

005

# FAGRAPPORT

## Metaller og radioaktivitet i villrein fra Rondane

Olav Strand  
Ingvild Svorkmo Espelien  
Terje Skogland

Program for terrestrisk naturovervåking  
Rapport nr 59  
Oppdragsgiver Direktoratet for naturforvaltning  
Deltagende institusjoner NINA



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

# Program for terrestrisk naturovervåking

Program for terrestrisk naturovervåking rettes mot effekter av langtransporterte forurensninger og skal følge bestands- og miljøgiftutvikling i dyr og planter. Integreerte studier av nedbør, jord, vegetasjon og fauna, samt landsomfattende representative registreringer inngår. Programmet supplerer andre overvåkingsprogram i Norge når det gjelder terrestrisk miljø.

Hovedmålsettingen med overvåkingsprogrammet er at det skal gi grunnlag for bedømming av eventuelle langsiktige forandringer i naturen. Sammen med øvrige program for overvåking av luft, nedbør, vann og skog skal det gi grunnlag for å klarlegge årsakssammenhenger.

Data for overvåkingsprogrammet skal bidra til å dekke forvaltningens behov med hensyn til å ta administrative avgjørelser (utslippsavtaler, mottiltak, forurensningskontroll). Det skal også gi grunnlag for vurdering av naturens tålegrenser (kritiske konsentrasjons- og belastningsgrenser) for effekter av langtransporterte forurensninger i terrestriske økosystemer.

Det er opprettet en faggruppe for programmet. Denne organiseres av Direktoratet for naturforvaltning (DN). Faggruppen skal sørge for at nødvendige faglige kontakter blir etablert, sørge for koordinering av ulike aktiviteter, og ha en rådgivende funksjon overfor DN.

Følgende institusjoner deltar i faggruppen:

Eiliv Steinnes, Universitetet i Trondheim (AVH)  
Rolf Langvatn, Norsk institutt for naturforskning (NINA)  
Kjell Ivar Flatberg, Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet (VSM)  
Kåre Venn, Norsk institutt for skogforskning (NISK)  
Terje Klokk, Fylkesmannen i Sør-Trøndelag

En programkoordinator ved DN fungerer som sekretær for gruppen.

Overvåkingsprogrammet finansieres i hovedsak over statsbudsjettet. DN er ansvarlig for gjennomføring av programmet.

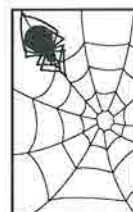
Resultater fra de enkelte overvåkingsprosjekter vil bli publisert i årlige rapporter.

Henvendelser vedrørende programmet kan i tillegg til de aktuelle institusjoner rettes til Direktoratet for naturforvaltning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim, tlf 73 58 05 00.

# Metaller og radioaktivitet i villrein fra Rondane

Olav Strand  
Ingvild Svorkmo Espelien  
Terje Skogland

Program for terrestrisk naturovervåking  
Rapport nr 59  
Oppdragsgiver Direktoratet for naturforvaltning  
Deltagende institusjoner NINA



DIREKTORATET FOR NATURFORVALTNING  
Biblioteket

**NINA Norsk institutt for naturforskning**

## NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

### NINA Fagrapport

### NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

Opplag: Normalt 300-500

### NINA Oppdragsmelding

### NIKU Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA og NIKU gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befæringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

### Temahefter

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

Opplag: Varierer

### Fakta-ark

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

Opplag: 1200-1800

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

Strand, O., Espelien, I.S. & Skogland, T. 1995. Metaller og radioaktivitet i villrein fra Rondane. - NINA fagrapport 05: 1-40

Trondheim, juni 1995

ISSN 0805-469X

ISBN 82-426-0559-9

Forvaltningsområde:  
Forurensning, overvåking  
Pollution. Environmental monitoring

Rettighetshaver ©:  
NINA•NIKU Stiftelsen for naturforskning  
og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon: Kjetil Bevanger

NINA•NIKU, Trondheim

Design og layout:  
Eva M. Schjetne  
Kari Sivertsen  
Aina Berg  
Tegnekontoret NINA•NIKU

Sats: NINA•NIKU

Trykk: Strindheim Trykkeri AL

Opplag: 300

Trykt på miljøpapir

Kontaktadresse:  
NINA•NIKU  
Tungasletta 2  
7005 Trondheim  
Tel: 73 58 05 00  
Fax 73 91 54 33

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 1533

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Direktoratet for Naturforvaltning

## Referat

Strand, O., Espelien, I.S. & Skogland, T. 1995. Metaller og radioaktivitet i villrein fra Rondane. - NINA fagrapport 05: 1-40

Rapporten gir en vurdering av radiocesium ( $^{137}\text{Cs}$ ) i muskulatur, og tungmetallene kadmium (Cd), sink (Zn), bly (Pb), kobber (Cu), kvikksølv (Hg), selen (Se), aluminium (Al), mangan (Mn), krom (Cr), nikkel (Ni), arsen (As) og kobolt (Co) i nyrer, lever og vomminnhold fra reinsdyr felt i Rondane nord. Undersøkelsen viser i hovedtrekk at den økologiske halveringstida for radiocesium i villrein er ca 4 år, og at de økologiske prosessene forklarer den alt vesentlige nedgangen i aktiviteten til radiocesium i reinsdyr. Med bakgrunn i målinger av tungmetall konsentrasjoner i vomminnholdet og den botaniske sammensetningen av vomminnholdet har vi konkludert med at kvikksølv og trolig bly skyldes lufttransportert forurensning, mens konsentrasjonene av de andre metallene, deriblant kadmium, kan forklares med naturlige forekomster. Undersøkelsen omfatter også målinger av metallkonsentrasjoner i lever og nyrer fra foster. Disse målingene viser at kadmium bare overføres i beskjeden grad til fosteret, mens kobber akkumuleres i betydelig grad over placenta. Ettersom det eksisterer svært få effektstudier på villlevende arter er det vanskelig å vurdere potensialet for biologiske effekter ut i fra nåværende kunnskap.

Mulige effekter som følge av radioaktiv bestråling er diskutert av Skogland et al. (1991), Røed (1992) og Espelien et al. (i trykk).

Emneord: Villrein (*Rangifer tarandus*) - forurensning - metaller - radiocesium - overvåking

Olav Strand & Ingvild Svorkmo Espelien; Norsk Institutt for Naturforskning, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim.

## Abstract

Strand, O., Espelien, I.S. & Skogland, T. 1995. Metals and radioactivity in wild reindeer from Rondane. - NINA fagrapport 05: 1-40

This presentation reports levels of radiocesium ( $^{137}\text{Cs}$ ) in somatic muscles, and concentrations of cadmium (Cd), zinc (Zn), lead (Pb), copper (Cu), mercury (Hg), selenium (Se), aluminium (Al), manganese (Mn), chromium (Cr), nickel (Ni), arsenic (As), and cobalt (Co) in kidney, liver and rumen content from wild reindeer (*Rangifer tarandus*) collected in the Rondane North wild reindeer area. Radiocesium appears to have an ecological half life in reindeer of approximately 4 years. The ecological processes thus explain the larger part of the reduced activity of radiocesium in reindeer. Analysis of metals in rumen content together with analysis of the botanical composition of the diet of the reindeer showed high levels of mercury and partly lead to be associated with feeding on lichen. The occurrence of mercury and most probably also lead in reindeer from Rondane are caused by long range transported air pollution. Measurements of metals in reindeer fetuses showed relatively low transfer of cadmium across the placenta, whereas copper accumulate in the foetus. Because there exist very few studies of toxic responses to metals in wild populations, and because lead, cadmium and mercury are mutagenic and carcinogenic, it is difficult to evaluate the potential effects by these agents in reindeer.

Genetic damage, expressed as chromosomal aberrations (CA) in reindeer, caused by the radioactive fallout from the Chernobyl accident, is discussed by Skogland et al. (1991), Røed (1992) and Espelien et al. (in press).

Key words: Wild reindeer (*Rangifer tarandus*) - pollution - metals - radiocaesium - monitoring

Olav Strand, & Ingvild Svorkmo Espelien; Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, Norway.



# Forord

Dovrefjell og Rondane ble tilført relativt store mengder radioaktivt nedfall etter ulykken ved kjernekraftverket i Tsjernobyl våren 1986. På grunn av dette nedfallet ble det blant annet igangsatt årlige fellinger av villrein for å kunne følge utviklingen i kontamineringen med den radioaktive nukleiden  $^{137}\text{Cs}$ . En ønsket å utvide disse undersøkelsene til også å omfatte tungmetaller. Undersøkelsen er finansiert av Norsk Institutt for Naturforskning (NINA) og Direktoratet for Naturforvaltning (DN). DNs støtte til prosjektet har kommet gjennom Program for terrestrisk naturovervåking (TOV). Innsamlingen av materialet har pågått over lang tid, og det er derfor mange som har bidratt til at prosjektet har blitt gjennomført. Spesielt vil vi takke fjelloppsynsmennene Jan Hageland og Egil Soglo, begge i Dovre kommune. Amund Byrløkken, Per Berge og Jørn Fortun har felt reinsdyra, og takkes for sikker skyting og godt samarbeid. Videre vil vi rette en takk til Eldar Gaare og Gøsta Hansson som har utført alle målinger av radioaktivitet. Gøsta har også deltatt på fellinger og annen bearbeiding på laboratoriet. Syverin Lierhagen fortjener en stor takk for gjennomføring av metallanalysene. Lill Lorck Olden har hatt den tvilsomme gleden av å redigere manus og tabeller. Else Løbersli, Ivar Myklebust og Eiliv Steinnes takkes for nyttige kommentarer og forbedring av en tidligere versjon av manus. Takk til dere alle.

Trondheim, juni 1995

Olav Strand  
Ingvild S. Espelien

# Innhold

<b>Referat</b> .....	3
<b>Abstract</b> .....	3
<b>Forord</b> .....	4
<b>1 Innledning</b> .....	5
<b>2 Materiale og metoder</b> .....	6
<b>3 Resultater</b> .....	8
3.1 Botanisk sammensetning av vominnholdet .....	8
3.2 Radiocesium ( $^{137}\text{Cs}$ ) .....	8
3.3 Kadmium (Cd) .....	9
3.4 Sink (Zn) .....	9
3.5 Bly (Pb) .....	11
3.6 Kobber (Cu) .....	15
3.7 Kvikksølv (Hg) .....	19
3.8 Selen (Se) .....	21
3.9 Aluminium (Al) .....	23
3.10 Mangan (Mn) .....	24
3.11 Krom (Cr) .....	26
3.12 Nikkel (Ni) .....	27
3.13 Arsen (As) og Kobolt (Co) .....	28
<b>4 Diskusjon</b> .....	32
4.1 Økologisk halveringstid for radiocesium ( $^{137}\text{Cs}$ ) .....	32
4.2 Aldersavhengig akkumulering av metaller .....	32
4.3 Sammenligninger av konsentrasjonsnivåer .....	32
4.5 Årstidsvariasjon i konsentrasjonen av metaller .....	33
4.6 Metaller i vominnholdet .....	34
4.7 Utvikling over tid .....	34
4.8 Overføring av metaller fra drektige simler til foster .....	34
4.9 Risiko for biologiske effekter .....	34
4.10 Interaksjoner .....	35
<b>5 Konklusjon</b> .....	36
<b>6 Sammendrag</b> .....	37
<b>7 Summary</b> .....	38
<b>8 Litteratur</b> .....	39

# 1 Innledning

Metaller og radionukleider finnes både naturlig og i form av forurensninger. Å skille mellom naturlig forekomst og forurensning er ofte svært vanskelig, men av stor interesse. Flere undersøkelser har vist at reinsdyr kan ha tildels betydelige konsentrasjoner av metaller i indre organer (Frøsli et al. 1984, 1986, 1987, Crete et al. 1987, Eriksson et al. 1990, Sivertsen 1991, Espelien et al. i trykk) og radiocesium i muskulatur (Skogland 1987, Skogland et al. 1991, Strand 1994, Espelien et al. in prep). Videre er det vist at konsentrasjonen av blant annet kadmium i indre organer, og radiocesium i muskulatur kan variere betydelig mellom årstider, og finnes i betydelig høyere konsentrasjoner om vinteren (Crete et al. 1987, Skogland et al. 1991, Espelien et al. i trykk, Espelien et al. in prep). Disse forholdene har blant annet blitt forklart med at kryptogamer (moser og lav) er spesielt utsatt for opptak av lufttransportert forurensning (Crete et al. 1987, Skogland et al. 1991). Dette skyldes i hovedsak disse plantenes morfologi og fysiologi uten jordbundne røtter, hvor opptak av ioner skjer direkte via plantenes overflate (Brown og Beckett 1984). Tungmetaller og radioaktive isotoper akkumuleres i lav som ioner knyttet til celleflatene i det indre hulrom. Sink (Zn) og kadmium (Cd) tas også opp intracellulært. Moser inngår normalt ikke som noen viktig bestanddel i dietten til pattedyr eller fugler, mens lav på bakken og trær er den viktigste vinterdiett hos reinsdyr (*Rangifer tarandus tarandus* L) (Skogland 1984).

Flere av de ikke essensielle metallene, deriblant bly og kadmium er dårlig homeostatisk regulert. Levende organismer mangler effektive mekanismer for utskillelse av disse metallene (Goyer 1991). En av kroppens forsvarsmekanismer mot toksiske metaller i naturmiljøet er binding av slike metaller til proteiner, f. eks. metallothioneiner (Cherian og Nordberg 1983). Reinsdyr er et langlevende pattedyr med en maksimal levealder på 16-20 år, og har derfor et stort potensiale for å kunne akkumulere metaller i indre organer (nyrer og lever).

Store deler av de sør-norske fjellområdene ble utsatt for en betydelig eksponering for radioaktivitet som følge av ulykken ved kjernekraftverket i Tsjernobyl våren 1986. På grunn av desintegrasjon (fysisk halveringstid) og økologiske prosesser har forurensningen fra Tsjernobyl avtatt vesentlig. Vi har målt radiocesium i reinsdyr fra Rondane hvert år siden mai 1986. Denne tidsserien er nå så lang at vi kan beregne den økologiske halveringstid til radiocesium. Dette er gjort på bakgrunn av målinger av  $^{137}\text{Cs}$ .

Målsetningen med dette arbeidet har vært å sammenstille målinger av radioaktivitet ( $^{137}\text{Cs}$ ) og metaller (kadmium, sink, bly, kobber, kvikksølv, selen, aluminium, mangan, krom, nikkel, arsen og kobolt i villrein). Radiocesium er målt i muskulatur, mens metallkonsentrasjonen er målt i lever, nyrer og i vominnhold. Ved å sammenligne metallkonsentrasjoner i vominnholdet med det reinsdyra har spist, håper vi å kunne vise hvordan diett-sammensetning påvirker metall konsentrasjonen i vomma og i organer. Vi har felt reinsdyr både om sommeren og vinteren, målsetningen med dette var å se om diettpreferanse også kunne forklare årstidsvariasjoner i metallkonsentrasjonen i reinsdyrs organer. Hos pattedyr vil en del metaller også kunne overfø-

res til fosteret. I hvilken grad foster hos villlevende hjortedyr er eksponert for luftforurensning er lite kjent. Vi ønsket derfor å gi en beskrivelse av metallkonsentrasjoner i reinsdyrfoster, og å undersøke hvilke metaller som lettest overføres til fosteret. Ved å utføre disse undersøkelsene og å sammenligne våre resultater med tidligere målinger av metaller i reinsdyr og planter håper vi å kunne avgjøre i hvilken utstrekning metaller i reinsdyr fra Rondane skyldes forurensning eller naturlig forekommende metaller.

Alle kjemiske forbindelser har toksiske effekter når de er tilført i tilstrekkelige mengder. Det er dessverre lite informasjon som viser toksiske effekter hos villlevende pattedyr. Vi vil allikevel forsøke å vurdere konsentrasjonen av de enkelte metallene i forhold til konsentrasjoner som har gitt toksiske effekter på andre arter.

## 2 Materiale og metoder

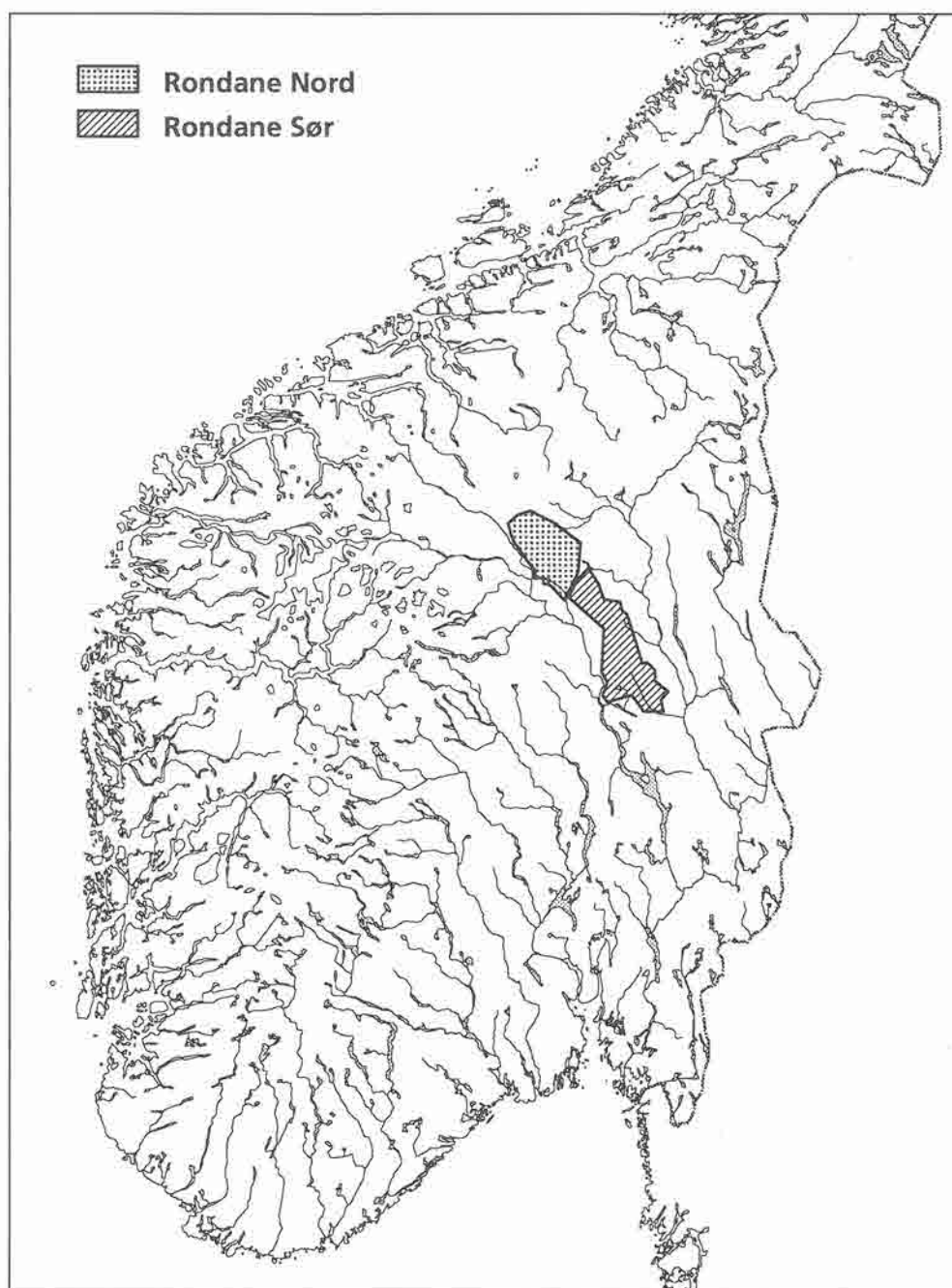
Materialet som inngår i denne undersøkelsen er samlet i Rondane nord- og midtområdet (**figur 1**). Fellingene ble startet i forbindelse med NINAs radioøkologiske forskningsprogram etter Tsjernobyl ulykken. Det har vært foretatt to fellinger hvert år, en vinterfelling i mars/ april og en på barmark i juli/ august.

Aldersbestemmelse er gjort ved at fortenner er trukket og snittet for lysmikroskop. Dyrenes alder er senere lest fra avleiringssoner i tannrøttene (Reimers og Nordby 1968, Haagenrud 1978).

Sammensetning av dietten ble undersøkt ved at prøver av vominnholdet ble tatt rett etter at dyra var felt. Den botaniske sammensetningen ble senere undersøkt på laboratoriet. Metoden for dette er beskrevet av Gaare og Skogland (1975).

Måling av radiocesium er gjort i lårmuskulatur, alle verdier er oppgitt som Becquerell (Bq) pr kg muskulatur (våtvekt). Den radioaktive isotopen  $^{137}\text{Cs}$  er målt. En detaljert beskrivelse av målemetoden er gitt av Neumann og Gaare (1991). Deteksjonsgrensen for  $^{137}\text{Cs}$  er satt til 50 Bq pr. kg våtvekt (**tabell 1**).

Vevsprøver fra lever og nyrer ble tatt av både voksne reinsdyr og fra reinsdyrfoster for analyser av metaller. Et mindre antall prøver ble også tatt av fettvev. Prøvene ble tørket i ca 17 timer i en Christ LDC-1 frysetørrer, slik at det totale vanninnholdet etter tørking var 1-2%. Oppslutning av prøvene ble gjort med 4.5 ml supra pure konsentrat (14.4 M) salpetersyre ( $\text{HNO}_3$ ) i en mikrobølgeovn (Milestone MLS 1200). Konsentrasjonen av de forskjellige metallene ble målt med atomabsorpsjons-spektrofotometri (Perkin Elmer modell 1100B). For analyser av bly ble det brukt en grafittovn (HGA 700). For målinger av kvikksølv konsentrasjon ble et hydridsystem (FIAS 200) brukt. Alle verdier er oppgitt



**Figur 1** Kart over Sør-Norge som viser Rondane villreinområde. - Map of Southern Norway showing the study area.



som mg/kg tørrvekt (1-2% vanninnhold). Som referansemateriale på konsentrasjoner i fast materiale er standardreferansene Bovine liver 1577A og Dolt-1 Dogfish liver brukt. Fra disse og blindprøver er deteksjonsgrensene for metaller i fast materiale beregnet (**tabell 1**).

Deteksjonsgrensene i **tabell 1** er basert på en innveid vekt på 0.5 gr. tørrvekt. På grunn av at den innveide vekten varierer noe, vil den enkelte prøvens deteksjonsgrense kunne avvike noe i forhold til deteksjonsgrensene som er gitt i **tabell 1**. Prøver som hadde konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er utelatt fra de statistiske analysene. Alle gjennomsnittsverdier er beregnet på grunnlag av prøver med konsentrasjoner høyere enn deteksjonsgrensen. I tilfeller hvor alle prøver har vært under denne, har vi oppgitt deteksjonsgrensen som et maksimumsestimert på konsentrasjonen av det aktuelle metallet. Gjennomsnittsverdier er sammenlignet i variansanalyser, vi har benyttet Scheffes metode for sammenligninger av flere enn to gjennomsnittsverdier (Sokal og Rohlf 1981). Lineære eller eksponensielle regresjonsmodeller er benyttet for å påvise lineære sammenhenger. I de statistiske beregningene har vi brukt SPSS for PC.

