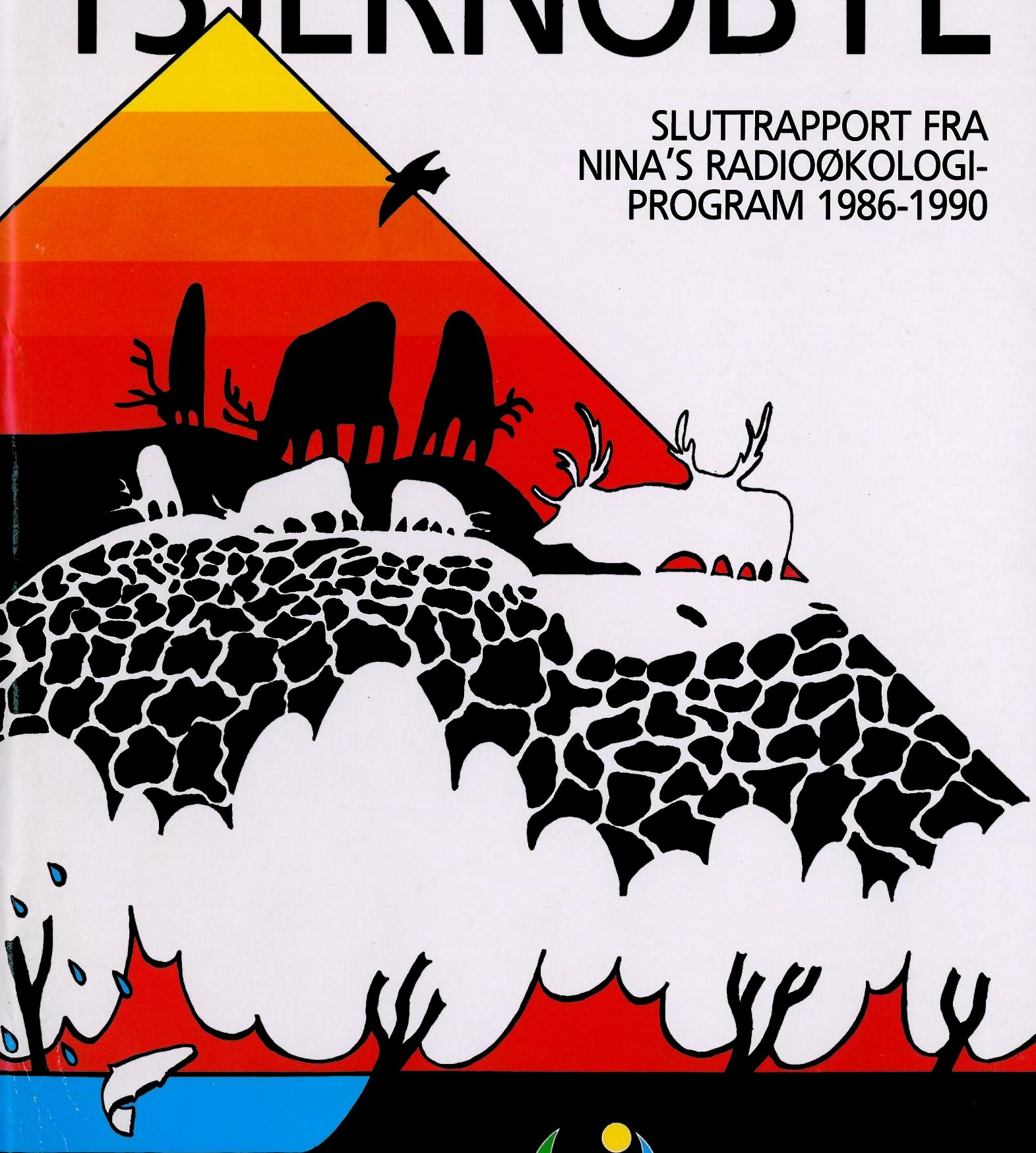


# TSJERNOBYL

SLUTTRAPPORT FRA  
NINA'S RADIOØKOLOGI-  
PROGRAM 1986-1990



NINA

TEMAHEFTE 2

Retting Side 18:

4. avsnitt, linje 5  $s_x = \sqrt{X}$

Ligning (1)  $s_x = \sqrt{X_p + X_b} = \sqrt{X + 2X_b}$

5. avsnitt, linje 4 og 5

$$s_x = \sqrt{2X_b}$$

$$L_c = 1.65\sqrt{2X_b}$$

# **Tsjernobyl - sluttrapport fra NINAs radioøkologiske program 1986 - 1990**

Eldar Gaare  
Bror Jonsson  
Terje Skogland

Temahefte 2  
Norsk institutt for naturforskning

### **NINAs publikasjoner**

NINA utgir seks ulike publikasjoner.

#### **NINA Forskningsrapport**

Her publiseres resultater av NINAs eget forskningsarbeid, i den hensikt å spre forskningsresultater fra institusjonen til et større publikum. Forskningsrapporter utgis som et alternativ til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe mm. gjør dette nødvendig.

#### **NINA Utredning**

Serien omfatter problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, litteraturstudier, sammenstilling av andres materiale og annet som ikke primært er et resultat av NINAs egen forskningaktivitet.

#### **NINA Oppdragsmelding**

Dette er et minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. Opplaget er begrenset.

#### **NINA Notat**

Serien inneholder symposie-referater, korte faglige redegjørelser, statusrapporter, prosjektskisser o.l. i hovedsak rettet mot NINAs egne ansatte eller kolleger og institusjoner som arbeider med tilsvarende emner. Opplaget er begrenset.

#### **NINA Temahefter**

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "allmennheten eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøavdelinger, turist- og friluftslivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

#### **NINA Fakta-ark**

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINAs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

I tillegg publiserer NINA-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Seniorforsker Svein Myrberget er redaktør for NINA Forskningsrapport og NINA Utredning.

Gaare, E., Jonsson B., og Skogland T.  
Tsjernobyl - sluttrapport fra NINAs radioøkologiske program 1986 - 1990  
NINA temahefte 2:1-71

Trondheim, april 1991

ISBN 82-426-0125-9

Klassifisering av publikasjonen:  
Norsk: Forurensning og miljøovervåking  
i limniske og terrestriske miljøer

Rettighetshaver:  
NINA, Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon  
Tor B. Gunnerød  
Eldar Gaare  
Bror Jonsson  
Terje Skogland  
Svein Myrberget

Omslag:  
Sylva Johansen

Design og layout:  
Knut Kringstad  
Tegnekontoret NINA

Sats: NINA

Trykk: Bjærum trykkeri as  
Papir: Carat offset 90 g/cm<sup>2</sup>  
omslag: Cromocard 220 g/m<sup>2</sup>

Opplag: 500

Kontaktadresse:  
Norsk institutt for naturforskning  
Tungasletta 2  
7004 Trondheim  
Tlf: (07) 58 05 00



### Forord

Det radioøkologiske program ved Norsk institutt for naturforskning (NINA) startet etter ulykken i Tsjernobyl i april 1986. Det ble planlagt for 5 år, og med dette takker vi for oppdraget og legger fram rapporten fra undersøkelsene.

Til å begynne med ble prosjektet lagt til Forskningsavdelingen ved Direktoratet for naturforvaltning (DN). Etter dannelsen av NINA i 1988 har ansvaret for prosjektet ligget der, med DN som oppdragsgiver.

Arbeidet har bygget på et godt samarbeid mellom flere forskere ved instituttet og for kortere og lengre perioder med forskere og studenter ved høgskoler og universiteter. De ulike medarbeidere gir her rapport fra sitt bidrag.

Innsamling av prøver har for enkelte typers vedkommende vært arbeidskrevende (villrein), for andre typer har preparering av prøvene krevd mest innsats (plantep prøver). I begge fall har ingeniørstaben ved NINA i travle perioder vært styrket med mange assistenter. Ingeniører og midlertidige assistenter skal ha vår beste takk for den nøyaktighet, tålmodighet og innsatsvilje de har vist. Det samme skal sekretærer og annet kontorpersoneil ha.

Trondheim mars 1991



Eldar Gaare

## Innhold

Forord <i>Eldar Gaare</i> .....	4
Forhistorie og videreføring <i>Eldar Gaare, Tor B.Gunnerød, Bror Jonsson og Terje Skogland</i> .....	7
Oversikt over resultatene <i>Eldar Gaare, Bror Jonsson, Terje Skogland og Eiliv Steinnes</i> .....	9
Det radioaktive nedfallet fra Tsjernobyl sett i forhold til naturlige strålingskilder og tidligere radioaktivt nedfall <i>Eiliv Steinnes</i> .....	14
Måling av radioaktivitet etter Tsjernobyl-katastrofen <i>Roger Næumann og Eldar Gaare</i> .....	16
Radioaktivt cesium i Høysjøen etter Tsjernobyl <i>Ola Ugedal, Bror Jonsson, Inngard Blakar, Torbjørn Forseth, Arnfinn Langeland og Oddvar Njåstad</i> .....	20
Radioaktivt Cs-137 etter Tsjernobylnedfallet i alpine plantesamfunn på Dovrefjell <i>Simen Bretten</i> .....	28
Virkingen på reinens beite i traktene fra Dovrefjell til Rondane av ulykken i Tsjernobyl, april 1986 <i>Eldar Gaare</i> .....	36
Radioaktivt cesium i invertebrater fra Dovrefjell, Norge, 1986 - 1989 etter Tsjernobyl-ulykken <i>John O. Solem og Eldar Gaare</i> .....	48
Radiocesium (Cs-137) i næringskjeden jord/strø - meitemark - rugde etter Tsjernobyl-reaktor-ulykken <i>John Atle Kålås og Simen Bretten</i> .....	52
Radiocesium i liryte og fjellryte forårsaket av reaktor-ulykken i Tsjernobyl <i>Hans Chr. Pedersen og Signe Nybø</i> .....	56
Lokale variasjoner av radiocesium i fjellrotte og lemen <i>Harald Steen og Terje Skogland</i> .....	62
Den biologiske betydning av radiocesium i villrein <i>Terje Skogland, Olav Strand og Ingvild Espelien</i> .....	64





# Forhistorie og videreføring

Eldar Gaare, Tor B. Gunnerød, Bror Jonsson og Terje Skogland

Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7004 Trondheim.

## 1 Innledning

Eksplosjonen i kjernekraftverket i Tsjernobyl i Sovjet-Unionen i april 1986 avslørte at Norge hadde manglende beredskap for slike hendelser. Nedfallet la seg på inn- og utmark, og jordbruksprodukter så vel som fisk, vilt, sopp og bær ble forurenset. I likhet med andre fagfolk ble økologene i Forskningsavdelingen i Direktoratet for naturforvaltning kontaktet av presse og kringkasting, men vi kunne bare i begrenset grad tilfredsstille informasjonsbehovet.

Nedfallet var en langtransportert radioaktiv forurensning som rammet økosystemer vi kjente godt fra mangeårige studier. Fra naturområdene høster vi viktige utmarksgoder, som ørret og røye, rein og rype. Spørsmålet ble om det var farlig å spise fisk og kjøtt fra områder som hadde fått stort nedfall. Hvilken radioaktivitet var det i kjøtt og fisk, og hvordan ville den utvikle seg i tiden framover, i måneder og år? Det var spørsmål som det ble påtrengende å skaffe svar på. Fordi vi så at svar på dette ikke ble gitt av andre, og fordi vi visste at vi hadde landets fremste ekspertise på disse dyrs næringsvaner og alminnelige økologi og biologi, startet vi innsamlinger og målinger som i løpet av få uker ble til et radioøkologisk forskningsprogram

Det ble samlet et stort antall prøver fra faste studieområder, men det ble også innsamlet tallrike prøver for andre spesielle formål. Her rapporterer vi fra hovedundersøkelsene og gjør oppmerksom på at enkelte deler kommer til senere. Dette gjelder flere undersøkelser av planter fra Dovrefjell, fra et furuskogsområde i tilknytning til prøvefeltene i Rondane. Det gjelder også undersøkelser av våtmarksplanter i Rondane som er tema for en ennå ikke fullført hovedfagsoppgave ved Universitetet i Bergen. Materiale som finnes fra andre arter og steder, vil også bli rapportert senere.

## 2 Problemstillinger

Problemstillingene ved programmet var i korte trekk:

### Overordnet mål:

Skaffe kunnskaper om fordelingen av radiocesium i og mellom ulike plantesamfunn og i utvalgte dyr i

fjelløkosystem og ferskvann i områder som var kjent for stort nedfall fra Tsjernobyl-ulykken i april 1986. Oppbygging av kompetanse i radioøkologi nær knyttet til forvaltningen av utmarksressursene var av hensyn til beredskapen et viktig motiv helt fra starten.

### Delmål:

Finne innholdet av radiocesium i dyr og planter fra utvalgte næringskjeder i ferskvann og fjelløkosystem for å:

- dokumentere endringer fra ledd til ledd i næringskjedene og over tid, for å finne biologiske og økologiske halveringstider,
- studere sesongvariasjon,
- se virkninger av jordbunnens næringsstatus,
- avdekke samt følge utviklingen av store lagre i naturen,
- påvise eventuelle biologiske virkninger av radiocesium.

I **ferskvann** ble undersøkelsene lagt til Høysjøen i Verdalen fordi området tidlig ble kjent for høgt nedfall. Følgende næringskjeder ble valgt ut:

- Sedimenter-bentisk vannvegetasjon-bunndyr-ørret.
- Vann-fytoplankton-zooplankton-røye.

På **land** ble undersøkelsene lagt til fjellene ved Kongsvold på Dovrefjell og Dørålen i Rondane, begge steder var kjent for høgt nedfall. Følgende næringskjeder ble valgt ut:

- Lav-villrein-predatorer.
- Jord/strø-insekter/meitemark-rugde.
- Smågnagere-rovvilt.
- Torv-myrplanter (næringsfattig).
- Beiteplanter-lirype/fjellrype.

I hovedsak har dette vært beskrivende prosjekter. Men behovet for å forklare observasjonene førte i løpet av det første året til en mer analytisk angrepsvinkel. F. eks. har vi i ferskvann gjort eksperimenter for å finne ut forholdet mellom fiskestørrelse, vanntemperatur og biologisk halveringstid for radiocesium i ørret. Hos villrein har vi undersøkt effekter av radioaktive strålingsdoser på blodlymfocytter og på populasjonsdynamikk i to bestander.

## 3 Samarbeid og organisering

Vi etablerte kontakter med kolleger ved andre institusjoner, og noen av disse førte til samarbeids-delprosjekter av varig art. Mangelen på erfaring innen arbeide med ra-

dioaktive stoffer og problemstillinger innen radioøkologi førte til opprettelse av en faglig kontaktgruppe i Trondheim. Den har bestått av ulike personer, men følgende har vært med i kortere eller lengre tid:

Inggard Blakar, Simen Bretten, Tor B. Gunnerød, Eldar Gaare, Bror Jonsson, Oddvar Njåstad, Roger Neumann, Terje Skogland, John O. Solem, Eiliv Steinnes, Jørn Thomassen og Ola Ugedal.

Fra starten i 1986 til begynnelsen av 1989 var Tor B. Gunnerød programmets leder med Jørn Thomassen som sekretær, deretter Eldar Gaare med Ola Ugedal som sekretær. Programmet ble organisert i tre deler:

- ferskvann med Bror Jonsson som leder,
- planter og jord med Eldar Gaare som leder, og
- terrestrisk dyreliv med Terje Skogland som leder.

Hovedansvarlig for målingene har vært lederen av Isotoplaboratoriet ved NTH, Roger Næumann. Etter 1989 har de fleste målinger vært utført på NINA's gammateller.

Fram til september 1988 ble programmet drevet av Forskningsavdelingen i Direktoratet for naturforvaltning (DN). Etter dannelsen av Norsk institutt for naturforskning (NINA) var NINA programansvarlig med DN som oppdragsgiver.

## 4 Finansiering

Programmets brå start ga liten anledning til formell prosjektsøknad med problemstillinger og mål, enn si budsjett. Det er grunn til å gi den statlige forvaltning ved DN honnør for at en raskt oppfattet at det var viktig å starte prøvetaking tidlig, og beslutning om igangsettelse ble tatt allerede i juni 1986. Mange prøver ble tatt allerede i mai.

For DN som oppdragsgiver har programmet årlig kostet ca 1 mill NOK. I etterhånd er det vanskelig å beregne lønns-kostnadene i den perioden vi var statstilknyttet, men i 1989 og 1990 har total-budsjettene vært på 2.2-2.4 mill. Det er da ikke tatt hensyn til lønn til medarbeidere knyttet til andre institusjoner eller de delvis betydelige beløp fra deres egne driftsbudsjetter. I alt har programmet kostet over 10 mill, og årlig innsats har vært omlag 2 forsker-årsverk og 3-4 årsverk av ingeniører/feltassistenter.

## 5 Publisering

Fra 1987-1990 har vi årlig holdt et seminar for program-mets deltakere, oppdragsgiver og andre interesserte. Det er gitt rapporter fra disse seminarene. Ellers er mange arbeider publisert ved symposier og i tidsskrifter, populære og vitenskapelige. Dette framgår av litteraturlistene til hvert bi-drag i rapporten. Flere publikasjoner er under arbeid.

## 6 Videreføring

Innen ferskvannsøkologi vil vi følge opp overvåkning av radiocesium i ørret og røye i Høysjøen. Resultatene vil bli brukt som basis i en modellutvikling for å forklare omsetningen av radiocesium i ørret og røye i nordiske innsjøer. Dette arbeidet utføres i samarbeid med svenske forskere i regi av Nordisk kjernesikkerhetsforskning (NKS), Nordiske sjøers radioøkologi.

Det er besluttet at overvåkning av radiocesium skal inngå som en del av den alminnelige terrestriske overvåkning i de områdene som er utvalgt. Dette gjelder Dovrefjell-Rondane, Børgefjell og nye områder etterhvert som de blir med i programmet.

Flateprøver i utvalgte plantesamfunn og prøver av viktige beiteplanter for hjortedyr og ryper vil stå sentralt. Arter med vid utbredelse er prioritert også av hensyn til nordisk koordinering. Noen arter av mose og lav ut over beiteplanter er derfor med av samme grunn, dvs. regional sammenligning. Rein vil, der det er mulig, bli med i denne overvåkning fra de samme områder. Overvåkningen tar ikke sikte på en tidlig varsling av utslipp, men, om det skulle komme, å registrere hvor det rammer, og å følge utviklingen og omfanget av det.

Nedfallet fra ulykken i Tsjernobyl har en presis start og ligger ikke nedfall fra prøvespregningene på 1950- og -60 tallet, altså spredt over lang tid. Tsjernobyl-nedfallet tar vi sikte på å følge i flere tiår, med justering av frekvens og intensitet hvert femte år.

Resultatene fra dette vil inngå i modellutvikling for å søke forklaring på de endringer vi observerer over tid. Slike endringer har vi funnet i plantearter og plantesamfunn, men hva som styrer påvirkningen og transporten av radiocesium disse imellom, er lite dokumentert og forstått. Det er vesentlig å skaffe data og å gjøre eksperimenter for å teste om reinens barmarksbeite over tid tilføres mengder av radiocesium fra rabbenes vinterbeite som kan gi utslag på reinkjøttets innhold i september.

Samarbeid med parallelle radioøkologiske prosjekt finansiert av NLVF må sikre effektiv og økonomisk ressursutnyttning.

Både overvåkning og forskningsmessig videreføring bør integreres i et nordisk samarbeid. Et slikt er allerede i gang for 4 år. Målet er å utveksle erfaring samt koordinere prøvetaking og metodikk. Prosjektet som omfatter radioøkologi kalles RAD, og det er en del av et program for kjernesikkerhetsforskning som Nordisk komite for sikkerhetsforskning under Nordisk ministerråd har satt i gang fra 1990. Norske deltakere fra NINA som er med i dette, er Torbjørn Forseth, Eldar Gaare og Terje Skogland.

# Oversikt over resultatene

Eldar Gaare<sup>1</sup>, Bror Jonsson<sup>1</sup>, Terje Skogland<sup>1</sup> og Eiliv Steinnes<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7004 Trondheim.

<sup>2</sup> Kjemisk institutt, Universitetet i Trondheim, AVH, Trondheim.

## 1 Innledning

Dette er ikke bare et samlende sammendrag av delrapportene. I noen grad har vi også sammenlignet og diskutert prinsipielle likheter og forskjeller i resultatene fra de ulike undersøkelsene.

## 2 Radioaktivitet

Endel grunnstoffer har ustabile kjerner, men gjennom ulike spaltningsprosesser kan de bli stabile. Dette skjer ofte under avgivelse av ulik radioaktiv stråling. Den kan bestå av partikler, alfa- og betastråling, eller være elektromagnetisk, gamma- og røntgenstråling. Slik stråling er av samme natur som lys, men lys har lengre bølgelengde.

Radioaktiv stråling måles vanligvis i enheten Becquerel (Bq):

$$1 \text{ Bq} = 1 \text{ kjernespløtning/sekund.}$$

Radioaktivitet hos et stoff måles pr. vektenhet, Bq/kg.

Levende vev kan absorbere energien i denne stråling, og dosen måles i Gray (Gy):

$$1 \text{ Gy} = 1 \text{ Joule/kg.}$$

Vevet både hos planter og dyr består av celler bygget opp av kompliserte molekyler hvor bindingene mellom atomene kan skades av slik radioaktiv stråling. Jo større skaden er, jo større sjanse er det for at cellen ikke kan reparere den, og at det får følger for cellens funksjon. Cellen kan dø, det kan utvikles kreft, eller dersom det er arvestoff som er skadet, kan eventuelle defekter arves av etterkommerne.

Den skadelige virkning er knyttet til strålingens ioniserende evne, og alfastråling har en virkningsfaktor på 20, beta- og gammastråling på 1.

Effekten på levende vev uttrykkes ved enheten Sievert (Sv):

$$1 \text{ Sv} = 1 \text{ Gy} \cdot \text{virkningsfaktoren.}$$

Den absorberte energi kan måles, effekten bare beregnes.

Radioaktiviteten avtar med tiden. Den tid det tar før aktiviteten er redusert til det halve, kalles halveringstid. For noen stoff som I-131 er den kort (8 dager), for andre som Sr-90 betydelig lengre (30 år). Denne fysiske halveringstid er upåvirket av biologisk aktivitet. I en plante eller et dyr som har fått i seg en dose radioaktivt stoff, vil dette forlate organismen med en hastighet som er avhengig av metabolismen, dvs. stoffomsetningen i det levende vev. Tiden det tar for halvering av dosen, kalles biologisk halveringstid. Særlig for nuklider med noe lengre fysisk halveringstid, måneder og år, er denne i flere tilfeller vesentlig kortere og derfor av spesiell interesse.

For en organisme som lever under naturlige betingelser og inngår i sitt vanlige næringsøkologiske nettverk, taler vi også om en økologisk halveringstid. Den vil ofte bli lengre enn den biologiske på grunn av den stadige nypåfylling gjennom resirkulasjon i økosystemet.

Gammastrålingen fra de ulike radioaktive stoffer har forskjellig bølgelengde, og dette gjør det mulig å påvise hvilket stoff strålingen kommer fra. Våre målinger har inntil 1989 vært utført ved Isotoplaboratoriet ved NTH både som gammaspektroskopi med Ge-detektor, som skiller stoffene godt, og som integraltelling med NaI-detektor. Denne siste skiller ikke grunnstoffene fullt så godt. Fra 1989 er de fleste prøver målt ved NINA's scintillasjonsteler med NaI brønndetektor.

Nedfallet fra Tsjernobyl besto av flere radioaktive stoffer eller nuklider, som de gjerne blir kalt. Disse hadde ulik betydning etter levetid og virkning på organismene. I starten fikk vi en fase hvor radioaktivt jod, I-131, var mest fryktet. På grunn av denne nuklidens korte fysiske halveringstid (8 dager), var denne fase over etter noen uker. Radiocesium, Cs-134 og Cs-137, ble derfor de nuklider faggruppen valgte å konsentrere oppmerksomheten om. Halveringstiden for Cs-134 er 2 år; det betyr at dens betydning nå raskt blir liten i forhold til Cs-137 (halveringstid 30 år).

I de fleste tilfeller har vi målt summen av stråling fra nuklidene Cs-134 og Cs-137. Disse hadde i prøver fra mai 1986 forholdstallet  $\text{Cs-137/Cs-134} = 1.86 \pm 0.04$  ( $N = 10$ ). Dette har vi brukt til å beregne andelen av Cs-137 ved tidspunktet for prøvetaking. I denne rapporten er dette gjennomført for å lette sammenligning med andres data og for enkel beregning av halveringstider.

## 3 Ferskvannsunndersøkelsene

### 3.1 Essensen

Vi fant at ørret og røye i Høysjøen i Verdal sommeren 1986 tok opp radiocesium avhengig av hvor de tok næring. Ørret beitet på grunt vann bunndyr med stor radioaktivitet og fikk raskt høge verdier; røye beitet plankton med låg aktivitet og fikk dermed vesentlig mindre belastning. Ørreten levde der vanntemperaturen var høg, og tapte utover ettersommeren radioaktiviteten raskt. Røya levde i kaldere vann og tapte aktiviteten mindre raskt. Artene nådde omlag like verdier i løpet av vinteren 86/87 og har siden fulgt hverandre.

### 3.2 Resultater

Formålet med undersøkelsen var å kartlegge vandringsveier og oppholdstider for radiocesium i ulike ledd i et innsjø-økosystem. Ørret og røye spiser ulike næringsemner; bunndyr er viktigst for ørret, mens dyreplankton har størst betydning for røye. I 1986 var bunndyrene mer radioaktive enn planktonet. Senere har denne forskjellen jevnet seg ut.

Radioaktiviteten i ørret og røye i Høysjøen ble overvåket i tidsrommet 1986-1990. Akkumuleringen av radiocesium forårsaket av Tsjernobyl-ulykken var vesensforskjellig hos de to fiskeartene. Radioaktiviteten i ørret våren/for-sommeren 1986 steg raskt på grunn av stort opptak av meget radioaktive næringsdyr. Utskillelsen utover sommer og høst gikk imidlertid også raskt, fordi ørret lever nær innsjøens overflate der vanntemperaturen er høy. Røyas opptak av radiocesium utviklet seg saktere. Den hadde lavere næringsopptak, og næringsdyrene var heller ikke så radioaktive som de ørreten spiste. På den annen side gikk utskillelsen av radioaktivitet senere i røye enn ørret. Røya lever dypt der vanntemperaturen er lav.

Selv om radioaktiviteten til ørret og røye var forskjellig i 1986, jevnet denne forskjellen seg raskt ut, og siden 1987 har reduksjonen i radioaktivitet hos de to artene vært parallell. Den økologiske halveringstiden til radiocesium i ørret og røye i Høysjøen er beregnet til å være henholdsvis 357 dager og 550 dager. Dette betyr at radioaktivt cesium vil inngå i den biologiske omsetning, i næringsnettene i Høysjøen i mange år ennå.

Vi har også vist at det er sammenheng mellom innsjøtype og radiocesium i slam og fisk. Innen områder som tilhører Trondheimsfjordens nedslagsfelt, finner vi en positiv korrelasjon mellom innholdet i slam og fisk, spesielt når vi tar hensyn til innsjøstørrelse og nitrogeninnhold i vannet.

## 4 Vegetasjonsundersøkelsene

### 4.1 Essensen

Vi fant at nedfallet festet seg mest i moser, lav og humus. På rabber som var snøfrie i april 1986, ble det på en kvadratmeter liggende igjen 2-3 ganger det som lå igjen på lesider og snøleier. Siden har mengden av radiocesium fra snøbeskyttede steder steget svakt, mens det på rabbene har sunket. Karplanter som alle har et kontrollert opptak av mineralnæring gjennom røttene, hadde i 1986 10-delen av innholdet i moser og lav.

De fleste planter mistet raskt mye radioaktivitet det første året. Dette tolkes som tap av overflatefestet radiocesium (partikler). Vesentlig langsommere mistes det cesium som var assimilert, eller festet til indre overflater hos moser og lav. Tidligere erfaringer og resultater fra prøvesprenginger av kjernevåpen i atmosfæren er anvendbare for å forstå utviklingen i denne siste del av prosjektperioden. Det radiocesium som nå er igjen, omfordeles mellom ulike planter og plantsamfunn ved kjemiske, fysiske og biologiske prosesser. Disse prosesser vil fortsette, og så langt vi kan beregne det idag, vil det gå 20-40 år før lav er tilbake til verdier det hadde før ulykken, < 500 Bq/kg.

### 4.2 Resultater

Undersøkelsene foregikk parallelt i de to fjellområder, Dovrefjell og Rondane.

Det er valgt gradienter fra rabb til snøleie og en gradient fra 900-1700 m oh. med næringsrikt jordsmonn på Knutshøg, og næringsfattig og næringsrikt jordsmonn på Høgsnyta, begge på Dovrefjell. Gradienter i forhold til snødeking og høgdenivå er også valgt i det overalt næringsfattige Dørålen i Rondane.

Nedfallet som antas å ha kommet 28.4.86, ble vasket ut med lokale regnskurer. Den totale nedbør denne dagen var på Kongsvold 0.7 mm og på Fokstua 6.6 mm. På Dovrefjell var været delvis skyet og mildt den dagen, og i perioden forut var det kuldegrader bare om natta. Det var 75% snødeking på Fokstua, det vil si at rabbene var snøfrie ned i sonen dominert av kvitkrull. Vi forutsetter at forholdene i Rondane var omlag tilsvarende. Rabbene i slike kontinentale fjellstrøk domineres av lav, 70-90% er lavmatter med 3-5 arter dominerende. Årets vekst var enda knapt startet selv på rabbene, da nedfallet kom. Fra flekk til flekk var lavmattene og mosene ujevnt tørre avhengig av eksposisjon og lokale vindforhold.

Det meste av det Cs-137 som kom, ble bundet i det levende og døde organiske materialet og i de øverste cm av humusen. Moser og lav er polikilohydre, det vil si at deres vanninnhold varierer med omgivelsenes. Slik også for strøet, det døde organiske materiale som dannes

hvert år, særlig fra plantene. Der snøen dekker, er strø, moser og lav vannmettet. Det som er snøfritt, vil i varierende grad være tørt; tørrest er det der det er mest eksponert mot sol og vind, på solsiden av oppstikkende rabber, blokker og berg. Her har vi funnet planter med størst radioaktivitet, "en tørr svamp kan suge opp mer fuktighet med forurensning enn en våt". Nedfallet som falt på snødekt mark, fulgte smeltevannet og vasket over våt vegetasjon og strø som hadde liten vannlagringskapasitet.

Flatenedfallet var ca 20 kBq/m<sup>2</sup> på leflater som var dekket av snø, og på snøfrie rabber 40-60 kBq/m<sup>2</sup> på løsavsetninger. Fordi rabbene i alle fall i det undersøkte område i Rondane har 50% av arealet dekket av blokker, blir gjennomsnittet 30 kBq/m<sup>2</sup>. Blokkenes sparsomme vegetasjon av lav inneholder mye radioaktivitet pr. vektenhet, men det blir likevel lite pr. flateenhet. Brettens og Gaares undersøkelser av flatenedfallet gir temmelig like verdier fra Dovrefjell og Dørålen. Brettens påviser nedgang på rabber og oppgang på samfunn i le.

Overføringskoeffisienter, dvs. forholdet mellom innholdet av Cs-137 pr. arealenhet og innholdet pr. vektenhet i ulike karplanter, er beregnet av Bretten på prøver fra Knutshø og Gråsnyta på Dovrefjell. De viser god overensstemmelse med undersøkelser i Nord-England. Prøver fra ulike samfunn kunne variere mye i 1986, men konvergente så. Koeffisientene viser overalt klar nedgang med tiden, Cs-137 bindes fastere etterhvert.

I forhold til andre lavarter er innholdet av Cs-137 hos lav på blokk og berg så godt som alltid høgest, maksimalverdier på 85 kBq/kg ble registrert i 1986. Fra plantesamfunn på jord er lavartene og mosene fra rabbene de som har de høyeste verdier i 1986, 25-40 kBq/kg. Høgere planter har, bortsett fra nedfall bundet på overflaten, liten mulighet til rotopptak av Cs-137 i begynnelsen. Deres overflate er vanligvis liten i forhold til vekten sammenlignet med de finoppdelte moser og tildels lav. Innholdet lå derfor på mindre enn tidelen av hva vi fant i kryptogamene. Over tid skjer det nå en omfordeling som delvis skyldes at deler av nedfallet kom som partikler, et fint støv.

Fra overflaten av flerårige planter blåses og vaskes disse partikler ned i råhumusen. Plantenes overflate, behåring og finoppdeling, påvirker dette; det gjør også mengden av vind og vann. Planter med ettårige, overjordiske deler blir strø allerede den første høsten. Moser og lav er flerårige, og de som er tørre, suger inn regnvann med forurensning i indre hulrom og porøse cellevegger. I senere tørrværsperioder damper vannet bort og radioaktiviteten blir tilbake. De lavarter som vokste tørrest, fikk høgest radioaktivitet. Mindre er påvist hos de som var våte. Tilveksten hos disse plantene skjer i toppen, og de nedre deler omdannes gradvis til humus. Den radioaktivitet de bandt, frigjøres ved nedbrytingen og blir tilgjengelig for planter med røtter.

Planter som vokser på rabbene, er utsatt for kraftig vind og tildels vannerosjon (om våren). Strø og løsevne plantedeler, dannet f.eks. ved beiting, tråkk eller vindslitasje, vil flyttes til terrengets lesider og snøleier. Den radioaktivitet som rabbene derfor effektivt bandt (de var snøfrie og hadde store mengder av planter med god samleevne som moser og lav), vil etterhvert delvis flyttes til andre plantesamfunn. Økningen i råhumus som vi nå påviser, særlig i plantesamfunn fra lesider og snøleier, mener vi skyldes denne prosess.

Det knytter seg stor interesse til hvor lenge radioaktiviteten vil forbli i naturen. Cs-137 målt i lav plukket i Rondane sommeren 1985, viste 235 Bq/kg i levende del, 350 Bq/kg i død del. Dette skrev seg fra prøvesprengningene og var avsatt over en periode på ca 20 år.

Hva vil lav plukket i Rondane i 2006, 20 år etter Tsjernobyl, vise? For å si noe om det, må en kjenne den økologiske halveringstiden, dvs. den tid det tar før nettopp halvparten av den opprinnelige mengde Cs-137 er tilbake hos planter som vokser under naturlige forhold.

Halveringstiden for lavarter basert på perioden 1986-88, var bare 1-2 år. Tallene er usikre som følge av stor variasjon, men basert på hele perioden 1987-90 er halveringstiden 4-8 år. Forskjellen skyldes trolig overflatepartikkeler som raskt blåste bort og ned i strø og humus allerede etter ett år. Før en får verdier på 500 Bq/kg i lav som idag har 15 000 Bq/kg, vil det sansynligvis gå 20-40 år.

## 5 Dyrelivet på land

### 5.1 Essensen

Vi fant at innholdet av radiocesium i såpass ulike dyreslag som insekter i dammer og bekker, meitemark, rugde og villrein, sank raskt det første året. Hovedkonklusjonen fra de undersøkte terrestriske næringskjeder og arter på ulike trofiske nivå er at næringsvalget i alt vesentlig forklarer forurensningsgraden. Hos alle undersøkte ledd i de alpine næringskjedene var innholdet av radiocesium lågt, bortsett fra hos villrein som var den eneste art vi undersøkte som spiser lav.

Pattedyr og fugler omsetter en forsvinnende liten del av den totale masse av planter, men rein og rype formidler likevel en mengde radiocesium til enkeltgrupper av mennesker, noe som krever oppmerksomhet i kommende år, ikke minst fordi det er tegn som tyder på at sommerbeiteplantenes miljø mottar radiocesium med det organiske stoff som transporteres fra rabbene.

I Rondane, der reinkjøttet viste høgest radioaktivitet i 1986 (2-3 ganger Knudshø-stammens), har vi påvist nedsatt reproduksjon i årene 1986 og 1987. Dette faller

sammen med registrert høg frekvens av kromosomska-  
der i hvite blodlegemer.

### 5.2 Resultater

Undersøkelser av forurensning med radiocesium av 1) invertebrater i bekker og temporære dammer (gressere, samlere/filtrerere og predatorer) samt 2) meitemark, og 3) de herbivore vertebratene lirype, fjellrype, fjellrotte, lemen og villrein, og 4)karnivorene rugde, fjellrev og jerv ble foretatt i 2 studieområder på Dovrefjell i perioden 1986-1990. For de fleste av artene ble også næringsvalget undersøkt.

Hos villrein, som var ansett spesielt utsatt fordi den beiter lav, ble også bestandsdynamikken undersøkt for å se om radioaktiviteten hadde målbare biologiske effekter.

Et høgbelastet og et mindre belastet område (Rondane-Døråldalen og Knutshø-Gåvålia) ble undersøkt for å påvise om ulik geologi og ulikt nedfallsmønster påvirket radiocesium-opptak hos ryper, smågnagere og villrein.

De undersøkte gruppene av virvelløse dyr i ferskvann (krepsdyr og larver av vårfluer og steinfluer) hadde ca 5-12 kBq/kg Cs-137 i 1986 og hadde redusert innholdet til 4-30% i løpet av det første året etter nedfallet. Predatorer hadde lågre radiocesium-nivåer og mistet radioaktiviteten raskere enn arter som levde av dødt og levende plantemateriale.

Mens det i nivået i plantestrø i humus-skiktet var en nedgang fra ca 5 til 3 kBq/kg i 1986-1990, var nivået i meitemark bare 10-delen, med en 50% reduksjon fra 1986 til 1987 og deretter en utflating til ca 60Bq/kg.

Nivået av radiocesium i rugde som hovedsakelig er en meitemark-spiser, varierte sterkt i forhold til i strø/meitemark-nivået med ca 85% reduksjon det første året etter nedfallet. Deretter fulgte en utflating til under 80 Bq/kg i de 3 påfølgende år.

Det var liten forskjell i radiocesium-nivået i fjellryper og liryper. Begge artene hadde en svært moderat belastning, ca 100 Bq/kg i perioden 1987-1988. Det var en signifikant sammenheng mellom radiocesium i brystmuskulatur og innholdet i dietten hos fjellrype. Ved overføring fra næringsemne til mageinnhold, eller fra mageinnhold til kjøtt hos et dyr, kan resultatet enten bli at konsentrasjonen av radiocesium øker eller minsker. Vi snakker om en biokonsentrasjon fra ledd til ledd i en næringskjede. Er biokonsentrasjonsfaktoren (BKF) mindre enn 1, har det skjedd en uttynning. Er den større enn 1, inneholder f. eks. kjøttet mer enn næringsplantene. For fjell- og lirype fant vi en uttynning, BKF var henholdsvis 0.41 og 0.61.

I vinterhalvåret var snødekkets beskaffenhet den mest utslagsgivende faktor for radiocesium-innholdet i ryper,

fordi snødekkets tykkelse og fordeling påvirker mulighetene for beiting av ulike plantearter avhengig av deres høyde. Innholdet av radiocesium i blader av vier og dvergbjørk var lågre enn i feltsjiktets urter, gress og krypende bukker, f. eks krekling.

Det var ingen forskjell i radiocesium-nivå hos fjell- og liryper fra Knutshø og Rondane som kunne tilskrives geologi eller næringsforhold. Om dette skyldes migrasjon mellom områder er ukjent.

Hos fjellrotte var det en høgere radiocesium-konsentrasjon i det geologisk næringsfattige Rondane, hvor nedfallet var større i forhold til Knutshø i tre ulike habitat-typer "god", "middels" og "dårlig". Habitat-kvaliteten var mest utslagsgivende for radiocesium-nivået i smågnagere, idet de næringsmessig skrinne habitat gav opptil 2.5 ganger høgere konsentrasjon i gnagerne. Det var ingen nedgang i nivå i fjellrotter og lemen i perioden 1986-1989. Nivået i fjellrotter lå på mellom 150-1000 Bq/kg i Rondane og mellom 40 og 350 i Knutshø, mens nivået i lemen var ca 2.3 ganger høgere enn i fjellrotte.

Hos rødvrev og fjellrev (N=7), som eter smågnagere og rype, var radiocesium-nivået om vinteren 2.5-3.5 ganger høgere enn om sommeren og høggest i fjellrev (2.4 ganger høgere, dvs. ca 4.5 kBq/kg om vinteren). BKF i rev var 4-11 i forhold til i byttedyrene, og i samsvar med tidligere eksperimentelle undersøkelser.

Hos villrein sank radiocesium-nivået i lårmuskulatur i Rondane om vinteren fra 40 til 12 kBq/kg og i Knutshø fra 15 til 3 kBq/kg, dvs en reduksjon på 65 og 80%. Nivået var ca 5 ganger høgere om vinteren enn om sommeren, forklart ved sesongmessige diettforskjeller. Reinen spiste i gjennomsnitt 3.5 kg tørrvekt lav/døgn om vinteren. Det var et klart samsvar mellom radiocesium-innholdet i næringen og i vominnhold (BKF 1.2), mellom vominnhold og lårmuskulatur (BKF 1.0) og mellom vominnhold og møkk (BKF 1.85).

Det ble i Rondane-stammen målt 25% nedgang i andelen levende kalv de 2 første årene etter nedfallet, men deretter et normalt nivå. Det ble ikke påvist noen statistisk signifikant endring i andelen levende kalv i Knutshø-stammen hvor forurensningen i muskelvev var ca 40% av Rondanes. Tilsvarende var drektigheten ikke endret hos Knutshø-reinen, mens den i 1988-1989 var signifikant lågre enn i perioden før 1986 i Rondane, og deretter normal. Nedsatt drektighet og endret kalveoverlevelse kunne ikke forklares med sviktende kondisjon hos simlene i Rondane idet nyrefett-indeksen var høggest i de årene da drektigheten var lågest. Måling av kromosombrudd i blod-lymfocytter hos villrein i de to områdene viste en kraftig økning de årene det var svikt i drektighet og kalveoverlevelse.

Hos en jerv fra sommeren og en gaupe fra vinteren innen

studieområdene var BKF 0.8-1.4. Dette er vesentlig lågre enn i tidligere undersøkelser i Alaska hvor reinsdyr utgjorde hovedbyttedyret. Det er kjent fra andre norske undersøkelser at jerv i stor grad fanger smånagere om sommeren og lever av reinsdyr om vinteren, mens gaupe i stor grad fanger rådyr og i mindre grad reinsdyr som streifer i skogen om vinteren. Det finnes derfor ikke representative prøver fra disse store (og fredede) rovdyr med hensyn til BKF i kjeden reinsdyr/predator etter Tsjernobyl-nedfallet.

## 6 Sluttord

Stråling fra radioaktive stoffer forekommer i varierende grad naturlig overalt på jorden. Det meste av denne bakgrunnsstråling får vi i Norge fra gassen radon som kommer fra berggrunnen. For de fleste mennesker i Norge er tilleggsdosen vi får som følge av Tsjernobyl-ulykken, liten i forhold til bakgrunnsstrålingen. Unntak kan vi finne blant dem som spiser mye reinkjøtt og ferskvannsfisk fra de sterkeste belastede områdene.

Alle plantearter som er fulgt helt fra mai/juni 1986, viser en rask økning til et maksimalnivå for arten. Artene imellom er det store forskjeller i dette maksimalnivå, men i utviklingen etterpå er det et fellestrekk. Innholdet av radiocesium faller det første året raskt, de påfølgende år langsommere.

Den raske stigning hos planter henger åpenbart sammen med lagring på overflaten. Hos arter med flerårige overjordiske organer renses de for denne delen av nedfallet med ulik hastighet alt etter overflatens beskaffenhet og utvikling; blader felles, barklag faller av o.l. I alle fall går det raskt i forhold til det som er assimilert i planten, som hadde halveringstider lignende de som er påvist tidligere. Vi tolker dette som en bekreftelse på at nedfallet fra Tsjernobyl også i Norge inneholdt en stor andel partikler.

Ulike dyrearter oppnådde maksimale verdier på ulike tidspunkter i løpet av de første 8 måneder etter ulykken. Innholdet i dyr er avhengig av føden. Strøspiseren meitemark får raskt høge verdier, innholdet synker så for igjen å stige i 1988. Rugda når høge verdier i juli første sommer for så raskt å miste det meste. Reinen får høge verdier først etter 8 måneder når vinterdietten for en stor del består av lav; senere faller verdiene, men svinger med årstiden etter lavinnholdet i dietten. Ørreten stiger til maksimum etter 80 dager, røya etter 150, også dette direkte i takt med føden. Men reduksjonen i radioaktivitet henger for disse vekselvarme dyr ikke bare sammen med fødens innhold; temperaturklimaet de lever under er også viktig. Ørretens levevis nær overflaten ga i 1986 raskere reduksjon enn hos røya som lever i dypere og kaldere vann.

De undersøkte invertebrater viser også stor variasjon med innhold av radiocesium i deres næringsemner.

Vi har i dette prosjektet ikke vært i stand til å få full oversikt over det nedfall som Dovrefjell og Rondane mottok av radiocesium etter ulykken i Tsjernobyl. Flater som var snødekte hadde mindre lagret pr. arealenhet enn rabber som var snøfrie. Men likevel er det ukjent hvor differansen mellom det som ble lagret i snødekket, og det som vegetasjonen og jordsmonnet holdt tilbake under smeltingen, har tatt vegen. Mest rimelig er å anta at det fulgte smeltevannet til vann og vassdrag.

Det som ligger i områdene idag, ser ut til å bli liggende. Eksport ut av økosystemet via jaktet rein eller rype, fisket ørret eller røye, trekkende rugder, eller bærplukking er helt neglisjerbar. Det er grunn til å følge med i omfordelingen mellom jord og planter, og mellom ulike plante-samfunn. Tsjernobyl-ulykken kan gi oss ubehagelige overraskelser i de ti-år som ligger foran oss.

# Det radioaktive nedfallet fra Tsjernobyl - sett i forhold til naturlige strålingskilder og tidligere radioaktivt nedfall

Eiliv Steinnes

Kjemisk institutt, Universitetet i Trondheim, AVH, Trondheim.

## 1 Innledning

I det forskningsprogrammet som nå avsluttes, har hovedformålet vært å lære mere om radioaktive stoffers oppførsel og eventuelle effekter i naturlige økosystemer. Det som sikkert opptar folk mest i Norge når det gjelder nedfallet fra Tsjernobyl, er imidlertid hvilke effekter det har påført mennesker fra 1986 til i dag, og hvilken risiko som knytter seg til  $^{137}\text{Cs}$  og andre langlivede nuklider som ennå i mange år vil eksistere i våre nærmeste omgivelser. For å kunne sette disse spørsmålene i et riktig perspektiv, er det først og fremst nødvendig å se på hvilke naturlige strålingskilder vi utsettes for, og hvordan bidraget fra Tsjernobyl står i forhold til dette.

