

# Overvåkning av radioaktiv forurensning i næringsmidler og det terrestre miljø 1986 - 1998

*Astrid Liland, Lavrans Skuterud, Tone Bergan: Statens strålevern*

*Torbjørn Forseth, Eldar Gaare: Direktoratet for naturforvaltning*

*Turid Hellstrøm: Statens næringsmiddeltilsyn*

**Statens strålevern**  
Norwegian Radiation Protection Authority  
Østerås, 2001

*Referanse:*

Liland, A., Skuterud L., Bergan, T., Forseth, T., Gaare, E., Hellstrøm, T. Overvåkning av radioaktiv forurensning i det terrestre miljø 1986-1998. StrålevernRapport 2001:1 . Østerås: Statens strålevern, 2001.

*Emneord:* Cesium-137. Overvåkning. Tidstrender. Matkurv. Doseberegninger.

*Resymé:*

Resultater fra overvåkingen av radioaktiv forurensning i mat og miljø 1986-1998 er presentert. Gjennomsnittlig konsentrasjon av <sup>137</sup>Cs er synkende i ku- og geitemelk, småfe, reinsdyr og ferskvannsfisk, mens beiteplanter og sopp viser svært varierende utvikling. Radioaktivitet i matvarer og mennesker har vist synkende konsentrasjoner siden 1987. Estimert effektiv dose fra matvarer i 1998 er 0,02 mSv for befolkningen i snitt. Dog kan spesielt utsatte grupper i befolkningen ha mottatt doser opp mot 0,4 mSv. En kan ikke utelukke at enkeltpersoner har mottatt doser over 1 mSv/år.

*Reference:*

Liland, A., Skuterud L., Bergan, T., Forseth, T., Gaare, E., Hellstrøm, T. National monitoring of radioactive contamination in food and the environment 1986-1998. StrålevernRapport 2001:1. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2001. Language: Norwegian

*Key words:* Caesium-137. Monitoring. Time series. Food basket. Dose estimates.

*Abstract:*

The results from the national monitoring of radioactive contamination in food and the environment 1986-1998 are presented. The average <sup>137</sup>Cs concentration is decreasing in cow's and goat's milk, sheep, reindeer and fresh water fish. Pasture and fungi are, on the contrary, not showing a general decreasing trend. The radioactivity in food and humans has been decreasing since 1987. The effective dose from intake is estimated to 0.02 mSv for an average Norwegian in 1998. Vulnerable groups may have received doses up to 0,4 mSv. One cannot rule out the possibility that some individuals in these groups have received doses superior to 1 mSv/year.

Prosjektleder: Astrid Liland

*Godkjent:*

Per Strand, avdelingsdirektør, Avdeling Miljø.

78 sider.

Utgitt 2001-01-24.

Opplag: 300

Form, omslag: Graf, Oslo

Trykk: Jebsen Trykk og Kopi AS, Oslo

*Bestilles fra:*

Statens strålevern, Postboks 55, 1332 Østerås.

Telefon 67 16 25 00, telefax 67 14 74 07

E-mail: postmottak@nrpa.no

ISSN 0804-4910

## **FORORD**

Strålevernet har i mange år gjennomført overvåkning av radioaktiv forurensning i matvarer og miljø. Fokus har vært på levende dyr og viktige næringsmidler for befolkningen. Tidligere er deler av dette publisert i egne rapporter. Denne rapporten er den første som gir en samlet oversikt. Intensjonen er at det heretter skal gis ut årlige rapporter.

Hensikten med overvåkningsrapporten er å dokumentere konsentrasjoner av radioaktiv forurensning i matvarer og miljø i Norge. Det er viktig å følge utviklingen over tid og vurdere nytten av tiltak som begrenser overføring av radioaktivitet i næringskjeden.

Innledningsvis gir rapporten en summarisk oversikt over overvåkningsoppleggene, hvilke tiltaksgrenser som er fastlagt, samt hvem som er involvert i overvåkningsarbeidet. Resultater og vurdering av overvåkningsmålingene samt estimerte doser til den norske befolkning er inkludert i rapportens siste del. Rapporten inneholder i tillegg et avsnitt om luftovervåkning som skjer i varslingsøyemed.

Overvåkningsmålingene har vært delfinansiert av Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) og Landbruksdepartementet (LD), i tillegg til midler fra Miljøverndepartementet (MD) og Direktoratet for naturforvaltning (DN). SNT dekker i tillegg driftsutgiftene knyttet til radioaktivitetsmålinger på de lokale næringsmiddeltilsynene. Et nytt overvåkningsprogram for radioaktivitet i det ytre landmiljø initiert av MD startes opp i 2001. Deler av denne rapporten danner grunnlag for det nye programmet.

Vi ønsker å rette en takk til alle som har deltatt i dette overvåkningsprogrammet gjennom mange år.

# INNHOLDSFORTEGNELSE

<b>1. INNLEDNING</b> .....	<b>1</b>
1.1 OVERVÅKNING .....	1
1.2 KILDER TIL RADIOAKTIV FORURENSNING .....	2
1.2.1 <i>Prøvesprengninger</i> .....	2
1.2.2 <i>Tsjernobylulykken</i> .....	2
1.2.3 <i>Andre kilder</i> .....	3
1.3 HALVERINGSTIDER .....	4
1.4 DOSEGRENSER .....	5
1.5 TILTAKSGRENSER .....	6
1.6 OVERFØRING I NÆRINGSKJEDEN .....	7
<b>2. OVERVÅKNINGSMETODER</b> .....	<b>9</b>
2.1 LORAKON .....	9
2.1.1 <i>Generelt</i> .....	9
2.1.2 <i>Utstyr og målinger</i> .....	10
2.1.3 <i>Samarbeidspartnere</i> .....	11
2.1.4 <i>Opplæring og kvalitetssikring</i> .....	12
2.2 SPESIELT UTVALGTE PRØVESTEDER .....	12
2.3 MATERIALER OG MÅLEMETODER .....	13
2.3.1 <i>Luft</i> .....	13
2.3.2 <i>Jord og vegetasjon</i> .....	14
2.3.2 <i>Kjøtt og levende dyr</i> .....	15
2.3.3 <i>Melk</i> .....	16
2.3.4 <i>Ferskvannsfisk</i> .....	17
2.3.5 <i>Matvarer</i> .....	17
2.3.6 <i>Dosevurderinger for befolkningen</i> .....	18
2.3.7 <i>Andre bidragsyttere</i> .....	21

<b>3. RESULTATER</b> .....	<b>22</b>
3.1 LUFT .....	22
3.2 JORD OG VEGETASJON .....	22
3.2.1 <i>Prøvesteder</i> .....	22
3.2.2 <i>Måleresultater</i> .....	23
3.2.3 <i>Jordprofilmålinger</i> .....	24
3.3 SMÅFE OG REIN.....	24
3.3.1 <i>Overvåkning av småfe gjennom sommersesongen</i> .....	24
3.3.2 <i>Hedmark og Oppland</i> .....	26
3.3.3 <i>Frisoner / tiltakszoner for småfe</i> .....	27
3.3.4 <i>Reinsdyr</i> .....	29
3.3.5 <i>Stikkprøvekontroll i slaktesesongen</i> .....	31
3.4 MELK OG MEIERIPRODUKTER .....	32
3.4.1 <i>Overvåkning av melk fra besetninger</i> .....	32
3.4.2 <i>Målinger av meierimelk</i> .....	36
3.4.3 <i>Målinger av <sup>90</sup>Sr i ku- og geitemelk</i> .....	36
3.5 FERSKVANNSFISK.....	37
3.6 SOPP.....	38
3.7 MATVARER I DAGLIGVAREHANDELEN (MATKURV).....	39
<b>4. DOSER TIL DEN NORSKE BEFOLKNING</b> .....	<b>43</b>
4.1 HELKROPPSMÅLINGER OG KOSTHOLDSUNDERSØKELSER.....	43
4.1.1 <i>Reindriftsutøvere i Midt-/Sør-Norge</i> .....	45
4.1.2 <i>Reindriftsutøvere i Kautokeino</i> .....	46
4.1.3 <i>Sel og Øvre Valdres</i> .....	48
4.2 DOSER FRA UTVALGTE MATVARER.....	52
<b>5. OPPSUMMERING OG KONKLUSJONER</b> .....	<b>56</b>
<b>6. REFERANSER</b> .....	<b>57</b>
VEDLEGG 1: PRØVETAKINGSSTEDER FOR MÅLING PÅ JORD OG VEGETASJON. ....	I

VEDLEGG 2: DETALJER FOR PRØVESTEDER.....	II
VEDLEGG 3: UTDRAG AV SPØRRESKJEMA BRUKT I KOSTHOLDS- UNDERSØKELSE.....	III

## FIGURER OG TABELLER

Tabell 1.1: Fysiske og biologiske halveringstider .....	5
Tabell 1.2: Tiltaksgrenser for radioaktivt cesium ( $^{134}\text{Cs}$ og $^{137}\text{Cs}$ ) i næringsmidler i Norge etter Tsjernobylulykken. ....	6
Tabell 3.1: $^{90}\text{Sr}$ i ku- og geitemelk fra utvalgte meierier i 1997.....	37
Tabell 4.1: Helkroppsmålinger av $^{137}\text{Cs}$ blant reindriftsutøvere i Midt-/Sør-Norge i 1996. ....	45
Tabell 4.2: Helkroppsmålinger av $^{137}\text{Cs}$ blant reindriftsutøvere i Kautokeino i 1996.....	47
Tabell 4.3: Helkroppsmålinger av $^{137}\text{Cs}$ blant gjennomsnittsbefolkning i Øvre Valdres i 1996.....	49
Tabell 4.4: Helkroppsmålinger av $^{137}\text{Cs}$ blant gjennomsnittsbefolkning i Sel i 1996. ....	49
Tabell 4.5: Gjennomsnittlig inntak av forskjellige matvarer i befolkningen i Sel og Øvre Valdres i 1996.....	51
Tabell 4.6: Estimert gjennomsnittlig inntak av utvalgte matvarer i Norge.....	53
Tabell 4.8: $^{137}\text{Cs}$ konsentrasjon i matvarer fra "Matkurven" 1998, gjennomsnitt for Norge...	53
Tabell 4.9: Estimert gjennomsnittlig inntak av $^{137}\text{Cs}$ via utvalgte matvarer i Norge. ....	54
Tabell 4.10: Estimert gjennomsnittlig effektiv dose (mSv) fra utvalgte matvarer i Norge. ....	55
Figur 1.1: Nedfall av $^{137}\text{Cs}$ i Norge etter kjernekraftulykken i Tsjernobyl (1986 verdier). ....	3
Figur 1.2: Reaktorer og nukleærmedisinske sykehus i Norge. ....	4
Figur 2.1: Kart over plasseringen av LORAKON-stasjonene. ....	10
Figur 2.2: Preparering av prøver og måling med LORAKON-utstyret. ....	11
Figur 2.3: Kommuner hvor det skjer overvåkning i forskningsøyemed. ....	13
Figur 2.4: Strålevernets fem målestasjoner for kontinuerlige luftmålinger. ....	14
Figur 2.5: Måling av sau på beite. ....	15
Figur 2.6: Helkroppsmåling med Palmergeometri og stolgeometri.....	19
Figur 2.7: Skisse av målegeometrien.....	20
Figur 2.8: Containeren med måleutstyret til Forsvarets forskningsanstalt. ....	21

Figur 3.1: Overvåkning av jord og vegetasjon.....	22
Figur 3.2: Gjennomsnittlige overføringskoeffisienter jord-gress ulike steder i årene 89 - 98..	23
Figur 3.3: Dybdeprofiler på Tjøtta i Alstahaug for årene 1992 - 1998.....	24
Figur 3.4: <sup>137</sup> Cs-konsentrasjoner i lam på Tjøtta på beite i årene 89 - 98.....	25
Figur 3.5: <sup>137</sup> Cs-konsentrasjoner (Bq/kg) i sau og lam fra Baklia ved måling i august eller september i årene 1989 - 1998.....	26
Figur 3.6: Målinger på levende sauer fra noen ulike beitelag i Hedmark utført i august årene 1992 - 1998.....	27
Figur 3.7: Antall sauer på nedfôring fra 1986 til 1998. ....	28
Figur 3.8: Frisoner og tiltaksjoner for småfe i årene 1988 og 1996-1998.....	28
Figur 3.9: Radioaktivt cesium i lårmuskel hos villrein i Rondane 1986-1998.....	29
Figur 3.10: <sup>137</sup> Cs-konsentrasjoner i levende reinsdyr i Sør-Trøndelag og Hedmark .....	30
Figur 3.11: <sup>137</sup> Cs-konsentrasjoner i levende reinsdyr i tamreinlag i Oppland. ....	31
Figur 3.12: Kontrollmålinger av slakt fra slakterier i tiltaksjoner og i frisoner i årene 1996 til 1998 .....	32
Figur 3.13: Overvåkning av melk.....	33
Figur 3.14: Konsentrasjonen av <sup>137</sup> Cs (Bq/kg) i kumelk fra en besetning i Øystre Slidre i ukene 27 - 35 i årene 1988 - 1998.....	34
Figur 3.15: Konsentrasjon av <sup>137</sup> Cs (Bq/kg) i kumelk fra en besetning i Vega i ukene 24 - 35 i årene 1991 - 1998. ....	34
Figur 3.16: Konsentrasjon av <sup>137</sup> Cs (Bq/kg) i geitemelk fra Vinsteren i Øystre Slidre. ....	35
Figur 3.17: Landsgjennomsnitt for konsentrasjonen av <sup>137</sup> Cs (Bq/kg) i geitemelk, H-melk og silo-melk målt i meieriene. ....	36
Figur 3.18: Radioaktivt cesium i ørret og røye fra Høysjøen 1986-1998 .....	38
Figur 3.19: Overvåkning av sopp. ....	38
Figur 3.20: Innholdet av <sup>137</sup> Cs i fem soppslag på fire prøvesteder i perioden 1990-1997.....	40
Figur 3.21: Gjennomsnitt av målingene på geitost, småfekjøtt, storfekjøtt, reinsdyrkjøtt, viltkjøtt og honning kjøpt i norske butikker i årene 1987-1998 .....	41
Figur 3.22: Prosentandel av Matkurvmålingene som lå over tiltaksgrensen for reinsdyr. ....	42
Figur 3.23: Prosentandel av Matkurvmålingene som lå over tiltaksgrensen for småfe.....	42

Figur 4.1: Områder i Norge der deler av befolkning ble undersøkt for innhold av radioaktiv cesium i 1996.....	44
Figur 4.2: Gjennomsnittlige helkroppsverdier av $^{137}\text{Cs}$ i ulike befolkningsgrupper 1996. ....	44
Figur 4.3: Gjennomsnittlig helkroppsaktivitet av $^{137}\text{Cs}$ i reindrifstøvere i Midt- og Sør-Norge i perioden 1987-1996.....	46
Figur 4.4: Gjennomsnittlig helkroppsaktivitet av $^{137}\text{Cs}$ i reindrifstøvere i Kautokeino i perioden 1965-1996.....	47
Figur 4.5: Gjennomsnittlig helkroppsaktivitet av $^{137}\text{Cs}$ i befolkningsgruppene fra Sel og Øvre Valdres.....	49



# 1. INNLEDNING

## 1.1 OVERVÅKNING

Radioaktiv forurensning av miljøet vårt kan føre til helsemessige konsekvenser. Statens strålevern gjennomfører derfor årlig overvåkning av natur, matvarer og stråledoser til befolkningen for å kartlegge konsentrasjonene av radioaktivitet og følge utviklingen over tid. Overvåkningsmålingene er et samarbeid mellom Statens næringsmiddeltilsyn og de kommunale næringsmiddeltilsynene, Fylkesveterinærer, Norges Landbrukshøyskole, forskningsinstitutter og Statens strålevern. Listen nedenfor angir hvem som har bidratt til denne rapporten.

- **Luft** (Statens strålevern)
- **Jord og vegetasjon** (Norges Landbrukshøyskole, Statens strålevern, Landbrukskontorer, LORAKON/Næringsmiddeltilsynet)
- **Dyr** (LORAKON/ Næringsmiddeltilsynet, Fylkesveterinærer)
- **Kjøtt i slakteriene** (LORAKON/ Næringsmiddeltilsynet, Lokale Kjøttkontroller)
- **Melk fra ku og geit i besetninger** (LORAKON/ Næringsmiddeltilsynet)
- **Melk og melkeprodukter i meieriene** (Norsk Matanalyse)
- **Sopp** (LORAKON/ Næringsmiddeltilsynet, Nyttevekstforeningen)
- **Ferskvannsfisk** (Norsk institutt for naturforskning, Direktoratet for naturforvaltning)
- **Villrein** (Norsk institutt for naturforskning, Direktoratet for naturforvaltning)
- **Tamrein** (Norges Landbrukshøyskole, Reindriftskontorene)
- **Matvarer i dagligvarehandel** (LORAKON/ Næringsmiddeltilsynet)
- **Mennesker; helkroppsmålinger og stråledoser** (Statens strålevern)

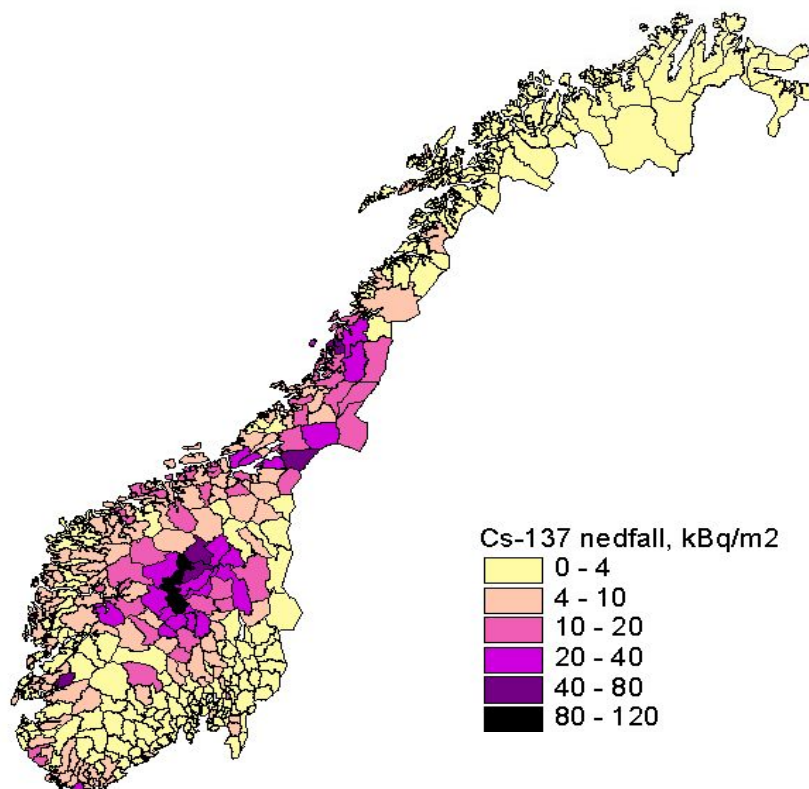
## 1.2 KILDER TIL RADIOAKTIV FORURENSNING

### 1.2.1 Prøvesprengninger

I 1950- og 1960-årene ble det foretatt en rekke atomprøvesprengninger i atmosfæren, de fleste på den nordlige halvkule. Globalt sett er disse sprengningene den største kilden til radioaktiv forurensning av miljøet. Radioaktive stoffer fra disse prøvesprengningene ble transportert i atmosfæren over store områder, og det radioaktive nedfallet kom vesentlig med nedbør. Det førte til at steder med mye og hyppig nedbør, ble mer forurenset enn steder med mindre eller sjeldnere nedbør. I Norge var det særlig nedbørsrike områder langs kysten som fikk det største nedfallet fra prøvesprengningene. De viktigste stoffene fra prøvesprengningene som ga stråledoser til mennesker var radioaktive isotoper av jod ( $^{131}\text{I}$ ), strontium ( $^{90}\text{Sr}$ ) og cesium ( $^{137}\text{Cs}$ ). For  $^{137}\text{Cs}$  var nedfallet 2-14 kBq/m<sup>2</sup> over Norge.

### 1.2.2 Tsjernobylulykken

Den 26. april 1986 eksploderte én av de fire reaktorene ved kjernekraftverket i Tsjernobyl i Ukraina, ved grensen til Hviterussland. Det radioaktive utslippet som fulgte eksplosjonen foregikk frem til 6.mai. Vind førte deler av utslippet til Vest-Europa, og områder som fikk nedbør i dagene etter ulykken, mottok de største mengdene radioaktivt nedfall. Norge var blant de land som ble mest forurenset fra Tsjernobyl-nedfallet. Gudbrandsdalen, Valdres, indre deler av Trøndelagsfylkene og sydlige deler av Nordland var de områdene som ble hardest rammet. Figur 1.1 viser det geografiske nedfallsmønsteret etter Tsjernobylulykken. Målingene er basert på fire jordprøver fra hver kommune (Backe et al. 1986). Nedfallet besto av en rekke forskjellige radioaktive stoffer, blant annet jod, strontium og to cesiumisotoper ( $^{134}\text{Cs}$  og  $^{137}\text{Cs}$ ). Av disse er det stoffene med lengst halveringstid, spesielt  $^{137}\text{Cs}$ , som bidrar mest til stråledoser til befolkningen i dag.



**Figur 1.1:** Nedfall av  $^{137}\text{Cs}$  i Norge etter kjernekraftulykken i Tsjernobyl (1986 verdier).

### 1.2.3 Andre kilder

Utslipp fra norske kilder til det terrestre miljø stammer fra sykehus og forskningsvirksomhet.