I tillegg til grad av nøyaktighet på laboratoriet og oppløsning til måleutstyret bidrar forurensninger ved innveiling og prøvetaking i felt til å forstyrre måleresultatene. Mulighetene for kontaminering av prøvene på laboratoriet er kontrollert ved bruk av standardløsninger og blindprøver, dette inngår i deteksjonsgrensene som er satt i **tabell 1**. For å unngå at prøver som er kontaminert i felt kommer med i resultatene, har vi utelatt alle enkeltmålinger med metallkonsentrasjoner som avviker mer enn tre standardavvik fra gjennomsnittet. Forutsatt normalfordeling vil dette innebære at vi i færre enn ett av 100 tilfeller utelukker prøver med reelt høye konsentrasjoner. Framgangsmåten innebærer imidlertid at vi oppgir konsentrasjoner som er konservative, og krever at en kan beregne gjennomsnitt og variasjon med stor sikkerhet. I tilfeller hvor vi har målt et mindre antall vevsprøver,

som i foster, har vi derfor brukt alle måleresultatene som er over deteksjonsgrensen i gjennomsnittsverdiene.

Mange publiserte studier av metallkonsentrasjoner i animalsk vev oppgir resultater på våtvekt-basis. Vi har for sammenlignings skyld laget et sett med omregningsfaktorer, slik at en kan regne om analyser fra tørrvekt til våtvekt. Ettersom vanninnholdet varierer sterkt mellom de ulike vevstypene, har vi laget en omregningsfaktor for hver vevstype (**tabell 2**).

**Tabell 1** Deteksjonsgrensener for elementer som inngår i undersøkelsen. Deteksjonsgrensene for metaller er beregnet med bakgrunn i en innveid prøve på minimum 0.5 g tørrvekt. Deteksjonsgrensen for radiocesium  $^{137}\text{Cs}$  er satt ut fra innveid volum (6 ml) og en telle tid på 1000 s.

- Detection levels of chemical elements in this report. The detection limit for  $^{137}\text{Cs}$  is based on 6 ml weighted volume and 1000 s counting time.

Metaller- Metals		mg/kg
Kadmium - Cadmium	Cd	0.03
Bly - Lead	Pb	0.17
Sink - Zinc	Zn	0.34
Kobber - Copper	Cu	0.40
Aluminium - Aluminium	Al	0.30
Krom - Chromium	Cr	0.07
Nikkel - Nickel	Ni	0.59
Kobolt - Cobalt	Co	0.65
Arsen - Arsenic	As	0.50
Mangan - Manganese	Mn	0.017
Kvikksølv - Mercury	Hg	0.010
Selen - Selenium	Se	0.56
Radiocesium - Radiocesium	$^{137}\text{Cs}$	50 Bq/kg

**Tabell 2** Omregningsfaktorer for å regne om målinger basert på tørrvekt til våtvekt.  
- Factors for the estimation of metals on a wet weight basis from dry weight.

Organtype Organs	Våtvekt Wet weight	Tørrvekt Dry weight	Våtvekt/tørrvekt Wet/dry weight	SD	n
Lever Liver	1.30	0.47	2.76	±0.39	46
Nyrer Kidneys	1.32	0.36	3.66	±0.40	33
Fettvev Fat tissue	1.09	0.83	1.31	±0.13	11
Vominhold Rumen content	1.05	0.18	5.83	±1.52	21
Lever - foster Liver - foetus	1.35	0.35	3.85	±1.25	9
Nyrer - foster Kidneys - foetus	1.38	0.27	5.11	±0.22	9
Fettvev - foster Fat tissue - foetus	1.25	0.50	2.50	±0.36	7

## 3 Resultater

### 3.1 Botanisk sammensetning av vominnholdet

I alt 29 prøver av vominnhold ble analysert for botanisk sammensetning. De mest representerte planterestene var lav og grasaktige planterester. Sammenlignet med mengden lav som var spist mens dyra var på sommerbeite (**tabell 3**), var innholdet av lav i vomma langt større om vinteren. Mengden av gras og urter varierte ikke betydelig mellom årstidene. Forekomsten av moser var høyere om vinteren, mens lyngarter og blader i større grad forekom når reinsdyra var på sommerbeite (**tabell 3**).

### 3.2 Radiocesium ( $^{137}\text{Cs}$ )

Vinteren 1987 (februar-april) målte vi i gjennomsnitt 18100 Bq  $^{137}\text{Cs}$ /kg våtvekt i muskulatur ( $n = 17$ ,  $SD = 3560$ ). I mars 1993, 83 måneder etter ulykken var forekomsten av  $^{137}\text{Cs}$  sunket til 2

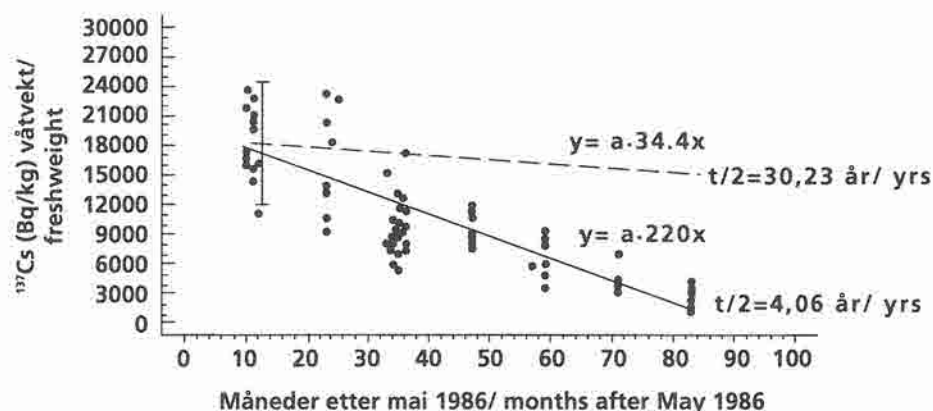
740 Bq/kg ( $sd = 920$ ,  $n = 9$ ). Tilpasning til en lineær regresjonsmodell viser at nedgangen i  $^{137}\text{Cs}$  er ca 220 Bq/måned ( $SE = 16.9$ ,  $r^2 = 0.67$ ,  $F = 168.9$ ,  $p < 0.001$ , **figur 2**). Fra den fysiske halveringstiden til  $^{137}\text{Cs}$  og målinger av  $^{137}\text{Cs}$  vinteren 1987 var den forventede nedgangen til radiocesium på 34.4 bq/måned (kun desintegrasjon av isotopen). Den fysiske halveringstiden alene skulle derfor tilsi at forekomsten av  $^{137}\text{Cs}$  i mars 1993 (83 måneder etter ulykken) var ca 15 200 Bq/kg våtvekt (stiplet linje i **figur 2**). Den observerte nedgangen i forekomsten av  $^{137}\text{Cs}$  er derfor langt større enn det som kunne forventes fra den fysiske halveringstiden alene.

Fra regresjonslinjen i **figur 2** er den økologiske halveringstiden for  $^{137}\text{Cs}$  i muskulatur hos villrein beregnet til 48 måneder. Dette samsvarer godt med beregninger basert på målinger av  $^{137}\text{Cs}$  i muskulatur hos tamrein, hvor en har funnet en halveringstid på 3-4 år (Strand 1994). Forskjellen mellom den observerte nedgangen i  $^{137}\text{Cs}$  og den nedgangen som er forventet fra den fysiske halveringstiden er en økologisk induert nedgang. Vi har beregnet (fra fysisk halveringstid og observert nedgang i forekomsten av  $^{137}\text{Cs}$ ) at de økologiske prosessene i løpet av tiden som har gått siden vinteren 1987, har stått for ca 81 % av den observerte nedgangen i  $^{137}\text{Cs}$ , mens den fysiske spaltningen av isotopen har forårsaket ca 19 % av den observerte nedgangen.

Sammenlignet med reinsdyr som er felt på sommeren, er innholdet av radiocesium ca tre ganger høyere i reinsdyra som er felt på vinteren (**figur 3**). Dette er i samsvar med undersøkelsene av vominnholdet. Undersøkelser av den botaniske sammensetningen i vominnholdet og målinger av radioaktivitet i vomma viser at det er en signifikant sammenheng mellom lavbeiting og forekomsten av  $^{137}\text{Cs}$  i vomma ( $r^2 = 0.51$ ,  $df = 36$ ,  $p < 0.001$ ). Sesongvariasjonen i beitepreferanse (**tabell 3**) gir derfor en rimelig god forklaring på den store årstidsvariasjonen i innholdet av  $^{137}\text{Cs}$  i reinsdyras muskelvev. Det framgår også av **figur 3** at forskjellen i forekomsten av  $^{137}\text{Cs}$  i reinsdyrmuskulatur mellom sommer og vinter har blitt mindre i løpet av den tiden som er gått siden mai 1986.

**Tabell 3** Botanisk sammensetning av vominnhold. - Botanical composition of rumen content.

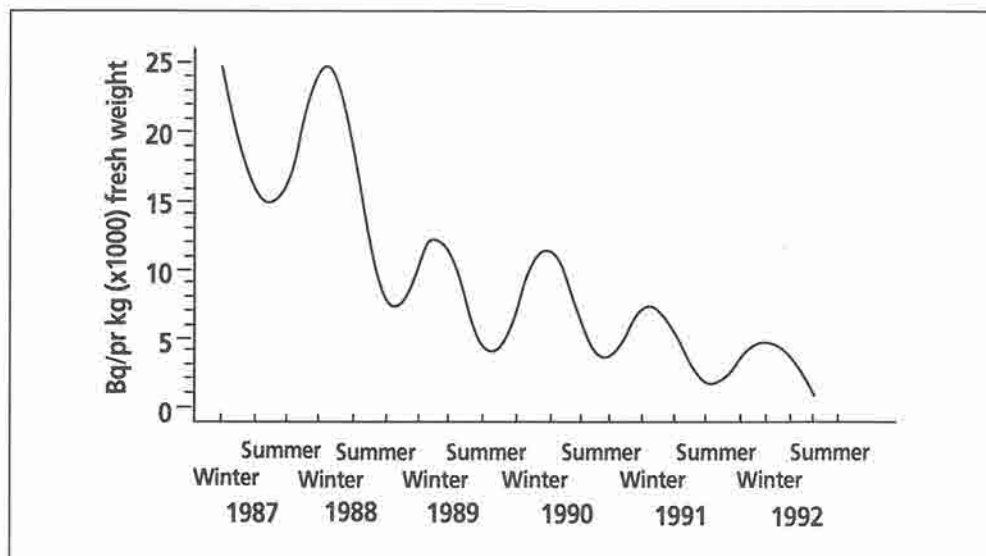
Plantegruppe	%-innhold Vinter	%-innhold Sommer
Plant group	% content Winter	% content Summer
Lav Lichens	34.14	19.06
Lyngarter Heather species	22.48	26.78
Moser Mosses	4.66	1.17
Urter Herbs	0.03	0.78
Gress Grass	30.28	30.28
Blader Large leaves	2.76	13.61
Annet Other bot. m.	4.69	4.83
Ubestemt Unknown	1.31	1.78
n	29	18



**Figur 2**

Regresjon mellom aktiviteten til  $^{137}\text{Cs}$  i muskulatur fra villrein, i tiden etter mai 1986. Fysisk halveringstid er indikert ved stiplet linje, mens den totale nedgangen i aktiviteten til  $^{137}\text{Cs}$  er vist med heltrukket linje. - Regression between activity of  $^{137}\text{Cs}$  in reindeer musculature in the time after May 1986. Physical half life is imposed by the broken line, whereas the total decline in the activity of  $^{137}\text{Cs}$  is indicated by the solid line.

**Figur 3** Sesongvariasjon i aktivitet til  $^{137}\text{Cs}$  i muskulatur fra villrein i tiden etter mai 1986.  
- Seasonal variation in the activity of  $^{137}\text{Cs}$  in the time after May 1986.



### 3.3 Kadmium (Cd)

Kadmium akkumuleres i myke vev, spesielt i nyrene, og sterkest i nyrebarken (Goyer 1991). Kadmium har store kjemiske likheter med sink, og ser ut til å konkurrere med sink om bindings-seter på metalloenzymer og koenzymer (Buell 1975).

Konsentrasjonen av kadmium varierte betydelig i de ulike vevstypene (tabell 4), og var høyest i nyrer hos eldre villrein (figur 4). De laveste konsentrasjonene ble målt i lever fra villrein (tabell 4). Samtlige prøver fra voksne reinsdyr hadde kadmiumkonsentrasjoner over deteksjonsgrensen på 0.03 mg/kg, mens bare femti prosent av prøvene fra reinsdyrfoster hadde konsentrasjoner over deteksjonsgrensen (tabell 4). Gjennomsnittsverdiene for konsentrasjoner av kadmium i lever og nyrer fra foster må derfor ses som et maksimumsestimat. To prøver viste klart avvikende kadmiumkonsentrasjoner ( $> +3$  SD), og er utelatt fra gjennomsnittsverdiene i tabell 4. Konsentrasjonen av kadmium i vomma varierte også betraktelig, spredningen på prøvene gjør at vi ikke kan betrakte noen av kadmiumkonsentrasjonene i vomprøvene som klart avvikende.

Konsentrasjonen av kadmium øker med dyras alder både i nyrer og i lever (i lever  $r^2 = 0.36$ ,  $n = 58$ ,  $p < 0.001$ , tabell 5, figur 5 og i nyrer  $r^2 = 0.51$ ,  $n = 50$ ,  $p < 0.001$ , tabell 5, figur 4). Regresjonsligningene i figur 5 viser at reinsdyra i Rondane hvert år akkumulerer ca 0.7 mg kadmium pr. kg tørrvekt i lever og ca 5.51 mg kadmium pr. kg tørrvekt i nyrer (figur 4). I vårt materiale er det ingen betydelige kjønnsforskjeller på hvor fort kadmium akkumuleres i nyrer eller lever (figur 4, 5).

Konsentrasjonen av kadmium i lever og nyrer er ca tre ganger høyere om vinteren enn om sommeren (tabell 5,  $F = 12.58$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0.001$ ). Det var ingen kjønnsforskjeller i konsentrasjonen av kadmium i lever (tabell 5,  $F = 0.03$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0.81$ ). Årstidsvariasjonen i kadmiumkonsentrasjonen i lever og nyrer kunne ikke forklares med materialets alderssammensetning ( $F = 0.37$ ,  $df = 4$ ,  $p = 0.82$  i lever og  $F = 0.49$ ,  $df = 3$ ,  $p = 0.68$  i nyrer).

Konsentrasjonen av kadmium i vominnholdet var i motsetning til konsentrasjonen av kadmium i lever betydelig høyere mens

reinsdyra var på sommerbeite (tabell 6, figur 8,  $F = 109$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0.001$ ). Vi målte i gjennomsnitt 0.33 mg Cd/kg (SD = 0.11,  $n = 14$ ) i vominnhold fra reinsdyr som var felt om vinteren, mens vi målte 1.15 mg Cd/kg i vominnholdet når reinsdyra var på sommerbeite.

Beregningen av korrelasjonen mellom kadmiumkonsentrasjonen i lever fra drektige simler med året for felling viser at det har ikke vært noen betydelig nedgang i konsentrasjonen av kadmium i lever i løpet av den 8 års perioden vi har felt reinsdyr i Rondane ( $r = -0.05$ ,  $n = 47$ ,  $p = 0.37$ ).

Kadmium overføres til fosteret hos pattedyr via placenta (Fern og Carpenter 1968) og er teratogent (forsterskadende) (Wilson 1977). Ti av 19 foster hadde kadmiumkonsentrasjoner i lever som var større enn deteksjonsgrensen på 0.03 mg/kg. Bare 10 av 20 nyreprøver fra foster var over deteksjonsgrensen på 0.03 mg/kg (tabell 4). Sammenligninger av kadmiumkonsentrasjonen i lever fra simler med sine respektive foster, viser at innholdet av kadmium i lever hos simler er minimum 42 ganger høyere enn kadmiumkonsentrasjonen i leverprøver fra foster (tabell 8). Forholdstallet for konsentrasjonen av kadmium i simle og foster må betraktes som et maksimumsestimat fordi flere av fostrene hadde kadmiumkonsentrasjoner i lever som var under deteksjonsgrensen.

### 3.4 Sink (Zn)

Sink (Zn) er et essensielt metall som inngår som kofaktor i en rekke enzymer. Det er store likhetstrekk mellom sink og kadmium, både når det gjelder geologiske forekomster og kjemiske egenskaper (Goyer 1991). Opptak av disse metallene sees derfor ofte i sammenheng.

Konsentrasjonene av sink varierte betydelig i de ulike vevstypene, de høyeste ble målt i lever fra foster og i vominnhold (tabell 9), mens de laveste ble målt i fettvev (tabell 9). Samtlige av i alt 147 analyserte vevsprøver hadde konsentrasjoner av sink over deteksjonsgrensen på 0.34 mg/kg (tabell 9). To prøver, en fra lever og en fra nyrer fra voksen villrein hadde ekstreme sinkkon-

sentrasjoner (> + 3 SD enheter) og er utelatt fra gjennomsnittsverdiene i **tabell 9**.

I likhet med kadmium var konsentrasjonen av sink høyest i nyrene hos eldre villrein ( $r^2 = 0.39$ ,  $n = 33$ ,  $p < 0.001$ , **figur 4**). En aldersakkumulering ble ikke påvist i lever ( $r^2 = 0.03$ ,  $n = 53$ ,  $p = 0.67$ , **figur 5**). Leverprøver fra simler hadde en noe høyere sinkkonsentrasjon enn bukker (**tabell 10**,  $F = 4.19$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0.5$ ). I motsetning til kadmium var det ingen betydelig årstidsvariasjon i konsentrasjonen av sink i lever (**tabell 10**, **figur 7**,  $F = 1.62$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0.20$ ), mens konsentrasjonen av sink i nyrer var betydelig høyere om vinteren (**figur 6**,  $F = 11.3$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0.001$ ).

Konsentrasjonen av sink i fosterets lever var langt høyere enn konsentrasjonen av dette metallet i lever fra drektige simler (**tabell 8**, **9**). Sink ser derfor ut til å akkumuleres i betydelig grad fra simle til foster.

Konsentrasjonen av sink i vominnholdet varierte ikke mellom årstider (**tabell 6**, **figur 8**,  $F = 4.1$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0.06$ ), og i gjennomsnitt målte vi 140.7 mg/kg tørrvekt i vominnholdet. Det har ikke vært noen betydelig nedgang i konsentrasjonen av sink i leverprøver i løpet av den siste åtteårsperioden (materialet omfatter bare drektige simler,  $r = -0.09$ ,  $n = 29$ ,  $p = 0.32$ ).

**Tabell 4** Kadmiuminnhold i ulike organprøver og antall prøver med konsentrasjoner under deteksjonsgrensen på 0.030 mg/kg i fast materiale. Gjennomsnittet er beregnet på grunnlag av prøver med konsentrasjoner over deteksjonsgrensen. Totalt antall analyserte prøver er gitt i parentes. - Concentration of cadmium in different organs and the number of samples with a concentration less than the detection limit at 0.030 mg/kg. The mean concentration in each organ is computed from samples with a concentration higher than the detection limit. The total number of samples are given in parentheses.

Organtype Organs	$\bar{X}$	SD	n	Antall under deteksjonsgrense Number below detection limit.	Antall utelatt fra gjennomsnitt No. of samples excluded from the mean value
Lever					
Liver	4.20	±2.86	59	(60)	0
Nyrer					
Kidneys	33.71	±22.06	50	(51)	0
Fettvev					
Fat-tissue	2.45	±2.10	11	(11)	0
Vominnhold					
Rumen content	0.60	±0.42	21	(21)	0
Lever - foster					
Liver - foetus	<0.12	±0.07	9	(19)	10
Nyrer - foster					
Kidneys - foetus	<0.19	±0.15	10	(20)	10
Fettvev - foster					
Fat tissue - foetus	<0.21	±0.12	2	(10)	8

**Tabell 5** Kadmium i leverprøver fra bukker og simler, felt om sommeren og vinteren i Rondane nord. Tabellen viser gjennomsnittet ( $\bar{X}$ ), standardavvik (SD) og antall (n). - Concentration of cadmium in liver from female and male reindeer during winter and summer. The table gives the mean ( $\bar{X}$ ), the standard deviation (SD) and the number of samples (n).

	Sommer - Summer			Vinter - Winter		
	$\bar{X}$	SD	n	$\bar{X}$	SD	n
Bukker						
Males	1.66	±1.58	4	4.93	±3.41	13
Simler						
Females	1.67	±1.40	8	5.13	±3.10	34
Totalt						
Totalt	1.66	±1.39	12**	5.07	±3.15	47**

\*\* $p < 0.1$

### 3.5 Bly (Pb)

Bly er et ikke essensielt metall med en rekke toksiske egenskaper. Utslippene av bly til atmosfæren har på landsbasis avtatt betydelig i løpet av den siste tiårsperioden (SFT 1993). Bly, kadmium, kobber og kvikksølv er regnet for å være de metallene som representerer den alvorligste trussel når det gjelder tilførte metaller i den norske faunaen (SFT 1993).

Konsentrasjonene av bly varierte sterkt mellom de forskjellige vevstypene. De høyeste konsentrasjonene av bly ble påvist i vominnholdet, de laveste ble målt i fettvev fra foster (tabell 11).

En prøve fra lever og 6 prøver fra fettvev, tatt av voksne reinsdyr, hadde blykonsentrasjoner under deteksjonsgrensen på 0.17 mg/kg (tabell 11). Fem nyreprøver fra foster hadde blykonsentrasjoner under deteksjonsgrensen, mens 4 prøver hadde klart avvikende blykonsentrasjoner ( $> + 3$  SD) og er utelatt fra gjennomsnittsverdiene i tabell 11. Innholdet av bly i nyrer fra foster er et maksimumsestimat.

Konsentrasjonen av bly i vominnholdet varierte ikke betydelig mellom årstider (tabell 6, figur 8,  $F = 0.15$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0.7$ ). I gjennomsnitt målte vi 16.43 mg/kg tørrvekt i vominnholdet. Sett i forhold til målinger av bly i beiteplanter fra Åmotsdalen og Hardangervidda er konsentrasjonene av bly i vominnholdet

**Tabell 6** Metallkonsentrasjoner i vominnhold.- Metal concentrations in rumen content.

Elementer Elements	Sommer - Summer			Vinter - Winter		
	$\bar{X}$	SD	n	$\bar{X}$	SD	n
Kadmium/ Cadmium (Cd)	1.15	±0.25	7	0.33**	±0.10	14
Bly/ Lead (Pb)	14.01	±19.83	7	17.80	±22.00	14
Sink/ Zinc (Zn)	158.00	±12.10	7	132.00	±32.90	14
Kobber/ Copper (Cu)	8.47	±1.52	7	3.99**	±0.77	14
Kvikksølv/ Mercury (Hg)	0.09	±0.07	7	0.20**	±0.07	14
Selen/ Selenium (Se)	0.71	±0.11	7	0.54	±0.13	14
Aluminium/ Aluminium (Al)	406.42	±216.69	7	393.64	±115.70	14
Krom/ Chromium (Cr)	1.15	±0.49	7	0.74**	±0.24	14
Nikkel/ Nickel (Ni)	8.17	±2.06	7	2.28**	±0.65	14
Kobolt/ Cobalt (Co)	2.11	±0.33	7	1.10	±0.67	14

\*\* $p < .01$

**Tabell 7** Viser korrelasjons koeffisientene ( $k$ ) for korrelasjonen mellom botanisk sammensetning av vominnhold og konsentrasjoner av metaller i vomma, ( $n =$  antall prøver).

- Correlations between botanical composition of rumen content and concentrations of metals in rumen ( $n =$  numbers of samples).

