

Terrestrisk naturovervåking Metaller og radioaktivitet i fjellrev

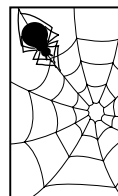
Olav Strand
Torbjørn Severinsen
Ingvild S. Espelien

Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 17

Oppdragsgiver: Direktoratet for naturforvaltning

Deltagende institusjoner: NINA



NINA Norsk institutt for naturforskning

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINA 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 befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, års-rapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a. Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA•NIKU Project Report

Serien presenterer resultater fra begge instituttene prosjekter når resultatene må gjøres tilgjengelig på engelsk. Serien omfatter original egenforskning, litteraturstudier, analyser av spesielle problemer eller tema, etc. Opplaget varierer avhengig av behov og målgrupper

Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "allmennheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvern-avdelinger, 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., Severinsen, T. & Espelien, I. 1998. Terrestrisk naturovervåking. Metaller og radioaktivitet i fjellrev. – NINA Oppdragsmelding 560: 1-20.

Trondheim, november 1998

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0968-3

Forvaltningsområde:
Naturovervåking
Management area:
Nature monitoring

Rettighetshaver ©:
NINA•NIKU
Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:
Kjetil Bevanger og Lill Lorck Olden

Montering og layout:
Lill Lorck Olden

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag: 200

Kontaktadresse:
NINA•NIKU
Tungasletta 2
N-7005 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefax: 73 80 14 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 12538

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

Referat

Strand, O., Severinsen, T. & Espelien, I. 1998. Terrestrisk naturovervåking. Metaller og radioaktivitet i fjellrev. – NINA Oppdragsmelding 560: 1-20.

Konsentrasjonen av tungmetaller; kadmium (Cd), sink (Zn), bly (Pb), kobber (Cu), krom (Cr), nikkel (Ni) selen (Se), kvikksølv (Hg), arsen (As) og kobolt (Co) og aktiviteten av radiocesium (^{137}Cs) ble målt i muskulatur, lever, nyrer og pels fra fjellrev (*Alopex lagopus*). Fjellrev ble samlet inn fra profesjonelle jegere på Svalbard, Kolahalvøya Taimyr, Dovrefjell og Børgefjell. Metaller med kort biologisk halveringstid (<100 døgn) fantes i større konsentrasjoner i pels enn i indre organer (Hg, Ni, Cr), mens metaller med lengre biologisk halveringstid (>200 døgn) fantes i størst konsentrasjoner i nyrer og dels i lever. Kadmium (Cd) ble funnet i større konsentrasjoner i lever og nyre, hvor konsentrasjonen økte med alder. Tilsvarende aldersavhengig akkumulering ble ikke påvist for de andre metallene. Blykonsentrasjonen var størst i nyrer. Sammenligninger av metallkonsentrasjoner i pels, lever og nyre viste at konsentrasjonen av selen og kvikksølv i lever og nyre kan estimeres fra konsentrasjonen i pels. Kadmium og kvikksølv ble funnet i størst konsentrasjoner i fjellrev fra Svalbard og de største blykonsentrasjonene i pels ble funnet i fjellrev fra Kolahalvøya. Ut over dette varierte konsentrasjonene av de ulike metallene lite mellom områdene. Sammenligninger med andre arter, nedfallsmålinger, samt konsentrasjoner av kvikksølv og PCB som er påvist i fjellrev og isbjørn (*Ursus maritimus*), antyder at forekomst og spredning av kvikksølv til fjellrev på Svalbard til en viss grad skyldes akkumulering i det marine økosystemet. De målte metallkonsentrasjonene er vesentlig lavere enn det som er påvist å ha gitt biologiske effekter på andre arter. Radiocesium (^{137}Cs) ble funnet i større mengder i fjellrev på Dovrefjell enn på Kolahalvøya og Taimyr, noe som forklares med nedfall fra Tsjernobyl ulykken i 1986.

Emneord: Fjellrev – radiocesium – metallkonsentrasjoner – forurensning – overvåking

Olav Strand & Ingvild Espelien, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim. Torbjørn Severinsen, Universitetet i Oslo, Biologisk institutt, Postboks 1066 Blindern, 0316 Oslo.

Abstract

Strand, O., Severinsen, T. & Espelien, I. 1998. Terrestrial nature monitoring. Metals and radioactivity in arctic foxes. – NINA Oppdragsmelding 560: 1-20.

Levels of metals; cadmium (Cd), zinc (Zn), lead (Pb), copper (Cu), chromium (Cr), nickel (Ni), selenium (Se), mercury (Hg), arsenic (As), cobalt (Co) and radiocesium (^{137}Cs) were measured in musculature, kidney, liver and pelt from the arctic fox (*Alopex lagopus*). Foxes were collected from hunters at Taimyr, Kola peninsula, Spitsbergen and from the Børgefjell and Dovrefjell area in Norway. Metals with a generally short biological half life (< 100 days) (Hg, Ni, Cr) were found in higher concentrations in pelt, whereas metals with a long biological half-life (> 200 days) were found in higher concentrations in kidney and liver, and accumulated with age (Cd). Lead (Pb) was highest in kidney. We were able to estimate levels of Hg and Se in liver and kidney from a linear regression to concentrations in pelt. Metal concentrations in liver and kidney were moderate and varied only partly between sampling areas. Highest concentrations of Hg and Cd were found in liver and kidney in foxes collected at Svalbard, whereas the highest levels of lead in hair were found in arctic foxes from Kola Peninsula. Concentrations of other metals varied insignificantly between the different areas. Measurements in other species, in precipitation, and levels of mercury and PCB's in arctic foxes and polar bears, indicates that the increased levels of mercury and cadmium in foxes from Svalbard might be linked to accumulation from the marine environment. The detected levels of metals are less than levels known to have introduced biological effects in other species. Radiocesium (^{137}Cs) were higher in arctic foxes from Dovrefjell compared to foxes from Kola-peninsula and Taimyr. The fallout from Chernobyl in May 1986 might explain these differences.

Key word: Arctic fox – Radiocesium – metal concentrations – pollution – monitoring

Olav Strand & Ingvild Espelien, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, Norway. Torbjørn Severinsen, University of Oslo, Institute of Biology, PB 1066 Blindern, N-0316 Oslo, Norway.

Forord

Dette prosjektet ble initiert som et ledd i det norske bidraget til Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), og har prosjektnummer PD 246 i AMAP's prosjektdatabase. Prosjektet er finansiert av Direktoratet for Naturforvaltning (DN), som en del av Program for terrestrisk naturovervåking (TOV). Mange personer har bidratt i innsamling og bearbeiding av materiale. Vi vil takke Viktor Nikiforof (WWF Moskva) for å ha overtalt pelsjegere og utholdt Aeroflots rutetabeller til Norilsk, May Irene Solheim for hjelp med innveining og sortering av prøver. Syverin Lierhagen har utført de kjemiske analysene, og Eldar Gaare har målt radioaktivitet.

Trondheim 24.10.1998.

Olav Strand

Innhold

Referat.....	3
Abstract	3
Forord.....	4
1 Innledning	5
2 Materiale og metode	6
2.1 Studieområdene	6
2.2 Aldersbestemmelse og behandling av vevsprøver	6
2.3 Statistisk bearbeiding.....	6
3 Resultater	7
3.1 Radiocesium (¹³⁷ Cs)	7
3.2 Konsentrasjoner av metaller i lever, nyre og pels	7
Kadmium.....	7
Sink	9
Bly	10
Kobber	11
Krom	12
Nikkel	12
Selen	13
Kvikksølv.....	13
Arsen og Kobolt	13
4 Diskusjon	14
4.1 Radiocesium (¹³⁷ Cs)	15
4.2 Akkumulering av metaller i fjellrev	15
4.3 Bruk av pelsprøver for å estimere metallkonsentrasjoner i organer.....	15
4.4 Nivåer og risiko for biologiske effekter	17
5 Litteratur.....	17

1 Innledning

En økende oppmerksomhet er rettet mot spredning og distribusjon av miljøgifter i de arktiske områdene (Ottar, 1981; Norheim, 1987; Renzoni & Nordstrøm, 1990; Norheim et al., 1992; Wang-Andersen et al., 1993; Noda et al., 1995; Barrie, 1997). Oppmerksomheten mot de arktiske områdene skyldes både det arktiske økosystemets sårbarhet og en økende erkjennelse av de skadelige effektene av utslipp til naturmiljøet (Friberg, 1986; Reijnders, 1986; Pedersen & Nybø, 1990; Espelien, 1993; Muir et al., 1997). Forurensninger tilføres det arktiske økosystemet enten som langtransportert forurensning i luft eller havstrømmer (Pacyna & Münch, 1991; Pacyna, 1997), alternativt som utslipp av lokal karakter i de sub-arktiske områdene (Klein & Vlasova, 1992; Haukiola et al., 1993; Gromov, 1997). Etter Sovjetunionens sammenbrudd har en fått økende kjennskap til omfanget av industriell produksjon i de arktiske områdene. Denne informasjonsflyten har etterhvert avslørt store miljø-ødeleggelser i tilknytning til en rekke større industribyer. Felles for disse er fraværet av moderne teknologi som kunne bidratt til å redusere utslipp, og ofte, en teknologi som er så nedslitt at risikoen for katastrofeprega utslipp kan være overhengende.

Både på Kolahalvøya og på Taimyr (sentral Sibir) er det store miljø-ødeleggelser i tilknytning til metallurgisk industri. Utslipp fra fabrikker har ført til skogdød og helt eller delvis tap av vegetasjonsdekke over store områder (Klein & Vlasova, 1992; Haukiola et al., 1993; Pavlova & Dorozhkina, 1997). De umiddelbare effektene på skog og vegetasjon skyldes i hovedsak utslipp av svoveldioksid. Innenfor nedfallsområdene er det også påvist forhøyede konsentrasjoner av miljøgifter, deriblant tungmetaller, i jordsmonn, planter og dyreliv (Haukiola et al., 1993; Dietz et al., 1997; Loeng et al., 1997). Målinger av tungmetaller i blant annet reinsdyr, indikerer imidlertid at utslippene av disse metallene er begrenset til områder nært til utslipp-skildene, og at spredningen til det terrestriske økosystemet for øvrig er mindre (Skogland et al., 1997; Espelien et al., 1998).

I tillegg til miljøgifter som transporteres fra de subarktiske områdene utgjør langtransporterte miljøgifter en betydelig kilde til forurensning av de arktiske områdene. Allerede så tidlig som på sekstitallet ble det klart at atmosfæren i arktis var tilført betydelige mengder med miljøgifter. Tilførselen av miljøgifter til atmosfæren i Arktis skyldes transport av forurenset luft over polarfronten som et resultat av de dominerende vindretningene som skaper en sør til nord transport av luftmasser fra det Euro-Sibiriske fastlandet. Studier av de atmosfæriske forholdene i Arktis har gjort det klart at utskiftningen av luftmassene i disse områdene går relativt sakte. I tillegg til langtransport via luft utgjør også de større vassdragene viktige transportåre for miljøgifter. Eksempler i så måte er Petchora, Yenisey og Lena som drenerer fra sentrale sibiriske områder til Karahavet og polbassenget. På tross

av at disse forholdene har fått stor oppmerksomhet så vet vi fortsatt relativt lite om spredning av miljøgifter til det arktiske økosystemet (Dietz et al., 1997). En kartlegging av miljøgifter på ulike trofiske nivå vil ikke bare gi kunnskap om nåværende belastningsnivå, men på sikt gjøre det mulig å påvise eventuelle endringer i eksponeringsgrad.

Også i Sør-Norge er naturmiljøet tilført forurensninger i form av metaller (Frøslie et al., 1984; SFT, 1988, 1989, 1993; Steinnes et al., 1994; Strand et al., 1995) og radioaktivitet (Brøgger & Høyer, 1986; Gaare et al., 1991; Skogland et al., 1991). Radioaktivitet i det norske naturmiljøet skyldes i all hovedsak nedfall etter Tsjernobyl ulykken i 1986 (Brøgger & Høyer, 1986; Gaare et al., 1991). Nedfallet fra ulykken førte blant annet til sterkt forhøyede aktivitet av ¹³⁷Cs i beiteplanter og reinsdyr (*Rangifer tarandus tarandus*) (Skogland et al., 1991; Bretten, 1991; Røed, 1992; Strand, 1994; Strand et al., 1995; Espelien et al., 1998).