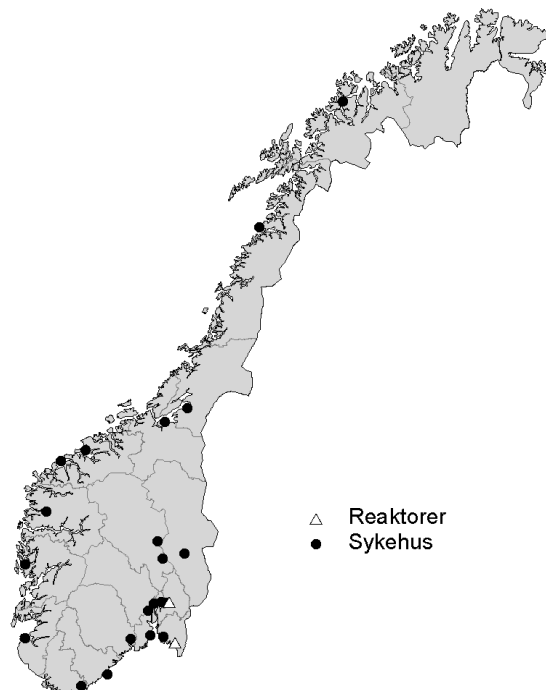
Figur 1.2 viser en oversikt over norske sykehus som benytter radioaktive stoffer i diagnostikk og terapi. En del radioaktivt avfall vil tilføres kloakksystemet. De vanligste nuklidene er  $^{99\text{m}}\text{Tc}$  og  $^{131}\text{I}$ . Disse har kort halveringstid (hhv. 6 t og 8,1 dager) og utgjør trolig ingen stor forurensningskilde.

Universiteter, forskningsinstitusjoner og høyskoler benytter mindre mengder åpne radioaktive kilder i sin laboratorievirksomhet.

Institutt for Energiteknikk (IFE) driver to forsøksreaktorer, en på Kjeller og en i Halden (Figur 1.2). Reaktorene har en energiproduksjon på henholdsvis ca. 0,1 og ca. 1% av et typisk

kjernekraftverk. Utslipp herfra er bl.a.  $^{131}\text{I}$ ,  $^{51}\text{Cr}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  og  $^3\text{H}$ , samt radioaktive nuklider av edelgasser. Uhells- og konsekvensanalyser som er utført for disse reaktorene viser at alvorlige uhell kan føre til lokale utslipp av radioaktivitet til luft, men utslippene vil ikke påføre folk i omgivelsene akutte stråleskader (NOU, 2000).

Det kan eventuelt oppstå forurensning lokalt fra disse kildene slik som f.eks. utslipp av plutonium til Nitelva på 50- og 60-tallet som fortsatt overvåkes i dag. Samlet sett bidrar alle disse kildene lite til stråledosen til befolkningen generelt sammenlignet med prøvesprengningene og Tsjernobylulykken. Resultatene i denne rapporten vil derfor i hovedsak dreie seg om  $^{137}\text{Cs}$  fra disse.



**Figur 1.2:** Reaktorer og nukleærmedisinske sykehus i Norge.

### 1.3 HALVERINGSTIDER

Mennesker og dyr får i seg radioaktive stoffer gjennom luft, mat og drikke. I kroppen vil stoffene bestråle utsatte organer inntil stoffene har desintegrert til et stabilt produkt eller blitt skilt ut gjennom biologiske prosesser. Tiden det tar for halvparten av et radioaktivt stoff å desintegre,  $t_{1/2}(\text{rad})$ , er karakteristisk for stoffet og påvirkes ikke av ytre forhold. Tiden det

tar å skille ut halvparten av stoffet biologisk,  $t_{1/2}(\text{biol})$ , varierer med stoff, organisme, utsatt organ, kjønn og alder (Tabell 1.1).

**Tabell 1.1:** Fysiske og biologiske halveringstider (Harbitz og Skuterud, 1999, *Radioaktiv forurensning*)

Nuklide	Fysisk halveringstid		Biologisk halveringstid	Utsatt organ
	$t_{1/2}(\text{rad})$		$t_{1/2}(\text{biol})$	
$^{134}\text{Cs}$	<b>2.1 år</b>		<b>60 - 120 dager</b>	<b>Helkropp</b>
$^{137}\text{Cs}$	<b>30.2 år</b>		<b>60 - 120 dager</b>	<b>Helkropp</b>
$^{131}\text{I}$	<b>8.04 dager</b>		<b>11 - 80 dager</b>	<b>Skjoldbruskkjertel</b>
$^{90}\text{Sr}$	<b>28.5 år</b>		<b>50 dager - 30 år</b>	<b>Benvev</b>

På grunn av den relativt korte fysiske halveringstiden til  $^{134}\text{Cs}$  sammenlignet med  $^{137}\text{Cs}$  måler vi i dag bare  $^{137}\text{Cs}$ . Alle resultatene i denne rapporten er for  $^{137}\text{Cs}$ .

## 1.4 DOSEGRENSER

Innen strålevern skilles det mellom stråling fra planlagte virksomheter, stråling i forbindelse med ulykker, og naturlig forekommende radioaktive stoffer. En virksomhet som medfører bestråling av mennesker må være berettiget for at den skal bli tillatt, dvs. at det skal være en klar netto gevinst ved å bruke strålingen. Videre benyttes ALARA-prinsippet («As Low As Reasonable Achievable») som sier at dosene skal holdes så lave som rimelig mulig, sosiale og økonomiske faktorer tatt i betraktning.

Da vi antar at all bestråling har en effekt, tar man utgangspunkt i at stråledosen skal være så lav som mulig for å redusere risikoen for langtidsskade hos mennesker. Den internasjonale strålevernkommissjon (ICRP) anbefaler at maksimal tilleggsdose for befolkningen fra radioaktiv forurensning skal holdes under 1 mSv per år beregnet ut fra den mest sårbare gruppen (ICRP 42). Dette er samme grense som norske myndigheter satte som høyeste akseptable, årlige dose til den norske befolkning fra Tsjernobyl-nedfallet.

## 1.5 TILTAKSGRENSER

Tiltaksgrensene som det refereres til i denne rapporten (Tabell 1.2) ble innført av myndighetene etter Tsjernobylulykken i 1986. De norske tiltaksgrensene samsvarer med EUs grenser, bortsett fra for reinsdyrkjøtt, vilt og vill ferskvannsfisk. Tiltaksgrensene er basert på at befolkningen i en situasjon med betydelig forurensning av de fleste og viktigste næringsmidlene ikke skal få for høye stråledoser. Myndighetene kan derfor tillate høyere konsentrasjon av radioaktivitet i matvarer som generelt konsumeres i mindre mengder. Hvis innholdet av radioaktivt cesium i matvarer overstiger disse grensene, blir det iverksatt tiltak for å redusere cesiuminnholdet (SNT, 1988). Når et tiltak vurderes, sammenlikner man kostnadene av tiltaket med sparte kostnader for helsevesenet og arbeidslivet. I tillegg tas mulige psykologiske og sosiale effekter ved gjennomføring av tiltaket med i betraktningen. Et tiltak mot radioaktiv forurensning bør gjennomføres dersom det gjør mer nytte enn skade for individer og samfunn.

SNT anbefaler tiltaksgrenser og kostholdsråd for befolkningen. Det er anbefalt en maksimal grense for samlet inntak av radioaktivt cesium gjennom næringsmidler på 80 000 Bq per person, men gravide, ammende og barn under 2 år bør begrense inntaket til 40 000 Bq i året (SNT, 1988). De delene av befolkningen som konsumerer mye matvarer med høye konsentrasjoner av radioaktive stoffer, følges spesielt opp og anbefales spesielle kostholdsråd (Helsedirektoratet, 1987, SNT, 1990).

**Tabell 1.2:** Tiltaksgrenser for radioaktivt cesium ( $^{134}\text{Cs}$  og  $^{137}\text{Cs}$ ) i matvarer i Norge etter Tsjernobylulykken.

Næringsmiddel	Tiltaksgrense, Bq/kg
Melk og spedbarnsmat	370
Andre basisnæringsmidler	600
Vilt, rein og vill ferskvannsfisk	3000 (6000 fram til 1994)

## 1.6 OVERFØRING I NÆRINGSKJEDEN

Radioaktivt nedfall kan komme i form av tørravsetninger, aerosoler og nedbør (snø og regn). Radioaktive stoffer kan foreligge på ulike former (partikler, kolloider og ioner). Overføring til mennesker via næringskjeden vil være avhengig av hvilke stoffer som er i nedfallet, hvilke former stoffene foreligger på og prosessene som påvirker disse etter avsetning.

Stoffer som er avsatt på snøoverflater vil transporteres til markoverflaten med nedbør og ved avsmelting. Stoffer som er avsatt på vegetasjon og de øvre jordlagene kan transporteres med nedbør ned i jordprofilen, vaskes ut med avrenning til vassdrag, forflyttes med vinden eller overføres til vegetasjon ved rotopptak.

Stoffer som transporteres oppløst i vann, vil vekselvirke med geologiske og biologiske systemer. Ved binding til uorganisk eller organisk materiale, kan stoffer fjernes fra vannmassene. Senere kan de bundne stoffene remobiliseres ved forvitring eller mikrobiell aktivitet.

Biologisk opptak avhenger av at stoffene er på en form som kan tas opp i organismer. Former med lav molekylvekt antas å være mer mobile og biotilgjengelige enn de med høy vekt, for eksempel partikler. Ladningen på molekylet vil dessuten påvirke hvor lett molekylet reagerer med andre forbindelser. De radioaktive stoffene kan også endre form over tid. Vanligvis er bare en del av de radioaktive stoffene tilgjengelige for opptak i planter, dyr og mennesker. Ved estimering av doser til befolkningen må det derfor korrigeres for at ikke all målt radioaktivitet er tilgjengelig for opptak i næringskjeden.

Vegetasjon kan ta opp stoffer direkte gjennom luft eller indirekte via rotsystemer. Graden av opptak avhenger av flere faktorer som klima, jordsmonn, nedbørsmengde og utviklingsstadium. I tillegg er det store variasjoner artene i mellom. Radioaktive stoffer vil derfor taes opp i varierende mengde i vegetasjonen.

Overføring av stoffer til fugl, fisk og pattedyr skjer i hovedsak via næringsopptak. Store forskjeller i diett samt inhomogen fordeling av nedfallet kan føre til store variasjoner mellom ulike grener og trinn i næringskjeden mhp. opptak.

Grunnet de mange parametere som innvirker på opptak og omsetning, vil noen næringskjeder være mer utsatt enn andre for overføring av radioaktivt cesium. I Norge gjelder dette spesielt næringskjedene lav-reinsdyr-menneske og utmarksbeite-husdyr-menneske. Naturprodukter

som bær, sopp, vilt og vill ferskvannsfisk er andre næringsmidler som er spesielt utsatt på lang sikt. Overvåkningsmålingene har derfor vært konsentrert rundt matvarer som kan gi høyere doser til befolkningen grunnet høyt konsum og/eller høyt innhold av radioaktivt cesium. I fremtiden vil man i tillegg til mennesker også fokusere på utsatte arter i økosystemet og utarbeide modeller for stråledoser til biota.



## 2. OVERVÅKNINGSMETODER

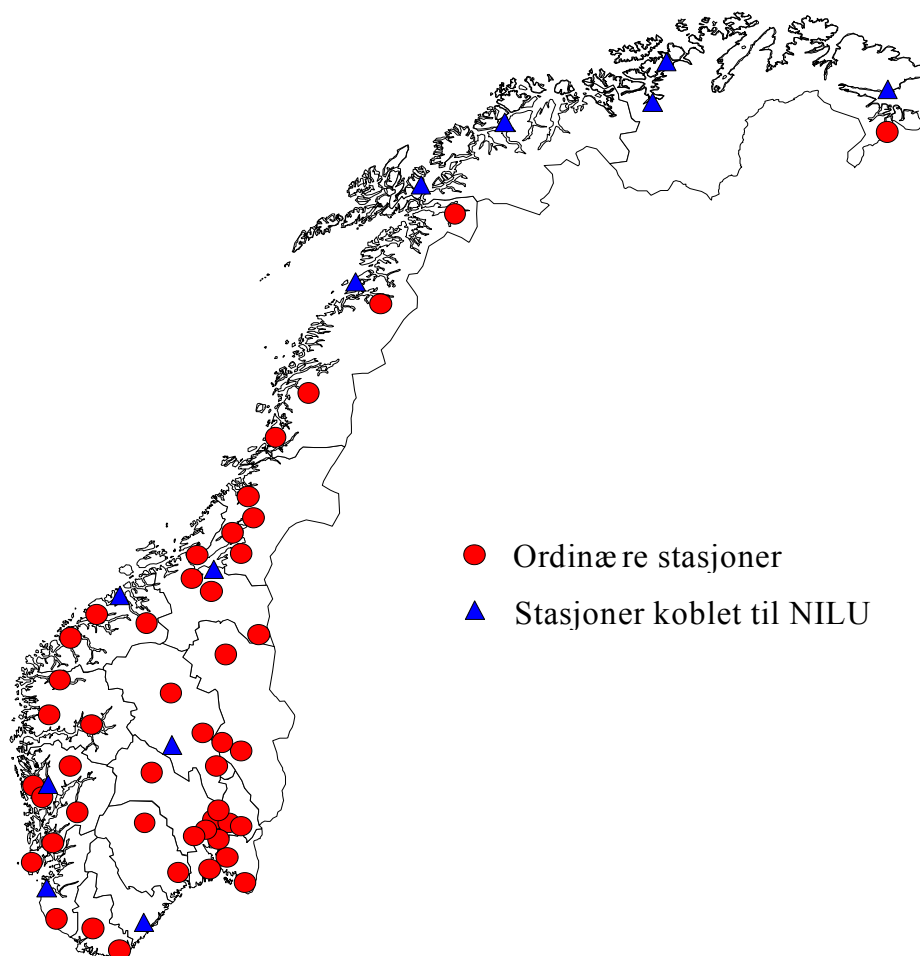
### 2.1 LORAKON

#### 2.1.1 Generelt

LORAKON (LOkal RAdioaktivitets KONtroll) er et landsdekkende overvåkningsnettverk, som ble grunnlagt så tidlig som i 1962. I årene rett før 1986 ble imidlertid utstyret ikke benyttet. Etter Tsjernobylulykken i 1986 ble systemet tilført nytt og bedre måleutstyr. Det består i dag av 59 målestasjoner (Figur 2.1). De fleste av målestasjonene er utplassert ved lokale næringsmiddeltilsyn. LORAKON drives og administreres gjennom et samarbeid mellom Landbruksdepartementet, Statens Næringsmiddeltilsyn og Statens strålevern. Strålevernet har faglig og teknisk ansvar for systemet. Dette medfører bl.a. opplæring av personell og kvalitetssikring av målingene.

**Målsetting for LORAKON:**  
(ifølge LORAKON-planen, SNT)

- Kontrollere at konsentrasjoner av radioaktivitet i næringsmidler er i samsvar med gjeldende tiltaksgrenser.
- Gjennomføre overvåkning av radioaktiv forurensning i næringsmidler og miljø, samt følge konsentrasjoner og utvikling over flere år. Dette er med på å danne grunnlag for å beregne konsekvenser for mennesker og miljø fra radioaktiv forurensning.
- Være et viktig redskap lokalt og sentralt ved et eventuelt fremtidig radioaktivt nedfall i Norge.



**Figur 2.1:** Kart over plasseringen av LORAKON-stasjonene. (Stasjoner koblet til NILU er nærmere utdypet i kapittel 2.3.1, s.13.)

### 2.1.2 Utstyr og målinger

LORAKON-måleutstyret består av en natriumjodid-detektor med mangekanalsanalysator av typen Canberra Serie 10 eller 10+. Utstyret har mange bruksområder og benyttes både på laboratoriet og ute i felt. I hovedsak brukes utstyret til måling av radioaktivt cesium i næringsmidler for å kontrollere at nivået ligger under tiltaksgrensene og at eventuelle tiltak som er satt i verk fungerer tilfredsstillende. Disse målingene gjøres på laboratoriet hvor prøvene på forhånd er preparert i henhold til gitte retningslinjer. Selve detektoren er plassert i et blytårn som reduserer bakgrunnsstrålingen og dermed forbedrer målenøyaktigheten. Stasjonene kan også gjennomføre målinger av radioaktivt jod ( $^{131}\text{I}$ ) i næringsmidler som melk og kjøtt dersom det skulle oppstå en situasjon som medfører slikt radioaktivt nedfall over Norge.



**Figur 2.2:** Preparering av prøver og måling med LORAKON-utstyret.

I forbindelse med slaktesesongen blir det hvert år gjort mange målinger på levende dyr i beiteområder som ble berørt etter Tsjernobylulykken. Disse målingene blir i dag gjennomført på både sau og rein, men ble også gjort på storfe og geit de første årene etter Tsjernobylulykken. Målingene utføres for å skille ut hvilke dyr og besetninger som kan slaktes direkte og hvilke som må gå på tiltak for å redusere radioaktiviteten før slakting. Målingene på dyr vil avgjøre hvilke tiltak som skal gjennomføres. Det mest vanlige er såkalt «nedfôring» hvor dyrene blir gitt fôr som kun inneholder neglisjerbare mengder radioaktivt cesium. Resultatet fra målingene avgjør antall uker dyrene må «fôres ned» før de kan slaktes.

I tillegg til næringsmidler blir det gjort laboratoriemålinger av prøver som jord og beitevegetasjon. LORAKON-utstyret kan også brukes til måling av radioaktivt cesium i mennesker.

### 2.1.3 Samarbeidspartnere

LORAKON-systemet er i hovedsak knyttet til kommunale næringsmiddeltilsyn. Dette gjelder 47 av de 59 stasjonene. Følgende institusjoner/etater er pr. 1998 tilknyttet LORAKON:

- De kommunale næringsmiddeltilsyn
- Norsk Matanalyse (tidligere KIM)
- Offentlige kjøttkontroller
- Forsvarets sentrallaboratorium for næringsmidler
- Reindriftskontorer
- Havforskningsinstituttet
- Norges veterinærhøgskole
- Fiskeridirektoratets kontrollverk
- Norsk institutt for luftforskning

#### 2.1.4 Opplæring og kvalitetssikring

Opplæring av personell ved LORAKON-stasjonene foregår gjennom sentrale kurs og veiledning på LORAKON-stasjonene lokalt, eller gjennom telefonisk kontakt. Den måletekniske kvalitetskontrollen av laboratoriemålingene foregår ved at stasjonene er utstyrt med kontrollkilder ("standardbokser") som gjør dem i stand til å kontrollere sine egne målinger til enhver tid.

Strålevernet sender årlig ut sammenliknende laboratorieprøver til alle LORAKON-stasjonene. Prøvene består av bokser tilsatt lik mengde radioaktivt cesium. Et avvik på maksimum 10% sammenliknet med Strålevernets måleverdi blir godkjent. Stasjoner som har avvik større enn 10% blir pålagt kalibrering og en ny test. Kvalitetskontrollen av målingene som utføres på levende dyr skal skje ved at stasjonene senere tar kjøttprøver fra de samme dyrene. Slik får en kontrollert målingene og gjort nødvendige korrigeringer av utstyret. Som en kontroll på målingene av levende dyr benyttes «fantomer» som er kontrollkilder med kjent aktivitet av radioaktivt cesium. Det er utviklet egne fantomer for rein og sau. Ved å måle disse før en måler på dyrene får en kontrollert at instrumentet fungerer og at riktige parametere er lagt inn i instrumentet.

## 2.2 SPESIELT UTVALGTE PRØVESTEDER

Etter Tsjernobylulykken ble det valgt ut flere kommuner der man ønsket å gjennomføre prosjekter i overvåkningsøyemed. Alle var kommuner som hadde fått middels til høyt nedfall etter ulykken. Figur 2.3 viser hvor disse er lokalisert.

I Vang, Øystre og Vestre Slidre, Luster, Lierne og Alstahaug har man tatt prøver av jord og vegetasjon (utmarksbeite). Slik kan man se på overføringen av radioaktivt cesium fra jord til vegetasjon.

Besetninger med småfe har blitt overvåket i Luster, Vestre Slidre og Alstahaug. Kumelk blir overvåket i Vega, Vang og Øystre Slidre, mens det i Ål i Hallingdal, Luster og Øystre Slidre har blitt tatt prøver av geitemelk. Målingene viser både årlige og sesongmessige variasjoner i konsentrasjonen av radioaktivt cesium i kjøtt og melk.



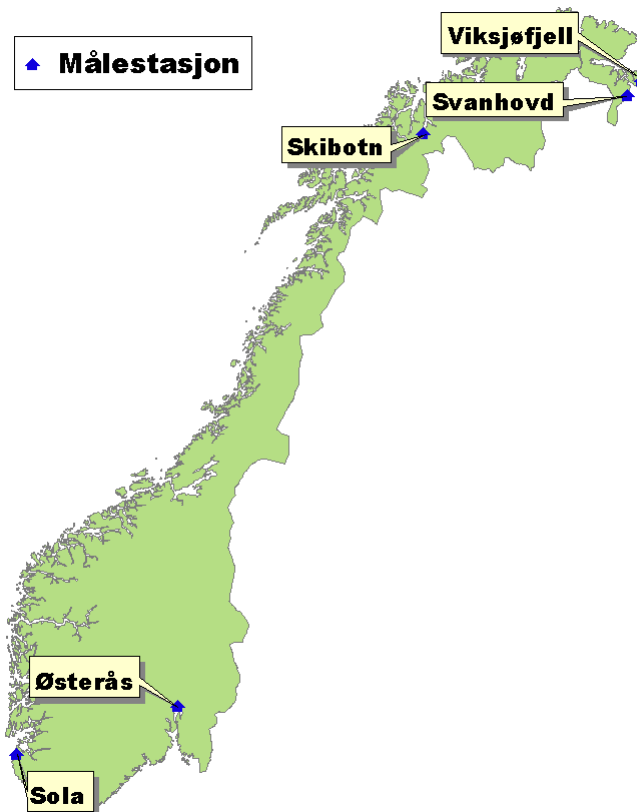
**Figur 2.3:** Kommuner hvor det skjer overvåkning i forskningsøyemed.