Metaller Metals	Diett komponent Diet components	r	n
Kadmium (Cd) - Cadmium	Vaskulære planter /vascular plants	0.73	18**
Sink (Zn) - Zinc	Vaskulære planter/vascular plants	0.64	18**
Bly (Pb) - Lead		i.s. / n.s.	18
Kobber (Cu) - Copper	Vaskulære planter/vascular plants	0.79	18**
Kvikksølv (Hg) - Mercury	kryptogamer	0.82	18**
Selen (Se) - Selenium	Vaskulære planter/vascular plants	0.48	18*
Aluminium (Al) - Aluminium	Vaskulære planter/vascular plants	0.41	18*
Krom (Cr) - Chromium	Vaskulære planter/vascular plants	0.56	18**
Nikkel (Ni) - Nickel	Vaskulære planter/vascular plants	0.58	18**
Kobolt (Co) - Cobalt		i.s. / n.s.	18

\*  $p < .05$ . \*\*  $p < .01$



**Tabell 8** Konsentrasjoner av metaller i lever fra reinsdyrsimler og -foster. - Concentrations of metals in liver from reindeer - females and fetuses.

Metaller Metals	Lever - simle Liver - females	Lever - foster Liver - fetuses	Lever simler/foster Liver females/foetuses
Kadmium (Cd) - Cadmium	5.13	<0.12	42.75*
Sink (Zn) - Zinc	93.65	497.3	0.19
Bly (Pb) - Lead	4.49	2.71	1.66
Kobber (Cu) - Copper	51.98	1629.00	0.03
Kvikksølv (Hg) - Mercury	0.73	0.13	5.61
Selen (Se) - Selenium	0.93	2.21	0.42
Aluminium (Al) - Aluminium	3.46	<1.16	2.98*
Mangan (Mn) - Manganese	10.50	8.41	1.25
Krom (Cr) - Chromium	0.24	<0.36	0.66*
Nikkel (Ni) - Nickel	<0.59	<0.59	
Arsen (As) - Arsenic	<0.50	<0.50	
Kobolt (Co) - Cobalt	<0.50	0.55	

\* Er maksimumsestimater fordi flere målinger er lavere enn deteksjonsgrensen / denoted values are maximum estimates due to several measurements at or below detection limit.

**Tabell 9** Sink (Zn) i ulike vevstyper og antall prøver med konsentrasjoner under deteksjonsgrensen på 0.34 mg/kg i fast materiale. Gjennomsnittsverdier er beregnet på grunnlag av prøver med konsentrasjoner over deteksjonsgrensen. Totalt antall analyserte prøver er gitt i parentes. - Concentration of zinc (Zn) in different organs and the number of samples with a concentration less than the detection level at 0.34 mg/kg. The mean concentration in each organ are computed from samples with a concentration higher than the detection limit. The total number of samples are given in parentheses.

Organtype Organs	$\bar{X}$	SD	n	Antall under deteksjonsgrense Number below detection limit	Antall utelatt fra gjennomsnitt No. of samples excluded from the mean value	
Lever Liver	89.29	±19.40	54	(55)	0	1
Nyrer Kidneys	117.39	±13.01	33	(34)	0	1
Fettvev Fat tissue	7.62	±3.79	11	(11)	0	0
Vominnhold Rumen content	140.76	±30.17	21	(21)	0	0
Lever - foster Liver - foetus	497.25	±105.77	8	(8)	0	0
Nyrer - foster Kidneys - foetus	104.25	±49.56	11	(11)	0	0
Fettvev - foster Fat tissue - foetus	47.78	±16.59	7	(7)	0	0

svært høye (SFT 1988, Kålås og Framstad 1993, Steinnes pers. med).

I likhet med vominnholdet var det ingen betydelig årstidsvariasjon i konsentrasjonen av bly i lever ( $F = 2.32$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0.13$ , **tabell 12, figur 7**) eller i nyrer ( $F = 0.89$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0.35$ , **figur 6**). Blyinnholdet i nyrene økte med alder ( $r^2 = 0.10$ ,  $n = 52$ ,  $p < 0.05$ , **figur 4**), et slikt forhold ble ikke påvist i lever ( $r^2 = 0.05$ ,  $n = 57$ ,  $p = 0.08$ , **figur 5**). Regresjonen mellom alder og blykonsentrasjonen i nyrer viser at reinsdyra i Rondane hvert år akkumulerer ca 0.17 mg/kg. Vi påviste ingen kjønnsforskjeller mht. akkumulering av bly i nyrer. Det var ingen betydelige kjønnsfor-

skjeller i innholdet av bly i lever (**tabell 12**,  $F = 3.29$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0.07$ ) eller i nyrer ( $F = 0.46$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0.49$ ).

Konsentrasjonene av bly var lavest i prøver fra foster. Av 19 analyserte prøver fra nyrer i foster var 5 av prøvene under deteksjonsgrensen på 0.17 mg/kg (**tabell 11**). Konsentrasjonen av bly i lever fra foster var ca 1.6 ganger lavere enn konsentrasjonen av bly i lever fra drektige simler (**tabell 8**).

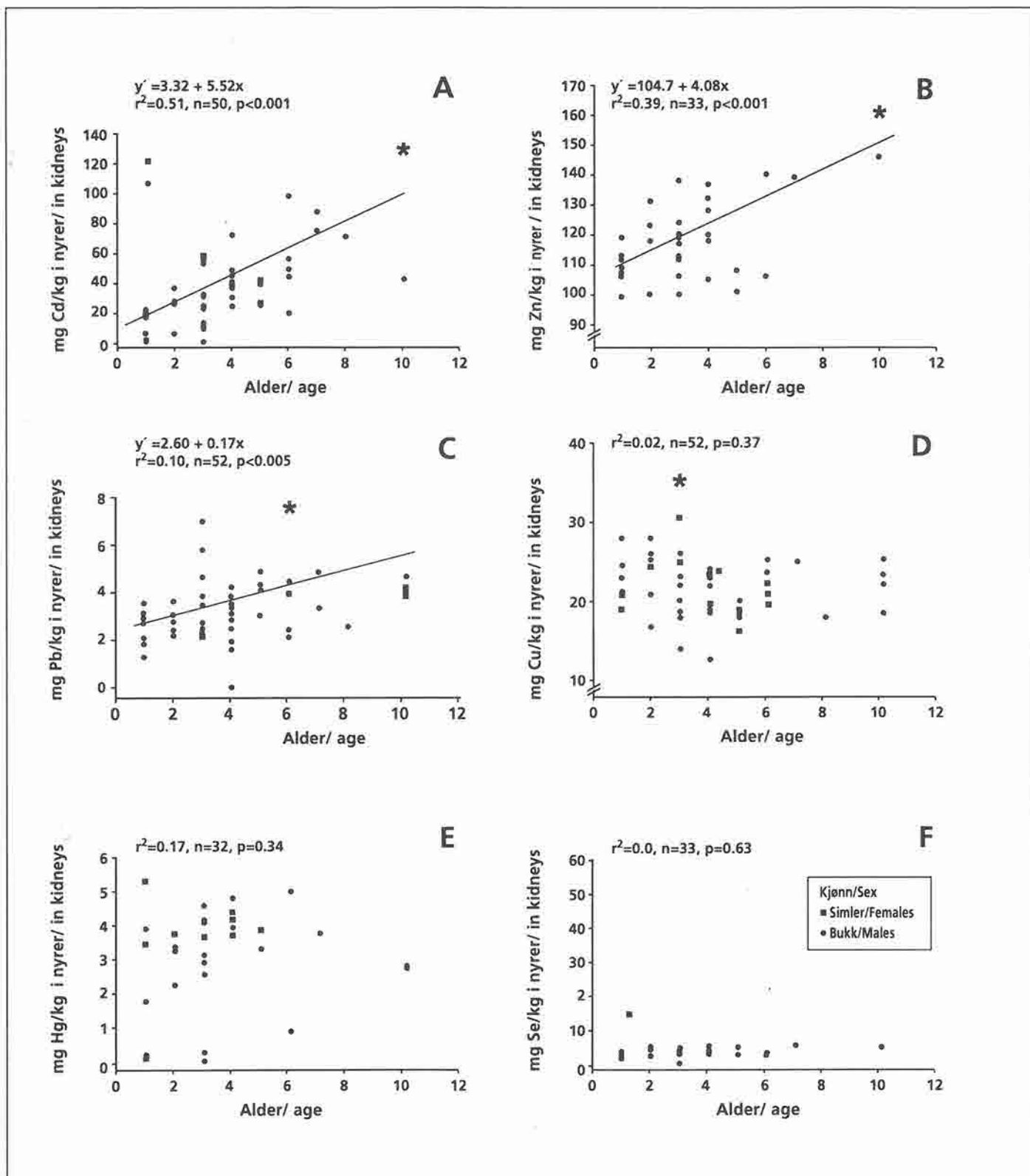
Konsentrasjonen av bly i leverprøver fra drektige simler viste ingen betydelig nedgang i løpet av den siste 7 års perioden ( $r = -0.17$ ,  $n = 34$ ,  $p = 0.16$ ).

**Tabell 10** Sink (Zn) i leverprøver fra bukker og simler felt om sommeren og vinteren i Rondane nord. Tabellen viser gjennomsnittet ( $\bar{X}$ ), standardavvik (SD) og antall dyr (n).  
- Concentration of zinc (Zn) in liver from reindeer females and males during winter and summer. The table gives the mean ( $\bar{X}$ ), the standard deviation (SD) and the number of samples (n).

	Sommer- Summer			Vinter- Winter		
	$\bar{X}$	SD	n	$\bar{X}$	SD	n
Bukker						
Males	89.79	±14.93	4	78.07	±9.35	13
Simler						
Females	103.87	±24.70	8	93.65	±30.60	29
Totalt						
Total	99.18	±22.31	12	88.82	±26.80	42

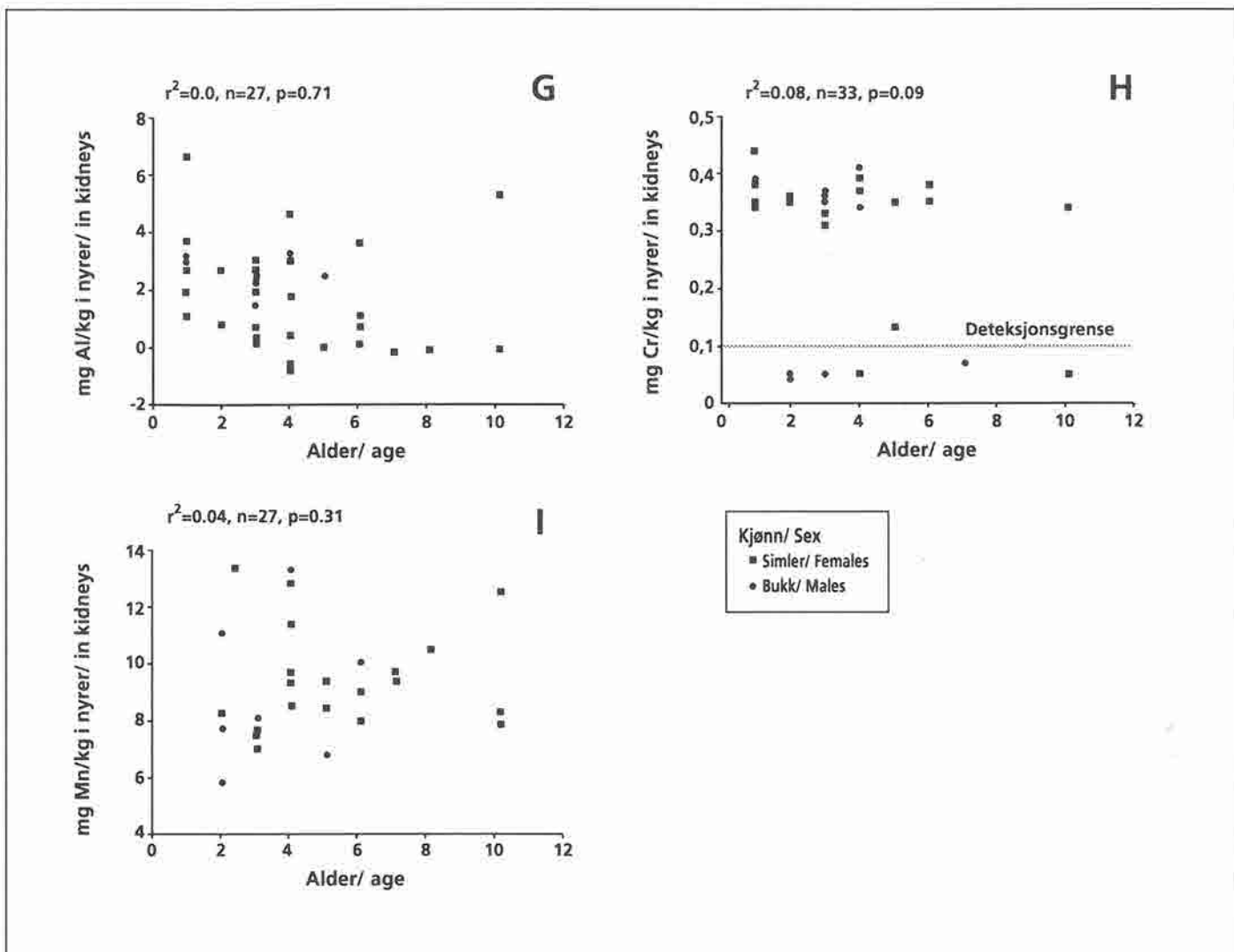
**Tabell 11** Bly (Pb) i ulike vevstyper og antall prøver med konsentrasjoner under deteksjonsgrensen på 0.17 mg/kg i fast materiale. Gjennomsnittsverdier er beregnet på grunnlag av prøver med konsentrasjoner over deteksjonsgrensen. Totalt antall analyserte prøver er gitt i parentes. - Concentration of lead (Pb) in different organs and the number of samples having an concentration less than the detection limit at 0.17 mg/kg. The mean concentration in each organ is computed from samples with a concentration higher than the detection limit. The total number of samples are given in parentheses.

Organtype Organs	$\bar{X}$	SD	n		Antall under deteksjonsgrense Numb. below detection limit	Antall utelatt fra gjennomsnitt No. of samples excluded from the mean value
Lever						
Liver	4.09	±2.43	58	(60)	1	2
Nyrer						
Kidneys	3.28	±1.09	51	(52)	0	1
Fettvev						
Fat tissue	< 3.04	±0.06	5	(11)	6	0
Vominnhold						
Rumen content	12.81	±12.01	19	(20)	0	1
Lever - foster						
Liver - foetus	2.71	±1.25	19	(19)	0	0
Nyrer - foster						
Kidneys - foetus	< 0.36	±0.09	14	(19)	5	0
Fettvev - foster						
Fat tissue - foetus	< 0.29	±0.03	3	(10)	7	0



**Figur 4**  
 Metallkonsentrasjoner i nyrer fra reinsdyr plottet mot alder. - Metal concentrations in reindeer kidneys plotted against age.  
 \* Avviket med mer enn 3 standardavvik fra gjennomsnittet. - Deviates from more than 3 standard deviations from the mean.

Forts. side 15 - continue on page 15.



Figur 4 Forts. fra side 14

### 3.6 Kobber (Cu)

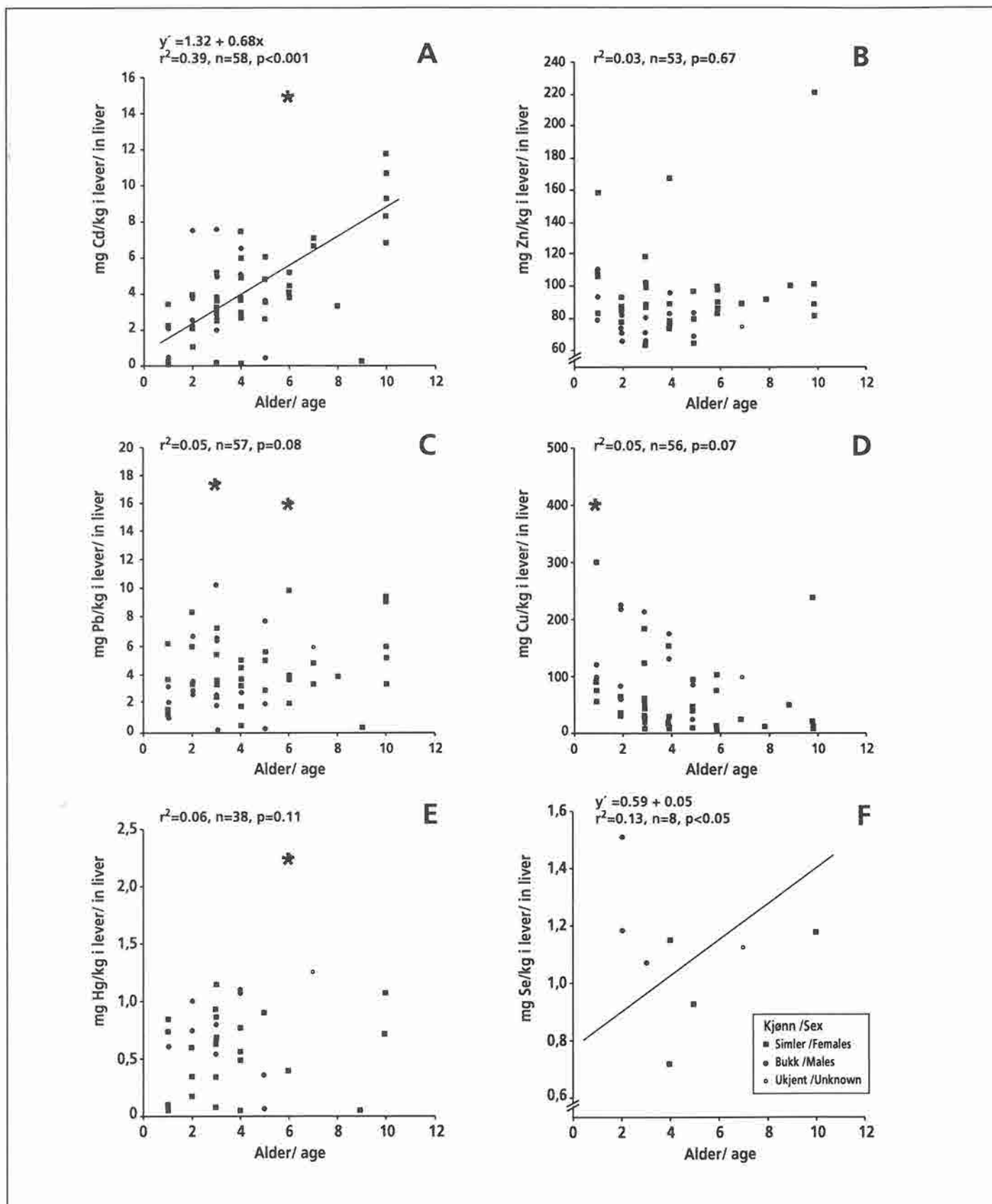
Kobber er et essensielt metall, men kan i høye konsentrasjoner gi toksiske effekter. Deler av Dovrefjellområdet har geologiske forekomster av kobber som både i historisk og nyere tid har blitt utvunnet gjennom gruvedrift. Samtlige av de i alt 182 analyserte prøvene hadde konsentrasjoner over deteksjonsgrensen på 0.40 mg/kg. To av de analyserte prøvene ble utelatt fra beregningene av gjennomsnittsverdier fordi de hadde konsentrasjoner som avvok betydelig fra gjennomsnittsverdiene i **tabell 13**. De høyeste konsentrasjonene av kobber ble funnet i lever fra foster, de laveste i fettvev (**tabell 13**).

Det var ingen signifikant sammenheng mellom alder og konsentrasjonen av kobber i lever ( $r^2 = 0.05$ ,  $n = 56$ ,  $p = 0.07$ , **figur 5**), eller i nyrer ( $r^2 = 0.2$ ,  $n = 52$ ,  $p = 0.37$ , **figur 4**). Det var en gjennomgående høyere konsentrasjon av kobber i prøver tatt fra lever i bukker ( $F = 9.08$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0.01$ , **tabell 14**). På tross av at det var en betydelig årstidsvariasjon i konsentrasjonen av kobber i vominnholdet (**figur 8**,  $F = 81.6$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0.001$ ) fant vi ingen slike forskjeller i konsentrasjonen av kobber i lever ( $F = 2.73$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0.1$ , **tabell 14**, **figur 7**), eller nyrer (**figur**

**6**). Kobberkonsentrasjonen i vominnholdet var positivt korrelert med frekvensen av høyere planter i vomma (**tabell 7**).

Hos enkelte pattedyr akkumuleres kobber over placenta, slik at forholdet mellom kobber i lever hos mor og nyfødt for mennesket er 4:15, hos rotte 4:6. Det er imidlertid store artsforskjeller, for eksempel så er konsentrasjonsforholdet motsatt hos kanin, 6:1 (Goyer 1991). Normalt endres kobberkonsentrasjonen i lever slik at konsentrasjonen er høyest ved fødsel og avtagende senere i livet (Goyer 1991). Våre målinger i leverprøver fra foster viste en høy konsentrasjon av kobber (**tabell 13**), konsentrasjonsgradienten i lever hos simle og foster er ca 1:30 (**tabell 8**). Sammenlignet med det som er funnet hos andre pattedyr (Goyer 1991), er dette en meget sterk grad av kobberakkumulering over placenta.

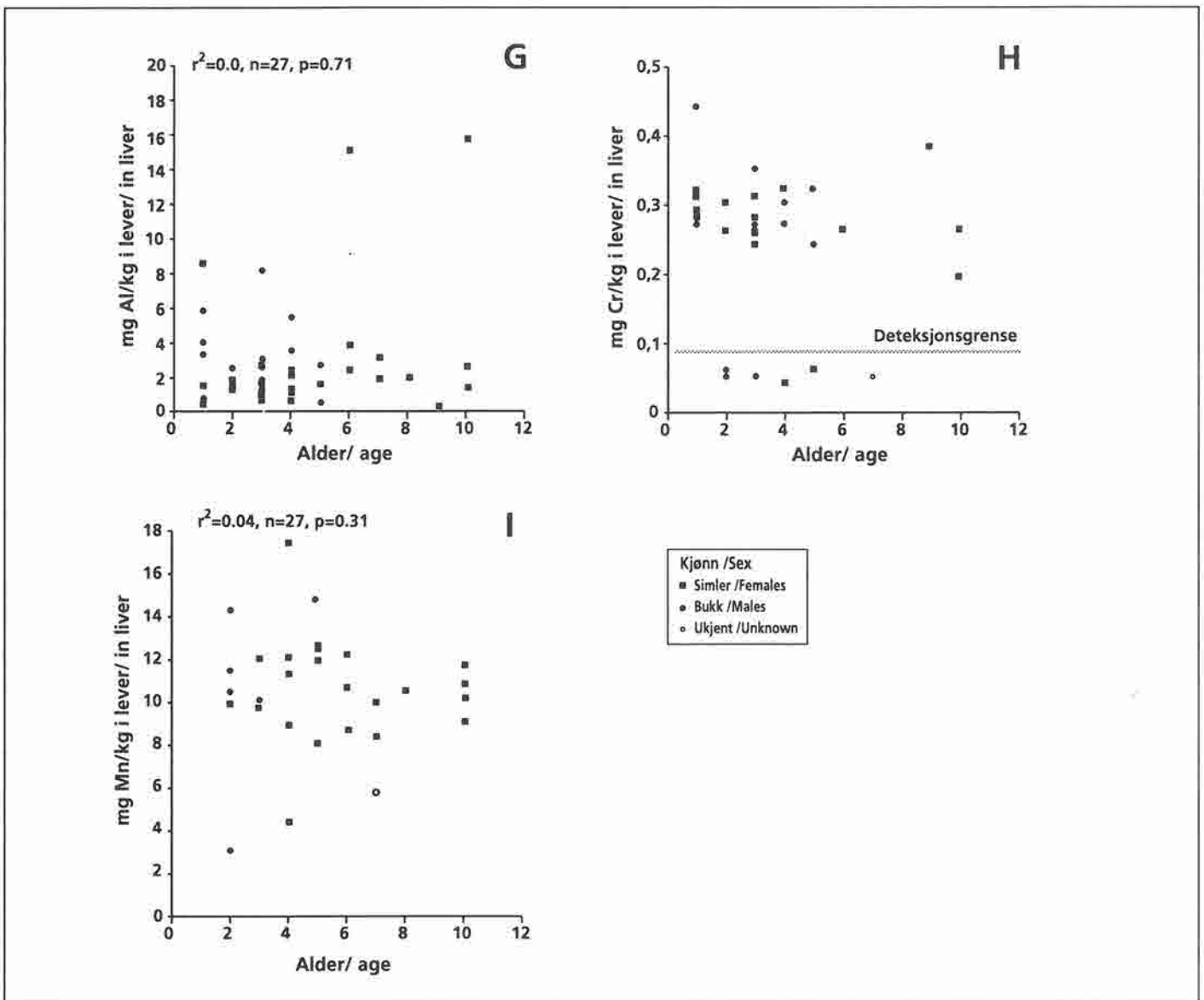
På grunn av forskjellene i kobberinnholdet i lever hos bukker og simler har vi bare sammenlignet konsentrasjonen av kobber i lever fra simler når vi har sett på konsentrasjon av kobber over tid. Vi fant ingen signifikant nedgang i konsentrasjonen av kobber i lever fra simler i løpet av den siste 8 års perioden ( $r = 0.02$ ,  $n = 34$ ,  $p > 0.46$ ).