## 2 Naturlige strålingskilder

Den naturlige bakgrunnsstrålingen som vi alle utsettes for, kan deles inn i to grupper:

1. Kosmisk stråling, som kommer fra sola eller fra verdensrommet utenfor.
2. Stråling fra radioaktive nuklider i jord og berggrunn. De viktigste av disse radioaktive stoffene er uran, thorium og kalium-40.

Den kosmiske strålingen varierer lite fra sted til sted, men øker med høyden over havet. En liten del av strålingen reagerer med atomer i de høyere luftlag og produserer de radioaktive isotopene hydrogen-3 (tritium) og karbon-14, som deretter inngår i de naturlige kretsløp for hydrogen og karbon og dermed også blir tatt opp i levende organismer. Dette gir en viss liten tilleggsbelastning i forhold til den direkte bestrålingen fra kosmiske partikler.

Bakgrunnsstrålingen fra de naturlige radioaktive grunnstoffene varierer langt mer enn det kosmiske bidraget geografisk, og utgjør for de fleste mennesker

en betydelig større eksponering enn den kosmiske strålingen. Det er berggrunnens geokjemiske sammensetning som stort sett bestemmer størrelsen av bakgrunnsstrålingen. I store deler av Skandinavia har vi en naturlig bakgrunnsstråling som er minst det dobbelte av verdensgjennomsnittet, noe som i hovedsak skyldes høyere innhold av uran og thorium i berggrunnen.

Thorium (thorium-232) og uran (hovedsakelig uran-238) er ikke bare radioaktive i seg selv, men de har også en lang rekke radioaktive "datterprodukter" som gjerne opptrer i likevekt med utgangsstoffet. Dette dreier seg om radioaktive isotoper av de grunnstoffene som ligger fra thallium (nr.81) til protactinium (nr.91) i det periodiske systemet. Viktigst av disse nuklidene i sammenheng med strålingbelastning er radon-222, et datterprodukt av uran-238. Radon er en gass, som kan trenge ut fra mineralene og over i luft. Den kan så pustes inn av mennesker og dyr, som dermed utsettes for indre strålingsdoser fra radon-222 og radioaktive "datterprodukter".

I tabell 1 er nedfallet av  $^{137}\text{Cs}$  i Norge fra Tsjernobyl sammenliknet med den allerede eksisterende radioaktiviteten i jorda fra naturlige stoffer, og med nedfallet fra kjernevåpen-sprengninger i atmosfæren på 1950- og 1960-tallet. Det er også vist tall for strontium-90, som i bombesammenheng følger  $^{137}\text{Cs}$  nøye og utgjør en enda større strålingsrisiko. Vi ser at de aktivitetsmengdene av  $^{137}\text{Cs}$  som kom fra Tsjernobyl, og ennå for en stor del sitter i det øverste jordlaget, gjennomsnittlig er langt mindre enn den totale naturlige radioaktiviteten som finnes der på forhånd. Tilsvarende ser vi at Tsjernobyl-bidraget var av samme størrelsesorden som det som kom fra bombesprengninger i atmosfæren på 1950- og 60-tallet. Lokalt ble det imidlertid mange steder målt vesentlig høyere verdier av  $^{137}\text{Cs}$  etter Tsjernobyl.

Tilsvarende ser vi at strontium-90 fra Tsjernobyl representerer et lite problem i sammenlikning med bidraget fra bombeprøvene.

Disse tallene sier oss likevel ikke noe direkte om bidragene til strålingsdoser i befolkningen. Det vil bl.a. avhenge av hva slags stråling radionuklidene sender ut, hvor tilgjengelige de er for opptak i planter, og hvor god vår strålevernberedskap er på matvaresiden.



### 3 Strålingsdoser til mennesker

Det er lagt ned mye arbeid gjennom årene på å beregne strålingsdoser til befolkningen fra forskjellige kilder. De resultatene FN's ekspertorgan UNSCEAR er kommet fram til, er vist i Tabell 2, og gjelder gjennomsnitt på verdensbasis (UNSCEAR 1982). Vi ser at den indre bestrålingen overveier den ytre, hovedsakelig fordi vi puster inn radon. UNSCEAR opererer med en gjennomsnittlig "effektiv dose ekvivalent" pr individ på 2 millisievert pr år. I Norge kan vi regne med et gjennomsnitt på omtrent det dobbelte, og hovedgrunnen til dette er radon fra berggrunnen.

Statens institutt for strålehygiene (Strand et al. 1990) har beregnet at befolkningen i Norge første året etter Tsjernobyl gjennomsnittlig fikk en ekstra dose på 0.20 millisievert, altså et tillegg på ca 5%. Fordelingen mellom indre og ytre bestråling var henholdsvis 0.12 og 0.08 millisievert. Variasjoner i ytre stråledose varierte fylkesvis mellom 0.006 (Finnmark) og 0.37 (Oppland) millisievert. Selv i de områdene av Norge som fikk det største nedfallet, er altså dosebidraget på grunn av Tsjernobyl relativt beskjedent. Et mulig unntak gjelder for personer som har stort konsum av kjøtt eller fisk med høyt innhold av  $^{137}\text{Cs}$ .

Uansett representerer Tsjernobyl-nedfallet et langt mindre strålevern-problem i Norge enn f.eks radon i boliger, der årsdosen i enkelte tilfeller kan bli så høy som 50 millisievert for dem som bor i boligen.

Dette fritar oss imidlertid ikke fra et ansvar når det gjelder å undersøke hvordan  $^{137}\text{Cs}$  og eventuelt andre nuklider fra Tsjernobyl-nedfallet oppfører seg i naturen vår, både for å sikre oss mot overraskelser når det gjelder eksponering av mennesker og for å sikre et bedre kunnskapsgrunnlag som som beredskap i tilfelle nye reaktorulykker i framtida.

### 4 Litteratur

- Backe, S., Bjerke, H., Rudjord, A.L. og Ugletveit F., 1985. Nedfall av cesium i Norge etter Tsjernobyl-ulykken. - Rapport 1986:5, Statens institutt for strålehygiene.
- Lund, L., Michelsen, O.B., Ottar, B. og Wik, T., 1962. A study of Sr-90 and Cs-137 in Norway 1957-1959. - Intern rapport K-253, Forsvarets forskningsinstitutt.
- Strand, P., Kjølås, G., Reitan, J.B., Strand, T., Berthelsen T. og Selnes, T.D., 1990. Doser fra ekstern og intern bestråling første år etter Tsjernobyl-ulykken. - Rapport 1990:2. Statens institutt for strålehygiene.

UNSCEAR 1982: Ionizing radiation; sources and biological effects. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1982. - Report to the General Assembly. United Nations, New York.

Tabell 1. Nivåer av radioaktivitet i de øverste 20 cm av jordsmonnet (kilobecquerel/m<sup>2</sup>)

Naturlige stoffer i jorda (gjennomsnitt)	
Kalium - 40	200
Uran-238 + datterprodukter	100
Thorium-232 + datterprodukter	100
Bidrag fra radioaktivt nedfall i Norge	
* Tsjernobyl:	
Cesium-137, landsgjennomsnitt	7
———, geografisk variasjon	0.2-103
Strontium-90, landsgjennomsnitt	ca 0.1
** Bombenedfall, 1950-60 årene:	
Cesium-137	ca 4
Strontium-90	ca 3

\* Data fra Backe et al. 1985.

\*\* Anslått på basis av data fra Lund et al. 1962.

Tabell 2. Relative bidrag fra naturlige kilder til befolkningens strålingsdose. Verdiene, som er basert på UNSCEAR 1982, er gitt i % og gjelder på verdensbasis.

Kilde	Ytre bestråling	Indre bestråling	Totalt
Kosmisk stråling	15	-	15
"Kosmogene" nuklider (tritium, karbon-14)	-	1	1
Bidrag fra grunnen:			
Kalium-40	6	9	15
Uran-238 serien	5	48	53
Thorium-232 serien	7	9*	16
	33	67	100

\* Herav 40% fra Radon-222.

# Måling av radioaktivitet etter Tsjernobyl-katastrofen

Roger Næumann<sup>1</sup> og Eldar Gaare<sup>2</sup>

1 Institutt for uorganisk kjemi, Norges tekniske høgskole, Trondheim.

2 Norsk institutt for naturforskning, Trondheim

## 1 Innledning

Eksplasjonen og den påfølgende brann ved atomkraftverket i Tsjernobyl 26. april 1986 førte til at store mengder radioaktive fisjonsprodukter ble injisert i atmosfæren. Den radioaktive skyen nådde Sverige og Norge 28. april. Det vesentlige av nedfallet fulgte utvasking med regn. Nedfallet kom over en relativt kort tidsperiode og ble ganske ujevnt geografisk fordelt. I Norge er det særlig jodisotopen  $^{131}\text{I}$  og de radioaktive cesiumisotopene  $^{137}\text{Cs}$  og  $^{134}\text{Cs}$  som har bidratt til et økt strålingsnivå. Det er anslått at Tsjernobyl ga et nedfall av  $^{137}\text{Cs}$  over Norge som er 2.5 ganger det totale nedfallet fra atombombeprøvene i 1950 og 1960 årene (Lindell 1988).

Denne artikkelen omtaler noen av de målemetoder som ble benyttet for en absolutt bestemmelse av aktiviteten av disse cesiumisotopene under det radioøkologiske forskningsprogrammet som NINA nå avslutter, og det kan være på sin plass med en kort omtale av enkelte grunnleggende begreper innen kjernekjemien som har betydning for forståelse av de valgte målemetoder.

## 2 Noen grunnleggende begreper

De fleste kjernemodeller beskriver atomkjernen som en samling av protoner og nøytroner, som med et fellesnavn benevnes nukleoner. Protonet bærer en positiv enhetsladning, mens nøytronet er elektrisk nøytralt. Antall protoner i en atomkjerne bestemmer kjerneladningen og følgelig også atomets plass i det periodiske system. Hvert atomslag eller nuklide er spesifisert ved det antall nøytroner og protoner som kjernen inneholder.

De fleste fisjons- og aktiveringsprodukter som dannes ved drift av en atomreaktor, har et for høyt antall nøytroner i kjernen i forhold til det som svarer til stabilitet. En slik radioaktiv nuklide kan nærme seg stabilitet ved at et nøytron i kjernen omvandles til et proton i kjernen under utsendelse av et negativt elektron ( $b^-$ , negativ betapartikel). Omvandlingen fører til at atomnummeret øker med én enhet, men det totale antall nukleoner i kjernen endres

ikke. Denne prosessen kalles betadesintegrasjon. Som et eksempel kan vi ta prosessen  $^{131}\text{I} = ^{131}\text{Xe} + b^-$ , der en isotop av jod som inneholder 131 nukleoner omvandles til en xenonisotop med 131 nukleoner i kjernen. Prosessen følger en første ordens reaksjonskinetikk og er karakterisert ved en bestemt halveringstid. Det er imidlertid forholdsvis sjelden at en slik desintegrasjonsprosess går fra grunntilstand i modernukliden til grunntilstanden i datternukliden. Som regel fører desintegrasjonen til eksiterte tilstander i datternukliden. Disse omvandles sukkesivt til grunntilstanden under utsendelse av gammastråling. Gammastråling er en gjennomtrengende elektromagnetisk stråling, som i likhet med lys og røntgenstråling sendes ut i kvanter med energi  $E = hn$ , der  $n$  er strålingens frekvens og  $h$  er Planck's konstant. En radioaktiv nuklide er således karakterisert ved sin halveringstid, samt art og energi av den stråling som sendes ut. Energien angis gjerne i elektronvolt (eV), eventuelt med bruk av prefikser: keV og MeV.

## 3 Måling av radioaktivitet

Ladde partikler, slik som elektroner (betapartikler) og alfapartikler, har tildels meget liten rekkevidde i materien. Dessuten sendes betapartikler ut i et kontinuerlig energispektrum. Ved måling av rene beta-desintegrerende nuklider slik som  $^{90}\text{Sr}$ - $^{90}\text{Y}$  vil det derfor være nødvendig å opparbeide prøvene kjemisk for å oppnå et tilstrekkelig radiokjemisk rent preparat og i en form som egner seg for betatelling.

Gammastråling er som nevnt gjennomtrengende, og strålingen sendes ut som kvanter med definerte energier. Prøvene kan derfor måles ikke-destruktivt med et minimum av behandling før måling. Gamma-spektroskopiske metoder tillater dessuten en entydig kvalitativ og kvantitativ bestemmelse av de radioaktive nuklidene i prøvene.

Gammastråler med moderate energier ( $< 1.2$  MeV) absorberes hovedsaklig ved to konkurrerende prosesser. Ved fotoelektrisk effekt avgir kvantet hele sin energi til et sterkt bundet elektron i et atom i absorbatormaterialet. Ved Compton spredning undergår kvantet et elastisk støt med et løst bundet elektron. Det avgir bare en del av sin energi til elektronet, samtidig som det avbøyes med redusert energi.

Ved deteksjon av gammastråling behøver vi forøvrig ikke ta hensyn til de aktuelle absorpsjonsmekanismer så lenge hele gammakvantets energi dissiperes i detektoren. Hvis imidlertid noe av den sekundære stråling treng-

er ut av detektoren, vil vi observere en forvrengning av spekteret, og dette er opphavet til den såkalte Compton-bakgrunn som omtales senere i denne artikkelen.

Isotoplaboratoriet ved Institutt for uorganisk kjemi begynte de systematiske målingene av det radioaktive nedfallet etter Tsjernobyl-ulykken allerede medio mai 1986. En rekke nuklider ble påvist ved gammaspektrometri med en 15 % Ge-detektor (tall i parenteser angir halveringstidene i dager):  $^{95}\text{Zr}$ - $^{95}\text{Nb}$  (64 d-35 d),  $^{99}\text{Mo}$ - $^{99}\text{Tc}$  (2.8 d-0.25 d),  $^{103}\text{Ru}$  (39 d),  $^{132}\text{Te}$ - $^{132}\text{I}$  (3.3 d-0.1 d),  $^{131}\text{I}$  (8.04 d),  $^{134}\text{Cs}$  (753 d),  $^{136}\text{Cs}$  (13 d),  $^{137}\text{Cs}$  (11000 d),  $^{140}\text{Ba}$ - $^{140}\text{La}$  (12.8 d-1.7 d) og  $^{141}\text{Ce}$  (32.6 d). Den kortlevende jodisotopen  $^{131}\text{I}$  dominerte aktiviteten av disse tidlig innsamlede prøvene, således var forholdet mellom aktivitetene til  $^{131}\text{I}$  og  $^{137}\text{Cs}$  1. mai 1986 ca. 10 i enkelte prøver av grasmarek og humusrik myrjord. Nedfallet var også karakterisert av den relativt store andelen av  $^{134}\text{Cs}$ ; forholdet mellom aktivitetene  $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$  var 1. mai 1986 lik  $1.9 \pm 0.1$ . Etter hvert som de kortlevende, radioaktive nuklidene (særlig  $^{131}\text{I}$ ) døde ut, begynte aktiviteten av cesiumisotopene  $^{137}\text{Cs}$  (30.174 år) og  $^{134}\text{Cs}$  (2.063 år) å dominere. I dag er disse isotopene helt dominerende, samtidig som forholdet mellom aktivitetene  $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ , 1. mai 1990 - fire år etter Tsjernobyl-katastrofen, er økt til 6.7.

Det ble i juni 1986 innledet et samarbeid mellom Forskningsavdelingen ved Direktoratet for naturforvaltning (DN) og Isotoplaboratoriet ved Institutt for uorganisk kjemi, hvor isotoplaboratoriet fikk ansvaret for å bestemme aktiviteten av radioaktivt cesium i de prøvene som DN (senere NINA) samlet inn fra de forskjellige økosystemer. Cand scient. Oddvar Njåstad som da utførte sin hovedfagsoppgave ved isotoplaboratoriet, fikk ansvaret for gjennomføringen av de fleste, praktiske målingene.

## 4 Valg av målemetoder

I det følgende gis en kort beskrivelse av de forhold som har hatt betydning ved valg av målemetoder for radioaktivt cesium.

Isotopen  $^{137}\text{Cs}$  går i 93.5 % av desintegrasjonen ved betadesintegrasjon til en kortlevet isomer  $^{137\text{m}}\text{Ba}$  som omvandles til grunntilstanden i  $^{137}\text{Ba}$  under utsendelse av 661.7 keV gammakvanter, samt noen konversjonselektroner. Totalt sendes det ut 661.7 keV gammastråling i 85.0 % av desintegrasjonene. Isotopen  $^{134}\text{Cs}$  har et mer komplisert desintegrasjonsskjema. Betadesintegrasjon foregår her til en rekke eksiterte nivåer, som sukkesivt deeksiteres til grunntilstanden i  $^{134}\text{Ba}$ . Det utsendes en hel kaskade av gammakvanter, de viktigste energiene (keV) er : 475.4 (1.47 %), 563.3 (8.38 %), 569.3 (15.4 %), 604.7 (97.6 %), 795.8 (85.4 %), 801.8 (8.73 %), 1038.5 (1.00 %), 1167.9 (1.81 %) og 1365.2 (3.04 %).

Målingene av radiocesium er utført med to forskjellige metoder; høyoppløsnings-gammaspektroskopi med en Ge-detektor og integraltelling med NaI scintillasjonsdetektorer.

Germaniumdetektoren har en overlegen energioppløsning og en relativt høy effektivitet for røntgen- og gammastråling. Den aktuelle detektoren som ble anvendt i disse målingene, har således en halv-verdibredde for  $^{137}\text{Cs}$  662 keV fototopp lik 3.0 keV. En NaI-scintillasjonsdetektor produserer til sammenligning typisk en 662 keV fototopp med halv-verdibredde av størrelsesorden 50-60 keV.

Dette får betydning for hvilke prøver som kan måles med de respektive detektortyper. Når prøvene kan forventes å inneholde andre aktiviteter enn  $^{137}\text{Cs}$  og  $^{134}\text{Cs}$ , bør analysen utføres som gammaspektroskopi med en Ge-detektor. Typisk er mineraljordprøver som inneholder kalium og/eller uran og thorium, samtidig som cesiumaktiviteten er relativt lav. I et slikt tilfelle vil en få bidrag fra  $^{40}\text{K}$  (1460.7), nuklider i  $^{232}\text{Th}$  familien:  $^{208}\text{Tl}$  (583.1, 860.5, 2614.3),  $^{212}\text{Pb}$  (238.6),  $^{212}\text{Bi}$  (727.3),  $^{228}\text{Ac}$  (911.0, 968.8, 1588.3) og nuklider fra  $^{226}\text{Ra}$  kjeden:  $^{214}\text{Pb}$  (242.0, 295.4, 352.0),  $^{214}\text{Bi}$  (609.3, 768.1, 1120.0) og  $^{226}\text{Ra}$  (186.2). Tallene i parentes angir energier i keV for de mest intense linjene i spekteret. Med NaI-spektroskopi vil det i praksis være umulig både å skille fototoppene til  $^{137}\text{Cs}$  og  $^{134}\text{Cs}$  fra hverandre og fra de andre fototoppene i spekteret. Selv med Ge-spektroskopi kan det være vanskelig å adskille  $^{134}\text{Cs}$  604.7 keV fra  $^{214}\text{Bi}$  609.3 keV fototopp. Disse flyter sammen i en dublett som imidlertid i de fleste tilfelle kan oppløses numerisk.

Fototoppene i et gammaspektrum er overlappet et såkalt Compton-kontinuum. Dette gjelder uansett om man benytter en Ge- eller en NaI-detektor. Mekanismene for absorpsjon av gammakvanter er slik at for hver fototopp i spekteret genereres det en kontinuerlig energifordeling som strekker seg fra null opp til "Comptonkanten"; en karakteristisk energi lavere enn fototoppens energi. Compton-bakgrunnen i spekteret består derfor av summen av alle disse individuelle Compton-fordelingene.

For utvalgte prøver av biologisk materiale som forventes bare å inneholde de radioaktive cesiumisotopene, vil det likevel være mulig å bestemme cesiumaktiviteten ved hjelp av en NaI-detektor. Det vil være hensiktsmessig å telle integralt, dvs. registrere alle begivenheter over en valgt terskelenergi. Denne metoden tillater kun en bestemmelse av den totale aktiviteten av radiocesium ( $^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$ ).

Måling av radioaktiviteten i en prøve foregår i alle tilfelle ved optelling av et antall pulser  $X_p$  over en talletid  $Dt_p$ . Telleraten  $R_p = X_p/Dt_p$  må korrigeres for bakgrunnstelleraten  $R_b = X_b/Dt_b$ , og netto tellerate som skyldes radioaktivitet i prøven er  $R = R_p - R_b$ .

Ved en integral telling (Nal-detektor) registreres det totale antall pulser  $X_p$  over en talletid  $Dt_p$ . Bakgrunnen skyldes vanligvis kosmisk stråling, og naturlig radioaktive nuklider i jordbunn, samt i bygnings- og konstruksjonsmaterialer. På grunn av varierende kosmisk aktivitet og varierende innhold av radon i laboratorieluften vil bakgrunnen variere noe over tid. Bakgrunnstelleraten  $R_b$  må vanligvis bestemmes i separate målinger.

Ved gammaspektroskopi bestemmes  $X_p$  som arealet under fototoppen, dvs. som summen av antall pulser i kanalene mellom øvre og nedre grensekanal for fototoppen. Bakgrunnen er nå bestemt av Compton-kontinuumet under fototoppen, og dette kan estimeres ved hjelp av antall pulser som er samlet opp i de nærmeste kanalene over øvre og under nedre grensekanal for fototoppen. Bakgrunnstelleraten er følgelig direkte avhengig av hvilke aktiviteter som er til stede i prøven og  $Dt_b = Dt_p$ . Netto tellerate  $R = X/Dt_p = (X_p - X_b)/Dt_p$  er et mål for vedkommende nuklides aktivitet.

Radioaktivitet angis etter SI standarden i måleenheten Becquerel (Bq) som er et direkte mål for desintegrasjonsraten idet  $1 \text{ Bq} = 1$  desintegrasjon pr. sekund. Sammenhengen med observert netto tellerate er tilsynelatende enkel, idet  $R = c \cdot A$  der  $A$  er aktiviteten og  $c$  er en deteksjonskoeffisient. Deteksjonskoeffisienten er karakteristisk for måleoppstillingen og er en komplisert funksjon av slike parametre som strålingens art og energi, detektorens respons, samt prøvens "geometri", dvs. prøvens eksakte størrelse, form og posisjon i forhold til detektoren. I praksis bestemmes deteksjonskoeffisienten best ved en omhyggelig kalibrering med kjente aktiviteter.

Radioaktivitet er en statistisk prosess som tilnærmet følger en Poisson-fordeling. En viktig konsekvens er at hvis vi i en enkelt måling observerer  $X$  antall pulser vil variansen i  $X$  estimeres av  $X$  selv, og det forventede standardavvik er  $s_x = R(X)$ . Har vi samlet opp 100 pulser, vil vi i følge tellestatistikken forvente 10 % feil. Ved subtraksjon av en bakgrunn  $X_b = R_b \cdot Dt_b$  får vi å addere variansene slik at standardavviket i netto antall pulser nå blir:

$$s_x = R(X_p + X_b) = R(X + 2X_b) \quad (1)$$

Variansen i en serie målinger vil ofte være større enn forventet etter denne tellestatistikken, idet man observerer en eksessvarians som skyldes slike faktorer som variasjon i prøvenes form, sammensetning og eksakt posisjon i forhold til detektoren, samt elektronisk støy og drift av instrumentparametre.

Ved måling av lave aktiviteter er det viktig å kunne avgjøre om en bestemt aktivitet er til stede eller ikke. Hvis aktivitet ikke er til stede, dvs.  $X = 0$ , får vi i henhold til ligning (1) :  $s_x = R(2X_b)$ . Vi har valgt å angi et kritisk nivå etter Currie (1968) som  $L_C = 1.65R(2X_b)$ . Dette svarer til et 95 % konfidens-nivå og ca. 60 % standardavvik.

## 5 Gjennomføring av målingene

Målingene ved Isotoplaboratoriet, Institutt for uorganisk kjemi, ble i perioden 1986-1989 gjennomført ved gammaspektrometri med en 15 % Ge HP detektor og en 4000 kanals CANBERRA model 40 analysator on-line med en DEC Professional 350 datamaskin. De integrale tellingene ble i denne perioden utført på utvalgte prøver med 2 stk. Harshaw 3" \* 3" Nal integral-line brønndetektorer koblet til enkanals Selektroelektronik analysatorer. Brønnen i detektorene er 50 mm dyp og har en diameter lik 24.5 mm.

Bakgrunnstelleraten til Nal-tellerne ble målt daglig i 4000 s, og det ble ført statistikk over variasjonene. Alle instrumenter ble regelmessig kontrollert ved telling av standardkilder. I tilsvarende ble det gjennomført kji-kvadrat tester.

Det er benyttet flere tellegeometrier gjennom perioden, til slutt ble vi stående ved to standard geometrier:

- (I) Sylindrisk plastboks med lokk, diameter 72 mm, dybde 24 mm. (Forsendelses-container fra A/S NUNC i Danmark). Disse boksene fylles alltid helt fulle og plasseres sentralt på detektorens endeplate.
- (II) Standard pulverglass med diameter 24 mm og dybde 50 mm. Disse benyttes for mindre prøver som telles i Nal-detektorenes brønn.

Den opprinnelige kalibreringen av gammaspektrografen ble utført ved hjelp av en serie prøver som var målt av Statens Institutt for Stråle-hygiene (SIS) våren 1986. Sekundære standarder med riktig forhold mellom  $^{137}\text{Cs}$  og  $^{134}\text{Cs}$  ble senere benyttet til regelmessig omkalibrering av Nal-tellerne. Telleglassene ble også kalibrert for varierende ifyllings-høyde med løsninger av  $^{137}\text{Cs}$  og  $^{134}\text{Cs}$ .

For tellinger med Nal ble det i de fleste tilfelle anvendt en maksimal talletid lik 4000 s. Spesielt lavaktive prøver og vanskelige prøver ble målt inntil 1 døgn med Ge-detektoren. Usikkerheten ved målingene er anslått som standardavvik for Poisson-fordelte begivenheter etter ligning (1).

Deteksjonsgrenser er beregnet a posteriori som kritisk nivå etter Currie (1968).

NINA har anskaffet en egen Nal scintillasjonsteller og har siden april 1989 utført radioaktivitetsmålingene. Instrumentet er av merke LKB Wallac: CompuGamma 1282 med en 3" \* 3" Nal brønnekristall. Brønnen er sylindrisk med diameter 20 mm og dybde 50 mm. Instrumentet er koblet til en LKB Wallac 1224 Laboratory Computer. Den

automatiske prøveveksleren gir instrumentet en stor døgnkapasitet. Målingene ble utført som integrale tellinger i et energivindu med bredde fra 460 til 932 keV. Lavprøver målt ved isotoplaboratoriet, NTH ble brukt som sekundære standarder for kalibrering av dette instrumentet. Kalibreringen ble gjentatt med 6 ukers mellomrom. Bakgrunnen er målt regelmessig og viser liten variasjon.

Samlet har vi gjennom programmet målt aktiviteten av over 10 000 prøver.

Som nevnt gir integrale tellinger summen av aktivitetene til  $^{134}\text{Cs}$  og  $^{137}\text{Cs}$ . Det meste av publisert litteratur referer til aktiviteten av den mest langtlivede nukliden  $^{137}\text{Cs}$ . For lettere å sammenligne med slike publiserte verdier har vi beregnet aktiviteten av  $^{137}\text{Cs}$  med utgangspunkt i det kjente forholdet mellom  $^{137}\text{Cs}$  og  $^{134}\text{Cs}$  i det opprinnelige nedfallet over Norge. Forholdstallet 1.86 pr. 01.05.1986 er lagt til grunn i de arbeider som presenteres i denne rapporten. De spredte, direkte målingene vi har av aktiviteten til  $^{137}\text{Cs}$  viser at avviket fra beregnet verdi aldri overstiger 5% og for det meste er mindre enn 2%.

Hvis man i enkelte prøver observerer et forhold mellom aktivitetene av  $^{137}\text{Cs}$  og  $^{134}\text{Cs}$  som er signifikant større enn beregnet på grunnlag av sammensetningen i det opprinnelige nedfallet, vil det være grunnlag for å påstå at prøven inneholder rester av  $^{137}\text{Cs}$  fra bombeprøvene i sekstiårene.

Vi har bestemt forholdet i prøver av lav og strøfall innsamlet på Knudshø og ved Grønnbakken på Dovrefjell 15.05.1986. Resultatene er gjengitt i tabell 1. Tendensen til et økende forhold fra topp av planter mot jorden skyldes trolig en økende restmengde  $^{137}\text{Cs}$  fra nedfallet etter atombombepøvene.

Tabell 1. Forholdet  $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$  pr. 01.05.1986 for lav og strø innsamlet fra Dovrefjell 15.05.1986. Artene er *Alectoria ochroleuca*, *Cetraria nivalis*, *Cladina mitis* og *Cl. stellaris*.

	Middel	Std.av.	N
Levende (øvre ca. 2 cm) epigeisk lav	1.86	0.04	10
Død (nødre ca. 3 cm) epigeisk lav	1.92	0.05	7
Strøfall, vesentlig død lav	1.96	0.09	10

## 6 Litteratur

- Currie, L.A. 1968. Limits for qualitative detection and quantitative determination. - Anal. Chem. 1968, 40: 585-593.
- Lindell, B. 1988. Memories of the early days of environmental radioactive contamination. - 5th Nordic Seminar on Radioecology, Rättvik, 22-25 August, 1988.

# Radioaktivt cesium i Høysjøen etter Tsjernobyl

Ola Ugedal<sup>1,3</sup>, Bror Jonsson<sup>1</sup>, Inggard Blakar<sup>1,4</sup>, Torbjørn Forseth<sup>1</sup>, Arnfinn Langeland<sup>1</sup> og Oddvar Njåstad<sup>2</sup>

- 1) Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, Trondheim.
- 2) Institutt for uorganisk kjemi, Norges tekniske høgskole, Trondheim.
- 3) Nåværende adresse: Finnmark Distriktshøgskole, Alta.
- 4) Nåværende adresse: Institutt for Jordfag, Norges landbrukshøgskole, Ås.

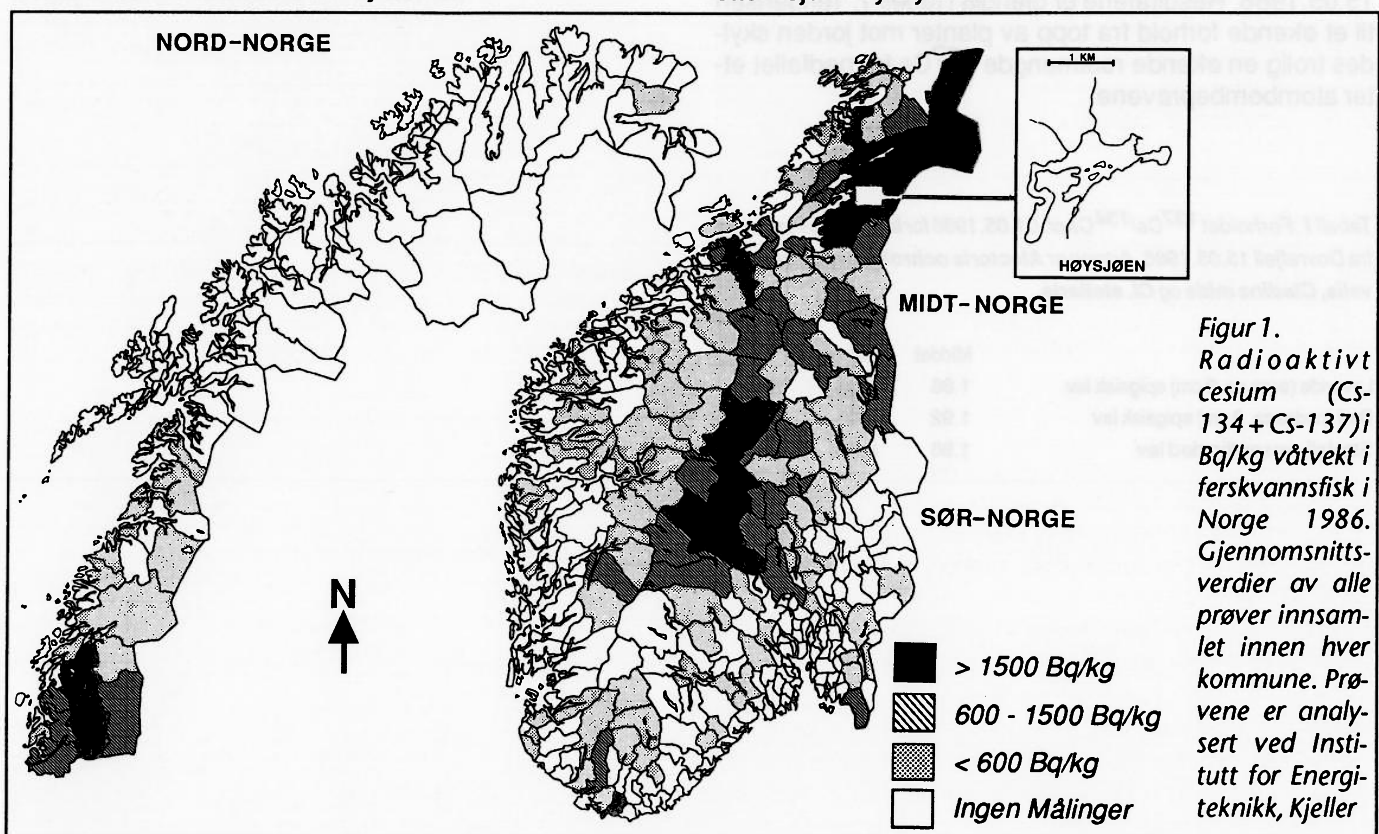
## 1 Innledning

Kjernekraftulykken i Tsjernobyl førte til høyt innhold av radioaktivt cesium i ferskvannsfisk i to store områder av Norge (figur 1). Den geografiske fordeling av radiocesium i fisk stemte godt overens med fordelingen av total radioaktiv stråling fra bakken, slik det ble funnet av NGU (Lindahl & Håbrekke 1986). En av sjøene med høyest innhold av radiocesium var Høysjøen (figur 1). I denne innsjøen valgte vi å gjøre mer omfattende undersøkelser av radiocesium i systemet.

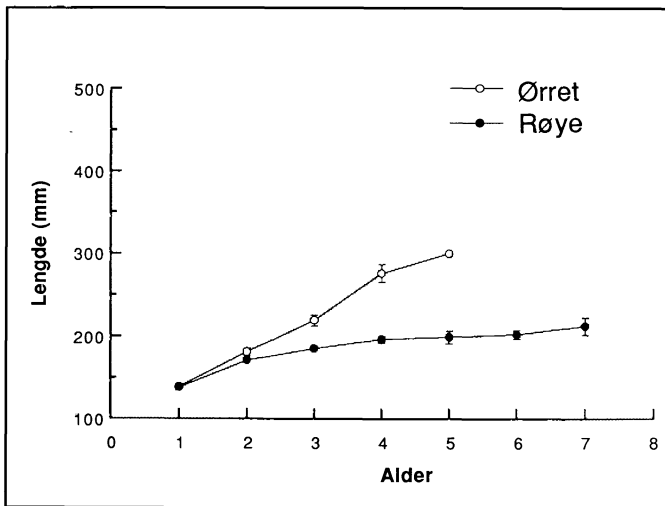
Høysjøen ligger i Verdal kommune i Nord-Trøndelag. Innsjøen ligger 222 m oh og har et nedbørfelt på 23 km<sup>2</sup>. Overflatearealet er på 1 km<sup>2</sup>, og største registrerte dyp er 26,5 m. Middeldyp og innsjøvolum er beregnet til henholdsvis 7,5 m og 7,8 mill. m<sup>3</sup>, og teoretisk oppholdstid er anslått til 3 måneder. Innsjøen er ionefattig, har lav bufferevne og er noe marint påvirket. Konsentrasjonen av kalium er svært lav, og innsjøen er betydelig humuspåvirket. Siktedypet varierer vanligvis mellom 2-3 m.

Ørret og røye er de eneste fiskeartene i Høysjøen. Røya er mer tallrik enn ørreten. Fangstene i juni 1987, da begge arter hovedsakelig oppholdt seg langs bunnen, tyder på at det på dette tidspunkt var omtrent 6 ganger så mange røye som ørret i fangbar størrelse (over ca. 13 cm). Ørreten i Høysjøen vokser bedre enn røya (figur 2), og den er i bedre kondisjon. Gjennomsnittlig kondisjonsfaktor i 1987 ble beregnet til henholdsvis 0.94 og 0.78.

Høysjøen var islagt og nedbørfeltet dekket med snø da det radioaktive nedfallet kom de siste dagene av april 1986. Snøen smeltet i løpet av mai, og Høysjøen ble isfri rundt 17. mai 1986. Nedfallet av radioaktivt cesium over Høysjøen og dens nedbørfelt var på omtrent 50 kBq/m<sup>2</sup> etter Tsjernobylulykken.



Figur 1. Radioaktivt cesium (Cs-134 + Cs-137) i Bq/kg våtvekt i ferskvannsfisk i Norge 1986. Gjennomsnittsverdier av alle prøver innsamlet innen hver kommune. Prøvene er analysert ved Institutt for Energiteknikk, Kjeller



Figur 2. Gjennomsnittlig lengde ( $\pm$  SE) ved ulike aldre hos ørret og røye i Høysjøen i oktober 1987

## 2 Forekomst av radiocesium

### 2.1 Radiocesium i sedimenter

I september 1987 gjennomførte vi en omfattende undersøkelse av radiocesium i bunnsedimentene i Høysjøen. Målet med undersøkelsen var 1) kvantifisere aktiviteten av cesium i sedimentet, og 2) sammenlikne mengden cesium i sedimenter, vann og biota i innsjøøkosystemet. Totalt ble det samlet inn 167 sedimentkjerner fordelt over hele innsjøen. Det øverste 0-6 cm sjiktet i hver sedimentkerne ble homogenisert og analysert. Radioaktiviteten i disse prøvene er oppgitt som summen av de to isotopene Cs-134 og Cs-137 i Bq/m<sup>2</sup> sediment.

I de 167 sedimentkjernene som ble samlet inn, varierte aktiviteten av radiocesium fra 12 til 245 kBq/m<sup>2</sup>. Relativt store regionale forskjeller i radioaktivitet innen Høysjøen antas å ha sammenheng med innsjøens komplekse morfometri og at Høysjøen har mange små og store innløpsbækker. De høyeste aktivitetene ble registrert utenfor de største innløpsbakkene, hvilket indikerer tilførsler av radioaktivt materiale fra nedbørfeltet.

Radioaktiviteten økte med økende dybde (tabell 1). Den relativt høye middelverdien i dybdenivå 0-2 m skyldes én prøve med høy radioaktivitet. Dersom denne enkeltverdien utelates fra beregningene, synker middelverdien fra 48,1 til 41,3 kBq/m<sup>2</sup> i dette dybdenivået. Økende radioaktivitet med økende dybde kan skyldes forflytning av sedimenter fra grunt til dypere vann.

Gjennomsnittlig radioaktivitet i sedimentet i Høysjøen i september 1987 var 51,1 kBq/m<sup>2</sup>. Cs-aktiviteten i en utfiltrert vannprøve fra Høysjøen i september 1987 ble målt til 0,58 Bq/l (R. Næumann & P. Varskog, pers. med).

Antar vi at denne vannprøven er representativ for hele innsjøen, tilsvarer dette en Cs-aktivitet i vannmassene på 4,4 kBq/m<sup>2</sup> på dette tidspunkt. Radioaktiviteten i fisk, bunndyr og plankton i september 1987 kan på arealbasis anslås til maksimalt 50 Bq/m<sup>2</sup>, dvs. bare 0,1 % av det som befant seg i de abiotiske komponentene av økosystemet. Sedimentene er derfor hovedlageret for radiocesium i Høysjøen.

Den gjennomsnittlige radioaktiviteten i Høysjøens sedimenter var av samme størrelsesorden som for hele nedbørfeltet. Det kan derfor synes som om Cs-innholdet i sedimentene i hovedsak stammer fra det Cs som ble deponert på innsjøens overflate. Denne likheten kan imidlertid være tilfeldig, dvs. at tilførslene av radiocesium fra nedbørfeltet har kompensert for den mengde cesium som har blitt ført ut fra Høysjøen via utløpet.

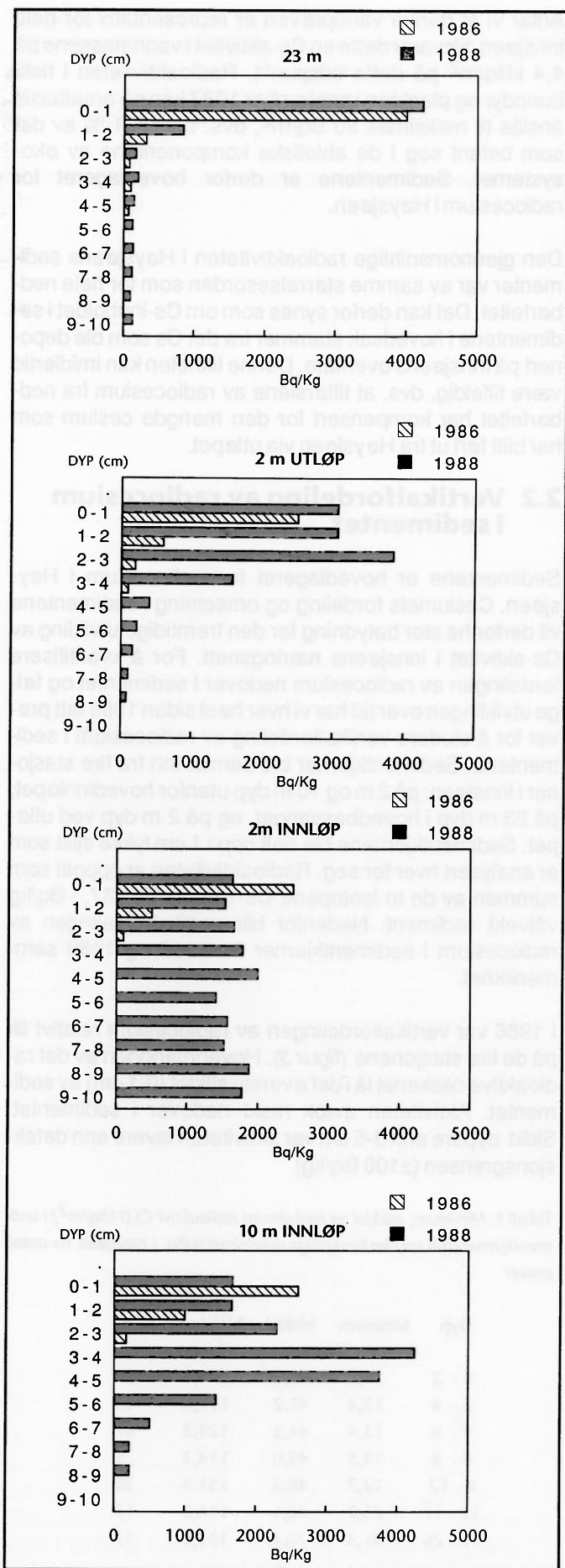
### 2.2 Vertikalfordeling av radiocesium i sedimentet

Sedimentene er hovedlageret for radiocesium i Høysjøen. Cesiumets fordeling og omsetning i sedimentene vil derfor ha stor betydning for den fremtidige utvikling av Cs-aktivitet i innsjøens næringsnett. For å kvantifisere fordelingen av radiocesium nedover i sedimentet og følge utviklingen over tid har vi hver høst siden 1986 tatt prøver for å studere vertikalfordeling av radiocesium i sedimentene. Sedimentkjerner ble samlet inn fra fire stasjoner i innsjøen: på 2 m og 10 m dyp utenfor hovedinnløpet, på 23 m dyp i hovedbassenget, og på 2 m dyp ved utløpet. Sedimentkjernene ble delt opp i 1 cm tykke sjikt som er analysert hver for seg. Radioaktiviteten er oppgitt som summen av de to isotopene Cs-134 og Cs-137, i Bq/kg våtvekt sediment. Nedenfor blir vertikalfordelingen av radiocesium i sedimentkjerner fra 1986 og 1988 sammenliknet.

I 1986 var vertikalfordelingen av radiocesium relativt lik på de fire stasjonene (figur 3). Hovedmengden av det radioaktive cesiumet lå i det øverste sjiktet (0-1 cm) av sedimentet. Aktiviteten avtok raskt nedover i sedimentet. Skikt dypere enn 3-5 cm var aktiviteten lavere enn deteksjonsgrensen ( $\pm$ 100 Bq/kg)

Tabell 1. Minimum, middel og maksimum radioaktiv Cs (i kBq/m<sup>2</sup>) i sedimentkjerner (0-6 cm) fra forskjellige dybdeintervaller i Høysjøen. n = antall prøver

Dyp	Minimum	Middel	Maksimum	n
0 - 2	14,0	48,1	245,2	30
2 - 4	12,4	41,2	111,4	33
4 - 6	15,4	44,3	124,2	31
6 - 8	18,5	49,0	114,3	9
8 - 12	12,7	48,4	151,4	30
12 - 17	23,7	68,1	114,2	17
17 - 26	31,3	77,4	159,0	17



.Figur 3. Vertikalfordeling av radiocesium i sedimentkjerner fra Høysjøen 1986 og 1988

I 1988 varierte vertikalfordelingen av radiocesium mye mellom de fire stasjonene (figur 3).

På 23 m dyp (største dyp i hovedbassenget) var fordelingen av radiocesium nedover i kjernen omtrent som høsten 1986, og størsteparten av radioaktiviteten lå i det øverste sjiktet (0-1 cm) (figur 3). Dette viser at sedimentasjonshastigheten på store dyp i Høysjøen er lav.

På 2 m dyp ved utløpet ble den høyeste aktiviteten funnet i 1-2 cm sjiktet i 1988 (figur 3). Denne stasjonen er lite påvirket av alloktone tilførsler (dvs. av tilførsler av radioaktivitet produsert et annet sted). Siden sedimentasjonshastigheten i dette området antakelig er lav, antas forandringen i Cs fordeling over tid å ha sammenheng med bioturbasjon (omrøring ved organismer) og/eller vindindusert omlagring.

De to stasjonene utenfor hovedinnløpet ligger i et område hvor sedimentene har et noe høyere innhold av radiocesium pr. areal enn sedimentene ellers i innsjøen. Dette området har mottatt betydelige tilførsler av radioaktivt alloktont materiale.