## 2.3 MATERIALER OG MÅLEMETODER

### 2.3.1 Luft

For å registrere endringer i radioaktiviteten i luften, og den geografiske spredningen av eventuelle endringer, har Statens strålevern luftfilterstasjoner på ulike steder i landet (Figur 2.4). Fire av luftfilterstasjonene har vært i drift i mange år, mens en femte stasjon nå skal etableres i Rogaland. Disse filtrerer luften kontinuerlig. Luftfiltrene byttes ukentlig, presses sammen og måles umiddelbart etter bytting med en Ge-detektor i Strålevernets laboratorier. Ettersom filtrene filtrerer store mengder luft over tid, kan selv små mengder radioaktivitet registreres. Hvis målingene eventuelt viser verdier som avviker fra normale bakgrunnsnivåer kan dette indikere at det har skjedd utslipp som kan påvirke norske områder.

Som ledd i landets varslingsystem er tolv av LORAKON-stasjonene (Figur 2.1, s.10) koblet til NILUs målenettverk for radioaktivt nedfall. Når LORAKON utstyret ikke blir brukt for å måle næringsmidler, blir detektoren plassert i vindusposten slik at den registrerer gammastråling fra omgivelsene utenfor. I tillegg har NILU egne målestasjoner som enten er ionisasjonskammere eller NaI-detektorer. Måleresultatene blir hver time automatisk sendt via telelinjen til NILUs hovedkontor utenfor Oslo. NILU utgir årlige rapporter med resultater fra sine målestasjoner.



**Figur 2.4:** Strålevernets fem målestasjoner for kontinuerlige luftmålinger.

### 2.3.2 Jord og vegetasjon

Overvåkning av radioaktivitet i jord og vegetasjon har bl.a. som formål å gi kunnskap om overføringen fra jord til vegetasjon. Samtidig gir overvåkingen grunnlag for å kunne beregne varigheten av radioaktive stoffer i de norske økosystemene.

Prøvetakingen av jord og gress er foretatt på de samme stedene fra år til år. Innenfor et område på 1 kvadratmeter, tas det ut fire jordprøver med tilhørende vegetasjonsprøver. Jordprøvene har en dybde på 4 cm og en diameter på 10 cm. Jord- og gressprøvene blir tørket til konstant vekt, og målt med HPGe detektor. Prøvene er også undersøkt m.h.t. de fysisk-kjemiske formene av cesium, og hvordan de endres over tid.

For overføringer av nuklider fra jord til vegetasjon, benyttes en overføringskoeffisienten TC definert ved :

$$TC = \frac{\text{Bq } ^{137}\text{Cs} / \text{kg (vegetasjon)}}{\text{Bq } ^{137}\text{Cs} / \text{m}^2 \text{ (jord)}} \quad (\text{tørr vekt})$$

Koeffisienten beskriver hvor mye av  $^{137}\text{Cs}$  i  $1 \text{ m}^2$  jord som overføres til 1 kg vegetasjon.

### 2.3.2 Kjøtt og levende dyr

#### *Småfe*

Arbeidet med målinger av levende småfe og kontroll av slakt foregår i et nært samarbeid mellom Statens dyrehelsetilsyn, fylkesveterinærene og LORAKON-stasjonene etter fastsatt opplegg fra Landbruksdepartementet og SNT. Ut fra målingene deles beiteområder inn i frisoner og tiltaksjoner der sistnevnte betyr pålagt nedfôring av dyra før slakting. Måling av levende småfe på beite skjer ved at man plasserer LORAKON-detektoren loddrett på bakenden på dyret i 1 minutt (Figur 2.5).



**Figur 2.5:** Måling av sau på beite.

#### *Tamrein*

I enkelte områder foregår det radioaktivetsmåling og nedfôring av tamrein før omsetning av kjøtt. Reindriftskontorene står for organisering og gjennomføring av målingene og eventuelle pålegg om nedfôring. Den endelige kontrollen før omsetning gjennomføres imidlertid av lokale næringsmiddeltilsyn og reindriftskontorene i forbindelse med slaktingen. I soner der dyra har verdier opp mot tiltaksgrensen på 3000 Bq/kg, blir hvert enkelt dyr målt ved slakting. Målingene utføres med LORAKON-utstyr.

## ***Villrein***

I regi av NINA taes hvert år prøver av 10 rein felt under høstjakten i Nord-Rondane, for det meste voksne simler. Det taes prøver av muskelvev, vominnhold og feces. Måling av  $^{137}\text{Cs}$  foretas på NINAs laboratorium med en 3"×3" NaI brønnkrystall. NINA utgir egne fagrapporter om radioaktivitet i villrein.

### **2.3.3 Melk**

#### ***Måling av $^{137}\text{Cs}$***

Måling av melk fra besetninger som beiter ute gjøres på laboratoriet ved lokale næringsmiddeltilsyn med LORAKON-utstyr. Besetningene følges gjennom beitesesongen og det gjøres målinger av de samme besetningene fra år til år.

Målinger av radioaktiviteten i kumelk, geitemelk og andre meieriprodukter blir årlig gjennomført ved utvalgte meierier i regi av Norsk Matanalyse<sup>1</sup>. De måles med et LORAKON-instrument. Prøvene tas hovedsakelig i august og september da dette erfaringsmessig er den perioden da innholdet av  $^{137}\text{Cs}$  er høyest.

I tillegg blir det gjennomført to landsomfattende innkallinger og måling av H-melk/meierimelk fra hvert eneste meieri i Norge. Prøvene sendes til Norsk matanalyse. Antall årlige målinger er blitt redusert år for år på grunn av lave cesiumkonsentrasjoner i melken. I 1995 ble det utført 575 målinger mot 376 i 1996 og 325 i 1997.

#### ***Måling av $^{90}\text{Sr}$***

Ved Strålevernets laboratorium analyseres ku- og geitemelk fra hhv. 10 og 2 meierier i Norge for innholdet av  $^{90}\text{Sr}$ . Prøvene frysetørres og foraskes før  $^{90}\text{Sr}$  separeres fra datterproduktet  $^{90}\text{Y}$ .  $^{90}\text{Y}$  måles så med en lavbakgrunns beta teller, GM-25-5, med antikoincidens krets.

---

<sup>1</sup> Tidligere Kontrollinstituttet for Meieriprodukter, KIM



#### 2.3.4 Ferskvannsfisk

Innsjøer fungerer som oppsamlingsområde for radioaktivt materiale fra nedslagsfeltet. Det meste av aktiviteten vil samles i sedimentene. Bunndyr som lever i eller på sedimentene vil bringe radioaktivt cesium inn i næringskjeden. Deretter oppkonsentreres cesium i næringskjeden slik at ferskvannsfisk kan få aktivitetskonsentrasjoner som ligger over tiltaksgrensen på 3000 Bq/kg. Innholdet av radioaktivt cesium i ørret og røye har vært overvåket i Høysjøen i Nord-Trøndelag siden 1986 i regi av NINA. Fiskeprøvene måles hos NINA med en NaI brønncrystall.

#### 2.3.5 Matvarer

I LORAKON-systemet inngår en årlig kontroll av forurensningen i stikkprøver av matvarer i dagligvarehandelen, det såkalte "Matkurv"-programmet. Prosjektet ble satt i gang etter Tsjernobylulykken, med et todelt formål:

- Kontroll av tiltakene som er blitt gjennomført for å redusere forurensningen i norske matvarer.
- Grunnlag for beregning av gjennomsnittlige stråledoser til den norske befolkningen generelt, og til spesielt utsatte grupper i kombinasjon med kostholdsundersøkelser.

Landet er delt inn i 102 områder, hvert med en befolkning på ca 40 000. I hvert område kjøpes det inn en "kurv" med utvalgte næringsmidler fra lokale dagligvarehandler. De første årene bestod "kurven" av geitost, storfe, småfe og rein. Etter 1994 kom også vilt (hovedsakelig elg), honning og saltvannsfisk (stort sett torsk) med i prosjektet. I praksis har antall prøver variert noe, men de siste årene har gjennomsnittet vært på ca. 100 prøver per matvare per år. Innholdet av radioaktivt cesium i disse stikkprøvene måles på LORAKON-stasjonene.

Det er viktig å merke seg at resultatene ikke nødvendigvis sier noe om den lokale forurensningen, da matvarer ofte kan være produsert et annet sted i landet enn der de blir solgt.

### 2.3.6 Dosevurderinger for befolkningen

Vurdering av stråledoser til befolkningen kan gjøres enten gjennom beregning av inntak (basert på forurensning av matvarer og kostholdsinformasjon), eller ved å måle innhold av radioaktivitet i mennesker. Det siste er en relativt enkel metode for å vurdere stråledoser fra radioaktive stoffer som sender ut  $\gamma$ -stråling, slik som cesiumisotopene  $^{134}\text{Cs}$  og  $^{137}\text{Cs}$ .

For doseberegninger benyttes dosekonverteringsfaktorer beregnet av Den internasjonale strålevernskommisjonen (ICRP 67). Individuelle forskjeller som vekst, kjønn, alder og stoffskifte vil imidlertid bidra til store forskjeller personer imellom vedrørende hvor store stråledoser de får ved inntak av et radioaktivt stoff. ICRP har derfor beregnet en ”referansemann” (170 cm høy og 70 kg) og en ”referansekvinne” (160 cm høy og 58 kg) med alder 20-30 år og et normalt stoffskifte (ICRP 23). For en gitt mengde radioaktivt cesium i kroppen, kan man dermed beregne en konverteringsfaktor for den stråledosen kroppen mottar. For en referansemann vil denne dosekonverteringsfaktoren<sup>2</sup> for  $^{137}\text{Cs}$  være 2,5  $\mu\text{Sv}/\text{år}$  per Bq/kg. Dvs. at hvis kroppen inneholder 1 Bq  $^{137}\text{Cs}/\text{kg}$ , vil dosen til denne personen bli 2,5  $\mu\text{Sv}$  på ett år. Generelt er det ønskelig å holde stråledosene til befolkningen så lave som mulig.

Undersøkelser av radioaktivt cesium i mennesker i Norge har blitt gjennomført jevnlig siden 1965 blant reindriftsutøvere i Kautokeino. På grunn av den relativt høye forurensningen av reinkjøttet, og det høye konsumet av reinkjøtt, ble reindriftsutøvere i Nord-Norge antatt å være den mest utsatte folkegruppen i Norge etter nedfallet fra de atmosfæriske prøvesprengningene. Målingene ble startet opp for å overvåke stråledosene til denne gruppen.

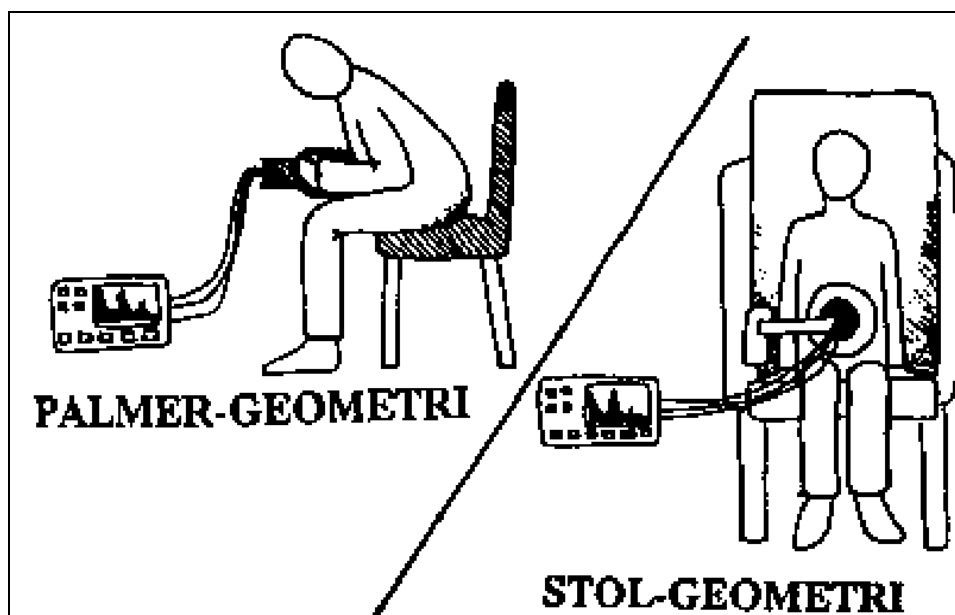
Etter Tsjernobyl-nedfallet i 1986 ble helkroppsmålingene utvidet til å dekke flere befolkningsgrupper i landet. I 1987 ble det, i tillegg til Kautokeino, målt radioaktivt cesium i fire ulike grupper som skulle representere forskjellig grad av eksponering i den norske befolkning etter Tsjernobylulykken:

---

<sup>2</sup> UNSCEAR 1988

- 1) Generell befolkning i områder med lite nedfall ble representert ved et tilfeldig utvalg fra Oslo. Denne gruppen ble bare målt i 1987, da innholdet av radioaktivt cesium i denne gruppen var lavt.
- 2) Generell befolkning i områder med mye nedfall ble representert ved et tilfeldig utvalg fra Sel kommune. Denne gruppen ble målt årlig i perioden 1987-1991, mens et nytt utvalg fra kommunen ble målt i 1996. I tillegg ble et tilfeldig utvalg fra Øystre Slidre, Vestre Slidre og Vang i Valdres målt i 1996.
- 3) Spesielt utvalgt befolkning i område med mye nedfall var en mindre gruppe i Øystre Slidre som ble målt årlig i perioden 1987-1991. Denne gruppen ble valgt ut p.g.a spesielt kosthold med høyt konsum av naturprodukter.
- 4) Reindriftsutøvere i Nordland, Nord-Trøndelag, Sør-Trøndelag og Hedmark ble undersøkt p.g.a. mye nedfall i enkelte reindriftsområder og høyt konsum av reinkjøtt. Denne gruppen er målt årlig i perioden 1987-1993, deretter i 1996.

Ved de fleste målingene ble det benyttet en 2"x2" eller 3"x3" NaI-detektor med en- eller mangekanalsanalysator i ett av to ulike oppsett: "Palmergeometri" eller "stolgeometri". I begge oppsettene sitter personen som skal undersøkes i en stol. I Palmergeometrien plasseres detektoren i fanget (rettet inn mot mageregionen), og personen bøyer seg godt over detektoren (Figur 2.6). Ingen tilleggsskjerming mot bakgrunnsstråling benyttes.

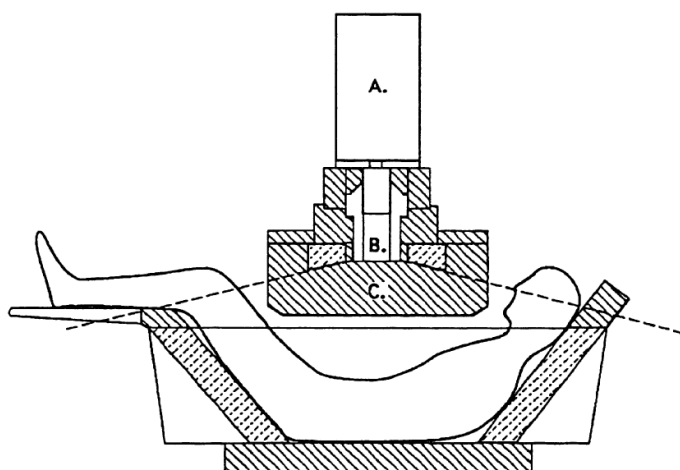


**Figur 2.6:** Helkroppsmåling med Palmergeometri og stolgeometri.

Til stolgeometrien (Figur 2.6) benyttes det en stol med blyplater for å skjerme mot bakgrunnsstråling (og i tillegg er detektoren skjermet med bly). I denne stolen sitter personen rett, med samlede knær og armene ned langs siden.

Måleutstyret som ble brukt ved målingene i 1996 var utlånt fra det svenske Forsvarets forskningsanstalt i Umeå. Det bestod av en detektor plassert i en modifisert stolgeometri der stolen har form som en vogge (Figur 2.7). Måleutstyret er plassert på en egen trailertilhenger (Figur 2.8). Talletiden under helkroppsmålingene var 10-20 minutter.

Selve måleutstyret besto av en HPGe-detektor («high purity germanium») med 50% effektivitet tilkoblet en mangelkanalsanalysator. Beregningene ble utført i et PC-program med innlagte kalibreringsfaktorer, laget ved FOA.



**Figur 2.7:** Skisse av målegeometrien.



**Figur 2.8:** Containeren med måleutstyret til Forsvarets forskningsanstalt.

### 2.3.7 Andre bidragsytere

I tillegg til de målingene som gjennomføres i de etablerte overvåkningsprogrammene, blir det foretatt radioaktivitetsmålinger i ulike sammenhenger for andre formål. Resultater fra slike kontroll- eller forskningsmålinger kan gi nyttige bidrag til overvåkningsdokumentasjonen. Et eksempel er radioaktivitetsmålinger i forbindelse med sporadisk soppkontroll. Målinger av sopp blir gjennomført i samarbeid med Nyttevekstforeningen. I landbrukssektoren har forskningsprosjekter med bruk av cesiumbindere vært utført av Norges Landbrukshøgskole i nært samarbeid med overvåkningsprosjektene. Måleresultater fra enkelte slike miljøprosjekter og samarbeidsprosjekter er også tatt med i denne rapporten.

### 3. RESULTATER

#### 3.1 LUFT

Ved Strålevernets 4 luftfilterstasjoner er det de senere årene ikke målt unormale verdier av radioaktivitet i luft. Man ser spor av jod ( $^{131}\text{I}$ ) og beryllium ( $^7\text{Be}$ ), men ingen målinger som tyder på høye radioaktive utlipp til luft over Norge.

Ingen av NILUs 29 stasjoner hadde i 1997 og 1998 utslag som ikke kan tilskrives naturlige variasjoner i strålingen (spesielt fra radon datterprodukter) eller tekniske uregelmessigheter (Berg, 1997, 1998).

#### 3.2 JORD OG VEGETASJON

##### 3.2.1 Prøvesteder

Fra de fire prøvestedene i Luster, Vestre Slidre, Lierne og Tjøtta i Alstahaug ble det tatt prøver av utmarksbeite (Figur 3.1). Prøvestedene omfattet både fjellbeite og kulturbeite. I Vang og Øystre Slidre er prøvestedene lagt til beiteområdene for besetninger som leverer kumelk til overvåkningsprosjekt for melk. I Vestre Slidre, Luster og på Tjøtta i Alstahaug, er prøvene tatt i beiteområdene til saueflokker som deltok i et vomtablettprosjekt i regi av NLH.



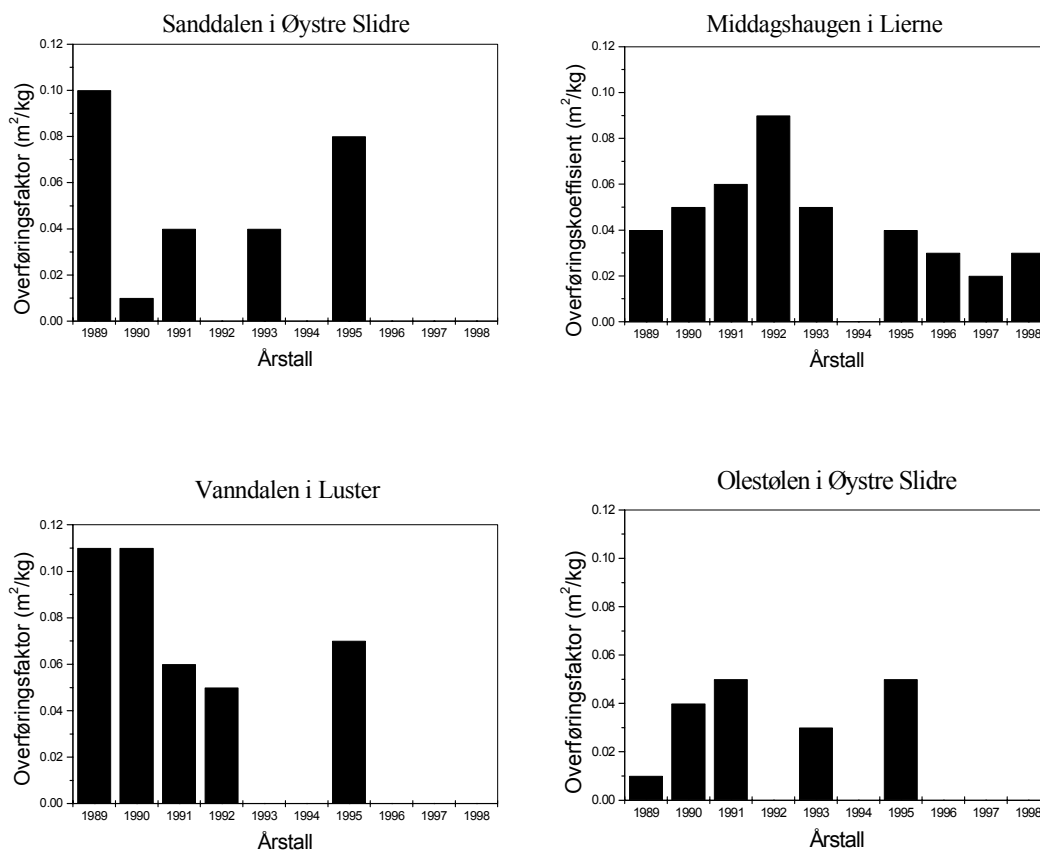
**Figur 3.1:** Overvåkning av jord og vegetasjon.

### 3.2.2 Måleresultater

Figur 3.2 viser gjennomsnittet for overføringskoeffisientene fra jord til gress i juli for fire av målestedene. En nærmere beskrivelse av de enkelte prøvestedene er samlet i vedlegg 2.

Resultatene viser store variasjoner i overføringskoeffisienter, selv ved tilnærmet samme deponisjon. Dette skyldes ulik tilgjengelighet for opptak av  $^{137}\text{Cs}$  fra jord. Tilgjengeligheten avhenger bl.a. av jordtype, surhetsgrad, nedbørmengde og topografi.