**Figur 5** Metallkonsentrasjoner i lever fra reinsdyr plottet mot alder. - Metal concentrations in reindeer liver plotted against age.  
 \* Avviker med mer enn 3 standardavvik fra gjennomsnittet. - Deviates from more than 3 standard deviations from the mean.

Forts. side 17 - continue on page 17.

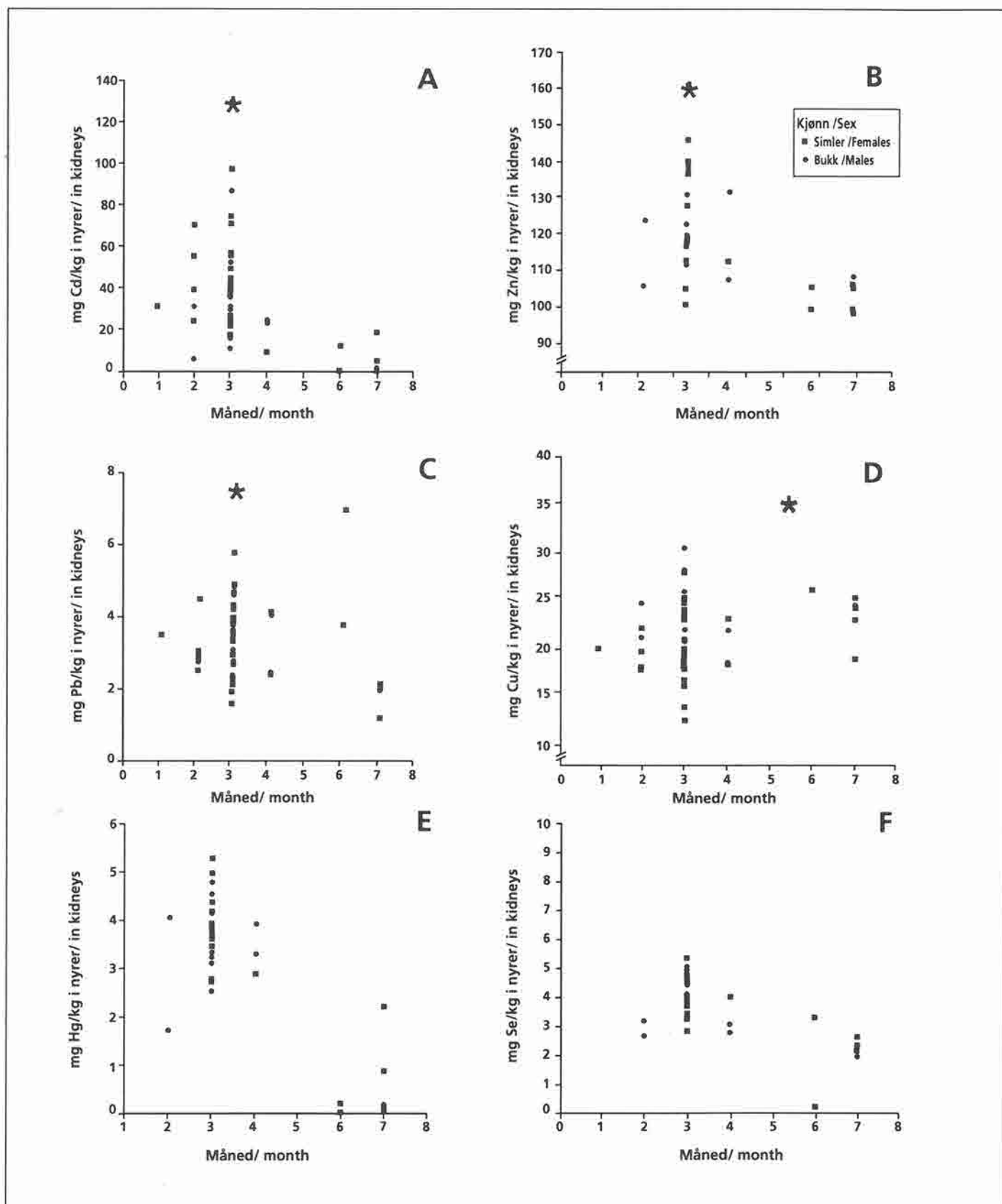




Figur 5 Forts. fra side 16

**Tabell 12** Bly (Pb) i leverprøver fra bukker og simler felt om sommeren og vinteren i Rondane nord. Tabellen viser gjennomsnittet ( $\bar{X}$ ), standardavviket (SD) og antall (n).  
 - Concentration of lead (Pb) in liver from reindeer females and males during winter and summer. The table gives the mean ( $\bar{X}$ ), the standard deviation (SD) and the number of samples (n).

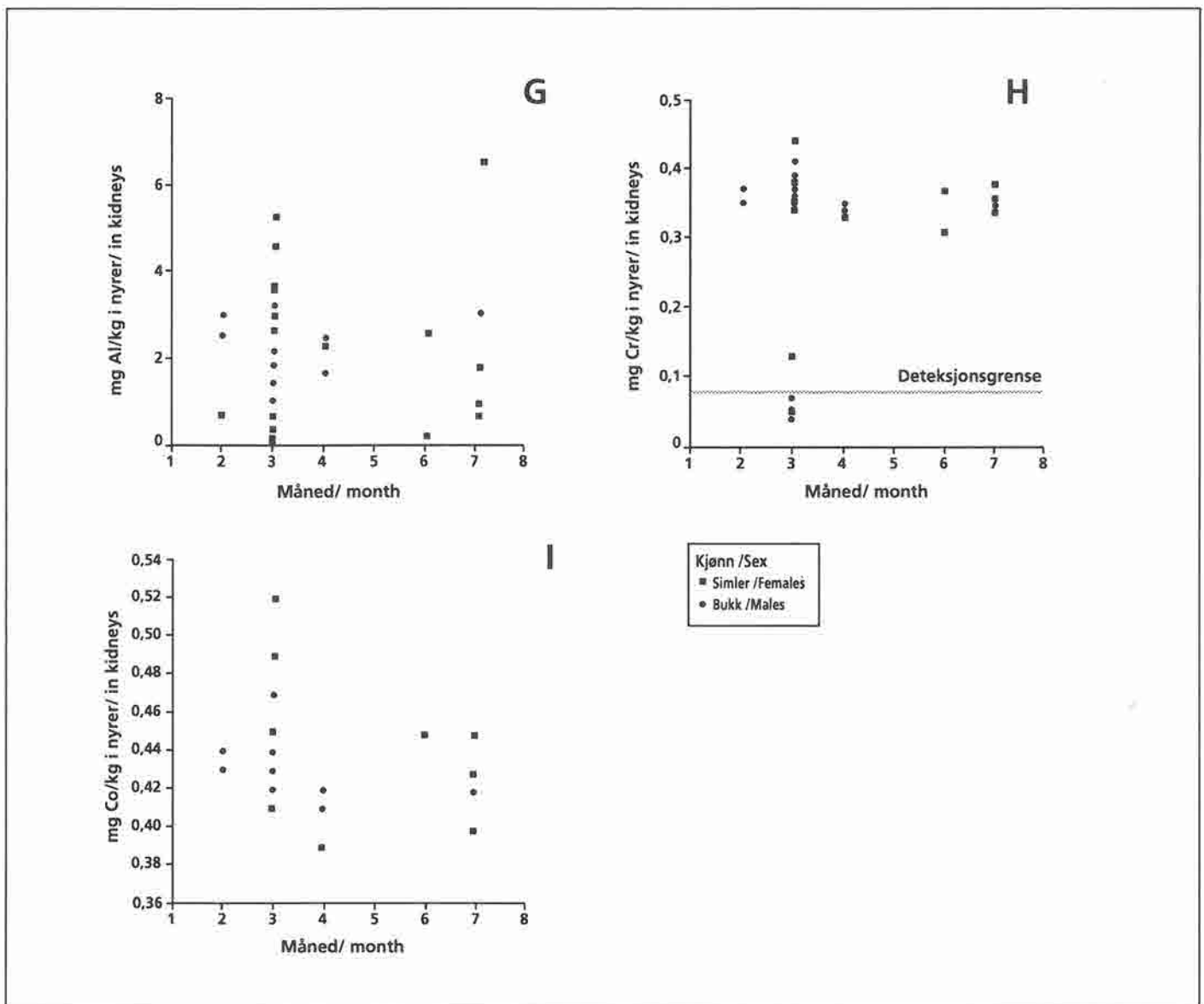
	Sommer - Summer			Vinter - Winter		
	$\bar{X}$	SD	n	$\bar{X}$	SD	n
Bukker						
Males	1.93	±0.67	4	3.54	±2.25	13
Simler						
Females	7.51	±6.55	8	4.49	±2.27	34
Totalt						
Totalt	5.65	±6.55	8	4.23	±2.78	47



**Figur 6** Metallkonsentrasjoner i nyrer fra reinsdyr felt på ulike årstider. - Metal concentrations in kidneys from reindeer culled at different seasons.

\* Avviket med mer enn 3 standardavvik fra gjennomsnittet. - Deviates from more than 3 standard deviations from the mean.

Forts. side 19 - continue on page 19.



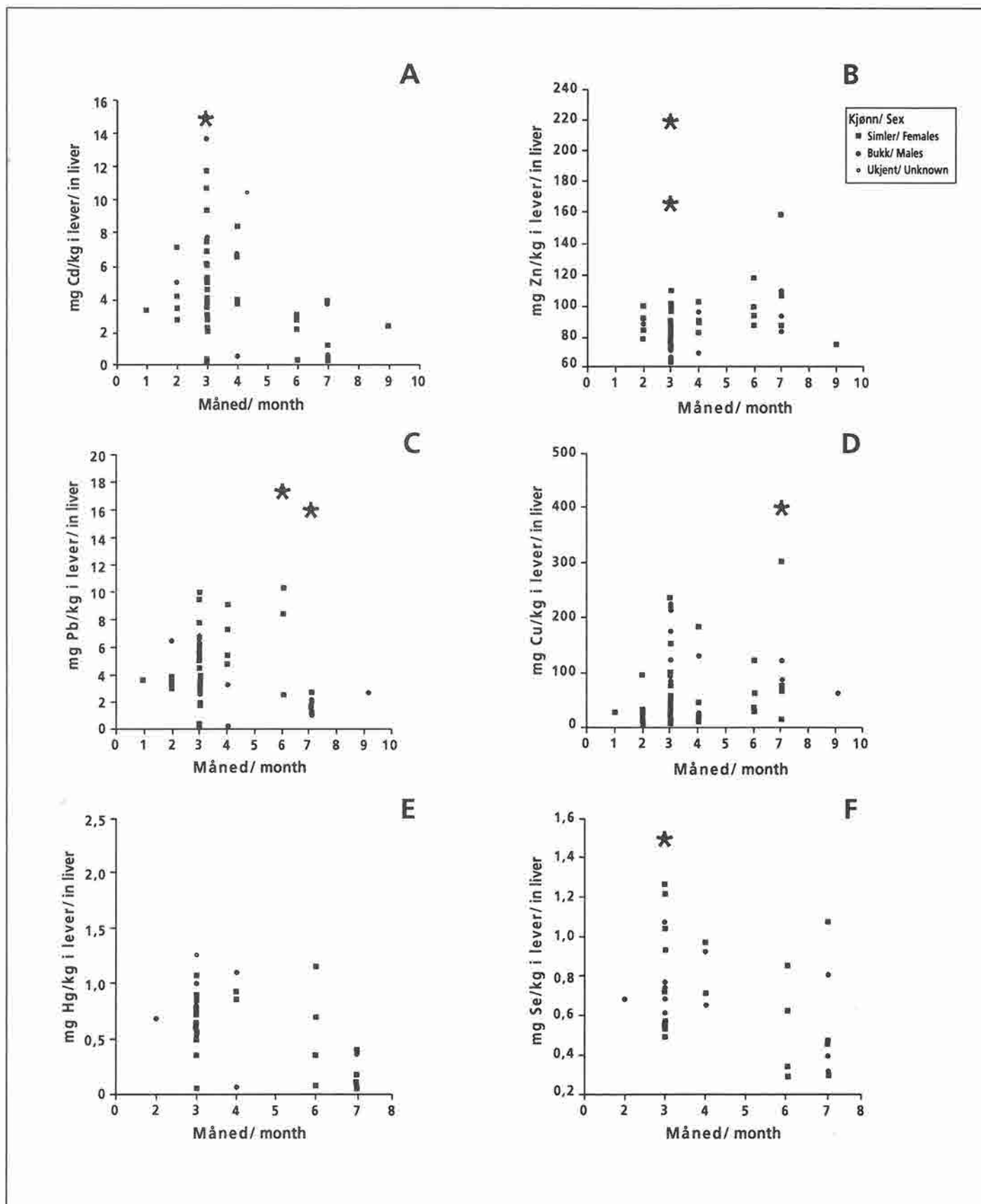
Figur 6 Forts. fra side 18

### 3.7 Kvikksølv (Hg)

Kvikksølv er et toksisk metall som særlig har vært spredt i naturen på grunn av beiset såkorn og utslipp fra forskjellige former for industri (Goyer 1991). Forbrenning av fossile brennstoffer gir langtransportert forurensing (Pacyna og Munch 1991). Det er særlig organiske forbindelser av kvikksølv som har gitt toksiske effekter på villlevende dyr (Fimreite 1971).

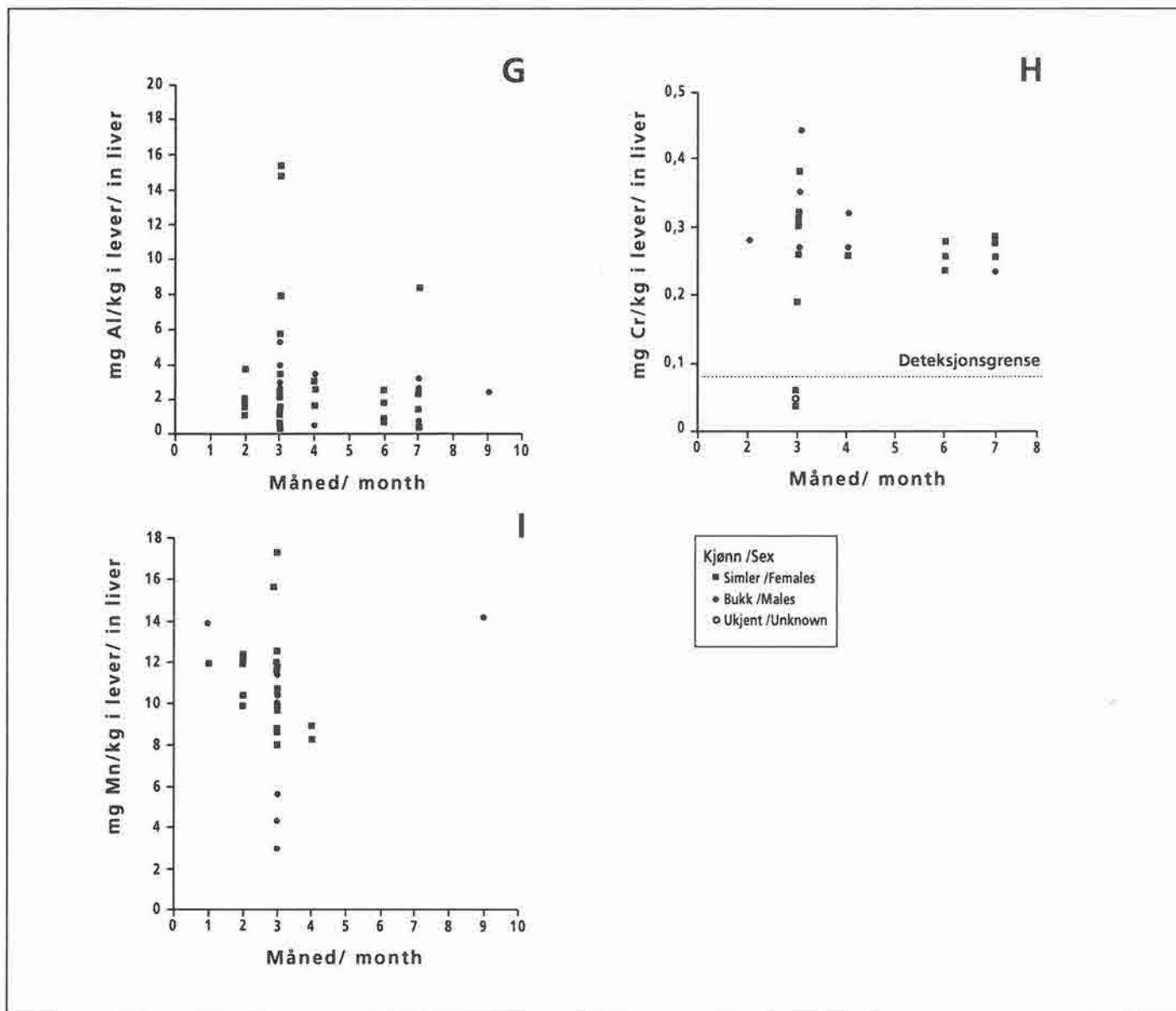
Av i alt 111 analyserte prøver hadde 110 prøver konsentrasjoner av kvikksølv over deteksjonsgrensen på 0.01 mg/kg. De høyeste konsentrasjonene ble funnet i nyrer fra voksen villrein mens de laveste ble målt i nyrer fra foster (tabell 15). Konsentrasjonen av kvikksølv i lever fra simler var tilnærmet 5 ganger høyere enn konsentrasjonene som ble påvist i lever hos foster (tabell 8). En prøve fra lever ble utelatt fra gjennomsnittsverdiene i tabell 15 på grunn av konsentrasjoner som avviker betraktelig fra gjennomsnittet (> + 3 SD).

Innholdet av kvikksølv viste ingen signifikant økning med reinsdyras alder (for lever  $r^2 = 0.06$ ,  $n = 38$ ,  $p = 0.11$ , figur 5 og for nyrer  $r^2 = 0.17$ ,  $n = 32$ ,  $p = 0.34$ , figur 4). Det var ingen betydelige kjønnsforskjeller i kvikksølvkonsentrasjonen i lever ( $F = 0.07$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0.79$ , tabell 16). Innholdet av kvikksølv i både lever og nyrer var høyest om vinteren ( $F = 8.5$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0.01$ , tabell 16, figur 7 for lever, og  $F = 67.5$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0.001$ , figur 6 for nyrer). Denne årstidsvariasjonen er i samsvar med konsentrasjonen av kvikksølv i vominnholdet som også var størst når dyra var på vinterbeite ( $F = 15.9$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0.001$ , tabell 6, figur 8). Konsentrasjonen av kvikksølv i vomma var positivt korrelert med frekvensen av moser i vominnholdet ( $r = 0.82$ ,  $n = 18$ ,  $p < 0.001$ ). Disse resultatene støttes av andre undersøkelser som har vist et høyere kvikksølvinnhold i moser og lav sammenlignet med rotfesta planter (Kålås og Framstad 1993). I vominnhold fra reinsdyr som var felt om vinteren var kvikksølvkonsentrasjonen 0.16 mg/kg (tabell 6), dette er ca 10 ganger høyere enn målinger på aktuelle beiteplanter fra Hardangervidda (Kålås og Framstad 1993).



**Figur 7** Metallkonsentrasjoner i lever fra reinsdyr felt på ulike årstider. - Metal concentrations in liver from reindeer culled at different seasons.

Forts. side 21 - continue page 21.



Figur 7 Forts. fra side 20

Det har ikke vært noen betydelig nedgang i konsentrasjonen av kvikksølv i lever i løpet av den siste åtte-årsperioden (analysen omfatter bare drektige simler felt på vinteren  $r = -0.23$ ,  $n = 27$ ,  $p = 0.23$ ).

### 3.8 Selen (Se)

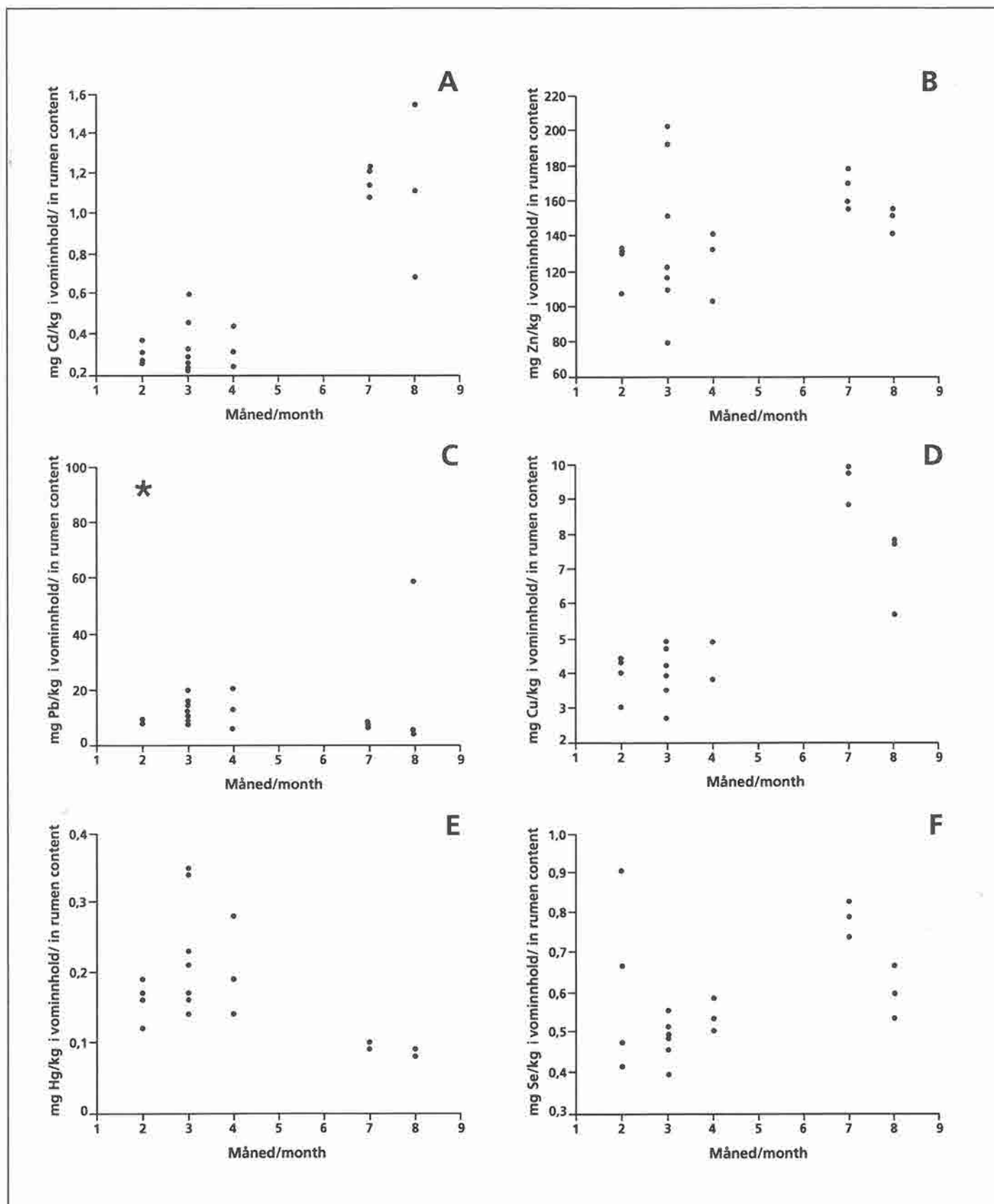
Selen er et essensielt metall. Inntak av store mengder er imidlertid toksisk, men en viss homeostatisk regulering finnes (Goyer 1991).