Fjellreven (*Alopex lagopus*) utnytter et vidt spekter av næringsemner (Frafjord, 1995; Strand et al., 1998) og er en av topp predatorer i det arktiske økosystemet. Utbredelsen strekker seg rundt hele polområdet og arten finnes i store og kommersielt utnyttede bestander både på Svalbard og i Sibir (Hersteinsson et al., 1989). I Skandinavia er fjellreven knyttet til det alpine økosystemet. På tross av at fjellreven i Norge ble totalfredet allerede i 1930 er arten i dag svært fåtallig og regnes for å være sårbar eller direkte truet av utryddelse i Skandinavia (Hersteinsson et al., 1989; Angerbjörn et al., 1995; Linnell et al., 1998a). Det knytter seg derfor særlig interesse til overvåking både av miljøgifter og bestandsutvikling hos fjellrev i Skandinavia (Kålås et al., 1994, 1995; Strand et al., 1996, 1997; Linnell et al., 1998 a, b).

På grunn av at den Skandinaviske fjellreven i dag er svært fåtallig er det ikke aktuelt å avlive fjellrev for å analysere miljøgifter i indre organer. Et fåtall fjellrev fra Norge er imidlertid samlet inn gjennom rutiner for innsamling av fallvilt. Vi har derfor vurdert mulighetene av å bruke pels som er lettere tilgjengelig fordi prøver kan samles inn ved ynglehiene. Målsettingen med rapporten har vært å gi en regional beskrivelse av konsentrasjoner og distribusjon av metaller og radioaktivitet i fjellrev. Materiale til undersøkelsen er samlet inn på Taimyr, Kolahalvøya, Svalbard og på Dovrefjell og Børgefjell i Norge. Vi har også vurdert i hvilken grad metallkonsentrasjonen i pels kan brukes til å estimere metallkonsentrasjonen i organer som lever og nyre.

2 Materiale og metode

2.1 Studieområdene

Materialet som er brukt i denne undersøkelsen er innsamlet på lokaliteter avmerket i **figur 1**. Materialet fra Kolahalvøya ble samlet inn på vårvinteren i 1993, mens materialet fra Taimyr ble samlet inn i oktober og november samme år. På Svalbard har innsamlingen skjedd i regi av Norsk Polarinstitutt. Også her ble prøvene samlet inn vår-vinteren 1993. Materialet fra Dovrefjell og Børgefjell er vevsprøver fra fallvilt, eller pelsprøver som er tatt fra dyr som er radiomerket i forbindelse med annen forskningsaktivitet. Disse prøvene ble samlet inn i perioden mellom 1989 og 1994.

2.2 Aldersbestemmelse og behandling av vevsprøver

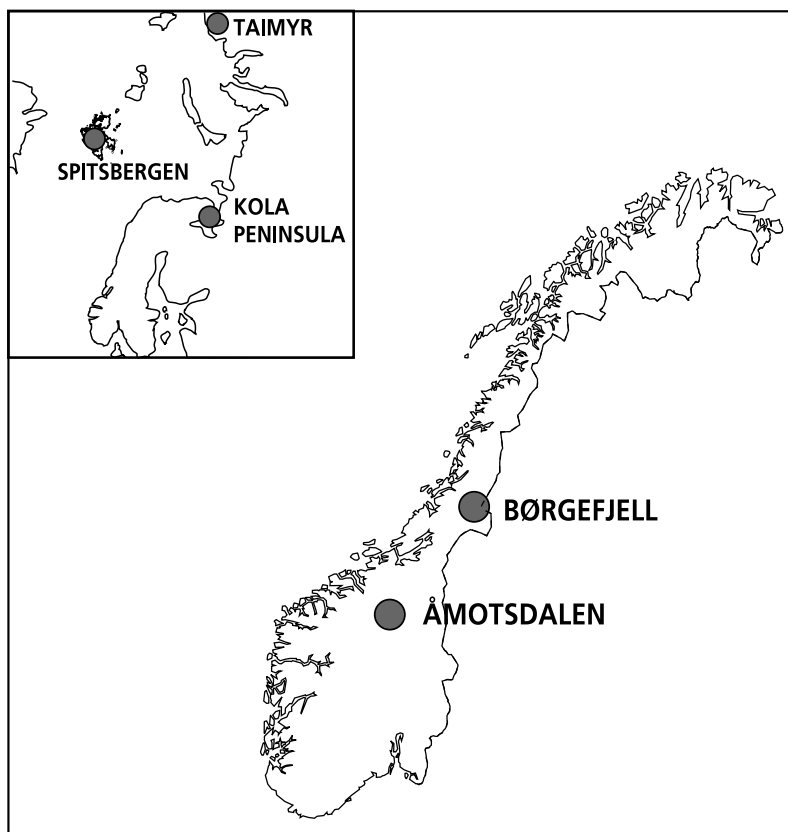
Aldersbestemmelse er gjort ved at fortenner er trukket og snittet for lysmikroskopi. Dyrenes alder er senere lest av fra avleiringssoner i tannrøttene (Reimers & Nordby 1968, Haagenrud 1978). Vevsprøver fra lever, nyrer og pels (totalt 0,5 gr tørrvekt) ble tatt for analyser av metaller. Prøvene ble tørket 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 suprapure konsentrat (14,4 M) saltpetersyre (HNO₃) i en mikrobølgeovn (Milestone MLS 1200). Konsentrasjonen av de forskjellige metallene ble målt med atomabsorp

sjons-spektrofotometri (Perkin Elmer modell 1100B). For analyser av bly ble det brukt en grafittovn (HGA 700). For målinger av kvikksølvkonsentrasjon ble et hydridsystem (FIAS 200) brukt. Alle verdier er oppgitt som mg/kg tørrvekt (1-2 % vanninnhold). Som referansemateriale på konsentrasjoner i fast materiale er standardreferansene Bovine lever (1577A) og Dogfish lever (DOLT – 1 og DOLT – 2) brukt (**tabell 1**).

Måling av radiocesium er gjort i lårmuskulatur, alle verdier er oppgitt som Becquerell (Bq) pr kg muskulatur (våtvekt). Den radioaktive isotopen ¹³⁷Cs er målt. En detaljert beskrivelse av målemetoden er gitt av Neumann & Gaare (1991). Deteksjonsgrensen for ¹³⁷Cs er satt til 50 Bq pr. kg våtvekt.

2.3 Statistisk bearbeiding

Deteksjonsgrensene for metallene i denne undersøkelsen er basert på prøver med innveid vekt på 0,5 gr. tørrvekt. På grunn av at den innveide vekten varierer noe vil også den enkelte prøvens deteksjonsgrense kunne variere. Deteksjonsgrenser for de enkelte metallene er gitt i **tabell 2**. Vi har oppgitt antall prøver som har verdier henholdsvis over og under deteksjonsgrensen og brukt mediantester når vi har sammenlignet gjennomsnittsverdier for på denne måten å unngå problemer med at enkelte vevstyper har flere målinger som ligger ved eller under deteksjonsgrensen. På grunn av problemene som er knyttet til at enkelte prøver hadde konsentrasjoner som var mindre enn deteksjonsgrensen og at materiale



Figur 1 Vevsprøver (lever, nyrer og pels) ble samlet inn fra Svalbard, Taimyr, Kolahalvøya, Børgefjell og Dovrefjell. - Tissue samples from arctic foxes (liver, kidney and hair) was collected from Spitsbergen, Taimyr, Kola peninsula, Børgefjell and Dovrefjell.

Tabell 1 Resultater og avvik fra målinger av sertifiserte standardløsninger. - *Results and deviations from measurements of certified standard references.*

Referanse Reference	Metall Metal	Sertifisert verdi Certified value	Målt verdi Measure value	1 SD	n	Avvik Deviation
Bovine liver *	Cd	0,44 mg/kg	0,42 mg/kg	0,02 mg/kg	13	95 %
Bovine liver*	Zn	123 mg/kg	136 mg/kg	3 mg/kg	13	111 %
Bovine liver*	Cu	158 mg/kg	175 mg/kg	5 mg/kg	13	111 %
Bovine liver*	Se	0,71 mg/kg	0,56 mg/kg	0,08 mg/kg	13	79 %
Dolt ♂	Cd	4,18 mg/kg	4,90 mg/kg	0,1 mg/kg	16	117 %
Dolt 1♂	Zn	92,5 mg/kg	100 mg/kg	1,5 mg/kg	16	108 %
Dolt 1♂	Cu	20,8 mg/kg	23,2 mg/kg	0,6 mg/kg	16	112 %
Dolt 1♂	Pb	1,36 mg/kg	1,47 mg/kg	0,16 mg/kg	13	108 %
Dolt 1♂	Cr	0,37 mg/kg	0,29 mg/kg	0,05 mg/kg	12	78 %
Dolt 1♂	Se	7,34 mg/kg	6,9 mg/kg	0,42 mg/kg	14	94 %
Dolt 1♂	As	10,1 mg/kg	9,2 mg/kg	1,4 mg/kg	12	91 %
Dolt 2♂	Ni	0,20 mg/kg	0,19 mg/kg	0,04 mg/kg	9	95 %
Dolt 2♂	Hg	1,99 mg/kg	2,02 mg/kg	0,01 mg/kg	9	102 %

* Produsert av National Institute of Standards and Technology. - *Produced by the National Institute of Standards and Technology.*

♂ Produsert av National Resersch Council, Canada. - *Produced by the National Resersch Council, Canada.*

ikke var normalfordelt har vi benyttet ikke-parametriske teststatistikk. Gjennomsnittsverdier er testet i ikke-parametriske variansanalyser (Kruskall-Wallis ANOVA), og lineære sammenhenger er beskrevet i ikke-parametriske korrelasjonsanalyser (Spearman's rank korrelasjon). I de statistiske beregningene har vi brukt SPSS PC pakken for Windows (versjon 8.0). Konsentrasjonen av arsen, kobolt og nikkel var så lav at det ikke var mulig å teste for effekter av alder eller teste for mulige sammenhenger mellom konsentrasjoner i lever, nyrer og pels.

Tabell 2 Omtrentlig deteksjonsgrense for metaller som omfattes av denne undersøkelsen. - *Approximate detectionlimit for metals in this report.*

Metall Metal	Deteksjonsgrense Detectionlimit
Cd	0,1 mg/kg
Zn	30 mg/kg
Pb	0,19 mg/kg
Cu	5 mg/kg
Cr	0,05 mg/kg
Ni	0,5 mg/kg
Se	0,5 mg/kg
Hg	0,05 mg/kg
As	1 mg/kg
Co	1 mg/kg

3 Resultater

3.1 Radiocesium (¹³⁷Cs)

Det ble ikke samlet inn prøver av muskulatur for måling av radioaktivitet på Svalbard og Børgefjell. I prøvene som var samlet på Taimyr ble det ikke påvist aktivitet av ¹³⁷Cs. På Kolahalvøya kunne vi derimot påvise til dels betydelig aktivitet av ¹³⁷Cs (**tabell 3**). Den desidert største aktiviteten til ¹³⁷Cs i fjellrev ble målt på Dovrefjell. Nivåene her var ca 6 ganger høyere enn det som ble målt på Kolahalvøya (**tabell 3**, $p < 0,01$).