På 2 m dyp var Cs-aktiviteten i 1988 jevnt fordelt i de øverste 10 cm av sedimentet. Endringen i vertikalfordeling av Cs på denne lokaliteten i perioden 1986-1988 viser stor tilførsel av partikulært materiale fra nedbørfeltet, og at det alloktone materialet som avsettes fortsatt har relativt høg radioaktivitet.

På 10 m dyp utenfor hovedinnløpet var radioaktiviteten størst 3-5 cm ned i sedimentet (figur 3). I de øverste sjiktene var radiocesium-konsentrasjonen omtrent som på 2 m dyp. Dette indikerer at endringene i vertikalfordeling fra 1986 til 1988 på denne stasjonen (10 m dyp) i hovedsak skyldes overlaging med alloktont materiale.

Vertikalfordelingen av radiocesium i sedimentene utenfor hovedinnløpet viser at disse områdene i 1988 fremdeles mottok betydelige mengder radioaktivt alloktont materiale (fra nedbørfeltet). Med den relativt store sedimentasjonshastigheten som er i området utenfor hovedinnløpet, vil de radioaktive sedimentene raskt overlages og bli utilgjengelige for planter og dyr når tilførselen av radioaktivitet fra nedbørfeltet reduseres. Vertikalfordelingen på de andre stasjonene indikerer svært lav sedimentasjonshastighet, og radioaktiviteten vil derfor holde seg i det øverste sedimentsjiktet i mange år framover. Så lenge radiocesiumet ligger i de øverste sjiktene av sedimentene, vil nødvendigvis bunndyr som lever og spiser der ta opp radioaktivitet. Dette kan være en viktig kilde til å føre radiocesiumet videre i næringskjeden. Kjemisk frigjøring av radiocesium fra sedimentene, slik at de blir til-



gjengelig for opptak i planter og dyr, kan også være en kilde til fortsatt radioaktivitet i næringskjedene (Comans et al. 1989). Hvor store mengder radiocesium slike prosesser kan frigjøre til vannmassene er imidlertid usikkert. Undersøkelser har vist at dette vil variere med sedimentenes sammensetning og oksygenforholdene i innsjøen, men at betydningen vanligvis er liten (Hesslein 1987).

### 2.3 Radiocesium i ørret og røye

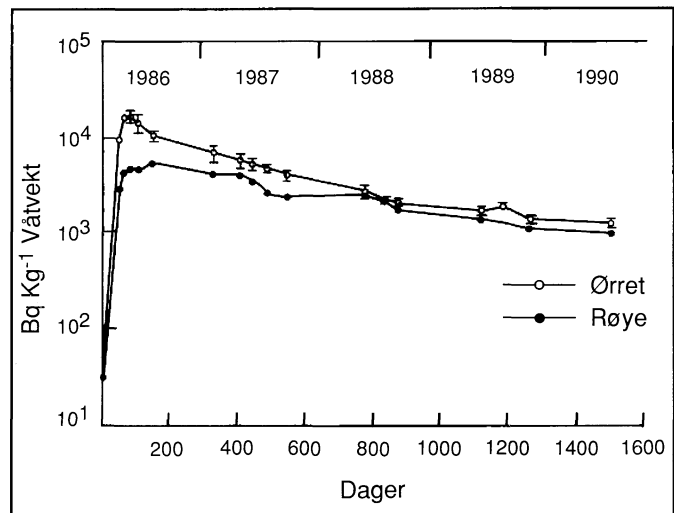
Vi har samlet inn ørret og røye fra Høysjøen for måling av radioaktivitet ved 15 anledninger mellom juli 1986 og juni 1990 (tabell 2). I tillegg foreligger målinger av radioaktivitet i ørret og røye fanget høsten 1985, og i juni og juli 1986. Et utvalg av fisk fra hvert innsamlingsstidspunkt ble målt for radioaktivitet (tabell 2). Avhengig av fiskens størrelse ble enten hele fisken eller deler av den (hovedsakelig kjøtt) målt. I alle tilfeller ble mage- og tarminnhold fjernet før måling. En metodetest viste at det var meget god overensstemmelse mellom radioaktiviteten i hele fisken og i fiskekjøttet.

I ørret og røye fanget i Høysjøen høsten 1985, før Tsjernobylulykken, var konsentrasjoner av radioaktivt cesium henholdsvis 31 og 32 Bq/kg våtvekt fisk. Det radioaktive nedfallet fra Tsjernobylulykken ble raskt tatt opp i

Tabell 2. Tidspunkt for prøvetaking (antall dager etter nedfallet i parentes), og antall ørret og røye målt for radioaktivitet i Høysjøen 1985-1989. (\* = samle-prøve av flere fisk).

ÅR	DATO	RADIOAKTIVITETSMÅLINGER (antall dager etter nedfallet i parentes)	RADIOAKTIVITETSMÅLINGER	
			ØRRET	RØYE
1985	Høsten		5	2
1986	18 Juni	( 51)	*	*
	3 Juli	( 66)	*	* 1
	17 Juli	( 80)	16	31
	15 August	(109)	7	17
	24 September	(149)	20	22
1987	25 Mars	( 331)	11	31
	11 Juni	( 409)	23	29
	21 Juli	( 449)	20	41
	2 September	( 492)	31	48
	27 Oktober	( 547)	23	40
1988	14 Juni	( 778)	38	40
	11 August	( 836)	33	40
	22 September	( 878)	32	45
1989	25 Mai	(1123)	41	49
	27 Juli	(1186)	39	46
	11 Oktober	(1262)	41	47
1990	7 Juni	(1421)	42	48

næringskjedene i Høysjøen, og i løpet av 1986 ble det målt verdier for radiocesium i enkeltfisk av ørret og røye på henholdsvis 26 500 og 12 900 Bq/kg våtvekt. I ørret økte radioaktiviteten raskt utover sommeren 1986, og høyeste middelvei, 16 350 Bq/kg, ble funnet i midten av juli, ca 80 dager etter nedfallet (figur 4). Røya akkumulerte mindre radiocesium enn ørret, og høyeste middelvei, 5 460 Bq/kg, ble funnet i midten av september, ca 150 dager etter nedfallet. Deretter har radioaktiviteten avtatt hos begge artene (figur 4). Gjennomsnittlig Cs-aktivitet har vært signifikant høyere (variansanalyser,  $p < 0.05$ ) i ørret enn i røye ved alle innsamlinger unntatt i juni og august 1988.



Figur 4. Radioaktivt cesium (i kBq/kg våtvekt) i ørret og røye i Høysjøen fra mai 1986 til juni 1990.

Nedgangen i radioaktivitet har skjedd raskere i ørret enn i røye. I juni 1990 var Cs-aktiviteten i ørret 1270 Bq/kg, 7,8 % av høyeste registrerte verdi, mens Cs-aktiviteten i røye var 970 Bq/kg, 17,8 % av høyeste registrerte verdi. Nedgangen har vært langt raskere enn de rent fysiske forhold skulle tilsi. Hvis nedgangen utelukkende hadde vært forårsaket av fysisk nedbryting av isotopene skulle Cs-aktiviteten i juni 1990 vært omtrent 70 % av aktiviteten sommeren 1986.

## 3 Fiskens økologi og omsetning av radiocesium

Akkumulering og omsetning av radiocesium i fisk vil avhenge av forholdet mellom inntak og ekskresjon av isotopene. Inntaket av radiocesium vil være bestemt av 1) fiskens diett, 2) radioaktiviteten i næringsdyra, og 3) næringsinntaketets størrelse. Fordi fisken er et vekselvarmt dyr, vil ekskresjonen av isotopene være bestemt av vanntemperaturen der fisken oppholder seg. For å kartlegge sammenhengene mellom ørretens og røyas økologi i Høy-

sjøen og akkumulering av radiocesium, har vi siden juni 1987 studert de to fiskeartenes habitatvalg og næringsvalg i innsjøen. I 1987 studerte vi også fiskens næringsinntak for å kunne beregne inntak og ekskresjon av radiocesium i ørret og røye.

## 3.1 Habitatvalg

Fiskens valg av habitat ble undersøkt ved garnfiske på ulike dyp langs bunnen (epibentisk) og i de frie vannmasser (pelagisk). Habitatvalget uttrykkes som fangst pr. innsatsenhet (CPUE = antall fisk fanget i løpet av 24 timer på en 50 m<sup>2</sup> stor garnflate). Ved alle innsamlingstidspunkter ble det foretatt temperaturmålinger ned gjennom vannsøylen.

Størsteparten av ørreten ble på alle tidspunkter fanget langs bunnen (epibentisk) i dybdeintervallet 0-3 m (figur 5). Røya som ble fanget langs bunnen gikk dypere, og forekom vanligvis i størst tetthet i dybdeintervallet 3-7 m. Forskjellene i ørretens og røyas dybdefordeling langs bunnen var statistisk signifikant (kji-kvadrat tester,  $p < 0.05$ ) på alle tidspunkt unntatt i oktober 1987. Forskjellene gjorde at en gjennomsnittsrørret i sommersesongen oppholdt seg ved en temperatur 2,5-3°C høyere enn en gjennomsnittsrøye.

Fangsten av røye i de frie vannmassene (pelagisk) varerte mellom 0 og 7,4 CPUE, men var på alle tidspunkter betydelig lavere enn fangsten langs bunnen. Bare et fåtall ørret ble fanget pelagisk.

## 3.2 Diett og radioaktivitet i fiskens mageinnhold

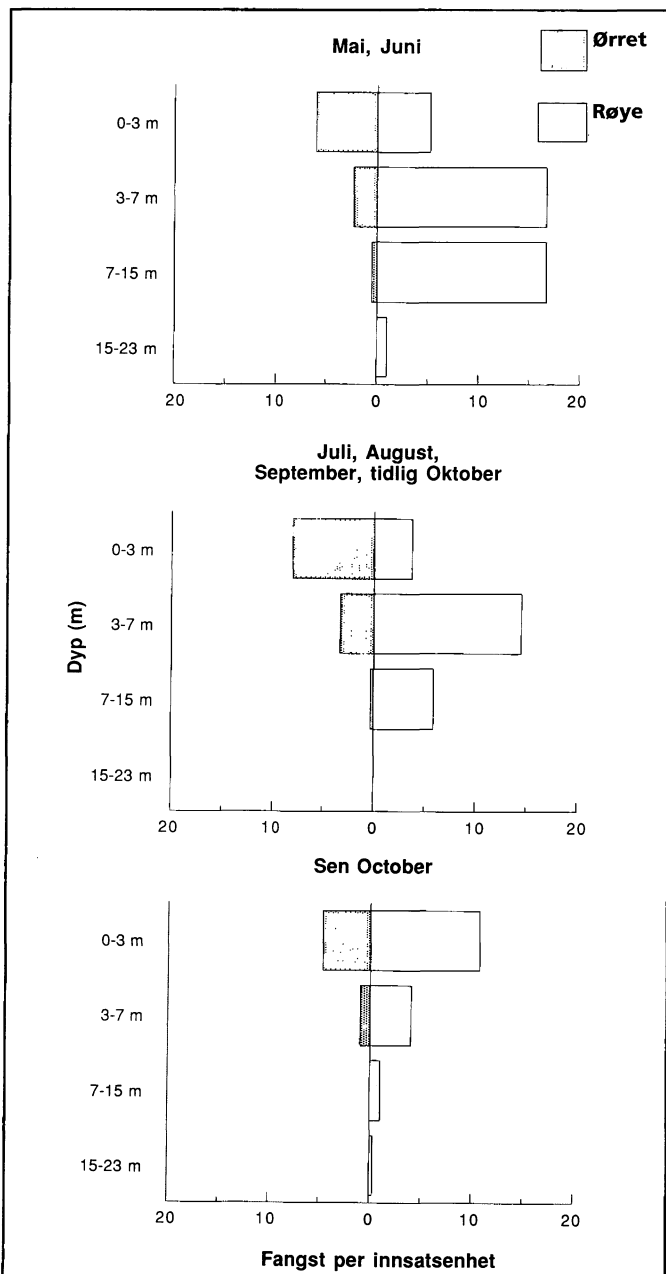
Fiskens diett ble bestemt ved analyse av fiskens mageinnhold. Innholdet i fiskemagene ble sortert i fem næringsdyrgrupper; overflateinsekter - zooplankton - larver og pupper av fjærmygg - muslinger og snegl - andre bunndyr, og gruppenes andel av det totale mageinnhold anslått i volumprosent. Radioaktiviteten ble deretter målt i samleprøver av mageinnhold fra ørret og røye hver for seg.

Ørretens diett var dominert av bunndyr (figur 6), og vårfluelarver og døgnfluelarver var de dominerende grupper. Om sommeren utgjorde også overflateinsekter en betydelig del av ørretens diett. Bunndyr var også den viktigste næringsdyrgruppen i røyas diett om våren (figur 6). Utover sommeren gikk røya mer over til å beite på zooplankton. Zooplankton ble bare sjelden funnet i ørretmagene.

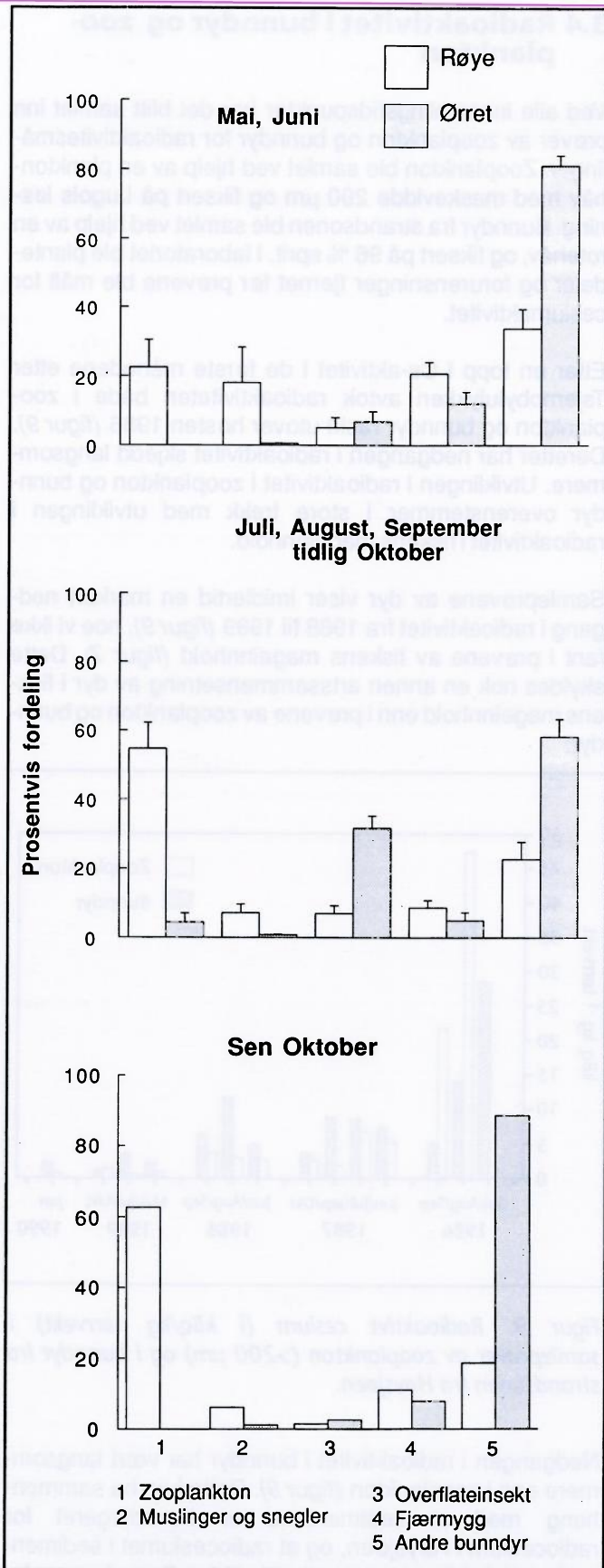
Til tross for ulik diett fant vi bare små forskjeller mellom ørret og røye i mageinnholdets radioaktivitet med unntak av i 1986 (figur 7). I juli 1986 var mageinnholdet til ørreten betydelig mere radioaktivt enn mageinnholdet til røya, mens det motsatte var tilfelle i august og september. Radioaktiviteten i begge artenes mageinnhold avtok mye fra juli 1986 til mars 1987. Deretter har radioaktiviteten i fiskens mageinnhold ikke forandret seg mye.

## 3.3 Næringsinntak og omsetning av radiocesium

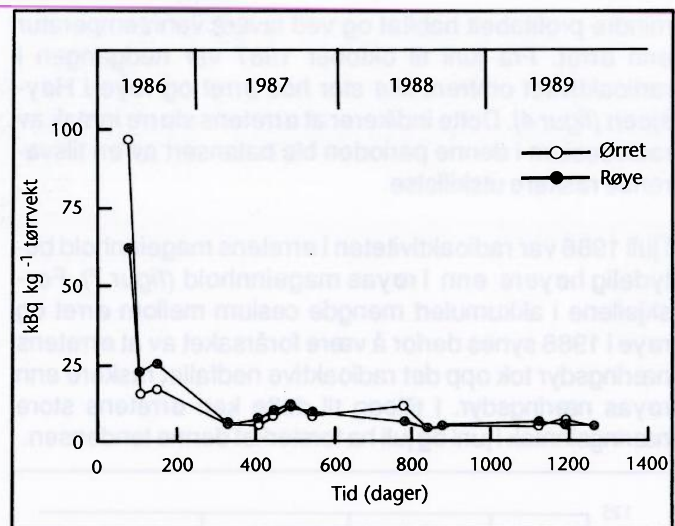
Ørret hadde et mye større døgnlig næringsinntak enn røye i juni og juli 1987, henholdsvis 4,5 og 6,1 ganger større (tabell 3). I september og oktober var forskjellene mindre. Næringsinntaket fra juni til oktober 1987 ble beregnet til å være omtrent 3,5 ganger større hos ørret enn hos røye, henholdsvis 860 (95 % konfidensgrenser: 832-888) og 233 (95% konfidensgrenser: 219-247) mg tørrvekt næringsdyr pr. gram våtvekt fisk. Forskjellene i næringsinntak mellom ørret og røye samsvarer godt med vekstforskjellene mellom de to artene i Høysjøen.



Figur 5. Dybdefordeling av ørret og røye langs bunnen i Høysjøen 1987 - 1989, framstilt som CPUE ( $\pm SE$ )



Figur 6. Næringsvalg hos ørret og røye i Høysjøen 1987 - 1989, framstilt som volumprosent ( $\pm$ SE) av ulike næringsdyr-grupper



Figur 7. Radioaktivt cesium (i kBq/kg tørrvekt) i mageinnhold fra ørret og røye i Høysjøen.

Tabell 3. Døgnetlig næringsinntak (i mg tørrvekt næringsdyr pr. g våtvekt fisk) for ørret og røye i Høysjøen 1987. (i parentes 95% konfidensgrenser for estimatene).

	JUNI	JULI	SEPTEMBER	OKTOBER
<b>ØRRET</b>	6,52 (6,19-6,85)	14,12 (13,20-15,04)	2,05 (1,87-2,23)	1,43 (1,33-1,53)
<b>RØYE</b>	1,45 (1,27-1,63)	2,30 (1,83-2,77)	1,64 (1,54-1,74)	0,98 (0,93-1,03)

Ved å kombinere de innsamlede data for næringsinntak med radioaktiviteten i fiskens mageinnhold ble ørretens inntak av radiocesium fra juni til oktober 1987 beregnet til 7100 Bq/kg våtvekt. Røyas inntak ble i samme periode beregnet til 2300 Bq/kg våtvekt, bare en tredjedel av ørretens inntak.

Gjennomsnittlig ekskresjonsrate for radiocesium hos ørret og røye fra juni til oktober 1987 i Høysjøen ble beregnet til henholdsvis 0,0056 dag<sup>-1</sup> og 0,0046 dag<sup>-1</sup>. Dette tilsvarer en 20 % raskere ekskresjon av radiocesium hos ørret enn hos røye.

Med bakgrunn i disse beregningene kan to forskjellige mønstre skisseres for omsetning av radiocesium i ørret og røye i Høysjøen. Ørret har på grunn av et stort næringsinntak, et høgt inntak av radiocesium. Samtidig har ørret en høg ekskresjonsrate fordi den oppholder seg ved relativt høg vanntemperatur. Røye har et lite inntak og lavere ekskresjonsrate av radiocesium fordi den lever i et

mindre profitabelt habitat og ved lavere vanntemperatur enn ørret. Fra juni til oktober 1987 var nedgangen i radioaktivitet omtrent like stor hos ørret og røye i Høysjøen (figur 4). Dette indikerer at ørretens større inntak av radiocesium i denne perioden ble balansert av en tilsvarende raskere utskillelse.

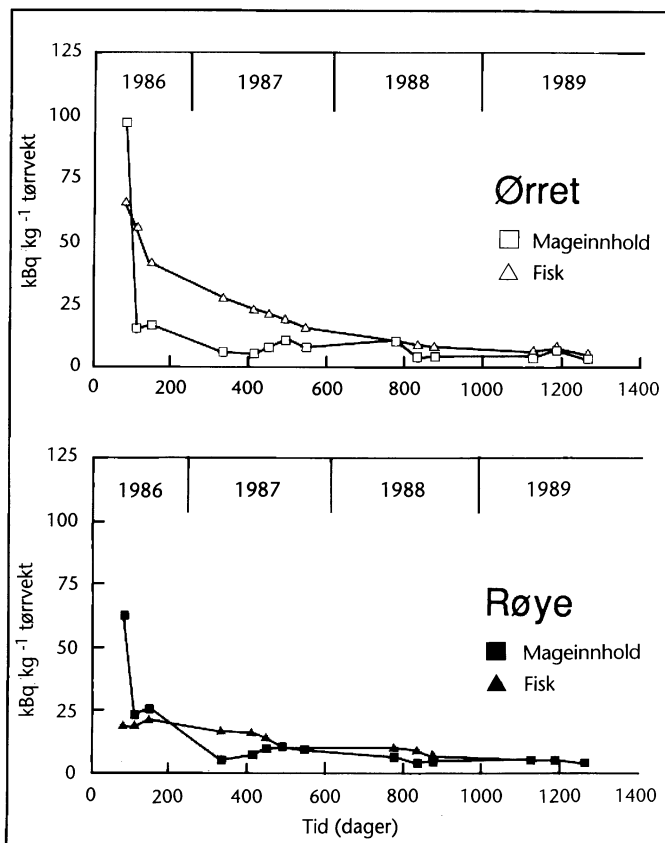
I juli 1986 var radioaktiviteten i ørretens mageinnhold betydelig høyere enn i røyas mageinnhold (figur 7). Forskjellene i akkumulert mengde cesium mellom ørret og røye i 1986 synes derfor å være forårsaket av at ørretens næringsdyr tok opp det radioaktive nedfallet raskere enn røyas næringsdyr. I tillegg til dette kan ørretens store næringsinntak i juni og juli ha forsterket denne tendensen.

## 3.4 Radioaktivitet i bunndyr og zooplankton

Ved alle innsamlingstidspunkter har det blitt samlet inn prøver av zooplankton og bunndyr for radioaktivitetsmålinger. Zooplankton ble samlet ved hjelp av en planktonhåv med maskevidde 200 µm og fiksert på Lugols løsning. Bunndyr fra strandsonen ble samlet ved hjelp av en rotehåv, og fiksert på 96 % sprit. I laboratoriet ble plantedeler og forurensninger fjernet før prøvene ble målt for cesiumaktivitet.

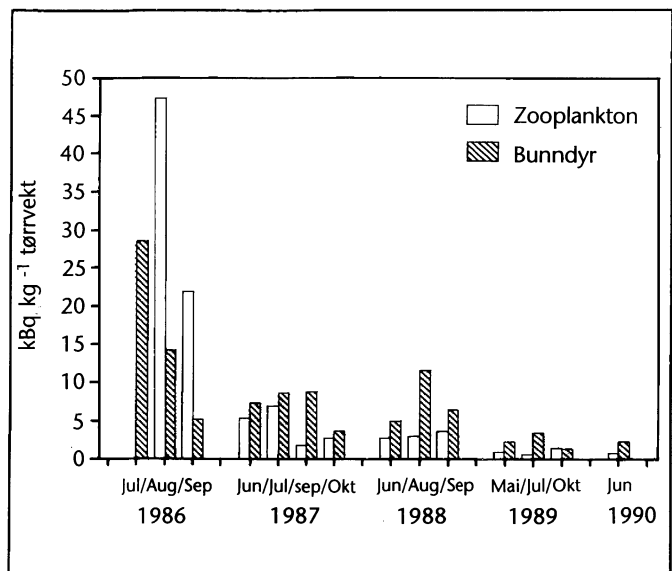
Etter en topp i Cs-aktivitet i de første månedene etter Tsjernobylulykken avtok radioaktiviteten både i zooplankton og bunndyr raskt utover høsten 1986 (figur 9). Deretter har nedgangen i radioaktivitet skjedd langsommere. Utviklingen i radioaktivitet i zooplankton og bunndyr overenstemmer i store trekk med utviklingen i radioaktivitet i fiskens mageinnhold.

Samleprøvene av dyr viser imidlertid en markert nedgang i radioaktivitet fra 1988 til 1989 (figur 9), noe vi ikke fant i prøvene av fiskens mageinnhold (figur 7). Dette skyldes nok en annen artssammensetning av dyr i fiskens mageinnhold enn i prøvene av zooplankton og bunndyr.



Figur 8. Sammenlikning av radioaktivt cesium (i kBq/kg tørrvekt) i mageinnhold og i fisk.

Den markerte nedgangen i radioaktivitet i ørret utover høsten 1986, og i begge artene den påfølgende vinter faller sammen med avtakende radioaktivitet i fiskens næringsdyr. Etterhvert har det innstilt seg en likevekt mellom Cs-innholdet i fiskens mageinnhold og i fisken (figur 8). Ved de siste innsamlingstidspunktene har radioaktiviteten i fisken og i mageinnholdet vært om lag den samme. Det synes derfor som om det ikke skjer noen konsentrering av radiocesium fra næringsdyr til fisk. Radioaktiviteten i ørret og røye i Høysjøen i årene framover vil derfor være bestemt av de prosesser som bestemmer radioaktiviteten i næringsdyra.



Figur 9. Radioaktivt cesium (i kBq/kg tørrvekt) i samleprøver av zooplankton (>200 µm) og i bunndyr fra strandsonen fra Høysjøen.

Nedgangen i radioaktivitet i bunndyr har vært langsommere enn i zooplankton (figur 9). Dette kan ha sammenheng med at sedimentene er hovedlageret for radiocesium i Høysjøen, og at radiocesiumet i sedimentet fremdeles ligger i det øverste sjiktet. Bunndyr som lever og spiser i dette sedimentsjiktet, vil nødvendigvis få i seg radiocesium. Utviklingen av radioaktivitet i zooplankton, som lever i de frie vannmasser, vil sannsynligvis

være mer avhengig av konsentrasjonen av radiocesium i vannet. Nedgangen i radioaktivitet i zooplankton indikerer derfor at konsentrasjonen av radiocesium i vannet avtar, noe som igjen kan skyldes at tilførslene av radioaktivitet fra nedbørfeltet avtar.

### 3.5 Økologiske halveringstider for radiocesium i fisk

Nedgangen i gjennomsnittlig radioaktivitet i fisken ( $A$ , Bq/kg våtvekt) med tiden ( $t$ , dager etter 17 juli 1986) kan beskrives med følgende modell:

$$A = a \cdot e^{-b \cdot t}$$

hvor  $a$  og  $b$  er konstanter. Parametrene i modellen ble bestemt ved lineær regresjon:

$$A_{\text{ørret}} = 11342 \cdot e^{-0.00179 \cdot t} \quad (n=15, R^2=0.94, p < 0.01),$$

$$A_{\text{røye}} = 5153 \cdot e^{-0.00122 \cdot t} \quad (n=15, R^2=0.95, p < 0.01).$$

Disse likningene gir økologiske halveringstider for Tsjernobylicesium i Høysjøen på 387 dager (95% konfidensgrenser: 332-442) for ørret, og 568 dager (95% konfidensgrenser: 498-638) for røye.

Radiocesiumet i Tsjernobylnedfallet besto av en blanding av de to isotopene Cs-134 og Cs-137. Siden Cs-134 har en relativt kort fysisk halveringstid (ca. 2 år) sammenliknet med Cs-137 (ca. 30 år), vil på sikt bare Cs-137 være tilbake. Nedgangen i gjennomsnittlig radioaktivitet forårsaket av Cs-137 i fisk fra Høysjøen kan beskrives med følgende likninger:

$$A_{\text{ørret}} = 7673 \cdot e^{-0.00159 \cdot t} \quad (n=15, R^2=0.93, p < 0.01),$$

$$A_{\text{røye}} = 3486 \cdot e^{-0.00103 \cdot t} \quad (n=15, R^2=0.94, p < 0.01).$$

Disse likningene gir økologiske halveringstider for Cs-137 i Høysjøen på 436 dager (95% konfidensgrenser: 370-502) for ørret, og 673 dager (95% konfidensgrenser: 575-771) for røye.

Nedgangen i radioaktivitet i fisk fra Høysjøen har vært omtrent lik nedgangen i fisk fra Atnsjøen, der Skurdal et al. (1989) beregnet den økologiske halveringstiden for Tsjernobylicesium i ørret og røye til henholdsvis 1,2 og 1,6 år, basert på målinger fra mars 1987 og ut 1988. Brittain (1989) beregnet en økologisk halveringstid for Cs-137 i ørret fra Øvre Heimdalsvatn på ca. 4 år, fra toppunktet i 1986 til høsten 1988. Vi fant en økologisk halveringstid for Cs-137 i ørret fra Høysjøen på 436 dager. Dette viser at det kan være betydelig forskjell mellom fisk av samme art fra ulike innsjøer i hvor hurtig radioaktiviteten avtar.

Som påpekt ovenfor, vil den videre utvikling av radioaktivitet i ørret og røye i Høysjøen, være avhengig av de prosesser som påvirker utviklingen av radioaktivitet i næringsdyra. Radioaktiviteten i fiskens næringsdyr i Høysjøen har avtatt relativt lite siden 1987. Dette kan skyldes at Høysjøen fremdeles mottar nye tilførsler av radioaktivitet og/eller at en del av det radioaktive cesiumet som allerede er tilført Høysjøen sirkulerer i innsjøens næringsnett. Undersøkelsene over radioaktivitet i sedimentene viser at Høysjøen fremdeles mottar tilførsler av radioaktivt materiale fra nedslagsfeltet. Vi vet imidlertid ikke hvor store mengder dette utgjør i forhold til det som allerede ligger i systemet. Det øverste sjiktet av sedimentet inneholder fremdeles høg radioaktivitet, og fødeopptak av sediment og/eller resuspendert materiale vil antakelig være en viktig kilde til å føre radiocesiumet videre i Høysjøens næringsnett.

## 4 Litteratur

- Brittain, J.E., 1989. Langtidsutviklingen av radioaktivitet i høyfjellsøkosystemet, Øvre Heimdalsvatn. - Informasjon fra Statens Fagtjeneste for Landbruget 1989-1: 147-158.
- Comans, R.N.J., Middelburg, J.J., Zonderhuis, J., Woittiez, J.R.W., De Lange, G.J. Das, H.A. & Van Der Weijden, C.H. 1989. Mobilization of radiocaesium in pore water of lake sediments. - Nature 339: 367-369.
- Hesslein, R.H. 1987. Whole-lake metal radiotracer movement in fertilized lake basins. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44(Suppl.1): 74-82.
- Lindahl, I. & Håbrekke, H. 1986. Kartlegging av radioaktivt nedfall etter Tsjernobylulykken. - NGU rapport 86-160.
- Skurdal, J., Hesthagen, T., Christensen, G. & Hegge, O. 1989. Radioaktivt cesium i ørret og røye i Atnavassdraget 1985-88. - MVU-rapport B75.

# Radioaktivt Cs-137 etter Tsjernobylnedfallet i alpine plantesamfunn på Dovrefjell

Simen Bretten

Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Kongsvold biologiske stasjon.

## 1 Innledning

Kongsvoll-området i Oppdal, Sør-Trøndelag ble allerede fra starten av et sentralt prøvetakingsområde i Radioøkologiprogrammet (Gaares artikkel i dette heftet). Herfra ble det tatt prøver av jord, planter, planteetere (Steens, Pedersens og Skoglands artikler) og predatorer. Her presenteres resultatene fra undersøkelser over jord og planter i 7 ulike plantesamfunn på Dovrefjell. Det er også gjort undersøkelser over noen viktige beiteplanter fra samme området, men dette er lavaktivprøver som ennå ikke er endelig ferdigmålt, og resultatene vil bli presentert senere.

Ved å undersøke innholdet av radiocesium i ulike plantegrupper og jord i veldefinerte plantesamfunn, samt endringer i dette innholdet over tid, håper en å kunne bidra til å forutsi hvor i naturen denne type forurensning tas opp, og hvordan den fordeler seg i naturen over tid.

## 2 Metodikk

### 2.1 Prøvetaking

Alle prøver er tatt på faste stasjoner. Til sammen representerer de en serie fra rabbe til snøleie. De mest ekstreme lavdominerte rabbesamfunn er dog ikke representert.

Prøvene er tatt innenfor homogene vegetasjonsflekker (bestand) av veldefinerte plantesamfunn. Det er årlig tatt 5 paralleller for hvert bestand

I 1986 ble det tatt kvadratiske flateprøver av varierende størrelse (2500-200 cm<sup>2</sup>). Fra og med 1987 ble alle flateprøver tatt ved å stikke ut en prøve med areal 200 cm<sup>2</sup> med en rustfri stålsylinder. Sylinderen ble drevet så langt ned i jorda som praktisk mulig. Jordsmonnet i fjellet er tynt, og en treffer ofte på sten bare få cm under overflaten. Prøven som omfattet både vegetasjon og jordsmonn, ble pakket og frosset ned for sortering i laboratoriet. De fleste prøver ble tatt i august måned hvert år. I 1986 ble det i samfunn 4, 5 og 6 (se nedenfor) tatt prøver både vår (juni-juli) og høst (aug.-sept.).

### 2.2 Sortering

All sortering av prøvene ble foretatt i laboratoriet på Kongsvold biologiske stasjon. Dette var en meget arbeidskrevende operasjon der vi første året sorterte mye av plantematerialet til art. Dette viste seg lite fruktbart. En har endt opp med å sortere plantene i to kategorier (a og b nedenfor). Jordsmonnet er sortert i 3 kategorier (d-f nedenfor).

Flateprøvene er sortert i følgende kategorier:

**a. Høyere planter.** Alt overjordisk levende materiale. Det er meget vesentlig at denne kategorien omfatter siste års produksjon, og at visne blad fra tidligere år plukkes av og sorteres til kategori c. Visne blad vil særlig de første 2-3 år etter nedfallet ha til dels betydelig høyere aktivitet enn årets grønne blad. De representerer således en betydelig feilkilde om de ikke sorteres ut.

**b. Kryptogamer.** Både for moser og lav er levende og død del tatt med. I de tykke mosemattene i samfunn 1, 2 og 3 er grensen mot kategori d problematisk (se kommentar under d).

**c. Strø.** Jeg har i denne sammenheng brukt strø i meget snever betydning; det omfatter her det døde plantematerialet som ligger løst i vegetasjonen samt visne blad fra tidligere år som fortsatt sitter på høyere planter. Strøet omfatter først og fremst det døde plantematerialet som kan forflyttes med vær og vind. Dog vesentlig lett identifiserbare blad og plantedeler av høyere planter, små partikler av moser og lav er i praksis umulig å skille fra råhumusen i jordsmonnet i fjellet.

**d. Råhumus.** Det øverste sammenfiltrete laget i jordsmonnet som består av døde plantedeler under nedbrytning, av hyfer røtter og underjordiske stammer samt deler av disse. For nærmere definisjon se Stålfelt (1960). Vind og smeltevann står for en ikke ubetydelig materialtransport i fjellet, dette gjelder også mineralpartikler, og råhumus i fjellet er gjennomgående mer mineralholdig enn i skogen. Frostaktivitet og jordglidning er også faktorer som bidrar i dette bildet, samtidig som de er med å viske ut overgangen mellom de sjikt jeg har operert med her.

I fjellet er de ulike sjiktene i jordsmonnet tynne, og det ligger en betydelig feilkilde i mulig uenhetlig oppdeling sjiktene imellom fra år til år. I de mosedominerte samfunnene

er overgangen fra den døde del av mosen til råhumus glidende, det samme gjelder overgangen mellom råhumus og det jeg har kalt omdannet humus.

**e. Omdannet humus.** I de fleste samfunn i fjellet er det mulig å skille ut et noe mer omdannet og moldaktig svart sjikt under råhumusen. Det er som regel tynt og kan ha en glidende overgang til mineraljorda under. Meitemark er ikke funnet i de samfunnene som her er presentert og har derfor ikke bidratt til materialtransport sjiktene imellom.

**f. Mineraljord.** Prøver av mineraljord er tatt i ulike dyp. Det har ikke alltid vært mulig å få med mineraljord i prøvesylindere på grunn av sten i grunnen.

### 2.3 Tørking og pakking

Etter sortering er prøvene tørket ved 70°C til vektkonstans og deretter homogenisert og veid inn i måleglass for måling av radioaktivitet. Tørking ved 70 grader ble valgt fordi en i utgangspunktet pakket prøvene i plastbokser som ble deformert ved høyere temperatur. Ved overgang til glass ble prosedyren ikke endret, og alle tørrvekter i denne artikkelen refererer seg til tørrvekt 70°C. (Deler av materialet er også tørket ved 105°C og omregningsfaktorer til tørrvekt 70°C beregnet, men ikke benyttet i denne artikkelen). Jordprøvene ble siktet gjennom en 2 mm sikt før innveiging.

Etter tørking ble totalvekten av hver kategori tatt for å kunne beregne aktivitet pr flateenhet.

De tørkede prøvene er returnert etter måling av aktivitet og oppbevares ved Kongsvold biologiske stasjon.

## 3 Prøvetakingslokalitetene og deres vegetasjon

Lokalitetene som omfattes av denne undersøkelsen ligger i Høgsnytta vest for Kongsvold og i Knutshø øst for Kongsvold. Lokalitetene ligger i lågalpin og mellomalpin sone i høgdenivå fra 1050-1690 m oh.

De enkelte lokaliteter og plantesamfunn er kort karakterisert nedenfor. Plantesamfunnenes navn og kodebetegnelse (i parentes bak navnet) følger Fremstad og Elven (1987). Beliggenhet (UTM) og høyde over havet er også angitt for hver lokalitet.

**1. Rik sauesvingel-rabbe. (R5c). UTM: NQ 348088. 1520 m oh.**

Mellomalpint rabbesamfunn med sauesvingel (*Festuca ovina*) og flekkmure (*Potentilla crantzii*) som de vanligste arter i feltsjiktet. Bunnsjikt dominert av etasjehusmose (*Hylocomium splendens*). Råhumuslaget 1,5-3 cm tykt, under der et omdannet humuslag 1-2 cm tykt over et skjoldet mineraljordlag uten tydelige soneringer.

Meget vindeksponert samfunn med tynt eller manglende snødekke om vinteren. Det er 1986-90 årlig tatt 5 parallelle flateprøver fra én lokalitet.

**2. Dubbestarrsamfunn. UTM: NQ 349084. 1560 m oh.** Dette samfunnet er ikke beskrevet hos Fremstad og Elven.

Mellomalpint samfunn dominert av dubbestarr (*Carex misandra*) og stivstarr (*C. bigelowii*). Tett artsrik mosematte. Samfunnet har høy markfuktighet og er tidvis overrislet. 1-1,5 cm tykt råhumuslag, 1-1,5 cm tykt omdannet humuslag, derunder mineraljord. Vindeksponert samfunn, om vinteren dekket delvis av snø, delvis av tynt islag. Det er 1986-90 årlig tatt 5 parallelle flateprøver fra én lokalitet.

**3. Reinrose-moserabb. (R4a). UTM: NQ 348083. 1540 m oh.**

Mellomalpint rabbesamfunn med reinrose (*Dryas octopetala*) og jervrapp (*Poa arctica*) som karakteristiske arter. Artsrikt bunnsjikt dominert av etasjehusmose (*Hylocomium splendens*). Råhumuslag 1-2 cm tykt, omdannet humuslag 1 cm tykt, derunder mineraljord. Vindeksponert samfunn med stabilt snødekke. Det er 1987-90 årlig tatt 5 parallelle flateprøver fra to bestand, tilsammen 10 paralleller årlig.

**4. Blåbær-blålynghei. (S3a). UTM: NQ 303084. 1050 m oh.**

Lågalpint lesidesamfunn karakterisert ved de navngivende artene. Den lokaliteten som her er undersøkt, er en meget tørr utforming med meget glissent bunnsjikt. Ca 1 cm tykt råhumuslag, 1 cm tykt lag med omdannet humus, ca 3 cm tykt dårlig utviklet utvaskingssjikt, derunder usjiktet mineraljord. Lesidesamfunn med solid snødekke, smfunnet smelter fram i juni. Det er 1986-90 årlig tatt 5 parallelle flateprøver fra én lokalitet.

**5. Grassnøleie. (T1b). UTM: NQ 303084. 1045 m oh.**

Lågalpint grassnøleie av smyle-gulaks-typen. Den aktuelle lokaliteten er en meget tørr utforming med svært lite moser og lav i bunnsjiktet. 1-2 cm tykt råhumuslag, 1 cm tykt lag med omdannet humus med jevn overgang til usjiktet mineraljord. Tykt snødekke, samfunnet smelter fram i slutten av juni. Det er 1986-90 årlig tatt 5 parallelle flateprøver fra én lokalitet.

**6. Museøresnøleie. (T4). UTM: NQ 293 083. 1090 moh.**

Lågalpint snøleie karakterisert ved dominans av museøre (*Salix herbacea*). Tynt mosesjikt. 1-2 cm tykt råhumuslag, 1-1,5 cm tykt lag med omdannet humus, derunder ensartet mineraljord. Jordsmonnet er preget av at samfunnet er oversvømmet i snøsmeltinga med betydelig tilførsel av mineraljord og humus. Det er 1986-90 årlig tatt 5 parallelle flateprøver fra én lokalitet.

**7. Polarviersnøleie. (T5b). UTM: NQ 349084. 1550 m oh.**

Mellomalpint snøleie dominert av museøre (*S. herbacea*) og polarvier (*S. polaris*). Praktisk talt uten moser. Råhu-

muslag 0,5-1 cm tykt, omdannet humuslag 0,5-1,5 cm tykt, derunder skjoldet mineraljord. Som museøresnøleiet preget av stor tilførsel av finkornet mineraljord og humus under snøsmeltinga. Det er 1987-90 tatt 5 parallelle flateprøver fra 3 bestand, tilsammen 15 årlige paralleller.

### 4 Måling av radioaktivitet

Målingene ble foretatt ved Universitetet i Trondheim, NTH, Kjemiavdelingen, Isotoplaboratoriet og ved NINA. For nærmere beskrivelse av apparatur og metoder se Næumanns artikkel.

I de tilfeller der aktiviteten er målt for Cs-134 + Cs-137, er aktiviteten for Cs-137 beregnet. Gjennom hele materialet er aktiviteten gitt som aktivitet ved de respektive prøvetakingstidspunkter. Prøver med målefeil >10% er ekskludert fra materialet.

En del lavaktive prøver er blitt lavt prioritert ved målelaboratoriene og er ennå ikke målt. Dette har ført til en del huller i materialet. Det har gått særlig ut over målinger i mineraljord og høyere planter. Dette materialet vil nå bli målt og resultatene tatt inn i framtidige publikasjoner fra materialet.

### 5 Resultater og diskusjon

Primærmaterialet oppbevares ved NINA og ved Kongsvold biologiske stasjon. I alt er det gjort 1743 enkeltmålinger i forbindelse med arealprøvene.

Det er stor variasjon i aktiviteten fra prøve til prøve innen hvert år, særlig gjør dette seg gjeldende i 1986 og 1987.

Endringer av Cs-137 aktivitet over tid er testet ved hjelp av regresjonsanalyse. Logaritmisk regresjon,  $\ln y = a + bx$ , ga best samsvar for kategoriene høyere planter, kryptogamer og strø i alle samfunn og for humus i samfunn 5. Humusen i de andre samfunnene passer best med en multiplikativ regresjon,  $y = a + x^b$ . I figurene er  $r^2$  og sannsynligheten for at  $b=0$  gitt for hver regresjonslinje. Dessuten er et 95% konfidensintervall gitt ved stiplede linjer.

#### 5.1 Aktivitet Cs-137 pr kg tørrvekt 70°C

Figurene 1-7 viser aktiviteten i kBq/kg tørrvekt for de ulike kategorier innenfor hvert enkelt samfunn fram til 1990. Tiden er gitt i måneder etter nedfallet.

Vi ser at de moserike samfunnene (1, 2 og 3) har høg aktivitet i mosematta og i strøet i 1986. Den tette mosematta har virket som et filter og tatt opp mye av nedfallet. I alle samfunn ser vi at det er kryptogamene og strøet som har størst konsentrasjoner av Cs-137 første høsten. Populært kan vi si at det levende og døde organiske ma-

terialet som var tilstede på jordoverflata og i den øverste cm av jorda da nedfallet kom, har tatt opp det alt overveidende av det Cs-137 som ble bundet i naturen. Dette gjelder både for plantesamfunn som var snøfrie og for de som var dekket av snø da nedfallet kom. Snøfrie plantesamfunn har dog tatt opp langt mer radiocesium enn de som var dekket av snø. Se også figur 18. Dette er overensstemmende med hva Gaare har funnet (se Gaares artikkel).

Vi ser også at aktiviteten i høyere planter, kryptogamer og strø avtar over tid, mens aktiviteten i råhumus og omdannet humus øker.

At aktiviteten i kryptogamene avtar skyldes dels tilvekst, dels transport nedover mot jorda, dels resuspensjon (transport med avrenningsvann og spredning med vind). Kryptogamer har liten eller ingen transport av næringsstoffer fra eldre deler til årets tilvekst; denne vil derfor få en langt lavere aktivitet enn deler som var vokst ut før nedfallet.

At aktiviteten i råhumus og omdannet humus øker, skyldes transport nedover i jorda og resuspensjon. Nedbrytning av strøet samt nadbrytning av organisk stoff i humuslagene selv bidrar også i dette regnskapet.

Aktiviteten i mineraljorda er ikke gjengitt i figuren. De målinger som finnes, viser for alle samfunn at aktiviteten fra 5 cm og nedover stort sett er under 50 Bq pr kg. Her mangler imidlertid så mye målinger at en må komme tilbake til dette ved en senere anledning.