Av i alt 111 analyserte prøver hadde 86 prøver konsentrasjoner av selen over deteksjonsgrensen på 0.56 mg/kg (tabell 17). Ingen prøver ble utelatt fra de statistiske testene på grunn av sterkt avvikende konsentrasjoner. Konsentrasjonen av selen i foster og i vomprøver varierte imidlertid betraktelig, og gjennomsnittsverdiene for konsentrasjonen i disse vevstypene i tabell 17 er derfor usikre. De høyeste konsentrasjonene ble

påvist i nyrer, de laveste i vominnhold (tabell 17). Det var ingen årstidsvariasjon i konsentrasjonen av selen i lever eller i nyrer ( $F = 0.22$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0.80$ , tabell 18, figur 6, 7). I vomma var konsentrasjonen av selen størst når reinsdyra var på sommerbeite (tabell 7, figur 8,  $F = 9.28$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0.01$ ), og positivt korrelert til frekvensen av høyere planter ( $r = 0.48$ ,  $n = 18$ ,  $p < 0.05$ , tabell 7).

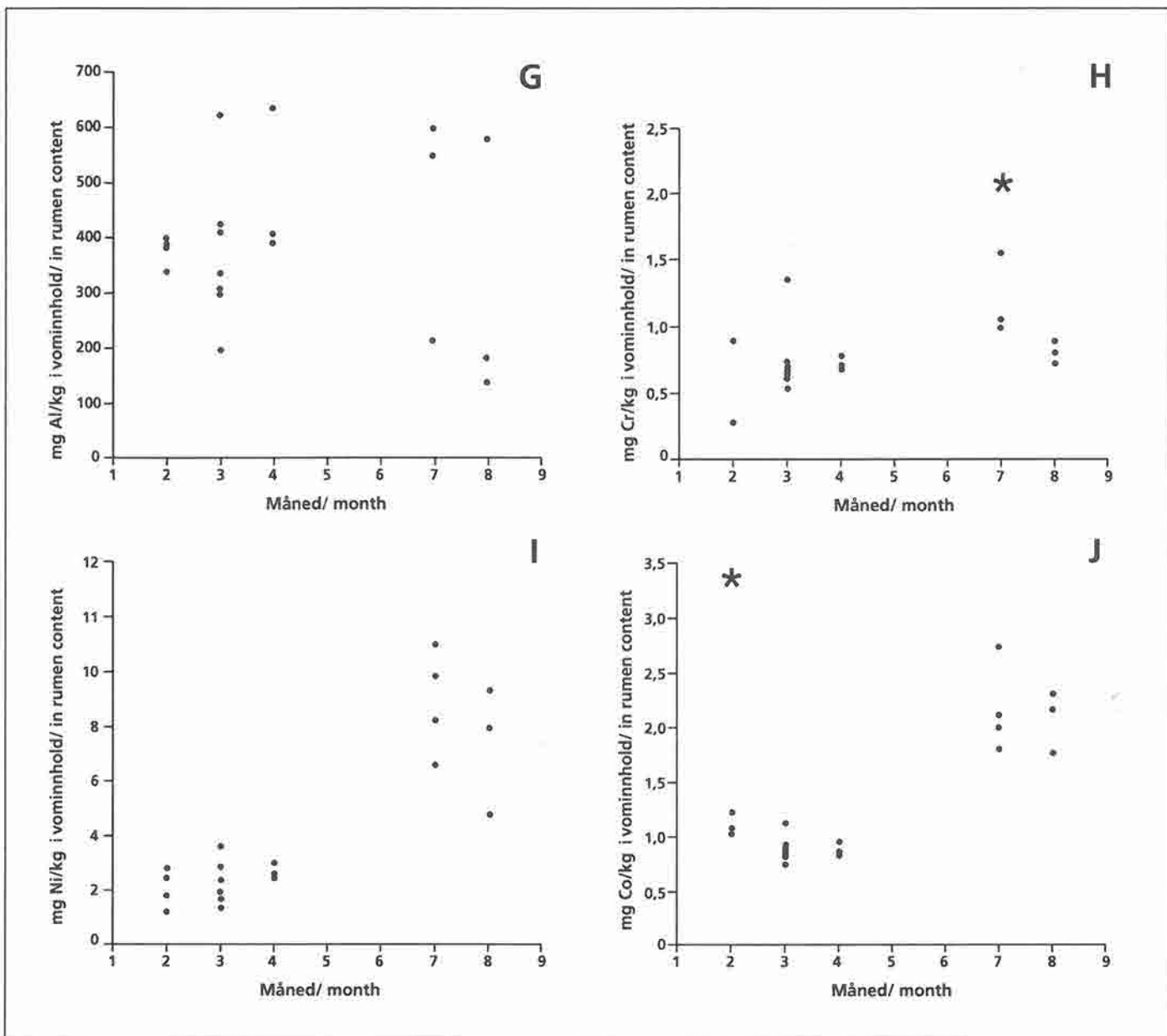
Det var ingen betydelige kjønnsforskjeller mht. konsentrasjon av selen i lever (tabell 18,  $F = 0.41$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0.52$ ). I lever er det en svak tendens til at konsentrasjonen av selen øker med reinsdyras alder ( $r^2 = 0.13$ ,  $n = 38$ ,  $p < 0.05$ , figur 5). En slik økning ble ikke påvist i nyrer (figur 4,  $r^2 = 0.0$ ,  $n = 33$ ,  $p = 0.63$ ). Konsentrasjonen av selen i lever fra foster var ca 2 ganger høyere enn konsentrasjonen i lever fra drektige simler (tabell 8). Det har ikke vært noen betydelig endring i konsentrasjonen av selen i leverprøver i løpet av den siste åtte-årsperioden ( $r = -0.21$ ,  $n = 27$ ,  $p = 0.13$ , analysen omfatter bare drektige simler).





**Figur 8** Metallkonsentrasjoner i vominnhold fra reinsdyr felt på ulike årstider. - Metal concentrations in rumen content from reindeer culled in different seasons.

Forts. side 23 - continue page 23.



Figur 8 Forts.fra side 22

### 3.9 Aluminium (Al)

Forsuring øker tilgjengeligheten av aluminium som er et av jordkorpas tre vanligste metaller. Aluminium er ikke antatt å være essensielt, men pattedyr har en viss evne til homeostatisk regulering (Goyer 1991). Toksiske nivåer av aluminium er kjent for å gi skader på sentralnervesystemet, samt skader på bendannelse og skjelett (se sammendrag i Nybø 1991).

Av 157 analyserte prøver hadde 122 prøver en konsentrasjon av aluminium over deteksjonsgrensen på 0.30 mg/kg (tabell 19). Ingen prøver analysert for aluminium ble utelatt fra de statistiske testene på grunn av ekstremt høye verdier. Konsentrasjonen av aluminium i lever og vominnhold varierte imidlertid betraktelig. De høyeste konsentrasjonene av aluminium ble funnet i vominnholdet, mens de laveste ble målt i fettvev, hvor bare 40% av prøvene hadde konsentrasjoner over deteksjonsgrensen (tabell 19).

Alder viste ingen klar sammenheng med konsentrasjonen av aluminium i lever ( $r^2 = 0.01$ ,  $n = 40$ ,  $p = 0.41$ , figur 5) eller nyrer ( $r^2 = 0.00$ ,  $n = 27$ ,  $p = 0.71$ , figur 4). Det var ingen betydelige kjønnsforskjeller eller årstidsvariasjon i konsentrasjonen av aluminium i lever eller nyrer ( $F = 0.60$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0.44$  for årstidsvariasjon (figur 7) og  $F = 0.19$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0.67$  for kjønnsforskjeller i lever og  $F = 0.11$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0.91$  for årstidsvariasjon (tabell 20) og  $F = 0.07$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0.78$  for kjønnsforskjeller i nyrer.

Konsentrasjonen av aluminium i lever fra drektige simler var tre ganger lavere enn konsentrasjonen i lever fra disse simlens foster, mens konsentrasjonen av aluminium i nyrene var ca 2 ganger høyere i simlene (tabell 8 og 19).

Konsentrasjonen av aluminium i vominnhold varierte ikke betydelig mellom årstider (tabell 6, figur 8). I gjennomsnitt målte vi 398 mg/kg. Omregnet til våtvekt har vi påvist aluminiumskon-

**Tabell 13** Kobber (Cu) i ulike vevstyper og antall prøver med konsentrasjoner under deteksjonsgrensen på 0.40 mg/kg i fast materiale. Gjennomsnittsverdi er beregnet på grunnlag av prøver med konsentrasjoner over deteksjonsgrensen. Totalt antall analyserte prøver er gitt i parentes. - Concentration of copper (Cu) in different organs and the number of samples with a concentration less than the detection limit at 0.40 mg/kg. The mean concentration in each organ is computed from samples with a concentration higher than the detection limit. The total number of samples are given in parentheses.

Organtype Organs	$\bar{X}$	SD	n		Antall under deteksjonsgrense Number below detection limit	Antall utelatt fra gjennomsnitt No. of samples excluded from the mean value
Lever						
Liver	72.90	±69.01	57	(58)	0	1
Nyrer						
Kidneys	21.91	±3.96	52	(53)	0	1
Fettvev						
Fat issue	2.06	±1.71	11	(11)	0	0
Vominnhold						
Rumen content	5.48	±2.40	21	(21)	0	0
Lever - foster						
Liver - foetus	1629.01	±1569.00	20	(20)	0	0
Nyrer - foster						
Kidneys - foetus	39.54	±26.76	20	(20)	0	0
Fettvev - foster						
Fat issue - foetus	26.01	±19.35	10	(10)	0	0

**Tabell 14** Kobber (Cu) i leverprøver fra bukker og simler felt om sommeren og vinteren i Rondane nord. Tabellen viser gjennomsnittet ( $\bar{X}$ ), standard avvik (SD) og antall (n). - Concentration of copper (Cu) in liver from reindeer females and males during winter and summer. The table gives the mean ( $\bar{X}$ ), the standard deviation (SD) and the number of samples (n).

	Sommer - Summer			Vinter - Winter		
	$\bar{X}$	SD	n	$\bar{X}$	SD	n
Bukker						
Males	166.46	±158.36	4**	113.9	±74.34	13**
Simler						
Females	86.86	±158.36	4**	51.98	±57.13	32**
Totalt						
Total	113.39	±117.14	12	69.87	±67.9	45

\*\*P<0.01

sentrasjoner i størrelsesorden 0.30 mg/kg til 1.04 mg/kg (gjennomsnitt ± 1 SD) i nyrer og 0.17 mg/kg til 2.09 mg/kg i lever (gjennomsnitt ± 1 SD).

Det har ikke vært noen betydelig endring i innholdet av aluminium i lever i løpet av den åtte-årsperioden som dekkes av denne undersøkelsen (r = 0.54, n = 45, p = 0.36, analysen omfatter kun lever fra drektige simler).

### 3.10 Mangan (Mn)

Mangan er et essensielt element som inngår i flere enzymer. Faren for toksiske effekter er liten ettersom mangan er et av de minst toksiske metallene (Doyle og Spaulding 1978).

Samtlige av de i alt 102 prøvene som ble analysert for mangan hadde konsentrasjoner over deteksjonsgrensen på 0.017 mg/kg

**Tabell 15** Kvikksølv (Hg) i ulike vevstyper og antall prøver med konsentrasjoner under deteksjonsgrensen på 0.01 mg/kg i fast materiale. Gjennomsnittsverdien er beregnet på grunnlag av prøver med konsentrasjoner over deteksjonsgrensen. Totalt antall analyserte prøver er gitt i parentes. - Concentration of mercury (Hg) in different organs and the number of samples with a concentration less than the detection limit at 0.01 mg/kg. The mean concentration in each organ is computed from samples with a concentration higher than the detection limit. The total number of samples are given in parentheses.

Organtype Organs	$\bar{X}$	SD	n	Antall under deteksjonsgrense Number below detection limit	Antall utelatt fra gjennomsnitt No. of samples excluded from the mean value
Lever Liver	0.58	±0.35	38 (39)	0	1
Nyrer Kidneys	3.04	±1.47	33 (34)	1	0
Fettvev Fat issue	-	-	-	-	-
Vominnhold Rumen content	0.16	±0.08	21 (21)	0	0
Lever - foster Liver - foetus	0.13	±0.05	8 (8)	0	0
Nyrer - foster Kidney - foetus	0.05	±0.01	9 (9)	0	0
Fettvev - foster Fat issue - foetus	-	-	-	-	0

**Tabell 16** Kvikksølv (Hg) i leverprøver fra bukker og simler felt om sommeren og vinteren i Rondane nord. Tabellen viser gjennomsnittet ( $\bar{X}$ ), standard avvik (SD) og antall (n). - Concentration of mercury (Hg) in liver from reindeer females and males during winter and summer. The table gives the mean ( $\bar{X}$ ), the standard deviation (SD) and the number of samples (n).

	Sommer - Summer			Vinter - Winter		
	$\bar{X}$	SD	n	$\bar{X}$	SD	n
Bukker Males	0.16	±0.15	3	0.75	±0.31	12
Simler Females	0.36	±0.38	8	0.73	±0.52	15
Totalt Total	0.31	±0.33	11**	0.74	±0.43	27**

\*\*P<0.01

(**tabell 28**). Ingen prøver analysert for mangan ble utelatt fra de statistiske testene på grunn av sterkt avvikende konsentrasjoner. Det var ingen sammenheng mellom alder og konsentrasjonen av mangan i lever ( $r^2 = 0.00$ ,  $n = 29$ ,  $p = 0.79$ , **figur 5**) eller nyrer ( $r^2 = 0.04$ ,  $n = 27$ ,  $p = 0.31$ , **figur 4**).

Målinger av mangankonsentrasjoner er dessverre ikke komplette i den grad at vi kan se på mulighetene for at det er en sesongvariasjon i konsentrasjonen av mangan (**tabell 22**).

Målingene viser imidlertid at det ikke er noen betydelig forskjell i konsentrasjonen av mangan i lever hos bukker og simler ( $F = 2.98$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0.06$ , **tabell 22**). Konsentrasjonen av mangan i fostrenes lever og nyrer var ikke betydelig lavere enn i lever og nyrer fra drektige simler (**tabell 8 og 21**).

Konsentrasjonen av mangan ble ikke målt i vominnhold. Det har vært en svak nedgang i konsentrasjonen av dette metallet i lever i løpet av den siste åtte-årsperioden ( $r = -0.30$ ,  $n = 29$ ,  $p = 0.05$ ).

**Tabell 17** Selen (Se) i ulike vevstyper og antall prøver med konsentrasjoner under deteksjonsgrensen på 0.50 mg/kg i fast materiale. Gjennomsnittsverdiene er beregnet på grunnlag av prøver med konsentrasjoner over deteksjonsgrensen. Totalt antall analyserte prøver er gitt i parentes. - Concentration of selenium (Se) in different organs and the number of samples having an concentration less than the detection limit at 0.50 mg/kg. The mean concentration in each organ is computed from samples with a concentration higher than the detection limit. The total number of samples are given in parentheses.

Organtype Organs	$\bar{X}$	SD	n		Antall under deteksjonsgrense Numb. below detection limit	Antall utelatt fra gjennomsnitt No. of samples excluded from the mean value
Lever Liver	< 0.92	±0.24	27	(39)	12	0
Nyrer Kidneys	5.20	±9.16	33	(34)	1	0
Fettvev Fat issue	-	-	-	-	-	0
Vominnhold Rumen content	< 0.73	±0.11	8	(21)	12	0
Lever - foster Liver - foetus	2.21	±1.07	8	(8)	0	0
Nyrer - foster Kidneys - foetus	1.31	±0.23	9	(9)	0	0
Fettvev - foster Fat issue - foetus	-	-	-	-	-	0

**Tabell 18** Selen (Se) i leverprøver fra bukker og simler felt om sommeren og vinteren i Rondane nord. Tabellen viser gjennomsnittet ( $\bar{X}$ ), standard avvik (SD) og antall (n). - Concentration of selenium (Se) in liver from reindeer females and males during winter and summer. The table gives the mean ( $\bar{X}$ ), the standard deviation (SD) and the number of samples (n).

	Sommer - Summer			Vinter - Winter		
	$\bar{X}$	SD	n	$\bar{X}$	SD	n
Bukker Males	0.80	-	1	0.92	±0.28	12
Simler Females	0.84	±1.22	3	0.94	±0.26	11
Totalt Total	0.83	±0.93	4	0.93	±0.26	23

### 3.11 Krom (Cr)

Krom er et essensielt metall, men inntak av store doser kan gi toksiske effekter (Goyer 1991). Av 111 analyserte prøver hadde 97 av prøvene konsentrasjoner over deteksjonsgrensen på 0.07 mg/kg (tabell 23). Konsentrasjonen av krom varierte lite mellom de forskjellige vevstypene, men var ca 50% høyere i lever fra foster sammenlignet med lever fra drektige simler (tabell 8). En prøve fra vominnhold ble utelatt fra de statistiske testene på grunn av en sterkt avvikende kromkonsentrasjon (> + 3 sd enheter).

Konsentrasjonen av krom synes å være uavhengig av alder både i lever ( $r^2 = 0.02$ ,  $n = 38$ ,  $p = 0.42$ , figur 5) og i nyrer ( $r^2 = 0.08$ ,  $n = 33$ ,  $p = 0.09$ , figur 4). Det var ingen betydelige kjønns- eller årstidsforskjeller i konsentrasjonen av krom i lever eller i nyrer ( $F = 0.41$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0.66$ , tabell 24, figur 7 for lever og  $F = 0.89$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0.41$ , figur 6 i nyrer).

Konsentrasjonen av krom i vominnholdet var høyest mens reinsdyra var på sommerbeite ( $F = 6.87$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0.01$ , figur 8) og korrelert til frekvensen av høyere planter i vominnholdet ( $r =$

**Tabell 19** Aluminium (Al) i ulike vevstyper og antall prøver med konsentrasjoner under deteksjonsgrensen på 0.30 mg/kg i fast materiale. Gjennomsnittsverdiene er beregnet på grunnlag av prøver med konsentrasjoner over deteksjonsgrensen. Totalt antall analyserte prøver er gitt i parentes. - Concentration of aluminium (Al) in different organs and the number of samples with a concentration less than the detection limit at 0.30 mg/kg. The mean concentration in each organ are computed from samples with a concentration higher than the detection limit. The total number of samples are given in parentheses.

Organtype Organs	$\bar{X}$	SD	n	Antall under deteksjonsgrense Number below detection limit	Antall utelatt fra gjennomsnitt No. of samples excluded from the mean value
Lever Liver	2.98	±3.25	43 (45)	2	0
Nyrer Kidneys	2.73	±1.48	35 (37)	2	0
Fettvev Fat tissue	< 0.50	±0.24	3 (10)	7	0
Vominnhold Rumen content	388.47	±147.78	20 (20)	0	0
Lever - foster Liver - foetus	< 1.16	±1.68	4 (16)	12	0
Nyrer - foster Kidneys - foetus	< 1.74	±2.29	12 (18)	6	0
Fettvev - foster Fat tissue - foetus	< 3.41	±2.84	5 (10)	5	0

**Tabell 20** Aluminium (Al) i leverprøver fra bukker og simler felt om sommeren og vinteren i Rondane nord. Tabellen viser gjennomsnitt ( $\bar{X}$ ), standardavvik (SD) og antall (n). - Concentration of aluminium (Al) in liver from reindeer females and males during winter and summer. The table gives the mean ( $\bar{X}$ ), the standard deviation (SD) and the number of samples (n).

	Sommer - Summer			Vinter - Winter		
	$\bar{X}$	SD	n	$\bar{X}$	SD	n
Bukker Males	2.30	±1.08	4	2.76	±1.59	8
Simler Females	2.37	±2.61	8	3.61	±4.16	22
Totalt Total	2.35	±2.15	12	3.38	±3.64	30

0.56; n = 18, p < 0.001, **tabell 7**). I gjennomsnitt målte vi 1.15 mg/kg i vomminnhold mens reinsdyra var på sommerbeite og 0.74 mg/kg på vinterbeite.

I løpet av den siste 8 års perioden har det ikke vært noen betydelig nedgang i konsentrasjonen av krom i lever (r = -0.17, n = 39, p = 0.16, kun drektige simler er inkludert i korrelasjonen).

### 3.12 Nikkel (Ni)

Nikkel er et essensielt metall for pattedyr (Goyer 1991). Nikkel er toksisk ved inhalasjon men lite toksisk ved oralt opptak (Norseth 1986). Bare 25 av 111 analyserte prøver hadde konsentrasjoner over deteksjonsgrensen på 0.59 mg/kg (**tabell 25**). Samtlige vomprøver og 5 av 9 prøver fra nyrer av foster var over deteksjonsgrensen (**tabell 25**).



**Tabell 21** Mangan (Mn) i ulike vevstyper og antall prøver med konsentrasjoner under deteksjonsgrensen på 0.017 mg/kg i fast materiale. Gjennomsnittsverdiene er beregnet på grunnlag av prøver med konsentrasjoner over deteksjonsgrensen. Totalt antall analyserte prøver er gitt i parentes. - Concentration of manganese (Mn) in different organs and the number of samples with a concentration less than the detection limit at 0.017 mg/kg. The mean concentration in each organ is computed from samples with a concentration higher than the detection limit. The total number of samples are given in parentheses.

Organtype Organs	$\bar{X}$	SD	n		Antall under deteksjonsgrense Number below detection limit	Antall utelatt fra gjennomsnitt/ No. of samples excluded from the mean value
Lever Liver	10.24	±2.80	29	(29)	0	0
Nyrer Kidneys	9.05	±1.90	27	(27)	0	0
Fettvev Fat tissue	0.88	±0.60	11	(11)	0	0
Vominnhold Rumen content	-	-	-	-	-	0
Lever - foster Liver - foetus	8.41	±3.39	12	(12)	0	0
Nyrer - foster Kidneys - foetus	8.64	±5.00	13	(13)	0	0
Fettvev - foster Fat tissue - foetus	4.67	±2.83	10	(10)	0	0

**Tabell 22** Mangan (Mn) i leverprøver fra bukker og simler felt om sommeren og vinteren i Rondane nord. Tabellen viser gjennomsnittet ( $\bar{X}$ ), standardavvik (SD) og antall (n). - Concentration of manganese (Mn) in liver from reindeer females and males during winter and summer. The table gives the mean ( $\bar{X}$ ), the standard deviation (SD) and the number of samples (n).