Tabell 3 Radiocesium (¹³⁷Cs) i muskulatur fra fjellrev. - *Radiocesium (¹³⁷Cs) in musculature from arctic foxes.*

Område - Area	Bq ¹³⁷ Cs	Sd _x	n
Taimyr	54**	±23	20
Kola penninsula	1368**	±1207	16
Dovrefjell	7546**	±6042	3

** $p < 0.01$

3.2 Konsentrasjoner av metaller i lever, nyre og pels

Kadmium

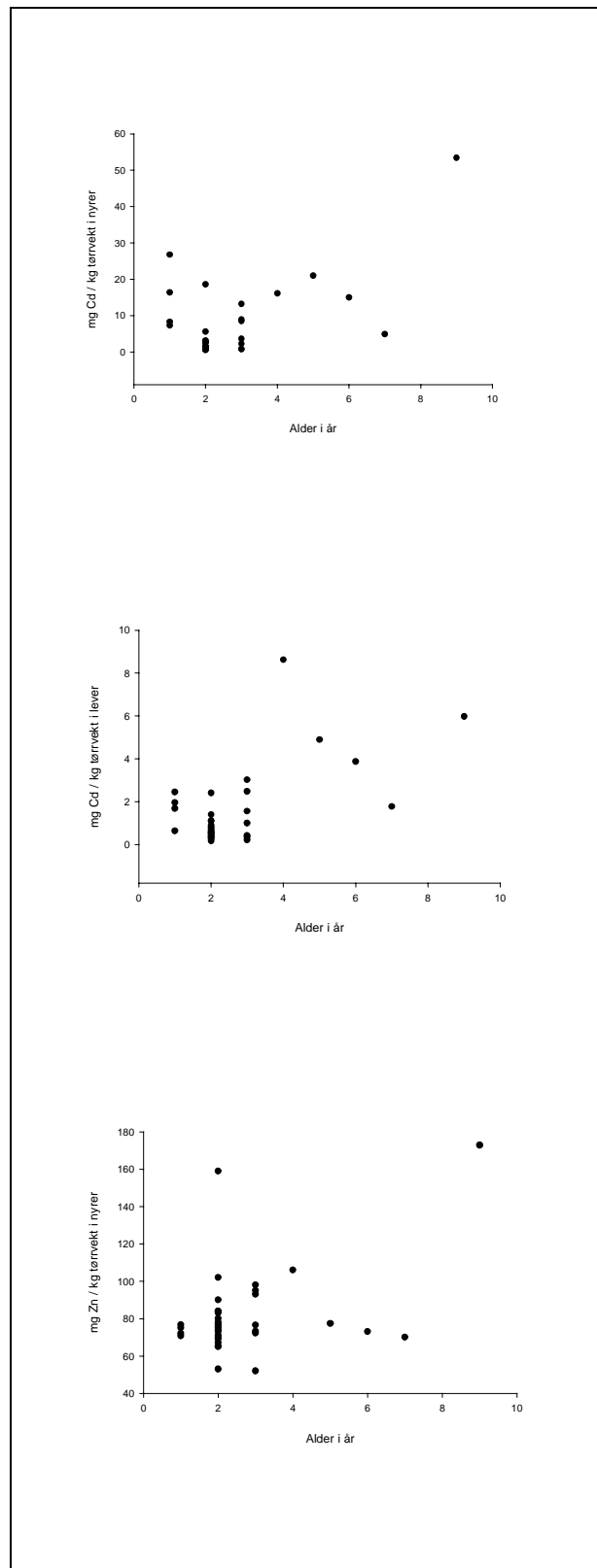
Kadmium er et metall som i økende grad er spredt til naturmiljøet. Kadmium er kjent for å kunne gi både toksiske og genotoksiske effekter. Kadmium er også kreftfremkallende (Goyer, 1991). I og med at kadmium lett akkumuleres i levende organismer er distribusjon og konsentrasjoner av kadmium i villlevende dyr viet stor oppmerksomhet i flere studier (Bremner 1978; Friberg, 1986). Kadmium bindes til metallothioniner og lagres i hovedsak i indre organer som lever og nyrer. Den typiske

distribusjon av kadmium er derfor relativt høye nivåer av kadmium i disse organene. Bundet til metallothioniner har kadmium lang biologisk halveringstid og akkumuleres derfor med alder slik at de største konsentrasjonene finnes i eldre dyr. Hos mennesker regner en med at ca 80 % av organismens totale kadmiuminnhold er knyttet til nyrer og lever (Goyer, 1991).

Konsentrasjonen av kadmium ble målt i 184 vevsprøver. Samtlige prøver av lever og nyrer hadde kadmiumkonsentrasjoner over deteksjonsgrensen, mens 10 av i alt 56 pelsprøver (18 %) hadde konsentrasjoner som var mindre enn den beregnede deteksjonsgrensen på 0,1 mg/kg. Konsentrasjonen av kadmium i nyrer var 3-5 ganger større enn i lever, mens kadmiumkonsentrasjonen i pels var 50-100 ganger lavere enn konsentrasjonen i lever og nyrer (**tabell 4**, $\chi^2 = 103,7$, $df = 2$, $p < 0,001$). I nyrer og lever var kadmiumkonsentrasjonen for en stor grad avhengig av revenes alder (Spearman's rank korrelasjon $r = 0,75$, $n = 45$, $p < 0,001$ i nyrer og $r = 0,29$, $n = 36$, $p = 0,07$ i lever) og økte for hvert leveår med ca 3,7 mg/kg i nyrer (**figur 2**). Kadmium i pels var ikke korrelert til revenes alder ($p > 0,05$). Kadmiumkonsentrasjonen i lever og nyrer var signifikant høyere i rever som var samlet inn på Svalbard ($\chi^2 = 16,6$, $df = 3$, $p < 0,01$ i nyrer og $\chi^2 = 8,75$, $df = 3$, $P < 0,05$ i lever, **tabell 5 og 6**). Kadmium i pels var derimot størst i rever som var samlet inn på Kolahalvøya ($\chi^2 = 21,7$, $df = 4$, $p < 0,001$, **tabell 7**). Kadmiuminnholdet i lever og nyrer var ikke signifikant forskjellig mellom hanner og tisper ($p > 0,05$).

For å kunne forutsi metallkonsentrasjoner i lever og nyrer fra konsentrasjoner i pels ville det ideelle vært om det var et rettlinjjet forhold mellom metallkonsentrasjonen i pels og konsentrasjonen i disse organene. Kadmiumkonsentrasjoner i pels er imidlertid ikke korrelert til kadmiumkonsentrasjonen i lever eller nyrer ($p > 0,05$, **tabell 8**). Dette skyldes trolig at kadmium har svært lang halveringstid bundet til metallothioniner i lever og nyrer (**tabell 9**), mens kadmiumkonsentrasjonen i pels reflekterer kadmiumopptaket i løpet av høsten mens pelsen er under utvikling.

En alternativ fremgangsmåte er å bruke gjennomsnittsverdier for konsentrasjonen i pels og på denne måten forutsi kadmiumkonsentrasjonen i lever og nyrer på et regionalt (område) nivå. En forventer da at rever fra de områdene som har den største kadmiumkonsentrasjonen i pels også har de største konsentrasjonene i lever og nyrer. Metallkonsentrasjonen i pels varierende betydelig i de ulike områdene og var høyest på Kolahalvøya. Kadmiumkonsentrasjonen i lever og nyrer var derimot størst på Svalbard, og mindre på Taimyr, Kolahalvøya og Dovrefjell (**tabell 5 og 6**). Vi har derfor ikke funnet noen fremgangsmåte som gjør det mulig å estimere kadmiumkonsentrasjonen i lever og nyrer fra målinger av kadmium i pels.



Figur 2 Konsentrasjoner av kadmium i nyrer (A), lever (B) og sink i nyrer (C) plottet mot alder. – Concentrations of cadmium in kidney (A), liver (B) and zinc in kidney (C) plotted to age.

Tabell 4 Distribusjon av metaller i fjellrev. - *Distribution of metals in the arctic fox.*

Metall - Metal	Vevstype – Tissue								
	Pels - Pelth			Lever – Liver			Nyre - Kidney		
	x	sd	n	x	sd	n	x	sd	n
(mg/kg)			(mg/kg)			(mg/kg)			
Kadmium - Cadmium	0.15	0.38	56	1.46	2.22	80	5.71	9.39	48
Sink - Zinc	132.5	46.5	57	121	61.34	80	82.2	21.52	48
Bly - Lead	1.28	1.57	57	1.21	6.03	79	0.19	0.08	48
Kobber - Copper	11.95	3.14	57	27.95	26.4	80	17.2	8.53	48
Krom - Chromium	0.76	0.99	57	0.25	0.24	80	0.28	0.14	48
Selen - Selenium	0.65	0.72	34	1.58	0.73	30	2.36	0.68	31
Kvikksølv - Mercury	1.93	2.21	57	0.67	0.78	78	1.35	2.11	48
Arsen - Arsenikk	0.68	0.91	32	0.34	0.26	30	0.35	0.04	29
Kobolt - Cobalt	0.63	0.74	35	0.36	0.13	30	0.42	0.04	31
Nikkel - Nickel	2.07	2.29	57	0.25	0.26	80	0.38	0.24	48

Tabell 5 Metall-konsentrasjoner i nyrer fra fjellrev. - *Metal concentrations in kidney from the arctic fox.*

Metall - Metal	Område – Area											
	Dovrefjell			Kola			Taimyr			Svalbard		
	x	sd	n	x	sd	n	x	sd	n	x	sd	n
(mg/kg)			(mg/kg)			(mg/kg)			(mg/kg)			
Kadmium - Cadmium	2.52	2.19	3	1.35	1.17	16	3.30	4.5	19	18.2	13.9	10
Sink - Zinc	83.3	17.1	3	81.5	24.6	16	81.1	13.6	19	85.0	31.1	10
Bly - Lead	0.28	0.10	3	0.17	0.04	16	0.21	0.09	19	0.18	0.08	10
Kobber - Copper	20.6	10.5	3	18.4	9.5	16	13.2	1.9	19	21.8	11.6	10
Krom - Chromium	0.36	0.06	3	0.22	0.14	16	0.36	0.10	19	0.19	0.12	10
Selen - Selenium	3.16	0.87	3	2.15	0.99	9	2.34	0.34	19			
Kvikksølv - Mercury	0.38	0.17	3	0.45	0.43	16	0.54	0.39	19	4.61	2.77	10
Arsen - Arsenikk	0.36	0.06	3	0.34	0.03	8	0.35	0.03	18			
Kobolt - Cobalt	0.44	0.07	3	0.41	0.04	9	0.41	0.04	19			
Nikkel - Nickel	0.44	0.07	3	0.50	0.37	16	0.14	0.01	19	0.41	0.04	10

Sink

Sink er et essensielt metall og inngår som kofaktor i en rekke enzymer. En antar blant annet at sink har en viktig funksjon ved å stimulere til dannelse av metallothioniner (Goyer 1991). Sink er dermed en viktig faktor i immobiliseringen av kadmium. Sink har også store kjemiske likheter med kadmium, og både distribusjon og opptak av de to metallene er knyttet nært sammen.

Sink-konsentrasjonen ble målt i 185 vevsprøver. Samtlige prøver av lever og nyre hadde sinkkonsentrasjoner som var høyere enn deteksjonsgrensen. Tre av i alt 57 pelsprøver (5 %) hadde konsentrasjoner under den beregnede deteksjonsgrensen (ca 30 mg/kg). Konsentrasjonen av sink var gjennomgående størst i pels, og noe mindre i nyrer og lever ($\chi^2 = 10,3$, $df = 2$, $p < 0,01$, **tabell 4**). Sink-konsentrasjonen i nyrer er til en viss grad avhengig av revenes alder ($r = 0,43$, $n = 36$, $p < 0,01$, **figur 2**). Sink-konsentrasjonen i lever hadde derimot ingen statistisk sammenheng med alder ($p > 0,05$). Sink-konsentrasjonen i nyrer var positivt korrelert til kadmium-konsentrasjonen, slik at rever med høy sinkkonsentrasjon i nyrene også hadde en relativt høy kadmium-konsentrasjon ($r = 0,46$, $n = 48$, $p < 0,01$). En rimelig

forklaring på dette er at sink er knyttet til akkumulering av kadmium gjennom binding til metallothioniner.

Det ble ikke påvist betydelige regionale forskjeller på sink-konsentrasjonen i lever og nyrer ($p = 0,05$, **tabell 5 og 6**), mens det var betydelige regionale forskjeller på sink-konsentrasjonen i pels (**tabell 7**). Pelsprøver som ble samlet inn på Dovrefjell og på Svalbard hadde sink-konsentrasjoner som var 50-80 % høyere enn sink-konsentrasjonene som ble målt på Kola-halvøya, Taimyr og Børgefjell ($\chi^2 = 28,5$, $df = 4$, $p < 0,01$, **tabell 7**).

Det var ingen påvisbare sammenhenger mellom konsentrasjonene av sink i organer og sink konsentrasjonene i pels ($p > 0,05$, **tabell 8**). Vi kan derfor ikke, med utgangspunkt i våre analyser, etablere et forholdstall som gjør det mulig å estimere sink-konsentrasjonen i lever og nyrer fra målinger i pels. I likhet med resultatene fra målingene av kadmium var dette i og for seg forventet på grunn av at sink er under en viss homeostatisk (fysiologisk regulert) kontroll og påvirket av kadmiumakkumuleringen (Ferm & Carpenter 1968), noe som også forklarer variasjonene i halveringstid for sink (**tabell 9**). Fordi konsentrasjonen av sink i indre organer er påvirket både av regulerende mekanismer og av binding til me-

tallthioniner kan pels være bedre egnet enn nyre og lever i overvåkingsammenhenger. Lignende resultater er blant annet funnet av Johnson & Roberts (1978) som fant at smågnagere (*Microtus sp*) i nærheten av en sinkgruve ikke hadde økte konsentrasjoner av sink i indre organer på tross av forhøyede nivåer av sink både i vegetasjon og i disse dyras pels.

dyr foregår i all hovedsak gjennom mat. Hos mennesker absorberes mellom 5-15 % av fordøyd dose (Goyer 1991).

