+16
<b>Sb-129</b>	4,40E+00	5,05E+17	10	5,05E+16
<b>I-131</b>	1,93E+02	1,57E+18	15	2,36E+17
<b>I-132</b>	2,28E+00	2,33E+18	15	3,50E+17
<b>I-133</b>	2,08E+01	3,22E+18	15	4,83E+17
<b>I-134</b>	8,77E-01	3,56E+18	15	5,34E+17
<b>I-135</b>	6,57E+00	3,03E+18	15	4,55E+17
<b>Xe-133</b>	1,26E+02	3,23E+18	100	3,23E+18
<b>Xe-135</b>	9,10E+00	8,49E+17	100	8,49E+17
<b>Xe-138</b>	2,50E-01	2,69E+18	100	2,69E+18
<b>Cs-134</b>	1,81E+04	1,56E+17	12	1,87E+16
<b>Cs-136</b>	3,16E+02	6,56E+16	12	7,87E+15
<b>Cs-137</b>	2,65E+05	1,17E+17	12	1,40E+16
<b>Cs-138</b>	5,37E-01	2,98E+18	12	3,58E+17
<b>Ba-140</b>	3,06E+02	2,79E+18	2	5,58E+16
<b>La-140</b>	4,03E+01	2,86E+18	0,2	5,72E+15
<b>Ce-141</b>	7,80E+02	2,65E+18	0,2	5,30E+15
<b>Ce-143</b>	3,31E+01	2,46E+18	0,2	4,92E+15
<b>Ce-144</b>	6,83E+03	1,60E+18	0,2	3,20E+15

### Appendix 4: Faktorer brukt i beregningene



	Alder >17	Alder 12-17	Alder 7-12	Alder 2-7	Alder 1-2	Alder <1
Br-84	2,2E-11	2,6E-11	4,4E-11	7,1E-11	1,6E-11	2,4E-10
Br-87	0	0	0	0	0	0
Kr-85m	0	0	0	0	0	0
Kr-85	0	0	0	0	0	0
Kr-87	0	0	0	0	0	0
Kr-88	0	0	0	0	0	0
Kr-89	0	0	0	0	0	0
Kr-90	0	0	0	0	0	0
Rb-86	9,3E-10	1,1E-09	2E-09	2,4E-09	7,7E-09	1,2E-08
Rb-88	1,6E-11	1,9E-11	3,2E-11	5,2E-11	1,2E-11	1,9E-10
Rb-89	1,4E-11	1,6E-11	2,7E-11	4,3E-11	9,3E-11	1,4E-10
Rb-90	0	0	0	0	0	0
Sr-89	1E-09	1,7E-09	2,3E-09	3,2E-09	7,3E-09	1,5E-08
Sr-90	2,4E-08	5,3E-08	4,1E-08	3,1E-08	5,2E-08	1,5E-07
Sr-91	1,6E-10	1,7E-10	3,1E-10	5,2E-10	1,1E-09	1,4E-09
Y-90	1,4E-09	1,7E-09	2,6E-09	4E-09	8,4E-09	1,3E-08
Y-91	7,1E-09	8,4E-09	1,1E-08	1,6E-08	3E-08	3,9E-08
Zr-95	2,5E-09	2,8E-09	4,2E-09	6,4E-09	1,1E-08	1,2E-08
Zr-97	3,9E-10	4,8E-10	9,1E-10	1,5E-09	5,3E-09	5E-09
Nb-95	1,5E-09	1,9E-09	2,2E-09	3,1E-09	5,2E-09	6,8E-09
Mo-99	2,2E-10	2,6E-10	4,7E-10	7,7E-10	1,7E-09	2,3E-09
Tc-99m	1,2E-11	1,5E-11	2,4E-11	4,1E-11	8,7E-11	1,2E-10
Ru-103	4,8E-10	5,6E-10	9,3E-10	1,5E-09	3E-09	4,2E-09
Ru-105	6,5E-11	7,9E-11	1,4E-10	2,3E-10	5,1E-10	7,1E-10
Ru-106	7,9E-09	9,2E-09	1,6E-08	2,6E-08	5,4E-08	7,2E-08
Rh-105	8,2E-11	9,6E-11	1,8E-10	3E-10	6,9E-09	1E-09
Te-127m	1,5E-09	2E-09	3,5E-09	6,5E-09	1,4E-08	2,1E-08
Te-127	3,9E-11	4,5E-11	8,5E-11	1,4E-10	3,2E-10	4,3E-10
Te-129m	1,3E-09	1,7E-09	3,1E-09	5,8E-09	1,3E-08	2E-08
Te-129	1,6E-11	1,9E-11	3,2E-11	5,1E-11	1,2E-10	1,8E-10
Te-131m	8,6E-10	1,2E-09	2E-09	3,9E-09	7,6E-09	8,7E-09
Te-132	1,8E-09	2,6E-09	4,2E-09	8,5E-09	1,8E-08	2,2E-08
Sb-127	4,3E-10	5,2E-10	9,7E-10	1,6E-09	3,5E-09	5,1E-09
Sb-129	1E-10	1,3E-10	2,3E-10	3,8E-10	8,2E-10	1,1E-09
I-131	7,4E-09	1,1E-08	1,9E-08	3,7E-08	7,2E-08	7,2E-08
I-132	9,4E-11	1,3E-10	2,2E-10	4,5E-10	9,6E-10	1,1E-09
I-133	1,5E-09	2,2E-09	3,8E-09	8,3E-09	1,8E-08	1,9E-08
I-134	4,5E-11	5,9E-11	9,7E-11	1,8E-10	3,7E-10	4,6E-10
I-135	3,2E-10	4,8E-10	7,9E-10	1,7E-09	3,7E-09	4,1E-09
Xe-133	0	0	0	0	0	0
Xe-135	0	0	0	0	0	0
Xe-138	0	0	0	0	0	0
Cs-134	6,6E-09	6,3E-09	5,3E-09	5,2E-09	7,3E-09	1,1E-08
Cs-136	1,2E-09	1,4E-09	2E-09	2,9E-09	5,2E-09	7,3E-09
Cs-137	4,6E-09	4,4E-09	3,7E-09	3,6E-09	5,4E-09	8,8E-09
Cs-138	2,4E-11	2,9E-11	5E-11	8,1E-11	1,8E-10	2,6E-10
Ba-140	1E-09	1,6E-09	2,4E-09	3,6E-09	7,8E-09	1,4E-08
La-140	5,7E-10	6,9E-10	1,2E-09	2E-09	4,2E-09	5,8E-09
Ce-141	3,2E-09	4,1E-09	4,6E-09	6,3E-09	1,1E-08	1,4E-08
Ce-143	7,5E-10	9,3E-10	1,3E-09	1,9E-09	3,9E-09	5,6E-09
Ce-144	3,6E-08	4,1E-08	5,5E-08	8,8E-08	1,6E-07	1,9E-08