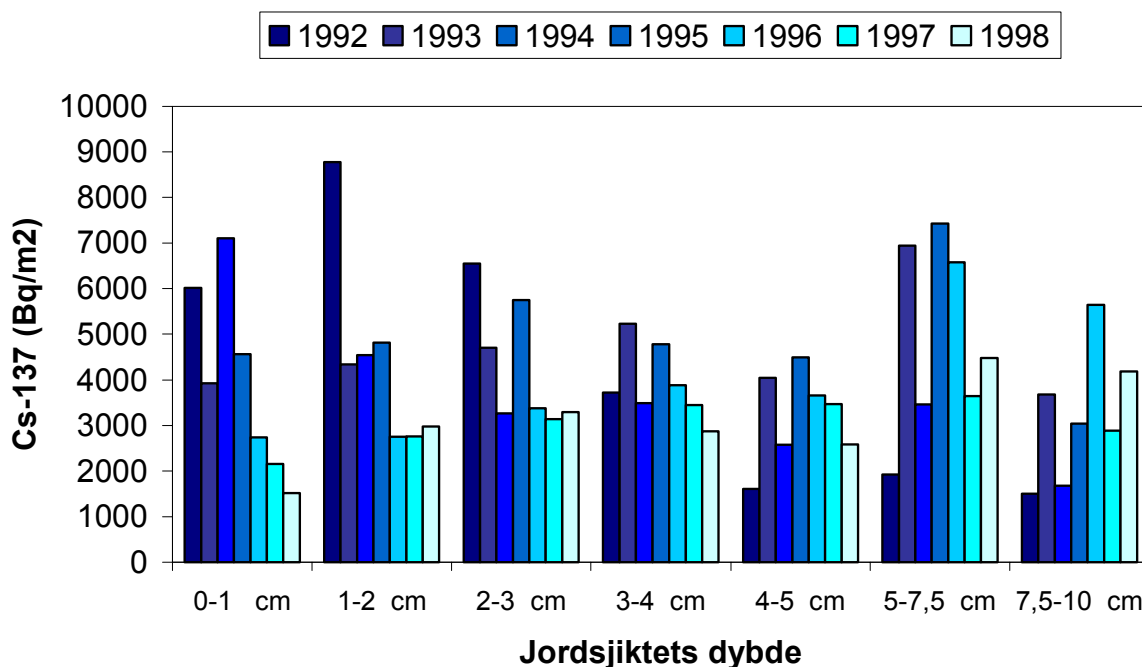
Endringene i overføringskoeffisient fra år til år har vist svært varierende utvikling. Dette er ikke nærmere analysert i overvåkningssammenheng. Det ser ut til at overføringskoeffisientene ikke følger et bestemt stigende eller avtagende mønster over tid.



Figur 3.2: Gjennomsnittlige overføringskoeffisienter jord-gress ulike steder i årene 89 - 98.

### 3.2.3 Jordprofilmålinger

Figur 3.3 viser resultatene av jordprofilmålinger fra Tjøtta i årene 1992 til 1998. Som det framgår av diagrammet synker konsentrasjonen i det øvre jordsjiktet over tid, samtidig som konsentrasjonen i det nedre sjiktet øker. Måleprogrammet har ikke sammenlignbare målinger fra andre steder med for eksempel ulik nedbørsmengde, så det er ikke grunnlag for å betrakte målingene på Tjøtta som representative for andre områder. Diagrammet indikerer imidlertid at nuklidene suksessivt synker nedover i jorda, hvilket vil endre overføringsfaktoren til vegetasjon over tid. Planter med dype røtter vil få høyere tilgang på  $^{137}\text{Cs}$ , mens planter med grunne røtter, eller ingen røtter, vil få mindre tilgang på cesium.



Figur 3.3: Dybdeprofiler på Tjøtta i Alstahaug for årene 1992 - 1998.

## 3.3 SMÅFE OG REIN

### 3.3.1 Overvåkning av småfe gjennom sommersesongen

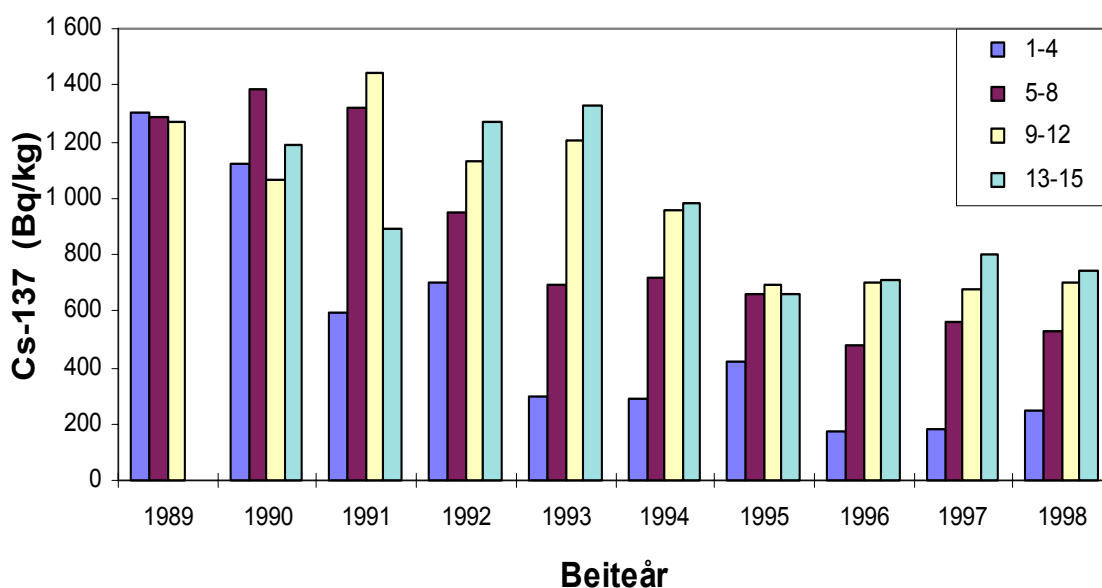
To besetninger av småfe ble til og med 1998 fulgt gjennom sommersesongen på Tjøtta i Alstahaug kommune sør i Nordland og på Baklia i Vestre Slidre kommune, i fjellet mellom Valdres og Hemsedal. Besetningen i Baklia blir målt i 20.juli, 20.august og ved sankingen i



september. Dyrene på Tjøtta måles ukentlig gjennom hele beitesesongen. Resultater fra Tjøtta og Baklia er vist nedenfor i henholdsvis Figur 3.4 og Figur 3.5.

### *Tjøtta i Alstahaug*

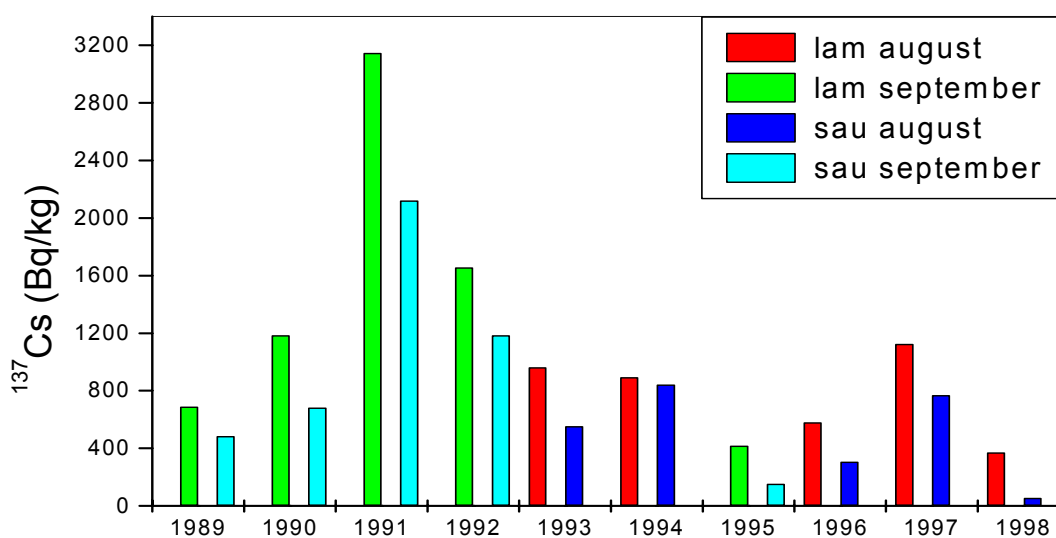
På Tjøtta har 10 - 15 lam og sauer beitet på et inngjerdet område med et areal på ca. 0,4 hektar. Området er tildels vått og myrlendt, og viser høye overføringsfaktorer fra jord til vegetasjon til småfe. Ingen tiltak har vært gjennomført. Etter at dyrene slippes ut på beite stiger cesium-aktiviteten. Figur 3.4 viser hvordan Cs-137 konsentrasjonen i lam øker med antall uker ute på beitet. Variasjonen fra år til år viser at konsentrasjonen i lam ikke synker jevnt med årene. Dette henger antagelig sammen med at klimatiske forhold varierer fra år til år, for eksempel nedbørsmengde og temperatur som innvirker på type beiteplanter og generell tilgjengelighet av cesium i området,.



**Figur 3.4:**  $^{137}\text{Cs}$ -konsentrasjoner i lam på Tjøtta i årene 89 – 98 etter 1-4, 5-8, 9-12 og 13-15 uker på beite.

### ***Baklia i Vestre Slidre***

I Baklia, Vestre Slidre, blir det målt en besetning småfe som har tilgang på saltslikkestein med berlinerblått<sup>3</sup>. Figur 3.5 viser aktivitetskonsentrasjonene i sau og lam siden 1989. Lam har høyere verdier enn sau pga. lavere metabolisme samt overføring av <sup>137</sup>Cs via melk fra moren. Man ser tydelig at aktivitetskonsentrasjonen kan variere mye fra år til år, bl.a. på grunn av tilgjengeligheten av sopp på beite. Både 1991 og 1997 var år med høy soppforekomst i dette området.



**Figur 3.5:** <sup>137</sup>Cs-konsentrasjoner (Bq/kg) i sau og lam fra Baklia ved måling i august eller september i årene 1989 - 1998.

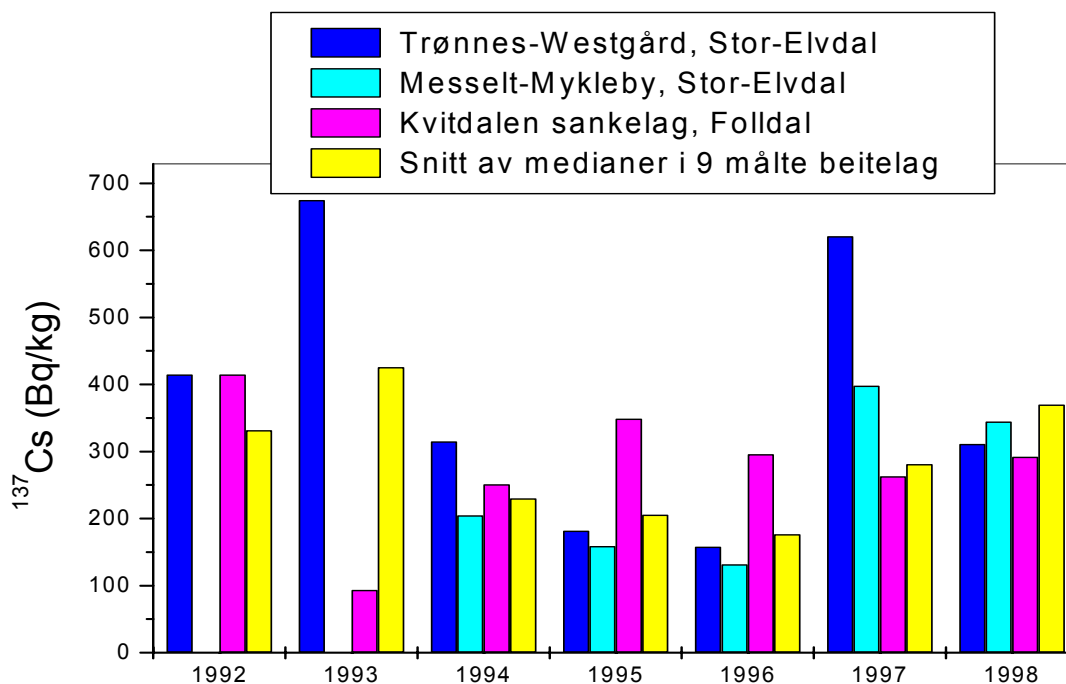
### **3.3.2 Hedmark og Oppland**

Fylkesveterinæren for Hedmark og Oppland gjennomfører hvert år indikatormålinger på sau. Dette er målinger på levende dyr i hvert beitelag tidlig i beitesesongen. Spesielle forhold som fører til høye konsentrasjoner i sau og lam, kan dermed registreres på et tidlig tidspunkt. Et eksempel er høy soppforekomst på beitet. Resultatene rapporteres både til Statens strålevern

---

<sup>3</sup> Berlinerblått (ammoniumhexacyanoferrat) er en cesiumbinder som tilsettes saltslikkestein, fôr og vomtabletter for å hindre opptak av <sup>137</sup>Cs i dyra.

og til Statens Dyrehelsetilsyn, og benyttes for å forutsi hvordan soneinndelingen vil bli for det gjeldende år. Dermed kan bønder i saueneeringen forberede seg til evt. tiltak som må igangsettes før høstens slakteperiode starter. Resultater fra augustmålingene årene 1992 - 1998 er vist i Figur 3.6 for enkelte beitelag. Totalt er det opp mot 20 beitelag som blir fulgt på denne måten hvert år.

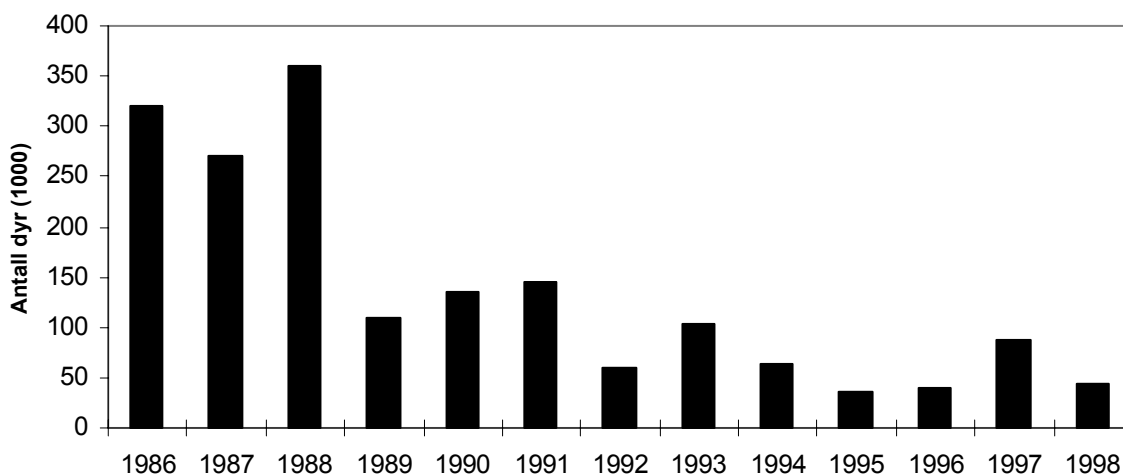


**Figur 3.6:** Målinger på levende sauer fra noen ulike beitelag i Hedmark utført i august årene 1992 - 1998.

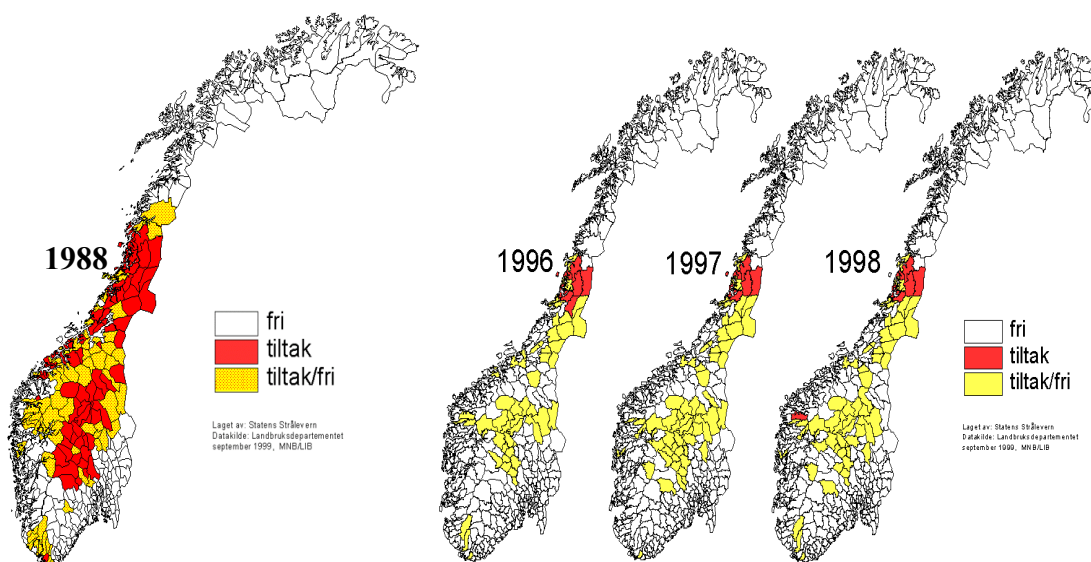
### 3.3.3 Frisoner / tiltakssoner for småfe

1988 var et spesielt år for saueneeringen bl.a. på grunn av mye sopp på beitet. 360.000 småfe måtte nedføres for å redusere radioaktiviteten tilstrekkelig før slakting (Figur 3.7). I 1998 var antallet småfe på nedfôring før slakting redusert til ca. 44.000 dyr, fordelt på 63 kommuner. Det antas at bruk av saltslikkestein med berlinerblått har halvert antall dyr på nedfôring fra og med 1989. Omfanget av nedfôring er m.a.o. betydelig redusert med årene, men det vil fortsatt være behov for årlige observasjonsmålinger i de mest utsatte områdene (tiltaksområdene fra 1988, Figur 3.8) og nedfôring av besetninger i de områdene der målinger viser verdier høyere enn tiltaksgrensen på 600 Bq/kg. Figur 3.8 viser fri- og tiltakssoner i Norge i 1988 og årene

1996-1998. Utviklingen 1996-1998 er sammenliknet med situasjonen i 1988, da tiltak måtte gjennomføres i mange kommuner pga. et særlig godt soppår.



**Figur 3.7:** Antall sauer på nedfôring fra 1986 til 1998.



**Figur 3.8:** Frisoner og tiltakszoner for småfe i årene 1988 og 1996-1998. En tiltak/fri sone vil si at bare noen områder i kommunen er pålagt tiltak.

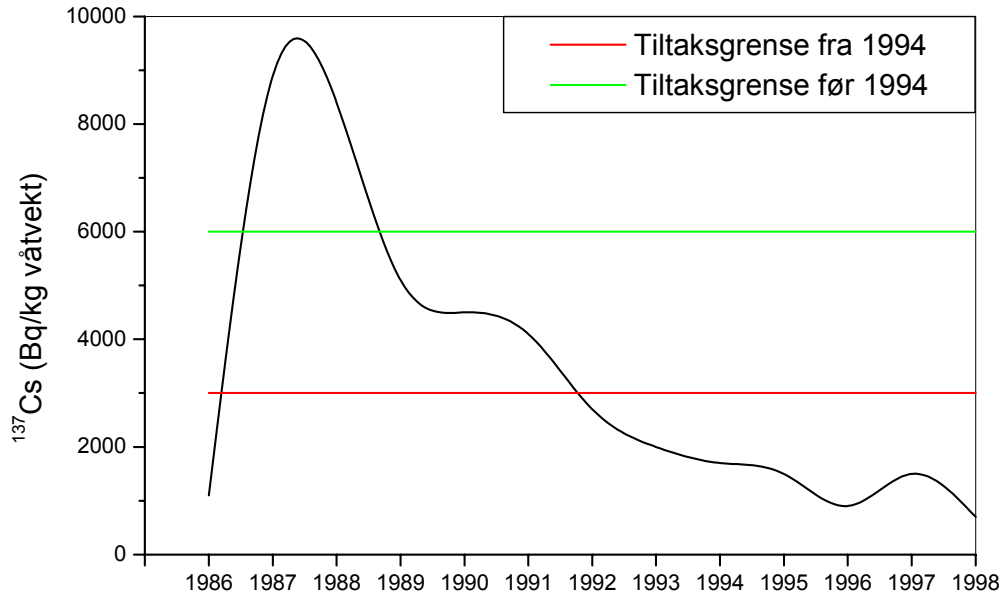
### 3.3.4 Reinsdyr

#### *Villrein*

Figur 3.9 viser radioaktivitetsnivået i lårmuskel hos villrein i perioden 1986-1998. Innholdet av  $^{137}\text{Cs}$  nådde en topp sommeren 1987, og har siden sunket år for år.

Aktivitetskonsentrasjonen lå over tiltaksgrensen på 6000 Bq/kg fra høsten 1986 til senhøstes 1988, og over tiltaksgrensen på 3000 Bq/kg til senhøstes 1991. De høye verdiene for rein sammenliknet med andre dyr, skyldes reinens beitepreferanser. Reinen spiser mye lav, som effektivt tar opp cesium fra lufttransportert forurensning.

Den økologiske halveringstiden for  $^{137}\text{Cs}$  i reinsdyr ligger på 3-4 år, men det ser ut til at denne øker med tiden. Dette skyldes antagelig at cesium akkumulert i øvre jordlag etter hvert blir tilgjengelige for opptak via røtter i høyere planter. Beiting på høyere planter vil bidra til lengre økologisk halveringstid i reinsdyr fordi halveringstiden til radioaktivt cesium er betydelig lengre i disse plantene enn i lavarter.