Blykonsentrasjonen ble målt i 120 vevsprøver. En prøve fra lever som ble samlet inn på Svalbard er utelatt fra de statistiske analysene. Denne prøven hadde en blykon-

Tabell 6 Metall-konsentrasjoner i lever fra fjellrev. - *Metal concentrations in liver from arctic foxes.*

Metall - Metal	Område - Area											
	Dovrefjell			Kola			Taimyr			Svalbard		
	x (mg/kg)	sd	n	x (mg/kg)	sd	n	x (mg/kg)	sd	n	x (mg/kg)	sd	n
Kadmium - Cadmium	0.72	0.96	2	0.6	0.44	16	1.17	1.97	19	1.95	2.63	43
Sink - Zinc	103	10	2	153.7	110	16	130	31	19	106.3	40.3	43
Bly - Lead	0.29	0.23	2	0.35	0.76	16	0.37	0.23	19	1.96	8.2	42
Kobber - Copper	25.9	14.9	2	25.6	10.2	16	26.8	11.3	19	29.4	34.8	43
Krom - Chromium	0.85	0.81	2	0.24	0.20	16	0.29	0.04	19	0.20	0.23	43
Selen - Selenium	1.73	0.40	2	2.1	1.08	9	1.32	0.35	19			
Kvikksølv - Mercury	0.15	0.11	2	0.34	0.55	16	0.22	0.16	17	0.99	0.86	43
Arsen - Arsenikk	0.94	0.94	2	0.35	0.19	9	0.28	0.02	19			
Kobolt - Cobolt	0.32	0.007	2	0.42	0.23	9	0.34	0.02	19			
Nikkel - Nickel	0.32	0.07	2	0.28	0.23	16	0.34	0.02	19	0.19	0.31	43

Tabell 7 Metall-konsentrasjoner i pels fra fjellrev. - *Metal concentrations in pelth from arctic foxes.*

Metall Metal	Område - Area														
	Dovrefjell			Børgefjell			Kola			Taimyr			Svalbard		
	x (mg/kg)	sd	n	x (mg/kg)	sd	n	x (mg/kg)	sd	n	x (mg/kg)	sd	n	x (mg/kg)	sd	n
Kadmium Cadmium	0.59	1.03	5	0.02	0.007	6	0.62	0.29	7	0.043	0.02	20	0.01	0.01	16
Sink Zinc	192	103	6	99.4	25.7	6	102.8	38.4	7	115.3	12.8	20	153.6	15.7	16
Bly Lead	1.18	0.48	6	0.69	0.17	6	3.63	3.0	7	0.67	0.48	20	1.39	1.39	16
Kobber Copper	13.4	6.37	6	10.3	0.51	6	9.75	4.16	7	12.38	2.06	20	12.5	2.5	16
Krom Chromium	1.65	1.22	6	0.78	0.25	6	1.87	2.16	7	0.42	0.13	20	0.37	0.26	16
Nikkel Nickel	1.58	1.59	6	3.35	3.32	6	1.33	2.00	7	2.8	2.71	20	1.36	1.25	16
Selen Selenium	1.78	1.32	5				0.57	0.62	7	0.4	0.06	20			
Kvikksølv Mercury	0.45	0.28	6	0.44	0.29	6	1.17	2.56	7	1.06	0.85	20	4.64	1.88	16
Arsen Arsenikk	2.19	1.73	5				0.44	0.14	6	0.35	0.05	19			
Kobolt Cobolt	1.48	1.63	6				0.52	0.16	7	0.41	0.07	20			

Bly

Bly har ingen kjente biologiske funksjoner og er både toksisk og mutagent. I organismen akkumuleres bly blant annet i beinvev, lever og ligamenter knyttet til nervesystemet. Den biologiske halveringstida for bly er lengst i beinvev, hos mennesker ca 20 år. Opptaket i viltlevende

sentrasjon på 52 mg/kg. Dette er ekstremt høyt og avviker fra de andre målingene. Vi regner derfor med at denne prøven på ett eller annet vis har blitt kontaminert. Av i alt 79 analyserte leverprøver hadde 17 prøver konsentrasjoner som var mindre enn beregnede deteksjonsgrense (22 % av materialet), tilsvarende var 48 av 63 nyreprøver (63 %) og 9 av 57 pelsprøver (16 %) under

deteksjonsgrensen ved ca 0,19 mg/kg. Blykonsentrasjonen i nyrer var betydelig større enn tilsvarende målinger i lever og pels ($\chi^2 = 76,4$, $df = 2$, $p < 0,001$, **tabell 4**). Blykonsentrasjonen i nyrer og lever hadde en tendens til å være høyest i rever som var samlet inn på Dovrefjell i Sør-Norge og på Taimyr i Sibir ($\chi^2 = 8,6$, $df = 3$, $P = 0,03$ i nyrer og $\chi^2 = 9,16$, $df = 3$, $p = 0,027$, **tabell 5 og 6**). Blykonsentrasjonen i pelsprøver fra Kolahalvøya var 2,6-5,4 ganger større enn tilsvarende målinger i de andre områdene ($\chi^2 = 20,3$, $df = 4$, $p < 0,001$, **tabell 7**). Blykonsentrasjonen i nyrer og lever viste ingen statistisk sammenheng med revenes alder ($p > 0,05$).

Konsentrasjonene av bly i pels var ikke korrelert til blykonsentrasjonene i nyrer eller lever ($p > 0,05$, **tabell 8**). Resultatene gir derfor ingen metode for å estimere

blykonsentrasjonen i lever og nyre fra målinger i pels.

Kobber

Kobber er et essensielt metall som kan gi toksiske effekter ved ekstreme doser. Opptaket av kobber fra dietten er normalt underlagt homeostatisk kontroll. Konsentrasjoner som er mindre enn 10 mg/kg (våttvekt) regnes for å være utilstrekkelige hos drøvtyggere (Blood et al., 1983).

Kobberkonsentrasjonen ble målt i 185 vevsprøver. Med unntak av tre av i alt 57 prøver fra pels (5 %) hadde samtlige prøver konsentrasjoner som var større enn den beregnede deteksjonsgrensen på ca 5 mg/kg. De høyeste kobberkonsentrasjonene ble funnet i lever, mens

Tabell 8 Metall-konsentrasjoner i pels korrelert til konsentrasjoner i lever og nyrer. – *Metal concentrations in pelth correlated to concentrations in liver and kidney.*

Metall Metal	Lever - Liver			Nyre - Kidney		
	k	n	P	k	n	P
Kadmium - <i>Cadmium</i>	-0.28	35	> 0.05	0.26	35	> 0.05
Sink - <i>Zinc</i>	0.03	35	> 0.05	0.31	35	> 0.05
Bly - <i>Lead</i>	0.009	35	> 0.05	0.13	35	> 0.05
Kobber - <i>Copper</i>	-0.09	35	> 0.05	0.24	33	> 0.05
Krom - <i>Chromium</i>	0.08	35	> 0.05	0.03	33	> 0.05
Nikkel - <i>Nickel</i>	0.30	33	> 0.05	0.11	35	> 0.05
Selen - <i>Selenium</i>	0.52	27	<0.001	0.48	25	<0.001
Kvikksølv - <i>Mercury</i>	0.75	33	<0.001	0.62	33	<0.001
Arsen - <i>Arsenikk</i>	-0.20	25	> 0.05	-0.24	22	> 0.05
Kobolt - <i>Cobolt</i>	-0.26	27	> 0.05	-0.08	25	> 0.05

Tabell 9 Biologisk halveringstid for metaller som inngår i denne undersøkelsen, opplysningene er hentet fra Goyer (1991). – *Biological half life of metals included in this report, data obtained from Goyer (1991).*

Metall Metal	Biologisk halveringstid Biological half life	Organ Tissue	Art Species	Distribusjon i fjellrev Distribution in the arctic fox
Kadmium <i>Cadmium</i>	30 år - yr	Nyre <i>Kidney</i>	Menneske <i>Human</i>	N > L > P
Bly <i>Lead</i>	20 år - yr	Bein <i>Bone</i>	Menneske <i>Human</i>	P = N* = L
Aluminium <i>Aluminium</i>	Lang kan akkumuleres <i>Long might be accumulated</i>	Bein <i>Bone</i>	Generelt i pattedyr <i>Mammals in general</i>	
Aluminium <i>Aluminium</i>	Kort, akkumuleres ikke <i>Short, dos not accumulate</i>	Blod <i>Blood</i>	Menneske <i>Human</i>	P > L = N
Elementært kvikksølv <i>Elementary mercury</i>	35-90 dager - days	Blod <i>Blood</i>	Menneske <i>Human</i>	P > N > L
Selen <i>Selenium</i>	130 dager - days	--	Menneske <i>Human</i>	N** > L** > P
Nikkel <i>Nickel</i>	4-5 dager - days	Blod <i>Blood</i>	Menneske <i>Human</i>	P > N > L
Krom <i>Chromium</i>	0.5 dager - days*	Lever <i>Liver</i>	Rotte <i>Rat</i>	P > L = N
Sink <i>Zinc</i>	5 dager - days	Lever <i>Liver</i>	Menneske <i>Human</i>	P = L > N
Arsen <i>Arsenikk</i>	10-30 t - hour	--	Menneske <i>Human</i>	P > L = N
Kobber <i>Copper</i>	Homeostatisk regulering <i>Homeostatic control</i>	Lever <i>Liver</i>	Generelt i pattedyr <i>Mammals in general</i>	L > N > P

N = nyre - kidney, L = lever - liver, P = pels - pelth.

konsentrasjonen var noe mindre i nyrer og pels ($\chi^2 = 83,7$, $df = 2$, $p < 0,001$, **tabell 4**). Dette er i overensstemmelse med den rådende oppfatning av at kroppens kobberreserver i all hovedsak er knyttet til leveren (Goyer, 1991). Det var ingen betydelige sammenhenger mellom revenes alder og kobberkonsentrasjonen i de forskjellige vevstypene ($p > 0,05$).

Kobberkonsentrasjonen i nyrer var betydelig mindre i fjellrev som var samlet inn på Taimyr ($\chi^2 = 17,6$, $df = 2$, $p < 0,01$, **tabell 5**), mens det var en tendens til at konsentrasjonen av kobber i pels var mindre i rever fra Kolahalvøya og Børgefjell ($\chi^2 = 11,6$, $df = 4$, $p = 0,04$, **tabell 7**). Det er ingen betydelige forskjeller i kobberkonsentrasjonen i lever i de ulike områdene ($p > 0,05$, **tabell 6**).

Konsentrasjonene av kobber i pels var ikke korrelert til konsentrasjonen i nyrer eller i lever ($p > 0,05$, **tabell 8**). Hvordan ekstra tilførsel av kobber påvirker konsentrasjonen av kobber i viltlevende dyr er lite kjent. Enkelte studier finnes imidlertid, blant annet så har målinger av kobber konsentrasjonen i lever fra hvithalehjort (*Odocoileus virginianus*) ikke kunnet påvise forhøyede konsentrasjoner i tilknytning til utslipp fra et lokalt smelteverk (Sielo & Beyer, 1985). På tross av dette har andre studier på viltlevende hjortedyr vist at kobberkonsentrasjonen i lever varierer betydelig både mellom områder og arter (Frøslie et al., 1984; Kålås & Myklebust, 1994; Strand et al., 1995). I hvilken grad en skal vektlegge det noe høyere kobbernivået i nyrer fra Svalbard er derfor usikkert, og vi trenger mer kunnskap både om opptaket av kobber i viltlevende organismer og om interaksjonen mellom kobber og andre metaller; for eksempel sink, kadmium og molybden (Frøslie et al., 1985; Kålås & Myklebust 1994). Kobberkonsentrasjonene i lever fra fjellrev er noe lavere enn tilsvarende målinger i hjortevilt (Frøslie et al., 1984; Strand et al., 1995).

Krom

Krom kan i likhet med kadmium, bly, kvikksølv og arsen gi en rekke toksiske effekter. Metallet finnes i flere oksidasjonsformer hvorav trivalent krom (Cr^{3+}) er mest vanlig i naturmiljøet og utgjør trolig det alt vesentlige av krom som er tatt opp i biologisk materiale. I industriell sammenheng er hexavalent krom (Cr^{6+}) den mest vanlige formen. Denne kan også tas opp i biologisk materiale, og omdannes da til trivalent krom. De skadelige effektene av krom i mennesker kan være knyttet til omformingen fra hexavalent til trivalent krom. Krom har også en essensiell funksjon, blant annet som kofaktor i insulin. Spredning til naturmiljøet skyldes i all hovedsak forurensninger fra metallurgisk og kjemisk industri samt forbrenning av fossile brennstoffer (Goyer, 1991).

Kromkonsentrasjonen ble målt i 185 vevsprøver. Av i alt 80 prøver fra lever hadde 11 prøver konsentrasjoner som var lavere enn deteksjonsgrensen (14 %), tilsvarende var 7 av i alt 48 nyreprøver under deteksjonsgrensen (15 %).