**Tabell A4-1** Faktorer brukt ved beregning av effektiv dose fra inhalasjon av radionuklider.

	DCF, wb (Gy/h pr. bq/m <sup>2</sup> )	DCF, wb (Sv/h pr. Bq/m <sup>3</sup> )
Br-84	6,54E-12	3,42466E-10
Br-87	0	0
Kr-85m		2,51142E-11
Kr-85		4,56621E-13
Kr-87		1,48402E-10
Kr-88		3,65297E-10
Kr-89		0
Kr-90		0
Rb-86	3,95E-13	1,71233E-11
Rb-88	0,00E+00	1,14155E-10
Rb-89	0,00E+00	3,76712E-10
Rb-90	0,00E+00	0
Sr-89	0,00E+00	1,59817E-14
Sr-90	0,00E+00	0
Sr-91	0,00E+00	1,25571E-10
Y-90	0,00E+00	1,36986E-17
Y-91	1,48E-14	6,621E-13
Zr-95	3,23E-12	1,36986E-10
Zr-97	8,21E-13	3,19635E-11
Nb-95	3,35E-12	1,36986E-10
Mo-99	6,54E-13	2,62557E-11
Tc-99m	5,66E-13	1,94064E-11
Ru-103	2,21E-12	7,99087E-11
Ru-105	3,35E-12	1,36986E-10
Ru-106	0,00E+00	0
Rh-105	3,53E-13	1,25571E-11
Te-127m	2,09E-13	5,59361E-13
Te-127	2,26E-14	8,44749E-13
Te-129m	3,71E-13	5,70776E-12
Te-129	3,45E-13	9,81735E-12
Te-131m	6,08E-12	2,51142E-10
Te-132	1,29E-12	3,53881E-11
Sb-127	2,97E-12	1,25571E-10
Sb-129	6,14E-12	2,62557E-10
I-131	1,74E-12	6,621E-11
I-132	9,88E-12	3,99543E-10
I-133	2,72E-12	1,05023E-10
I-134	1,11E-11	4,68037E-10
I-135	6,40E-12	2,85388E-10
Xe-133		5,02283E-12
Xe-135		4,10959E-11
Xe-138		2,05479E-10
Cs-134	6,85E-12	2,73973E-10
Cs-136	9,08E-12	3,88128E-10
Cs-137	2,68E-12	1,03881E-10
Cs-138	9,30E-12	4,3379E-10
Ba-140	9,32E-13	3,08219E-11
La-140	9,27E-12	4,3379E-10
Ce-141	3,67E-13	1,14155E-11
Ce-143	1,39E-12	4,45205E-11
Ce-144	1,08E-13	2,85388E-12

**Tabell A4-2** Faktorer brukt for beregning av effektiv dose fra ekstern bestråling fra luftbåret og bakkeponert radioaktivitet

## Appendix 5: Begreper brukt i rapporten

I arbeidet er det lagt vekt på å bruke begreper i samsvar med IAEA Safety series nr. 115-I. Presise definisjoner vil derfor finnes i denne.

**Effektiv dose:** Effektiv dose er summen av ekvivalent dose for hvert enkelt organ, hver av dem multiplisert med vektfaktor for organet:  $E = \sum W_T H_T$ . Enheten for effektiv dose er sievert (Sv). Enheten brukes som regel til angivelse av dose på individnivå. I dagligtale refereres det enkelte ganger til denne kvantiteten som helkroppsdose.

**Ekvivalent dose:** Ekvivalent dose er definert som  $H = D_T W_R$ , hvor  $D_T$  er absorbert dose levert av strålingstypen R midlet over organet T hvor  $W_R$  er strålingstypens vektfaktor for strålingstypen R. Enheten for ekvivalent dose er sievert (Sv). Enheten brukes normalt ved angivelse av dose på organnivå.

**Eksponeringsvei:** Ruten som bestrålingen av en person følger. Dette kan typisk være eksternebestråling fra objekter utenom personen eller fra radionuklider som har kommet inn i kroppen ved inhalasjon og fra inntak av næringsmidler.

**Kerma:** Kerma er definert som  $K = dE_{tr}/dm$  hvor  $dE_{tr}$  er summen av opprinnelig kinetisk energi av alle ladede ioniske partikler frigjort ved ikke ladede ioniserende partikler i et materiale med masse  $dm$ . Enheten for kerma er Gray (Gy). Enheten er (i motsetning til doser) en fysisk direkte målbar størrelse.