Når det gjelder jord, er mine målinger lite sammenlignbare med en del andre undersøkelser som er gjort. Mange har tatt samleprøver av jord ned til et visst dyp uavhengig av sjiktningen i jorda (f. eks. Horrill et al. 1990). Ved slik prøvetaking tilsløres det faktum at den alt overveiende del av radioaktiviteten finnes i de organogene sjiktene helt øverst i jordprofilen. Gjennom hele prosjektet har jeg anvendt en prøvetakingsmetode som ligger nær opp til det Andolina og Guillitte (1990a) anbefaler. Så er da også mine målinger i jord fordelingsmessig i god overensstemmelse med deres resultater (1990b).

I figur. 8 er gjennomsnittsverdiene for Cs-137-aktiviteten i høyere planter i de 7 samfunnene stilt sammen. Standardfeil for de enkelte gjennomsnittsverdier er gitt i figuren. På grunn av lave konsentrasjoner er resultatene for høyere planter vanskelig å lese ut av samlefigurene 1-7. Av figur. 8 ser vi at aktiviteten varierer mye de to første årene for så i 1989 og -90 å bli tilnærmet lik for alle samfunn (400-800 bq/kg tv), unntatt den rike sauesvingelheia som fortsatt har høge verdier. Vi ser også at standardfeilen avtar med årene.



På grunnlag av regresjonslinjene er det beregnet halveringstid for Cs-137 i høyere planter i alle samfunn. Unntatt er samfunn 5 hvor jeg ikke har kunnet påvise en statistisk nedgang i Cs-137 i løpet av den tiden som er gått siden nedfallet (tabell 1).

Tabell 1. Effektiv halveringstid (mnd) for Cs-137-aktiviteten i høyere planter i 6 av de undersøkte samfunnene.

Samfunn	1	2	3	4	6	7
Halveringstid mnd	30,1	23,9	18,0	21,7	47,4	20,7

## 5.2 Aktivitet Cs-137 pr m<sup>2</sup>

Figurene 9-12 viser aktiviteten pr m<sup>2</sup> for de ulike kategoriene innen fire utvalgte samfunn fram til 1990. Vi ser her at det store "lagret" av radiocesium i alle samfunn ligger i humuslaget i jorda. Vektmessig pr m<sup>2</sup> utgjør humuslagene en langt større andel enn f.eks kryptogamene, derfor dette bildet.

Av figurene både for aktivitet pr kg og for aktivitet pr m<sup>2</sup> ser vi at aktiviteten i råhumus og omdannet humus øker, mens aktiviteten for de andre kategoriene avtar. Dette skyldes transport nedover i jorda som kan skje både rent fysisk (gravitasjon), med sigevann og ved biologisk nedbrytning av ovenfor liggende lag. For råhumusens vedkommende spiller nok også resuspensjon en stor rolle i mange av samfunnene. Fordelingsmønstret pr m<sup>2</sup> er det samme også i de samfunn det ikke er gjengitt figur for.

Tabell 2. TF, overføringskoeffisient fra jord til planter for 6 av plantesamfunnene 1986 - 1990.

I - basert på totalverdier pr m<sup>2</sup>, inkl. vegetasjon.

II - basert på totalverdier pr m<sup>2</sup> i råhumus + omdannet humus.

	Plantefamfunn	1 Rik saue- svingelrabbe	2 Dubbestarr- samfunn	3 Reinmose- moserabb	4 Blåbær- blålynghei	6 Musøre- snøleie	7 Polarvier- snøleie
I	1986	0,052	0,058	0,099	0,112		
	1987	0,032	0,071				
	1988	0,040	0,020	0,031	0,043	0,024	0,026
	1990	0,017	0,013	0,026	0,025		
II	1986	0,135	0,070	0,129	0,153		
	1987	0,049	0,115				
	1988	0,059	0,021	0,041	0,051	0,027	0,025
	1990	0,020	0,014	0,028	0,026		

Her ligger store feilkilder i oppdeling av jorda i de forskjellige kategorier, se under 2.2.

## 5.3 Totalaktivitet pr m<sup>2</sup> i de undersøkte samfunn

I figur 13 er totalaktiviteten pr m<sup>2</sup> i de ulike samfunn beregnet. Med totalaktiviteten menes her summen av gjennomsnittsaktivitetene for kategoriene fra a (høyere planter) til e (omd. humus). Som skravert del av søylene er angitt hvor stor del av aktiviteten som ligger i kategori d + e (råhumus + omd. humus). Samfunnene er ordnet fra rabbe til snøleie etter økende snømengde. I figuren er også angitt estimert snødybde i de respektive samfunn ved nedfall (28.04.86.) og estimert gjennomsnittlig vintersnødybde.

Vi ser at de samfunn som var snøfrie eller hadde et tynt snødekke da nedfallet kom, har tatt opp mye Cs-137 sammenlignet med de samfunn som har hatt et solid snødekke. Dette er i god overensstemmelse med hva Gaare har funnet.

Vi ser at aktiviteten i samfunn 1, det mest ekstreme rabbe-samfunnet avtar, mens aktiviteten i samfunnene 3-7 ser ut til å øke, i alle fall fram til 1988-89. Samfunn 2 dubbestarrsamfunnet viser ingen klare tendenser. Dette bildet vil bli bedre utfyllt for alle samfunn når ytterligere jordprøver blir ferdig analysert.

Forklaringen på endringene i totalinnhold pr m<sup>2</sup> over tid må søkes hovedsaklig i resuspensjon og i det faktum at radiocesium bindes meget fast til den organogene del av jorda. Vi vet at en betydelig materialtransport foregår med vinden fra rabber til snøleier. Dette gjelder såvel hu-

muspartikler som plantefragmenter, særlig biter av lav. Vindtransporten foregår både sommer og vinter. Særlig i områder med vinterbeiting av rein vil en betydelig transport kunne skje vinterstid. Vi må også regne med transport med avrenningsvann i snøsmeltinga og under kraftige regnskyll sommers tid.

Når vi så har funnet ut at lav og humus nettopp på de mest vindeksponerte rabber har den høyeste aktivitet (Gaares artikkel), forbauser det ikke at aktiviteten pr. arealenhet øker i de samfunn som akkumulerer snø/ligger i le.

Vi har ikke kvantifisert resuspensjonen. For vinterhalvårets del kunne dette tenkes gjort ved å stikke ut snø-sylindere fra de aktuelle akkumulasjonssoner og måle massetransporten og aktiviteten i disse.

### 5.4 Overføringskoeffisient jord til planter (TF)

Overføringskoeffisienten fra jord til planter er vanligvis basert på totalaktiviteten i planter og i jord:

$$TC = \frac{\text{Bq/kg (tørrvekt) planter}}{\text{Bq/m}^2 \text{ jord}}$$

I tabell 2 er TF beregnet for de ulike plantesamfunn over år. Ved beregningen er det tatt utgangspunkt i gjennomsnittsverdiene for totalaktivitetene i august. Ved beregninger av TF er det i litteraturen som regel gjort dårlig rede for hvorvidt beregningen bygger på totalaktiviteten (inkl. høyere planter og kryptogamer) pr m<sup>2</sup> eller på totalaktiviteten i jorda.

I tabellen har jeg derfor beregnet TC både ved hjelp av totalaktiviteten pr m<sup>2</sup> og ved aktiviteten i råhumus + omdannet humus. I verdiene for 1990 gir de to beregningsgrunnlagene svært små forskjeller fordi det alt overveien- de av radiocesiumet nå finnes i humusen.

Koeffisientene viser en klar nedgang med tiden, dette til tross for at aktiviteten i råhumus og omdannet humus er økende. Forholdet skulle tyde på Cs-137 er blitt sterkt bundet i jordsmonnet og mindre tilgjengelig for plantene. Forholdet bør dog følges videre i årene som kommer. Resultatene viser stor overensstemmelse med de verdier Cremers et al. (1990) gir fra undersøkelser på noenlunde tilsvarende jordarter i England.

Koeffisientene konvergerer mot noenlunde samme verdi- er i de ulike plantesamfunnene, noe som tyder på at til- gjengeligheten på Cs-137 ikke er særlig forskjellig fra samfunn til samfunn. Alle samfunn er fastmarkssamfunn, og jordbunnsforholdene er ikke dramatisk forskjellige fra samfunn til samfunn.

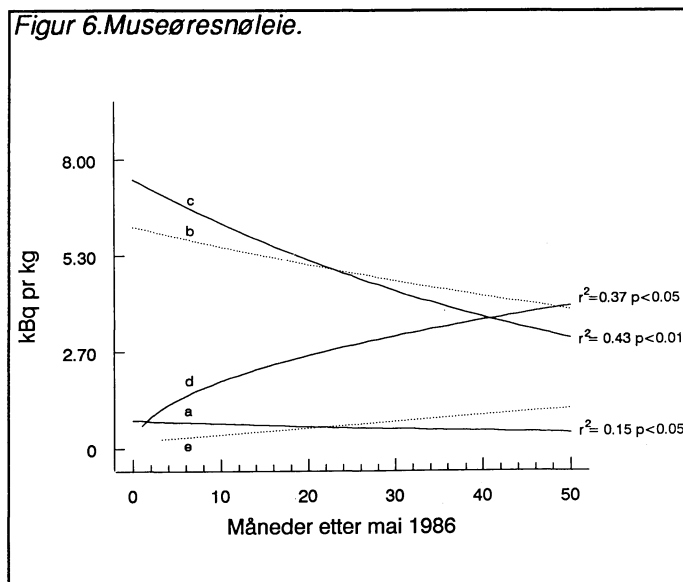
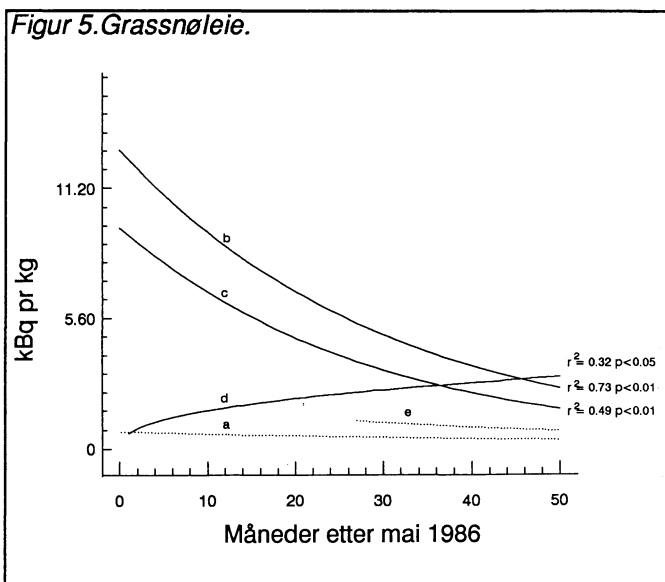
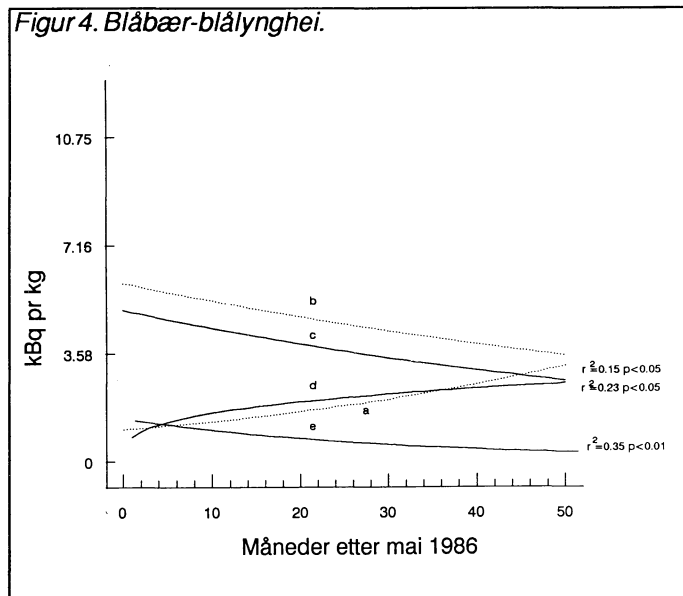
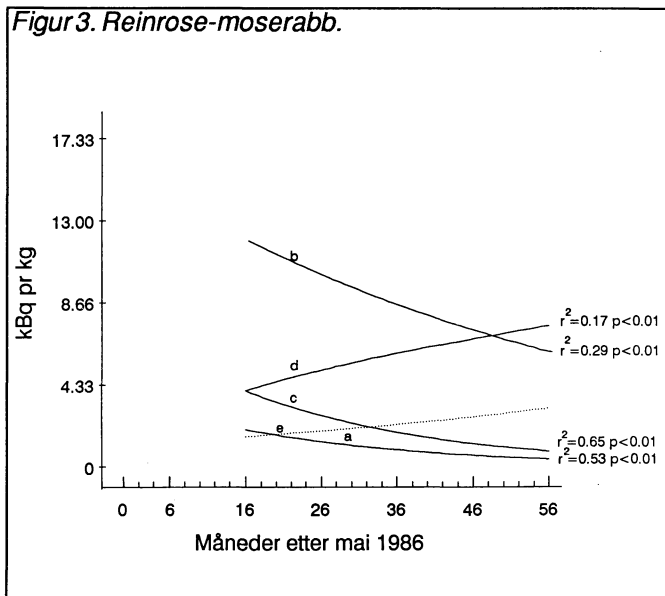
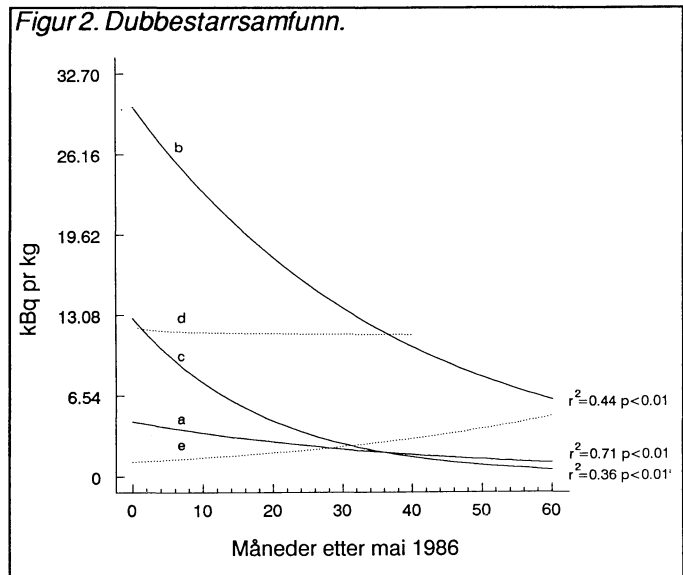
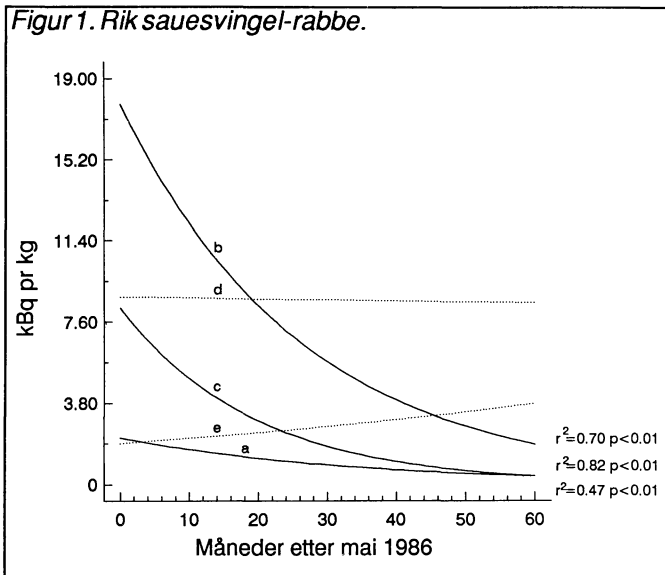
### Takk

Stor takk til Olav Strand, NINA som har stått for all datakjøring og statistisk behandling av materialet.

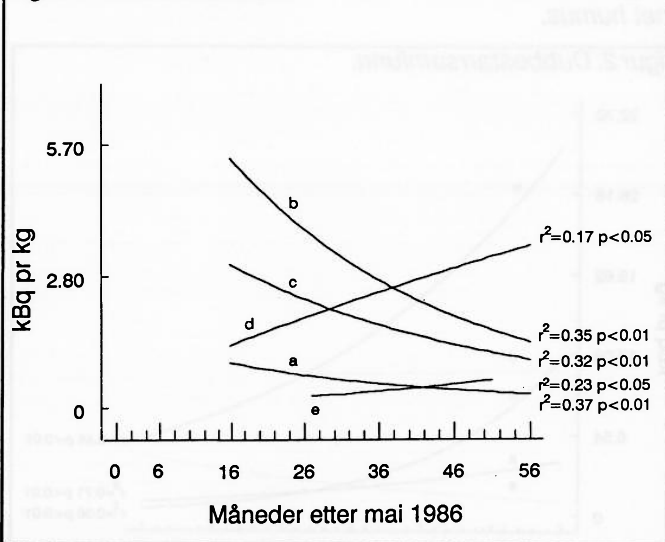
## 6 Litteratur

- Andolina, J. & Guillette, O. 1990. Radiocesium availability and retention sites in forest humus. - S. 135-142 i Desmet, D. et al. (red.). Transfer of radionucleides in natural and semi-natural environments.
- Andolina, J. & Guillette, O. 1990. A methodological approach of soils sampling and analyses in the study of radionucleides transfers in forest ecosystems. - S. 161-168 i Desmet, D. et al. (red.). Transfer of radionucleides in natural and semi-natural environments.
- Cremers, A., Elsen, A., Valcke, E., Wauters, J., Sandalls, F.J. & Gaudern, S.L. 1990. The sensitivity of upland soils to radiocesium contamination. - S. 238-248 i Desmet, D. et al. (red.). Transfer of radionucleides in natural and semi-natural environments.
- Fremstad, E. & Elven, R., red. 1987. Enheter for vegetasjonskartlegging i Norge. - Økoforsk utredning 1987:1.
- Horrill, A.D., Kennedy, V.H. & Harwood, T.R. 1990. The concentrations of Chernobyl derived radionucleids in species characteristic of natural and semi-natural ecosystems. - S. 27-39 i Desmet, D. et al. (red.). Transfer of radionucleides in natural and semi-natural ecosystems.
- Stålfelt, M.G. 1960. Växtekologi. - Svenska Bokförlaget, Stockholm.

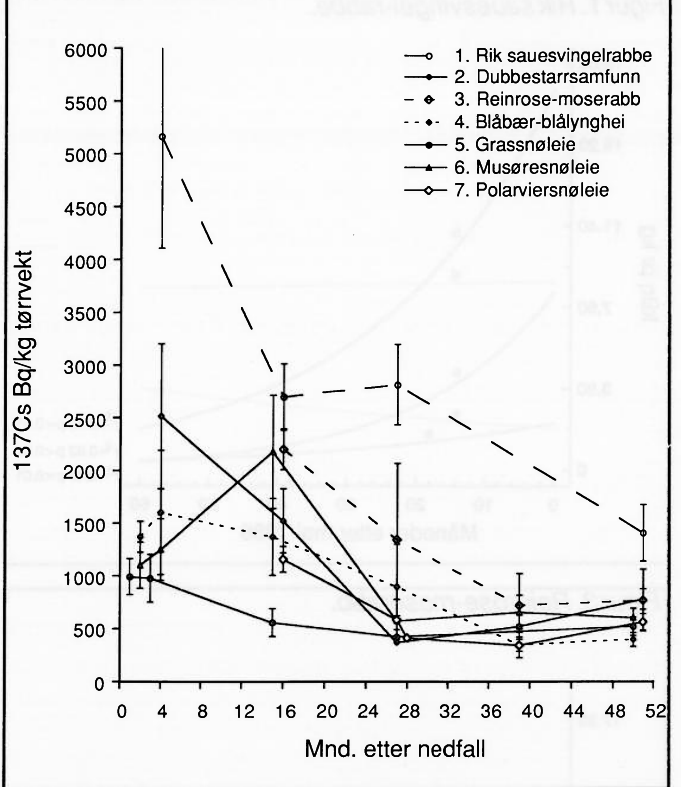
Figur 1-7. Cs-137 konsentrasjoner i kBq/kg tørrvekt i de angitte samfunn. a = høyere planter, b = kryptogamer, c = strø, d = råhumus, e = omdannet humus.



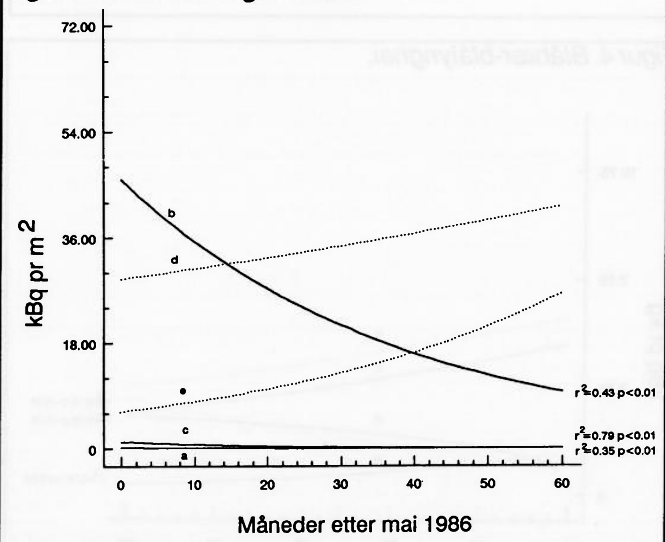
Figur 7. Polarviersnøleie.



Figur 8. Cs-137-konsentrasjoner, Bq/kg i høyere planter i plantesamfunnene 1-7. 1986-1990. Gjennomsnittsverdier, standardfeil markert.

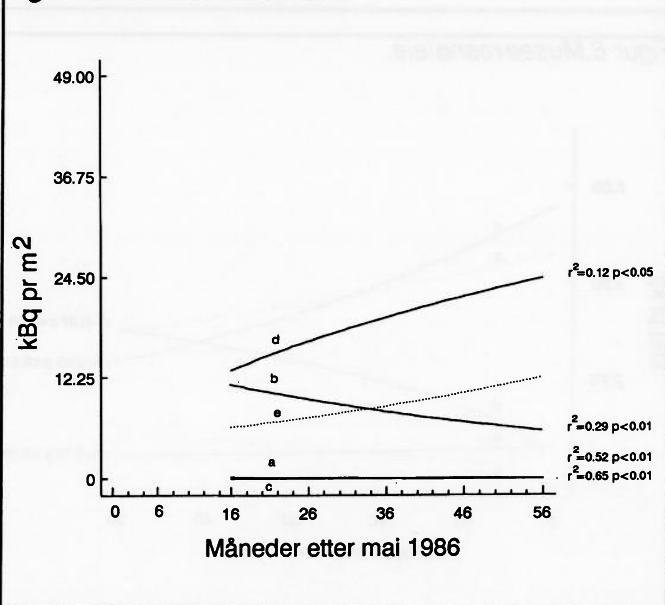


Figur 9. Rik sauesvingel-rabbe.

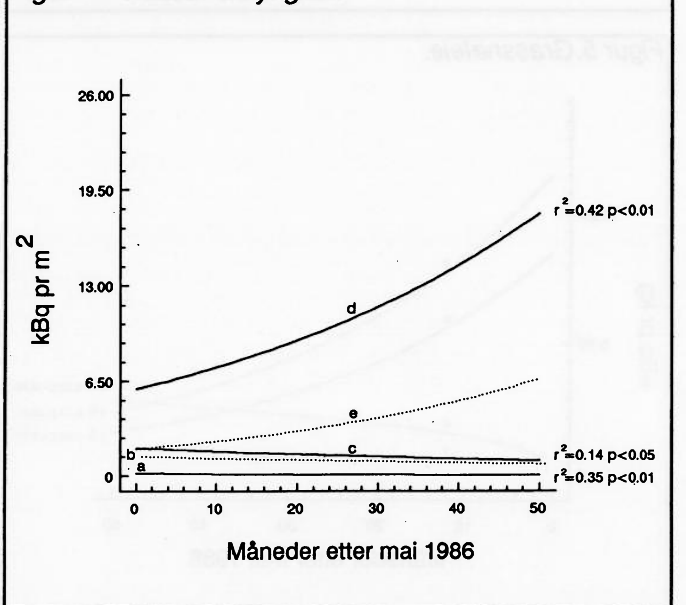


Figur 9-12. Cs-137-konsentrasjon, kBq/m<sup>2</sup> for de angitte samfunn. a = høyere planter, b = kryptogamer, c = strø, d = råhumus, e = omdannet humus.

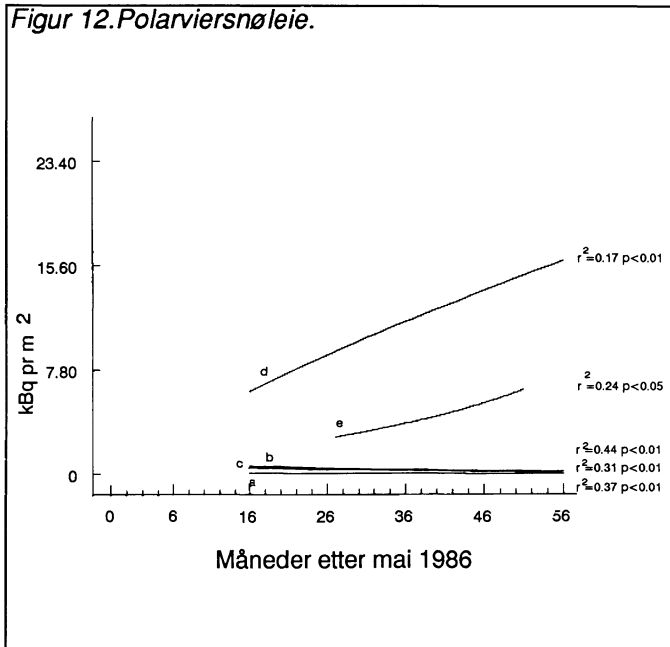
Figur 10. Reinrose-moserabb.



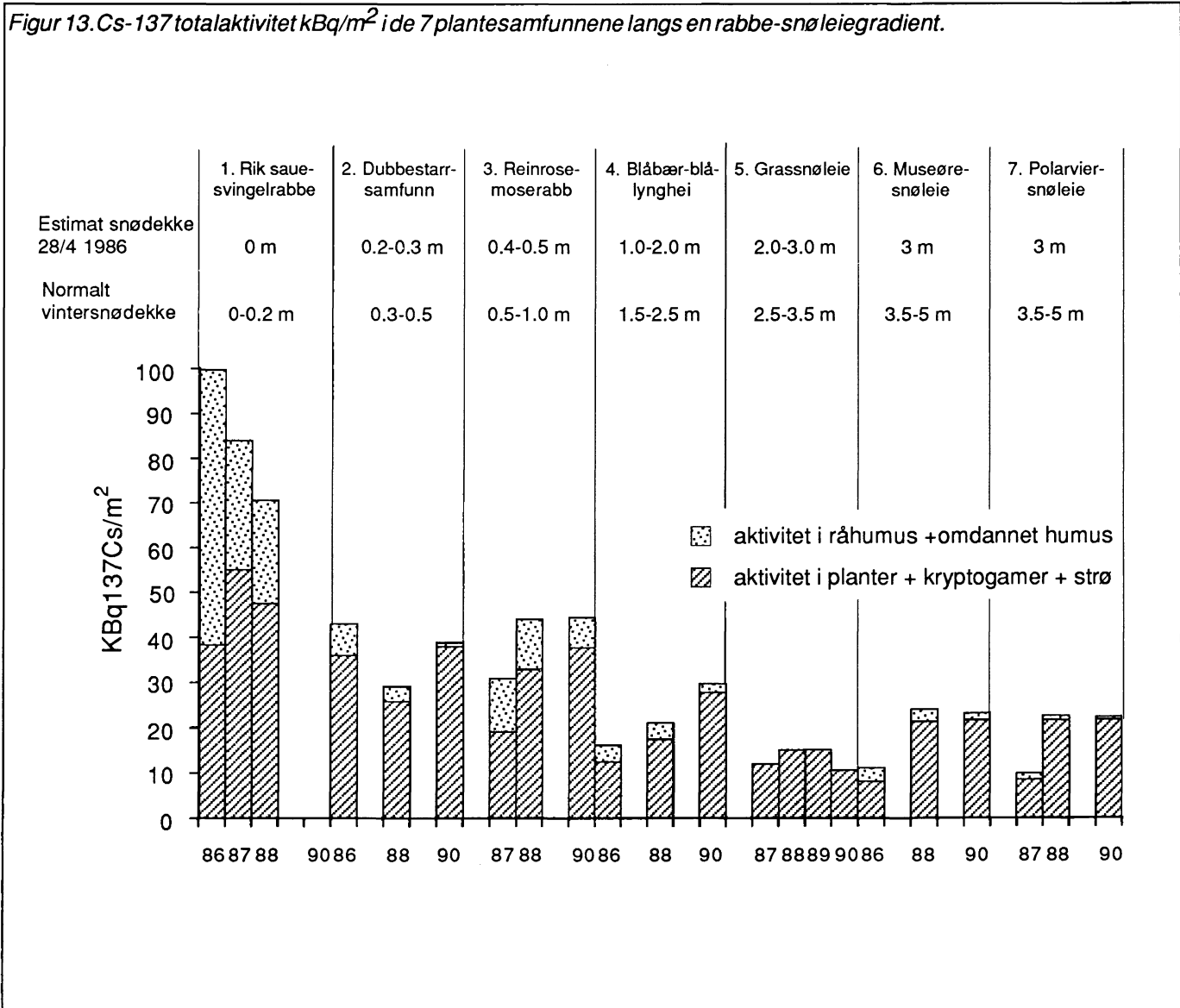
Figur 11. Blåbær-blålynghei.



Figur 12. Polarviersnøleie.



Figur 13. Cs-137 totalaktivitet kBq/m<sup>2</sup> i de 7 plantesamfunnene langs en rabbe-snøleiegradient.



# Virkingen på reinens beite i traktene fra Dovrefjell til Rondane av ulykken i Tsjernobyl, april 1986

Eldar Gaare

Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2,  
7004 Trondheim.

## 1 Innledning

Reinkjøtt ble tidlig kjent som en viktig kilde for radioaktivt nedfall for befolkningsgrupper med dette på matseddelene (Hvinden & Lillegraven 1961). Nedfallet skyldtes den gang i alt vesentlig testing av atomvåpen. Det ble fanget og lagret i lavorganismer som dekker sitt mineralbehov ved oppsuging av nedbør. Mange av nettopp slike lavarter er viktige i reinens diett. Etter Tsjernobyl-ulykken ble det satt igang undersøkelser av Forskningsavdelingen ved Direktoratet for naturforvaltning (DN), nå overført til NINA, Norsk institutt for naturforskning. Studier av omfang og veier fram til mennesket fra nedfallet som rammet utmarksområder, ble oppfattet som DNS saksfelt. Vårt viktige jaktvilt rypet og rein fra fjellområdene i Sør-Norge ble fokusert.

For rein er lav et vesentlig innslag i vinterdietten, i gjennomsnitt inntil 80% av inntaket; om sommeren synker det til ca 5% (Gaare & Skogland 1976). Helt fra starten ble innsamling av lavarter sentralt. De beiteplanter som spiller hovedrollen i sommerdietten, er alle karplanter med røtter; de fleste er fanerogamer (blomsterplanter, gras og starr). Denne veksling i dietten gir reinen store sesongvekslinger i radioaktiv belastning (se annet bidrag i dette hefte, Skogland et al.). På grunn av reinens raske utskilling av cesium er det sommerbeitet som blir avgjørende for reinkjøttets innhold i jakttiden i september (Tuominen & Jaakkola, 1973).

Her gir jeg lavartene i dietten mest oppmerksomhet med noen opplysninger også om andre planter. I Brettens bidrag finnes rapportert mer omfattende undersøkelser av fanerogamenes forhold fra Dovrefjell.

Epigeisk lav, arter som vokser på markens løsavsetninger, er i områder med låg vinternedbør, landskapsdominerende og deres oppsugingsevne for ioner fra nedbøren er godt undersøkt (Brown 1976, Tuominen & Jaakkola 1973). Lavs forhold til mineraler og andre stoffer som transporteres med luften, ble studert inngående i 1960- og 70-årene for å forstå deres følsomhet for forurensninger og deres relativt høge innhold av nedfall

fra atombombep prøvene. Dette nedfall som kom spredt over lang tid, kan påvises hos lav fremdeles. Nedfallet fra Tsjernobyl kom i løpet av kort tid, 28.-30. april i disse fjellstrøk, og antakelig mest ved utvasking av regnskurer (Saltbones & Foss 1986). De nærmere enkeltheter ved været i denne perioden og tiden like før blir derfor av interesse.

Problemstillingene har vært:

- 1) hvor effektive er ulike arter som oppsugere av radioaktivt cesium,
- 2) hvordan fungerer de som lager,
- 3) hvordan og hvor raskt vandrer og endelig forlater denne forurensning lavmattene og systemet og
- 4) hvorfor varierer innholdet av radiocesium særlig hos moser og lav så sterkt i prøver tatt med få meters mellomrom?

Punkt 4) viste seg nødvendig fordi prøver fra samme område over avstander på noen meter viste stor variasjon (Gaare 1987a). Det ble derfor viktig å finne ut hvordan en skulle standardisere prøvetaking for å være i stand til å belyse problemstillingene 1-3. Fra starten ga vi denne metodeutredning stor oppmerksomhet.

## 2 Valg av studieområder

Ved valget av studieområder ble det lagt vekt på at nedfallet hadde vært stort, og at det var reinområder hvor bestand og forholdene for rein var godt kjent i kraft av langvarige studier. I hvert av to hovedområder Dovrefjell og Rondane ble det valgt faste stasjoner for prøvetaking. Prøver av arter og jord er tatt fra et fast utvalg av bestander.

I Rondane, Dørålen, finnes 6 stasjoner, som samlet skal representere de toneangivende vegetasjonstyper i landskapet. Artsutvalget dekker mange viktige beitearter for rein året igjennom.

På Dovrefjell er lav samlet på 5 stasjoner i ulike høgdenivåer på Søndre Knudshøys vesthelling og for metodestudier innen et 2 ha stort område SØ for Grønbakken gård. Innsatsen på Dovrefjell er koordinert med Brettens arbeid som er gjort på lesider og i snøleier av ulik art, dvs. reinens barmarksbeite. Feltet ved Grønbakken har vært brukt til ulike studier av lav gjennom mange år. Studier av innsamlingsmetoder ble nå lagt dit.

## 3 Metodikk

Innsamlinger ble foretatt på barmark i perioden mai-oktober. Den omfattet artsprøver, jordprøver og flateprøver. Jeg definerer og navngir her innsamlingsmetoder som brukes ved den detaljerte stasjonsbeskrivelsen.

### 3.1 Stasjonsbeskrivelse

For hver stasjon er angitt høyde over havet, UTM-koordinat, eksposisjon og helling. De plantesamfunn og bestand som prøvene er hentet fra, er bestemt på stedet og gitt navn i det etablerte plantesosiologiske system. I ett tilfelle er det, for å angi mengdeforholdet mellom lyng, lavmatter og blokker og grus, anvendt en linjetaksering etter Matérn (1948), ialt 50 par 1+1 m lange linjestykker spredt i et bestand. Dette tillater estimering av gjennomsnittlig andel av dekning av arter eller artsgrupper, og en kan også estimere usikkerheten. Måten prøvene er tatt på, er også beskrevet.

### 3.2 Artsprøver

Innsamling av lav foregikk etter to skilte prinsipper:

1) **Stedstro** innsamling, der en prøve hvert år ble tatt på samme sted. Siden prøvetakingen er destruktiv, blir det etterhvert svakere stedstrohet fordi plantematerialet brukes opp. Dette forsøker en å bøte på ved å samle i nærheten fra voksessteder subjektivt vurdert til samme mikrøkologiske nisje.

2) **Plukkprøver** er prøver satt sammen ved at 10-15 enkeltplukk på noen individer samles til én prøve. Prøven kan tas fra ett bestand, **bestandstro** plukkprøve, eller over et område av gitt størrelse, **områdetro** plukkprøve. Samlet er en prøve gjerne ca 20 g tørrvekt.

Fanerogamer er i de siste 3 år overalt samlet som bestandstro plukkprøver.

### 3.3 Jordprøver

Jord og humusprøver er samlet fra vind og le-rabb på stasjon 1, fra stasjon 2 og 4, hvert sted i 4 dyp: humussjikt, sjikt like under humus og mineraljord i to dyp.

### 3.4 Flateprøver

Fra 1987 har vi i de ulike samfunn samlet prøver av alt organisk materiale ned til og med humussjikt. Til og med 1988 ble fra vind og le-rabb særskilt på stasjon 1, dessuten fra stasjon 2 og 4, samlet  $3 \cdot (0.33 \cdot 1) \text{ m}^2$ , deretter 5 sir-

kulære  $2 \text{ dm}^2$  store prøver. Enkelte innsamlinger fra snøleiet, stasjon 2, ble hindret av ei snøfonn. Sortering før måling av materialet fra disse prøver har vært under utprøving for å minske arbeidsbyrden. For det meste har vi sortert i gruppene treaktige, grasaktige og urter, lav, moser, strø og humus.

### 3.5 Sortering

På laboratoriet er hver planteprobe rensortert på art, og epigeisk lav er delt i en øvre del kalt levende (L) og en nedre del kalt død (D). Skillet levende og dødt er usikkert og vurderes på farge og tekstur. Det er den øvre del som særlig velges av reinen (Lyftingsmo 1965).

Epilitiske busk og blad-lav, de som vokser på blokk og berg, er bare rensortert og befridd for mineral Korn og kalt totalprøve.

Gras og urter er for det meste sortert i overjordisk levende kalt årsskudd, stående dødt kalt fjorårsskudd, og røtter. Hos noen, særlig tueplanter, har vi skilt ut partiet på overgangen mellom over- og underjordisk som basis. Fra busker og lyng er det for det meste raspet blader og skudd, og dette gir blader og skuddspisser som tilsvarer årsskudd.

Sorterte prøver tørkes og males i hammermølle, og en del på ca 6 ml (0.7-5 g tørrvekt ved 70°) går til måling i gammatelleren. Vurdering av måleteknikk er behandlet i Næumanns bidrag i rapporten.

## 4 Resultater

Arter fra reinens vinterbeite finnes i fjellet i mer eller mindre lavdominerte deler av greplynghei-forbundet, *Loiseleurio-Arctostaphyllion* (Kalliola 1939), og noen steder øvre deler av blåbær-blålynghei-forbundet, *Phyllo-doco-Vaccinion myrtilli* (Kalliola 1939).

Vi har også tatt prøver av arter som i vinterdietten hører til reinens nødfór, dvs. epilitisk lav fra samfunn med berg og blokk som substrat. I bestand av assosiasjonen *Umbilicarietum cylindricae* (Frey 1933) er tatt ulike navlelav (*Umbilicaria spp.*) og en buskformet, vanlig steinskjegg (*Pseudephebe pubescens*).

Fra det tidlige barmarksbeitet er samlet blåbær og dvergbjørk, fra senere i sesongen fjellbjørk, lapp- og grønnvier. Stivstarr og musøre er arter fra høg- og seinsommerbeitet.

Resultatene har vi i hovedsak samlet i figurer for å vise innholdet av Cs-137 gjennom prosjektets løpetid for ulike arter og humus. Målinger for å undersøke forholdet mellom lavs innhold av vann og Cs-137 er gitt som tabell. Alle

prøver og primærmaterialet er oppbevart i NINA. Dette omfatter ialt 3500-4000 enkeltmålinger av arter, deler av arter, humus og mineraljord. Her gir vi først resultatene stasjonsvis fra de to hovedområder. Samtidig gir vi en beskrivelse av stasjonens beliggenhet og vegetasjon.

## 4.1 2 ha-feltet på Grønbakken

960 m oh, UTM:NQ 041306, N, V, S og Ø-vendt, 0-5° helling.

**Metodestudier** for innsamling av lav er foretatt her i et område som ligger i lågalpin region mellom E6 og den gamle kongeveg over Dovrefjell. Det er et tilnærmet flatt område hvor vi finner fra øvre vindrabb til øvre leside, *Empetro-Betuletum nanae* assosiasjonen og *Junipero-Betuletum nanae myrtilletosum*, den siste med knehøg dvergbjørk og einer.

For å måle variasjonen ble det fra 1987, årlig i mai samlet området plukkprøver som metodestudium. For hver av artene fjelltagg (*Coelocaulon divergens*), rabbeskjegg (*Alectoria ochroleuca*), gulskinn (*Cetraria nivalis*), fjellreinlav (*Cladonia mitis*), kvitkrull (*Cladonia stellaris*) og saltlav (*Stereocaulon paschale*), har hver gang ulike medarbeidere samlet 5 paralleller. De valgte artene er domineranter eller kodominanter i hver sin sone fra vindrabb til le-rabb.

Figur 1a viser resultatene for alle artene. I starten fikk en sprikende verdier fra 8 kBq/kg i fjellreinlav til 18 i fjelltagg og rabbeskjegg. Over årene er det klar konvergens til noe under 10 kBq/kg for alle unntatt fjelltagg som i snitt ligger på nesten 15 kBq/kg i 1990. En atypisk verdi på 54 kBq/kg i 1990 er da utelatt.

Innholdet i de ulike arter viser tross konvergens en et mønster som går igjen på alle stasjoner. Artene fra vindrabb, fjelltagg, rabbeskjegg og gulskinn, har høgst innhold og i denne rekkefølge. Arter med økende dominans nedover i le-rabb, fjellreinlav, kvitkrull og saltlav, har ikke så klare skiller artene imellom, men de ligger oftest lågere enn de foregående.

**Varierende måleresultater** på lavprøver fra 1986 ga støtet til innsamlinger våren 1987 ett år etter ulykken og med noenlunde tilsvarende vær og snøforhold som de 28.4.86 (Bretten pers. oppl.). Vanninnholdet ble antatt å være avgjørende for oppsugningsevnen og dermed innholdet av Cs-137.

Prøver ble samlet ved Grønbakken 8.mai, 1987, Fra lokaliteter innen en sirkel med diameter 7 m ble rabbeskjegg, kvitkrull og grå reinlav tatt fra helt tørre og snøfrie steder over til flater dekket med 50 cm snø hvor laven var helt våt. Prøvene ble veiet våte i felt, og vanninnholdet er oppgitt i tabell 1 som prosent av tørrvekten. Innholdet av

radiocesium er målt i levende og død del, samt i lavstrø fra bakken under. Vi forutsetter at vanninnholdet var likt i 1987 og 1986. Som vi ser, er verdier målt av kvitkrull (*Cladonia stellaris*) høyere fra enkelte "våte" lokaliteter enn "tørre". Denne variasjon kan skyldes varierende nedfall.

Tabell 1. Lav, snødekning og fuktighet. Prøver fra Grønbakken, 8. mai 1987. Målt radioaktivitet i ulike thallusdeler i de 3 første tallkolonner, så vanninnhold i totalthallus i % av tørrvekt. Forholdstallet mellom deler av laven beregnet i de siste kolonner. XX = data mangler.

Art	Cs-137			Vann %	Forholdstall	
	Levende Bq/kg	Død Bq/kg	Strø Bq/kg		Lev/ Død	lev/ Strø
1 Alectoria ochroleuca	15793	10487	XX	2	1.5	XX
2 Cladonia rangiferina	4764	2087	3271	11	2.3	1.5
3 Cladonia stellaris	10455	3156	112	21	3.3	93.3
4 Cladonia stellaris	20450	8753	3479	90	2.3	5.9
5 Cladonia stellaris	6245	4024	3580	133	1.6	1.7
6 Cladonia stellaris	8170	3244	6340	183	2.5	1.3

Lavmattene dekker et underliggende strø mer eller mindre fullstendig. Sammenligner vi fuktigheten i lavthallus og forholdet mellom radioaktiviteten i øvre levende del, død del og i strø, finner vi at jo tørrere lav, jo høyere forholdstall. Når vi slik fjerner virkningen av variasjonen som kan skyldes ulikt nedfall, ser vi at tørr lav hindrer radioaktiviteten å nå strø og dermed også humusen under. Regresjonen mellom fuktighet og den naturlige logaritme til forholdet mellom levende og strø er god,  $r^2 = 0,92$ . Prøvene 1, 3 og 4 var helt snøfrie, 2 var nær snøkanten, og 5 og 6 var dekt av 0,5 m snø. Snødekning ser vi jevner ut forholdet mellom lavtøpp, levende og strø. Aktiviteten blir heller ikke så høy som hos planter som var åpent eksponert og tørre.

Forholdstallene viser at vekstformen spiller stor rolle for hvor langt ned regnet når ned i matten. Kvitkrull er tettvoksende; grå reinlav (*Cladonia rangiferina*) vokser åpnere og rabbeskjegg enda åpnere.

## 4.2 Knudshøprofilen

På Knudshø, Dovrefjell, er lagt en profil av rabbstasjoner i greplynghei og øvre blåbær-blålynghei langs Blesebekken opp på Søndre Knudshø. Fjellsiden er vestvendt, og stasjonene er lagt fra lågalpin til mellomalpin region i 5 høgdenivå:

1020 moh, UTM: NQ 318073, SV-vendt, 7° helling.  
Betula nana - A. ochroleuca sos.

1235 moh, UTM: NQ 326074, V og VNV-vendt, 7°helling. Loiseleuria - Cetraria nivalis sos. og Betula nana - Cl. stellaris sos.



1385 moh, UTM: NQ 342087, V og SV-vendt, 5-15° helling.

*Festuca ovina* - *C. nivalis* sos., *Phyllodoce* - *Cladonia mitis* sos. *Festuca ovina* - *C. nivalis* sos., *Festuca ovina* - *Cl. stellaris* sos., *Vaccinium myrtillus* - *Stereum caulon paschale* sos.

1650 moh, UTM: NQ 355087, V-vendt, 12° helling.

*Salix polaris* - *C. nivalis* sos.

1685 moh, UTM: NQ 357086, V-vendt, 3° helling.

*Salix polaris* - *C. nivalis* sos.

Figurene 1b-f viser resultatene fra disse stasjonene for de samme arter, fjelltagg, rabbeskjegg, gulskinn, fjellreinlav, kvitkrull og saltlav. De er samlet ved bestandstro innsamling årlig fra juni 1986. De 4 lågste stasjoner, 1035, 1235, 1385 og 1650 m oh har godt samsvar. Tendensen til konvergens mot verdier litt under 10 kBq/kg er som fra Grønbakken stasjon. I 1986 finnes hos vindrabbens arter verdier opp mot 35 kBq/kg. Stasjonen fra toppen av høa, 1f, har bare rabbeskjegg og gulskinn felles med lågere stasjoner. I tillegg er tatt med navlelav (*Umbilicaria* spp.) fra blokk og fjellsmelle (*Silene acaulis*) fra marken. Navlelavene er områdetro plukkprøver over ca 1 ha. Her viser prøven fra 1988 etter 36 mnd en uvanlig høg verdi, 50 kBq/kg. Av fjellsmelle er tatt stedstro prøver fra 1987, og de ligger hele tiden under 10 kBq/kg.