Samtlige av de 57 analyserte pelsprøvene hadde konsentrasjoner over den beregnede deteksjonsgrensen ved ca 0,05 mg/kg. De høyeste kromkonsentrasjonene ble funnet i pels, mens det var mindre forskjeller på kromkonsentrasjonen i lever og nyrer ($\chi^2 = 57,9$, $df = 2$, $p < 0,001$, **tabell 4**), slik at konsentrasjonen i pels > konsentrasjonen i nyre = konsentrasjonen lever. Kromkonsentrasjonen var betydelig større i nyrer og lever fra rever som var samlet inn på Dovrefjell og Taimyr sammenlignet med Svalbard og Kolahalvøya ($\chi^2 = 12,5$, $df = 3$, $p < 0,01$ i nyrer og $\chi^2 = 14,8$, $df = 3$, $p < 0,001$, **tabell 5 og 6**). Vi fant ingen sikker sammenheng mellom revenes alder og konsentrasjonen av krom i lever eller nyrer ($p > 0,05$).

Konsentrasjonen av krom i pels var ikke korrelert til konsentrasjonen i lever eller nyrer (**tabell 8**). Sammenlignet med Børgefjell og Taimyr var kromkonsentrasjonen i pels 2-3 ganger høyere i pelsprøver fra Kolahalvøya og Dovrefjell ($\chi^2 = 14,8$, $df = 4$, $p < 0,01$, **tabell 7**). Vi kan derfor ikke etablere et statistisk forhold mellom konsentrasjonen av krom i pels, lever og nyrer. Dette er å forvente i og med at den biologiske halveringstida for krom i indre organer er svært kort. I en trekomponent modell for mennesker beregnet Mertz (1969) følgende halveringstid; 0,5, 5,9 og 83,4 dager. Tar en både den korte halveringstida for krom og distribusjon i fjellrev i betraktning kan pels være et bedre egnet vev til overvåking av krom enn målinger basert på lever og nyrer. De relativt større konsentrasjonene av krom i pels gjør det også lettere rent analytisk å måle krom i pels.

Nikkel

Nikkel er karsinogent i store doser, men er trolig også av essensiell betydning for pattedyr (Anke et al., 1983). Det orale opptaket av nikkel er sparsomt, og utskillelsen gjennom urin er mer eller mindre fullstendig i løpet av fire til fem dager (Goyer, 1991). Utslipp til luft og lokal forurensning av nikkel er betydelig i nærområdene til industrikomplekser både på Kolahalvøya og på Taimyr.

Nikkelkonsentrasjonen ble målt i 128 vevsprøver. Konsentrasjonene av nikkel varierte betydelig i de forskjellige vevstypene og konsentrasjonene var svært lave i lever og nyrer. Hele 60 av i alt 80 analyserte prøver fra lever (75 % av materialet) og 25 prøver av i alt 48 analyserte prøver fra nyrer (52 %) hadde nikkelkonsentrasjoner som var mindre enn deteksjonsgrensen. De høyeste nikkelkonsentrasjonene ble funnet i prøver av pels. Fjorten av 57 pelsprøver (25 %) hadde konsentrasjoner som var høyere enn deteksjonsgrensen på ca 0,5 mg/kg. Det var ingen betydelige forskjeller på nikkelkonsentrasjonen i lever og nyrer ($p > 0,01$, **tabell 4**). Dette er i overensstemmelse med Goyer (1991) som har vist at pattedyr har effektive mekanismer for utskillelse av nikkel. I pels vil derimot metallkonsentrasjonen gjenspeile opptaket i løpet av den tiden pelsen er under utvikling (Laker, 1982; Renzoni & Nordstrøm, 1990).

På grunn av de lave nikkelkonsentrasjonene (og det store antallet prøver som hadde konsentrasjoner som var mindre enn deteksjonsgrensen) har vi ikke testet materialet for regionale forskjeller i nikkelkonsentrasjoner. På grunn av de lave konsentrasjonene i lever og nyrer var det ikke mulig å foreta statistiske tester av eventuelle alderseffekter eller teste for sammenhenger mellom konsentrasjonen av nikkel i pels, lever og nyrer.

Selen

Selen er et essensielt metall som bidrar til å redusere de toksiske effektene av blant annet kvikksølv og kadmium. Opptak av selen fra mat skjer i hovedsak i form av opptak av selenitt, mens utskillelse og regulering av kroppens selenmengde i all hovedsak skjer via urin (Goyer 1991).

Selenkonsentrasjonen ble målt i 95 vevsprøver. Fem av i alt 34 pelsprøver (15 %) hadde selenkonsentrasjoner som var mindre enn deteksjonsgrensen ved ca 0,5 mg/kg. Samtlige prøver av lever og nyrer hadde større konsentrasjoner enn dette. De høyeste konsentrasjonene av selen ble funnet i nyrer, mens de laveste konsentrasjonene ble målt i pels ($\chi^2 = 53,8$, $df = 2$, $p < 0,001$, **tabell 4**). Vi fant ingen statistisk sammenheng mellom selenkonsentrasjonen i lever, nyrer og revenes alder ($p > 0,05$). Konsentrasjonen av selen i lever var størst hos rever fra Kolahalvøya og Dovrefjell ($\chi^2 = 8,56$, $df = 2$, $p < 0,01$, **tabell 6**), mens selenkonsentrasjonen i pels var størst i rever fra Dovrefjell ($\chi^2 = 11,3$, $df = 2$, $p < 0,01$, **tabell 7**). I nyrene fant vi ingen regionale forskjeller i selenkonsentrasjon ($p > 0,05$, **tabell 5**) Konsentrasjonen av selen og kvikksølv i lever var positivt korrelert ($r = 0,63$, $n = 28$, $p < 0,01$), tilsvarende ble ikke funnet i nyrer ($p > 0,05$).

Konsentrasjonen av selen i pels var signifikant korrelert til konsentrasjonen av selen i lever og nyrer ($r = 0,52$, $n = 27$, $p < 0,01$ i nyrer og $r = 0,48$, $n = 25$, $p < 0,001$ i lever, **figur 3**). De positive korrelasjonskoeffisientene viser at rever som har den største selenkonsentrasjonen i pels også har de høyeste konsentrasjonene av selen i lever og nyrer.

Kvikksølv

Kvikksølv finnes både naturlig i berggrunnen og som forurensning. Undersøkelser av innlands-isen på Grønland viser at det har vært en betydelig økning av kvikksølvinnholdet i nedbør i løpet av den siste 100 års perioden. Så mye som 1/3 av atmosfærens kvikksølvinnhold kan skyldes spredning av organiske og uorganiske kvikksølvforbindelser fra industri (Goyer, 1991). Utslipp til naturmiljøet skyldes i all hovedsak forbrenning av fossile brennstoffer (Goyer, 1991). Kvikksølv kan gi flere toksiske effekter. Effektene er størst når kvikksølv er i organiske forbindelser (Fimreite, 1971). Flere undersøkelser har påvist forhøyede og til dels betydelige kvikksølvkonsentrasjoner i arktiske pattedyr, deriblant isbjørn (*Ursus maritimus*; Nordheim et al., 1992), narhval; (*Monodon*

monoceros; Dietz, 1987), seler; (*Phocidea*; Renzoni & Norstrøm, 1990, Utne Skaare et al., 1990) og reinsdyr (Frøslie et al., 1984, Strand et al., 1995).

Kvikksølvkonsentrasjonene ble målt i 183 vevsprøver, samtlige hadde konsentrasjoner som var større enn deteksjonsgrensen ved ca 0,05 mg/kg. Konsentrasjonen av kvikksølv var størst i pels og noe mindre i nyrer, mens konsentrasjonen i lever var 4-5 ganger lavere enn konsentrasjonen i pels ($\chi^2 = 18,1$, $df = 2$, $p < 0,01$, **tabell 4**). Det var ingen statistisk sammenheng mellom revenes alder og kvikksølvkonsentrasjonen i lever og nyrer ($p > 0,05$). Sammenlignet med de andre områdene var konsentrasjonen av kvikksølv i lever 2-3 ganger høyere i rever som var fanget på Svalbard ($\chi^2 = 23,2$, $df = 3$, $p < 0,001$, **tabell 6**). Denne trenden var enda mer tydelig i prøver fra nyrer og pels. Fjellrev på Svalbard hadde kvikksølvkonsentrasjoner i nyrene og i pels som var 8-10 ganger høyere enn rever fra de andre områdene ($\chi^2 = 23,9$, $df = 3$, $p < 0,01$ i nyrer og $\chi^2 = 32,4$, $df = 3$, $p < 0,001$, **tabell 5 og 7**). Rever fra Kolahalvøya og Taimyr hadde også kvikksølvkonsentrasjoner i lever og nyrer som var 20-30 % høyere enn rever fra Dovrefjell (**tabell 5 og 6**). De desidert laveste kvikksølvkonsentrasjonene ble derfor funnet i pelsprøver fra fjellrev fra Børgefjell og Dovrefjell (**tabell 7**).

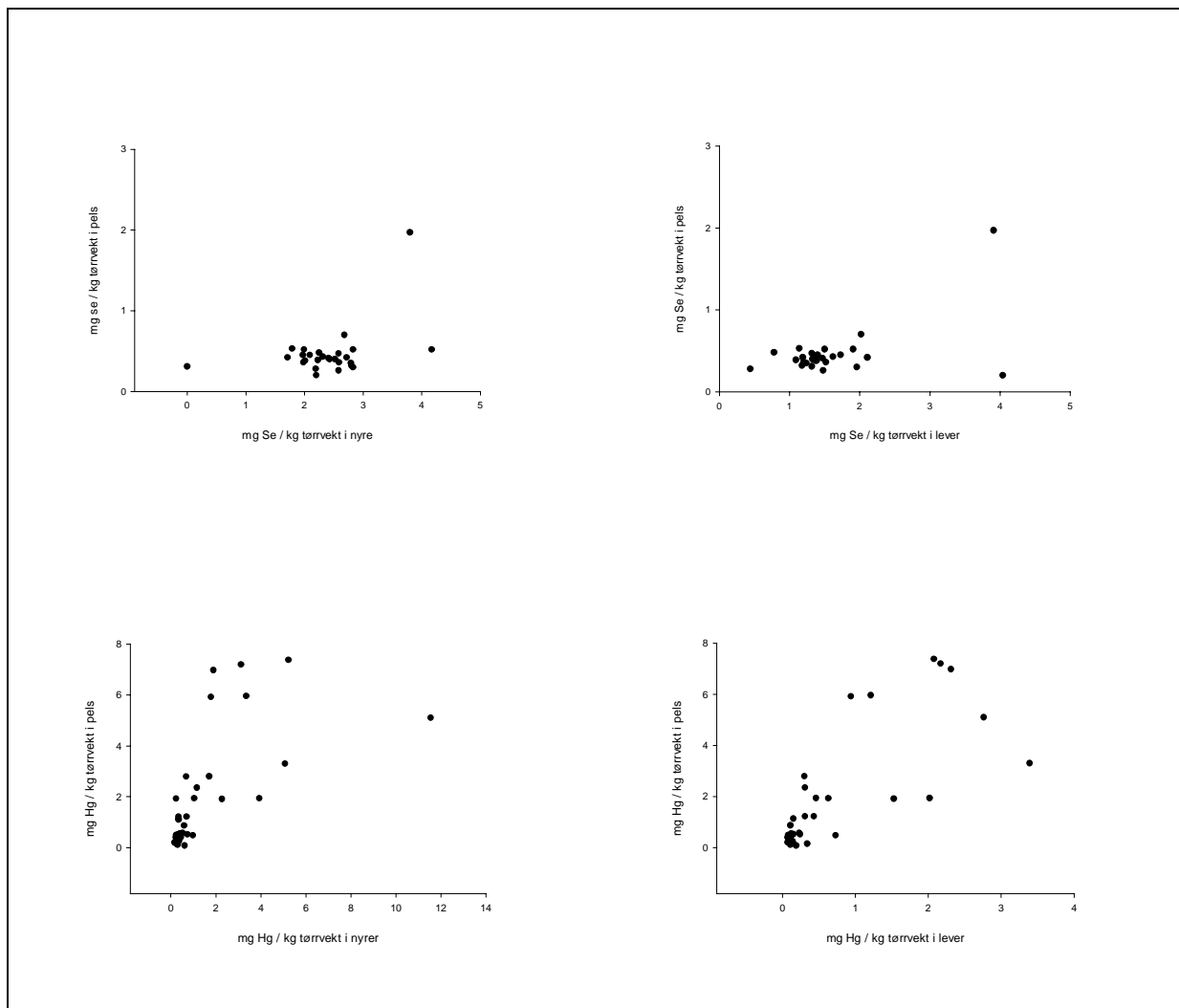
Konsentrasjonen av kvikksølv i pels er signifikant korrelert til konsentrasjonen av kvikksølv i lever og nyrer ($r = 0,77$, $n = 33$, $p < 0,001$ i lever og $r = 0,76$, $n = 35$, $p < 0,01$, **figur 3**). De positive korrelasjonskoeffisientene viser at de revene som har de største kvikksølvkonsentrasjonene i pels også har de største konsentrasjonene i lever og nyrer.