	Sommer - Summer			Vinter - Winter		
	$\bar{X}$	SD	n	$\bar{X}$	SD	n
Bukker Males	14.10	-	1	8.08	±3.60	5
Simler Females	-	-	-	10.50	±2.40	23
Totalt Total	14.19	-	1	10.11	±2.75	28

### 3.13 Arsen (As) og Kobolt (Co)

Konsentrasjonen av disse metallene var i nærheten av deteksjonsgrensen på 0.65 mg/kg. Av i alt 92 prøver, var det bare 29 prøver som hadde koboltkonsentrasjoner over deteksjonsgrensen (**tabell 26**). Samtlige prøver fra lever og nyrer fra reinsdyr eldre enn ett år, med unntak av en nyre, hadde konsentrasjoner av kobolt under deteksjonsgrensen (**tabell 26**). Det var ingen årstidsvariasjon i konsentrasjonen av kobolt i vominnholdet (**tabell 6, figur 8**).

Av i alt 91 prøver som ble analysert for arsen, var det bare 24 prøver som hadde konsentrasjoner over deteksjonsgrensen på 0.50 mg/kg (**tabell 27**). Samtlige prøver av vominnhold og 3 prøver av nyrer fra foster var over deteksjonsgrensen (**tabell 27**). Alle prøver fra nyrer og lever fra reinsdyr eldre enn ett år hadde konsentrasjoner av arsen under deteksjonsgrensen (**tabell 27**).

**Tabell 23** Krom (Cr) i ulike vevstyper og antall prøver med konsentrasjoner under deteksjonsgrensen på 0.07 mg/kg i fast materiale. Gjennomsnittsverdiene er beregnet på grunnlag av prøver med konsentrasjoner over deteksjonsgrensen. Totalt antall analyserte prøver er gitt i parentes. - Concentration of chromium (Cr) in different organs and the number of samples with a concentration less than the detection limit at 0.07 mg/kg. The mean concentration in each organ are computed from samples with a concentration higher than the detection limit. The total number of samples are given in parentheses.

Organtype Organs	$\bar{X}$	SD	n		Antall under deteksjonsgrense Number below detection limit	Antall utelatt fra gjennomsnitt/ No. of samples excluded from the mean value
Lever						
Liver	< 0.29	±0.04	32	(39)	7	0
Nyrer						
Kidneys	< 0.35	±0.05	27	(34)	7	0
Fettvev						
Fat tissue	-	-	-	-	-	0
Vominnhold						
Rumen content	0.86	±0.26	19	(20)	0	1
Lever - foster						
Liver - foetus	0.36	±0.14	8	(8)	0	0
Nyrer - foster						
Kidneys - foetus	0.43	±0.18	9	(9)	0	0
Fettvev - foster						
Fat tissue - foetus	-	-	-	-	-	0

**Tabell 24** Krom (Cr) i leverprøver fra bukker og simler felt om sommeren og vinteren i Rondane nord. Tabellen viser gjennomsnittet ( $\bar{X}$ ), standardavvik (SD) og antall (n). - Concentration of chromium (Cr) in liver from reindeer females and males during winter and summer. The table gives the mean ( $\bar{X}$ ), the standard deviation (SD) and the number of samples (n).

	Sommer - Summer			Vinter - Winter		
	$\bar{X}$	SD	n	$\bar{X}$	SD	n
Bukker						
Males	0.26	±0.02	3	0.31	±0.06	8
Simler						
Females	0.27	±0.02	8	0.29	±0.05	12
Totalt						
Total	0.26	±0.16	11	0.29	±0.15	20

**Tabell 25** Nikkel (Ni) i ulike vevstyper og antall prøver med konsentrasjoner under deteksjonsgrensen på 0.59 mg/kg i fast materiale. Gjennomsnittsverdiene er beregnet på grunnlag av prøver med konsentrasjoner over deteksjonsgrensen. Totalt antall analyserte prøver er gitt i parentes. - Concentration of nickel (Ni) in different organs and the number of samples with a concentration less than the detection limit at 0.59 mg/kg. The mean concentration in each organ are computed from samples with a concentration higher than the detection limit. The total number of samples are given in parentheses.

Organtype Organs	$\bar{X}$	SD	n	Antall under deteksjonsgrense Number below detection limit	Antall utelatt fra gjennomsnitt No. of samples excluded from the mean value
Lever Liver	<0.59		(39)	39	0
Nyrer Kidneys	<0.59		(34)	34	0
Fettvev Fat tissue	-	-	-	-	0
Vominnhold Rumen content	4.24	±3.07	20 (20)	0	0
Lever - foster Liver - foetus	<0.59		(8)	8	0
Nyrer - foster Kidneys - foetus	< 0.69	±0.07	5 (9)	4	0
Fettvev - foster Fat tissue - foetus	-	-	-	-	0

**Tabell 26** Kobolt (Co) i ulike vevstyper og antall prøver med konsentrasjoner under deteksjonsgrensen på 0.65 mg/kg i fast materiale. Gjennomsnittsverdien er beregnet på grunnlag av prøver med konsentrasjoner under deteksjonsgrensen. Totalt antall analyserte prøver er gitt i parentes. - Concentration of cobalt (Co) in different organs and the number of samples with a concentration less than the detection limit at 0.65 mg/kg. The mean concentration in each organ is computed from samples with a concentration higher than the detection limit. The total number of samples are given in parentheses.

Organtype Organs	$\bar{X}$	SD	n	Antall under deteksjonsgrense Number below detection limit	Antall utelatt fra gjennomsnitt No. of samples excluded from the mean value
Lever Liver	<0.65	-	0 (31)	31	0
Nyrer Kidneys	<0.65	-	0 (26)	26	0
Fettvev Fat tissue	-	-	-	-	0
Vominnhold Rumen content	1.35	±0.60	20 (20)	0	0
Lever - foster Liver - foetus	<0.65	±0.40	0 (7)	7	0
Nyrer - foster Kidneys - foetus	<0.65		0 (9)	9	0
Fettvev - foster Fat tissue - foetus	-	-	-	-	0

**Tabell 27** Arsen (As) i ulike vevstyper og antall prøver med konsentrasjoner under deteksjonsgrensen på 0.50 mg/kg i fast materiale. Gjennomsnittsverdiene er beregnet på grunnlag av prøver med konsentrasjoner over deteksjonsgrensen. Totalt antall analyserte prøver er gitt i parentes. - Concentration of arsenic (As) in different organs and the number of samples with a concentration less than the detection limit at 0.50 mg/kg. The mean concentration in each organ is computed from samples with a concentration higher than the detection limit. The total number of samples are given in parentheses.

Organtype Organs	$\bar{X}$	SD	n	Antall under deteksjonsgrense Number below detection limit	Antall utelatt fra gjennomsnitt No. of samples excluded from the mean value
Lever					
<i>Liver</i>	<0.50	-	0 (31)	31	0
Nyrer					
<i>Kidneys</i>	<0.50	-	0 (25)	25	0
Fettvev					
<i>Fat tissue</i>	-	-	-	-	0
Vominnhold					
<i>Rumen content</i>	0.79	±0.19	21 (21)	0	0
Lever - foster					
<i>Liver - foetus</i>	<0.50	-	0 (7)	7	0
Nyrer - foster					
<i>Kidneys - foetus</i>	0.61	±0.06	3 (7)	4	0
Fettvev - foster					
<i>Fat tissue - foetus</i>	-	-	-	-	0

## 4 Diskusjon

### 4.1 Økologisk halveringstid for radiocesium ( $^{137}\text{Cs}$ )

Vi har med utgangspunkt i en lineær regresjonsmodell beregnet den økologiske halveringstiden for  $^{137}\text{Cs}$  i reinsdyr til å være ca fire år. En lineær framstilling av dette forløpet betinger at nedgangen pr tid er konstant. **Figur 1** viser at nedgangen pr tid sannsynligvis avtar. Den avtagende nedgangen i aktiviteten til  $^{137}\text{Cs}$  har tidligere blitt forklart med at en del radiocesium bindes i det øverste jordlaget, og at dette radiocesiumet etterhvert har blitt gjort tilgjengelig for opptak gjennom røttene til høyere planter (Robertson et al., 1992). Dette medfører at en stadig større del av det radioaktive cesiumet i villrein vil være forårsaket av beiting på høyere planter.

Dette er i samsvar med tidligere undersøkelser som har indikert at den økologiske halveringstida for radiocesium er betydelig lengre i høyere planter enn i kryptogamer (Gaare 1991, Bretten 1991). Også andre som har beregnet økologisk halveringstid for radiocesium har påpekt at nedgangen i forekomsten av denne isotopen er avtagende over tid (Gaare, Johnson og Skogland 1991, Van de Berg et al. 1992, Robertson et al. 1992, Kålås et al. 1994).

For den økologiske halveringstida i villrein betyr dette at det vil være et forhold mellom andelen av høyere planter og lav i dietten, og ione-opptaket i høyere planter. Opptaket av radiocesium i høyere planter vil også være påvirket av lokale variasjoner i jordsmonnets kationebyttepotensiale, slik at lokale variasjoner også skapes av denne faktoren (Robertson et al. 1992). Våre beregninger av økologisk halveringstid for radiocesium i reinsdyr gjelder derfor for Rondane, men vil kunne være noe annerledes når forholdet mellom lav og vaskulære planter i dietten eller andre økologiske faktorer er forskjellig fra det vi finner i Rondane. Effektiv halveringstid for  $^{137}\text{Cs}$  hos tamrein er imidlertid samsvarende med våre funn (Strand 1994).

Målingene av radiocesium ( $^{137}\text{Cs}$ ) gir ikke et helhetlig bilde av den strålebelastningen som villreinen på Dovrefjell ble utsatt for etter ulykken i 1986. Cesiumisotopene ( $^{134}+^{137}\text{Cs}$ ) var to av mer enn 20 radioaktive nuklider som ble målt i nedfallet fra ulykken (Brøgger og Høyser 1986). Blant de andre isotopene var radioaktivt  $^{131}\text{I}$ , som sammenlignet med radiocesium har en kort fysisk halveringstid (8 dager). Mellom 28. april og 11. mai ble radioaktivitet i luft målt til  $140 \text{ Bq/m}^3$  med  $^{131}\text{I}$ ,  $40 \text{ Bq/m}^3$  med  $^{137}\text{Cs}$  i Norge, slik at strålebidraget fra I-131 var langt større enn  $^{137}\text{Cs}$  i de første dagene etter Tsjernobylulykken. Andre nukleider, som  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239}+^{240}\text{Pu}$ , og flere andre radionukleider bidro i mindre grad til strålebelastning i Norge (Strand 1994). Den totale strålebelastningen i reinsdyr i tiden rett etter ulykken var derfor langt større og har avtatt raskere enn våre målinger av  $^{137}\text{Cs}$  tilsier. Målinger fra hele Rondane sett under ett (Skogland 1987) viste at nivåene i Rondane nord, var ca. 60% av gjennomsnittet for hele Rondane, med høyere verdier lenger sørøst.

Innholdet av radiocesium ( $^{137}\text{Cs}$ ) i reinsdyr etter Tsjernobyl ulykken er langt høyere enn sammenlignbare målinger i andre pat-

tedyr i Rondane (Steen og Skogland, 1991). Dette må sees som et resultat av reinsdyras beitepreferanse og evnen som lav har til å akkumulere lufttransportert forurensning.

### 4.2 Aldersavhengig akkumulering av metaller

Konsentrasjonene av bly, kadmium, selen og sink var høyest i de eldste reinsdyra. Dette er i godt samsvar med andre studier som har vist at enkelte metaller vil bindes til proteinkomplekser (metallothioneiner) og deponeres blant annet i nyrene hos pattedyr som er utsatt for en viss metalleksponering. På grunn av binding til metallothioneiner vil den biologiske halveringstiden for slike metaller bli svært lang, og konsentrasjonen av det enkelte metallet vil øke med alder. Immobilisering av toksiske elementer, deriblant binding av metaller til metallothioneiner er ved siden av utskillelse en av kroppens forsvarsmekanismer (Cherian og Nordberg 1983). Produksjon av metallothioneiner kan derfor være en tilpasning til toksiske metaller som av naturlige årsaker finnes i miljøet. De øvrige metallene (kvikksølv, selen, aluminium og krom) påvirkes ikke i betydelig grad av reinsdyras alder. Et unntak er kobber, som akkumuleres sterkt over placenta hos rein i Rondane, og derfor har høyest konsentrasjon hos fostere. Disse resultatene samsvarer med den generelle oppfatningen av hvilke metaller som øker i konsentrasjon med økende alder (Goyer 1991). Kålås og Myklebust (1994) fant at elg som var innsamlet i Birkenes ikke akkumulerte bly i lever, men i beinvev.

### 4.3 Sammenligninger av konsentrasjonsnivåer

Skogland et al. (1992) og Espelien et al. (i trykk) målte kadmium-konsentrasjonen i et mindre antall reinsdyr fra Hardangervidda. Disse reinsdyra hadde høyere konsentrasjoner av kadmium i lever enn det som er påvist på Dovrefjell. Dette er i samsvar med målinger av kadmium både i nedbør (Steinnes et al. 1993, 1994) og i planter (Kålås og Framstad 1993) fra områder nær Hardangervidda. Konsentrasjonen av kadmium i leverprøver fra villrein fra Rondane er høyere enn tilsvarende målinger som er foretatt på reinsdyr fra Finnmark (Sivertsen 1991). Også sammenlignet med reinsdyr fra Russland og Sør-Georgia er nivåene av kadmium høye i Rondane (Skogland et al. 1992). Sammenlignet med andre hjortedyr i Norge (Frøslie et al. 1986, Kålås og Myklebust 1994) og elg (*Alces alces*) fra Finland (Niemen et al. 1993), rådyr (*Capreolus capreolus*) fra Tyskland (Muller 1985), og "normalverdier" for andre hjortedyr som hvithalehjort (*Odocoileus virginianus*) og mulhjort (*Odocoileus hemionus*) (Sielo og Beyer 1985), er nivåene av kadmium i reinsdyr fra Rondane høye.

Andre undersøkelser av kadmium har påvist kadmiumkonsentrasjoner i enkelte høyere planter (røsslyng, blåbær, dvergbjørk og sølvvier) som er 10-30 ganger høyere enn i lav og moser (reinlav og etasjehusmose) (Kålås og Framstad, 1993). Videre har Relling og Steinnes (1993) vist at kadmium har et høyt akku-



muleringspotensiale i enkelte jordtyper på Dovrefjell, og at humus i området inneholder lavere kadmiumkonsentrasjoner enn områder i Sør-Norge som er tilført større mengder kadmium i form av lufttransportert forurensning (Steinnes et al. 1993, Relling og Steinnes, 1993). De høye kadmiumverdiene i reinsdyr fra Rondane kan derfor forklares med naturlige kadmiumforekomster som akkumuleres i reinsdyr på grunn av beiting på høyere planter. Dette er i overensstemmelse med studier av ryp (Lagopus sp.), som har vist at disse artene akkumulerer tildels betydelige mengder kadmium (Pedersen og Myklebust 1993, Myklebust et al. 1993).

Konsentrasjonen av bly i lever fra reinsdyr i Rondane er 2-3 ganger høyere enn målinger som er foretatt på tamrein i Finnmark (Sivertsen 1991). Espelien et al. (i trykk), foretok en sammenligning av blykonsentrasjonen i reinsdyr fra flere populasjoner innen reinens utbredelsesområde, og fant at konsentrasjonene av bly i lever fra reinsdyr var høyest på Hardangervidda, mens blyinnholdet i reinsdyr fra Dovrefjell tilsvarte konsentrasjoner av bly som ble funnet i reinsdyr fra Kolahalvøya (Russland). Konsentrasjonene av bly i lever fra reinsdyr på Dovrefjell er også noe høyere enn det som har blitt regnet som "normalt" for andre hjortedyr (hvithalehjort, mulhjort og rådyr (Sielo og Beyer 1985). Blykonsentrasjonene i reinsdyr fra Rondane og Hardangervidda er 4 ganger høyere enn tilsvarende målinger i elg fra Birkenes (Kålås og Myklebust 1994) (sammenligningen bygger på leverprøver fra sommeren). Dette samsvarer med målinger av bly i beiteplanter som viser at lav og moser har betydelig høyere blykonsentrasjoner enn urter og andre rotfesta planter som inngår som hovedbestanddeler i dietten til elg (Kålås og Framstad 1993). Forskjellene mellom elg og rein kan forklares ut i fra forskjeller i beitepreferanse.

Sivertsen (1991) fant forhøyede konsentrasjoner av sink i reinsdyr fra Øst-Finnmark og så dette i sammenheng med utslipp fra tungindustri på Kolahalvøya. Sivertsens målinger av sink i lever fra reinsdyr er høyere enn de konsentrasjonene vi har funnet hos reinsdyr på Dovrefjell. Målinger i reinsdyr som beiter i sentrale og østlige områder på Kolahalvøya viser nivåer som tilsvare konsentrasjoner av sink i reinsdyr i Rondane og på Hardangervidda (Espelien et al. i trykk). Konsentrasjonene av sink i lever hos reinsdyr fra Rondane er innenfor det konsentrasjonsnivået som har blitt regnet som "normalt" i hvithalehjort og mulhjort (Sielo og Beyer 1985), og tilsvare målinger som er gjort på hjort og elg i Sør-Norge (Kålås og Myklebust 1994).

Konsentrasjonen av kobber i lever og vominnhold hos reinsdyr i Rondane var høye sammenlignet med målinger av kobber i reinsdyr fra andre områder. Dette må trolig ses i sammenheng med forekomsten av kobber i berggrunnen i dette området. Tilsvarende konsentrasjoner av kobber er målt i reinsdyr fra den sørøstlige delen av Kolahalvøya (Espelien et al. i trykk). Sivertsen (1991) fant et kobberinnhold på 230 mg/kg (median våtvekt), (spredning 100-760 mg/kg) i reinsdyrlever fra Jarfjord i Øst Finnmark, dette er det høyeste som er målt hos drøvtyggere i Norge, og tilsvare kobberkonsentrasjoner som har gitt kobberforgiftning hos sau i Sør-Norge (Sivertsen 1991). Det er imidlertid kjent at innholdet av kobber i lever hos pattedyr varierer mye, og at det vil være store forskjeller på toksisk nivå mellom artene (Frøslie et al. 1987).

Konsentrasjonen av kvikksølv i reinsdyrlever fra Rondane er 2-3 ganger høyere enn det som er målt i reinsdyr, elg og sau i Finnmark (Sivertsen 1991), og 10-15 ganger høyere enn tilsvarende målinger i elg og hjort fra Birkenes og Vindafjord (Kålås og Myklebust 1994). Våre målinger i Rondane tilsvare imidlertid målinger av kvikksølv gjort av Frøslie et al. (1984) som også viste relativt høye verdier av kvikksølv i reinsdyr fra Dovrefjell. De betydelig lavere verdiene i elg og hjort skyldes trolig at disse artenes beiteplanter har betydelig lavere kvikksølvkonsentrasjoner enn lav og moser (Kålås og Framstad, 1993), som er viktige beiteplanter for rein.

Konsentrasjonene av selen i lever tilsvare konsentrasjoner som Frøslie et al. (1984) påviste i reinsdyr fra Knutshø og Forelhogna. Sammenlignet med andre hjortedyr tilsvare konsentrasjonen av selen et nivå som er påvist hos elg i de sørligste delene av Norge (Frøslie et al. 1984). Konsentrasjonene av selen i reinsdyr fra Rondane er betydelig lavere enn det som er målt på tamrein i Øst-Finnmark (Sivertsen 1991) og i elg og hjort fra Birkenes og Vindafjord (Kålås og Myklebust 1994).

Konsentrasjonene av aluminium i reinsdyrlever fra Rondane tilsvare målinger i reinsdyr fra Finnmark (Sivertsen 1991). Nivåene er betraktelig høyere enn det som er målt i elg fra Birkenes (Kålås og Myklebust 1994). Ut over dette finnes det svært lite informasjon om "normalverdier" for aluminium i drøvtyggere.

Konsentrasjonene av nikkel, kobolt og arsén var lave og i nærheten av deteksjonsgrensen. Dette tilsvare konsentrasjoner som er påvist i rein, sau og elg fra Finnmark, og i reinsdyr fra sentrale deler av Kolahalvøya (Sivertsen 1991, Espelien et al. i trykk).

## 4.5 Årstidsvariasjon i konsentrasjonen av metaller

Mineralopptak og energiomsetningen i reinsdyr er tidligere vist å variere betraktelig mellom årstider. Likeledes varierer beitepreferanse og fordøyeligheten av de enkelte beiteplantene mellom årstider. Samtlige av disse faktorene er forventet å ha betydning for konsentrasjonen av de enkelte metallene. Konsentrasjonene av kadmium og kvikksølv var høyest i lever og nyrer hos reinsdyra om vinteren, mens de andre metallene ikke viste noen tydelig årstidsvariasjon. Den økte kvikksølvkonsentrasjonen i lever hos reinsdyr på vinterbeite er i godt samsvar med konsentrasjonen av kvikksølv i vominnholdet. Kadmiumkonsentrasjonen i vomma var derimot langt høyere når reinsdyra var på sommerbeite, og gir ingen forklaring på de høye kadmiumverdiene i lever og nyrer vinterstid. Alderssammenstillingen på materialet ga heller ingen forklaring på denne årstidsvariasjonen. Crete et al. (1987) påviste en tilsvarende årstidsvariasjon i innholdet av kadmium i lever hos Caribou i Kanada, og foreslo at beiting på kontaminert lav og at biologisk halveringstid sammen med at nyrer og lever har en årstidsavhengig vekstsyklus, kunne påvirke kadmiumkonsentrasjonen i disse organene.



## 4.6 Metaller i vominnholdet

Undersøkelsene av vominnholdet viste i likhet med tidligere studier av reinsdyras diett at reinsdyra spiser mer lav på vinterbeite (Skogland 1984). I vominnholdet var konsentrasjonen av kadmium, selen, kobber, krom og nikkel betydelig høyere i de reinsdyra som var felt på sommerbeite. Konsentrasjonen av disse metallene var også positivt korrelert til frekvensen av høyere planter i vominnholdet. Konsentrasjonen av kvikksølv var høyest i vominnhold tatt fra reinsdyr som var felt om vinteren og korrelert til frekvensen av moser og lav. Dette med unntak av bly og kvikksølv som finnes i større konsentrasjoner i enkelte kryp-togamer (Kålås og Framstad, 1993).

Det er imidlertid ikke foretatt en grundig undersøkelse av metallkonsentrasjoner i reinsdyras beiteplanter i Rondane. Våre målinger av metaller i vominnholdet viser at konsentrasjonen av alle metallene i vomma er betydelig høyere enn det vi hadde forventet ut fra konsentrasjoner av metaller i beiteplanter i Åmotsdalen og Solhomfjell (Kålås og Framstad, 1993; Relling og Steinnes, 1993; Steinnes pers. med.). Jordbeiting forekommer hos reinsdyr, og både jord og strølag/humus inneholder normalt sett høyere konsentrasjoner av kadmium og bly enn reinsdyras beiteplanter. Jordbeiting kan kanskje forklare noe av de relativt høye metallkonsentrasjonene vi har målt i vominnhold hos reinsdyr i Rondane. I tillegg til jordbeiting, kan oppkonsentrasjon av metaller i vominnholdet, f.eks via mikroorganismer i vomma, være en mulig forklaring. Inntil en har mer kunnskap om disse forholdene, vil koblingen mellom kadmium i reinsdyr og beiteplanter/ vominnhold forbli uklar.