Prøvene fra 1986 kan tyde på en økning med høgden over havet, men innsamlinger fra påfølgende år bekrefter ikke dette. Vi kan ikke påstå, ut fra de samlede data vi har, at nedfallet øker med høgden over havet.

### 4.3 Stasjonene i Dørålen

Stasjonene omfatter samlet de fleste typer av reinens beiter i området, rabber med vinterbeiter og lesider og snøleier med barmarksbeite.

**Stasjon 1, 1090 m oh, UTM: NP 408711, flatt-Ø-vendt, 7° helling.**

Rabber i lågalpin region, stasjonen ligger på øvre Storflya og omfatter alle rabbens soner, *Empetro-Betuletum nanae* og dessuten øvre leside, *Phyllodoce-Vaccinietum myrtilli*. Fra 1986 er årlig i juli samlet stedtro prøver; mot slutten får de mer preg av å være plukkprøver. Enkelte år er det samlet også i september. Det er tatt jordprøver fra vind- og le-rabb.

Vegetasjonen på vindrabben er dvergbjørk-gulskinn dominert (*Betula nana-Cetraria nivalis* sosisasjon), og forholdet mellom arealets komponenter er bestemt ved linjetaksering:

	%	st.avvik
Lyng og dvergbusker	11	14
Lavmatte	42	32
Blokker og grus	48	33

Figurene 2a-d viser resultatene. Målingene omfatter de samme lavararter som tidligere med vanlig steinskjegg (*Psendephebe pubescens*) i tillegg. Denne siste vokser på blokker 2-3 dm hevet over markens nivå og har alle år høgst verdi. Både vindrabben, 2a, og le-rabben, 2c, viser en utvikling vi kjenner igjen fra Dovrefjell-stasjonene. Forskjellen mellom stedstro prøve og plukkprøve, 2c, av kvitkrull er svært tydelig. Plukkprøven eliminerer virkningen av tilfeldige enkeltindivider med høg aktivitet i september 1986, etter 4 mnd, og i september 1987, etter 15 mnd.

I tillegg til lavararter er tatt prøver av fanerogamer, 2b og d i vind- og le-rabb. De viser dessuten innholdet i humus, som begge steder fra 1986-1990 er stigende. På vindrabben er forløpet antakelig preget av store variasjoner. Le-rabbens forløp minner om snøleiets (se kommentar til figur 3).

Aktiviteten i fanerogamer er omlag en 10-del av den i lav. Økning i målt aktivitet fra høst til påfølgende vår ses særlig markert fra september 1989 til juni/juli 1990. Dette henger sammen med plantenes årlige syklus, men er ikke alltid lett å påvise i et variabelt materiale (Garmo m.fl. 1989)

Bare fortsatt innsamling vil kunne avgjøre om den oppgang vi aner hos enkelte planter, og som klarest er påvist i humus, vil fortsette.

**Stasjon 2, 1075 m oh, UTM: NP 408722, Ø-vendt, 3° helling.**

Gras-snøleie i lågalpin region. Dels et nesten flatt parti med dominerende stivstarr og einerbjørnemose, *Polytricho-Caricetum bigelowii*. Jordprøvene tas her. I vest hever det seg i en skråning hvor først smyle, *Deschampsio-Anthoxanthion*, senere blåbær dominerer. Fra 1986 er årlig i juli samlet bestandstro prøver. Enkelte år var det ikke framsmeltet, og prøvene ble da tatt i september.

Figurene 3a-b viser resultatene, men prøver fra 1990 mangler på grunn av snødekke. Som på le-rabben, stasjon 1, faller aktiviteten i humus det første år for så å stige. Einerbjørnemose viser økning i alle sjikt til en klar topp i 1988, en varm og fuktig sommer. Til 1989 falt verdiene, men forholdet mellom en høgaktiv øvre, middels midtre og lågest nedre del har de fleste år vært likt.

**Stasjon 3, 960 m oh, UTM: NP 415732, N-vendt, 30° helling.**

Grønnvierkratt i bjørkeskog, *Myrtillo-Betuletum*, som i likhet med stasjon 8 ligger på overgangen mellom subal-

pin bjørkeskog og lågalpin region. Fra 1986 er årlig samlet stedtro prøver, av grønnvier av samme individ.

Figur 3e viser i resultatene fra denne stasjon 3 og dessuten 8. Begge vierne viser en nedgang de første år, lappvier en svak økning fra 1988. Bjørk viser en svak nedgang alle år under ett med unntak av en topp på 800 Bq/kg i 1988. Av disse artene har bjørk mykhorrhiza.

**Stasjon 4, 1220 m oh, UTM: NP 405703, N-vendt, 7-12° helling.**

Rabber i øvre lågalpin region, stasjonen ligger i Hammarens N-helling og omfatter alle rabbens soner, *Empetro-Betuletum nanae*. Fra 1986 er det årlig, i juli, samlet stedtro lavprøver; mot slutten får de mer preg av å være plukkprøver. Enkelte år er det samlet også i september.

Figurene 2e viser resultatene. Det er som for stasjon 5 vanskelig å tolke mønsteret. Variasjonene skyldes antakelig at vind- og le-rabb er behandlet under ett på stasjon 4, og at denne, som ligger i N-vendt fjellside høgt i lågalpin region, og enda mer stasjon 5 i mellomalpin, var mye snødekt i april 1986.

**Stasjon 5, 1450 m oh, UTM: NP 399689, Mest N-NØ-vendt, 0-7° helling.**

Rabber i mellomalpin region på østre Hammaren hvor små partier av løsmasse med *Festucetum ovinae alpicolum* finnes mellom store felter med blokker. Fra 1986 er årlig, i juli, samlet områdetro plukkprøver. Enkelte år er det samlet også i september.

Resultatene er kommentert under stasjon 4.

**Stasjon 6, 1280 m oh, UTM: NP 397696, N og Ø-vendt, 5-7° helling.**

Musøresnøleie, *Salicetum herbaceae boreale*, fra øvre lågalpin i mosaikk med blåbærhei og grashei. Fra 1987 er årlig i juli, samlet områdetro plukkprøver. Enkelte år er det samlet også i september.

Figur 3c-d viser resultatene, og musøre selv har en topp forsommeren 1989 (kanskje en forsinket reaksjon på sommeren 1988?). Som bjørnemosen i grassnøleiet øker innholdet av Cs-137 i stiv-torvmose over årene. De fleste år er rekkefølgen her omvendt, en høgaktiv nedre del, en midlere midtre del og en lågest øvre del. Dette viser at begge arter har fått tilførsel av Cs-137 over årene, men tilført på forskjellig vis.

**Stasjon 8, 1045 m oh, UTM: NP 410721, SØ-vendt, 12° og flatt.**

Gråvierkratt, *Ptilidio-Betuletum nanae*, flatt, og nærliggende bjørkeskog, *Myrtillo-Betuletum*, begge på overgangen til lågalpin region, se stasjon 3. Fra 1986 er det

årlig, i juli, samlet områdetro plukkprøver, av fjellbjørk av samme individ. Enkelte år er det samlet også i september.

Resultatene er vist og kommentert under stasjon 3.

## 4.4 Flatenedfall i Dørålen

En måler ofte nedfall som mengden på en arealenhet, 1 m<sup>2</sup>.

Vi har noen undersøkelser av dette fra stasjonene 1, 2 og 4 i Dørålen. Resultatene er litt sprikende, og ingen signifikant endring er funnet over tid ved lineær regresjon. Det kan kanskje forklares ved den store variasjon, men omfordeling vil også påvirke resultatene.

Utvaskingen av røykrestene fra ulykken ble i fjellet deponert på et landskap som for det meste var snødekt. Fokstua melder for dagene før og etter ulykken om ca 75% snødekning. Det vil si at fra vindrabben var det bart ned mot le-rabb, sonen dominert av kvitkrull (*Cladonia stellaris*). Vindrabben på stasjon 1 på Storflya i Dørålen var derfor sikkert bar.

Tabell 2. Beregnet nedfall per arealenhet fra materiale sortert til treaktige og grasaktige planter, lav og moser, strø og humus.

Stasjon 1, vindrabb

Tidspunkt	Prøveflater	Gj.s. Bq/m <sup>2</sup>	St.a. Bq/m <sup>2</sup>	c %
Juli 1987	3•0.33 m <sup>2</sup>	38200	6300	17
Juli 1989	5•200 cm <sup>2</sup>	57300	24500	43

Stasjon 1, le-rabb

Juli 1987	3•0.33 m <sup>2</sup>	20900	3800	19
Sept 1988	3•0.33 m <sup>2</sup>	21300		
Juli 1989	5•200 cm <sup>2</sup>	20500	12000	58

Stasjon 2, grassnøleie

Juli 1987	3•0.33 m <sup>2</sup>	23500	4300	18
Juli 1989	3•200 cm <sup>2</sup>	19200	3300	17

Stasjon 4, vind og le-rabb

Juli 1987	3•0.33 m <sup>2</sup>	14000	7200	52
Juli 1989	5•200 cm <sup>2</sup>	25000	12000	43
Sept 1989	5•200 cm <sup>2</sup>	9100	4000	44

c = variasjonskoeffisienten (100 • st.avv./gj.snitt)

De målinger og beregninger av flatenedfall vi kan gi fra Dørålen, er samlet i tabell 2. På areal av kjent størrelse er det tatt totalprøver som senere er sortert til plantegruppe, veiet og målt.

På flater vi antar var snødekte i april 1986, fra øvre deler av lågalpin og oppover i mellomalpin region og på snødekte lesider og snøleiesamfunn i lågalpin, var nedfallet omlag 20 kBq/m<sup>2</sup>. På snøfrie rabber i lågalpin region var det fra 40-60 kBq/m<sup>2</sup> på løsavsetningene. Dette stemmer med Brettens resultater. Linjetakseringen på stasjon 1 viste at det er omlag 50% blokker spredt i vindrabben, og på disse er knapt avsatt så mye. Der de er tett bevokst med blad og busklavarer, er tørrvekten av dette under 500 g/m<sup>2</sup>. Slik bevoksning har ikke over 10% av blokkflatene, resten er kledd med skorpelav eller er bart. Busk- og bladlavartene på blokk har typisk 50 kBq/kg og dermed er det høgst

$$50\,000 * 0.1 * 0.5 = 2500 \text{ Bq/m}^2$$

på blokkene, og dette er sett bort fra nedenfor. Det er i alle fall usikre verdier.

Etter takseringer av villreinbeitene i Rondane (Gaare upubl.) er det 35% vindrabb i lågalpin region i dette strøket. Nedfallet av Cs-137 på 1 m<sup>2</sup> i lågalpin region blir da i gjennomsnitt

$$20 * 0.65 + (40 \text{ til } 60) * 0.35 = 27 - 34 \text{ kBq/m}^2,$$

som avrundes til 25-35 kBq/m<sup>2</sup>, i gjennomsnitt 30 kBq/m<sup>2</sup>.

Integrerte måleserier fra flybåret detektor både i Sverige og Norge indikerer en jevnhet fra km<sup>2</sup> til km<sup>2</sup> fremstilt på kart i målestokk 1:1 500 000. Men fra m<sup>2</sup> til m<sup>2</sup> er variasjonen stor, og den er enda større fra dm<sup>2</sup> til dm<sup>2</sup> som er det nivå vi har samlet våre prøver på. Det er et relevant spørsmål i forbindelse med slike oversiktskart: Ved hvilken prøveflatestørrelse vil nedfallet vise minst variasjon fra flate til flate? Vi har tatt prøver ut fra ønsket om å påvise om forskjeller fra plantesamfunn til plantesamfunn, fra vinterbeite til sommerbeite, finnes. Vi har vist at vinterbeitet som i all hovedsak lå snøfritt, fikk 2-3 ganger så stort nedfall som barmarksbeitet. Endringer over tid på flate-nedfallet har vi ikke her gode nok data til å fastslå sikkert.

For å bedre resultatene av en terrestrisk overvåking av radiocesium bør dette problem gis mer oppmerksomhet, slik at prøvetaking og behandling kan forbedres. Dette vil kunne øke anvendeligheten av opplysninger om flate-nedfall.

## 5 Beregninger og diskusjon

Som utgangspunkt for å diskutere endel av resultatene vil det være hensiktsmessig med en oversikt over økologiske forhold for de lavararter det gjelder.

### 5.1 Økologiske faktorer som er viktige for lav

Lav er en sopp i symbiose med alger, og det vitenskapelige navnet er knyttet til soppen. De er flerårige, tørketolerante organismer, og de fleste er poikilohydre. Det vil si at deres vanninnhold varierer passivt med fuktighetstilgangen i omgivelsene. Opptaket av vann skjer gjennom hele overflaten i et omfang og med en hastighet som er avhengig av fuktighetstilstanden i omgivelsene. Fotosyntesen står fotobionten for, de grønne eller blågrønne alger (cyanobakterier). Mycobionten, for det meste en seksporesopp (Ascomycetes) gir form til thallus (lavlegemet) og fungerer som substrat for fotobionten. Klorofyllinnholdet av den samlede plantemasse er bare 10-25% av høyere planters blader. Veksten hos busklavarer fra reinens vinterbeite skjer i toppen; lavere nede dør først fotobionten, og etterhvert råtner hele lavthallus og blir til sur humus. Tilveksten hos kvitkrull er direkte proporsjonal men uke-nedbøren (Kärenlampi 1971).

Generelt er lavararter lyskrevende, men de kan ha varierende krav til fuktighetsforholdene. Fra eksponert vindrabb til mer beskyttet le-rabb får vi ulike nisjer for arter med ulike krav og toleranser. Epigeisk lav finner vi på rabbens løsavsetninger. Sonevis dominerer de så fra de mest chionofobe (snøskyende) og tørre til den mer chionofile (snøkrevende) og fuktigere forhold.

**Øvre vindrabb:** fjelltagg (*Coelocaulon (Cornicularia) divergens*) og rabbeskjegg (*Alectoria ochroleuca*)

**Nedre vindrabb:** gulskinn (*Cetraria nivalis*) og fjellreinlav (*Cladonia (Cladina) mitis*)

**Øvre le-rabb:** kvitkrull (*Cladonia stellaris*)

**Nedre le-rabb:** saltlav (*Stereocaulon paschale*)

Sammen med disse finnes mange arter både moser, lav og høyere planter, men det hører ikke hit en fullstendig beskrivelse av rabbenes arter og økofysiologiske forhold. På berg finner vi epilittiske både busk- og bladformede lavararter. Også dette substratet gir grunnlag for en klar sonering i forhold til snøforhold, men avrenningsbaner og forhold knyttet til vanntilgang i vekstsesongen, har mye større betydning enn i plantesamfunn på løsavsetninger.

Selv om de er poikilohydre og mangler røtter, har lav en rekke bygningstrekk som tjener til å øke perioden de er fuktige. Oppdeling i greiner, forholdet mellom overflate og masse, overflatens struktur og farge påvirker thallustemperatur og fuktighet og bestemmer dermed når arten kan komme i positiv produksjon. Takket være undersøkelser av Lange (1965) og senere Kärenlampi (1971) vet vi at CO<sub>2</sub>-opptaket er nær maksimale nivåer selv ved tempe-

raturer nær 0°C; enkelte arter viser opptak ved temperatur ned mot -10°C.

Form og overflate som er så viktige for lavartenes muligheter i deres miljø, påvirker også direkte muligheten for å fange opp og fastholde støvpartikler. Fjelltagg er mørk, varmes lett av sola slik at snøen iblant smelter allerede i mars. Rabbeskjegg som dominerer på øvre vindrabb, er lysere, men med mørke og svært fine greinspisser. Litt mer beskyttet dominerer den lyst gule, nesten bladformede gulskinn. Alle disse er utsatt for vindslit forsterket av fokksnø om vinteren, og de har solid bark og en glatt overflate. Iblandet i gulskinn-mattene og med økende betydning mot mer snødekning finner vi fjellreinlav. Med mer markert overgang overtar så kvitkrull dominansen i le-rabben. Reinlavene (*Cladina*-artene) er lyst gråhvite, mangler bark og har fintiltet overflate. Saltlav (*Stereocaulon paschale*) finnes spredt, særlig i kvitkrull-matten og mest i forsenkninger hvor den en periode under snøsmeltingen tåler full oversvømmelse. Den er lyst grå, har bark, men overflaten er veldig fin-skjellet eller grynet. I likhet med reinlavartene må vi anta at den fanger og fastholder partikler bedre enn andre bark-kledde arter som antakelig kan blåse rene eller vaskes rene i kraftige regnskyll.

Disse artene kan ta opp vann til 170-300% av tørrvekten. Løste ioner vil suges inn avhengig av hvor tørre de er. Enkelte moser, særlig torvmoser kan ta opp langt mer vann, 300-1200%. Mattedannende lav kan i tillegg holde tilbake en betydelig mengde overflatevann mellom skuddene. Uten at det underliggende jordsmonn fuktes nevneverdig, kan 1 m<sup>2</sup> lav-masse suges inn en vannmengde på ca 1000 g, noe som svarer til 1 mm nedbør. Lav-matten kan på grunn av overflatevannet fange opp ca 3000 g vann, det svarer til 3 mm nedbør. Vannopptaket foregår i løpet av noen sekunder, mens uttørring tar lenger tid og er avhengig av forholdene (Blum 1973). Ved fjellregionens vanlige vind- og solstrålingsforhold tørker spissene i løpet av minutter; lenger nede tar det timer eller døgn.

Mineralopptaket er hos alle planter nøye knyttet til vannhusholdningen. Hos planter med røtter vil overflatens kutikula (vokshinne) hindre passivt opptak av vann med mineraler; opptaket av mineralioner kontrolleres av rothårenes cellemembraner. Lav og endel moser mangler kutikula, og er også ellers slik bygget at vann med ioner og også partikler (< 1-2 µm) kan suges inn gjennom overflaten inn i indre hulrom mellom cellene. Ionene vil feste seg til celleveggene som fungerer som ionebyttere (Brown 1976), mens partiklene bare vil være fanget. Når vannet fordamper ved uttørring, akkumuleres på denne måten mineraler. Større partikler vil i kortere eller lengre tid bli hengende på utsiden til de fjernes av vind eller regn. En regner med at epigeiske lav tar opp lite mineraler fra substratet, men dekker sitt behov for næringsalter fra nedbøren, slik også planter på ombrotrof myr gjør det. Dette er grunnen for disse planters egnethet som monitororganismer.

En stofflig forurensning som kommer med atmosfæren, vaskes særlig effektivt ut og avsettes med regn. Fra Tsjernobyl er den dels kommet som faste partikler, dels som løste ioner.

### 5.2 Variasjon hos lavprøver

Prøver innsamlet i mai 1986 viste store variasjoner over korte avstander. Under forutsetning av at 1) nedfallet i alt vesentlig ble vasket ut av luften med nedbør, og at 2) det regnvann som vasket ut ikke hadde særlig varierende innhold av radiocesium, søkte vi først å forklare variasjonen med lavartenes poikilohydr natur (Gaare 1987a og b). Tørr lav fra vindeksponerte steder vil ha større kapasitet for vannoppsugning enn fuktig-våt lav på beskyttede steder eller under et snødekke. Artenes fordeling fra vindeksponert til beskyttet gjør at vi vil vente høy radioaktivitet i arter knyttet til vindrabben og tilsvarende låge verdier i arter knyttet til le-rabben. De høyeste verdier vil vi derfor vente i epilitisk lav fra oppstikkende barblåste berg og blokker. Det er da også dette vi har påvist.

Usikkerheten ved prøvetakingen av lav har vi belyst ved den innsamlingen fra Grønbakken stasjon som startet i 1987 (figur 1a). For de 5 parallelle innsamlinger av de 6 arter har vi beregnet variasjonskoeffisienten (standardavvik delt på gjennomsnitt), et mål på variasjonen. Dens gjennomsnitt og standardavvik over årene er gitt i prosent i tabell 3.

Tabell 3. Usikkerhet ved prøvetaking av lav. Området plukkprøver fra fast 2 ha-felt ved Grønbakken, mai 1987-1990. Gjennomsnittlig variasjonskoeffisient og standardavvik for denne beregnet for hver arts levende del over årene.

Art	Variasjonskoeffisient	
	gj.snitt	st.avvik
	%	%
1 Alectoria ochroleuca	21	5.3
2 Coelocaulon divergens	21	9.7
3 Cetraria nivalis	20	13.7
4 Cladonia mitis	29	11.4
5 Cladonia stellaris	40	10.8
6 Stereocaulon paschale	44	8.4

Resultatene kan tolkes som bekræftelse på at de tre første arter (1-3) fra vindrabben var snøfrie ved nedfallstidspunktet. Restvariasjonen kan skyldes ulik fordeling av nedfallet og tilfeldige omstendigheter. Reinlavartene (4-5) var mer eller mindre dekket av snø og får større variasjon fordi ulikhet i fuktighet var større. Saltlav vokser dels innblandet i kvitkrullmattene, dels som sammenhengende matter i forsenkninger hvor smeltevannet stagnerer en tid. Den største variasjon på grunn av varierende fuktighet og påfølgende avvaskning er antakelig årsaken til dennes største variasjon.

Sammenholdt med de resultater vi har vist fra lav i forsøks-skåler (Gaare 1987b), hvor skåler med samme art og med mindre enn 1 m avstand hadde 6 og 66 kBq/kg, gjør dette det rimelig å forkaste antakelsen at nedbøren fra flekk til flekk avsatte tilnærmet samme mengde radiocesium.

### 5.3 Indikasjoner på resuspensjon

Fra hver av de 5 stasjoner på Knudshø finnes 5-6 arter, og særlig i starten viser de høgere verdier jo mer vindeksponert og tørt de vokser. Med tiden konvergerer de, og forskjellen artene imellom blir mindre. Lavprøvene fra stasjon 1 og 4 i Dørålen viser tilsvarende forløp, og prøvene fra 2-ha feltet (figur 3a), faller inn i det samme mønster. Her mangler materiale fra 1986, men konvergensen mot samme verdier ligner Knudshø-materialet. Tilsvarende finnes i Brettens materiale. Den tolkning jeg ga i starten (Gaare 1987), baserte seg på artenes ulike uttøringsgrad i nedfallsøyeblikket. Men denne forklarer ikke konvergenseffekten.

Resuspensjon, omfordeling, er derimot en mulig forklaring. Arter som vokser mest eksponert, fjelltagg, rabbeskjegg og gulskinn, var snøfrie og de har alle glatt overflate. De var relativt tørre og i det mønster som er skissert ovenfor, og de sugde inn mye regn med Cs-ioner. Eventuelle partikler >2 µm ble filtrert fra og ble sittende på overflaten til de etterhvert ble blåst eller vasket av etter kraftig vind eller regn i barmarkstiden. Deretter kan de avsettes på annet materiale i nærheten, enten på underliggende humus eller på fjernere flater i le. Flater i le-rabb eller snøleier er alltid akkumulerende, snø om vinteren, strø, jord og støv om sommeren.

Data fra andre mattedannende arter og humus ser ut til å bekrefte en slik forklaring. Humus fra rabb og le-rabb (figurene 2b og d) har stigende tendens, på stasjon 4 faller nivået fra 1400 Bq/kg til 600 i 1988; så stiger det til 1700 i 1990 (figur 2f). I øvre deler av tuedannende arter i snøleier, som einerbjørnemose (*Polytrichum juniperinum*) (figur 3b) og stiv-torvmose (*Sphagnum compactum*) (figur 3d) øker nivået, og det understøtter dette. Økningen hos rotfestede planter bl.a. fra lesider og snøleier fra 1989-1990 (figurene 2d og 3c) kan ha samme forklaring. Videre viser Bretten i sitt bidrag at radioaktiviteten i råhumus stiger i alle lesamfunn.

Arter som navlelav og steinskjegg, vokser på blokk og berg, de mest vindharde og tørre steder, fra stasjon 1 (figur 2a) og stasjon 5 (figur 2f), toppen av Søndre Knutshø. De viser ikke samme klare fall det første år. Det er hos slike arter vi blant lav finner de høyeste verdier for Cs-137, 87 kBq/kg. Jeg antar at dette skyldes ioner oppsugd av svært tørr lav. De prøvene vi tok i juni og juli, var kanskje allerede i alt vesentlig blåst rene for partikler deponert ved starten.

### 5.4 Halveringstider

Halveringstider hos lav for perioden 1986-88 har jeg beregnet til vesentlig kortere, (Gaare 1990) enn det som ble funnet i forbindelse med nedfallet av radiocesium fra atombombeprovne i 50 og 60-årene (Tuominen & Jaakkola 1973). Slike beregninger forutsetter tilgang på prøver over et visst tidsrom. Resultatene blir sikrere jo jevnere radioaktiviteten er fordelt i den lavmatte det tas prøver fra. Ujevnheter kan en bøte på ved å øke prøvemengden hver gang.

Materialet fra 2 ha-feltet ved Grønbakken (figur 1a) gir derfor best grunnlag for beregning av halveringstider. For tidsrommet 1987-1988 har vi, ved å forutsette en negativ eksponensiell nedgang, beregnet effektiv halveringstid for endel lavararter (Gaare 1989, 1990). Disse viste seg å være kortere enn det en finner i litteraturen. På det komplette datasett fram til og med 1990 kan vi istedet tilpasse en lineær regresjon. Estimator for den effektive halveringstiden vil være

$$T(\text{eff}) = -a/(2 \cdot b),$$

der a er regresjonslinjens skjæring med ordinaten og b er regresjonskoeffisienten. Antar vi at målingene er normalfordelte, kan vi beregne konfidensintervall for denne, (Bakke & Engen pers. oppl.). Resultatet av dette finnes i tabell 4.

Tabell 4. Halveringstider for endel lavararter. Plukkprøver i 5 paralleller fra 2 ha-feltet, Grønbakken, 8. mai 1987. Del av lav, L(evende), D(ød) eller T(otal). Antall prøver over de 4 år = n. Estimert på effektiv halveringstid og konfidensintervall er gitt i år og basert på lineær regresjon med tiden som uavhengig variabel.

Art	Lev/Død/ Tot	n	Halvt. år	95% år	konf.int år
1 Alectoria ochroleuca	L	25	4.7	>3.1	<15.4
2 Alectoria ochroleuca	D	21	4.3	>2.8	<28.2
3 Coelocaulon divergens	T	17	6.7	<-12.0	>3.5
4 Cetraria nivalis	L	32	4.5	<-10.0	>2.1
5 Cetraria nivalis	D	33	7.5	<-1.9	>2.1
6 Cladonia mitis	L	20	-10.2	<0.4	>2.4
7 Cladonia mitis	D	20	-1.3	<0.8	2.4
8 Cladonia stellaris	L	35	-12.2	<-0.7	>3.3
9 Cladonia stellaris	D	35	-5.8	<-5.8	>6.5
10 Stereocaulon paschale	L	14	7.7	<-1.0	>2.8
11 Stereocaulon paschale	D	14	-7.1	<0.0	>3.7

Estimatene basert på denne lengre periode gir klart høgere verdier enn det som jeg tidligere har beregnet. Usikkerheten gir konfidensintervallet uttrykk for.

De arter som befinner seg oppe på rabbens mest vindeksponerte del (1-5), har en lineær regresjon som er svak, men med  $r^2 > 0.3$ . De viser en positiv halveringstid, dvs. de mister Cs-137 gradvis. Stadig ser dette ut til å gå noe raskere enn det som er funnet før.

Men de barkløse *Cladonia*-artene og saltlav (*Stereocaulon paschale*) hører til på le-rabben. Deres lineære regresjon er langt svakere, med  $r^2 < 0.1$ . Bortsett fra den øvre, levende del av saltlav har de alle negativ halveringstid, dvs. innholdet av Cs-137 stiger. Dette tyder på at de ved resuspensjon, omfordeling, har mottatt Cs-137 fra rabbens øvre deler. De vokser på leflater som alltid har akkumulert snø og strø fra terrengets høgereliggende deler. Nå mottar de også forurensning. Dette samsvarer med de målinger som er gjort av arealfordelingen av nedfallet som Brettens arbeide viser: på lesider og snøleier øker radioaktiviteten særlig i råhumus.

Mønsteret med en rask nedgang de første par år, for så å få verdier som svarer mer til det en kan finne i litteraturen, kan skyldes at med årene oppfører og virker nedfallet fra Tsjernobyl mer og mer likt med det som skyldtes bombeprøvene. De grovere partikler omfordeles og forvitrer også etterhvert til ioner som så blir sterkere fiksert (Salbu pers. oppl.).

Den prosess som er igang, får stor betydning for reinens beiter. Vinterbeitene på rabbene har store lager av radiocesium i lav, strø og humus. Ved omfordelingen blir en del av dette fordelt på barmarksbeitet og blir etterhvert tilgjengelig for røttene til sommer- og høstbeite-plantene. Om omfanget av dette er stort, vil det kunne føre til en økning av radioaktiviteten i reinkjøtt i fellingstiden. Tidsrommet for undersøkelsene har ennå vært for kort til sikker påvisning og kvantifisering av dette.

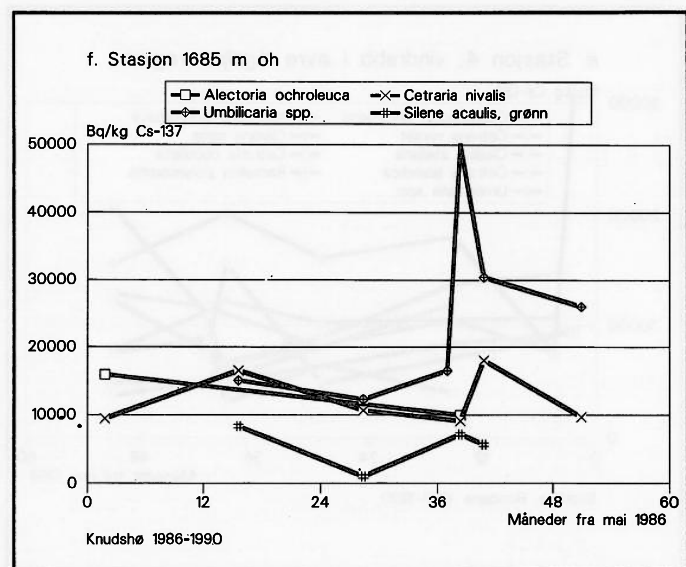
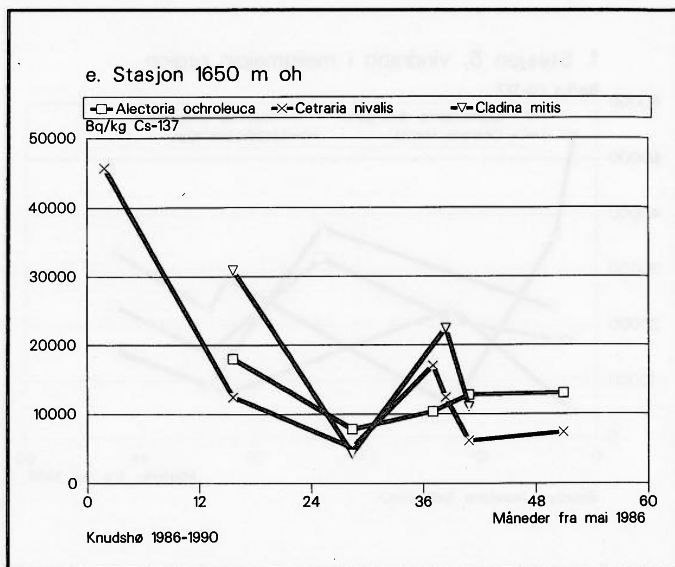
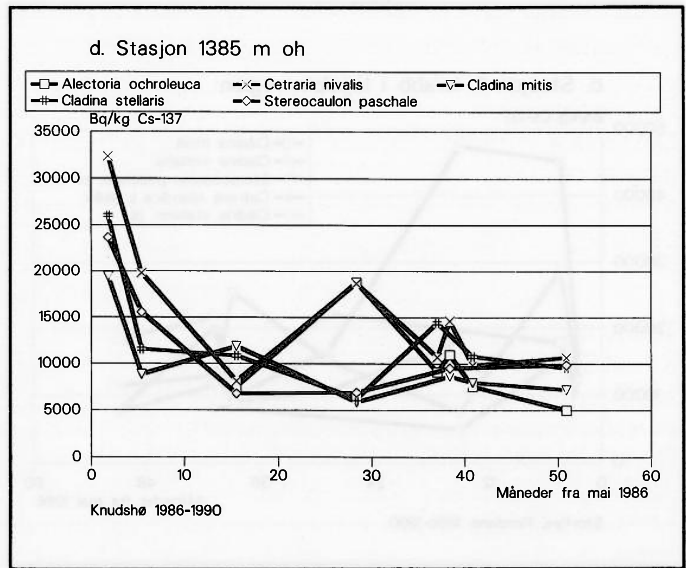
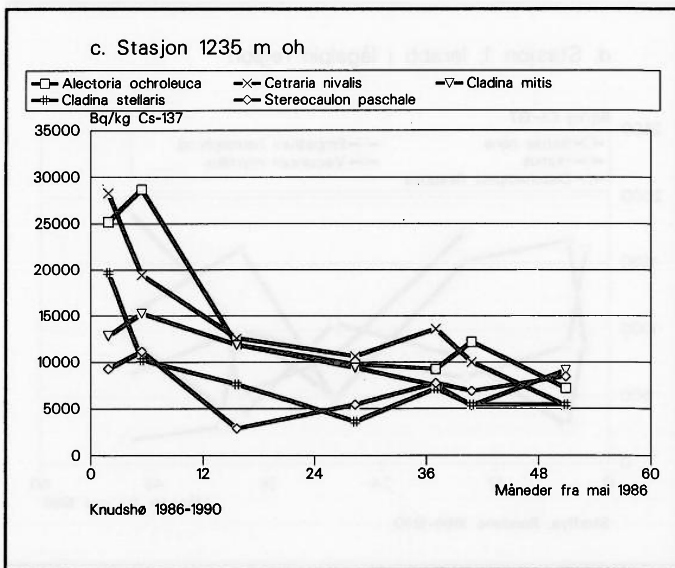
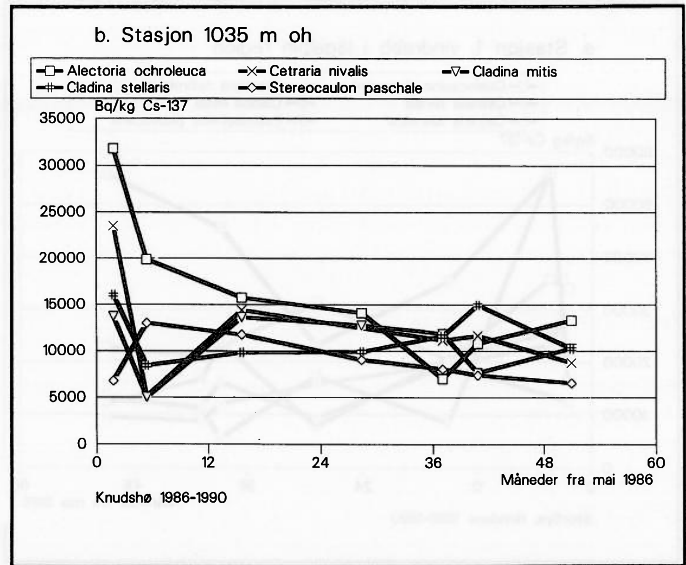
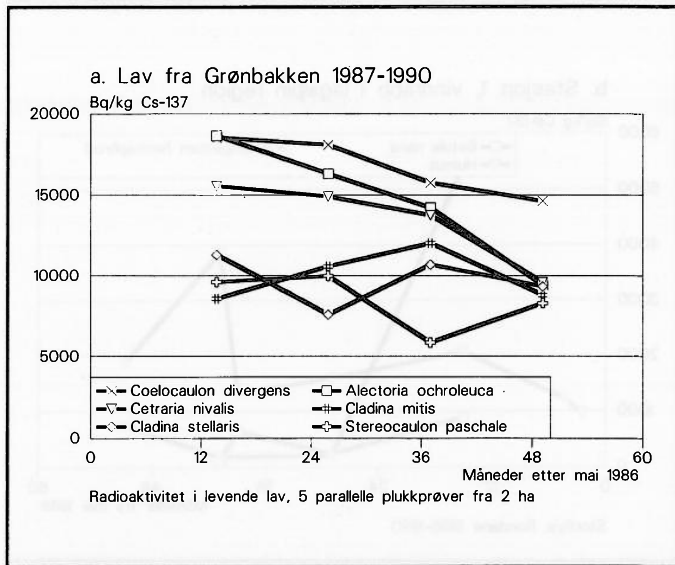
**Takk** til Gøsta Hansson, Esten Gaare, Ingrid Skagen, Kristin Skagen, Mai Irene Solem som hjalp til med feltinnsamling og sortering. Takk til Oddvar Njåstad og Per Varskog som var ansvarlig for målingene fram til 1989, til Øyvind Bakke og Olav Strand som hjalp med databehandling og statistikk. Takk også til Simen Bretten og Arnfinn Skogen for samarbeidet om prosjektets botaniske del.

## 6 Litteratur

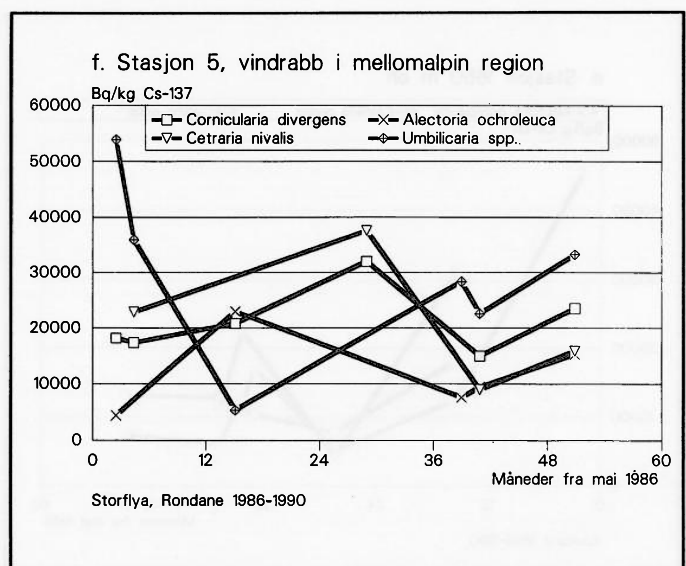
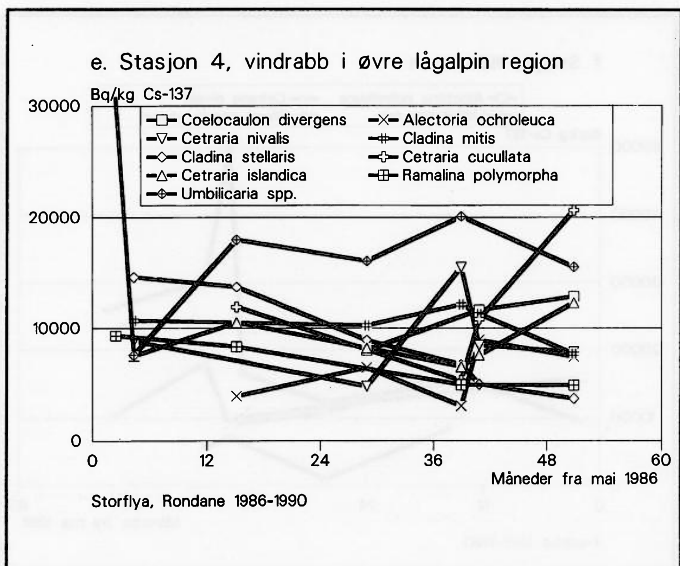
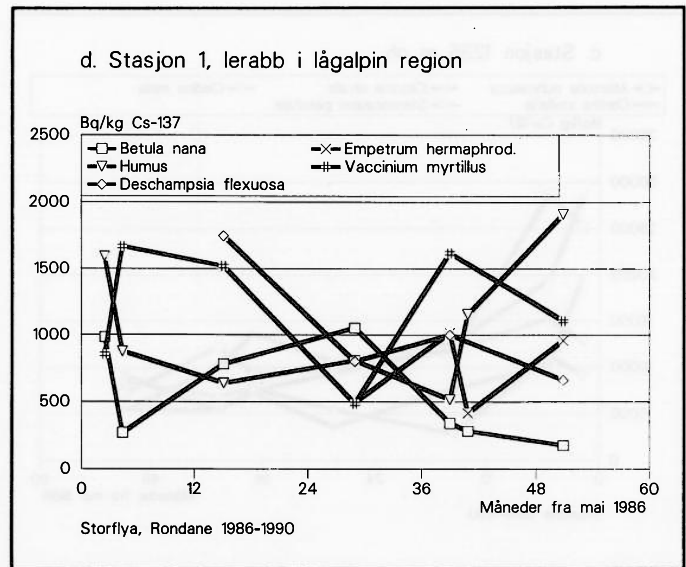
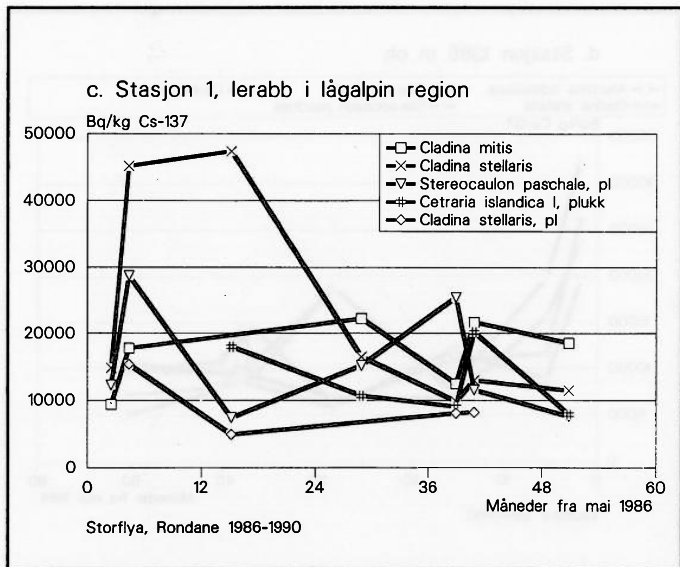
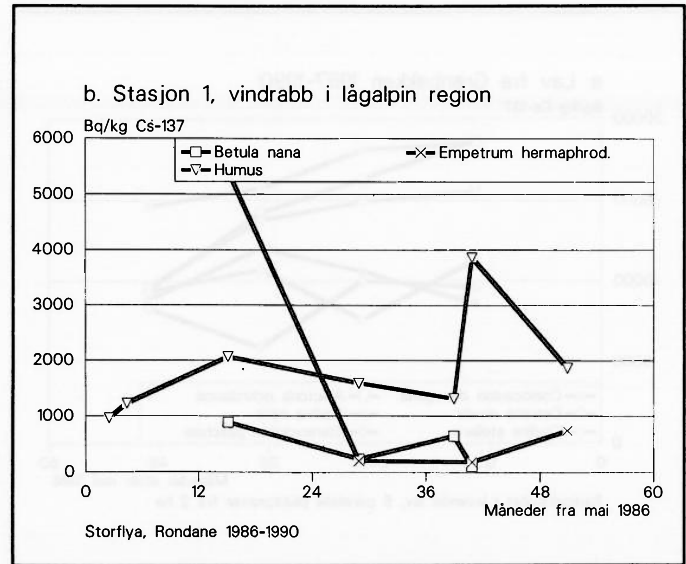
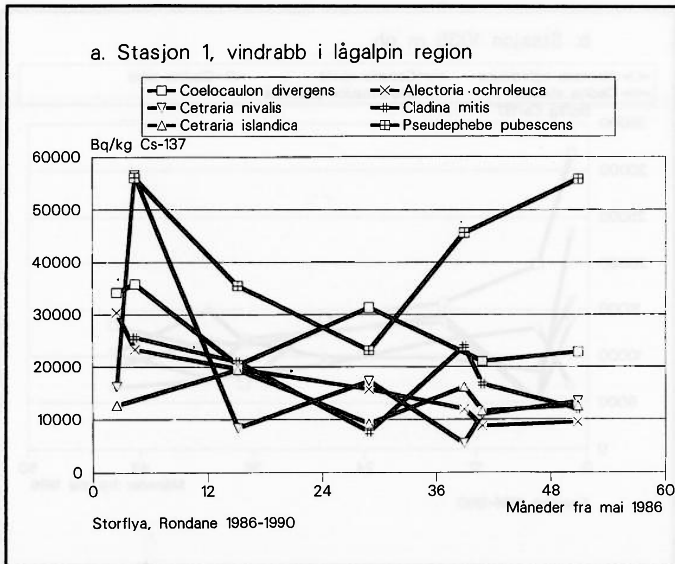
- Brown, D.H. 1976. Mineral uptake by lichens. - I Brown, D.H., Hawksworth, D.L., Bailey, R.H. Lichenology: Progress and problems. Proc. Int. Symp., Univ. of Bristol. The systematics Ass. Spec. vol 8: 419-439. Acad. Pr. London.
- Garmo, T.H., Pedersen, Ø., Staaland, H. og Hove, K. 1989. Radioaktivitet i plantemateriale og beitedyr på fjellbeite. - Gunnerød, T.B. & Garmo, T.H. (red.) Forskningsprogram om radioaktivt nedfall. Informasjon fra Statens fagteneste for landbruket 1: 98-107.