Arsen og Kobolt

Opptaket av arsen fra mage-tarmkanal er tilnærmet fullstendig. Utskillelse av arsen skjer i all hovedsak via urin. Biologisk halveringstid er mindre enn 2 døgn. På grunn av den svært korte biologiske halveringstiden og arsens evne til å akkumuleres i hår og negler, har negler og hår blitt brukt for å estimere arsenopptak i mennesker. Arsen slippes ut til atmosfæren via smelteverker, og fra glassproduksjon og annen kjemisk industri (Goyer, 1991).

Kobolt er et essensielt metall og er blant annet komponent i vitamin B12 som er nødvendig for produksjon av røde blodceller. Opptaket av kobolt fra dietten er mer eller mindre fullstendig. Til tross for dette regner en ikke med at økte doser gir forhøyede nivåer i organismen, noe som skyldes en effektiv utskillelse enten gjennom urin eller feces. Utslipp av kobolt er i hovedsak knyttet til kobberproduksjon (Goyer, 1991).

Konsentrasjonene av arsen ble målt i 91 vevsprøver. Tilsvarende ble i alt 96 vevsprøver analysert for kobolt. Samtlige av disse hadde konsentrasjoner som var lavere



Figur 3 Konsentrasjoner av selen og kvikksølv i pels plottet mot konsentrasjoner i pels. – *Concentrations of selenium and mercury in hair plotted to age.*

enn den beregnede deteksjonsgrensen på ca 1 mg/kg. Vi har derfor ikke analysert dette materialet videre.

4 Diskusjon

Den viktigste årsaken til opptak av miljøgifter i villlevende dyr er opptak gjennom føde. Opptaksgraden av de forskjellige metallene varierer imidlertid betraktelig. Metaller som bly og kadmium tas bare opp i begrenset grad, men akkumuleres lett på grunn av lav utskillelse. Opptaket av et metall som nikkel er derimot tilnærmet fullstendig, men uten nevneverdig akkumulering på grunn av effektiv utskillelse. Videre er opptaket av essensielle elementer som for eksempel kobber og sink underlagt homeostatisk kontroll, slik at kroppens reserver av det aktuelle metallet i stor grad er bestemmende for opptak og utskillelse. Konsentrasjonene av metaller som er under homeostatisk kontroll forventes derfor ikke å øke i betydelig grad i lever og nyre ved økt eksponering (Goyer, 1991). Graden av eksponering hos villlevende organismer er også forventet å variere over tid, f. eks. villreins eksponering for radiocesium, kadmium og kvikksølv som varierer mellom årstider (Strand et al., 1995). Temporær variasjon i eksponeringsnivå vil også medføre at nivåene i organer varierer over tid. Tolkning av distribusjon og konsentrasjonsnivåer av forureningsmidler i villlevende organismer er derfor vanskelig,

og en har behov for å gjøre sammenligninger både til andre arter, både på samme og andre trofiske nivå.

4.1 Radiocesium (^{137}Cs)

Steen & Skogland (1991) målte aktiviteten av ^{137}Cs i flere smågnagerarter på Dovrefjell i tiden etter Tsjernobylulykken. Helkroppsmålinger av lemen (*Lemmus lemmus*) og fjellrotte (*Microtus oeconomus*) viste en aktivitet av ^{137}Cs på 0,5-1,7 kbq/kg våtvekt i lemen og 0,2-1,0 kbq/kg våtvekt i fjellrotte. Sett i forhold til disse resultatene er aktiviteten til ^{137}Cs i fjellrev på Dovrefjell høy, da en normalt regner med at konsentrasjonsfaktoren av ^{137}Cs fra byttedyr til rovdyr varierer mellom 2-10 (Lowe & Horill, 1991). Den høye aktiviteten av ^{137}Cs i fjellrev på Dovrefjell indikerer derfor at disse revene har blitt tilført radiocesium via andre og mer forurensede byttedyr enn smågnagere. Skogland et al., (1991) og Strand et al., (1995) viste at reinsdyr på Dovrefjell hadde akkumulert betydelige mengder ^{137}Cs etter Tsjernobyl ulykken. Dette, sammen med andre undersøkelser som har vist at fjellreven på Dovrefjell også utnytter døde reinsdyr i løpet av vinteren (Strand et al., 1998), antyder at fjellreven på Dovrefjell har akkumulert en del ^{137}Cs via reinsdyr.

Målinger av ^{137}Cs i reinsdyr på Kolahalvøya i 1991 kunne ikke påvise målbar aktivitet av ^{137}Cs (Espelien et al., 1993; 1998). Sett i forhold til dette er den forhøyede aktiviteten til ^{137}Cs i revene fra Kolahalvøya overraskende. Vi har to alternative forklaringer på dette; enten at det har vært et utslipp av ^{137}Cs etter at målingene ble gjort i villrein, alternativt at radiocesiumet i fjellrevene på Kolahalvøya skyldes lokale forurensninger på sør-øst kysten av halvøya. Vi ville forventet at en større tilførsel av ^{137}Cs , for eksempel gjennom atmosfærisk nedfall fra Tsjernobyl-ulykken, ville gitt påvisbar aktivitet av ^{137}Cs også i reinsdyr. I utslipp fra kjernereaktorer vil de radioaktive isotopene ^{134}Cs og ^{137}Cs finnes i et bestemt forhold (Robertson et al., 1992). I nedfallet fra Tsjernobyl var det for eksempel i mai 1986 et forhold mellom ^{134}Cs og ^{137}Cs som er typisk for utslipp fra slike reaktorer. På grunn av at ^{134}Cs har en kortere halveringstid enn ^{137}Cs vil desintegrasjon av isotopene endre dette forholdet i tiden etter et utslipp. I revene fra Kolahalvøya fant vi et forholdstall mellom ^{137}Cs og ^{134}Cs på 98:2, noe som utelukker et utslipp av nyere dato. Dette indikerer at nivåene av ^{137}Cs på Kolahalvøya skyldes lokale forurensninger.

4.2 Akkumulering av metaller i fjellrev

Fjellreven utnytter et vidt spekter av næringsemner. I innlandsområder er smågnagere og lemen en vesentlig del av dietten, men også andre matkilder som døde reinsdyr utnyttes (Angerbjörn et al., 1991, Landa et al., 1998; Strand et al., 1998). Til forskjell fra innlandsområdene i Skandinavia og Sibir, lever fjellreven på Svalbard uten tilgang til smågnagere. På Svalbard utnytter revene

derfor i større grad kolonihekkende fugler og annen mat av marint opphav (Prestrud, 1992; Frafjord, 1995). Regionale forskjeller i akkumulering av metaller i fjellrev kan derfor tilskrives forskjeller i diettsammensetning, variasjon i innholdet av miljøgifter i fjellrevens byttedyr som igjen skyldes enten regionale forskjeller i tilførselen av miljøgifter eller forskjeller i den naturlige forekomsten av for eksempel metaller.

Flere forfattere har påvist betydelige kvikksølvkonsentrasjoner i arktiske pattedyr. Et fellestrekk i disse studiene er at dyr som har tilknytning til det marine miljøet har større kvikksølvkonsentrasjoner i indre organer som lever og nyrer. Fjellrev og isbjørn er begge topp predatorer i den arktiske næringskjeden. Isbjørnens diett utgjøres av større marine pattedyr som ringsel (*Phoca hispida*) og hvalross (*Odobenus rosmarus*). Selv om fjellrevens hovednæring på Svalbard består av døde reinsdyr og svalbardryper (*Lagopus mutus hyperboreus*) så utnytter også fjellreven det marine økosystemet gjennom predasjon på kolonihekkende sjøfugler og byttedyr-rester fra isbjørn. Isbjørn fra Svalbard har konsentrasjoner av kvikksølv både i indre organer og pels som er 3-8 ganger større enn det vi har målt i fjellrev (Renzoni & Nordstrøm 1990; Norheim et al., 1992). Likeledes var konsentrasjonene av kvikksølv i fjellrev (denne rapporten) større på Svalbard enn i rever fra fastlands-Norge, Kolahalvøya og Taimyr. På grunn av utnyttelse av fuglefjellene og vandringer ut i ismassene om vinteren har fjellreven på Svalbard en sterkere marin tilknytning enn fjellrev i de andre områdene vi har undersøkt. De forhøyede nivåene av kvikksølv i isbjørn og fjellrev fra Svalbard gir derfor indikasjoner på at det arktiske miljøet på Svalbard tilføres kvikksølv fra den marine komponenten av økosystemet.

Denne undersøkelsen har påvist at fjellreven i de arktiske områdene har akkumulert en viss mengde miljøgifter. I første rekke gjelder dette kvikksølv og kadmium som ble funnet i større konsentrasjoner på Svalbard. Forholdet mellom kadmium og sink var også betydelig større i materialet fra Svalbard enn for eksempel Dovrefjell hvor sink-konsentrasjonene var betydelig større. De regionale forskjellene for de andre metallene er vanskeligere å tolke, dels på grunn av at vi mangler data å sammenligne med, dels på grunn av at de påviste forskjellene varierer avhengig av hvilke vevstyper som legges til grunn. Eksponeringen for krom er noe større på Kolahalvøya og på Dovrefjell, mens det ikke er noen sikre forskjeller på blykonsentrasjonen i lever og nyrer i de forskjellige områdene. I pels derimot, var konsentrasjonene av bly på Kolahalvøya 2,6-5,4 ganger større sammenlignet med de andre områdene.

4.3 Bruk av pelsprøver for å estimere metallkonsentrasjoner i organer

Prøver av hår, fjær eller gevirer har blitt brukt i miljøovervåkingssammenheng på flere arter (Sawicka-Kapusta,

1979; Muller 1985; Goede & Bruin, 1984; Laker, 1982; Denneman & Douben, 1993). Prøver av hår og fjær kan ha en fordel framfor organer som lever, nyrer og beinvev ved at prøvene kan tas fra levende dyr og at prøvene kan samles fra reirplasser eller hi-områder. Med tanke på overvåking av miljøgifter i fjellrev er dette en meget stor fordel ettersom fjellrevens bestandsstatus i Skandinavia ikke tillater avlving av dyr for prøvetaking. Hår har også en fordel framfor organer som lever, nyrer og blodprøver i og med at konsentrasjonen av enkelte spormetaller er svært lav og har kort biologisk halveringstid i indre organer (Laker, 1982). Andre metaller, som kadmium og bly, har svært lang biologisk halveringstid i beinvev, lever, nyrer og lunger (**tabell 8**). Konsentrasjonene av miljøgifter med lang biologisk halveringstid vil derfor gjenspeile akkumulering over lang tid, mens vev som vokser ut i løpet av kort tid, og som senere felles eller røytes, reflekterer innholdet av miljøgifter som dyret er utsatt for i løpet av den tidsperioden som vevet vokser (Laker, 1982). Hos fjellrev vokser pelsen ut til vinterdrakt i løpet av en kort periode om høsten. Denne pelsen felles eller røytes i løpet av mai måned. Revne er i denne perioden sterkt knyttet til ynglehiene, og en kan derfor samle hår for kjemiske analyser ved ynglehiene.

En av målsettingene med denne rapporten var å prøve å finne et forholdstall mellom metallkonsentrasjoner i lever, nyrer og pelsprøver. For enkelte metaller vil dette være ambisiøst da den biologiske halveringstida i organer er svært varierende, for eksempel er halveringstida i indre organer (lever eller blod) for krom, arsen, nikkel og kobolt mindre enn ett døgn. Vi fant da også at konsentrasjonen av disse metallene var gjennomgående lavere i lever og nyrer enn i pels.