Forskjellen mellom metallkonsentrasjoner i vominnholdet og konsentrasjon av de enkelte metaller i organer var stor. Spesielt kadmiumkonsentrasjonen var lav i vominnholdet, mens konsentrasjonen av dette metallet var relativt høy i lever. Dette kan tyde på at opptaket av kadmium er relativt høyt. Aluminium viste det motsatte forholdet, med betydelige konsentrasjoner i vominnhold og lave konsentrasjoner i lever.

## 4.7 Utvikling over tid

Statens forurensningstilsyn (SFT 1988, 1989, 1993) har i flere år målt konsentrasjonen av metaller i nedbør. På enkeltstasjoner har disse måleseriene sammen med målinger av metaller i moser (Steinnes et al. 1988, 1993, 1994) vist at tilførselen av flere metaller, deriblant bly, har avtatt betraktelig i løpet av den siste 15 årsperioden. En tilsvarende nedgang ble ikke funnet i leverprøver fra reinsdyr.

## 4.8 Overføring av metaller fra dret-tige simler til foster

Svært få andre har undersøkt har studert metallkonsentrasjoner i foster fra hjortevilt. Det er derfor få resultater vi kan relatere våre data til. De fleste metallene ble funnet i påvisbare konsentrasjoner også i reinsdyrfoster. På grunn av at noen av fostrene

hadde metallkonsentrasjoner under deteksjonsgrensen, er gjennomsnittsverdiene som er oppgitt for enkelte metaller maksimumsestimater av metallinnholdet i disse organene. Spesielt bly synes å overføres lett til fostret. Dette er i god overensstemmelse med studier på mennesker som har vist at bly lett overføres til fostret, men at nyfødte normalt har et noe lavere nivå av bly i blodet enn moren (Goyer 1991). Konsentrasjonen av sink og kobber var langt høyere i fostret enn i dretlige simler. Kvikksølv akkumuleres normalt over placenta slik at fostret har 10-40 ganger høyere kvikksølvkonsentrasjoner (Goyer 1991). Fostrene i vårt materiale hadde konsentrasjoner av kvikksølv som var 5 ganger lavere enn simlene. Av de undersøkte metallene er kadmium det metallet som i minst grad ble overført til fostret. Dette samsvarer med eksperimentelle studier på pattedyr (Ferm og Carpenter 1968).

## 4.9 Risiko for biologiske effekter

### Kadmium (Cd)

Studier av toksiske nivåer for kadmium hos viltlevende dyr er mangelfulle. Det er også stor forskjell på de enkelte artenes evne til å tåle økt eksponering for kadmium. Det er derfor svært vanskelig å vurdere risikoen for biologiske effekter av de observerte kadmiumkonsentrasjonene. Normalt regner en med at konsentrasjoner på ca 200 mg/kg i nyrer (våtvekt) gir livstruende nyreskader hos pattedyr (Hammons et al. 1978). Kadmium i føret til stokkand (20-200 mg/kg) (*Anas platyrhynchos*) over lengre tid, gav degenerering av testikler og nedsatt spermatogenese (White et al. 1978). Kadmiumklorid eller kadmiumsulfat (2-10 mg/kg) gitt til hamster og rotte i eksperimenter (intravenøst eller ved injeksjoner i bukhulen), har gitt misdannelser, intrauterin død, resorpsjon av fostre og redusert fostervekst (Wilson 1977). Kadmium er klassifisert som et karsinogent (kreftfremkallende) metall (IARC 1987). Dette tilsier at grenseverdier for biologiske effekter av kadmium er svært vanskelige å oppgi, fordi det ikke eksisterer noen nedre terskel for induksjon av genetisk skade (mutasjoner, kreft og misdannelser hos foster). Se forøvrig Espelien (1993) for en generell vurdering av metallers gentoksisitet.

### Bly (Pb)

Bly er et karsinogent metall (IARC, 1987). Det er derfor vanskelig å oppgi noen grenseverdier for biologiske effekter, fordi det ikke eksisterer noen nedre terskel for induksjon av genetisk skade. Fra litteraturen vet vi at vaskebjørner (*Procyon lotor*) som i gjennomsnitt hadde konsentrasjoner på 1-20 mg/kg (våtvekt) bly i lever hadde påvisbare skader i hjernen og morfologiske endringer i lever som indikerte blyforgiftning (Dieters og Nielsen 1978). Bly i form av blynitrat (7,5-70 mg/kg) gitt oralt har gitt misdannelser, død og resorpsjon av fostre, og redusert fostervekst hos hamster og rotte i forsøk (Wilson 1977). Sett i forhold til disse studiene er konsentrasjonen av bly i reinsdyr fra Rondane av en slik størrelsesorden at biologiske effekter ikke kan utelukkes. Toksisk nivå for metaller varierer betydelig mellom arter (eksempelvis kobber), dette gjør at en vanskelig kan trekke generelle konklusjoner, og at belastning ofte må knyttes til effekter hos enkelt arter. Lokale tilpasninger til naturlig forekommende metaller kan ikke utelukkes.

## Kobber (Cu)

Kobber er viktig under dannelse av røde blodlegemer og som bestanddel i flere enzymer. Et høyt nivå av kobber er kjent under fosterstadiet hos flere arter av pattedyr. Det er derfor liten grunn til å anta at de målte nivå av kobber har toksiske effekter på fosteret. Sivertsen (1991) fant kobbernivå på 230 (median), 100-760 (range) mg/kg våtvekt i reinsdyrlever fra Jarfjord i Øst-Finnmark. Konsentrasjonene av kobber som er målt i reinsdyrlever hos fostere i denne undersøkelsen, og i lever hos voksne individer fra Finnmark (Sivertsen 1991), tilsvarer nivåer som en vet har gitt kobberforgiftning hos sau i Sør-Norge (Sivertsen 1991). Det er imidlertid kjent fra litteraturen at innholdet av kobber i lever hos pattedyr varierer sterkt, og at det derfor vil være store forskjeller på toksisk nivå mellom dyrearter (Frøslie et al. 1987).

## Kvikksølv (Hg)

Kvikksølv er et karsinogent metall (IARC, 1987), det er derfor vanskelig å oppgi grenser for skadelig nivå. Som forurensning finnes kvikksølv i tre hovedformer; organisk, ionisk form, og som fysisk kvikksølv (Goyer 1991). Både opptaket i levende organismer, utskillelse (økologisk halveringstid) og toksiske effekter er sterkt avhengig av i hvilken form kvikksølv finnes (Goyer 1991). Metylkvikksølv (0.03-8 mg/kg) tilført oralt eller direkte i bukhulen ved injeksjon (intraperitonealt), har i eksperimenter gitt misdannelser, dødfødsler, intrauterin død, resorpsjon og redusert fostervekst hos hamster, mus, hund og katt (Wilson 1977). Disse dose-ene er vesentlig høyere enn det som er aktuelt i Rondane.

## Aluminium (Al), Krom (Cr), Nikkel (Ni) og Arsen (As)

Krom, nikkel og arsen er karsinogene metaller (IARC 1987). Det er derfor vanskelig å angi nedre grenser for når disse metallene gir skadelige effekter. Aluminium tilført ved injeksjoner i bukhulen (intraperitonealt) i form av aluminiumklorid (40-200 mg/kg), har gitt misdannelser hos rottefoster (Wilson 1977). Konsentrasjonene av disse metallene i reinsdyr fra Rondane er såpass lave at de ligger innenfor det som tidligere er tolket som "normale" verdier for storfe (Sivertsen 1991). Arsen antas å kunne ta fosforets plass på enzymer uten å fylle fosforets funksjon i den biologiske organisme (Waser et al. 1982).

## 4.10 Interaksjoner

Eksponering for flere toksiske elementer, deriblant bly og kvikksølv, kan øke den toksiske effekten av kadmium. Hos pekingand er en slik additiv effekt funnet ved samtidig eksponering for de tre metallene (Rao et al. 1989). Sink reduserer derimot den toksiske effekten av kadmium (Friberg 1986). Hos mennesker er det kjent at et lavt opptak av kalsium øker opptak av kadmium ved at mengden kalsiumbindende proteiner i tarmen øker. Dette proteinet binder kadmium tilnærmet like effektivt som kalsium (Bremner 1978). Liten tilgang på kalsium øker også opptak av bly (Scheuhammer 1987). Villreinen i Rondane Nord beiter i områder som er fattige på kalsium, noe som kan gi økt opptak av toksiske metaller. Villreinen i Rondane nord fikk en betydelig radioaktiv eksponering som følge av kjernekraftulykken i Tsjernobyl, i tillegg til dette kommer en viss eksponering for potensielt toksiske metaller slik at mulighet for synergistiske effekter kan være til stede.

## 5 Konklusjon

Undersøkelsen viste at konsentrasjonene av kadmium, sink, bly og selen økte med alder i nyrer og delvis i lever. Akkumulering av metaller med økende alder er i seg sjøl ingen indikasjon på forurensning, men kan være en tilpasning til toksiske metaller som finnes naturlig i miljøet. Det er imidlertid viktig å ta hensyn til dette i overvåkingsammenhenger.

Ved å sammenligne den botaniske sammensetningen av vominnholdet med konsentrasjonen av metaller i vomma, fant vi at beiting på høyere planter forklarte metallkonsentrasjonen i vominnholdet for de fleste av metallene. Innholdet av kvikksølv var best forklart med beiting på kryptogamer. Bly viste ingen klar sammenheng med beiting på noen plantegruppe.

Konsentrasjonen av kadmium var høyest i lever om vinteren, mens innholdet av dette metallet i vomma var høyest om sommeren. Disse resultatene indikerer at konsentrasjonen av kadmium i lever kan være sterkt påvirket av biologisk halveringstid, metabolsk status, eventuelt at opptaket av dette metallet er avhengig av, for oss, ukjente mekanismer. Fra disse resultatene, og sammenligninger med andre studier som har målt metallkonsentrasjoner i nedbør, planter og jordsmonn, vil vi konkludere med at kvikksølv og bly i reinsdyr i Rondane mest sannsynlig skyldes tilført forurensning, mens de andre metallkonsentrasjonene like godt kan forklares med naturlige forekomster.

Vi påviste ingen betydelig nedgang i konsentrasjonen av metaller i løpet av den siste åtte-årsperioden. Sett i lys av nedgangen i bly i nedbør den siste 10-årsperioden kan dette indikere at den økologiske halveringstiden for bly er lang.

Den økologiske halveringstida for radiocesium ( $^{137}\text{Cs}$ ) ble beregnet til fire år (48 måneder). En ikke-lineær nedgang i forekomsten av radiocesium kan forklares med at den økologiske halveringstida for radiocesium er lengre i høyere planter sammenlignet med lav.

Konsentrasjonen av kobber og sink i lever viste en betydelig kjønnsvariasjon. Simlene hadde betydelig høyere konsentrasjoner av sink, mens bukkene hadde større kobberkonsentrasjoner enn simlene. Med unntak av disse metallene var det ingen kjønnsforskjeller mht. metallkonsentrasjonene i nyrer og lever. Flere av metallene viste en klar akkumulering med alder, dette var mest utpreget i nyrer, men enkelte metaller akkumuleres også i lever. I overvåkingsammenhenger bør en derfor kontrollere for alder.

Sammenligninger mellom metallkonsentrasjoner i foster og simler indikerer at bly og kvikksølv lett overføres til fosteret hos rein. Sink, kobber, krom og nikkel konsentreres over placenta, mens kadmium overføres til fosteret i svært små mengder.

Vurderinger av potensialet for biologiske effekter av metaller i reinsdyr fra Rondane vanskelig, i og med at det eksisterer svært få studier av toksisk nivå i villlevende pattedyr. Grensene for skadelige effekter av kvikksølv er sterkt avhengig av om kvikksølv finnes i organiske forbindelser. Konsentrasjonen av kvikksølv,

bly, og den radioaktive isotopen  $^{137}\text{Cs}$  var høyest når reinsdyra var på vinterbeite. Vinterhalvåret er den årstida hvor reinsdyra utsettes for de største fysiske påkjenningene. Dette sammen med at mesteparten av fostervekten skjer på vinterbeite, kan muligens bidra til at reinsdyr er spesielt utsatt for toksiske effekter av disse elementene.

Deler av Rondane er fattig på kalsium. Dette sammen med en samtidig eksponering for flere toksiske metaller, deriblant kadmium, kvikksølv og bly, samt en betydelig eksponering for radioaktivitet, kan ha medført biologiske effekter. En avklaring av dette må imidlertid avvente resultater fra pågående studier som tar sikte på å undersøke de genotoksiske effektene av denne eksponeringen. (Espelien et al. in prep).

## 6 Sammendrag

Målsettingen med rapporten har vært å gi en vurdering av metaller (kadmium, sink, bly, kobber, kvikksølv, selen, aluminium, mangan, krom, nikkel, arsen og kobolt) og radiocesium ( $^{137}\text{Cs}$ ) i reinsdyr fra Rondane villreinområde. Metallkonsentrasjoner ble målt i lever, nyrer og vominnhold fra voksne reinsdyr, og i lever og nyrer fra reinsdyrfoster. Aktiviteten til den radioaktive isotopen  $^{137}\text{Cs}$  (radiocesium) ble målt i muskulatur. I en slik sammenstilling kunne metallkonsentrasjonene vurderes i forhold til reinsdyras alder og kjønn og i forhold til årstid. Overføring av metaller fra simle til foster er også studert. Materialet som inngår i undersøkelsen er samlet i løpet av en sju års periode. Denne tidsserien har gjort det mulig å estimere den økologiske halveringstida til radiocesium i villrein til å være ca 4 år.

Målinger av metaller i nyrer viste at konsentrasjonen av kadmium, sink og bly var høyest i de eldste reinsdyra. Til en viss grad akkumuleres også disse metallene i lever. Dette forklares med at disse metallene kan bindes til proteiner og lagres i bløte organer (lever og nyrer). Slik binding (immobilisering) av kadmium kan være en av kroppens beskyttelsesmekanismer mot metaller som finnes naturlig og som har skadelige effekter. Kobberinnholdet i lever hos voksne reinsdyr og særlig i lever hos foster var svært høye. Fettvev hadde gjennomgående lavere metallinnhold enn lever og nyrer.

Effekten av beitepreferanse på konsentrasjon av metaller i vominnholdet ble undersøkt. Sammenhengen mellom beitepreferanse og metallkonsentrasjoner i organer er diskutert i forhold til andre undersøkelser som har målt metallkonsentrasjoner i nedbør, planter og jordsmonn. Dette ble gjort for å vurdere i hvilken grad metaller i reinsdyr fra Rondane skyldes forurensning eller naturlig forekommende metaller. Analyser av vominnholdet viste at reinsdyr har en større andel lav og moser i dietten vinterstid, mens lyngarter, blader og treaktige planterester i større grad inngår i vominnholdet om sommeren. Vominnhold fra reinsdyr skutt om sommeren hadde høyere konsentrasjoner av kadmium, sink, kobber, selen, krom og nikkel. Konsentrasjonen av disse metallene var korrelert til andelen av høyere planter i vominnholdet. Beiting på høyere planter ser derfor ut til å øke konsentrasjonen av de fleste metallene i vominnholdet. Disse resultatene støttes av andre undersøkelser som har vist at enkelte rotfesta planter fra Åmotsdalen på Dovrefjell og Hardangervidda inneholder større konsentrasjoner av disse metallene enn etasjehusmose og reinlav fra de samme områdene. Konsentrasjonen av kvikksølv i vomma var høyest når reinsdyra var på vinterbeite og korrelert til frekvensen av moser og lav i dietten. Disse resultatene er i samsvar med andre undersøkelser som har vist at kryptogamer, på grunn av forurensning tilført gjennom luft, inneholder større konsentrasjoner av kvikksølv, bly og radiocesium enn rotfesta planter. Vi har derfor konkludert med at kvikksølv, og mest sannsynlig bly, som er akkumulert i reinsdyr, i første rekke skyldes beiting på lav og moser.

Konsentrasjonen av metaller i lever og nyrer og radiocesium i muskulatur varierte betydelig mellom årstider. Konsentrasjonen av kvikksølv og radiocesium korresponderer med konsentrasjonen i vominnholdet, med betydelig høyere verdier om vinteren.



Kadmium-konsentrasjonen i lever var imidlertid høyest om vinteren, mens konsentrasjonene av kadmium i vominnholdet var høyest om sommeren. Dette kan indikere at biologisk halveringstid, fysisk kondisjon og energiomsetning er av stor betydning for kadmiumkonsentrasjonen i indre organer.

Reinsdyra i Rondane har høyere konsentrasjoner av bly og kvikksølv i lever enn elg og hjort i andre deler av landet som er tilført mer lufttransportert forurensning. Likeledes hadde reinsdyr langt høyere konsentrasjoner av radiocesium etter Tsjernobyl ulykken enn andre sammenlignbare arter. Dette indikerer at reinsdyr på grunn av sin diett er mer utsatt for akkumulering av lufttransportert forurensning.

Ved å sammenligne konsentrasjonen av metaller i lever og nyrer fra simler med lever og nyrer fra foster, fant vi at sink og kobber i betydelig grad transporteres over placenta og akkumuleres i fosterets lever og nyrer. Likeledes overføres bly og kvikksølv lett til fosteret. Kadmium ser derimot ut til å være det metallet som i minst grad overføres til fosteret. Konsentrasjonen av kvikksølv og radiocesium i de voksne reinsdyra er betydelig høyere om vinteren. På denne årstida utsettes reinsdyra for store fysiske påkjenninger og perioder med næringsstress. I tillegg til dette skjer fostervekst og den første delen av dieperioden på vinterbeite. Disse faktorene kan til sammen bidra til at reinsdyr har en lav tålegrense for disse forurensningsemnene.

Det er vanskelig å vurdere de metallkonsentrasjonene vi har påvist i forhold til potensielle effekter, etter som det eksisterer svært få studier som viser toksisk nivå hos viltlevende pattedyr. Additive og/eller synergistiske effekter kan oppstå fordi reinsdyra er eksponert for flere metaller og radioaktivitet samtidig. Med unntak for bly, er konsentrasjonene av metaller imidlertid så lave at vi ut fra eksisterende kunnskap ikke har noe grunnlag for å forvente biologiske effekter fra metalleksponeringene alene. Vi må imidlertid avvente andre pågående studier med tanke på mulige genotoksiske effekter. For en generell gjennomgang av biologiske effekter av metaller henvises til Pedersen og Nybø (1990) og genotoksiske effekter i Espelien (1993). Mulige effekter som følge av radioaktiv bestråling er diskutert av Skogland et al. (1991), Røed (1992) og Espelien et al. (i trykk).

## 7 Summary

In this report we study the concentration of metals and radioactivity in wild reindeer from the Rondane wild reindeer area in south central Norway. Metals were measured in kidney, liver, fat and rumen content from adult reindeer, and in kidney and liver from fetuses of reindeer. Radiocaesium ( $^{137}\text{Cs}$ ) was measured in muscle of adult reindeer and fetuses. The concentration of metals was related to age and sex of the reindeer. The transfer of metals from pregnant female reindeer to their fetus was also studied. By comparing diet composition and levels of metal and radioactivity in the rumen contents, the effects of diet composition on the concentration of metals and radioactivity in reindeer organs was studied. By comparing these results with other studies where metal deposition in precipitation, soils and plants were measured, we wished to distinguish between metals occurring in reindeers by natural depositions and those accumulated in reindeer due to air transported pollution. Samples were collected over a seven year period. These time series allowed us to estimate the ecological half-life of  $^{137}\text{Cs}$  in reindeer to be approximately 4 years for the time period of 1986-93.

Samples of liver and kidney from older reindeer had the highest concentration of cadmium, zinc and selenium. This age dependent accumulation is explained by the binding of some metal complexes. This is especially occurring in the metabolic active organs like the kidneys. The age dependent accumulation was most pronounced in kidneys. Immobilisation of toxic metals like cadmium might be a defence mechanism against the toxic effects of the free metal. The immobilized cadmium will always be in a dynamic equilibrium with free forms in the organs of the reindeer. Levels of copper in liver and fetuses were high, but in agreement with studies of domestic reindeer in northern Norway. The concentration of metals in the fat was in general significantly lower than in the liver and the kidney.

The analysis of the botanical composition of the rumen content showed that the reindeer has a preference towards lichens and mosses during winter, whereas graminoides and herbs are a more significant part of the diet during the summer. The rumen content of the reindeer on summer pastures had the highest concentration of cadmium, copper, selenium, chromium and nickel. The concentration of these metals in the rumen contents was significantly correlated to the frequency of rooted plants in the diet. These results are supported by other studies which show that some rooted plants have higher levels of these metals than lichens and mosses. The mercury concentration of the rumen content was, on the contrary, correlated to the frequency of lichens and mosses in the diet. This result is supported by other studies which have showed that lichens and mosses have significantly higher concentrations of mercury, lead and radiocaesium because of air transported pollution. It is therefore possible to conclude that the concentration of mercury and most probably also lead in the reindeers organs is a result of the reindeers preference towards lichens, and further that this is caused by long range transported pollution.

The concentration of metals and radiocaesium in liver, kidneys and muscle varied significantly between the seasons. The levels

of mercury and radiocaesium corresponds to the concentration in the rumen contents, with significantly higher levels during the winter. The cadmium levels in the rumen were, however, higher during the summer, whereas the cadmium concentration of the liver was significantly higher during the winter. This indicates that the biological half-life of cadmium, the physical condition and the metabolism of the reindeer is of great importance to the levels of cadmium in the liver.

By comparing the metal concentration in the liver from the reindeer females with the concentration in the liver of their foetuses, we found that zinc and copper are transported across the placenta and accumulated in the liver and the kidneys in the foetus. Lead and mercury are also easily transferred to the foetus, whereas cadmium is less transferable.

There exists few studies demonstrating toxic responses in the natural environment. It is therefore difficult to evaluate potential toxic effects of the observed concentration levels. Further, synergistic and additive effects might be produced because reindeers are exposed to several metals and radioactivity simultaneously. During the winter the reindeer are facing a harsh environment and strong physical stress. Foetal growth and the first part of lactation are accomplished on the winter pastures. These factors might act synergistically and cause the reindeer to have a lower threshold to pollutants in the winter. With the exception of lead, the concentration of metals is relatively low, and we have at present time no reason to expect biological effects caused by exposure to the metals alone. We must await ongoing studies for a further evaluation of the possible genotoxic effects. A general review of the potential biological effects of metals is given by Pedersen and Nybø (1990) whereas the genotoxic effects were discussed by Espelien (1993). Genetic damage, expressed as chromosomal aberrations (CA) in reindeer, caused by the radioactive fallout from the Chernobyl accident, is discussed by Skogland et al. (1991), Røed (1992) and Espelien et al. (in press).