- Gaare, E. 1987a. Radioaktivt cesium i noen reinbeite-lav fra sentralnorske fjellstrøk. - Third Nordic Workshop on Reindeer Research, Rovaniemi, Finland 15.-17. October 1986. Rangifer 1, Appendix: 45-47.
- Gaare, E. 1987b. Hvorfor varierer innholdet av radiocesium i lav så sterkt over korte avstander? - S. 53-73 i Jensen, B.M. (red.) Radioøkologisk forskningsprogram: Resultater fra undersøkelser i 1986. Foredrag holdt på seminar i DN 22. april 1987.
- Gaare, E. 1987c. The Chernobyl accident: Can lichens be used to characterize a radiocesium contaminated range? - Rangifer 7(2): 46-50.
- Gaare, E. 1988. Endring i radioaktivitet hos endel fjellplanter, særlig lav. - S. 34-43 i Radioøkologisk forskningsprogram: Resultater fra undersøkelser i 1987. Foredrag holdt på seminar i DN 22. april 1988.
- Gaare, E. 1990. Lichen content of radiocesium after the Chernobyl accident in mountains in Southern Norway. - S. 492-501 i Desmet, G., Nassimbeni, P. og Belli, M. (red.) Transfer of radionuclides in natural and seminatural environments. Elsevier, London and New York.
- Gaare, E. og Maubert, H. 1990. Chairmen's summary (Session 4A and 4B). - S. 366-368 i Desmet, G., Nassimbeni, P. og Belli, M. (red.) Transfer of radionuclides in natural and seminatural environments. Elsevier, London and New York.
- Gaare, E. og Skogen, A. 1989. Radioaktivitet i lav, moser og noen beiteplanter. Resultater fra innsamlinger i 1988 og beregning av halveringstider. - S. 49-66 i Gaare og Ugedal (red.) Radioøkologisk forskningsprogram: Resultater fra undersøkelser i 1988. Foredrag holdt på seminar i DN 12. april 1989.
- Hvinden, T. og Lillegraven, A. 1961. 137-Cs and 90-Sr in precipitation, soil and animals in Norway. - Nature 192: 1144-1146.
- Lyftingsmo, E. 1965. Oversyn over fjellbeite i Finnmark. - Norske Fjellbeite 15: 1-367.
- Matérn, B. 1948. Metoder att uppskatta noggrannheten vid linje- och provytetaxering. - Medd. Statens Skogforskningsinst. 1947, 36: 1-138.
- Saltbones, J. og Foss, A. 1986. Tsjernobyl. Hvilken vei tok det radioaktive utslipp? - Været 10(3): 91.
- Skogland, T. 1987. Radiocesium concentrations in wild reindeer at Dovrefjell, Norway. - Rangifer 7(2): 42-45
- Tuominen, Y. og Jaakkola, T. 1973. Absorption and accumulation of mineral elements and radioactive nuclides. - S. 185-224 i Ahmadian, V. og Hale, M.E. (red.) The Lichens. Academic press. New York and London.
- Aarkrog, A. 1988. The radiological impact on the Chernobyl debris compared with that from nuclear weapons fallout. - J. Environm. Radioactivity 6: 151-175.

Figur 1. Cs-137 i levende del av lav fra a) Grønnbakkenfeltet, b-f) Knudshøprofilen.

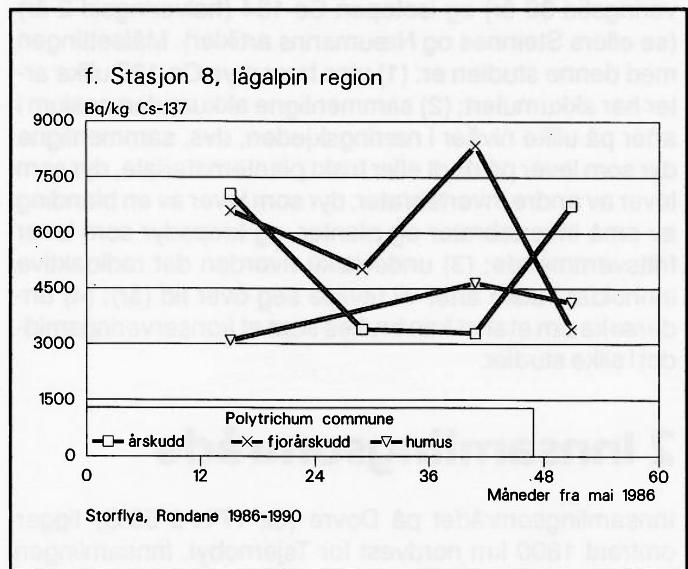
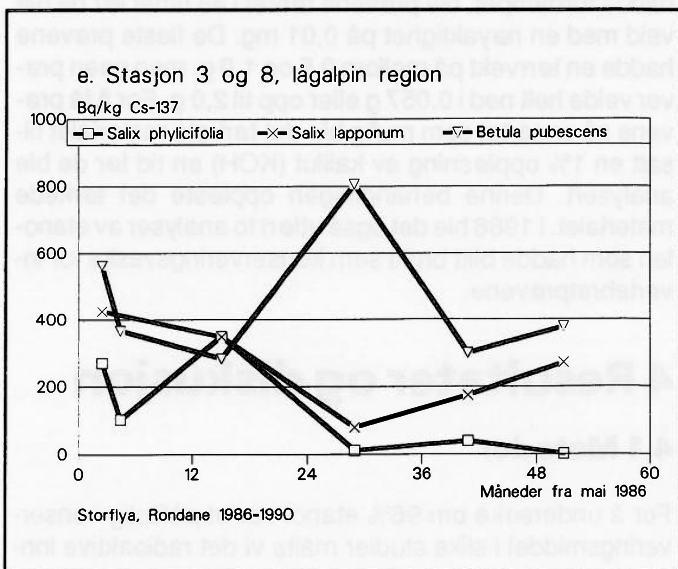
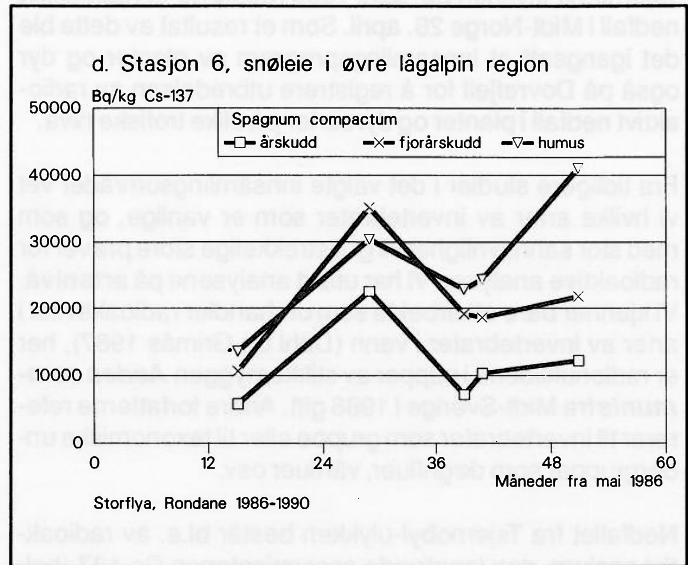
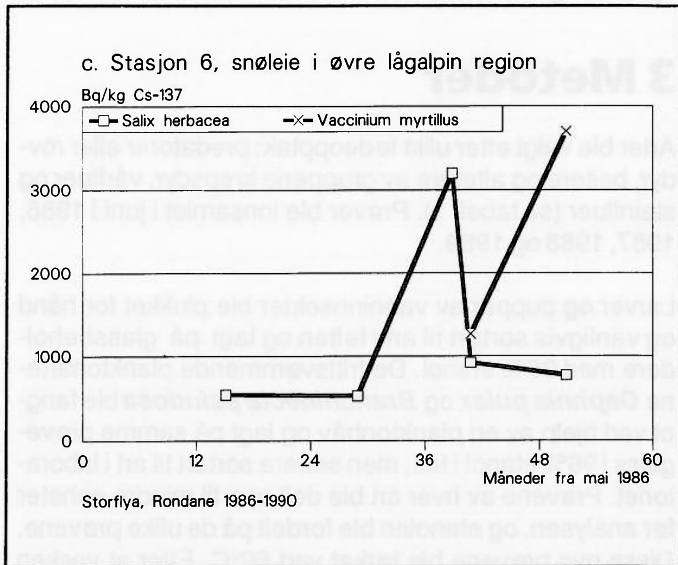
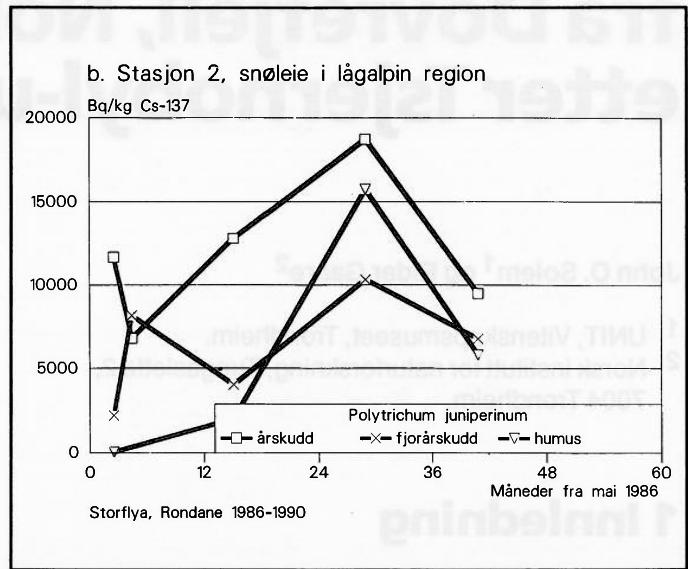
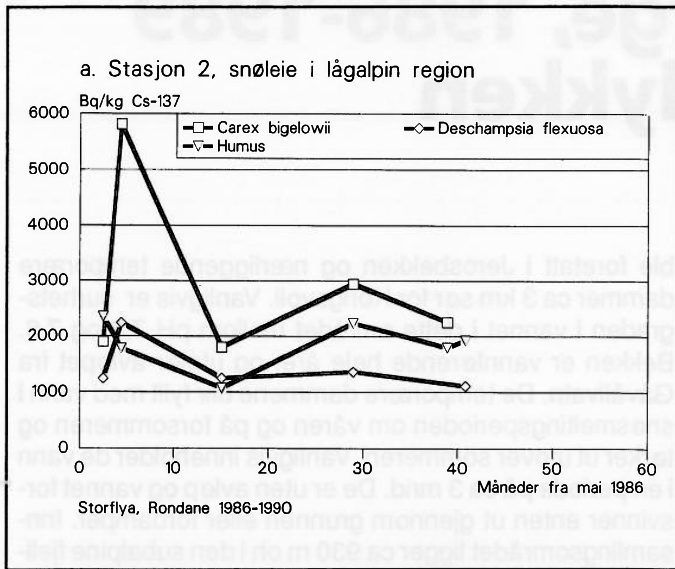


Figur 2 a-f. Cs-137 i lav, fanerogamer og humus fra rabbvegetasjon i Dørålen, Rondane.





Figur 3 a-f. Cs-137 i moser, fanerogamer og humus i snøleier og subalpin bjørkeskog i Dørålen, Rondane.



# Radiaktivt cesium i invertebrater fra Dovrefjell, Norge, 1986-1989 etter Tsjernobyl-ulykken

John O. Solem<sup>1</sup> og Eldar Gaare<sup>2</sup>

<sup>1</sup> UNIT, Vitenskapsmuseet, Trondheim.

<sup>2</sup> Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7004 Trondheim.

## 1 Innledning

Tsjernobyl-ulykken 26. april 1986 medførte et radioaktivt nedfall i Midt-Norge 28. april. Som et resultat av dette ble det igangsatt et innsamlingsprogram av planter og dyr også på Dovrefjell for å registrere utbredelsen av radioaktivt nedfall i planter og dyrearter på ulike trofiske nivå.

Fra tidligere studier i det valgte innsamlingsområdet vet vi hvilke arter av invertebrater som er vanlige, og som med stor sannsynlighet vil gi tilstrekkelige store prøver for radioaktive analyser. Vi har utført analysene på **artsnivå**. Vi kjenner bare ett arbeide som omhandler radioaktivitet i arter av invertebrater i vann (Dahl og Grimås 1987), her er radionuklidene i pupper av stikkemyggen *Aedes communis* fra Midt-Sverige i 1986 gitt. Andre forfatterne refererer til invertebrater som gruppe eller til taxonomiske undergrupper som døgnfluer, vårflyer osv.

Nedfallet fra Tsjernobyl-ulykken består bl.a. av radioaktivt cesium, den langlivede cesiumisotopen Cs-137 (halveringstid 30 år) og isotopen Cs-134 (halveringsid 2 år) (se ellers Steinnes og Næummanns artikler). Målsettingen med denne studien er: (1) vise hvor mye Cs-137 ulike arter har akkumulert; (2) sammenligne akkumulert cesium i arter på ulike nivåer i næringskjeden, dvs. sammenligne dyr som lever på dødt eller friskt plantemateriale, dyr som lever av andre invertebrater, dyr som lever av en blanding av små invertebrater og planter, og krepsdyr som lever frittlevende; (3) undersøke hvordan det radioaktive innholdet i ulike arter vil utvikle seg over tid (år); (4) undersøke om etanol kan brukes som et konserveringsmiddel i slike studier.

## 2 Innsamlingsområde

Innsamlingsområdet på Dovre (62°17'N-9°59'Ø) ligger omtrent 1800 km nordvest for Tsjernobyl. Innsamlingen

ble foretatt i Jerosbekken og nærliggende temporære dammer ca 3 km sør for Kongsvoll. Vanligvis er surhetsgraden i vannet i dette området mellom pH 7,2 og 7,6. Bekken er vannførende hele året og utgjør avløpet fra Gåvålivatn. De temporære dammene blir fylt med vann i snøsmeltingsperioden om våren og på forsommeren og tørker ut utover sommeren. Vanligvis inneholder de vann i en periode på ca 3 mnd. De er uten avløp og vannet forsvinner enten ut gjennom grunnen eller fordampes. Innsamlingsområdet ligger ca 930 m oh i den subalpine fjellbjørkeskogen.

## 3 Metoder

Arter ble valgt etter ulikt fødeopptak; predatorer eller rovdyr, beitere og altetere av gruppene krepsdyr, vårflyer og steinfluer (se tabell 1). Prøver ble innsamlet i juni i 1986, 1987, 1988 og 1989.

Larver og pupper av vanninsekter ble plukket for hånd og vanligvis sortert til art i felten og lagt på glassbeholdere med 96% etanol. De frittlevende planktonartene *Daphnia pulex* og *Branchinecta paludosa* ble fanget ved hjelp av en planktonhåv og lagt på samme prøveglass i 96% etanol i felt, men senere sortert til art i laboratoriet. Prøvene av hver art ble delt opp til mindre enheter før analysen, og etanolen ble fordelt på de ulike prøvene. Disse nye prøvene ble tørket ved 60°C. Etter at vesken hadde fordampet, ble prøvene tørket i 48 timer før de ble veid med en nøyaktighet på 0,01 mg. De fleste prøvene hadde en tørrvekt på mellom 0,5 og 1,0 g, men noen prøver veide helt ned i 0,057 g eller opp til 2,0 g. For å få prøvene så ensartet som mulig ble det tørkede materialet tilsatt en 1% oppløsning av kalilut (KOH) en tid før de ble analysert. Denne behandlingen oppløste det tørkede materialet. I 1986 ble det også utført to analyser av etanolen som hadde blitt brukt som konserveringsveske for invertebratprøvene.

## 4 Resultater og diskusjon

### 4.1 Metoder

For å undersøke om 96% etanol var et pålitelig konserveringsmiddel i slike studier målte vi det radioaktive inn-

holdet i etanol som hadde vært anvendt i 9 mnd. for lagring av artsprøver som inneholdt 9400, 4900, 7200, 12600 og 14100 Bq/kg tørrvekt. Etanolen ble i alle disse tilfelle målt til mellom 10-20 Bq/kg, noe som betyr at det bare i ubetydelig grad er avgitt noe radioaktivt cesium fra dyrene til etanolen de ble lagret i. Alle fire år ble prøver av *Daphnia pulex* og *Branchinecta paludosa* lagret sammen. Resultetene fra 1987 og 1988 viser at prøvene ikke kan ha forurenset hverandre. Dette understøtter også den konklusjon at 96% etanol er et godt konserveringsmiddel for slike studier.

## 4.2 Invertebrater

Relativt høye verdier for radioaktivt cesium ble målt i prøvene fra 1986. Data fra 1987-89 er signifikant lavere enn 1986-verdiene, og de er mer samstemt (tabell 1).

Verdiene viser en stor variasjonsbredde, ikke bare mellom arter, men også mellom prøver av samme art tatt samme år. Det radioaktive innholdet i fisk er antatt å skyldes fiskens næringsinntak (Kolehmainen et. al. 1966, Lønvik og Koksvik 1990), og vi antar at dette også gjelder for ferskvannsinvertebrater. Variasjonen av radioaktivt cesium i dyrene viser derfor variasjonene i radioaktivt cesium i næringsobjektene til de ulike artene og individene. Det var størst variasjon i de radioaktive verdiene i 1986-prøvene. Dette kan gjenspeile et svært "flekkvis" nedfall av cesium i innsamlingsområdet. Det samme ble registrert i planter fra dette område (Bretten 1987, Gaare 1987). Når vi ser alle fire år under ett, har dyr som lever av byttedyr, slik som vårfluen *Rhyacophila nubila*, lave verdier av radioaktivt cesium sammenlignet med planteetende arter som f.eks. *Daphnia pulex* eller vårfluen *Halesus radiatus*.

I årene etter Tsjernobyl-ulykken er det en reduksjon i mengden av cesium-137 som skyldes fysisk nedbryting. Hvis vi setter 1986-verdiene av radioaktivitet til 100, vil 1988- og 1989- verdiene være 95,5 og 93,4. Sammenligner vi 1988- og 1989-data med 1986-dataene, er det en større reduksjon enn disse 5-7% for alle arter. Alle dyr som lever av byttedyr eller er altetende, har så lave verdier av radioaktivt cesium i 1988 og 1989 at det ikke var målbar med vårt utstyr. Dette kan skyldes at disse dyrene lever av arter som igjen lever for det meste av påvekstalger på steiner. En slik næring vil for det meste inneholde alger. Det er påvist at døgnfluer, som utgjør en stor del av byttedyreterne i denne undersøkelsen, lever mer på alger i innsamlingsområdet enn i nedre deler av nedfallsområdet (Nøst 1985). Garder og Skulberg (1966) fant at diatomeer tok opp radioaktivt stoff meget raskt. Dette ble også påvist av Harvey og Patrick (1967), som videre viste at de akkumulerte radionuklidene forsvinner raskt når tilførselen av radioaktivt stoff til algene forsvinner. Dette kan være en forklaring på de lave verdiene av radioaktivt cesium hos de invertebratene som lever av andre dyr i Jerosbekken på Dovre.

Tabell 1. Middelerverdier og maksimums- og minimumsverdier for radioaktivt cesium Cs-137. N=antall prøver. (C)=Crustacea (krepsdyr). (T)=Trichoptera (vårfluer). (P)=Plecoptera (steinfluer).

	1986	1987	1988	1989
Mnd. siden 1.5.86	1	13	25	37
1 Temporære dammer				
1.1 Plankton-spisere				
<b><i>Branchinecta paludosa</i> (C)</b>				
middel	5400	260	160	570
max	9855	362	217	590
min	870	178	109	537
N	2	3	2	3
<b><i>Daphnia pulex pulcharia</i> (C)</b>				
middel	5300	2100	1400	490
max	7464	2820	2190	534
min	43	1646	671	458
N	2	3	2	3
1.2 Beitere				
<b><i>Limnephilus stigma</i> (T)</b>				
middel	6800	310	780	
max	339			
min	290			
N	1	2	1	
2 Rennende vatn				
2.1 Beitere				
<b><i>Halesus radiatus</i> (T)</b>				
middel	7600	810	220	350
max	9130	1087	245	360
min	3551	652	197	329
N	3	3	3	2
2.2 Altetere				
<b><i>Potamophylax cingulatus</i> (T)</b>				
middel	11400	260		
max	435			
min	100			
N	1	2		
2.3 Bytteetere				
<b><i>Rhyacophila nubila</i> (T)</b>				
middel	670			
max	1739			
min	203			
N	3			
<b><i>Dinocras cephalotes</i> (P)</b>				
middel	2800			
N	1			
2.4 Samlere				
<b><i>Polycentropus flavomaculatus</i> (T)</b>				
middel	800	600		
max	790			
min	395			
N	1	2		

I slutten av april 1986 da nedfallet fant sted, var Dovrefjell nesten 75% snødekket (observert på Fokstua), og forurensningen med radionuklider ble for det meste lagret i snøen. Vegetasjonen og faunaen i ferskvann ble så tilført radionuklidene gjennom snøsmeltningsperioden. I Atnelva som ligger ca 60 km syd for Dovrefjell, fant Blakar (1987) at omtrent 1/3 av den totale mengde av radionuklider ble vasket ut i løpet av en periode på 10 dager. En tilsvarende situasjon har sannsynligvis funnet sted også på Dovrefjell. Dette betyr at den sterkeste eksponering av radionuklider på algene på steiner i ferskvann, var begrenset til en kort periode. Denne blir i prøvene våre reflektert i dataene for byttedyreterne.

I 1987, 1988 og 1989 ble det bare funnet målbare mengder av radioaktivt cesium i de planktonspisende krepsdyrene *Daphnia pulex* og *Branchinecta paludosa* og de plantespisende vårfluene *Halesus radiatus* og *Limnephilus stigma* (figur 1 og 2). De to krepsdyrartene viser en signifikant forskjell i innhold av radioaktivt cesium fra 1987 til 1988, noe som gjenspeiler deres ulike næringsopptak. *Daphnia pulex* som er den minste av de to artene, hadde det høyeste innholdet av radioaktivt cesium. Denne arten kan filtrere og nyttiggjøre seg de små partikler, helt ned til 0,001 mm, i vannmassene. Det synes derfor som om det radioaktive cesium i stor grad var bundet til slike små partikler. Begge disse artene lever også i temporære dammer med høyt humusinnhold i vannet. Siden dammene ikke har noe avløp, er de effektive feller for forurensning knyttet til nedbør.

I årene 1987 og 1988 hadde *Daphnia pulex*, en planktonspiser som lever av partikler med bakteriestørrelse, signifikant høyere verdier av cesium-137 enn planteeterne *Branchinecta paludosa*, *Limnephilus stigma* og *Halesus radiatus*. Disse lever på større partikler opptil mer enn 1 mm. I 1989 viser dataene imidlertid et motsatt bilde. Nå er det en betraktelig nedgang i radioaktivt cesium-verdier hos *Daphnia pulex* og en oppgang i det radioaktive innholdet i de tre planteeterne. Denne forandringen i fordelingen av radioaktivt cesium må gjenspeile forandringen i deponeringen eller transport av radioaktivt cesium i jordbunnen og/eller plantene.

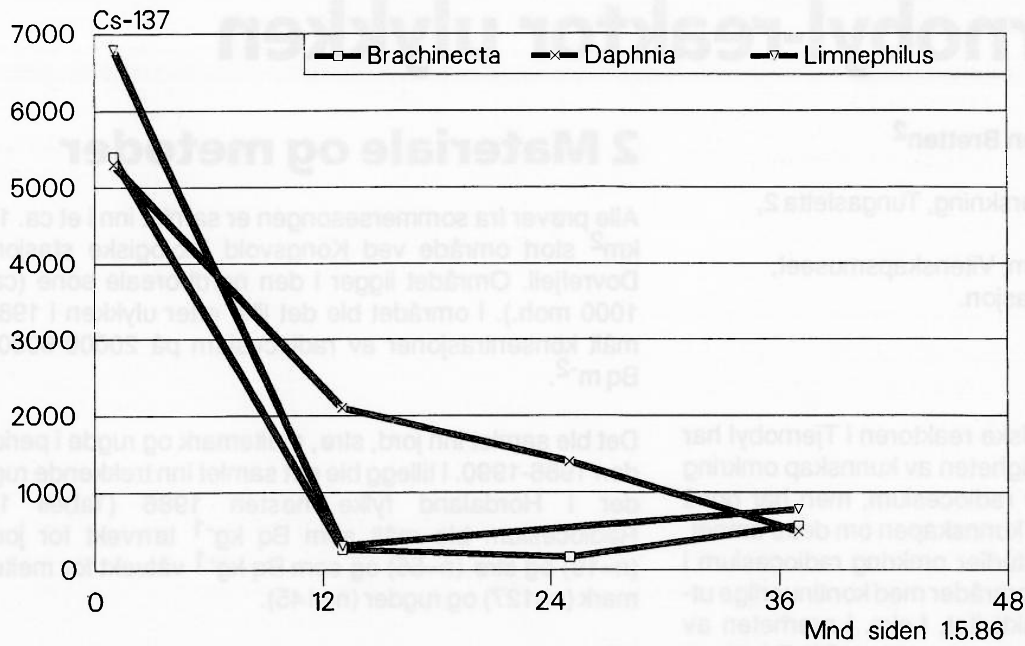
### 4.3 Konklusjon

Verdiene av Cs-137 varierte i 1986 betraktelig både fra art til art og også innenfor en art. Dette kan reflektere en flekkvis fordeling av nedfallet. Dataene fra 1987, 1988 og 1989 er mer samstemt og er signifikant lavere enn 1986-verdiene. Arter av invertebrater som lever av andre invertebrater, har lavere verdier av radioaktivt cesium og mister de radioaktive komponentene meget raskt, mens arter som lever på dødt eller levende plantemateriale viser målbare verdier av radioaktivt cesium gjennom alle 3 år.

## 5 Litteratur

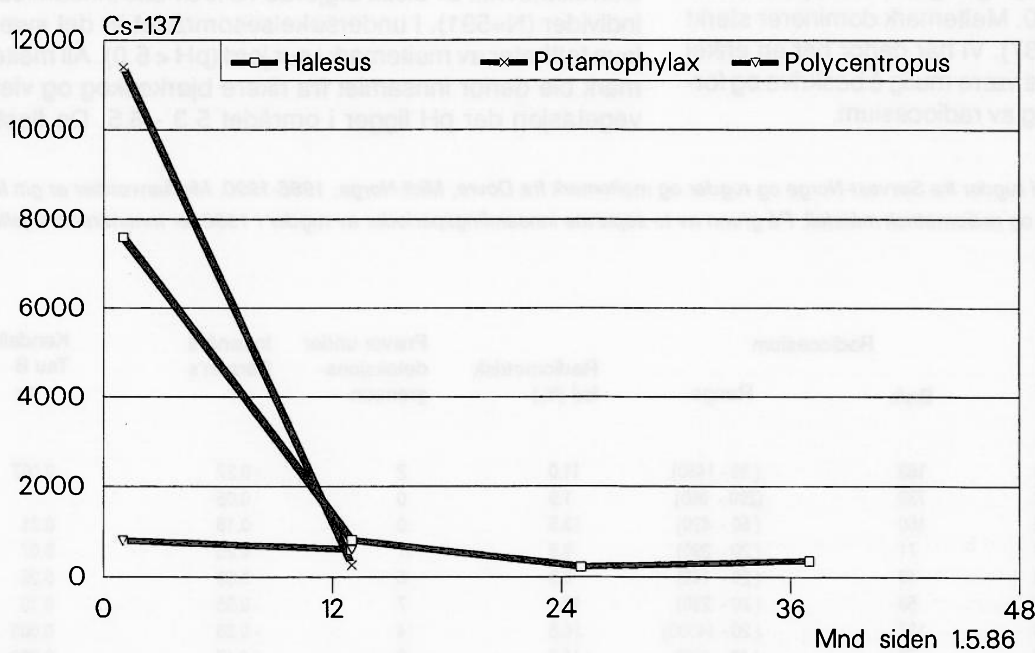
- Bretten, S. 1987. Radioaktivitet i alpine plantesamfunn på Dovrefjell. Statusrapport april 1987. - S. 46-51 i Jensen, B.M. (red.) Radio-økologisk forskningsprogram: resultater fra undersøkelser i 1986. Direktoratet for naturforvaltning, forskningsavdelingen.
- Dahl, C. & Grimås, U. 1987. Report of radionuclides in *Aedes communis* pupae from Central Sweden, 1986. - Journal of the American Mosquito Control Association 3: 328-331.
- Gaare, E. 1987. Hvorfor varierer innholdet av radiocesium i lav så sterkt over korte avstander? - S. 53-73 i Jensen, B.M. (red.) Radioøkologisk forskningsprogram: resultater fra undersøkelser 1986. Direktoratet for naturforvaltning, forskningsavdelingen.
- Garder, K. & Skulberg, O. 1966. An experimental investigation on the accumulation of radioisotopes by fresh water biota. - Archiv für Hydrobiologie 62: 50-69.
- Harvey, R.S. & Patrick, R. 1967. Concentration of Cs137, Zn65 and Sr85 by Fresh-Water Algae. - Biotechnology and Bioengineering 9: 449-456.
- Kolehmainen, S., Häsänen, & Miettinen, J.K. 1966. Cs137 in plants, plankton and fish of the Finnish lakes and factors affecting its accumulation. - S. 407-415 i Snyder, W.S., Abee, H.H., Burton, L.K., Maushart, R., Benco, A., Duhamel, F. and Wheatley, B.M. Proceedings of the first international congress of radiation protection.
- Lørnvik, K. & Koksvis, J.I. 1990. Some observations on seasonal variation of radio-Cesium contamination in trout (L.) and arctic char (*Salvelinus alpinus* (L.)) in a Norwegian lake after the Chernobyl fall-out. - Hydrobiologica 190: 121-125.
- Nøst, T. 1985. Distribution and food habits of mayflies (*Ephemeroptera*) on streams in the Dovrefjell mountains, Central Norway. - Fauna Norv. Ser. B, 32: 100-105.

Temporære dammer



Figur 1. Gjennomsnittlige verdier for Cs-137 i krepsdyr og insektlarver fra temporære dammer nær Gåvålia, Dovrefjell.

Rennende vatn



Figur 2. Gjennomsnittlige verdier for Cs-137 i krepsdyr og insektlarver fra rennende vann nær Gåvålia, Dovrefjell.

# Radiocesium (Cs-137) i næringskjeden jord/strø - meitemark - rugde etter Tjernobyl-reaktor ulykken

John Atle Kálás<sup>1</sup> og Simen Bretten<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7004 Trondheim.

<sup>2</sup> Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Kongsvold biologiske stasjon.

## 1 Innledning

Ulykken ved den kjernefysiske reaktoren i Tjernobyl har ikke bare vist oss nødvendigheten av kunnskap omkring biologisk tilgjengelighet av radiocesium, men har også gitt oss muligheter til å øke kunnskapen om dette emnet. Fram til nå har de fleste studier omkring radiocesium i næringskjeder vært utført i områder med kontinuerlige utslipp av lave doser radioaktivitet, f.eks. i nærheten av kjernefysiske reaktorer (Anderson et al. 1973, Brisbin et al. manus). Mange av disse studiene innbefatter fugl (Brisbin & Vargo 1982, Markham & Halford 1982, Connelly & Markham 1983, Woodhead 1986), men inntil Tjernobyl-ulykken finnes det ingen studier som beskriver denne type forurensing av radiocesium i fugl i naturlige økosystem.

Her rapporterer vi forekomster av radiocesium (Cs-137) i prøver fra jord, strø, meitemark (*Lumbricus rubellus*, *Allolobophora caliginosa*) og rugde (*Scolopax rusticola*) fra Dovre, 1986-1990. Meitemark dominerer sterkt rugdens føde (Granval 1987). Vi har derfor her en enkel næringskjede der det skulle være mulig å beskrive og forstå oppbygging og utskilling av radiocesium.

## 2 Materiale og metoder

Alle prøver fra sommersesongen er samlet inn i et ca. 10 km<sup>2</sup> stort område ved Kongsvold Biologiske stasjon, Dovrefjell. Området ligger i den nordboreale sone (ca. 1000 moh.). I området ble det like etter ulykken i 1986 målt konsentrasjoner av radiocesium på 20000-60000 Bq m<sup>-2</sup>.

Det ble samlet inn jord, strø, meitemark og rugde i perioden 1986-1990. I tillegg ble det samlet inn trekkende rugder i Hordaland fylke høsten 1986 (Tabell 1). Radiocesium ble målt som Bq kg<sup>-1</sup> tørrvekt for jord (n=19) og strø (n=55) og som Bq kg<sup>-1</sup> våtvekt for meitemark (n=127) og rugder (n=145).

Strø ble samlet fra vegetasjonstypene gras-snøleie og blåbær-blålyng i perioden 1986-1990. Det ble dessuten samlet jord- og strøprøver fra næringsrike bjørkeskog/vierkratt-samfunn i 1989 og 1990. På hvert av disse prøvepunktene ble det samlet strø fra overflaten og jord fra 4-8 cm dyp.

Bare de to meitemarkartene *Lumbricus rubellus* og *Allolobophora caliginosa* forekommer tallrikt i området. Den sistnevnte av disse utgjorde 75% av alle innsamlede individer (N=591). I undersøkelsesområdet er det svært lave tettheter av meitemark i sur jord (pH < 5.0). All meitemark ble derfor innsamlet fra rikere bjørkeskog og viervegetasjon der pH ligger i området 5.3 - 6.5. De fleste

Tabell 1. Radiocesium (Cs-137) i rugder fra Sørvest-Norge og rugder og meitemark fra Dovre, Midt-Norge, 1986-1990. Medianverdier er gitt for konsentrasjoner av radiocesium og radiometrisk målefeil. På grunn av to separate innsamlingsperioder av rugder i 1986, er innenårs-forskjeller testet med Mann-Whitney U-test.

Prøvetype	n	Radiocesium		Radiometrisk feil (%)	Prøver under deteksjonsgrensen	Innenårs Person's r	Kendall's Tau B p<
		Bq/k	Range				
Rugder SV-Norge 1986	58	163	(30 - 1450)	11.0	2	-0.27	0.007
Rugder Dovre 1986	10	730	(290 - 960)	1.9	0	0.05	
Rugder Dovre 1987	16	160	(50 - 420)	13.5	0	0.18	0.31
Rugder Dovre 1988	19	71	(20 - 290)	9.5	1	0.25	0.07
Rugder Dovre 1989	23	49	(20 - 140)	8.9	6	0.09	0.26
Rugder Dovre 1990	19	53	(20 - 220)	10.1	7	0.35	0.10
Meitemark Dovre 1986	40	137	(20 - 14300)	16.5	4	-0.33	0.003
Meitemark Dovre 1987	14	73	(40 - 230)	11.5	0	-0.47	0.008
Meitemark Dovre 1988	16	132	(30 - 250)	10.4	3	-0.41	0.020
Meitemark Dovre 1989	33	60	(20 - 230)	7.8	8	-0.57	0.001
Meitemark Dovre 1990	24	74	(20 - 160)	9.0	5	-0.74	0.001

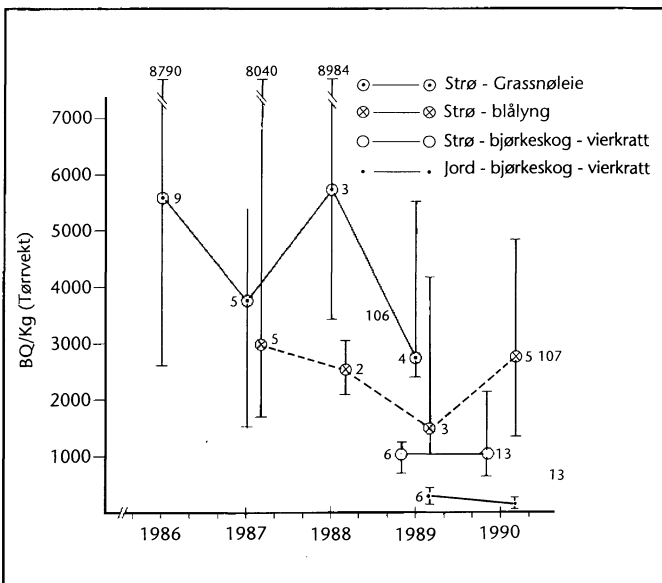
meitemarkprøvene besto av 8-12 individer (ca. 6 g våtvekt) innsamlet fra et ca 0.25 m<sup>2</sup> område. Artene ble ikke separert og markenes tarmkanal ble ikke tømt for jord før analysene ble gjort. Dette opplegget ble valgt for å måle radiocesium i tilsvarende materiale som rugda får i seg når den spiser.

Rugdeprøvene fra Dovre var alle fra voksne hanner skutt under kveldstrekket i perioden tidlig mai til tidlig juli. Høstprøvene bestod både av hanner og hunner såvel som ungfugler og voksne, alle skutt under høsttrekket. Brystmuskelen ble brukt for analyser av radiocesium (Ekman 1961, Woodhead 1986). Mageinnhold fra Dovre-rugdene ble undersøkt. Dette viste at meitemark utgjør hoveddelen av rugdens føde (på vektbasis mere enn 90%). Det ble ellers funnet plantefragmenter og fin sand i alle de undersøkte magene (n=88). Dette er enten rester fra markenes tarmkanal eller materiale svelget sammen med føden.

## 3 Resultater

### 3.1 Radiocesium i strø/jord

Strøprøvene viser tendens til reduksjon i løpet av tidsperioden 1986-1990 (Figur 1). Variasjonen er imidlertid stor både mellom år og vegetasjonstyper. Klare konklusjoner om endringer i løpet av undersøkelsesperioden kan derfor ikke trekkes ut fra vårt datasett.

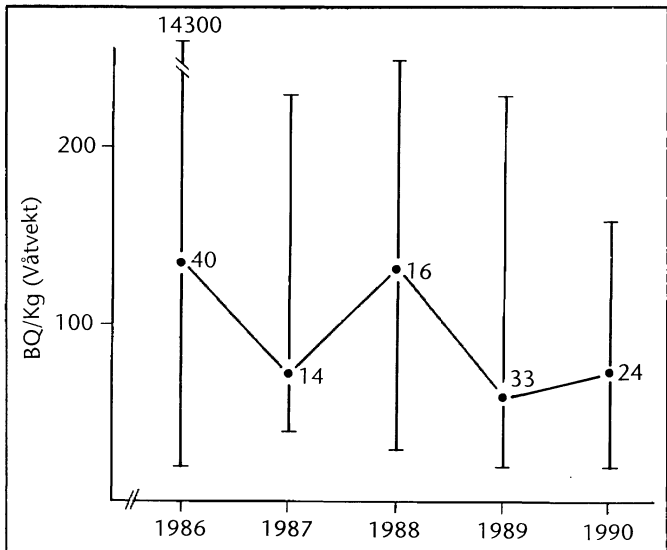


Figur 1. Radiocesium i strø og jord (tørrvekt) fra Dovre, Midt-Norge, 1986-1990. Søylen viser min/maks verdier. Tall i parentes angir antall prøver.

De parallelle prøvene fra næringsrike bjørkeskog/vierkratt-samfunn innsamlet i 1990 viste at konsentrasjonen av radiocesium i jord (4-8 cm dyp) da var  $13.5\% \pm 6.5(\text{SD})$  (n=13) av konsentrasjonen i strø (Figur 1).

### 3.2 Radiocesium i meitemark

Fra 1986 til 1990 var det ca. 50% reduksjon i nivå av radiocesium i meitemark. Etter en sterk reduksjon det første året økte konsentrasjonene igjen i 1988 for deretter å avta (Figur 2). Variansen i prøvene vist ved min/maks-verdiene ble også sterkt redusert i den samme femårs-perioden (Tabell 1). I løpet av mai til september 1986 var det en sterk reduksjon i belastning av radiocesium (Tabell 1). Samme trend i innenårs variasjon ble observert de påfølgende 4 årene, dog ikke signifikant (Tabell 1).

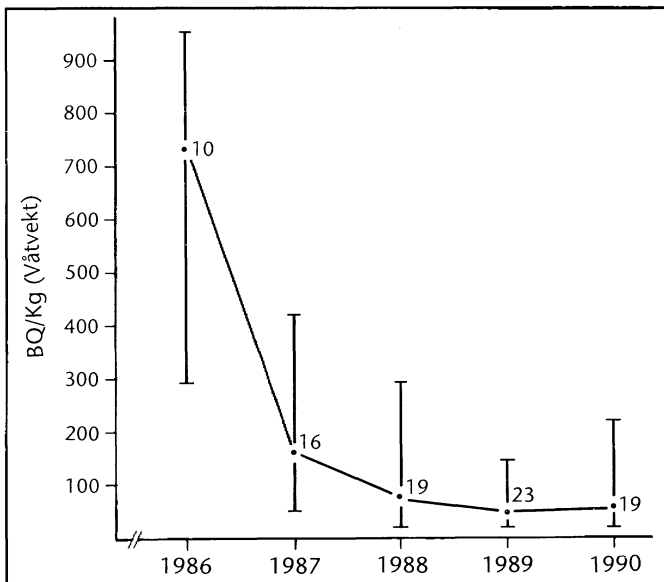


Figur 2. Radiocesium i meitemark (våtvekt) fra Dovre, Midt-Norge, 1986-1990. Søylen viser min/maks verdier. Tall i parentes angir antall prøver.

### 3.3 Radiocesium i rugde

Av de komponenter vi har undersøkt, viser rugdene klart den sterkeste reduksjonen i radiocesium i 5-årsperioden 1986-1990 (ca. 93%) (Figur 3). Det var også en sterk reduksjon i innenårs-variasjonen i samme perioden (Tabell 1). Både reduksjonen i konsentrasjon og variasjon av radiocesium var sterkest mellom 1986 og 1987 (Figur 3). I 1986 hadde vi en sterk økning i radiocesium i rugdene fra tidlig i juni til tidlig i juli ( $7.5 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ day}^{-1}$ ) (Mann-Whitney U-test;  $Z=1.99$ ,  $p=0.047$ ). Det ble også de påfølgende år funnet økning i radiocesium i løpet av hekkesesongen. Økningene er imidlertid betydelig lavere og ingen av disse årene gir signifikante sammenhenger.

Høstprøvene (n=58) preges av en stor variasjon mellom individene (Tabell 1). Dette var ventet da disse rugdene er skutt under høsttrekket og kan komme fra områder med svært forskjellig belastning av radiocesium. Rugdene forlater vanligvis sine hekkeområder i fjellet i august/september og oppholder seg i lavereliggende områder inntil de trekker mot sørvest-Europa i oktober/november. Høye nivåer av radiocesium ble bare funnet tidlig i trekkperioden. Dette tyder på en rask reduk-



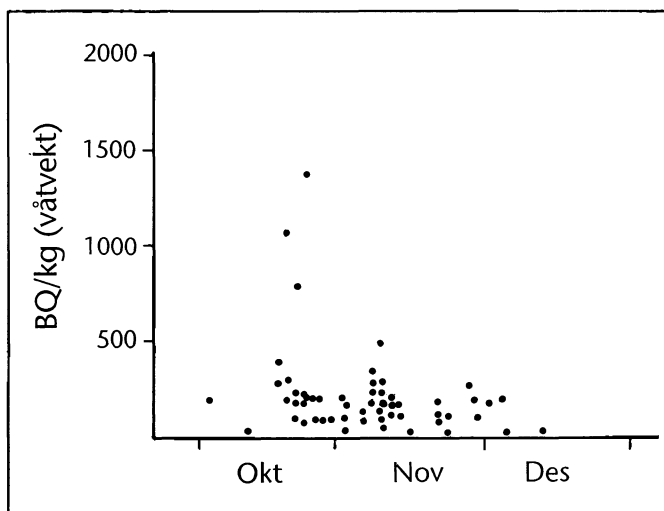
Figur 3. Radiocesium i rugder (våtvekt) fra Dovre, Midt-Norge, 1986-1990. Søylen viser min/maks verdier. Tall i parentes angir antall prøver.

sjon av radiocesium i fuglene etter at de har forlatt forurensete områder.

## 4 Diskusjon

Vi vil her fokusere på tre av hovedkonklusjonene fra dette studiet: I) et uventet høyt nivå av radiocesium i rugder i 1986, II) en uventet rask reduksjon i radiocesium i rugder og delvis i meitemark mellom 1986 og 1987, og III) en stor forandring i forholdet mellom radiocesium i meitemark og i rugder i løpet av undersøkelsesperioden.

Disse hovedresultatene kan ikke forklares ut fra de metoder som er benyttet i denne studien. Rugdene spiser i en



Figur 4. Radiocesium i rugder (våtvekt) skutt under høsttrekket i Sørvest-Norge, 1986.

viss utstrekning annen føde enn meitemark, men vi finner at meitemark dominerer føden sterkt, og det er ingen mellomårsforskjeller i andelen meitemark i føden. De relativt små forandringer som er funnet i radiocesium i jord og strø i løpet av undersøkelsen, tilsier videre at måling av radiocesium i meitemarker med tarminnhold bare i liten grad påvirker hovedkonklusjonene.

Basert på tidligere studier av radiocesium i evertebrater sammenlignet med planter (Anderson et al. 1973), og i herbivore sammenlignet med carnivore fuglearter (Reichle et al. 1970, Straney et al. 1975), forventet vi lavere konsentrasjoner i rugde enn i herbivore fuglearter i området. I 1986 var imidlertid nivåene av radiocesium i rugde 5-10 ganger høyere enn i lirype (*Lagopus lagopus*) og fjellrype (*Lagopus mutus*) (Nybø 1989, Pedersen & Nybø i dette heftet) som begge er herbivore arter.

Forskjellen i nivåer av radiocesium mellom meitemark og rugde forandret seg dramatisk i løpet av undersøkelsen. I 1986 og 1987 var konsentrasjonene i rugde høyere enn i meitemark, mens rugdene bare hadde ca halvparten av meitemarkens konsentrasjoner i 1988-1990. Disse siste verdiene er mer i overensstemmelse med biokonsentrasjoner (Kitchings et al. 1975) av radiocesium funnet for fugler i andre undersøkelser (Nybø 1989) og en antatt kortere biologisk halveringstid i fugler enn i pattedyr (Ekman 1961, Reichle et al. 1970, Brisbin et al. 1974, Fendley et al. 1977).

De høye konsentrasjonene av radiocesium i rugde og den store endringen i forholdet mellom radiocesium i meitemark og rugde kan vi bare forklare med at rugdene i 1986 og også delvis i 1987 fikk i seg abiotisk tilgjengelig radiocesium fra jord/strø som ble svelget sammen med meitemarkene. Willard (1960) forklarte også høye konsentrasjoner av radiocesium i noen fugler som et resultat av direkte svelging av jord samtidig med næringssøk etter frø nede i jorda.

I forhold til den fysiske halveringstiden til radiocesium viser vår studie en overraskende rask reduksjon i radiocesium i rugde og delvis også i meitemark (Figur 5). Våre data gir ingen holdepunkt for en tilsvarende rask reduksjon av radiocesium i strø. Den mest dramatiske reduksjonen finner vi i rugde det første året etter forurensingen med radiocesium.

Vi finner det mest naturlig å forklare den raske reduksjonen i radiocesium i rugde med at en stor del av den radioaktive cesiumen har blitt biologisk utilgjengelig for rugdene. Ifølge jord- og strøprøver finnes mesteparten av cesiumen fortsatt i området, men den taes nå ikke opp i samme grad som de to første årene etter nedfallet.

Basert på denne studien konkluderer vi med at forurensing av den type vi fikk fra Tsjernobyl, resulterer i høyere enn forventede konsentrasjoner av radiocesium i



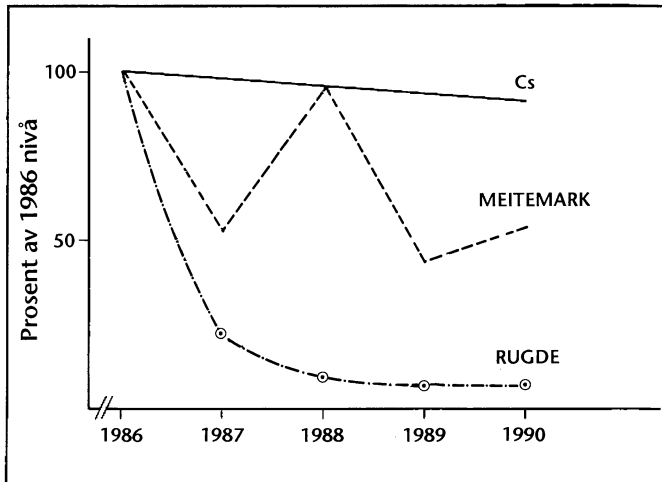


Fig. 5. Endringer i radiocesium i meitemark og rugde, Dovre, Midt-Norge, 1986-1990. 1986-verdiene er satt til 100%. Cs viser forventede verdier av Cs-137 basert på isotopens fysiske halveringstid.

fugler som spiser evertebrater i jorda. Dette på grunn av at fuglene svelger abiotisk tilgjengelig radiocesium sammen med maten. Vi får imidlertid en rask årlig reduksjon i radiocesium som trolig skyldes at en del av cesiumen blir utilgjengelig. De fysiske/kjemiske årsakene til dette må studeres i nærmere detalj.