I motsetning til dette har kadmium og bly lang halveringstid i indre organer. For kadmium opptil 30 år i nyrer, mens bly har en halveringstid på ca 20 år i beinvev, men betydelig kortere i lever og nyrer (Goyer, 1991). Våre målinger av kadmium og bly samsvarer godt med dette da konsentrasjonene av kadmium og dels bly var gjennomgående høyere i nyrer og lever enn i pels. Kvikksølv og selen har kortere halveringstid i lever og blod. For kvikksølvets del varierer halveringstida noe. Metyllkvikksølv har for eksempel en biologisk halveringstid på ca 70 dager mens uorganisk kvikksølv halveres i løpet av 20 dager (Goyer, 1991). Selen i lever har en halveringstid på ca 130 dager (Goyer, 1991). Vi fant en signifikant regresjon mellom konsentrasjonen av både kvikksølv og selen i pels og i lever og nyrer. Konsentrasjonen av disse metallene i organer kan derfor estimeres ut fra konsentrasjoner i pels.

Mangelen på statistiske sammenhenger mellom metallkonsentrasjonene i organer og hår har vært brukt som ett av argumentene mot å bruke hår som basis for studier av eksponering for miljøgifter (Laker, 1982). Det er imidlertid viktig å ta i betraktning at forskjellene på metallkonsentrasjonene i organer og i pels i første rekke reflekterer forskjeller i tidsskala i forhold til eksponering, opptak,

utskillelse og dermed biologisk halveringstid for det metallet som måles. Dette er av avgjørende betydning for tolkningen av konsentrasjonene i de ulike vevstypene. Målsettingen med overvåkingen er derfor avgjørende for valg av vevstype. I økologisk sammenheng er en ofte interessert i belastningen eller eksponeringen som levende organismer er utsatt for i ulike områder og hvordan denne eksponeringen endres over tid. Pels kan derfor ha fordeler framfor indre organer ved at nivåene ikke er påvirket av forhold som det enkelte individets alder (jfr. kadmium i nyrer), homeostatisk regulering eller belastningen for andre metaller (jfr. selen og sink). Pels kan også ha fordeler framfor andre organer fordi hår er en ensarta struktur, i hovedsak bestående av keratin, slik at elementer som først er tatt opp i hår, også vil være fiksert der. Våre resultater viser også at konsentrasjon av metaller som har kort biologisk halveringstid i indre organer finnes i større konsentrasjoner i hår, noe som kan lette det analytiske arbeidet. Metaller som akkumuleres i organer (spesielt kadmium) finnes imidlertid i langt større konsentrasjoner i de organene som akkumulerer metallet.

Pels vil derfor kunne være et egnet vev for måling av miljøgifter dersom en ønsker å måle konsentrasjoner av metaller som har kort biologisk halveringstid i organer, og dersom en ønsker å måle konsentrasjoner som kan relateres til eksponeringer over kortere tidsrom. Et godt eksempel i så måte er de regionale forskjellene som ble påvist i sink-konsentrasjonen i pels. De samme forskjellene ble ikke påvist i lever og nyre, noe som kan forklares med den homeostatiske reguleringen av sink.

Vi kan derfor konkludere med at pels kan være et godt egnet vev for å måle korttidsbelastning av kvikksølv, selen, sink, nikkel og krom. Det er imidlertid viktig å påpeke at konsentrasjoner i pels ikke vil si noe direkte om belastningen som de enkelte organene er utsatt for og at det er konsentrasjonen i målorganer som er viktig i forhold til mulige effekter. Konsentrasjonen av selen og kvikksølv kan estimeres fra målinger som er gjort i pels. Så lenge pelsen aldri er eldre enn ett år, vil konsentrasjonen i pels kun si noe om belastningen det siste året. Forholdstall mellom konsentrasjoner i pels og organer vil derfor bare kunne etableres for metaller med kort biologisk halveringstid. Når det gjelder kvikksølv vil det også være en fordel å bruke pels i og med at konsentrasjonene av kvikksølv er størst i pels, noe som letter det analytiske arbeidet. Kobber derimot er både under en viss homeostatisk regulering, og finnes i lavest konsentrasjon i pels. Krom og nikkel finnes i størst konsentrasjoner i pels, og har kort biologisk halveringstid i indre organer som lever og nyre. På grunn av at kadmium og kobber finnes i små konsentrasjoner i pels, og den betydelige akkumuleringen som finner sted i nyrer og lever, er kadmium og kobber de metallene som det vil være minst aktuelt å måle i pelsprøver.

4.4 Nivåer og risiko for biologiske effekter

Flere av de metallene som inngår i undersøkelsen er kjent for å kunne gi en rekke toksiske effekter, både gjennom fysiologiske endringer, og ved å være foster-skadende og mutagene (Hammons et al., 1978; Wilson 1977; IARC, 1987, Goyer 1991). Studier av toksiske effekter på villlevende organismer er mangelfulle og det generelle kunnskapsnivået om grenseverdier for biologiske effekter gjør at det i dag er vanskelig å tolke nivåer i forhold til potensielle effekter. Publiserte arbeider som har påvist effekter av kvikksølv i laboratorieeksperimenter henviser til kvikksølvkonsentrasjoner som er langt større enn det vi har målt i fjellrev. Også undersøkelser på mennesker som har påvist skader av kadmiumeksponering, har påvist nivåer (> 200 mg/kg våtvekt) som er langt høyere enn det som er aktuelt i fjellrev for induksjon av kroniske skader. Effekter av bly på 1-20 mg/kg våtvekt i lever har gitt påvisbare endringer i hjernen og morfologiske endringer i lever hos vaskebjørn (*Procyon lotor*). Dette er også langt høyere nivåer enn det som er påvist hos fjellrev (Dieters & Nielsen, 1978). Flere av metallene, deriblant kadmium, bly, kvikksølv, krom, nikkell og arsen er karsinogene metaller, hvor det er vanskelig eller umulig å ha forventninger til en nedre teoretisk terskelverdi som ikke induserer effekter i form av mutasjoner. Fra de målingene vi har gjort og det som kjent om disse metallenes giftighet, kan vi ikke forvente biologiske effekter hos fjellrev på grunn av eksponering for metaller alene. Den påviste aktiviteten til ¹³⁷Cs gir ingen grunn til å forvente biologiske effekter av dette strålebidraget hos fjellrev.

5 Litteratur

- Angerbjörn, A., Arvidson, B., Norén, E., & Strömberg, L. 1991. The effect of winter food on reproduction in the arctic fox, *Alopex lagopus*: a field experiment. - *J. Anim. Ecol.*, 60: 705-714.
- Angerbjörn, A., Tannerfeldt, M., Bjärvall, A., Ericson, M., From, J., & Norén, E. 1995. Dynamics of the arctic fox population in Sweden. - *Ann. Zool. Fenn.*, 32: 55-67.
- Anke, M., Grun, M., Groppe, B. & Kronemann, H. 1983. Nutritional requirement of nickel. - s. 88-105 i: *Biological aspects of Metals and Metal-Related Diseases*, red. Sarkar, B. Raven Press, New York.
- Barrie, L.A. 1997. An overview of the occurrence, trends and possible effects of Arctic air pollution. - s. 22-31 i *The AMAP International Symposium on Environmental Pollution in the Arctic*. Tromsø.
- Blood, D.C., Radostits, O.M. & Henderson, J.A. 1983. *Veterinary Medicine*, 6 ed. Balliere Tindall, London. 1310.
- Brøgger, A. & Høyer, K.G. 1986. Det radioaktive Norge etter Tsjernobyl. - *Det Norske Samlaget*.
- Bretten, S. 1991. Radioaktivt ¹³⁷Cs etter Tsjernobyl nedfallet i alpine plantesamfunn på Dovrefjell. - s. 28-36 i *Sluttrapport fra NINA's radioøkologiske program 1986-1990*, red. Gaare, E., Jonsson, B., & Skogland, T. Tsjernobyl.
- Bremner, I. 1978. Cadmium toxicity. - *World Rev. of Nut. & Diet* 32: 165-197.
- Denneman, W.D. & Douben, P.E.T. 1993. Trace elements in primary feathers of the barn owl (*tyto alba guttatus*) in the Netherlands. - *Environ. pollut.* 82: 301-310.
- Dietz, R. 1987. Tungmetaller i isbjørn og andre arktiske dyr. - *Tusaat*. 2: 2-6.
- Dietz, R., Pacyna, J. & Thomas, D.J. 1997. What have we learned from the AMAP International Assessment about Heavy Metals in the Arctic. - *The AMAP International Symposium on Environmental Pollution in the Arctic.*, Tromsø 15-16.
- Dieters, R.W. & Nielsen, S.W. 1978. Lead poisoning of racoons in Connecticut. - *J. Wildl. D.* Vol 14: 187-192.
- Espelien, I. 1993. Genetiske effekter av tungmetaller på pattedyr. En kunnskapsoversikt. - NINA Utredning 051, Fagrapport 38. Naturens tålegrenser.
- Espelien, I., Skogland, T. & Strand O., 1998. (In prep.). Forurensnings økologi hos villrein. - I Sluttrapport fra NINA's Institutt program på forurensningsøkologi, red. Nygaard T. NINA fagrapport.
- Ferm, V.G. & Carpenter, S.J. 1968. The relationship of cadmium and zinc in experimental mammalian teratogenesis. - *Lab. Invest.* 18:4: 429-432.
- Fimreite, N. 1971. Effects of dietary methylmercury on ringnecked pheasants. - *Can. Wildl. Ser. Ann. P.* 9: 1-28.

- Frafjord, K. 1995. Summer food habits of arctic foxes in the alpine region of southern Scandinavia, with a note on sympatric red foxes. - *Ann. Zool. Fenn.* 32: 111-116.
- Friberg, L. 1986. Cadmium. - I: *Handbook on Frøslie et al.* 1985, red. Friberg, L., Nordberg, G.F. & Vouk, V.B.
- 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., Norheim, G., Rambæk, J.P. & Steinnes, E. 1985. Heavy Metals in Lamb Liver: Contribution from Atmospheric Fallout. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 34: 175-182.
- Gaare, E., Jonsson, B., & Skogland, T. 1991. Tsjernobyl. - Sluttrapport fra NINA's radioøkologiske program 1986-1990. 71s.
- Goede, A.A. & Burin M. de. 1984. The use of bird feather parts as a Monitor for Metal Pollution. - *Environ. Pollut. (series B)* 8: 281-298.
- Goyer, R.A. 1991. Toxic effects of metals. Casarett and Doull's Toxicology. M.O. Amdur, Doull, J. & Klaasen, C. (Ed.) New – York, Toronto, London. Macmillian Publishing Company: 582-635.
- Gromov, S.A. 1997. Heavy metal emissions in the Russian Arctic. - In: *The AMAP International Symposium on. Environmental Pollution in the Arctic.* Tromsø. 142-144.
- Hersteinsson, P., Angerbjörn, A., Frafjord, K., & Kaikusalo, A. 1989. The Arctic fox in Fennoscandia and Island: Management Problems. - *Biol. Cons.* 49: 67-81.
- Hammons, A.S., Huff, J.E., Braustein, H.M., Drury, J.S., Shriner, C.R., Lewis, E.B., Whitfield, B.L., & Towhill, L.E. 1978. Reviews on the environmental effects of pollutants: IV Cadmium. - *U.S. Environ. Protection Agency Rep.* 600/1-78-026. 251s.
- Haagenrud, H. 1978. Layers of secondary dentine in incisors as age criteria in moose (*Alces alces*). - *J. Mamm.* 59: 857-858.
- Haukiola, E., Kozlov, M., & Yarmishko, V. 1993. Areal Pollution in Kola Peninsula. *Transactions of international Work shop in St-Petresburg, Apr 14.-16., 1992.* Turku Univ. Publisher Turku - St. Petresbur.
- IARC. 1987. - Monograph on the evaluations of the carcinogenicity: An update of IARC monographs. Vol 1-42. WHO-IARC Lyon, France 1987.
- Johnson, M.S. & Roberts, R.D. 1978. Distribution of lead, zinc and cadmium in small mammals from polluted environments. - *Oikos.* 30: 153-159.
- Klein, D.R., & Vlasova, T.J. 1992. Likens, a unique forage resource threthend by air pollution. - *Rangifer.* 12: 21-29.
- Kålås, J.A. & Myklebust, I. 1994. Terresterisk naturovervåkning, Akkumulering av metaller i hjortedyr. - *NINA utredning* 47: 1-45.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Pedersen, H.C. & Strand, O. 1994. Terresterisk naturovervåkning. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1993. - *NINA Oppdragsmelding* 296: 1-47.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Pedersen, H.C. & Strand, O. 1995. Terresterisk naturovervåkning. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1994. - *NINA Oppdragsmelding* 367: 1-52.
- Laker, M. 1982. On determining Trace element Levels in Man: The use of Blood and Hair. *The Lancet*, July, 1982: 260-262.
- Landa, A., Strand, O., Linnell, J.D.C. & Skogland, T. 1998. Management implications of home range size and habitat selection for two alpine carnivores: the arctic fox and the wolverine. - *Can. J. Zool.* 79. 3: 448-457.
- Linnell J.D.C., Strand, O., Østbye, E., Loison, A., Solberg, E.J. & Jordhøy, P. 1998a. (In press). A future for arctic foxes in Norway, a status report. - *NINA Oppdragsmelding*.
- Linnell J.D.C., Strand, O., Loison, A., Solberg, E.J. & Jordhøy, P. 1998b. (In press). A future for arctic foxes in Norway? An action plan. - *NINA Oppdragsmelding*.
- Loeng, H., Gregor, D. & Barrie, L. 1997. Pathways in the Arctic. In: *The AMAP International Symposium on. Environmental Pollution in the Arctic.* Tromsø. 3-4.
- Lowe, V.P.W. & Horill, A.D. 1991. Caesium Concentration Factors in Wild Herbivores and the Fox (*Vulpes vulpes* L.). - *Environ. Pollut.* 70: 93-107.
- Mertz, W. 1969. Chromium occurrence and function in biological systems. - *Physiol. Rev.*, 49: 163-239.
- Muir, D.C.G., de March, B.G.E. & de Wit, C.A. 1997. An overview of the AMAP assesment of persistent organic pollutants in the Arctic: Spatial and Temporal trends. In: *The AMAP International Symposium on. Environmental Pollution in the Arctic.* Tromsø. 11-12.
- Muller, P. 1985. Cadmium Concentrations in Roe Deer (*Capreolus-capreolus*) and Plants. - *Naturwissenschaften.* 72: 664 – 665.
- Neumann, H. & Gaare, E. 1991. Måling av radioaktivitet etter Tsjernobyl katastrofen. - s. 16-20 i Sluttrapport fra NINA's radioøkologiske program 1986-1990, red. Gaare, E., Jonsson, B. & Skogland, T. Tsjernobyl.
- Noda, K., Ichihashi, H., Loughlin, T.R., Baba, N., Kiota, M. & Tatsukawa, R. 1995. Distribution of heavy metals in muscle, liver and kidney of northern fur seal (*Collorhinus ursinus*) caught off Sanriku, Japan and from the Pribilof Islands, Alaska. - *Environ. Pollut.* 1: 51-59.
- Norheim, G. 1987. Levels of Heavy Metals in Sea Birds from Svalbard and the Antarctic. - *Environ. Pollut.* 47: 83-94.
- Norheim, G., Utne-Skaare, J. & Wiig, Ø. 1992. Some heavy metals , essential elements, and