## 8 Litteratur

- Brøgger, A. & Høyer, K.G. 1986. Det radioaktive Norge etter Tsjernobyl. - Det Norske Samlaget.
- Bretten, S. 1991. Radioaktivt  $^{137}\text{Cs}$  etter Tsjernobyl nedfallet i alpine plantesamfunn på Dovrefjell. - I: Gaare, E., Jonsson, B., & Skogland, T. Tsjernobyl. Sluttrapport fra NINAs radiøkologiske program 1986-1990: s. 28-36.
- Bremner, I. 1978. Cadmium toxicity. - *World Review of Nutrition & Diet* 32:165-197.
- Brown, D. H. & Beckett, R. P. 1984. Uptake and effect of cations on lichen metabolism. - *The Lichenologist*. 16:4:173-188.
- Buell, G. 1975. Some biochemical aspects of cadmium toxicology. - *Journal of Occupational Medicine*: 17:3189-3195.
- Cherian, M.G. & Nordberg, M. 1983. Cellular adaptation in metal toxicology and metallothionein. - *Toxicology* 28:1-15.
- Crete, M., Nault, R., Walsh, R., Benedetti, J. L., Lefebvre, A. M., Weberg, J. P., & Gagnon, J., 1987. Variation in cadmium content of caribou tissues from northern Quebec. - *Sci. Tot. Environ.* 80:103-102.
- Dieters, R.W. & Nielsen, S.W. 1978. Lead poisoning of racoons in Connecticut. - *Journal of Wildlife Diseases*. Vol 14:187-192.
- Doyle, J.J. & Spaulding, J.E. 1978. Toxic and essential elements in meat - a review. - *Journal of Animal Sciences* 47:2:398-419.
- Eriksson, O., A. Frank, M. Nordkvist & L. R. Peterson. 1990. Heavy metals in reindeer and their forage plants. - *Rangifer* no 3, pp 315-331.
- Espelien, I.S. 1993. Genetiske effekter av tungmetaller på pattedyr. En kunnskapsoversikt. - NINA Utredning 051, Fagrapport 38 Naturens tålegrenser.
- Espelien, I., Strand, O., Krøkje, Å., & Skogland, T. I trykk. A study of exposure and genotoxic effects of radiation and metals in reindeer: preliminary results. In: Effects of air pollutants on terrestrial ecosystems in the border area between Russia and Norway. - Proceedings from the 2nd. symp. at Svanvik Sept. 1994.
- Espelien, I., Strand, O. and Skogland, T. Manuskript. Ecological half-life of  $^{137}\text{Cs}$  in reindeer. - Submitted to *Wildl. Biology*.
- Espelien, I., Strand, O. and Skogland, T. Genetiske effekter av metaller og radioaktivitet hos rein. - Sluttrapport NINAs instituttprogram i forurensningsbiologi.
- Ferm, V.G. & Carpenter, S.J. 1968. The relationship of cadmium and zinc in experimental mammalian teratogenesis. - *Laboratory Investigation* 18:4:429-432.
- Fimreite, N. 1971. Effects of dietary methylmercury on ring-necked pheasants. - *Canadian Wildlife Service Annual Paper* 9:1-28.
- Friberg, L. 1986. Cadmium. - I: Friberg, L., Nordberg, G.F. & Vouk, V.B., red. *Handbook on the Toxicology of Metals*. Elsevier 1986, Amsterdam-New York-Oxford. s. 130-184.
- Frøslie, A., Norheim, G., Rambæk, J.P. & Steinnes, E. 1984. Levels of trace elements in liver from Norwegian moose, reindeer and red deer in relation to atmospheric deposition. - *Acta Vet. Scand.* 25:333-345.
- Frøslie, A., Haugen, A., Holt, G. & Norheim, G. 1986. Levels of cadmium in liver and kidneys from Norwegian cervides. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 37:453-460.

- Frøslie, A., Holt, Høie, R. & Haugen, A. 1987. Levels of copper, selenium and zinc in liver of Norwegian moose (*Alces alces*), reindeer (*Rangifer tarandus*), roedeer (*Capreolus capreolus*), and hare (*Lepus timidus*). - Norsk Landbruksforskning 1:243-249.
- Gaare, E. and Skogland, T. 1975. Wild reindeer food habits and range use at Hardangervidda. - I: Fennoscandian Tundra Ecosystems. IBP ecological studies 17, Springer Verlag, Berlin:195-210.
- Gaare, E. 1991. Virkningen på reinens beite i traktene fra Dovrefjell til Rondane av ulykken i Tsjernobyl, april 1986. - I: Gaare, E., Jonsson, B., & Skogland, T. Tsjernobyl. Sluttrapport fra NINA's radioøkologiske program 1986-1990. s. 36-48.
- Gaare, E., Jonsson, B., & Skogland, T. 1991. Tsjernobyl. - Sluttrapport fra NINA's radioøkologiske program 1986-1990. 71s.
- Goyer, R.A. 1991. Toxic effects of metals. - I: Amdur, M.O., Doull, J. & Klaassen, C., red. Casarett and Duoll's Toxicology. Macmillian Publishing Company, New York-Toronto-London. s. 582-635.
- Hammons, A.S., Huff, J.E., Braustein, H. M., Drury, J. S., Shriner, C. R., Lewis, E. B., Whitfield, B. L., and Towhill, L. E. 1978. Reviews on the environmental effects of pollutants: IV Cadmium. - U.S. Environ. Protection Agency Rep. 600/1-78-026. 251 s.
- Haagenrud, H. 1978. Layers of secondary dentine in incisors as age criteria in moose (*Alces alces*). - J. Mamm. 59:857-858.
- IARC. 1987. - Monograph on the evaluations of the carcinogenicity: An update of IARC monographs. Vol 1-42. WHO-IARC Lyon, France 1987.
- Kålås, J. A., & Framstad, E. 1993. Terresterisk naturovervåking. Smågnagere, fugl og næringskjedestudier i Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn - Austfjell, Lund og Solholm fjell, 1992. - NINA oppdragsmelding 212:1-26.
- Kålås, J. A., Bretten, S., Byrkjedal, I. & Njåstad, O. 1994. Radiocesium (<sup>137</sup> Cs) from the Chernobyl reactor in eurasian woodcock and earthworms in Norway. - J. Wildl. manage. 58(1):141-147.
- Kålås, J. A. & Myklebust, I. 1994. Terresterisk naturovervåking, Akkumulering av metaller i hjortedyr. - NINA utredning 47:1-45.
- Muller, P. 1985. Cadmium Concentrations in Roe Deer (*Capreolus capreolus*) and Plants. - Naturwissenschaften. 72:664-665.
- Myklebust, I., Nybø, S., Kålås, J. A., & Pedersen, H. C. 1993. Cadmium accumulation in willow ptarmigan (*Lagopus L. lagopus*) and rock ptarmigan (*L. mutus*) in Central Norway. - Sci. Tot. Enviro. Supp. Elsevier publ. B. V. Amsterdam: 135-139.
- Neumann, H., & Gaare, E. 1991. Måling av radioaktivitet etter Tsjernobyl katastrofen. I: Gaare, E., Jonsson, B., & Skogland, T. Tsjernobyl. - Sluttrapport fra NINA's radioøkologiske program 1986-1990. s. 16-20.
- Niemen, A., Venelainen, E.-R., Hirvi, T., Vutonen, M. 1993. Heavy metals in muscle liver and kidney from Finnish elk in 1980-1981 and 1990. - Bull. Enviro. Contam. Toxicol. 50:834-841.
- Norseth, T. 1986. Nickel. - I: Friberg, L., Nordberg, G.F. & Vouk, V.B., red. Handbook on the Toxicology of Metals. Elsevier 1986, Amsterdam-New York-Oxford. s. 462-481.
- Nybø, S. 1991. Terrestrisk Naturovervåking: Tungmetaller og aluminium i pattedyr og fugl. - DN-Notat 1991-9.
- Pacyna, J.M. & Münch, J. 1991. Anthropogenic mercury emission in Europe. - Water, Air, and Soil Pollution 56:51-56.
- Pedersen, H. C., & Myklebust, I. 1993. Age dependent Accumulation of Cadmium and Zinc in Liver and Kidneys of Norwegian willow Ptarmigan. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 51:381-388.
- Pedersen, H.C. & Nybø, S. 1990. Effekter av langtransportert forurensing på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> og tungmetaller. - NINA Utredning 5:1-54.
- Rao, P. V. V., Jordan, S. A. & Bhatnagar, M. K. 1989. Ultrastructure of kidney of ducks exposed to methylmercury, lead and cadmium in combination. - Journal of Environmental Pathology, Toxicology and Oncology 9:19-44.
- Reimers, E., & Norby. 1968. Relationships between age and tooth cementum layers in Norwegian reindeer. - J. Wildl. Manage. 32:957-961.
- Relling, B. and Steinnes, E. 1993. Cadmium mobility in the natural environment at Dovre a mountain area in Norway. - I Conf. Heavy Metals in the environment. Allan, R. J., Nigaro, J. O, eds. Vol 2, Toronto 1993:542-545.
- Robertson, D. E., Perkins, R. W., Lepel, E. L., & Thomas, C. W. 1992. Radionuclide Concentrations in Environmental samples Collected Around Chernobyl During the International Chernobyl Project- Analyse Conducted by Batelle, Northwest Laboratory. - J. Enviro. Radioact. vol 17, 2-3:159-182.
- Røed, K. 1992. Genetiske skader hos rein etter Tsjernobyl ulykken. I: Garmo, T. H., Gunnerød, T. B. red. Radioaktivt nedfall etter Tsjernobyl ulykken, sluttrapport fra NLVF's forskningsprogram om radioaktivt nedfall 1988-1991. - Norges landbruksvitenskapelige forskningsråd, Ås: 103-113.
- Scheuhammer, A.M. 1987. Chronic toxicology of aluminium, cadmium, mercury, and lead in birds: a review. - Environ. Poll. 46:263-295.
- SFT 1988. Overvåking av langtransportert forurenset luft og sur nedbør. - Årsrapport 1987, Rapport no 333/88.
- SFT 1989. Overvåking av langtransportert forurenset luft og sur nedbør. - Rapport 375/89, SFT TA-676, 276 s.
- SFT 1993. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. - Årsrapport 1992, rapport no. 533/93.
- Sielo, L. & Beyer, W. N. 1985. Heavy Metals in White-tailed deer living near a Zinc smelter in Pennsylvania. - Journal of Wildlife Diseases, 21 (3):289-296.
- Sivertsen, T. 1991. - Opptak av tungmetaller i dyr i sør-Varanger. - DN 1992. 53 s.
- Skogland, T. 1984. Wild reindeer-niche organization. - Holarctic Ecology, 7:345-379.
- Skogland, T. 1987. Radiocesium concentrations in wild reindeer at Dovrefjell, Norway. - Rangifer. 7(2):42-45.
- Skogland, T. Strand, O., & Espelien, I.S. 1991. Den biologiske betydning av radiocesium i villrein. - I: Gaare, E., Jonsson, B. & Skogland, T., red. Sluttrapport fra NINA's radioøkologiprogram 1986-1990. s. 64-70.



- Skogland, T., Espelien, I., Strand, O., Mathiesen, S & Baskin, L. 1992. Pollution of wild reindeer by radioactivity and heavy metals. - A progress report. NINA's Institutt program i forurensningsøkologi. 10 s.
- Sokal, R. R. & Rohlf, F. J. 1981. Biometry. The Principles and Practice of Statistics in Biological Research. - W. H. Freeman and Company, New York: 859 s.
- Steen, H., & Skogland, T. 1991. Lokale variasjoner av radiocesium i fjellrotte og lemen. - I: Gaare, E., Jonsson, B. & Skogland, T., red. Sluttrapport fra NINA's radioøkologiprogram 1986-1990. s. 62-64.
- Strand, P. 1994. Radioactive fallout from Norway from the Chernobyl accident. - NRPA report 1994-2, Statens Strålevern.
- Steinnes, E., Frantzen, F., Johansen, O., Rambæk, J. P., Hanssen, J. E. 1988. Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge. - Statens forurensningstilsyn. Oslo. TA-643. 33 s.
- Steinnes, E., Røyset, O., Vadset, M., Johansen, O. 1993. Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge. - Statlig program for forurensningsovervåkning, rapport no 523/93, Statens forurensningstilsyn, Oslo:36s.
- Steinnes, E., Hanssen, J. E., Rambæk, J. P., Vogt, N. B. 1994. Atmospheric deposition of trace elements in Norway: Temporal and spatial trends studied by moss analysis. - Water, Air, and soil Pollut. 74:121-140.
- Van de Berg, G. J., Tyssen, T. P. M., Ammerlaan, M. J. J., Woroniecka, K. U. D., Bruin, M. De., Volterbeek, H. Th. 1992. Radiocesium and Lead in the Lichen Species (*Parmelia sulcata*) Sampled in Regions Around Chernobyl: Assesment of Concentrations in 1990. - J Environ. Radioact. 17, Special Issue 2-3:115-127.
- Waser, J., Trueblood, K.N. & Knobler, C.M. 1982. Metallic elements and their compounds. - Hill International Book Comoany London. s. 583-603.
- Wilson, J.G. 1977. Embryotoxicity of drugs in man. - I: Handbook of teratology. v. 1. Wilson, J.G. & Clarke Fraser, F., red. General principles and etiology. Plenum Press, New York. s. 309-355.
- White, D. H., Finley, M. T., and Ferrel, J. F. 1978. Histopathologic effects of dietary cadmium on kidneys and testes of mallard ducks. - J. Toxicol. environ. Health, 4:551-558.

# Rapporter utgitt innen Program for terrestrisk naturovervåking (TOV)

- \* Løbersli, E.M. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. DN-rapport nr.8 1989.
1. Fremstad, E. (red.). 1989. Terrestrisk naturovervåking. Rapport fra nordisk fagmøte 13.- 14.11. 1989. NINA Notat nr. 2
  2. Holten, J.I., Kålås, J.A. & Skogland, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Forslag til overvåking av vegetasjon og fauna. NINA Oppdragsmelding nr. 24.
  3. Heggberget, T. M. & Langvatn, R. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Bruk av fallvilt i miljøprøvebank. NINA Oppdragsmelding nr. 28.
  4. Alterskjær, K., Flatberg, K.I., Fremstad, E., Kvam, T. & Solem, J.O. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Etablering og drift av en miljøprøvebank. NINA Oppdragsmelding nr. 25.
  5. Sandvik, J. & Axelsen, T. 1992. Bestandsovervåking av trekkfugl ved fangst og trekktegninger. Belyst ved materiale innsamlet ved Jomfruland Fuglestasjon og Mølen Ornitologiske Stasjon. Naturundersøkelser A.S., (stensil).
  6. Nygård, T. 1990. Rovfugl som indikatorer på forurensning i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. NINA Utredning nr. 21.
  7. Kålås, J.A., Fiske, P. & Pedersen, H.C. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgiftbelastninger i dyr. NINA Oppdragsmelding nr. 37.
  8. Hilmo, O. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Børgefjell 1990. DN-notat 1991-4.
  9. Nybø, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og aluminium i pattedyr og fugl. DN-notat 1991-9.
  10. Hilmo, O. & Wang, R. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Solhomfjell - 1990. DN notat 1991-6.
  11. Johnsen, P. 1991. Maur i skogovervåking: Økologi og metoder. Zoologisk Museum, Universitetet i Bergen. (stensil).
  12. Bruteig, I.E. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende lavkartlegging på furu 1990. DN notat 1991-8.
  13. Frogner, T. 1991. Terrestrisk naturovervåking (TOV). Jordforsuringsstatus 1990. Norsk Institutt for Skogforskning (stensil).
  14. Jenssen, A. 1991. Terrestrisk naturovervåking (TOV). Jordovervåking i Solhomfjell og Børgefjell 1990. Norsk institutt for skogforskning (stensil).
  15. Brattbakk, I., Høyland, K., Halvorsen Økland, R., Wilmann, B. & Engen, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990 i Børgefjell og Solhomfjell. NINA Oppdragsmelding nr. 91.
  16. Frisvoll, A. A. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Nitrogen i mose fra Agder og Trøndelag. NINA Oppdragsmelding nr. 80.
  17. Strand, O. & Skogland, T. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodeutvikling for overvåking av fjellrev. (stensil).
  18. Spidsø, T.K. & Pedersen, H.C. 1991. Bestands- og reproduksjonsovervåking av hare. NINA Oppdragsmelding nr. 62.
  19. Bruteig, I.E. 1990. Landsomfattende kartlegging av epifyttisk lav på furu, Manual. Universitetet i Trondheim, AVH, Botanisk institutt, (stensil). (Rapporten har ikke TOV-nummer).
  20. Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i Børgefjell og Solhomfjell, 1990. NINA Oppdragsmelding nr. 85.
  21. Løken, A. 1990. Terrestrisk naturovervåking - Moser. En kjemisk analyse. Universitetet i Trondheim, inst. for org. kjemi, NTH og botanisk avd. Vitenskapsmuseet, (stensil). (Rapporten har ikke TOV-nummer).
  22. Joranger, E. & Røyset, O. 1991. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av nedbør og nedbørkjemi i referanseområder Børgefjell og Solhomfjell 1990. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR: 31/91.
  23. Kvamme, H. 1991. Rapport for forprosjekt "Undersøkelse av stamme lav på fjellbjørk". Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, (stensil). (Rapporten har ikke TOV-nummer).
  24. Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodemanual, smågnagere og fugl. NINA Oppdragsmelding nr. 75.
  25. Fremstad, E. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990. NINA Oppdragsmelding nr. 42.
  26. Fremstad, E. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1991. NINA Oppdragsmelding nr. 83.
  27. Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forest in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. Sommerfeltia, 16: 1 - 254. Oslo. ISBN 827420-018-7. ISSN 0800-6865.
  28. Skåre, J.U. & Føreid, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Organiske miljøgifter i hare og orrfugl. Fellesavdelingen for farmakologi og toksikologi, Veterinærinstituttet/Norges veterinærhøgskole, (stensil).
  - 29\* Nybø, S. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Sammendrag av resultater fra 1990. DN-rapport 1992-3.
  29. Jenssen, A. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jord og jordvann 1991. Rapp. Skogforsk 9/92.

30. Joranger, E. & Røyset, O. 1992. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av nedbørkjemi i Børgefjell, Solhomfjell, Lund og Åmotsdalen 1990-91. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR: 58/92.
31. Hilmo, O. & Wang, R. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Åmotsdalen og Lund 1991. DN notat 1992-3.
32. Kålås, J.A., Framstad, E., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i Børgefjell, Åmotsdalen, Solhomfjell og Lund, 1991. NINA Oppdragsmelding nr. 132.
33. Brattbakk, I., Gaare, E., Fremstad Hansen, K. & Wilmann, B. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Åmotsdalen og Lund 1991. NINA Oppdragsmelding nr. 131.
34. Bruteig, I.E. & Øien, D-I. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av epifyttisk lav på fjellbjørk. Manual. ALLFORSK, Universitetet i Trondheim, (stensil).
35. Wegener, C., Hansen, M. & Bryhn Jacobsen, L. 1992. Vegetasjonsovervåking på Svalbard 1991. Effekter av reinbeite ved Kongsfjorden, Svalbard. Norsk Polarinstitut. Meddelelser nr. 121.
36. Kålås, J.A. & Lierhagen, S. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Metallbelastninger i lever fra hare, orrfugl og lirype i Norge. NINA Oppdragsmelding nr 137.
37. Fremstad, E. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1992. NINA Oppdragsmelding nr. 148.
38. Hilmo, O., Bruteig, I.E. & Wang, R. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Møsvatn-Austfjell 1992. ALLFORSK, AVH. ISBN 82-7730-001-8.
39. Brattbakk, I. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Møsvatn- Austfjell. NINA Oppdragsmelding nr. 209.
40. Kålås, J.A. & Framstad, E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere, fugl og næringskjedestudier i Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn-Austfjell, Lund og Solhomfjell, 1992. NINA Oppdragsmelding nr. 221.
41. Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgifter i dvergfolk. NINA Oppdragsmelding nr. 232.
42. Tørseth, K. & Røyset, O. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av nedbørkjemi i Ualand, Solhomfjell, Møsvatn, Åmotsdalen og Børgefjell, 1992. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR 13/93.
43. Jensen, A. & Frogner, T. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jord og jordvann 1992. Rapp. Skogforsk 12/93.
44. Gaare, E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Radiocesiummålinger i planter, vegetasjon og rein fra Børgefjell, Dovre-Rondane og Møsvatn-Austfjell 1992. NINA Oppdragsmelding nr. 230.
45. Hannisdal, A. & Myklebust, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Sammendrag av resultater fra 1990 - 1992. DN-Rapport 1994 - 6.
46. Bruteig, I.E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Epifyttisk lav på bjørk - landsomfattende kartlegging 1992. ALLFORSK, Universitetet i Trondheim.
47. Kålås, J.A. & Myklebust, I. 1994. Akkumulering av metaller i hjortedyr. NINA Utredning nr. 58
48. Økland, R.H. 1994. Reanalyse av permanente prøveflater i granskog i referanseområdet Solhomfjell, 1993. DN-utredning 1994 - 5.
49. Tørseth, K. & Røstad, A. 1994. Overvåking av nedbørkjemi i tilknytning til feltforskningsområdene, 1993. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR 25/94.
50. Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Miljøgifter i dvergfolk i Norge. NINA Forskningsrapport nr. 56.
51. Eilertsen, O. & Often, A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding nr. 285.
52. Eilertsen, O. & Brattbakk, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding nr. 286.
53. Kålås, J.A., Framstad, E., Pedersen, H.C. & Strand, O. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1993. NINA Oppdragsmelding nr. 296.
54. Wang, R. & Bruteig, I.E. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Gutulia og Dividal. - ALLFORSK Rapport 1.
55. Gaare, E. 1994. Overvåking av 137 Cs i TOV-områdene Dividal, Børgefjell, Dovre/Rondane, Gutulia og Solhomfjell sommeren 1993. NINA Oppdragsmelding nr. 300.
56. Berg, I.A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jord og jordvann 1993. Rapp. Skogforsk 17/94.
57. Jacobsen, L.B. 1994. Re-analyse av permanente prøveflater i overvåkingområdet ved Kongsfjorden, Svalbard 1994. Norsk Polarinstitut. Rapport nr 87.
58. Tørseth, K. & Johnsrud, M. 1994. Program for terrestrisk naturovervåking. Tilførsler til Gutulia og Dividalen og representativitet av nærliggende NILU stasjoner. Norsk institutt for luftforskning, NILU TR 17/95.
59. Strand, O., Espelien, I.E. & Skogland, T. 1995. Metaller og radioaktivitet i villrein fra Rondane. NINA fagrapport nr. 5.
60. Berg, I.A. 1995. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jordvann 1994. Rapp. Skogforsk xx/95.

61. Tørseth, K. & Hermansen, O. 1995. Overvåking av nedbørkjemmi i tilknytning til feltforskningsområdene, 1994. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR 33/95.
62. Kålås, J.A., Framstad, E., Pedersen, H.C. & Strand, O. 1995. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1994. NINA Oppdragsmelding nr. 367.

## **Brosjyrer/foldere**

- \* Terrestrisk naturovervåking i Norge. Rapportsammendrag, Direktoratet for naturforvaltning, (DN), 1989.
- \* Vi holder øye med naturen (Bokmål/Engelsk), DN, 1991.
- \* Vi holder øye med Børgefjell. Resultater 1990, DN, 1992.
- \* Vi holder øye med Solhomfjell. Resultater 1990 og 1991, DN, 1992.
- \* Naturovervåking. Helsesjekk i naturen, DN, 1993, (omhandler flere overvåkingsprogrammer).

Henvendelser vedrørende rapportene rettes til utførende institusjoner.

ISSN 0805-469X  
ISBN 82-426-0559-9

005

**NINA**  
**FAGRAPPORT**

NINA Hovedkontor  
Tungasletta 2  
7005 TRONDHEIM  
Telefon: 73 58 05 00  
Telefax: 73 91 54 33

**NINA**  
**Norsk institutt**  
**for naturforskning**