## Takk

En rekke personer har deltatt i innsamlingen av materiale. Vi vil rette en hjertelig takk til alle ivrige rugdejegere, entusiastiske meitemarkinnsamlere og plikttoppyllende jordgravere.

## 5 Litteratur

Anderson, G.E., Gentry, J.B. & Smith, M.H. 1973. Relationships between levels of radiocesium in dominant plants and arthropods in a contaminated streambed community. - *Oikos* 24: 165 - 170.

Brisbin, I.L. & Vargo, M.J. 1982. Four-year declines in radiocesium concentrations of american coots inhabiting a nuclear reactor cooling reservoir. - *Health Physics* 43: 266-269.

Brisbin, I.L., Geiger, R.A. & Smith, M.H. 1974. Accumulation and redistribution of radiocaesium by migratory waterfowl inhabiting a reactor cooling reservoir. - S. 373-384 i *Environmental Behavior of Radionuclides Released in the Nuclear Industry*, IAEA Symp., IAEA-SA-172/72.

Brisbin, I.L., Breshears, D.D., Brown, K.L., Ladd, M., Smith, M.H., Smith, M.W. & Towns, A.L. Subm. Relationships between levels of radiocesium in components of terrestrial and aquatic food webs of a contaminated streambed and floodplain community. - *Oikos*.

Connelly, J.W. & Markham, O.D. 1983. Movements and radionuclide concentrations of sage grouse in southeastern Idaho. - *J. Wildl. Manage.* 47: 169-177.

Ekman 1961. Distribution and excretion of radio-cesium in goats, pigs and hens. - *Acta Veterinaria Scand.* 2: suppl. 4.

Fendley, T.T., Manlove, M.N. & Brisbin, I.L. 1977. The accumulation and elimination of radiocesium by naturally contaminated wood ducks. - *Health Physics* 32: 415-422.

Granval, P. 1987. Régime alimentaire diurne de la bécasse des bois (*Scolopax rusticola*) en hivernage: Approche quantitative. - *Gibier Faune Sauvage* 4: 125-147.

Kitchings, T., Digregorio, C & Voris, van P. 1975. A review of the ecological parameters of radionuclide turnover in vertebrates. - S. 304-311 i *Radioecology and Energy Resources*, Proceedings of the Fourth National Symposium on Radioecology May 12-14 1975, Dowden, Hutchinson & Ross Inc., Pennsylvania.

Markham, O.D. & Halford, D.K. 1982. Radionuclides in mourning doves near a nuclear facility complex in southeastern Idaho. - *Wilson Bull.* 94: 185-197.

Nybø, S. 1989. Radioaktivt cesium ( $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ ) fra Chernobyl i rype fra Knutshø, Sør-Trøndelag.- Cand. scient thesis, Univ. of Trondheim, 62 pp.

Reichle, D.E., Dunaway, P.B. & Nelson, D.J. 1970. Turnover and concentration of radionuclides in food chains. - *Nuclear Safety* 11: 43-55.

Straney, D.O., Beaman, B., Brisbin, I.L. & Smith, M.H. 1975. Radiocesium in birds of the Savannah river plant. - *Health Physics* 28: 341-345.

Willard, W.K. 1960. Avian uptake of fission products from an area contaminated by low-level atomic wastes. - *Science* 132: 148-150.

Woodhead, D.S. 1986. The radiation exposure of black-headed gulls (*Larus ribibundus*) in the Ravenglass estuary, Cumbria, UK: A preliminary assessment. - *Science Tot. Environment* 58: 273-281

# Radiocesium i lirype og fjellrype forårsaket av reaktor-ulykken i Tsjernobyl

Hans Chr. Pedersen<sup>1</sup> og Signe Nybø<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7004 Trondheim.

<sup>2</sup> Zoologisk institutt, Universitetet i Trondheim, 7055 Dragvoll.

## 1 Innledning

Nedfallet av radiocesium (Cs-134 og Cs-137) etter reaktorulykken i Tsjernobyl i april 1986 viste seg å være stort på Dovrefjell og i Rondane, og det ble målt konsentrasjoner av radiocesium på 20-70 000 Bq m<sup>-2</sup>. Nedfallet av radiocesium viste seg også å øke med høyden over havet (Gaare 1987).

I høyfjellsøkosystemet i disse områdene inngår såvel lirype (*Lagopus l. lagopus*) som fjellrype (*Lagopus mutus*) som sentrale arter. Disse artene er dessuten to av de få fugleartene som oppholder seg i fjellet gjennom hele året, noe som skulle kunne medføre et relativt høyt og kontinuerlig inntak av næring kontaminert med radiocesium. I tillegg er disse artene svært populære jaktobjekt og kunne derfor være en potensiell kilde til overføring av radiocesium til mennesker.

Det er tidligere utført flere undersøkelser på radiocesium i fugler i forbindelse med kontinuerlig utslipp fra f.eks. kjernefysiske reaktorer (Brisbin & Vargo 1982, Woodhead 1986), men undersøkelser av påvirkning av radionuklider på økosystemer som følge av reaktorulykker mangler. Tsjernobyl-ulykken viste oss ikke bare at kunnskap omkring radioøkologi er mangelfull, men ga oss også muligheten til å studere hvordan fjelløkosystemet blir påvirket og reagerer på denne kontaminasjonen.

I denne rapporten vil vi presentere resultater som belyser opptak og innhold av radiocesium i lirype og fjellrype og faktorer som påvirker dette:

1) Både lirype og fjellrype er herbivore arter, og inntak av beiteplanter varierer med årstidene. Variasjon i innhold av radiocesium i forskjellige beiteplanter eller deler av disse vil derfor påvirke rypenes inntak av radiocesium som vil kunne gjenspeiles i en sesongvariasjon.

2) Cesium og kalium har relativt like kjemisk-fysiske egenskaper og blir derfor sannsynligvis behandlet relativt likt ved opptak gjennom planter og dyr. Siden det kan ten-

kes å være et konkurranseforhold mellom cesium og bl.a. kalium ved opptak i planter og dyr vil en kunne forvente et høyere innhold i organismer fra områder med lavt mineralinnhold i jorda i forhold til områder med høyt mineralinnhold. Dette ble undersøkt ved å samle inn lirype fra et næringsfattig område (Dørålen, Rondane) og et næringsrikt område (Kongsvoll, Dovrefjell).

3) Tidligere undersøkelser har vist at alder, kjønn, vekt og en rekke forskjellige fysiologiske faktorer virker inn på opptak/utskillelse av radionuklider fra en organisme. Dette ble undersøkt ved å samle inn liryper med forskjellig alder og kjønn.

4) Biokonsentrasjonsfaktoren (BCF) beskriver i hvor stor grad et stoff oppkonsentreres fra føden til en organisme og beskriver stofftransporten i økosystemet. Dette ble undersøkt ved å samle inn liryper og fjellryper samt beiteplanter og kroprøver.

5) Liryper og fjellryper deler fjellet mellom seg og møtes kun i overgangen mellom lavalpin og mellomalpin sone. Siden nedfallet økte med høyde over havet skulle dette tilsa at fjellryper ble sterkere belastet enn liryper. I tillegg har disse to artene et forskjellig næringsvalg som kan resultere i et forskjellig opptak av radiocesium. Disse forhold ble undersøkt ved å sammenligne liryper og fjellryper skutt i samme område til samme tid.

## 2 Materiale og metoder

Innsamling av liryper ble foretatt ved Kongsvoll, Dovrefjell fra juni 1986 til september 1990. Det ble forsøkt samlet inn minimum 5 ryper for hver periode. Det meste av materialet er fra høstsesongen, og innsamlingen ble i denne perioden kombinert med de årlige fuglehundprøvene i området. I perioden mai 1987 til oktober 1988 ble det også foretatt innsamling av liryper fra Dørålen, Rondane. I de to områdene ble det totalt innsamlet 299 liryper. Fjellryper ble innsamlet i perioden mars 1987 til september 1988 ved Kongsvoll. Det ble totalt felt 37 fjellryper, og man forsøkte også her å samle inn 5 ryper pr. fellingsrunde. Både liryper og fjellryper ble veid, alders- og kjønnsbestemt, og det ble tatt ut muskulatur fra brystet for analyse av radiocesium.

I samtlige fjellryper og noen liryper ble det tatt ut kroinnhold for analyse. I tillegg ble det foretatt innsamling av ve-

getasjon som var representativ som beiteplanter for fjellrype. Artene som ble valgt ut, var en viktig del av næringen i de respektive periodene og ble tatt fra flere lokaliteter i 1250-1700 meters høyde. Parallelt med innsamling av liryper ble det også foretatt innsamling av potensielle beiteplanter for liryper (Bretten 1987). Alle planteprovne ble tørket ved 70 °C i minimum 1 døgn før analysering.

Beregning av biokonsentrasjonsfaktoren (BCF) ble bestemt ut i fra forholdet mellom innholdet av radiocesium i tørket brystmuskulatur og innholdet av radiocesium i kroinnhold. Fordi radiocesium ble målt som  $\text{Bq kg}^{-1}$  tørrvekt i alt plantemateriale og som  $\text{Bq kg}^{-1}$  våtvekt i brystmuskulatur, måtte det beregnes en omregningsfaktor etter forholdet  $c_t = c_f \cdot k$ , der  $c_t$  er innhold radiocesium i tørket muskulatur,  $c_f$  er innhold radiocesium i fersk muskulatur og  $k$  er omregningsfaktoren.  $k$  ble bestemt ved å måle innhold av radiocesium i tørket og fersk muskulatur av samme rype. Dette ble gjort på 18 fjellryper, og  $k$  ble bestemt til 3.59. Denne verdien ble også brukt for liryper.

Analysene av vegetasjonsprøver og ryper har dels blitt utført ved Isotoplaboratoriet, Institutt for uorganisk kjemi, NTH, dels ved Norsk institutt for naturforskning. Det har som oftest blitt foretatt målinger av begge de radioaktive cesiumisotopene Cs-134 og Cs-137, men i en del tilfeller ble bare total-Cs målt. Alle verdiene som her presenteres, er omregnet til Cs-137, og det er korrigert for lagringstid mellom prøvetaking og analysering.

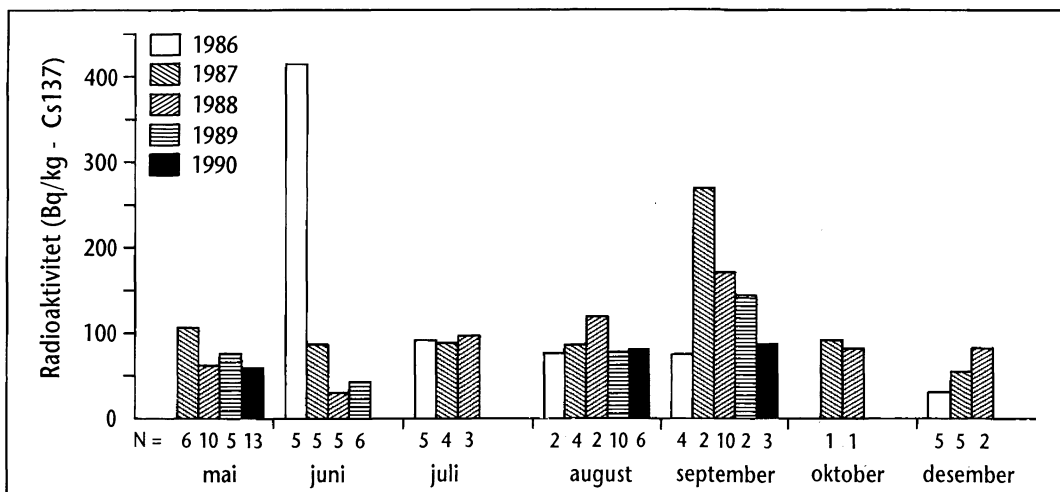
### 3 Resultater

Ved sammenligning av radiocesium-nivå hos stegger og høner hos liryper ble det ikke i noe år funnet signifikante forskjeller (Mann-Whitney U-test,  $p > 0.05$ ). Materialet er derfor slått sammen for de to kjønnene i den videre bearbeidinga. Materialet på fjellryper var for lite til at en slik test kunne gjennomføres, men er allikevel slått sammen uten å ta hensyn til kjønn.

Analyseresultatene for voksne liryper skutt på Kongsvoll i 1986-1990 er vist i figur 1. Innhold av radiocesium i brystmuskulatur varierte signifikant innen året i 1986, 1988 og 1989 (Kruskal-Wallis test,  $p < 0.05$ ), mens det i 1987 og 1990 ikke ble funnet noen signifikant variasjon.

Det ble funnet et signifikant høyere innhold av radiocesium i brystmuskulatur hos voksne liryper i juni 1986 enn i resten av 1986 (Mann-Whitney U-test,  $p < 0.01$ ). Det ble ikke funnet noen forskjell mellom juli, august og september, men desember hadde signifikant lavere innhold enn noen av de øvrige månedene ( $p < 0.05$ ). I 1987 ble det ikke funnet signifikante forskjeller mellom månedene februar til september. Desember hadde imidlertid igjen et signifikant lavere radiocesium-nivå enn de øvrige månedene ( $p < 0.05$ ). I 1988 var det signifikant lavere verdier i mars og juni sammenlignet med mai, juli, august og september. September hadde et signifikant høyere innhold av radiocesium enn alle de øvrige månedene ( $p < 0.05$ ). I 1989 var det ingen signifikante forskjeller mellom månedene, bortsett fra juni som hadde lavere radiocesium-verdier enn de øvrige månedene ( $p < 0.05$ ). I 1990 ble det ikke påvist signifikante forskjeller mellom månedene. Sesongvariasjonen i innhold av radiocesium har forskjellig forløp i de enkelte år og det er derfor vanskelig å påvise noe klart, entydig mønster. Det synes allikevel å være en klar tendens til at radiocesium-verdiene stiger svakt fra mai til september for så å avta til et minimum i desember. Et lavt vinternivå opprettholdes fram til mai.

Variasjonen innen samme måned mellom år var også relativt stor (figur 1). Juni 1986 hadde signifikant høyere verdier enn alle de øvrige månedene i alle år (Mann-Whitney U-test,  $p < 0.01$ ). Allerede i juli 1986 var radiocesium-nivået sterkt redusert til noe i underkant av  $100 \text{ Bq kg}^{-1}$ . For månedene februar/mars, mai og juni syntes det å være en svak nedgang i perioden 1986/87-1990, mens det for månedene juli, august og september ikke kan påvises noen signifikant reduksjon i radiocesium-nivå i samme periode. For månedene august og september ble det påvist signifikant høyere nivå av radiocesium i 1988 enn i de øvrige årene ( $p < 0.05$ ).

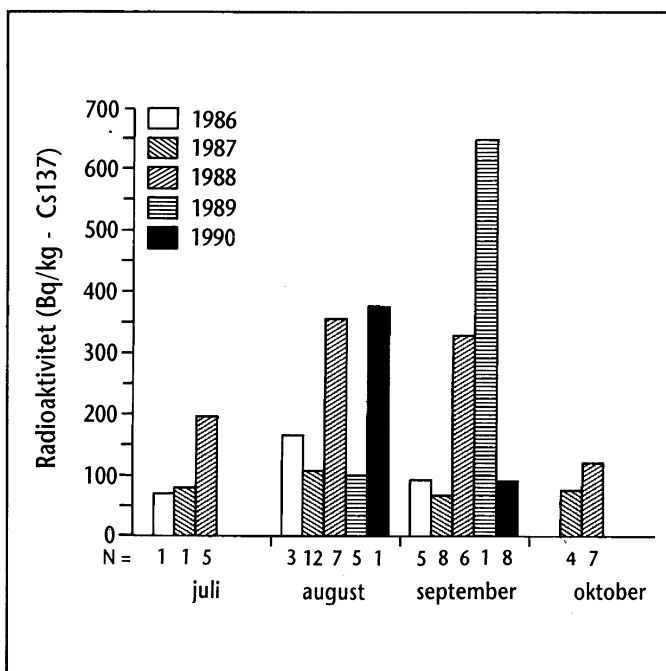


Figur 1. Innhold av cesium 137 i brystmuskulatur hos voksne liryper skutt på Kongsvoll. Verdiene er angitt som median. N=antall individer.

Tabell 1. Radiocesium ( $Bq\ kg^{-1}$ ) i brystmuskulatur fra liryper skutt i Dørålen (D) og på Kongsvoll (K) gitt som medianverdier.

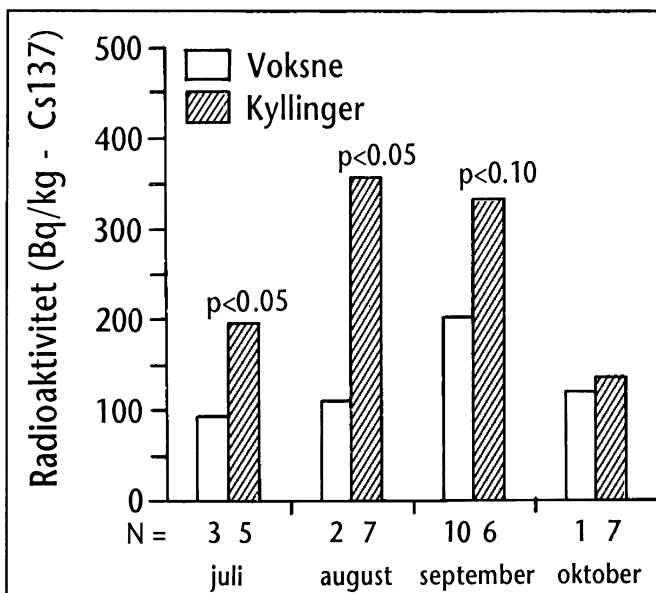
		Bq $kg^{-1}$	Min - Max	Antall	p*
Mai-87	D	141	107 - 213	5	<0.05
	K	105	41 - 135	6	
Febr.-88	D	80	42 - 124	5	>0.05
	K	30	30 - 30	4	
Okt.-88	D	121	69 - 169	6	>0.05
	K	108	41 - 246	8	

\*) To-halet Mann-Whitney U-test.



Figur 2. Innhold av cesium 137 i brystmuskulatur hos lirypekyllinger skutt på Kongsvoll. Verdiene er angitt som median. N=antall individer.

Analyseresultatene for lirypekyllinger skutt på Kongsvoll i perioden 1986-1990 er vist i figur 2. Materialet er for lite til å foreta tester i alle år, men for 1988 ble en signifikant variasjon påvist (Kruskal-Wallis test,  $p<0.01$ ), mens det i 1987 ble påvist en ikke-signifikant variasjon (Kruskal-Wallis test,  $p<0.10$ ). Materialet er også for lite til å foreta tester av sesongvariasjoner for alle år. Imidlertid så er materialet for 1987 og 1988 relativt stort, og på grunnlag av dette kan et mønster beskrives. Innholdet av radiocesium synes å øke fra juli til august/september, for deretter å avta (figur 2). En sammenligning av



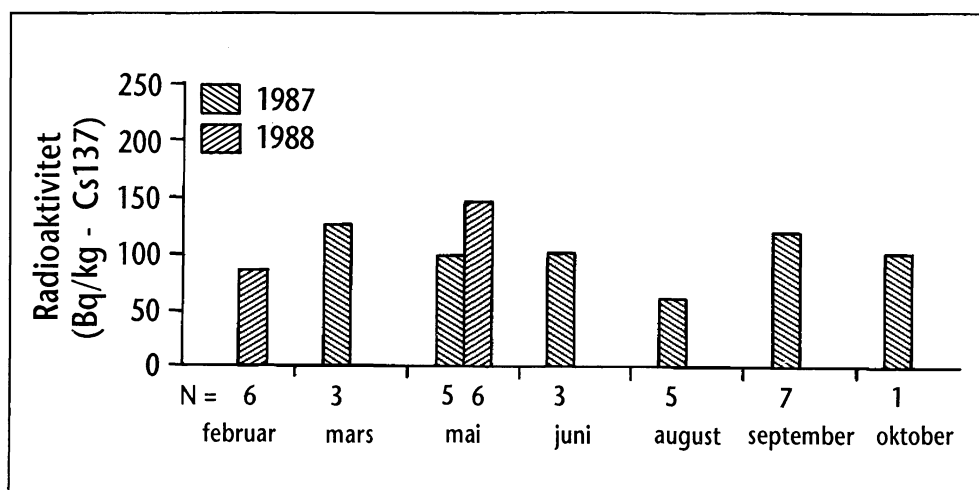
Figur 3. Innhold av cesium 137 i brystmuskulatur hos kyllinger og voksne liryper skutt på Kongsvoll i 1988. Verdiene er angitt som median. N=antall individer. Statistiske tester - Mann-Whitney U-test.

radiocesium-nivå innen måneder mellom år viser at nivået har vært relativt stabilt i hele perioden, med unntak for 1988 som har signifikant høyere verdier i august og september enn årene før og etter (Mann-Whitney U-test,  $p<0.05$ ) (figur 2).

Som vi ser i figur 3, ble det funnet signifikant høyere radiocesium-nivå i kyllinger enn i voksne liryper i juli og august 1988. Det var fortsatt en forskjell i september, men forskjellen var ikke lengre signifikant. I oktober var nivået likt i kyllinger og voksne fugler. En sammenligning av verdier fra kyllinger og voksne fugler ble også gjort i enkelte av de andre årene, og resultatene viste det samme mønsteret som i 1988.

En sammenligning av radiocesium-nivå i liryper fra et næringsrikt område (Kongsvoll) med liryper fra et næringsfattig område (Dørålen) gir ikke noe entydig bilde. Som vi ser i tabell 1, ble det funnet et signifikant høyere nivå i Dørålen-fugl enn i Kongsvoll-fugl i mai 1987. Denne forskjellen var imidlertid ikke tilstede i februar og oktober 1988 (tabell 1).

Analyseresultatene for fjellryper skutt på Kongsvoll i perioden mars 1987 til mai 1988 er presentert i figur 4. Det ble funnet en signifikant variasjon i radiocesium-nivå i brystmuskulatur i 1987 (Kruskal-Wallis test,  $p<0.05$ ). Innholdet av radiocesium var signifikant lavere i august 1987 enn i noen av de andre månedene (Mann-Whitney U-test,  $p<0.05$ ). Det ble også funnet et signifikant lavere radiocesium-nivå i fjellryper skutt i januar/februar 1988 enn i mars 1987, september 1987 og i mai 1988 (Mann-Whitney U-test,  $p<0.05$ ) (figur 4).



Figur 4.  
Innhold av cesium 137 i brystmuskulatur hos voksne fjellryper skutt på Kongsvoll. Verdiene angitt som median. N=antall individer.

Whitney U-test,  $p < 0.05$ ) (figur 4).

En sammenligning av radiocesiuminnholdet i brystmuskulatur hos voksne fjellryper sammenlignet med voksne liryper viste ingen signifikant forskjell for månedene mai-september 1987 (Mann-Whitney U-test,  $p > 0.05$ ). Fjellryper felt i januar/februar 1988 hadde et signifikant høyere radiocesium-nivå enn liryper felt i desember 1987 og i mars 1988 ( $p < 0.01$ ).

Det ble funnet en signifikant korrelasjon mellom innhold av radiocesium i brystmuskulatur hos fjellryper og beregnet innhold av radiocesium i dietten (Spearman rank korrelasjonstest,  $p < 0.05$ ).

Gjennomsnittlig biokonsentrasjonsfaktor (BCF) for fjellryper fra Kongsvoll ble bestemt til 0.41, mens den tilsvarende verdien for liryper var 0.61. Selv om det ikke ble påvist signifikante forskjeller i BCF mellom sommer og vinter hos liryper (Mann-Whitney U-test,  $p = 0.10$ ), var verdien noe lavere (0.47) i perioden desember-februar enn resten av året (0.68).

Fjellrypene beitet om vinteren hovedsakelig dvergbjørk (*Betula nana*), vier (*Salix sp.*), fjellkrekling (*Empetrum hermaphroditum*), tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*) og reinrose (*Dryas octopetala*). Etter som snødekket forsvant utover våren, gikk fjellrypene over til å beite på små vierarter. Andelen urter var stor om sommeren, mens denne andelen avtok utover høsten til fordel for små vierarter som musøre (*Salix herbacea*) og polarvier (*Salix polaris*). Innholdet av radiocesium varierte mellom beiteplanter innen sesong og innen beiteplanter mellom sesonger. Planteprovne ble delt i tre grupper; vinter 1987, vår-høst 1987 og vinter 1988 og innhold av radiocesium avtok gjennom hele perioden (Mann-Whitney U-test,  $p < 0.05$ ).

Det ble ikke foretatt detaljerte undersøkelser av lirypernes fødevalg, men på grunnlag av tidligere undersøkelser vet man hvilke hovedgrupper av planter som benyttes i forskjellige perioder. Vinterføden består i alt vesentlig av årsskudd av fjellbjørk (*Betula pubescens*). Vår- og høstbeiting foregår i stor utstrekning på dvergbjørk og større vie-

arter, mens sommerbeitinga foregår på en rekke urter, mindre vierarter og bærlyng (*Vaccinium sp.*). Når det gjelder innhold av radiocesium i disse artene eller artsgruppene henvises det til Brettens publikasjon i dette heftet.

## 4 Diskusjon

Målingene som ble utført i juni 1986 viser mye høyere verdier av radiocesium enn noen målinger foretatt senere i undersøkelsesperioden. Allerede i juli samme år var verdiene sterkt redusert i forhold til måneden før. Flere undersøkelser av vegetasjon på Kongsvoll har vist at de eldste plantedelene, som ble utsatt for direkte nedfall, hadde det høyeste innholdet av radiocesium (Bretten 1987, 1988). På våren og forsommeren var det disse eldre plantedelene som rypene beitet på og som resulterte i de høye verdiene av radiocesium. Etter hvert som ny vegetasjon spirte fram, gikk rypene over til å beite på denne. Den nye vegetasjonen inneholdt lavere konsentrasjoner av radiocesium enn den eldre, og dette førte til nedgangen i radiocesium også i rypene den første sommeren etter nedfallet.

Undersøkelser på Kongsvoll på innhold av radiocesium i forskjellige plantegrupper i flere forskjellige plantesamfunn samt undersøkelser på enkeltarter har vist at gras og urter har høyere verdier enn vedaktige planter (Bretten 1987, 1988, 1989). Dette kan forklare sesongvariasjonen i radiocesium som er observert hos liryper. Det lave radiocesium-nivået vinterstid kan tilskrives det faktum at rypene stort sett spiser fjellbjørk og i noen utstrekning andre vedaktige planter, som større vierarter og dvergbjørk. Utover våren og sommeren øker andelen av urter i rypenes diett, og inntaket av radiocesium øker tilsvarende. Nedgangen i radiocesium-nivå i rypene i oktober faller sammen med redusert inntak av urter og økt inntak av vedaktige planter.

Etter den sterke reduksjonen fra juni til juli 1986 har nivået av radiocesium i liryper fra Kongsvoll stort sett vært

stabil innen de forskjellige månedene i undersøkelsesperioden. Det var imidlertid en forbigående økning i august og september 1988. I det samme området ble det også funnet en forbigående økning i 1988 for meitemark (*Lumbricus rubellus*) og (*Allolobophora caliginosa*) (Kålås & Bretten dette heftet). Selv om det ikke er noe entydig bilde fra Kongsvoll, er det visse indikasjoner på at radiocesium-nivået i enkelte urter viste en økning fra 1987 til 1988 (Bretten 1989). Undersøkelser av Garmo et al. (1989) viste også at radiocesium-nivået i urter på fastmark hadde en økning på 30% fra 1987 til 1988. En økningen i radiocesium-nivå i urter kan forklare den observerte økningen i liryper.

Det ble vist at lirypekyllinger fra juli og august hadde høyere radiocesium-nivå enn voksne liryper. I september var denne forskjellen ikke lengre signifikant, og i oktober var nivået likt i kyllinger og voksne. Det er også tidligere vist at alder kan påvirke utskillelsen av radionuklider (Reichele et al. 1970). I denne undersøkelsen kan forskjellig næringsvalg og metabolisme ha betydning. Vi vet at rypekyllingene stort sett spiser lettfordøyelige urter og i liten utstrekning vedaktige planter utover sommeren. Selv om også de voksne spiser urter om sommeren, er innslaget av vedaktige planter større hos disse enn hos kyllingene. Dette forholdet endrer seg utover høsten, og i oktober spiser også kyllingene en stor andel vedaktige planter som de voksne. I tillegg er kyllingene i en vekstfase fra klekking til ut i september. Dette innebærer et høyt inntak av næring, stort opptak av Ca, K, Fe og andre viktige mineraler når muskulatur og beinvev skal bygges opp. Dette betyr også sannsynligvis at cesium akkumuleres i denne fasen. I september er kyllingene så godt som utvokste, og cesium-verdiene nærmer seg da nivået for voksne liryper.

I vinterhalvåret synes innholdet av radiocesium i fjellryper fra Kongsvoll å bli regulert av tykkelsen på snødekket. Når snødekket er tykt, beiter fjellrypene i stor grad på vier og dvergbjørk, mens reinrose og fjellkrekling utgjør en vesentlig andel av dietten når snødekket er tynt. Fjellkrekling har i flere undersøkelser fra området blitt vist å ha et mye høyere innhold av radiocesium enn vier og dvergbjørk (Bretten 1988, Varskog et al. 1989). Dette ga seg utslag i at rypene hadde et lavere innhold av radiocesium i januar/februar 1988 da snødekket var forholdsvis tykt, sammenlignet med mai 1988 da snødekket var adskillig tynnere. Vår og høst beitet fjellrypene i stor grad på museøre og polarvier, mens de om sommeren hadde stort innslag av urter. I undersøkelsesperioden var innholdet av radiocesium forholdsvis høyt i museøre og polarvier sammenlignet med urter. Dette resulterte i relativt høye radiocesium-verdier i fjellrypene om våren og høsten i forhold til om sommeren.

Det ble ikke funnet noen signifikant forskjell i radiocesium-nivå mellom fjellryper og liryper i sommer-

halvåret 1987. Dette skyldes sannsynligvis at inntaket av beiteplanter eller grupper av beiteplanter var relativt like, nemlig hovedsakelig urter. Det ble imidlertid funnet et høyere nivå av radiocesium i fjellryper enn liryper vinteren 1988. Selv om hovedandelen av fjellrypene næring besto av dvergbjørk og vier, utgjorde fjellkrekling ca 30%. Det ble ikke foretatt direkte analyser av lirypenes næringsvalg i denne perioden, men det er lite sannsynlig at fjellkrekling utgjorde noen vesentlig del av dietten. Diett med forskjellig innhold av radiocesium er derfor en sannsynlig årsak til den observerte forskjellen i radiocesium-nivå mellom fjellryper og liryper vinteren 1988.

Biokonsentrasjonsfaktor (BCF) for fjellryper og liryper fra Kongsvoll ble bestemt til h.h.v. 0.41 og 0.61. Dette er i god overenstemmelse med det som er funnet for herbivore pattedyr; 0.3-2.0 og lavere enn for karnivore pattedyr; 3.8-7.0 (Reichele et al. 1970). En BCF på 0.41-0.61 indikerer at omsetningen av radiocesium i fjellryper og liryper er effektiv i forhold til mange herbivore pattedyr.

Man har indikasjoner på at cesium, som kalium, bindes sterkest til veddelen i høyerestående planter (Gaare & Skogen 1989). Opptak av cesium fra tarm vil derfor være avhengig av fordeling av cesium i plantene og hvordan de fordøyes. Fjellryper og liryper fordøyer fiberrike beiteplanter dårligere enn urter (Moss & Hanssen 1980). Det kan derfor tenkes at relativt opptak av radiocesium fra beiteplanter er lavere for vinterens fiberrike beiteplanter enn for sommerens urter. Et slikt forhold ble også indikert for liryper siden en splitting av materialet ga en lavere BCF for vinterryper (0.47) enn for sommerryper (0.68).

Det ble ikke funnet noe entydig bilde med hensyn til områdets rikhetsgrad og innhold av radiocesium i lirype. Dette står i kontrast til resultater for smånagere fra de samme områdene. Steen & Skogland (dette heftet) fant at smånagere fra det næringsfattige området i Dørålen hadde høyere radiocesium-nivå enn fra det næringsrike området på Kongsvoll. Også Varskog et al. (1989) fant et høyere innhold av radiocesium i enkelte planter fra et næringsfattig område sammenlignet med et næringsrikt område. Kaliuminnholdet i føden påvirker ekskresjonsraten av radiocesium hos pattedyr (Wasserman & Comar 1961), og man vet at ulike beiteplanter inneholder forskjellige mengder uorganiske salter (Moss & Hanssen 1980). Hvis kalium også påvirker ekskresjonen av cesium i lirype, vil et forskjellig fødeopptak i forskjellige perioder kunne gi helt forskjellige biokonsentrasjonsfaktorer og derved innhold av radiocesium. I denne undersøkelsen har vi sammenlignet effekten av områdenes rikhetsgrad til forskjellige årstider. En sammenligning mellom år innen årstider hadde gitt et riktigere bilde av betydningen av denne faktoren for opptak av radiocesium i lirype.

## Takk

I denne undersøkelsen har det deltatt en rekke personer ved innsamlingen av materialet, ved bearbeiding og analysering på lab. Vi vil få takke alle, spesielt medarbeidere ved Kongsvold Biologiske Stasjon for all assistanse undervegs.

## 5 Litteratur

- Bretten, S. 1987. Fordeling av radioaktivitet i forvæda arter første sommer etter Tsjernobyl nedfallet. - S. 52 i Jenssen, B.M., red. Radioøkologisk forskningsrapport, resultater fra undersøkelser i 1986. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Bretten, S. 1988. Radioaktivitet i alpine plantearter og plantesamfunn på Dovrefjell. - S. 47-50 i Radioøkologisk forskningsprogram, resultater fra undersøkelser i 1987. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Bretten, S. 1989. Radioaktivitet i alpine plantearter og plantesamfunn på Dovrefjell: Statusrapport over arbeidet i 1988. - S. 67-69 i Gaare, E. & Ugedal, O. (red.), Radioøkologisk forskningsprogram, resultater fra undersøkelsene i 1988. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Brisbin, I.L. & Vargo, M.J. 1982. Four-year declines in radiocesium concentrations of american coots inhabiting a nuclear reactor cooling reservoir. - Health Physics 43: 266-269.
- Gaare, E. 1987. Hvorfor varierer innholdet av radiocesium i lav så sterkt over korte avstander? - S. 53-73 i Jenssen, B.M., (red.), Radioøkologisk forskningsprogram, resultater fra undersøkelser i 1986. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Gaare, E. & Skogen, A. 1989. Radioaktivitet i lav, moser og noen beiteplanter: resultater fra innsamlinger i 1988 og beregning av halveringstider. - S. 49-66 i Gaare, E. & Ugedal, O. (red.), Radioøkologisk forskningsprogram, resultater fra undersøkelsene i 1988. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Garmo, T.H., Pedersen, Ø., Staaland, H. & Hove, K. 1989. Radioaktivitet i plantemateriale og beitedyr på fjellbeite. - Forskningsprogram om radioaktivt nedfall, seminar 22.-23. november 1988. Informasjon fra Statens fagteneste for landbruket 1: 98-107.
- Moss, R. & Hanssen, I. 1980. Grouse Nutrition. - Nutrition Abstracts and Reviews - Series B 50: 555-567. Reichele, D.E., Dunaway, P.B. & Nelson, D.J. 1970. Turnover and concentrations of radionuclides in food chains. - Nuclear Safety 11: 43-55.
- Varskog, P., Næumann, R. & Steinnes, E. 1989. Mobilitet og plantetilgjengelighet av radioaktivt cesium i naturlig jord. - S. 42-48 i Gaare, E. & Ugedal, O. (red.), Radioøkologisk forskningsprogram, resultater fra undersøkelsene i 1988. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Wasserman, R.H. & Comar, C.L. 1961. The influence of dietary potassium on the retention of chronically ingested Cs-137 in the rat. - Radiation Research 15: 70-77.
- Woodhead, D.S. 1986. The radiation exposure of black-headed gulls (*Larus ridibundus*) in the Ravenglass estuary, Cumbria, UK: a preliminary assessment. - Science Tot. Environment 58: 273-281.

# Lokale variasjoner av radiocesium i fjellrotte og lemen

Harald Steen<sup>1</sup> og Terje Skogland<sup>2</sup>

1 Universitetet i Oslo, Biologisk institutt, Avd for Zoologi, P.B 1050 Blindern, 0316 Oslo 3.

2 Norsk institutt for naturforskning, Tungstletta 2, 7004 Trondheim.

## 1 Målsetning

Hovedhensikten med prosjektet var å registrere forandringer i radiocesium i smågnagere over tid. Resultater fra sau og villrein viste stor individuell variasjon i målte radiocesium-verdier. Disse dyrene er meget mobile, slik at de integrerer opptak over store arealer. Mus, derimot, lever hele sitt liv på et lite område (ca 0.2 ha.) og kan gi oss verdifull informasjon om mulige kilder til den store variasjonen i radiocesium-innhold mellom individer.

Målinger av radiocesium-innhold på større pattedyr og fugl ble gjort på muskelprøver. Siden musene er små, har målingene måttet bli gjort på hele dyr, med skinn og bein. Resultatene fra heldyrsmålinger og verdier fra rene kjøttprøver er ikke direkte sammenlignbare. En omregningsformel, fra heldyrsverdier til kjøttprøver, blir presentert.

## 2 Datainnsamlinger og analyser

Det ble i 1986-1989 fanget smågnagere fra to områder, et næringsrikt (Gåvålia, Dovre, 6°16'30"-9°37'00") og et næringsfattig (Dørdalen, Rondane, 62°00'00"-9°52'00"). På hvert av områdene er det merket opp fangstlinjer (3 i Dørdalen og 6 i Gåvålia) slik at det fanges på de samme plassene hvert år. For å få et bedre bilde av variasjonen mellom gode og dårlige habitater innen de to områdene er det lagt fangstlinjer i følgende biotoper: brakklagt kulturmark eller næringsrikt vannsig fra fjøs (frodig vegetasjon), frodig myr (middels vegetasjon) og fattig myr (dårlig vegetasjon). Forskjellen mellom frodig og fattig myr er mengden av aktuelle matplanter som f.eks. starr. Det fanges tre ganger pr. sommer på alle områdene. Vanlige "Rapp" klappeller benyttes til fangsten (5 feller pr. stasjon, 10-30 stasjoner innen hver av de tre biotopene).

For å kunne gi en omregningsformel fra heldyrsmålinger til kjøtt-verdier, ble det analysert på følgende måte: Av mus som var store nok (>40 g), ble det tatt kjøttprøver ved å skrape av så mye kjøtt som mulig. Dette for å kunne gjøre en direkte sammenligning med kjøttverdier fra andre dyr som f.eks. rein. Av de samme dyr ble det tatt mageprøver (hele magen) og feces prøver. Målinger ble gjort på kjøttprøvene (ca 4 g), mageprøvene (ca 1,4 g) og skrotten (>40 g) etter at kjøtt og mage var fjernet.

I behandlingen av dataene ble vi nødt til å ekskludere alle målinger som ble registrert "under deteksjonsgrensen" fordi det ikke fantes noen standardisert måletid for prøvene. Uten dette er det umulig å skille de prøvene som var under deteksjonsgrensen, og de som ble målt i for kort tid. Tilbakeregning til Cs-137 på innsamlingsdatoen var også umulig da ikke alle prøver hadde registrert måledato. Kun prøver med målefeil mindre en 25% er tatt med. Det er opplagt at denne utvelgelsen vil ekskludere feilaktig mange prøver med lavt innhold av radioaktivt cesium; omfanget av dette vil bli diskutert i resultat-delen.

For å kunne si noe om variasjonen både i rom og tid ble det brukt ANOVA tester; ellers presenteres gjennomsnitt, standardavvik og antall prøver målt (dvs. antall dyr).

## 3 Resultater

### 3.1 Sammenhengen mellom heldyrs-målinger og kjøtt-målinger

Det er store problemer forbundet med å måle stråling fra prøver med lavt radioaktivt innhold. Dette resulterer i store målefeil. Alle mage- og feces-prøvene hadde målefeil på 100% og er utelatt fra videre analyse. Litt bedre var det for kjøtt-prøvene, og kun prøver med målefeil mindre enn 30% er inkludert.

Gjennomsnittet for kjøtt-prøvene var 366 Bq pr. kg, mens det for hel kropp var 156; dvs. ca 2.3 ganger mer i muskulatur enn i skrotten. Men det var ingen statistisk signifikant sammenheng mellom kjøtt-verdi og den tilhørende kroppsverdi ( $r^2=0.11$ ). Disse resultatene må sees på som lite holdbare til det foreligger større datagrunnlag. Kjøtt-verdiene viser at fjellrotter har tatt opp lite radiocesium sett i forhold til villrein (Skogland 1987).

### 3.2 Variasjonen i radiocesium hos fjellrotte og lemen

Oppdelingen i gode/middels/dårlige biotoper stemte godt overens med de funne tettheter av fjellrotter innen disse biotopene. Lemmen har andre habitatkrav enn fjellrotter, og de hadde høyeste tettheter på middels og dårlige biotoper.

For lemen fikk vi bare data for 1988 og 1989. Disse prøvene viste at det var signifikant forskjell mellom biotopene ( $p<0.005$ ), men ikke mellom år (tabell 1). Fra tabell 1 framgår det at på de gode områder, som hadde lavest radiocesium-verdi, gikk innholdet ned, mens det i de to andre områdene gikk opp fra 1988 til 1989, men disse trendene var ikke signifikante ( $p=0.2$ ).



Tabell 1. Gjennomsnittlige radiocesium-verdier (Bq), standardavvik (SD) og antall målte prøver (n) (dyr) for lemen (*Lemmus lemmus*) fra Dørdaldalen, Rondane, 1988-1989. "God" betegner områder med frodig vegetasjon, "Middels" med middels frodig vegetasjon, og "Dårlig" med lite frodig vegetasjon.

		1988	1989
God	Bq	707	578
	Sd	415	301
	n	3	3
Middels	Bq	852	1134
	Sd	397	159
	n	32	5
Dårlig	Bq	1410	1679
	Sd	783	397
	n	18	5

Data for fjellrotter er tatt i årene 1986-89 i Dørdaldalen, Rondane (tabell 2) og Gåvålia, Dovre (tabell 3). I Dørdaldalen var det en signifikant effekt av biotopkvaliteten for årene 1986 ( $p < 0.005$ ), 1987 ( $p < 0.05$ ) og 1989 ( $p < 0.005$ ). Det var høyest verdier for de dårligste biotopene, men for 1988 var det ingen sammenheng ( $p = 0.67$ ). Innen hver biotop var effekten av år ikke signifikant, "god" ( $p = 0.09$ ), "middels" ( $p = 0.12$ ) og "dårlig" ( $p = 0.09$ ).

I Gåvålia var det en signifikant biotop-effekt bare i 1989 ( $p < 0.005$ ), og ingen signifikant forandring i radiocesium-innhold i dyrene mellom år.

Dørdaldalen hadde signifikant høyere målte verdier når ekvivalente biotoper (eks. god-god) ble sammenlignet (Wilcoxon,  $p < 0.0001$  for alle). Ingen av områdene viste forskjell i målte radiocesium-verdier fra tidlig til sent på sommeren.

## 4 Diskusjon og konklusjon

For å kunne kontrollere for de utelatte verdiene "under deteksjonsgrensen" ble andelen av slike prøver innen de forskjellige områdene sammenlignet. For alle områder unntatt brakklagt kulturmark i Gåvålia, Dovre, var det ca 10-15% som ble utelatt, mens det for den brakklagte kulturmarka i Gåvålia var ca 25-40% som ble utelatt. Dette resultatet tilsier at den feilen som kan ha blitt introdusert i ekskluderingen av målinger antakelig ikke vil endre konklusjonene, fordi områdene med lavest radiocesium-verdier også er de som har flest ekskluderte (som kan registreres som 0 i målt verdi), men det kan svekke holdbarheten av de statistiske testene.

Resultatene stemmer godt overens med målinger i rabbesiv og humus fra rike og fattige områder. Varskog et al. (1989) har målt høyere radiocesium-verdier, både i humus og rabbesiv, fra et næringsfattig område sammenlignet med et næringsrikt område. Prøvene ble tatt i et annet område; men om vi overfører disse resultatene til fangstområdene for smågnagere, er forskjellen i de målte verdiene som forventet.

Biotopene skilte seg fra hverandre i tetthet av fjellrotter. Hvor fjellrottene fantes i lavest tettheter, var innhold av radioaktivt Cs høyest. Om det beste området for fjellrotter ekskluderes, og det er en dårlig lemen-biotop, følger lemen den samme trenden som fjellrotter. Dørdaldalen som

er et næringsfattig område i forhold til Gåvålia, hadde høyere radiocesium-verdier.

Tabell 2. Gjennomsnittlige radiocesium-konsentrasjoner, standardavvik og antall målte dyr for fjellrotte (*Microtus oeconomus*) fra Dørdaldalen, Rondane, 1986-1989. "God" betegner områder med frodig vegetasjon, "Middels" med middels frodig vegetasjon, og "Dårlig" med lite frodig vegetasjon.

		1986	1987	1988	1989
God	Bq	295	400	155	
	Sd	164	578	65	
	n	14	44	25	
Middels	Bq	447	279	371	258
	Sd	130	131	385	130
	n	14	4	21	28
Dårlig	Bq	1094	851	568	258
	Sd	569	300	191	
	n	5	1	7	8

Det var ingen nedgang i radiocesium-verdier fra 1986 til 1989.

Tabell 3. Gjennomsnittlige radiocesium-konsentrasjoner, standardavvik og antall målte dyr for fjellrotte (*Microtus oeconomus*) fra Gåvålia, Dovre, 1986-1989. "God" betegner områder med frodig vegetasjon, "Middels" med middels frodig vegetasjon, og "Dårlig" med lite frodig vegetasjon.