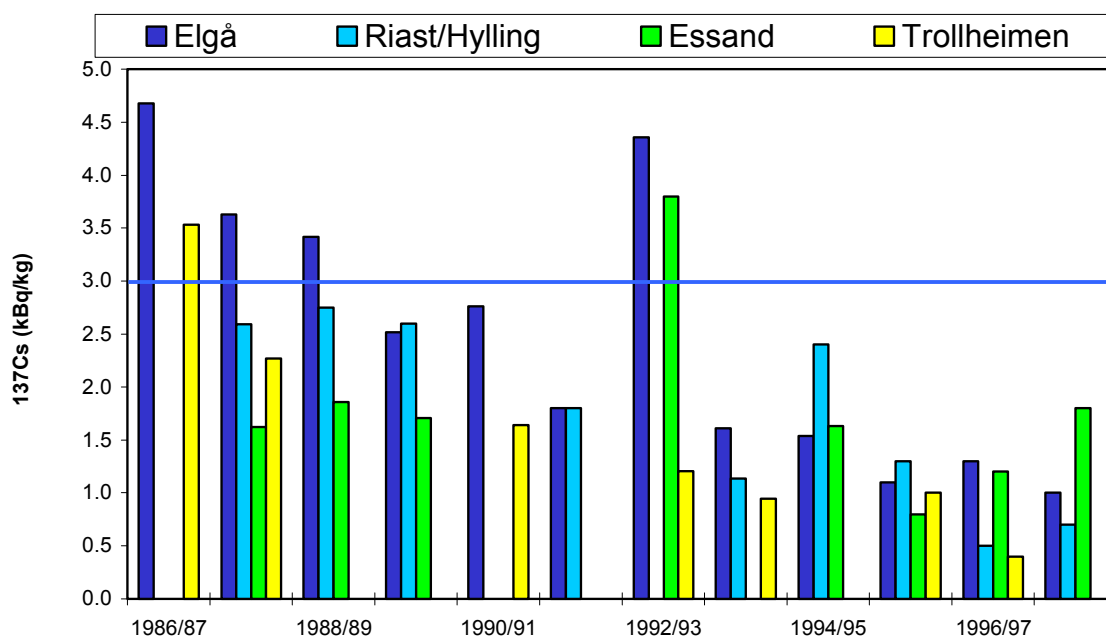


**Figur 3.9:** Radioaktivt cesium i lårmuskel hos villrein i Rondane 1986-1998 (Direktoratet for Naturforvaltning). Den grønne linjen markerer tiltaksgrensen fram til våren 1994 (6000 Bq/kg). Etter 1994 var tiltaksgrensen 3000 Bq/kg (rød linje).

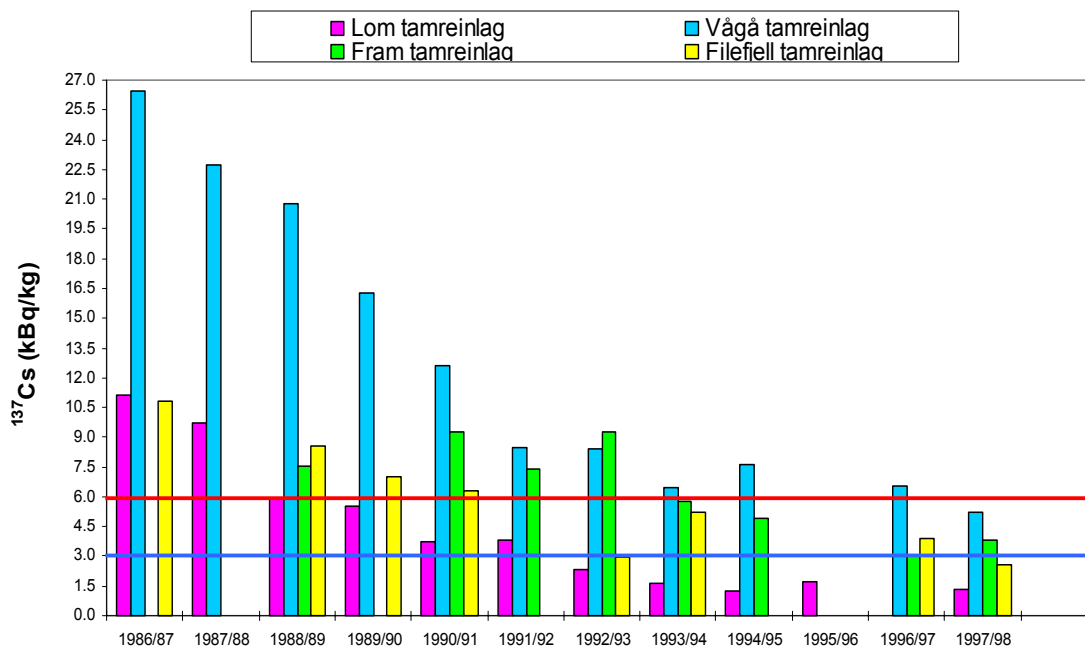
### Tamrein

Figur 3.10 og 3.11 viser innholdet av  $^{137}\text{Cs}$  i levende tamrein i forskjellige deler av Norge. Mengden nedfall på beiteområdene gjenspeiles klart i konsentrasjonene av cesium i reinsdyra. Oppland ble hardest rammet, og reinsdyra her hadde verdier som var 2 til 5 ganger høyere enn verdiene i Sør-Trøndelag og Hedmark.

I 86/87 var det ekstremt høye verdier de fleste steder, helt opp mot 90.000 Bq/kg dyr. Tiltaksgrensen på 6.000 Bq/kg ble dermed overskredet flere steder. Tiltak som nedføring og tidlig slakting samt naturlig desintegrasjon av radioaktivt cesium, har ført til en jevn, årlig nedgang i konsentrasjonen av  $^{137}\text{Cs}$ . Likevel er tiltak fortsatt nødvendig i reinnæringen, spesielt etter at tiltaksgrensen i 1994 ble senket til 3.000 Bq/kg.



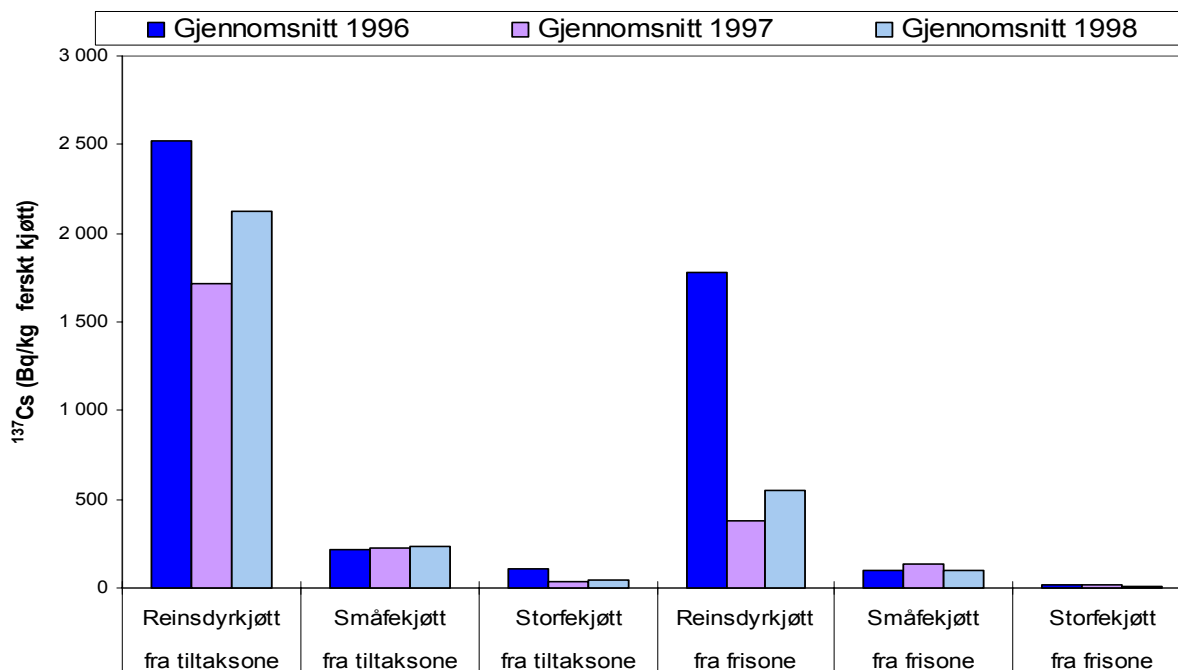
**Figur 3.10:**  $^{137}\text{Cs}$ -konsentrasjoner i levende reinsdyr i Sør-Trøndelag og Hedmark. Målingene er hovedsakelig utført i perioden november - desember årene 1986 - 1998. Den blå linjen viser tiltaksgrensen på 3000 Bq/kg fra 1994.



**Figur 3.11:**  $^{137}\text{Cs}$ -konsentrasjoner i levende reinsdyr i tamreinlag i Oppland. Målingene er hovedsakelig utført i perioden november - desember årene 1986 - 1998. Tiltaksgrensene på 3000 Bq/kg er vist i blått, og på 6000 Bq/kg i rødt.

### 3.3.5 Stikkprøvekontroll i slaktesesongen

Hvert år i slaktesesongene gjennomfører lokale kjøttkontrollstasjoner og næringsmiddeltilsyn kontrollmålinger av slakt. Dette skal være tilfeldig stikkprøvekontroll av en gitt andel av alle slakt fra frisoner. Imidlertid kan noe av kontrollen være mistankebasert. I 1996 ble det gjennomført til sammen 2987 kontrollmålinger ved 39 kontrollenheter. Figur 3.12 viser snittet av  $^{137}\text{Cs}$  i slakt fra henholdsvis tiltakssoner og frisoner. Vi ser at aktivitetskonsentrasjonene er høyere i tiltakssonene enn i frisonene, samt at reinsdyr har betydelig høyere verdier enn småfe og storfe. Hvert år er det flere soner som går fra 'tiltak' til 'fri'. Gjennomsnittsverdiene for kontrollmålingene vil derfor ikke vise noen klar nedgang fra år til år.



**Figur 3.12:** Kontrollmålinger av slakt fra slakterier i tiltakszoner og i frisoner i årene 1996 til 1998. Alle målingene ligger under tiltaksgrensen for det respektive produkt (3000 Bq/kg for reinkjøtt, 600 Bq/kg for småfe og storfe).

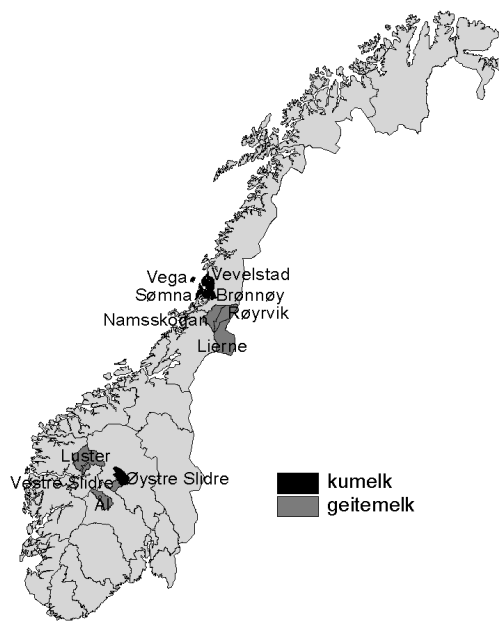
### 3.4 MELK OG MEIERIPRODUKTER

#### 3.4.1 Overvåking av melk fra besetninger

Overvåkningsmålinger av radioaktivt cesium i ku- og geitemelk (Figur 3.13) blir hvert år gjennomført i sommerhalvåret for dyr som går ute. Hensikten er å følge varigheten av den radioaktive forurensningen ved å måle de samme besetningene fra år til år, samt å følge utviklingen gjennom beitesesongen. Cesium blir raskt skilt ut i melk, og melkeprøver vil derfor hurtig vise endringer i tilgjengeligheten av <sup>137</sup>Cs på beitet. Målingene gir også en indikasjon på hvilke konsentrasjoner en kan vente seg i husdyr og husdyrprodukter fra utmark, slik at eventuelle tiltak kan settes i verk for å forberede slaktesesongen.

Overvåkningsmålingene fra 1997-sesongen, f.eks, registrerte tidlig økt soppforekomst som medførte høyere konsentrasjoner ved enkelte av prøvebesetningene.





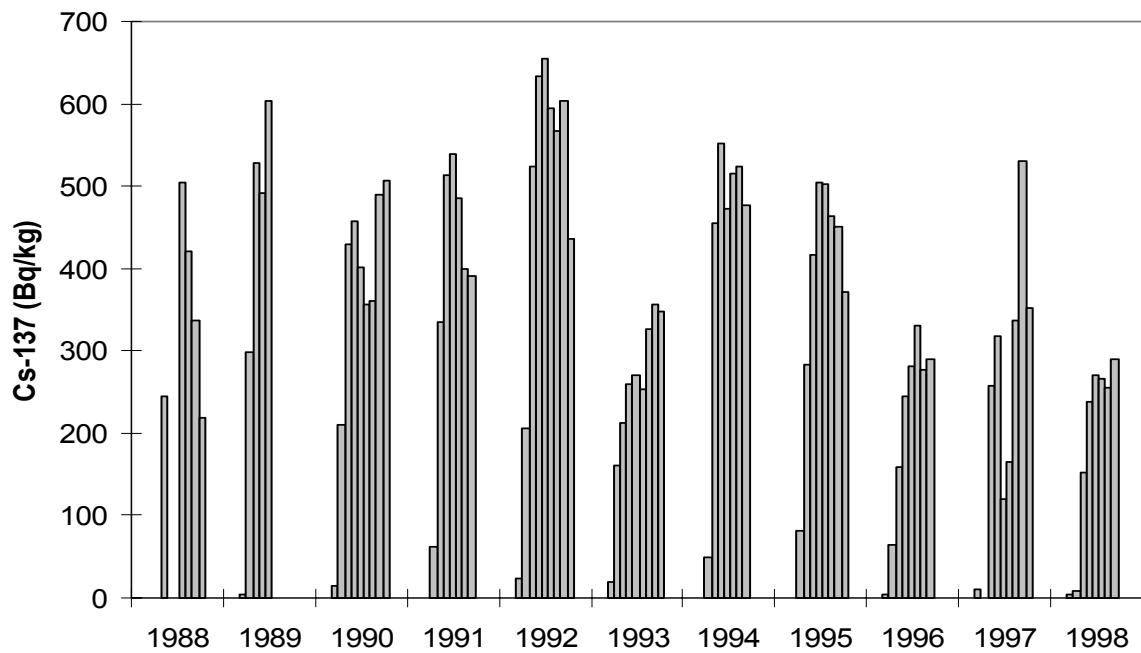
**Figur 3.13:** Overvåkning av melk.

### ***Kumelk***

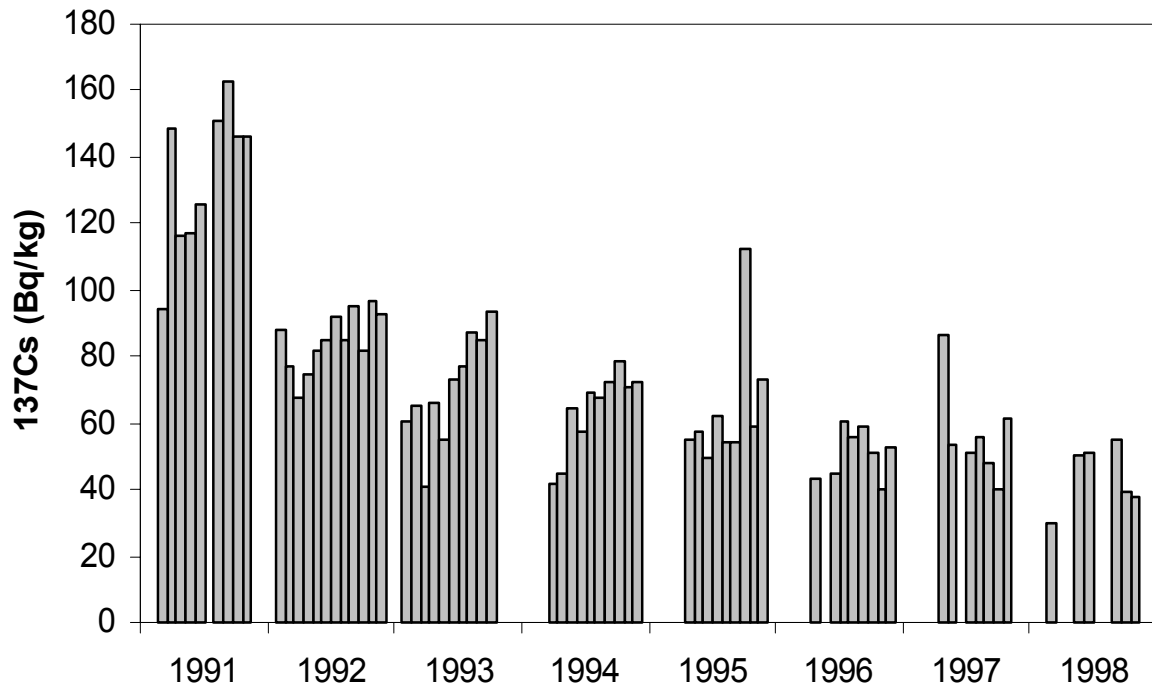
Kumelk måles gjennom sommersesongen ved næringsmiddeltilsynene i Brønnøy og Valdres. Ved næringsmiddeltilsynet i Brønnøy måles 5 ulike besetninger. Tre av disse, én fra Vega og to fra Vevelstad, har vært målt fra 1991 til 1998, mens de to siste besetningene, Sømna og Brønnøy, har kommet til i 1998. Også i Valdres ble det i 1998 introdusert én ny besetning i tillegg til de tre som er undersøkt tidligere år.

Figur 3.14 viser resultatene fra en besetning i Øystre Slidre. Disse dyrene er kyr fra et område med mye nedfall. Som ledd i overvåkningsprosjektet får kyrene ikke berlinerblått, og har beitet på forurenset utmark helt siden 1988. Dette gjenspeiles i de høye verdiene av  $^{137}\text{Cs}$  som ligger opp mot eller over tiltaksgrensen på 370 Bq/kg. I tillegg ser vi at konsentrasjonen av  $^{137}\text{Cs}$  i melk generelt øker med antall uker dyra er ute på beite. På årsbasis er nivået synkende fra 1992.

Figur 3.15 viser konsentrasjonen av  $^{137}\text{Cs}$  i melk i en besetning uten tiltak fra Vega i Nordland som er fulgt gjennom flere år. Måleresultatene fra denne besetningen har vist en jevn nedgang siden overvåkningen startet i 1991.



**Figur 3.14:** Konsentrasjonen av  $^{137}\text{Cs}$  (Bq/kg) i kumelk fra en besetning i Øystre Slidre i ukene 27 - 35 i årene 1988 - 1998.



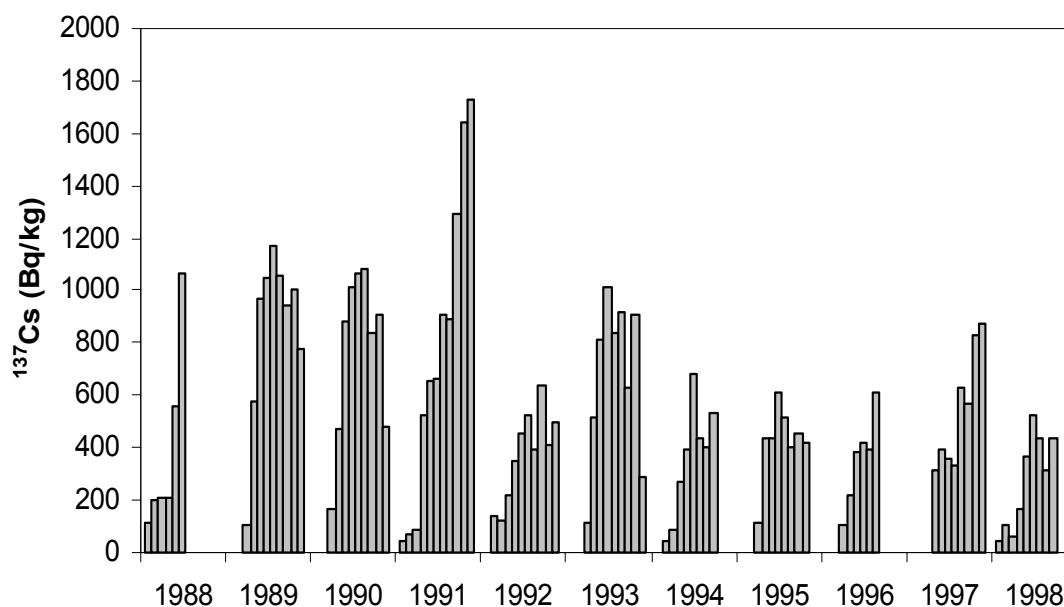
**Figur 3.15:** Konsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  (Bq/kg) i kumelk fra en besetning i Vega i ukene 24 - 35 i årene 1991 - 1998.

## Geitemelk

Geitemelk måles ukentlig gjennom sommersesongen ved næringsmiddeltilsynene i Hallingdal, Sogn og Valdres. I Vinsteren i Øystre Slidre er samme besetning fulgt siden 1988, mens besetningene i Ål i Hallingdal og Luster i Sogn og Fjordane var nye i 1998. Målingene fra de nye besetningene kan ikke sammenliknes med verdier fra tidligere år, men forløpet gjennom sommeren vil likevel gi en indikasjon på f.eks. framvekst av sopp i beiteområdene.

Geitemelken fra overvåkningsmålingene i Ål og Luster ligger under tiltaksgrensen på 370 Bq/kg, men det er verdt å merke seg at melk til geitostproduksjon har en øvre grense på 50 Bq/kg.  $^{137}\text{Cs}$  oppkonsentreres i osteproduksjonen, slik at en grense på 50 Bq/kg er nødvendig for å forsikre seg om at det ferdige produktet ikke overstiger grensen på 600 Bq/kg.