		1986	1987	1988	1989
God	Bq	287	170	43	
	Sd	376	393	7	
	n	28	105	3	
Middels	Bq	197	227	209	118
	Sd	9	43	231	52
	n	3	5	58	9
Dårlig	Bq	148	347	268	264
	Sd	59	81	161	77
	n	4	3	18	3

Resultatene for smågnagere antyder habitatpreferanse som en kompliserende faktor i tolkning av de store variasjonene i radiocesium-innhold hos f.eks. sau. Vi kan forvente høyere radiocesium-innhold i dyr som går på fattigere områder (lav bonitet), enn de som går mer på rike områder (høy bonitet). Dette kan medføre stor variasjon i radiocesium-innhold i dyr som har gått på det samme området, som en følge bare av enkeltindividets habitatpreferanse.

## 5 Litteratur

- Varskog, P. Neumann, R. og Steinnes, E. 1989. Mobilitet og plantetilgjengelighet av radioaktivt cesium i naturlig jord. - S. 42-48 i Radioøkologisk Forskningsprogram NINA (red. E. Gaare og O. Ugedal). Trondheim.
- Skogland, T. 1987. Radiocesium concentrations in wild reindeer at Dovrefjell, Norway. - Rangifer 2: 42-45.

# Den biologiske betydning av radiocesium i villrein

Terje Skogland<sup>1</sup>, Olav Strand<sup>1</sup> og Ingvild Espellen<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7004 Trondheim. (Skrevet Kapittel 2).

<sup>2</sup> AVH, Universitetet i Trondheim. (Skrevet Kapittel 3).

## 1 Innledning

Studieområdet omfatter et høgbelastet, Rondane, og et mindre belastet nedslagsfelt, Knutshø, på Dovrefjell. Begge områdene har stedege villreinstammer av samme genetiske rase. Rondane-stammen har en vinterbestand på 2000 i nord-området og 1200 i midtområdet, mens Knutshø-stammen består av 1200 vinterdyr. Stammenes bestandsdynamikk og generelle økologi er kjent fra pågående studier forut for Tsjernobyl-nedfallet (e.g. Skogland 1990).

Målsetting med arbeidet har vært todelt: 1) å påvise opptak og hvilke faktorer som påvirker dette, og 2) å studere de biologiske virkningene av belastningsnivå. Dette siste har vært gjort ved å studere bestandenes overlevelses- og rekrutteringsrater før og etter nedfallet (Kapittel 2), og ved å sammenholde disse med påvirkninger av dyrenes blod-lymfocytter (en type hvite blodlegemer) ved hjelp av analyse av kromosom-aberrasjoner, dvs. avvik fra det vanlige, ofte kromosom-brudd (Kapittel 3).

## 2 Sesongvariasjon, assimilering og bestandsdynamikk

### 2.1 Metodikk

Innsamling av materiale fra villrein for måling av radiocesium-belastning foregikk ved felling av dyr til ulike årstider. En mer detaljert beskrivelse er gitt i Skogland (1987a, b) og Skogland og Espellen (1988). Målinger er utført på lårmuskulatur, indre organer, blod, vominnhold og møkk. Disse målingene er utført for å se hvilke organer som akkumulerer radiocesium. I tillegg er målinger utført på foster fra drektige simler felt om vinteren. Alle dyr blei aldersbestemt ved tannutvikling og avlesning av tannavleiring på mikroskopiske snitt av fortenner etter standard metodikk. Dyrenes størrelse og kondisjon blei også målt. Beregnings-metodikk for beiteopptak om vinteren er presentert i den første framdriftsrapport fra prosjektet (Skogland 1987a).

Vomprøver fra felte dyr blei også undersøkt botanisk for å finne hvilke planter reinen beitet sommer og vinter i de to studieområdene, og om det var forskjeller mellom områdene i diettvalg. Metodikk er beskrevet av Gaare og Skogland (1975).

Bestandsdynamiske effekter av radioaktiv belastning på reinen er studert ved å registrere andelen drektige simler

Tabell 1. Botanisk sammensetning av vomprøver fra villrein i Rondane (RN) og Knutshø (KN). CV (variasjons-koeffisient)=SD (standard-avvik) delt på X (gjennomsnitt). Tallene i fotnotene angir beregnet andel av lav i fødeinntaket.

Område/ sesong	Lav		Gras		Lyng		Blader		Mose		Urter		Ubest. (N)	
	X ± SD	CV	X ± SD	CV	X ± SD	CV	X ± SD	CV	X ± SD	CV	X ± SD	CV		
Vinter* KN	43.0 ± 10.7	0.16	27.8 ± 7.7	0.27	23.6 ± 2.2	0.10	-	-	3.9 ± 1.8	0.46	-	-	-	7
Sommer <sup>+</sup>	21.0 ± 3.5	0.25	42.7 ± 5.1	0.12	16.0 ± 3	0.19	7.7 ± 1.5	0.2	0.3 ± 2.3	0.36	5.0 ± 1.7	0.34	-	3
Vinter** RN	37.7 ± 6.8	0.18	31.1 ± 4.4	0.14	24.8 ± 5.2	0.21	-	-	3.1 ± 2.2	0.72	-	-	3.4	12
Sommer <sup>+</sup>	22.5 ± 18.4	0.82	30.6 ± 15.84	0.52	21.8 ± 20.4	0.93	15.7 ± 19.8	1.26	1.5 ± 1.7	1.16	1.1 ± 1.9	1.76	-	11

\* 77.4 (Gaare et al. 1978)

<sup>+</sup> 10.5

\*\* 67.9

<sup>+</sup> 11.25

Tabell 2. Korrelasjonsmatrise for radiocesium i reinsdyr-organer, lårmuskulatur og fostre.

	Muskulatur	Foster	Blod	Lever	Nyrer	Tørr muskel	Tørr vom	Møkk
Muskulatur	*	.6816	.2590	.5409	.7991	.8571	.6672	.7468
	+	(52)	(27)	(17)	(18)	(70)	(87)	(101)
	++	.0000	.1921	.0250	.0001	.0000	.0000	.0000
	o	1.80	-	0.99	0.54	0.21	0.36	0.17
Foster	.6816	-	.6084	.8549	.9111	.7882	.6793	.5631
	(52)	-	(13)	(13)	(13)	(18)	(32)	(28)
	.0000	-	.0274	.0002	.0000	.0001	.0000	.0018
	0.26	0.72	0.52	0.197	0.12	0.14	0.04	-
Blod	.2590	.6084	-	.7457	.6812	.1689	.2073	.0031
	(27)	(13)	-	(19)	(19)	(21)	(22)	(10)
	.1921	.0274	-	.0002	.0013	.4642	.3545	.9932
	-	0.51	-	0.31	0.1	-	-	-
Lever	.5409	.7457	-	.8894	.5426	.6314	.3893	-
	(17)	(13)	(19)	-	(21)	(13)	(15)	(4)
	.0250	.0002	.0002	-	.0000	.0554	.0116	.6107
	0.3	0.42	1.82	-	0.31	0.09	0.27	-
Nyrer	.7991	.9111	.6812	.8894	-	.8153	.8100	.9471
	(18)	(13)	(19)	(21)	-	(13)	(15)	(4)
	.0001	.0000	.0013	.0000	-	.0007	.0003	.0529
	1.18	4.21	4.68	2.57	-	0.34	0.91	0.47
Tørr muskel	.8571	.7882	.1689	.5426	.8153	-	.5052	.5669
	(70)	(18)	(21)	(13)	(13)	-	(54)	(53)
	.0000	.0001	.4642	.0554	.0007	-	.0001	.0001
	2.86	5.37	-	-	1.98	-	1.01	0.42
Tørr vom	.6672	.6790	.2073	.6314	.8100	.5052	-	.7524
	(87)	(32)	(22)	(15)	(15)	(54)	-	(80)
	.0000	.0000	.3545	.0116	.0003	.0001	-	.0000
	1.24	2.24	-	1.50	0.73	1.0	-	0.31
Møkk	.7468	.5631	-	.3893	.9471	.5669	.7524	-
	(101)	(28)	-	(4)	(4)	(53)	(80)	-
	.0000	.0018	-	.6107	.0529	.0000	.0000	-
	3.22	7.82	-	-	1.9	0.77	1.85	-

\*Korrelasjons-koeffisient. + antall prøver. ++ signifikans-nivå. o b=regresjons-koeffisient.

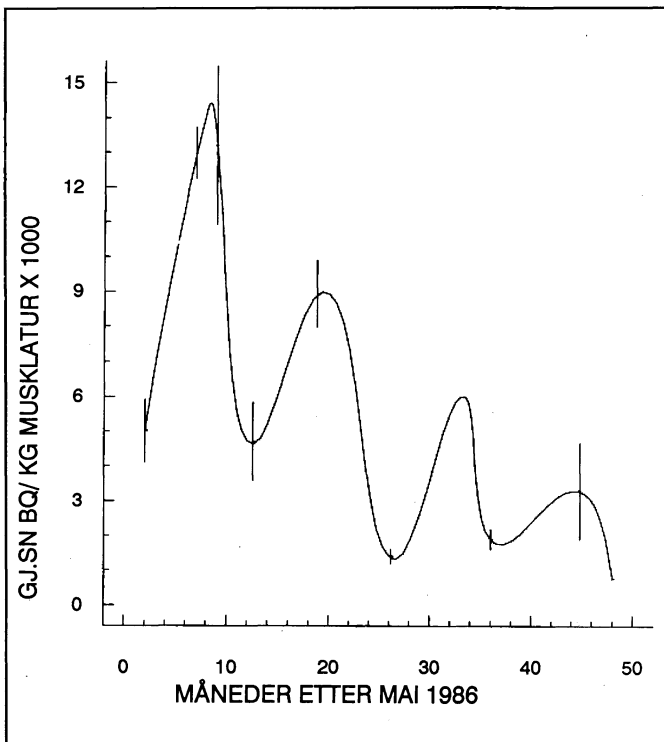
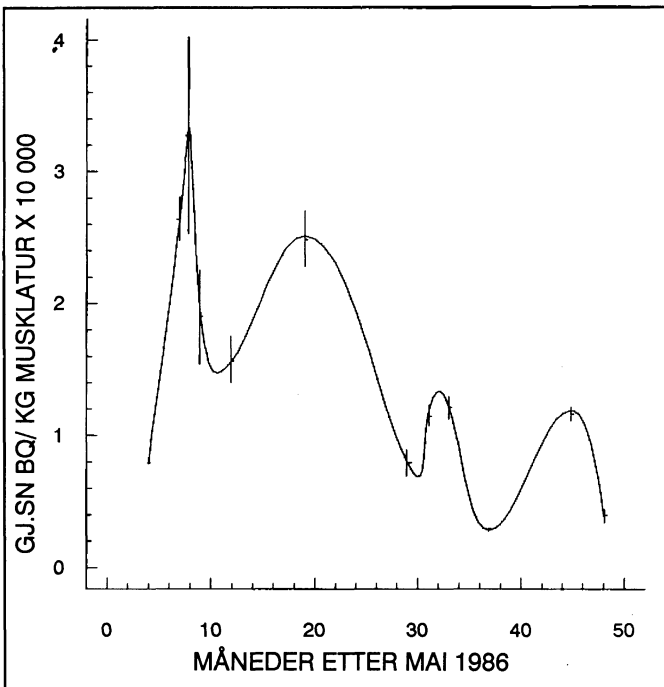
før kalving og antall levende kalv pr 100 simler ved stikkprøver i populasjonen etter kalving. Metoden er beskrevet av Skogland (1985). Dette materialet blei samlet fra begge studie-områdene og sammenlignet med tilsvarende materiale fra før ulykken i 1986. Kalvetellinger blei utført fra fly ved fotografering og optelling fra bilder og fra bakkeobservasjoner.

## 2.2 Resultater

### 2.2.1 Variasjon i radiocesium-opptak i reinen

Variasjonene i reinens sesongopptak er forklart utfra to forhold (Skogland 1987a, b): sesongmessig endring i sammensetning i beiteopptak, og reinens fordeling i landskapet.

**Variasjon i forhold til beiteopptak.** - Figur 1a & b viser sesong-variasjonen i radiocesium i reinen i perioden fra sommeren 1986 til høsten 1990 i de to studieområdene. Verdiene i lårmuskulatur hos reinen er høyest om vinteren når lav utgjør hoveddietten (tabell 1). Om sommeren er verdiene 3-5 ganger lågre (figur 1), mens inntaket av lav er halvert, og buskvekster og gras-aktige utgjør en tilsvarende større andel av dietten (tabell 1). Vominnholdet reflekterer ikke godt nok det reelle inntak fordi fordøyeligheten av lav er høyere om vinteren (en faktor på 1.8) og lågre om sommeren (0.5) enn andre planter (Gaare et al. 1978). Men variasjonskoeffisienten (CV) på radiocesiuminnholdet i muskulatur er større enn variasjonen i vominnholdet. Dette antyder at noe av variasjonen i reinens opptak også skyldes vandring, slik at med samme diettvalg på ulike steder i leveområdet, vil enkelt-individer få ulik konsentrasjon. Medvirkende årsak til denne sesongvariasjon er også den biologiske halveringstiden i reinsdyr som er kortere om sommeren enn om vinteren (Holleman et al. 1971).



Figur 1. Sesongmessig radiocesium-konsentrasjon (Bq/kg lår- muskulatur) i villrein fra Rondane (øverst) og Knutshø (nederst) i forhold til måneder etter mai 1986. Kurvene viser den statistisk utjevnte tilpasning basert på gjennomsnittsverdiene. De vertikale linjene viser SF (standard feil).

**Variasjon i forhold til fordeling i landskapet.** - Som nevnt ovenfor, var variasjonskoeffisienten (CV) på middelverdiene av radiocesium i reinsdyrenes muskulatur større enn variasjonen i botanisk sammensetning av de

viktigste pantegruppene i mageinnholdet. Dette skyldes sannsynligvis reinens levesett, hvor både individuell variasjon i beiteopptak og vandring er viktige faktorer. Ved beiting i høgtliggende områder, hvor nedfallet var størst og konsentrasjonen av radiocesium i både lav og høgre planter var større, vil reinen få høgre radiocesium-konsentrasjon i kroppen med samme plantevalg enn tilsvarende beiting i lågreliggende terreng (se også Skogland 1987b). Ved å analysere innholdet i reinsdyr i forhold til dyrenes høgdemessige og geografiske fordeling i forhold til vannskillet, fant Skogland (1987b) en klar sammenheng. Denne sammenhengen forklarte en stor del av variasjonen omkring middelverdiene.

**Assimilering og biokonsentrasjon.** - Tabell 2 viser en korrelasjonsmatrise over lineære sammenhenger mellom de målte verdier i ulike organ. I forhold til konsentrasjonen i lår-muskulatur var konsentrasjonen i ulike indre organer variabel. I gjennomsnitt var konsentrasjonen 1.18 ganger høgre i nyrer enn i muskulatur, mens verdiene i lever bare lå på 0.3 ganger verdiene i muskulatur. Konsentrasjonen i møkk i forhold til næringsinntaket (dvs. vominnholdet) var 1.84, mens innholdet i muskulatur reflekterte radiocesium-innholdet i næringsopptaket ved at regresjons-koeffisienten var 1.006.

Konsentrasjon i mordyrets muskulatur i forhold til fosterets var 1.8. Det mest interessante var den høge konsentrasjon i mordyrets nyrer i forhold til fosteret, 4.21. I dioperioden var konsentrasjonen 1.75 ganger høgre i kalver enn i simler. Dette skyldtes den høgre konsentrasjon i morsmelk (Skogland 1987a).

### 2.2.2 Bestandsdynamikk

**Drektighet og rekruttering.** - Drektighet blei målt ved å se på andelen av felte simler med og uten foster i perioden februar-april. Denne metoden gir et relativt lite utvalg av dyr. For å vurdere holdbarhet av denne metode for å måle drektighet, blei en større stikkprøve samlet ved at antallet drektige simler blei opptalt i den levende bestand i månedskiftet april/mai, like før kalving, når simlernes drektighet er registrerbar ved visuell observasjon (se også Skogland 1985). Denne stikkprøven fra den levende bestand ga i 1988 en drektighet på 68% ±6% SF (SF=standard feil, N=675 opptalte dyr). Stikkprøven fra felte dyr for perioden 1987-1990 gav 77% ±7 SF (N=38), mens den for 1988 var 62% ±22 SF (N=6). I 1988 ga derfor de to metodene (direkte observasjon av levende og felling av simler) et resultat som ikke var statistisk forskjellig ( $p > 0.05$ ).

Figur 2 viser den gjennomsnittlige drektighet for simler  $\geq 2$  år i perioden 1987-1990. De simler som blei drektige høsten 1986, var født og oppvokst før Tsjernobyl-ulykken, og de hadde bare hatt én sommer med moderat belastning idet vinteren gir den største belastning. Drektigheten var

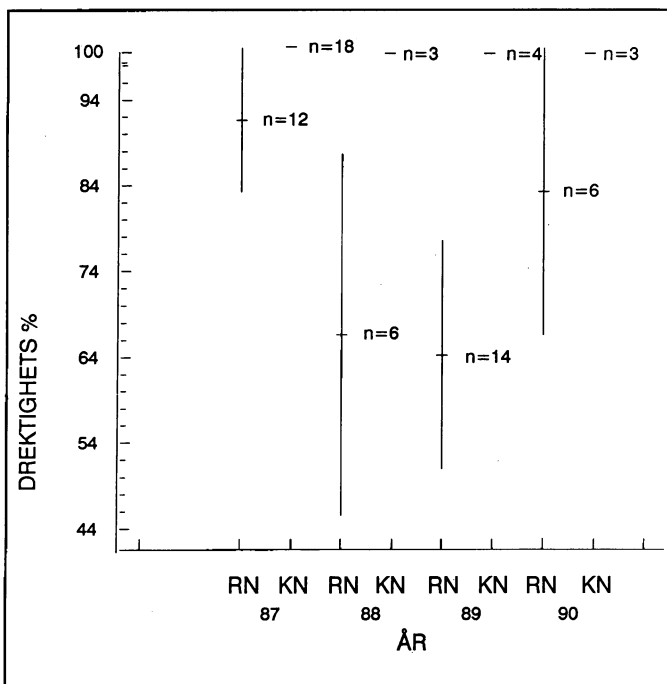
Tabell 3. Kalv pr. 100 simler  $\geq 1$  år.

År	KNUTSHØ			RONDANE			MIDT		
	N	X	±SF	N	X	±SF	N	X	±SF
1985	(640)	64.5	±3.7	(780)	65.2	±3.34	(374)	53	±5.05
1986	(604)	55.7	±3.9	(1589)	53.3	±2.6	(378)	64.3	±4.8
1987	(855)	66	±3.2	(1570)	42	±2.4	(503)	46	±4.36
1988	(1233)	56.7	±2.7	(1887)	38	±2.2	(704)	42.5	±3.63
1989	(880)	60	±3.2	(2048)	50.9	+2.1	(589)	56.7	±4.0
1990	(1539)	57.3	±1.5	(1770)	49.2	±2.3	(563)	63.7	±4.0

N viser antall opptalte dyr, X viser gj.snittlig kalverate, ±SF viser standard feil.

ikke forskjellig mellom de to studieområdene i 1987. I de to påfølgende år var det en statistisk signifikant nedgang i drektighet i Rondane ( $p < 0.05$ ). I 1990 var drektighetsprosenten den samme som i 1987 (dvs. før og etter stor strålebelastning). I 1990 var også belastningen i rein fra Rondane lågre enn topp-verdiene i Knutshø-rein i 1987-1988 (se figur 1).

Tabell 3 viser andelen kalv pr. 100 simler. I Knutshø var det ingen statistisk forskjell i rekruttering i stammen før og etter Tsjernobyl-ulykken. I Rondane var det en statistisk signifikant nedgang i andelen kalv rekruttert pr. simle i 1987 og 1988, i størrelsesorden 25%. I 1989-90 var andelen kalv pr. simle ikke statistisk forskjellig fra andelen i 1985-86, og heller ikke forskjellig fra Knutshø. I Rondane



Figur 2. Drektighetsprosent hos voksne simler  $\geq 1 \frac{3}{4}$  år fra dyr felt om vinteren i årene 1987-1990. Øverste figur viser materiale fra Rondane, og nederst fra Knutshø. Antall felte dyr er oppgitt som N på figuren.

var stikkprøvetakingen delt i en nordlig og en sørlig del av stammene for å se om det var metodiske grunner til nedgangen i rekruttering i 1987-88. Andelen kalv i begge "underprøver" var omtrent lik, men noe mer variabel innen Rondane-"underprøven" i 1990.

**Dødelighet.** - Basert på drektighet i siste del av svangerskapet og andel levende kalv om sommeren, kan man beregne post-natal dødelighet (Skogland 1985). I 1988 var denne i Rondane nord 36%. Metoden gir ikke et fullstendig bilde av drektighet idet materialet blei samlet i siste del av svangerskapet, slik at tap på tidlig stadium i svangerskapet ikke registreres. Hvor stort, og eventuelt om det var et tap på tidlig fosterstadium, kan i denne sammenheng bare tolkes som differansen mellom drektighet i 1987, 1990, og i 1987-88. Denne beregning gir 20% forskjell, slik at den pre- til post-natale dødelighet i 1988 i Rondane er estimert til 38-46% i gjennomsnitt.

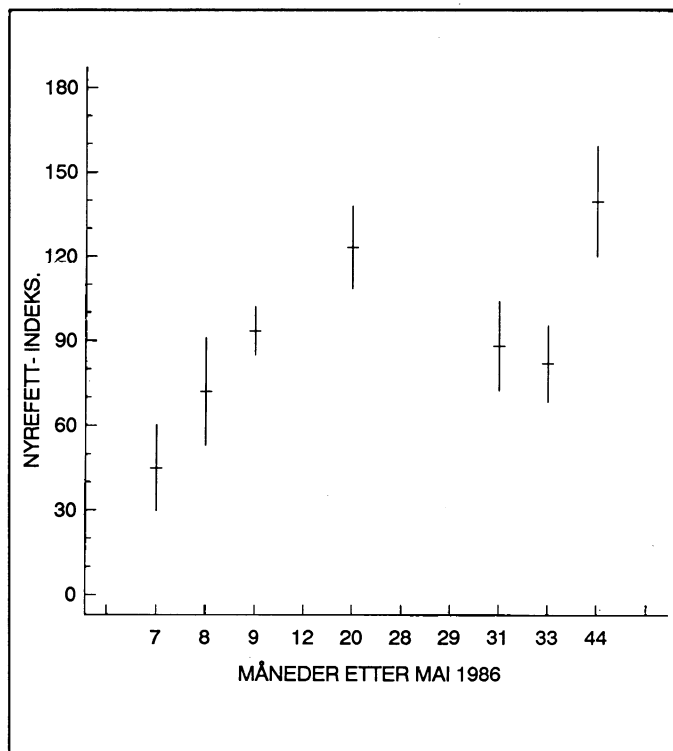
**Kondisjon.** - Fett er en viktig faktor i forståelse av hjortedyrs reproduksjon (se Skogland 1990). Nyrefettindeks er et vanlig brukt målt på klauvdyr's, inkludert reinens kondisjon (hold) (Skogland 1988). Slike målinger blei utført også i dette prosjekt for å undersøke om eventuelle endringer i reinens kondisjon kunne være med på å forklare reproduksjonsendringer i de to stammene, noe som i tilfelle ville være en mot-hypotese til en strålebelastnings-effekt.

Figur 3 viser at det i gjennomsnitt var like god kondisjon hos Rondane-simler i 1988 som i 1990, og at den var høyre enn i 1987. Dette står i sterk kontrast til drektighetsprosenten som var lågre i året med best kondisjon. Det er derfor liten grunn til å anta at andre miljøfaktorer bedre skulle kunne forklare drektighets-svikten i 1988-1989 enn stråle-påvirkning.

### 2.2.3 Diskusjon

Nedgangen i radiocesium om vinteren i perioden 1987-1990 er større enn den tilsvarende nedgangen målt i lavmattene (Gaare, dette hefte). Dette skyldes mest sannsynlig at det lagrede radiocesium i lav-individenes greiner blir mindre beitet enn de nyvokste skudd på greinene i øvre del av lavmattene. Det framgår av figur 1 at nedgangen i radiocesium-innholdet i reinen om sommeren faller langsommere enn verdiene om vinteren, og resultatene antyder en utflating de siste 3 år. Dette gjenspeiles også i radiocesium-nivået i de høyre planter som reinen beiter om sommeren. Gaare (dette hefte) fant ingen nedgang i radiocesium-nivået de siste 2 årene (1989-1990) i flere gras- og starrarter, slik som *Deschampsia flexuosa* og *Carex bigelowii*, og i buskvekster som *Empetrum hermaphroditum*.

Sammenligningen mellom hva reinen spiste vinter og sommer, radiocesium-konsentrasjonen i nærings-oppta-



Figur 3. Nyrefett-indeks hos voksne simler fra Rondane i drektighetsperioden i forhold til tid (måned) etter mai 1986.

ket, og innholdet av radiocesium i muskulatur, viste at innholdet i muskulatur var statistisk korrelert med innholdet i nærings-opptaket, men at en del av variasjonen i muskulaturens radiocesium-konsentrasjon også skyldtes reinens nomadiske livsførsel med vandring både innen en sesong og mellom sesong-oppholdsteder. Men noe av variasjonen må også tilskrives endringer i reinens stoffskifte med årstiden. Reinen har som andre nordlige hjortedyr et nedsatt stoffskifte om vinteren. Dette skyldes en tilpasning til de klimatiske-økologiske vinterforhold i alpine-arktiske økosystem. Hos reinen gir dette seg uttrykk i en kortere biologisk halveringstid for Cs-137 om sommeren enn om vinteren (Holleman et al. 1971). Dette medfører at endringer i dietten på sommerbeite raskere gir seg utslag i konsentrasjonen av radiocesium i muskulaturen.

Beiteopptaket om vinteren er beregnet tidligere (e.g. Skogland, 1987) basert på Alldredge et al.'s (1974) og Holleman et al.'s (1971, 1979) absorpsjonsfaktor og kinetikk-ligning. For et Knutshø-dyr på den diett som framgår av de justerte verdier for inntak av lav og andre plantearter om vinteren, blir det daglige beiteopptak (g tørrvekt lav) 3.4 kg pr. dag for et gjennomsnittsdyr. Dette estimat er i samsvar med hva som er funnet for karibu med tilsvarende kroppsstørrelse i Alaska (e.g. Holleman et al. 1979, Allaye-Chan et al. 1990).

Konsentrasjons-koeffisientene mellom innhold i muskulatur, vom og møkk (1.0-1.85) var i samsvar med hva som er funnet i tilsvarende studier på karibu (e.g. Allaye-Chan

et al. 1990). Den store variasjonen i radiocesium i muskulatur hos reinsdyr, ca 50% den første vinteren, har gått ned i takt med nedgangen i belastningsnivå. Tilsvarende endringer i variasjonen i ulike typer reinlav (*Cladina*-arter) er påvist (Gaare 1987, 1988, 1989, dette hefte).

De populasjonsdynamiske funn støttes opp av kromosom-aberrasjonsstudiene (se Kapittel 3), idet pre-postnatal overlevelse sank i 1987, og drektighetsprosenten sank i 1988 og i 1989. Tapet kan ha vært større enn det som framgår av tallmaterialet her, fordi dødelighet i tidligste fase av svangerskapet ikke fanges opp av den benyttede metodikk. Fellingen av dyr foregikk i siste del av svangerskapet fra februar til april. Spontan-aborter i tidligste fase av svangerskapet er best kjent hos mennesker, og Carr (1965) påviste at 20-25% av slike aborter skyldtes kromosom-aberrasjoner. Det er ikke kjent i hvilken grad dette er representativt for ville dyr.

Nedgangen i drektighet i Rondane kan ikke forklares utifra hypotesen om dårligere kondisjon på dyrene, da reinen hadde høyere nyrefettindeks i de år da det var påvist en drektighets-svikt, enn i årene før og etter. Det var heller ikke påviselige endringer i de bestandsdynamiske forhold i Knutshø-stammen som var utsatt for et mindre nedfall enn Rondane. Etter at radiocesium-belastningen i villrein i Rondane kom ned på det nivået som var i Knutshø-reinen vinteren 1987, i Rondane 30 måneder etter ulykken (se figur 1), var det heller ikke påviselige bestandsdynamiske påvirkninger å spore i Rondane-stammen. Man kan innvende at metoden for å studere bestandsdynamiske påvirkninger er indirekte og derfor grov, men det eksisterer heller ikke publiserte alternative metoder for å påvise slike effekter på frittlevende ville populasjoner som har blitt utsatt for forurensninger.

Utifra dette er vår påstand at Tsjernobyl-ulykken har hatt en bestandsdynamisk effekt på norsk villrein.

## 3 Cytogenetikk

### 3.1 Innledning

Studier av kromosomaberrasjoner utføres vanligvis på humant materiale, eller under slike forhold at blodprøver kan tas fra levende dyr.

Den etablerte cytogenetiske metoden måtte derfor tilpasses feltforhold hvor blodprøver med levende lymfocytter ble hentet fra villrein som var avlivet. En metode for å preparere fosterblod ble også forsøkt utviklet.

Målsetting for dette arbeidet var også å utvikle og tilpasse en metode for prøvetaking i felt av alle kategorier av villrein, og å nytte metoden til studier av genotoksiske effekter av radioaktivitet hos dyr som levde i sitt naturlige miljø.

### 3.2 Metodikk

Fra februar 1987 til mai 1988 er blodprøver tatt av villrein fra Knutshø og Rondane nord og preparert laboratorisk for studier av kromosom-aberrasjoner i lymfocytter.

**Lymfocyttepreparering.** - Lymfocytter fra levende blod blei tilsatt et stoff (Pokeweed Mitogen, "Gibco") som får lymfocytterne til å dele seg. Cellene ble høstet etter 2-3 cellegenerasjoner. Ved å tilsette en cellegift (Colcemid, "Gibco") ble cellene arrestert i metafasen, hvor kromosomene er kondensert og dermed synlige i lysmikroskop. Fra hvert dyr ble ca. 50 metafaser studert. Tolkning av preparatene i lysmikroskop skjedde etter internasjonal standard (Lindsten et al. 1978).

**Referansemateriale.** - Det var nødvendig med et referansemateriale fra tiden før Tjernobyli-ulykken for å finne et uttrykk for normal frekvens av kromosom-aberrasjoner hos reindyr. Et slikt materiale var svært vanskelig å finne. Professor Ulla Gripenberg, Universitetet i Helsinki, stilte imidlertid lymfocyttepreparater fra finsk tamrein til disposisjon. Miljøforholdene disse dyra har levd under, var ikke kartlagt. Blodprøvene er samlet fra tamrein vinteren 1985 nær Rovaniemi.

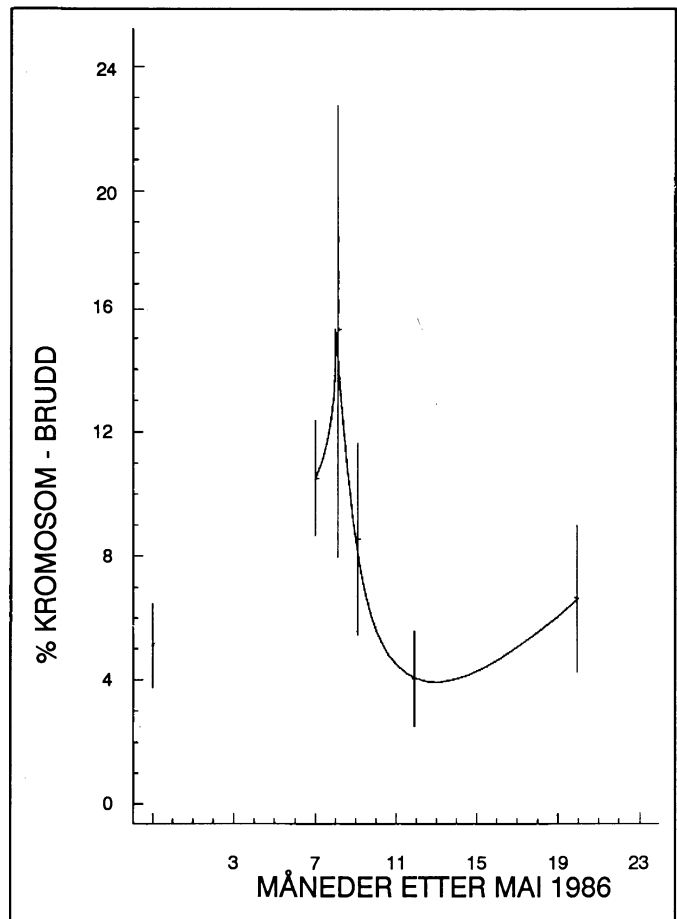
### 3.3 Resultater

Gjennomsnittlig nivå av radiocesium i muskulaturen hos reinen varierte gjennom året i de to undersøkte områder som vist i figur 1. Figur 4 viser at frekvens av kromosom-aberrasjoner varierer på samme måte som radiocesium-nivået. Når gjennomsnittlig nivå av radiocesium var høgest, var også variasjonen i radiocesium-nivået mellom individene størst. Når gjennomsnittlig frekvens av kromosom-aberrasjoner var høgest, var variasjonen i frekvens av aberrasjoner mellom individene også på sitt høgeste.

Samvariasjonen mellom gjennomsnittlig nivå av radiocesium (figur 1) og gjennomsnittlig frekvens av kromosom-aberrasjoner (figur 4) er statistisk signifikant ( $p < 0.05$ ,  $R^2=0.77$ ,  $N=5$ ). Materialet er basert på drektige simler, som strålebiologisk sett må antas å være homogene.

Tabell 4 viser forekomst av dicentriske kromosomer og ringkromosomer i lymfocyttepreparater fra finsk tamrein i 1985 og fra norsk villrein i 1987 og 1988. Antall mitoser som er undersøkt for hvert område, er angitt. Det blei ikke funnet ring- og dicentriske aberrasjoner i det finske materialet, men derimot én translokasjon.

Tabell 5 viser at villrein i ulike livsfaser har ulik frekvens av kromosom-aberrasjoner. Drektige simler hadde høgre frekvens av aberrasjoner enn bukker, og drektige simler har høgre frekvens enn finske, drektige simler.



Figur 4 Sesongvariasjon i frekvens av kromosom-aberrasjoner. Punktene viser middelverdier med SF. Det finske referansematerialet er vist ved tid -1.

Tabell 4. Antall kromosom-aberrasjoner hos rein før og etter Tsjernobyli-ulykken.

År	Belastnings nivå (K BqKg <sup>-1</sup> )	Antall opptalte celler	Ant. dicentriske og ring-kromosomer
1985*	0-1	219	0
1987	15-50	854	5
1988	10-40	246	2

\* Fra finsk materiale.

### 3.4 Diskusjon

Gjennomsnitts-verdiene i figur 4 er basert på dyr som strålebiologisk ikke kan forventes å være homogene. Dyr under vekst og utvikling (slik som fostere, kalver og drektige simler), dvs. individer med økt celledeling, samt dyr med nedsatt DNA-repairfunksjon, vil være mer strålesensitive enn andre individer (Das og Sharma 1983).

Det blei funnet en statistisk signifikant sammenheng mellom gjennomsnittlig frekvens av kromosom-aberrasjoner

Tabell 5. Frekvens av kromosomaberrasjoner hos finsk og norsk rein i ulike livsfaser.

Type dyr	N	År	Frekvens	±SF
Drektig simle	4	85	4.97	2.99
Drektig simle	8	87	10.70	6.86
Simle m/kalv	2	87	4.75	5.86
Bukk og gjeldsimle	7	87	4.33	3.44
Kalv	1	87	10.00	-
Foster	2	87	13.05	5.16

og gjennomsnittlig nivå av radiocesium. Siden materialet var så lite, og prøvene ble tatt i felt slik at radioaktiv dose ble vanskelig å beregne, var det ikke mulig å finne en god beskrivelse av en eventuell dose-respons.

Dicentriske kromosomer og ringkromosomer er regnet som stråleindikatorer innen cytogenetisk overvåking av populasjoner eller enkeltindivider (Evans 1986). Nivå av slike aberrasjoner var høyest i norsk villrein i 1987, og lavere i 1988. Ringer og dicentriske kromosomer er også funnet hos norsk tamrein fra områder som fikk en radioaktiv kontaminasjon etter Tjernobyl-ulykken (Røed et al. 1990). Slike aberrasjoner er ikke funnet i det finske materialet. I det finske materialet er det derimot registrert en translokasjon. Translokasjoner er funnet å være indikatorer på tungmetall-belastning (Deknudd et al. 1977).

Belastningen av tungmetall er ikke kjent for de finske dyra. For villreinen fra Rondane og Knutshø er prøver analysert for tungmetaller. Nivå av tungmetaller i villrein fra Dovre var lågre enn kjente toksiske nivåer, med unntak for Kadmium (Frøslie et al. 1984). Kadmium er et krefremkallende tungmetall (Klaassen et al. 1986).

Studiene over kromosom-aberrasjoner ble konsentrert om drektige simler og fostere. Det viste seg å være svært vanskelig å preparere lymfocytter fra fosterblod. Kromosomstudier basert på lymfocyt-preparater av fosterblod ser ikke ut til å være publisert på mennesker eller andre pattedyr, til tross for at kromosom-aberrasjons-metoden har hatt en utstrakt anvendelse i forbindelse med mutagene belastninger, spesielt på mennesker, men også på andre pattedyr. Bare to fostere av villrein er studert i dette arbeidet. Disse var de eneste som tilfredsstilte de krav som settes til prøvenes kvalitet ved slike studier.

Den høge frekvens av aberrasjoner hos drektige simler kan ha sin årsak i selve drektigheten. Det er påvist hos mennesker og muntjæc at drektighet eller kunstig tilførsel av enkelte svangerskaphormoner gir økt strålesensitivitet, som igjen gir økt frekvens av kromosom-aberrasjoner (Sharma og Das 1986).

De to fosterne i dette arbeidet hadde samme aberrasjons-

sjons-frekvens som drektige simler, til tross for at radiocesium-nivået i fostrene var 74% lågre enn hos de drektige simlene (se tabell 2). Svært unge individer er funnet å være mer strålesensitive enn voksne (Das og Sharma 1983, Kriegel 1989).

### 3.5 Konklusjon

Studier av kromosom-aberrasjoner hos 25 norske og 5 finske reinsdyr tyder på at det eksisterer en forskjell i frekvens av aberrasjoner som ikke kan forklares utifra tilfældighet eller andre miljøfaktorer enn radioaktivitet.

Frekvens av aberrasjoner var høgre hos norsk villrein enn hos finsk tamrein som ikke hadde hatt den samme radioaktive eksponering. Det blei funnet kromosomska-der som indikerer påvirkning fra ioniserende stråling i de norske dyra, men ikke i de finske.

De populasjonsdynamiske studier (Kapittel 2) støtter funnene av kromosomska-der, idet neo-natal overlevelse var nedsatt i 1987-88, og drektigheten sank i 1988 og i 1989. Ingen av disse funn kan forklares utifra dårlig kondisjon på dyra, som i de aktuelle år hadde høgre nyrefettindeks enn i årene før Tsjernobyl-ulykken.

De cytogenetiske studiene antyder økt hyppighet av kromosom-aberrasjoner hos de mest strålesensitive grupper/individer i forhold til dyr som antas å være i en mindre strålesensitiv livsfase.

Utifra dette er konklusjonen at Tsjernobyl-ulykken har hatt en genotoksisk effekt på norsk villrein, som gjenspeiles både på cellenivå i frekvens av kromosom-aberrasjoner i perifere lymfocytter, og i endringer i reproduksjon de første år etter Tsjernobyl-ulykken.

### Takk

Gøsta Hansson, NINA hadde ansvaret for felling og innsamling av alt materiale fra villrein. Dette blei utført i samarbeid med lokale fjellstyrer/oppsynsmenn. Vi vil spesielt takke Jan Hageland, Per Berge, Kristian Klemetsen, Olav Sæter, Hans Bondal, Ole Sollien og Edgar Enge for fin innsats. Per Jordhøy, NINA, sto for mye av arbeidet med kalvetellinger. Kristin Skagen og Gøsta Hansson stod for den botaniske analyse av vom-prøver. De radioaktive analysene for 1986-1987 blei for det meste utført av Oddvar Njåstad, Institutt for Uorganisk Kjemi, NTH, Trondheim. En takk rettes til Njåstad for godt samarbeid. Prøvene fra 1988-1990 er nesten i sin helhet utført ved NINA's laboratorium. Professor Barbro Gullvåg takkes for inspirasjon og veiledning. Takk rettes også til forsknings-sjef Anton Brøgger for opplæring i tolkningsmetode, innføring i lavdoseproblematikk, og oppmuntring under arbeidet. Takk rettes også til dr. agric. Knut H. Røed, Veterinærinstituttet for opplæring i laborieteknikk og lø-



pende kontakt vedrørende de parallelle studiene på tamrein som han er ansvarlig for.

## 4 Litteratur

- Allaye-Chan, A. C., White, R. R., Holleman, D. F. og Russel, D. E. 1990. Seasonal concentrations of cesium-137 in rumen content, skeletal muscles and feces in caribou from the Porcupine herd: lichen ingestion rates and implications for human consumption. - *Rangifer* 3: 17-24.
- Aldrege, A. W., Lipscomb, J. F. og Whicker, F. W. 1974. Forage intake rates of mule deer estimated with fallout cesium-137. - *J. Wildl. Manage.* 38: 508-516.
- Carr, D. H. 1965. Chromosome studies in spontaneous abortions. - *Obstet. Gynec. N.Y.* 26: 308.
- Das, B. C. og Sharma, T. 1983. Influence of age on the frequency of sister chromatid exchanges and x-ray-induced chromosome aberrations in muntjac. - *Mutation Research* 109: 53-63.
- Das, B. C. og Sharma, T. 1986. Higher incidence of spontaneous sister-chromatid exchanges (SCEs) and X-ray-induced chromosome aberrations in peripheral blood lymphocytes during pregnancy. - *Mutation Research*, 174: 27-33.
- Deknudt G., Manuel, Y. og Gerber, G. B. 1977. Chromosomal aberrations in workers exposed to lead. - *Journal of Toxicology and Environmental Health* 3: 885-891.
- Espelian, I. S. 1987. Studier av kromosomaberrasjoner hos villrein. - S. 99-101 i Jenssen, B. M. (red.) Radioøkologisk forskningsprogram: Resultater fra undersøkelser i 1986. DN, Trondheim.
- Evans, J. H. 1986. What has been achieved with cytogenetic monitoring? - *Monitoring of Occupational Genotoxicants*: 3-23.
- Frøslie, A., Haugen, A. og Holt, G. 1986. Levels of cadmium in liver and kidneys from Norwegian Cervidae. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 37: 453-460.
- Gaare, E. 1987. Hvorfor varierer innholdet av radiocesium i lav så sterkt over korte avstander? - S. 53-73 i B. M. Jensen (red.) Radioøkologisk forskningsprogram. DN, Trondheim.
- Gaare, E. 1988. Endringer i radioaktivitet hos endel fjellplanter, særlig lav. - S. 34-42 i Radioøkologisk forskningsprogram. DN, Trondheim.
- Gaare, E. og Skogen, A. 1989. Radioaktivitet i lav, moser og noen beiteplanter; resultater fra innsamlinger i 1988 og beregning av halveringstider. - S. 49-66 i E. Gaare og O. Ugedal (red.) Radioøkologisk forskningsprogram. NINA, Trondheim.
- Gaare, E. og Skogland, T. 1975. Wild reindeer food habits and range use at Hardangervidda. - S. 195-210 i *Fennoscandian Tundra Ecosystems. IBP ecological studies 17*, Springer Verlag, Berlin.
- Gaare, E., Sørensen, A. og White, R. G. 1978. Are rumen samples representative of the diet? - *Oikos* 29: 390-395.
- Holleman, D. F. og Luick, J. R. 1971. Transfer of radiocesium from lichen to reindeer. - *Health Physics* 21: 657-666.
- Holleman, D. F., Luick, J. R. og White, R. G. 1979. Lichen intake estimates for reindeer and caribou during winter. - *J. Wildl. Manage.* 43: 192-201.
- Klaassen, C. D., Amdur, M. O., Doull, J. Casarett og Doull. S. 1986. *Toxicology; The Basic Science of Poisons*. 3rd ed. - Macmillan Publ. C. New York.
- Kriegel, H. 1989. Embryonale und fetale Entwicklung bei prenataler Strahlenexposition. - S. 119-126 i Kohnlein, W., Traut, H. og Fischer, M. (red.) *Die Wirkung niedriger Strahlendosen*. Springer Verlag, Berlin.
- Lindsten, J. E., Klinger, H. P. og Haemerton, J. L. 1978. An International System for Human Cytogenetic nomenclature. - *ISCN*.
- Matsson, S. L. J. 1975. Deposition, retention and internal distribution of 155-Eu, 144-Ce, 125-Sb, 106-Ru, 95-Zr, 54-Mn, and 7-Be in the reindeer lichen *Cladonia alpestris*, 1961-1970. - *Health Physics* 29: 27-41.
- Røed, K. H., Jacobsen og M. Eikermann, I. M. H. 1990. Genetiske effekter av radioaktiv bestråling hos rein. - *NLVFs Forskningsprogram om radioaktivt nedfall. SFFL* 1: 21-28.
- Sharma, T. og Das, B. C. 1986. Higher incidence of spontaneous sister-chromatid exchanges (SCEs) and x-ray-induced chromosome aberrations in peripheral blood lymphocytes during pregnancy. - *Mutation Research* 174: 27-33.
- Skogland, T. 1985. The effects of density-dependent resource limitation on the demography of wild reindeer. - *Journ. Anim. Ecol.* 54: 359-374.
- Skogland, T. 1987a. Sesongvariasjoner i villreinens opptak, assimilasjon og utskillelse av cesium. - S. 77-98 i B. M. Jensen (red.) Radioøkologisk forskningsprogram: Resultater fra undersøkelser i 1986. DN, Trondheim.
- Skogland, T. 1987b. Radiocesium concentrations in wild reindeer at Dovrefjell, Norway. - *Rangifer* 7(2): 42-45.
- Skogland, T. 1988. Tooth wear by food limitation and its life history consequences in wild reindeer. - *Oikos* 51: 238-242.
- Skogland, T. 1989. Comparative social organization of wild reindeer in relation to food, mates and predator avoidance. - *Adv. Ethology* 29. Paul Parey Verlag, Berlin.
- Skogland, T. 1990. Villreinens tilpasning til naturgrunnlaget. - *Villreinen* 4: 49-65.
- Skogland, T. og Espelian, I. S. 1989. Villrein og radioaktivitet - status fram til vinteren 1989. - S. 70-78 i Gaare, E. og Ugedal, O. (red.) Radioøkologisk forskningsprogram: Resultater fra undersøkelsene i 1988. NINA, Trondheim.