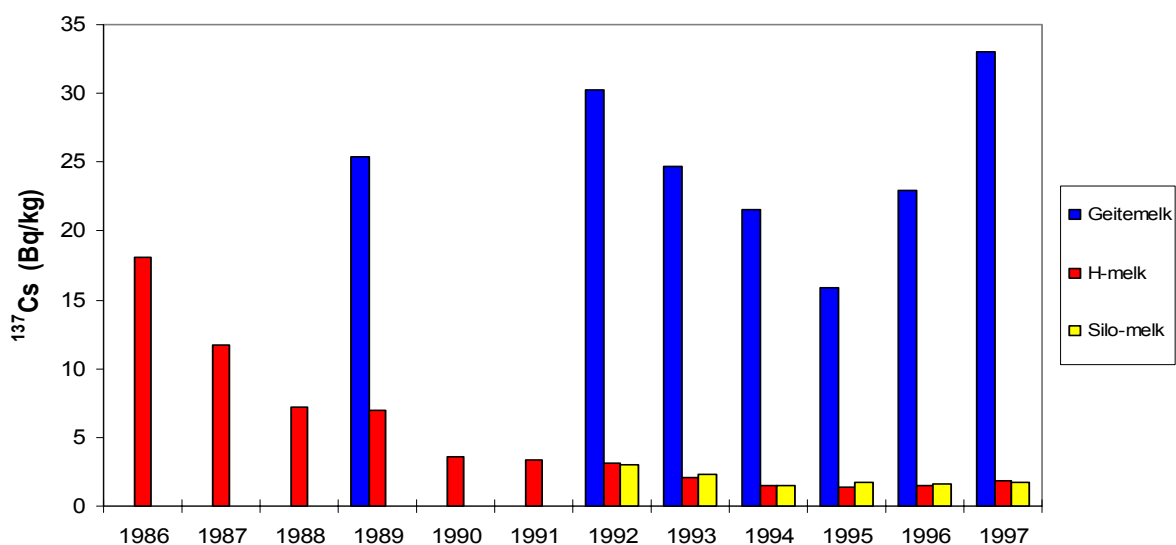
Geitebesetningen ved Vinsteren i Øystre Slidre ble ikke satt på tiltak, og har blitt fulgt gjennom flere år. Figur 3.16 viser et eksempel på utviklingen når det ikke iverksettes tiltak i områder med mye nedfall. Cesiumkonsentrasjonen i melken øker kraftig når dyra slippes ut på beite. Selv om totalkonsentrasjonen har vært synkende gjennom årene, ligger melken fortsatt langt over grenseverdien på 370 Bq/kg.



**Figur 3.16:** Konsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  (Bq/kg) i geitemelk fra Vinsteren i Øystre Slidre.

### 3.4.2 Målinger av meierimelk

Bruken av kraftfôr med berlinerblått til utmarksbeitende kyr og geiter er et av de viktigste tiltakene som ble gjennomført etter Tsjernobyl-ulykken for å redusere innholdet av radioaktivt cesium i melken. Verdiene for geitemelk, H-melk og silomelk fra norske meierier har generelt ligget langt under tiltaksgrensen på 370 Bq/kg (Figur 3.17). Geitemelk viser de høyeste aktivitetskonsentrasjonene grunnet utstrakt bruk av fjell- og utmarksbeite for disse dyra. H-melk har vist en jevn nedgang siden nedfallet i 1986. Silo-melk har tilsvarende lave verdier. (Silomelk er det uforedlede råstoffet fra silotankene på produksjonsanleggene.)



**Figur 3.17:** Landsgjennomsnitt for konsentrasjonen av  $^{137}\text{Cs}$  (Bq/kg) i geitemelk, H-melk og silo-melk målt i meieriene.

### 3.4.3 Målinger av $^{90}\text{Sr}$ i ku- og geitemelk

Innholdet av  $^{90}\text{Sr}$  var lavt for alle prøvene fra de 12 prøvestedene. De høyeste verdiene for kumelk fant man i Østfold og Oppland. Geitemelka fra Hemsedal og Mosjøen hadde i snitt over dobbelt så høyt innhold av radiostrontium som kumelkprøvene. Resultatene er gitt i Tabell 3.1.

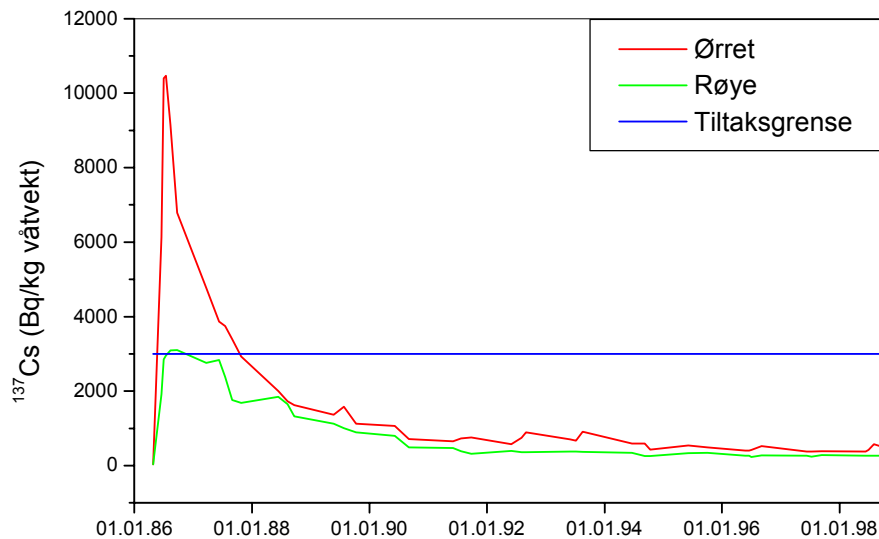
**Tabell 3.1:**  $^{90}\text{Sr}$  i ku- og geitemelk fra utvalgte meierier i 1997.

Meierier	Kumelk, Bq/kg Snitt $\pm$ standardfeil	Geitemelk, Bq/kg Snitt $\pm$ standardfeil
Oslo	0,055 $\pm$ 0,011	
Østfold	0,120 $\pm$ 0,030	
Fosheim, Oppland	0,130 $\pm$ 0,020	
Kristiansand, Vest-Agder	0,070 $\pm$ 0,014	
Sola, Rogaland	0,038 $\pm$ 0,007	
Bergen, Hordaland	0,085 $\pm$ 0,015	
Ørsta, Møre og Romsdal	0,070 $\pm$ 0,013	
Tunga, Sør-Trøndelag	0,070 $\pm$ 0,019	
Sandnessjøen, Nordland	0,044 $\pm$ 0,010	
Tana, Finnmark	0,053 $\pm$ 0,008	
Hemsedal, Buskerud		0,201 $\pm$ 0,028
Mosjøen, Nordland		0,252 $\pm$ 0,034

### 3.5 FERSKVANNSFISK

Figur 3.18 viser innholdet av  $^{137}\text{Cs}$  i ørret og røye i Høysjøen 1986-1998. Ørret hadde et klart høyere innhold av cesium enn røye, og maksimumsverdien kom tidligere. Dette skyldes hovedsakelig to ting: ørreten spiser betydelig mer enn røye, og dens byttedyr (hovedsakelig bunndyr) tar opp  $^{137}\text{Cs}$  mye raskere enn dyreplankton, som er røyas hovedføde.

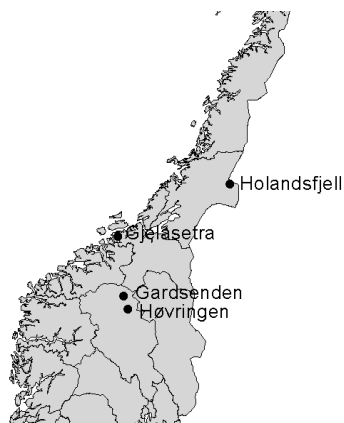
Det har vært en klar nedgang i radioaktiviteten i begge fiskeslag siden høsten 1986. Allerede fra våren 1988 var begge under tiltaksgrensen på 3000 Bq/kg. Den økologiske halveringstiden for  $^{137}\text{Cs}$  ble beregnet til 2,9 år for ørret og 2,5 år for røye. Hvis nedgangen fortsetter i samme tempo, vil radioaktiviteten i ørret være tilbake på før-Tsjernobyl nivå om ca. 8 år, mens for røye vil det skje om ca. 3-4 år.



**Figur 3.18:** Radioaktivt cesium i ørret og røye fra Høysjøen 1986-1998 (Direktoratet for naturforvaltning). Tiltaksgrensen på 3000 Bq/kg er markert med blått.

### 3.6 SOPP

I samarbeid med Nyttevekstforeningen gjennomføres det et overvåkningsprosjekt for måling av aktivitetsnivåer i sopp fra forskjellige steder i landet (Figur 3.19). Figur 3.20 viser måleresultater fra fem soppslag på fire steder i årene fra 1990 til 1997. I 1998 ble det samlet inn prøver på litt andre steder enn tidligere år, og resultatene for 1998 er derfor ikke tatt med i denne sammenlikningen.



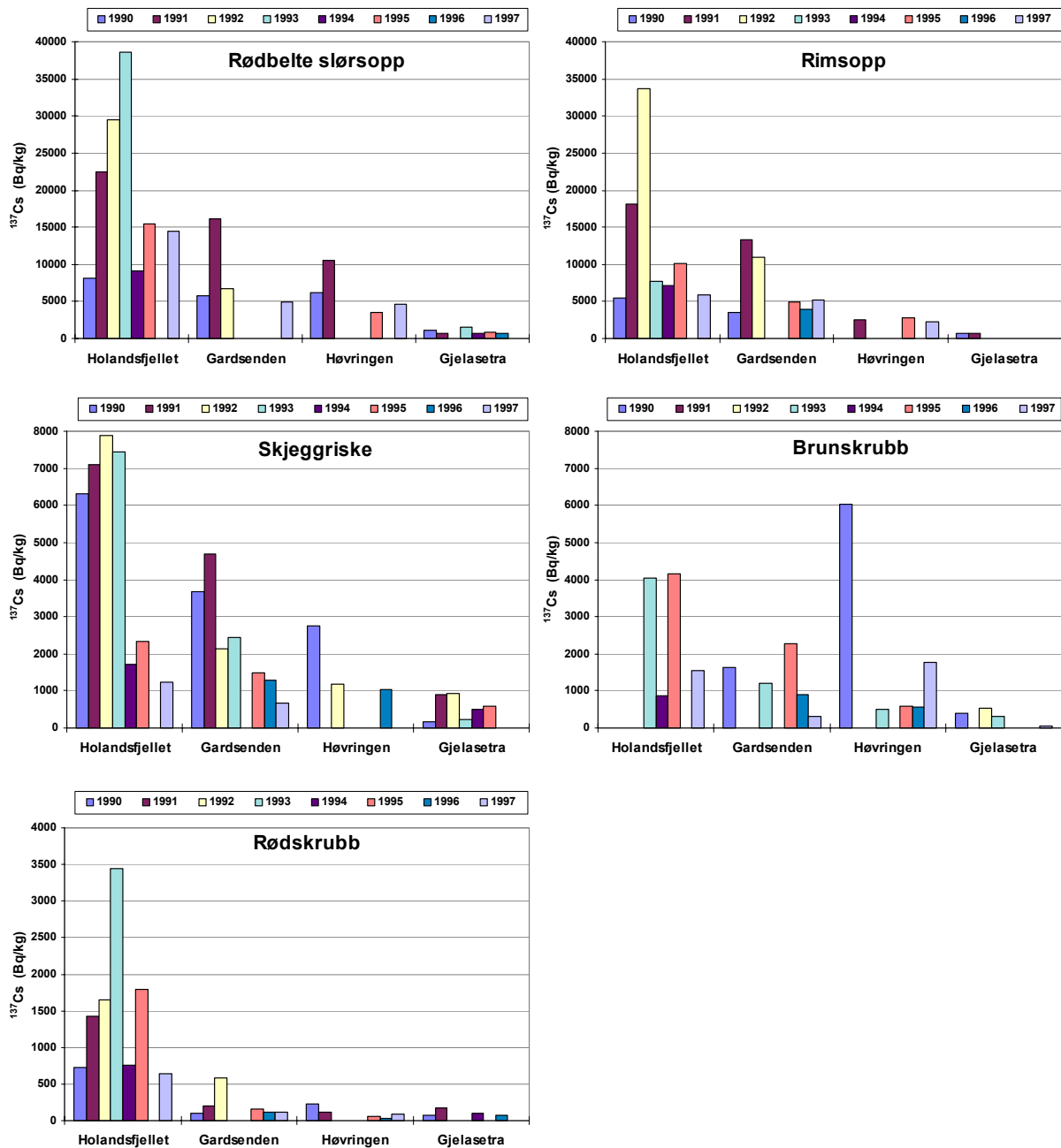
**Figur 3.19:** Overvåkning av sopp.

Figur 3.20 viser at det er store forskjeller i opptaket av cesium for de ulike soppslagene (NB: ulike skalaer). Rødbelteslørsopp og rimsopp har ti ganger høyere verdier enn rødskrubb. Skjeggriske og brunskrubb (midterste diagrammer) viser et opptak på ca. det dobbelt av rødskrubb, eller ca. 20 % av opptaket til rødbelteslørsopp og rimsopp. Variasjonene i cesiumkonsentrasjonene mellom de fire stedene for hvert av soppslagene reflekterer forurensningsgraden på stedene. Forskjellene soppslagene imellom m.h.t. opptak av cesium synes imidlertid å være de samme, uavhengig av forurensningsgraden på stedet.

I motsetning til flerårige planter, gress og annen vegetasjon som vokser på de samme stedene år etter år, har soppen ingen faste plasser der den kommer igjen. Soppen finner stadig nye voksesteder, og mengden av sopp fra år til år kan variere meget både lokalt og totalt, avhengig av værforhold m.m. Dette bidrar til vilkårlige variasjoner i resultatene over tid.

### **3.7 MATVARER I DAGLIGVAREHANDELEN (MATKURV)**

Utviklingen av gjennomsnittsverdiene for radioaktivt cesium i matvarer for hele landet siden 1987 er vist i Figur 3.21. For å kontrollere om tiltak og overvåkingsrutiner fungerer, registreres andelen målinger som viser høyere aktivitet enn de fastsatte tiltaksgrensene (Tabell 1.2, s.6). I løpet av de siste årene har det kun unntaksvis blitt registrert forhøyede verdier. I 1998 lå alle målte verdier for vilt, saltvannsfisk, rein, storfekjøtt, småfekjøtt og geitost godt under tiltaksgrensene. For honning lå 3 av 98 verdier i området mellom tiltaksgrensen på 600 Bq/kg og en maksimalverdi på 619 Bq/kg. Denne overskridelsen ligger innenfor måleusikkerheten. I 1995 ble det i fire tilfeller målt verdier høyere enn tiltaksgrensen hvorav tre for reinsdyrkjøtt, henholdsvis 3950, 3505 og 3311 Bq/kg, og én for honning (790 Bq/kg). I 1996 ble det i to tilfeller målt verdier over tiltaksgrensen, henholdsvis én for småfe (760 Bq/kg) og én for honning (669 Bq/kg). Alle øvrige målinger viser verdier innenfor tiltaksgrensene. For saltvannsfisk ligger de fleste målingene så lavt (delvis under deteksjonsgrensen) at resultatene ikke kan kvantifiseres (se kap.4.2). Geitost og honning har vist en liten økning i aktivitetskonsentrasjon de siste årene, men årsakene til dette er ikke kjent.

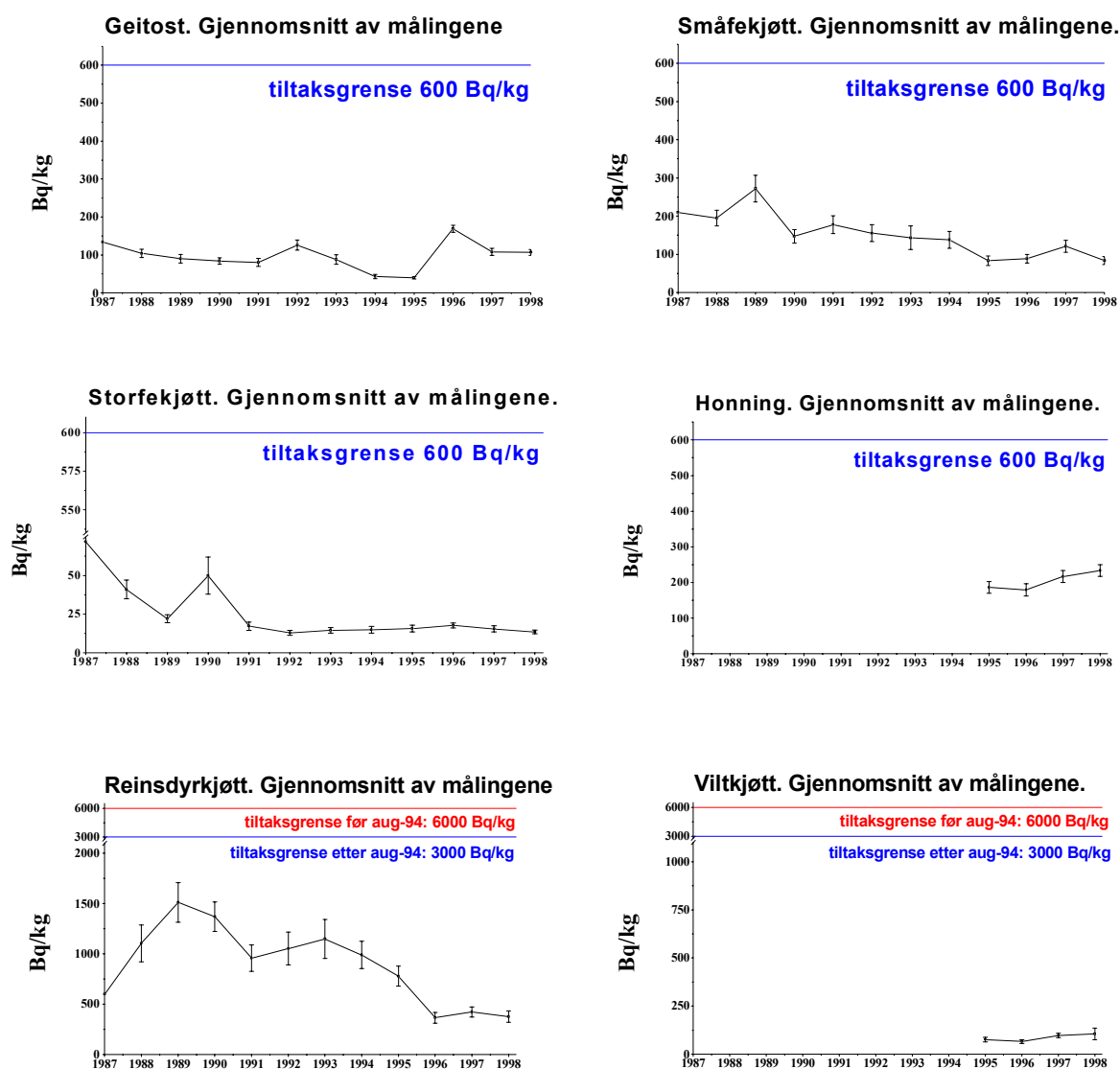


**Figur 3.20:** Innholdet av  $^{137}\text{Cs}$  i fem soppslag på fire prøvesteder i perioden 1990-1997.

Figur 3.22 viser andel prøver fra Matkurv-målingene over tiltaksgrensen for reinsdyr fra 1991 til 1998. Den kraftige stigningen for reinsdyr fra 1993 til 1994, skyldes at tiltaksgrensen ble satt ned fra 6000 til 3000 Bq/kg i august 1994. Noe kjøtt slaktet før denne dato var fortsatt i omsetning i 1994. Resultatene de tre siste årene viser at tiltakene med måling av hvert enkelt reinsdyr før slaktning i tiltakszoner fungerer tilfredstillende.

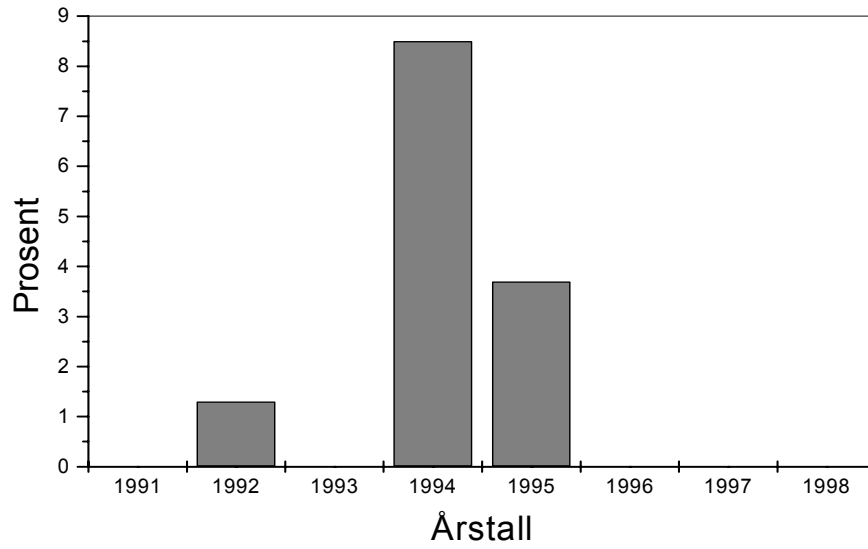


Det store antall småfe som slaktes i Norge hvert år gjør det umulig å måle hvert enkelt dyr. Det taes et representativt utvalg av småfe i hver besetning. Hvis medianverdien<sup>4</sup> er under 600 Bq/kg, blir området friklassifisert. Det er imidlertid sannsynlig at enkelte dyr i besetningen har verdier over 600 Bq/kg. Andelen prøver over tiltaksgrensen er likevel lav, se Figur 3.23, og vil ikke utgjøre noen helserisiko for den norske befolkning.

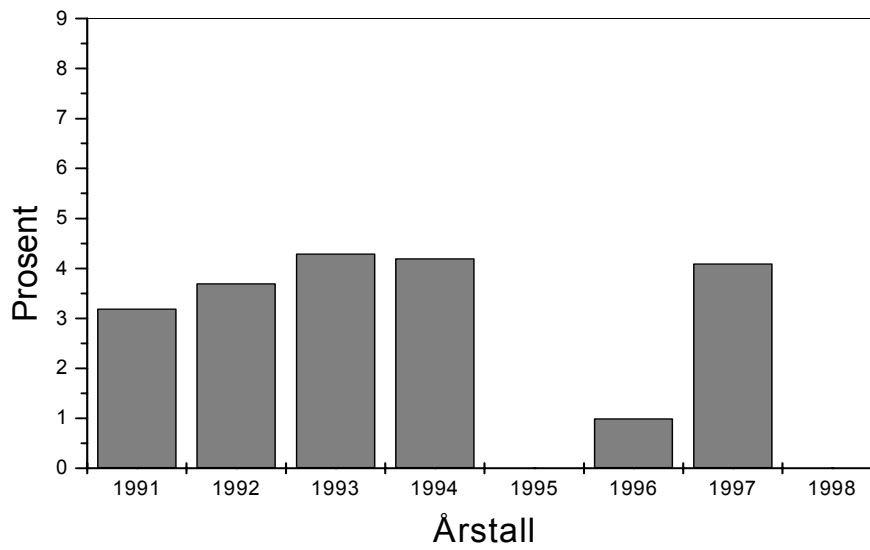


**Figur 3.21:** Gjennomsnitt av målingene på geitost, småfekjøtt, storfekjøtt, reinsdyrkjøtt, viltkjøtt og honning kjøpt i norske butikker i årene 1987-1998. Standardavviket for middelverdiene er tegnet inn som usikkerhet.

<sup>4</sup> Medianverdien er et bedre mål enn gjennomsnittsverdien da enkelte høye verdier vil trekke gjennomsnittsverdien uforholdsmessig mye opp.



**Figur 3.22:** Prosentandel av Matkurvmålingene som lå over tiltaksgrensen for reinsdyr.



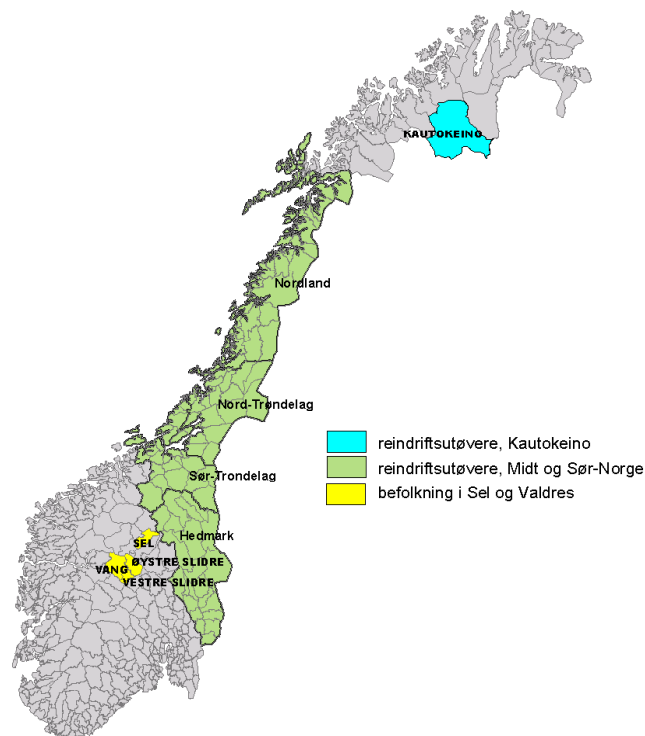
**Figur 3.23:** Prosentandel av Matkurvmålingene som lå over tiltaksgrensen for småfe.

## 4. DOSER TIL DEN NORSKE BEFOLKNING

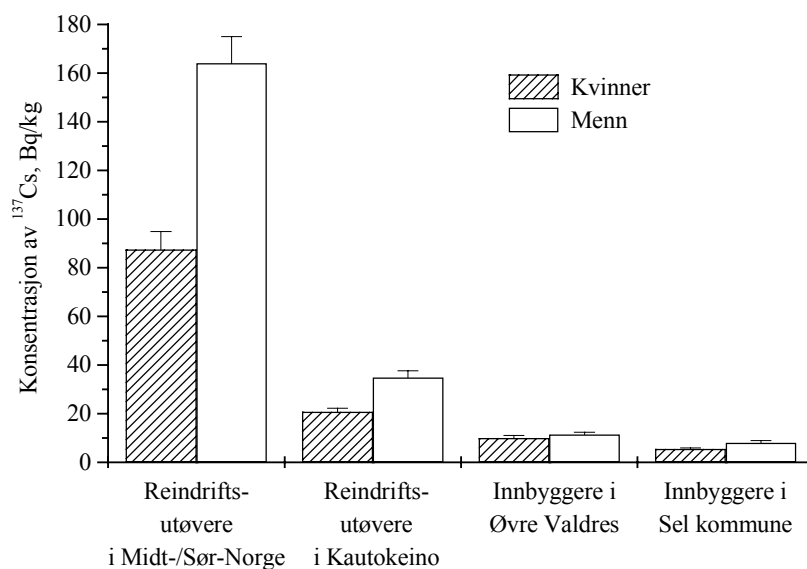
Doseberegninger for den norske befolkningen blir gjennomført på bakgrunn av målinger av forurensninger i kroppen ("helkroppsmålinger"), og kunnskap om forurensning av matvarer sammen med kostholdsinformasjon. Etter Tsjernobylulykken anbefalte norske myndigheter at tilleggsdosen grunnet nedfallet ikke burde overskride 5 mSv det første året, og 1 mSv de påfølgende år. Dette tilsvarer en aktivitetskonsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  i kroppen på omtrent 400 Bq/kg i snitt gjennom hele året.

### 4.1 HELKROPPSMÅLINGER OG KOSTHOLDSUNDERSØKELSER

Målinger av innhold av radioaktivt cesium i ulike befolkningsgrupper i Norge har blitt gjennomført i over 30 år (avsnitt 2.3.6). Ved flere anledninger har kostholdsundersøkelser og måling av matvarer blitt gjennomført i forbindelse med helkroppsmålinger som en hjelp til å identifisere hvilke matvarer som bidrar mest til inntak av radioaktivt cesium. Kostholdsundersøkelse blant reindriftsutøverne i Kautokeino ble gjennomført i 1990. I 1996 ble det gjennomført kostholdsundersøkelser blant sørsamiske reindriftsutøvere og generell befolkning i Oppland. Undersøkelsene blant reindriftsutøverne var fokusert på inntak av reinkjøtt og naturprodukter som vilt, ferskvannsfisk, bær og sopp på husholdsnivå. Undersøkelsen i Oppland var mer detaljert og tok for seg individuelle inntak av vanlige matvarer i tillegg til naturprodukter. Et eksempel på spørreskjema finnes i vedlegg 3. Figur 4.1 viser områdene der helkroppsmålinger er utført. Resultatene av målingene i 1996 er gitt i Figur 4.2.



**Figur 4.1:** Områder i Norge der deler av befolkning ble undersøkt for innhold av radioaktivt cesium i 1996.



**Figur 4.2:** Gjennomsnittlige helkroppsverdier av  $^{137}\text{Cs}$  målt i ulike befolkningsgrupper i 1996. Verdiene er gitt som middelerdi  $\pm$  middelfeil.

#### 4.1.1 Reindriftsutøvere i Midt-/Sør-Norge

Målingene ble gjennomført i april 1996, omtrent samme tid på året som målinger tidligere år. Konsentrasjonen av radioaktivt cesium i reinkjøttkonsumenter viser årstidsvariasjoner. Dette skyldes årstidsvariasjonene i forurensningen av reinsdyrkjøtt og variasjoner i kostholdspreferanser. Undersøkelser av reindriftsutøverne i Kautokeino tidlig på 1970-tallet viste at konsentrasjonene i mars/april var omtrent gjennomsnittsverdi for året.

Personene i utvalget kom fra i alt 14 ulike reinbeitedistrikt i fire fylker. Kvinnene hadde generelt lavere konsentrasjoner av  $^{137}\text{Cs}$  enn mennene. Den gjennomsnittlige aktiviteten av  $^{137}\text{Cs}$  for kvinner og menn i denne gruppen var 126 Bq/kg (Tabell 4.1). Midlere årsdose fra  $^{137}\text{Cs}$  er beregnet til 0,3 mSv; 0,2 mSv for kvinner og 0,4 mSv for menn. Det var imidlertid enkeltpersoner som kan ha mottatt doser over 1 mSv.

**Tabell 4.1:** Helkroppsmålinger av  $^{137}\text{Cs}$  blant reindriftsutøvere i Midt-/Sør-Norge i 1996.

	Median	Gjennomsnitt $\pm$ middelfeil	Spredning (min - maks)
<b>Kvinner (n = 44)</b>			
$^{137}\text{Cs}$ , Bq/kg	76	88 $\pm$ 7	15 – 238
Alder, år	35	41	16 - 80
<b>Menn (n = 66)</b>			
$^{137}\text{Cs}$ , Bq/kg	153	164 $\pm$ 11	24 - 472
Alder, år	43	44	17 - 84

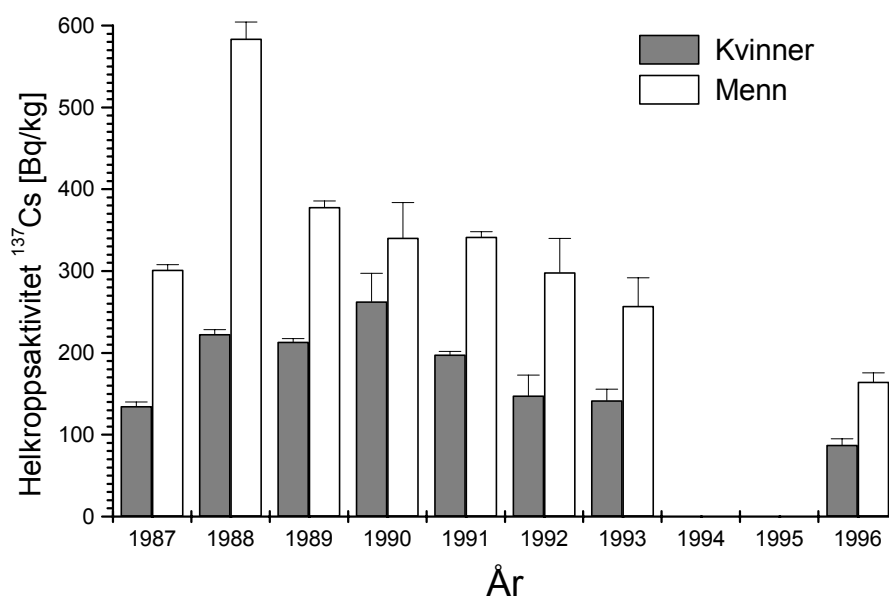
#### *Variasjon i konsentrasjon av $^{137}\text{Cs}$ over tid*

Utviklingen i konsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  i reindriftsutøvere i Midt- og Sør-Norge fra 1987 til 1996 er vist i Figur 4.3. Gjennomsnittsverdiene var høyest mellom 1988 og 1990. Siden den gang har verdiene sunket og spredningen mellom de høyeste og laveste verdiene blitt mindre. Verdiene i 1996 var omtrent halvparten av de i 1989-1990.

#### *Kostholdsundersøkelse*

Kostholdsundersøkelsen viste at alle de spurte personene spiste reinkjøtt. 72% av alt konsumert kjøtt kom fra rein. I tillegg spiste ca. 90% ferskvannsfisk, 70% annet vilt enn rein, 40% sopp og 90% bær. Reinsdyrkjøtt og naturprodukter inneholder generelt høyere

konsentrasjoner av  $^{137}\text{Cs}$  enn landbruksprodukter. Grupper med høyt inntak av disse produktene vil derfor få høyere doser enn befolkningsgjennomsnittet. For detaljer fra undersøkelsen, se StrålevernRapport 1998:9.



**Figur 4.3:** Gjennomsnittlig helkroppsaktivitet av  $^{137}\text{Cs}$  i reindriftsutøvere i Midt- og Sør-Norge i perioden 1987-1996. Søylene angir gjennomsnittsverdi  $\pm$  middelfeil.

#### 4.1.2 Reindriftsutøvere i Kautokeino

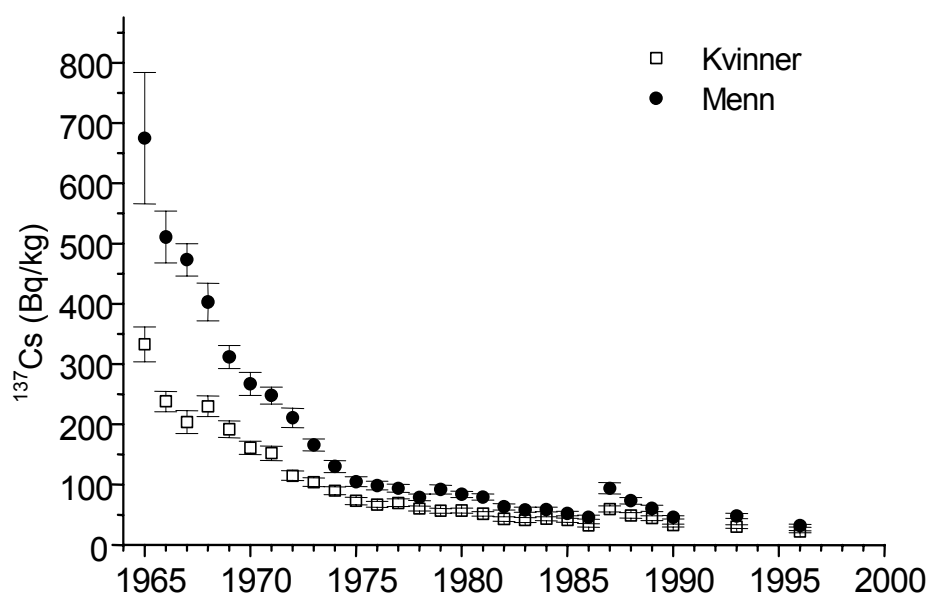
Gjennomsnittlig konsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  for både kvinner og menn var i 1996 cirka 27 Bq/kg (Tabell 4.2). Undersøkelsene i Kautokeino har involvert en relativt fast gruppe personer i alle årene de har vært gjennomført siden 1965. Endringer har bare blitt gjort for å kompensere for frafall og økt alder (gruppa skal være representativ for alle utøvere av reindrift i kommunen). Noen av personene har deltatt i nesten alle undersøkelsene. For detaljer rundt målingene i 1993 og 1996, se StrålevernRapport 1998:8. Årlige gjennomsnittsdoser for personene ble beregnet til cirka 0,07 mSv, godt under den anbefalte dosen på 1 mSv/år. Gjennomsnittsdosene for kvinner og menn var henholdsvis 0,055 mSv og 0,080 mSv.

**Tabell 4.2:** Helkroppsmålinger av  $^{137}\text{Cs}$  blant reindriftsutøvere i Kautokeino i 1996.

	Median	Gjennomsnitt $\pm$ middelfeil	Spredning (min - maks)
<b>Kvinner (n = 28)</b>			
$^{137}\text{Cs}$ , Bq/kg	20	$22 \pm 1$	9 - 37
Alder, år		53	28 - 76
<b>Menn (n = 21)</b>			
$^{137}\text{Cs}$ , Bq/kg	31	$32 \pm 2$	14 - 54
Alder, år		50	26 - 86

#### Variasjon i konsentrasjon av $^{137}\text{Cs}$ over tid

Resultatene fra undersøkelsene av personene i Kautokeino helt fra starten i 1965 er gitt i Figur 4.4. Helkroppsaktiviteten har gått jevnt nedover siden målingene startet i 1965 med unntak av en økning på grunn av Tsjernobyl-nedfallet i 1986.



**Figur 4.4:** Gjennomsnittlig helkroppsaktivitet av  $^{137}\text{Cs}$  i reindriftsutøvere i Kautokeino i perioden 1965-1996, gitt som gjennomsnittsverdi  $\pm$  middelfeil.

### ***Kostholdsundersøkelse***

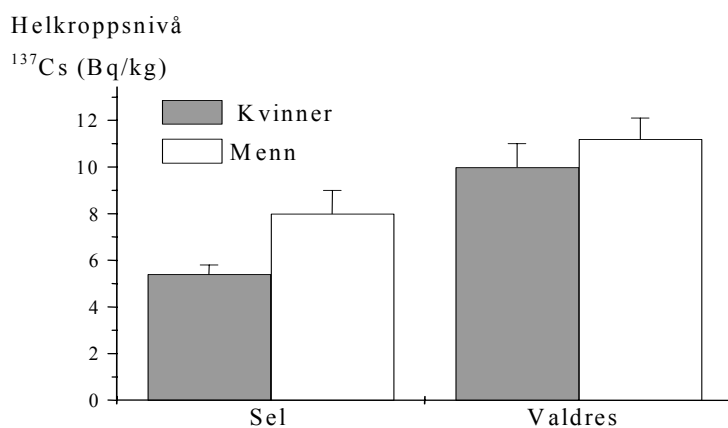
Kostholdsundersøkelsene fra 1989 og 1990 viste at 91 % av alt konsumert kjøtt kom fra reinsdyr. Ca. 93 % av all inntatt  $^{137}\text{Cs}$  kom fra reinkjøtt, mens andre kilder (melk, brunost, bær, ferskvannsfisk og annet kjøtt) bidro med 1-2 % hver. For detaljer rundt undersøkelsen, se SIS rapport 1991:10.

#### **4.1.3 Sel og Øvre Valdres**

Fjellområdene mellom øvre deler av Gudbrandsdalen og Valdres er blant de mest forurensede områder i landet etter Tsjernobylulykken, og dette gjenspeiler seg i høye konsentrasjoner av radioaktivt cesium i vilt, fisk, sopp og bær. Personer som bruker mye mat fra skog og utmark i dette området kan derfor være mer utsatt for forhøyede doser fra radioaktivt cesium enn folk fra mindre forurensede områder av landet. I disse områdene har det også tidligere (1987-1991) blitt foretatt undersøkelser av stråledoser til befolkningen; utsatte grupper i Valdres (fortrinnsvis reingjetere med høyt inntak av reinkjøtt), og et tilfeldig utvalg fra befolkningen i Sel kommune.

I Sel varierte helkroppsverdiene i 1996 fra 0-85 Bq/kg, mens den i Øvre Valdres (kommunene Vang, Vestre Slidre og Øystre Slidre) varierte fra 1,1-25,5 Bq/kg. I snitt var helkroppsaktiviteten høyere i Øvre Valdres enn i Sel for begge kjønn (Figur 4.5). Høyere gjennomsnittsverdi med mindre spredning i Øvre Valdres reflekterer sannsynligvis at denne befolkningen oftere spiser mat med noe høyere innhold av  $^{137}\text{Cs}$  enn gruppen i Sel. Detaljer er gitt i Tabell 4.3 og Tabell 4.4. Helkroppsverdiene tilsvarer en midlere årsdose til hele den undersøkte befolkningen på 0,02 mSv. Alle personene målt i Sel og Øvre Valdres i 1996 fikk doser langt under 1mSv/år.





**Figur 4.5:** Gjennomsnittlig helkroppsaktivitet av <sup>137</sup>Cs i befolkningsgruppene fra Sel og Øvre Valdres.

**Tabell 4.3:** Helkroppsmålinger av <sup>137</sup>Cs blant gjennomsnittsbefolkning i Øvre Valdres i 1996.

	Gjennomsnitt ± middelfeil	Spredning (min - maks)
<b>Kvinner (n = 37)</b>		
<sup>137</sup> Cs, Bq/kg	10 ± 1	1 - 23
Alder, år	48	
<b>Menn (n = 41)</b>		
<sup>137</sup> Cs, Bq/kg	11,4 ± 0,9	3 - 25
Alder, år	49	

**Tabell 4.4:** Helkroppsmålinger av <sup>137</sup>Cs blant gjennomsnittsbefolkning i Sel i 1996.

	Gjennomsnitt ± middelfeil	Spredning (min - maks)
<b>Kvinner (n = 83)</b>		
<sup>137</sup> Cs, Bq/kg	5,5 ± 0,4	0 - 20
Alder, år	46	
<b>Menn (n = 73)</b>		
<sup>137</sup> Cs, Bq/kg	8 ± 1	1 - 85
Alder, år	48	

### ***Tidligere undersøkelser***

Det har også blitt gjennomført undersøkelser av inntak av radioaktivt cesium i befolkningsgrupper i Sel og Valdres tidligere.

I Sel ble det i 1987 rekruttert et statistisk representativt utvalg av befolkningen, og disse ble undersøkt hvert år i perioden 1987-1991. Resultatene er oppsummert i StrålevernRapport 1994:10. Det ble dårligere og dårligere oppslutning om undersøkelsene (av de opprinnelig 200 inviterte, var det i 1991 bare 46 som møtte fram), og det er vanskelig å si hvor representative resultatene etter hvert var for gjennomsnittet i kommunen. De tidligere resultatene er derfor ikke direkte sammenlignbare med resultatene fra 1996. I 1991 ble det beregnet at dosen til befolkningen i Sel var 0,06-0,07 mSv/år (omtrent en halvering fra 1987). Resultatene i 1996 indikerer en dose på rundt 25 % av dette. Dette kan tyde på at inntaket er blitt raskere redusert i perioden 1991-1996 enn det ble i perioden 1987-1991. Det kan også bekrefte at utvalgene i 1991 og 1996 var forskjellige (mer eller mindre representative for gjennomsnittet i kommunen).

I Valdres er det tidligere bare gjennomført undersøkelser av personer i Øystre Slidre som man antok hadde et spesielt høyt inntak av radioaktivt cesium. Resultatene for disse er derfor ikke sammenlignbare med resultatene fra undersøkelsene i 1996. I 1991 ble det beregnet at denne gruppen mottok en årlig stråledose fra radioaktivt cesium på 0,3 mSv (StrålevernRapport 1994:10).

### ***Kostholdsundersøkelse***

Målet med undersøkelsen i oktober 1996 var å se på dagens innhold av radioaktivt cesium i befolkningen og i lokale matvarer, og å skaffe data om kostholdsvaner i området.

Kostholdsundersøkelsen i 1996 fokuserte på både individuelle inntak og husholdningskonsum, spesielt matvarer som potensielt er viktige kilder til inntak av radioaktivt cesium, både med tanke på Tsjernobyl-forurensningen og senere radioaktivt nedfall. Norsk Gallup ble engasjert for å rekruttere personer til undersøkelsen, og bortsett fra en noe skjev aldersfordeling (dårligere oppmøte blant de yngre), synes utvalget å være representativt for populasjonen i områdene. Resultatet av kostholdsundersøkelsen er vist i Tabell 4.5. Av dem som deltok i undersøkelsen var det 75% som plukket bær, 65% som fisket i ferskvann, 40% som jaktet elg (noen også annet vilt) og 7% som plukket sopp.

**Tabell 4.5:** Gjennomsnittlig inntak i g/dag av forskjellige matvarer i befolkningen i Sel og Øvre Valdres i 1996.

	Menn	Kvinner
Melk, myse, yoghurt	551±26	397±17
Brunost	14±1	11,0±0,8
Hvitost, fløte, rømme	37±2	39±2
Brød og kornprodukter <sup>1</sup>	225±5	159±3
Poteter <sup>2</sup>	151±5	114±3
Grønnsaker <sup>1,3</sup>	72±4	85±4
Oksekjøtt <sup>4</sup>	49±2	36±1
Svinekjøtt	39±2	26±1
Pølser	16,0±0,9	11,3±0,6
Kylling	14±1	13,1±0,9
Elg og annet vilt	13±2	6,8±0,8
Fårekjøtt/lam	9,0±0,8	6,8±0,5
Reinkjøtt	3,7±0,7	2,8±0,5
Hagebær/-frukt	19±1	18±1
Ville bær	18±2	15±1
Eple og pære <sup>1</sup>	33±2	43±3
Egg	19±1	14,4±0,7
Ferskvannsfisk	16±1	11±1
Honning	1,7±0,3	1,1±0,2
Sopp	0,3±0,2	0,5±0,1

<sup>1</sup> Undersøkelsen tok ikke for seg alt av brød og kornprodukter, grønnsaker og frukt, fordi disse produktene ble ansett å være mindre viktige for inntaket av <sup>137</sup>Cs.

<sup>2</sup> 40 % av befolkningen dyrker poteter selv.

<sup>3</sup> 10 % av befolkningen dyrker egne grønnsaker.

<sup>4</sup> 4 % av befolkningen konsumerer kjøtt av eget storfe.

Selv om naturprodukter bare utgjør om lag 3,2% av det totale matkonsumet, er det estimert at disse produktene bidrar med 55-60% av <sup>137</sup>Cs-inntaket i befolkningen i dette området.

## 4.2 DOSER FRA UTVALGTE MATVARER

Gjennom "Matkurv"-prosjektet er det samlet inn prøver av utvalgte matvarer: reinkjøtt, vilt (hovedsakelig elg), honning, brunost (hovedsakelig geitost), storfekjøtt, småfekjøtt og saltvannsfisk (hovedsakelig torsk) fra butikker i hele Norge. Vi kan estimere gjennomsnittlig individuell dose ved å se på innhold av  $^{137}\text{Cs}$  i varene fra matkurven og konsumet av disse matvarene. Folk flest kjøper disse matvarene i butikker, og de kan være viktige kilder til inntak av  $^{137}\text{Cs}$  i befolkningen.

Konsumdata kan skaffes enten via kostholdsundersøkelser eller via omsetningstall. Den mest omfattende undersøkelsen av kostholdet i Norge er Statens ernæringsråds "Norkost"-undersøkelse, som gir et brukbart estimat på inntak av brunost, og på totalinntaket av kjøtt. Inndeling i de ulike kjøttslagene må baseres på antatt prosentvis fordeling mellom de ulike kjøttslagene. For honning har vi kun data for sirup og honning sammenlagt. Honningkonsumet og dermed beregnet inntak av  $^{137}\text{Cs}$  via honning, vil derfor være noe overestimert. Det måles dessuten mest geitost som har høyere konsentrasjoner av  $^{137}\text{Cs}$  enn brunost generelt, slik at inntaket av  $^{137}\text{Cs}$  fra brunost derfor vil være noe overestimert.

Tabell 4.6 viser estimert gjennomsnittlig konsum av de utvalgte matvarene basert på tall fra Norkost, Opplysningskontoret for kjøtt og jaktstatistikk fra EU-prosjektet SAVE<sup>5</sup> der Strålevernet deltok.

Gjennom "Matkurven" ble det i 1998 målt til sammen 516 prøver av reinkjøtt, vilt, storfekjøtt, småfekjøtt, fisk, honning og brunost. Resultatene er vist i Tabell 4.7. Verdiene for fisk (torsk) er hentet fra StrålevernRapport 1999:6 om marin overvåkning.

---

<sup>5</sup> Spatial Analysis of Vulnerable Ecosystems in Europe

**Tabell 4.6:** Estimert gjennomsnittlig konsum av utvalgte matvarer i Norge.

Produkt	Inntak (kg/år)		
	Kvinner	Menn	Gjennomsnitt
Reinkjøtt <sup>1)</sup>			<b>0,49</b>
Viltkjøtt <sup>2)</sup>			<b>1,5</b>
Storfekjøtt <sup>3)</sup>			<b>13,9</b>
Småfekjøtt <sup>3)</sup>			<b>3,9</b>
Fisk <sup>3)</sup>	<b>20,8</b>	<b>28,5</b>	<b>24,7</b>
Honning <sup>4)</sup>	<b>0,37</b>	<b>1,1</b>	<b>0,73</b>
Brunost <sup>3)</sup>	<b>3,7</b>	<b>4,4</b>	<b>4</b>

<sup>1)</sup> Tamrein+villrein; basert på produksjons- og jaktstatistikk.

<sup>2)</sup> Basert på jaktstatistikk; 1,1 kg elg, 0,29 kg hjort og 0,14 kg rådyr.

<sup>3)</sup> Data fra Norkost

<sup>4)</sup> Honning og sirup. Data på honningkonsum alene er ikke tilgjengelig

**Tabell 4.7:** <sup>137</sup>Cs konsentrasjon i matvarer fra "Matkurven" 1998, gjennomsnitt for Norge.

Produkt	<sup>137</sup> Cs i matvarer (Bq/kg)			
	Gj.snitt	Min - Maks	Std. avvik	Antall
Reinkjøtt	<b>370</b>	<b>10-2230</b>	<b>540</b>	<b>91</b>
Viltkjøtt	<b>110</b>	<b>0-2097</b>	<b>250</b>	<b>74</b>
Storfekjøtt	<b>14</b>	<b>0-90</b>	<b>16</b>	<b>52</b>
Småfekjøtt	<b>84</b>	<b>3-510</b>	<b>100</b>	<b>98</b>
Fisk (torsk)	<b>&lt;1</b>	<b>0-1,1</b>	<b>*</b>	<b>*</b>
Honning	<b>230</b>	<b>2-619</b>	<b>160</b>	<b>98</b>
Brunost	<b>110</b>	<b>14-280</b>	<b>72</b>	<b>51</b>

\* Se StrålevernRapport 1999:6

**Tabell 4.8:** Estimert gjennomsnittlig inntak av  $^{137}\text{Cs}$  via utvalgte matvarer i Norge.

Produkt	$^{137}\text{Cs}$ inntak	
	Bq/år	Prosent av totalt inntak
Reinkjøtt	<b>180</b>	<b>12 %</b>
Viltkjøtt	<b>165</b>	<b>11 %</b>
Storfekjøtt	<b>194</b>	<b>13 %</b>
Småfekjøtt	<b>327</b>	<b>22 %</b>
Fisk	<b>25</b>	<b>1,7 %</b>
Honning	<b>168</b>	<b>11 %</b>
Brunost	<b>440</b>	<b>29 %</b>
<b>Totalt</b>	<b>1500</b>	<b>100 %</b>

Estimert inntak av  $^{137}\text{Cs}$  gjennom utvalgte matvarer for en gjennomsnittsnordmann er beregnet ut fra resultatene i tabellene over. Det estimerte inntaket i Tabell 4.8, 1500 Bq/år, er like høyt som inntaket i de undersøkte personene i Sel og Øvre Valdres i 1996, en befolkning som man vet har et cesiuminntak høyere enn gjennomsnittet i Norge. Det høye estimatet skyldes at man ikke har tatt hensyn til at en del tapes ved tilberedelse. Det reelle inntaket vil derfor være lavere enn verdiene angitt i Tabell 4.8.

Doser til en gjennomsnittsnordmann kan beregnes ut fra estimert inntak av  $^{137}\text{Cs}$ . For ”referansemannen” kan vi bruke dosekonverteringsfaktoren  $1.4 \cdot 10^{-8}$  Sv/Bq (ICRP 67). Gjennomsnittlig dose fra matvarene over er gitt i Tabell 4.9.

**Tabell 4.9:** Estimert gjennomsnittlig effektiv dose (mSv) fra utvalgte matvarer i Norge.

Produkt	Dose (mSv)
Reinkjøtt	<b>0,003</b>
Viltkjøtt	<b>0,002</b>
Storfekjøtt	<b>0,003</b>
Småfekjøtt	<b>0,005</b>
Fisk	<b>0,0004</b>
Honning	<b>0,002</b>
Brunost	<b>0,006</b>
Totalt, avrundet	<b>0,02</b>

Gjennomsnittlig individuell dose fra et årlig inntak av alle de utvalgte matvarene er dermed beregnet til 0,02 mSv. Dette vil i tillegg være noe overestimert grunnet tap av  $^{137}\text{Cs}$  ved tilbereding av maten. Resultatene viser således at befolkningen trygt kan konsumere matvarer som omsettes i norske butikker. Til sammenlikning er den beregnede dosen til reindriftsutøvere i Midt- og Sør-Norge over ti ganger så stor som for gjennomsnittsbefolkningen, grunnet høyt konsum av tamrein og naturprodukter.

Man kan få i seg mer  $^{137}\text{Cs}$  enn oppgitt i tabellene over gjennom matvarer som ikke forhandles gjennom butikker, f.eks. fra jakt, ferskvannsfiske og plukking av sopp og bær. Andre matvarer som frukt og grønnsaker kan også gi mindre bidrag til det totale  $^{137}\text{Cs}$ -inntaket i den norske befolkningen. Myndighetene anbefaler at årlig stråledose fra radioaktiv forurensning ikke overskrider 1 mSv. Den samlede, årlige dosen fra  $^{137}\text{Cs}$  vil ligge godt under denne anbefalte grensen for den norske befolkning i snitt.

## 5. OPPSUMMERING OG KONKLUSJONER

Grunnet de atmosfæriske prøvesprengningene og Tsjernobylulykken vil vi fortsatt ha forhøyede nivåer av radioaktivitet i miljøet i mange år framover.

Overvåkningsmålingene viser en generell nedgang i aktivitet i jord, vegetasjon, dyr og mennesker. Ett unntak er sopp, som ennå har høye verdier. Det er fortsatt behov for overvåkningsmålinger og tiltak i deler av Norge innen reindriftsnæringen og husdyrhold. Andelen områder på tiltak er synkende, men fortsatt er over 60 kommuner berørt av nødvendige tiltak for å overholde tiltaksgrensene for kjøtt og melkeprodukter.

Matkurv-prosjektet tar stikkprøver av produkter som omsettes i butikkene. Resultatene viser at det er trygt å kjøpe norsk mat; kun unntaksvis forekommer det matvarer med konsentrasjoner av  $^{137}\text{Cs}$  over tiltaksgrensen. Prosjektet er en kontroll for at tiltakene i landbruket fungerer tilfredsstillende.

Helkroppsmålinger og kostholdsundersøkelser blant forskjellige grupper i befolkningen viser at reinkjøtt og naturprodukter gir det største bidraget til stråledoser i dag. Stråledosene til gjennomsnittsbefolkningen ligger på 2 % av den fastsatte øvre grense. For spesielt utsatte grupper kan dosene være 10-15 ganger høyere enn for snittet. Det er også mulig at enkelte personer har fått doser rundt anbefalt maksimal grense på 1 mSv per år. Det er derfor ønskelig med en oppfølging av spesielt utsatte grupper hvert tredje år framover.

En videreføring av de nåværende målingene vil være et viktig bidrag for vurdering av varigheten av radioaktiv forurensning i miljøet. Opprettholdelsen av luftmålinger og LORAKON-nettverket er viktig også i beredskapssammenheng. Ved en eventuell ny atomulykke, vil tidlig varsling og igangsetting av tiltak kunne begrense skadene for norsk landbruk og reindrift. Pålitelige målinger av jord, vegetasjon og matvarer vil være svært viktig både i overvåkningssammenheng og overfor publikum ved et eventuelt nytt nedfall.



## 6. REFERANSER

Backe, S., Bjerke, H., Rudjord, A. L., Ugletveit, F. Nedfall av cesium i Norge etter Tsjernobylulykken. *SIS Rapport 1986:5*.

Berg, T.C. Overvåking av radioaktivitet i Norge. Årsrapport 1997. (*NILU OR 57/98*). (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 740/98). *Kjeller, Norsk institutt for luftforskning, 1998*.

Berg, T.C. Overvåking av radioaktivitet i Norge. Årsrapport 1998. (*NILU OR 59/99*). *Kjeller, Norsk institutt for luftforskning, 1999*.

Brungot, A.L., Føyn, I., Carroll, J., Kolstad, A.K., Brown, J., Rudjord, A.L., Bøe, B., Hellstrøm, T. Radioactive contamination in the marine environment. *StrålevernRapport 1999:6*.

Harbitz, O., Skuterud, L. *Radioaktiv forurensning – betydning for landbruk, miljø og befolkning*. Landbruksforlaget, Valdres trykkeri, 1999.

Helsedirektoratet. *Kostholdsråd for deg som spiser mye reinkjøtt og ferskvannsfisk*. Utgitt på norsk, sør-samisk og nord-samisk i 1987.

International Commission on Radiological Protection. Report of the task group on Reference Man. *ICRP Publication 23*. Pergamon Press, Oxford, 1975

International Commission on Radiological Protection. A compilation of the major concepts and quantities in use by ICRP. *ICRP Publication 42*. Pergamon Press, Oxford, 1984.

International Commission on Radiological Protection. Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides. Part 1. *ICRP Publication 67*. Pergamon Press, Oxford, 1993.

Landbruksforlaget. *Ti år etter Tsjernobyl. Følger for matproduksjon og helse*. Engers Boktrykkeri A/S, Otta, 1996.

Mehli, H., Skuterud, L., Mosdøl, A. Tsjernobylnedfall i Midt-Norge: Undersøkelser blant reindriftsutøvere i 1992, 1993 og 1996. *StrålevernRapport 1998:9*.

NOU (Norges offentlige utredninger). Et sårbart samfunn. *NOU 2000:24*.

Skuterud, L., Mehli, H., Flø, L. Målinger av cesium-137 i reindriftsutøvarar i Kautokeino i 1993 og 1996. *StrålevernRapport 1998:8*.

SNT. Radioaktivitet i næringsmidler 1987. *SNT-rapport 1, 1988.*

SNT. Radioaktivitet i næringsmidler 1989. *SNT-rapport 4, 1990.*

Statens ernæringsråd. *NORKOST 1993-1994. Landsomfattende kostholdsundersøkelse blant menn og kvinner i alderen 16-79 år.* Oslo, 1997.

Sørli, A.A., Bøe, E., Selnæs, T.D. Kostholdsundersøkelse og helkroppsmålinger for utvalgte grupper i Norge 1991. *StrålevernRapport 1994:10.*

*UNSCEAR: Sources, effects and risks of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. 1988 Report to the General Assembly, with annexes.* United Nations, New York, 1988.

**VEDLEGG 1: PRØVETAKINGSSTEDER FOR MÅLING PÅ JORD OG VEGETASJON.**

<b>Kommune</b>	<b>Prøvesteder</b>	<b>1989</b>	<b>1990</b>	<b>1991</b>	<b>1992</b>	<b>1993</b>	<b>1994</b>	<b>1995</b>	<b>1996</b>	<b>1997</b>	<b>1998</b>
<b>Vang i Valdres</b>	<b>Heen</b>	x	x	x							
	<b>Kattvold</b>	x	x	x							
	<b>Haalien</b>	x	x	x							
<b>Vestre Slidre</b>	<b>Baklia</b>	x	x	x	x						
	<b>Tjønntølen</b>	x		x	x						
	<b>Lykkjestølen</b>	x									
	<b>Søre Gilen</b>	x	x								
<b>Øystre Slidre</b>	<b>Olestølen</b>	x	x	x		x		x			
	<b>Heddalsstølen</b>	x	x	x							
	<b>Sanddalen</b>	x	x	x		x		x			
	<b>Yddestølen</b>	x	x	x							
	<b>Vesle skog</b>	x	x	x							
<b>Luster</b>	<b>Vanndalen</b>	x	x	x	x			x			
<b>Lierne</b>	<b>Middagshaugen</b>	x	x	x	x	x		x	x	x	x
<b>Alstahaug</b>	<b>Leikenga, Tjøtta</b>	x	x	x	x	x					
	<b>Spellemannsåkeren, Tjøtta (jord/gress)</b>					x					
	<b>Spellemannsåkeren, Tjøtta (jordprofiler)</b>					x	x	x	x	x	x

## **VEDLEGG 2:        DETALJER FOR PRØVESTEDER**

VANNDALEN i Luster, Sogn

Høyde over havet: 600 m

Type beite: fjellbeite

Beliggenhet: bratte lier

Vegetasjon på stedet: vier, småbjørk, gress

Jordtype: mineralblandet moldjord, over 40% organisk materiale

MIDDAGSHAUGEN i Lierne, Namdal

Høyde over havet: 650 m

Type beite: fjellbeite

Beliggenhet: østlig hellende lier, fall 1:10

Vegetasjon på stedet: gress, urterik skogsmark

Prøven besto av: 50% gress, 50% urter

Jordtype: sand, silt eller morene, noe leirfattig, lite mold

OLESTØLEN i Øystre Slidre

Høyde over havet: 1000 m

Type beite: fjellbeite

Dominerende plantearter: kvein-starr

Jordtype: mineralblandet moldjord, over 40% organisk materiale

SANDDALEN i Øystre Slidre

Høyde over havet: 1040 m

Type beite: fjellbeite

Dominerende plantearter: kvein-starr

Prøven besto av: 90% gress, 10% urter

Jordtype: moldjord, over 40% organisk materiale

<p style="text-align: center;"><b>Kostholdsundersøkelse for reindriftsamer 1996</b></p>
---

Sør-Trøndelag ... Nord-Trøndelag ... Nordland ...

1. HUSSTAND/ FAMILIE .....

2. Husholdsnummer .....

3. Reinbeitedistrikt .....

4. Kommune .....

3. Har du/dere deltatt i undersøkelsen tidligere?      Ja .....      Nei .....

4. Antall personer i husholdet .....      5. Voksne .....      6 . Barn (under 12 år) .....

Tab 100. Personer i husholdet:

Navn	Alder	Målt 1996

## BRUK AV REINSDYRKJØTT - SPESIELLE HENSYN

10. Har du/dere skaffet reinsdyrkjøtt med lavt radiocesiuminnhold fra reineiere andre steder?

Ja ..... Nei .....

11. Har du/dere bevisst valgt ut egne dyr fra beitested med relativt lavt aktivitetsnivå ?

Ja ..... Nei .....

12. Har du/dere valgt matrein etter måleverdi på enkeltdyr ved levendedyr målinger ?

Ja .... Nei .... Iblant ....

13. Fører du/dere ned matrein (til eget bruk) til et bestemt aktivitetsnivå ?

Ja .... Nei .... Iblant ....

14. Hvis **ja**, til hvilket aktivitetsnivå? .....

Bq/kg

15. Tar du/dere spesielle hensyn ved tilberedningen av kjøttet for å senk innholdet av radiocesium?

Ja ..... Nei .... Iblant .....

16. Hvis **ja**, hvilke hensyn: .....

.....





24. Kvinner og menn?

25. Voksne og barn?

26. Personer?

27. Ev kommentarer .....

.....

### **FERSKVANNSFISK (oppdrettsfisk er ikke medregnet)**

Tab 102. Forbruk av ferskvannsfisk de siste 12 månedene:

Fisket el. kjøpt kg, bruttovekt	Sted for fiske	Spist ant. kg	Antall personer (ev. mengder)

Eller:

Tab 103.

Hvor ofte spiser du/dere ferskvannsfisk til middag eller som hovedrett i andre måltider:

Så å si aldri	0-1 g. mnd.	1-3g. mnd	1-2 g. uke	3-4 g./ uke	5-6 g./uke

35. Ev. kommentarer .....

## FORBRUK AV VILT

Tab 104. Forbruk de siste 12 månedene:

Type vilt	Antall kg eller ant. måltider	Hvor viltet kom fra	Antall personer som har spist (ev mengde%)

40. Ev. kommentarer .....

.....

## FORBRUK AV SOPP

Tab 106. Forbruk de siste 12 månedene, kg friskvekt

Type sopp	Plukket i høst	Brukt til nå	Igjen fra forrige høst	Totalt spist siste 12 mnd.	Til antall personer

41. Hvilket område er soppen plukket i? .....

## FORBRUK AV VILLE BÆR

Tab 105. Forbruk de siste 12 månedene:

Type bær	Plukket i høst	Brukt til nå	Igjen fra forrige høst	Totalt spist siste 12 mnd.	Til antall personer
Molter					
Blåbær					
Tyttebær					

42. Hvilket område er bærene plukket i ? .....

**FREKVENSSKJEMA FOR FORBRUK AV VILLE BÆR**

Tab 107. Hvor ofte spiser du/dere syltetøy, frysetøy eller rørte bær som pålegg

Bærtype	Aldri eller nesten aldri	4-10g./år	1-3 g. /mnd	1-2g/uke	2-4 g/uke	Oftere
Molter						
Blåbær						
Tyttebær						

43. Anslå mengde per gang: f. eks til antall skiver .....

.....

Tab 108 Hvor ofte bruker du/dere ville bær til dessert, til middagen e.l.:

Bærtype	Aldri eller nesten aldri	4-10g./år	1-3 g. /mnd	1-2g/uke	2-4 g/uke	Oftere
Molter						
Blåbær						
Tyttebær						

44. Anslå mengde per gang .....

.....

45. Ev. kommentarer .....

.....