- chlorinated hydrocarbons in polar bear (*Ursus maritimus*) at Svalbard. - *Environ. Pollut.* 77: 51-57.
- Ottar, B. 1981. The transfer of airborne pollutants to the Arctic region. - *Atmospheric Environ.*, 15: 1439-1445.
- Pacyna, J.M. & Münch, J. 1991. Anthropogenic mercury emission in Europe. - *Water, Air, and Soil Pollut.* 56: 51-56.
- Pacyna, J.M. 1997. Sources of heavy metal pollution in the Arctic. In: *The AMAP International Symposium on Environmental Pollution in the Arctic*. Tromsø. 140-142.
- Pavlova, Y. & Dorozhkina, M. 1997. The levels of pollution by heavy metals of different areas of the Kola peninsula. In: *The AMAP International Symposium on Environmental Pollution in the Arctic*. Tromsø. 334-336.
- Pedersen, H.C. & Nybø, S. 1990. Effekter av langtransportert forurensing på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO₂, NO_x og tungmetaller. - *NINA Utredning 5*: 1-54.
- Prestrud, P. 1992. Arctic foxes in Svalbard: population ecology and rabies. Norwegian Polar Institute, Oslo, PhD Thesis.
- Reimers, E. & Norby, Ø. 1968. Relationships between age and tooth cementum layers in Norwegian reindeer. - *J. Wildl. Manage.* 32: 957-961.
- Reijnders, P.J.H. 1986. Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. - *Nature* 324. 4: 456-457.
- Renzoni, A. & Nordstrøm, R.J. 1990. Mercury in the hairs of polar bears (*Ursus maritimus*). - *Polar Res.* 26: 326-328.
- 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. Environ. Radioact.* vol 17, 2-3: 159-182.
- Røed, K. 1992. Genetiske skader hos rein etter Tsjernobyl ulykken. - s. 103-113 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.
- Sawicka-Kapusta, K. 1979. Roe deer antlers as bioindicators of environmental pollution in southern Poland. - *Environ. Pollut.* 19: 283-294.
- 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. - *J. of Wildl. D.* 21 (3): 289-296.
- Skogland, T. Strand, O. & Espelien, I.S. 1991. Den biologiske betydning av radiocesium i villrein. - s.64-70 i: Gaare, E., Jonsson, B. & Skogland, T., red. Sluttrapport fra NINA's radioøkologiprogram 1986-1990.
- Skogland, T., Baskin, L.M., Espelien, I.S. & Strand, O. 1997. Pollution of heavy metals and radioactivity of reindeer populations. - Russian. *Vestnik Moskovskogo universiteta, seria 5. Geografiya.* N6: 19-24.
- Steen, H., & Skogland, T. 1991. Lokale variasjoner av radiocesium i fjellrotte og lemen. - 19-24 i: Gaare, E., Jonsson, B. & Skogland, T., red. Sluttrapport fra NINA's radioøkologiprogram 1986-1990.
- 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.
- Strand, O., Espelien, I.S. & Skogland, T. 1995. Metaller og radioaktivitet i villrein fra Rondane. - *NINA fagrapport 05*: 1-40
- Strand, O., Linnell, J.D.C. & Jordhøy, P., 1996. Terresterisk naturovervåking fjellrev. - s. 1-52 i: Kålås, J.A., red. Fjellrev, hare, smånagere fugl og næringskjedestudie. (Monitoring programme for terrestrial ecosystems. Arctic fox, hares, small rodents, birds and food chain studies in the TOV-areas, 1995). NINA oppdragsmelding 367.
- Strand, O. 1997. Terresterisk naturovervåking fjellrev. - s. 1-37 i: Kålås, J.A., red. Fjellrev, hare, smånagere fugl og næringskjedestudie. (Monitoring programme for terrestrial ecosystems. Arctic fox, hares, small rodents, birds and food chain studies in the TOV-areas, 1996). NINA oppdragsmelding 484.
- Strand, O., Linnell, J.D.C., Krogstad, S. & Landa, A. 1998. Fjellrevens svar på endringer i smånagertetthet. - s. 61-64 i: Kvam, T., Store rovdys økologi i Norge. Sluttrapport fra NINA's institutt program på store rovdys økologi. NINA Temahefte 8.
- Strand, P. 1994. Radioactive fallout from Norway from the Chernobyl accident. - *NRPA report 1994-2*, Statens Strålevern.
- Utne Skaare, J., Markussen, N.H., Norheim, G., Haugen, S. & Holt, G. 1990. Levels of Polychlorinated Biphenyls, Organochlorine Pesticides, Mercury, Cadmium, Copper, Selenium, Arsenic, and Zinc in the Harbour Seal, *Phoca Vitulina*, in Norwegian Waters. - *Environ. Pollut.* 66: 309-324.
- Utne Skaare, J., Degre, E., Aspholm, P.E. & Ugland K.I. 1994. Mercury and Selenium in Arctic and Coastal Seals off the coast of Norway. - *Environ. Pollut.* 85: 153-160.
- Wang-Andersen, G., Skaare, J.U., Prestrud, P. & Steinnes, E. 1993. Levels and congener pattern of

PCBs in arctic fox, *Alopex lagopus*, in Svalbard. -
Environ. Pollut. 82: 269-275.

Rapporter utgitt innen Program for terrestrisk naturovervåking (TOV)

- * Løbersli, E.M. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. DN-rapport 8-1989: 1-98.
1. Fremstad, E. (red.). 1989. Terrestrisk naturovervåking. Rapport fra nordisk fagmøte 13.-14.11. 1989. NINA Notat 2: 1-98.
 2. Holten, J.I., Kålås, J.A. & Skogland, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Forslag til overvåking av vegetasjon og fauna. NINA Oppdragsmelding 24:1-49.
 3. Heggberget, T.M. & Langvatn, R. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Bruk av fallvilt i miljøprøvebank. NINA Oppdragsmelding nr. 28: 1-21.
 4. Alterskjær, K., Flatberg, K.I., Fremstad, E., Kvam, T. & Solem, J.O. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Etablering og drift av en miljøprøvebank. NINA Oppdragsmelding 25: 1-31.
 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): 1-168.
 6. Nygård, T. 1990. Rovfugl som indikatorer på forurensning i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. NINA Utredning 21: 1-34.
 7. Kålås, J.A., Fiske, P. & Pedersen, H.C. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgiftbelastninger i dyr. NINA Oppdragsmelding 37: 1-15.
 8. Hilmo, O. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Børgefjell 1990. DN-notat 1991-4: 1-38.
 9. Nybø, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og aluminium i pattedyr og fugl. DN-notat 1991-9: 1-62.
 10. Hilmo, O. & Wang, R. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Solhomfjell - 1990. DN-notat 1991-6: 1-50.
 11. Johnsen, P. 1991. Maur i skogovervåking: Økologi og metoder. Zoologisk Museum, Universitetet i Bergen. (stensil): 1-14.
 12. Bruteig, I.E. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende lavkartlegging på furu 1990. DN-notat 1991-8: 1-35.
 13. Frogner, T. 1991. Terrestrisk naturovervåking (TOV). Jordforseringsstatus 1990. Norsk Institutt for Skogforskning (stensil):1-28.
 14. Jensen, A. 1991. Terrestrisk naturovervåking (TOV). Jordovervåking i Solhomfjell og Børgefjell 1990. Norsk institutt for skogforskning (stensil): 1-20.
 15. Brattbakk, I., Høyland, K., Halvorsen Økland, R., Wilmann, B. & Engen, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990 i Børgefjell og Solhomfjell. NINA Oppdragsmelding 91: 1-90.
 16. Frisvoll, A.A. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Nitrogen i mose fra Agder og Trøndelag. NINA Oppdragsmelding 80: 1-19.
 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 62: 1-15.
 19. Bruteig, I.E. 1990. Landsomfattende kartlegging av epifyttisk lav på furu, Manual. Universitetet i Trondheim, AVH, Botanisk institutt, (stensil): 1-17.
 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 85: 1-41.
 21. Løken, A. 1990. Terrestrisk naturovervåking . Moser- en kjemisk analyse. Universitetet i Trondheim, inst. for org. kjemi, NTH og botanisk avd. Vitenskapsmuseet, (stensil).
 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: 1-21.
 23. Kvamme, H. 1991. Rapport for forprosjekt "Undersøkelse av stammelav på fjellbjørk". Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, (stensil).
 24. Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodemanual, smågnagere og fugl. NINA Oppdragsmelding 75: 1-36.

25. Fremstad, E. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990. NINA Oppdragsmelding 42: 1-35.
26. Fremstad, E. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1991. NINA Oppdragsmelding 83: 1-26.
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.
28. Skaare, J.U. & Førøid, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Organiske miljøgifter i hare og orrfugl. Fellesavdelingen for farmakologi og toksikologi, Veterinærinstituttet/Norges veterinærhøgskole, (stensil):1-10.
- 29.* Nybø, S. 1992. Terrestrisk naturovervåkingsprogram. Sammendrag av resultater fra 1990. DN-rapport 1992-3: 1-30.
29. Jensen, A. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jord og jordvann 1991. Rapp. Skogforsk 9/92: 1-25.
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: 1-54.
31. Hilmo, O. & Wang, R. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Åmotsdalen og Lund 1991. DN-notat 1992-3: 1-73.
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 132: 1-38.
33. Brattbakk, I., Gaare, E., Fremstad Hansen, K. & Wilmann, B. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Åmotsdalen og Lund 1991. NINA Oppdragsmelding 131: 1-66.
34. Bruteig, I.E. & Øien, D-I. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av epifyttisk lav på fjellbjørk. Manual. ALLFORSK, Universitetet i Trondheim, (stensil): 1-27.
35. Wegener, C., Hansen, M. & Bryhn Jacobsen, L. 1992. Vegetasjonsovervåking på Svalbard 1991. Effekter av reinbeite ved Kongsfjorden, Svalbard. Norsk Polarinstitutt. Meddelelser nr. 121: 1-54.
36. Kålås, J.A. & Lierhagen, S. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Metallbelastninger i lever fra hare, orrfugl og lirype i Norge. NINA Oppdragsmelding 137: 1-72.
37. Fremstad, E. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1992. NINA Oppdragsmelding 148: 1-23.
38. Hilmo, O., Bruteig, I.E. & Wang, R. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Møsvatn-Austfjell 1992. ALLFORSK, AVH: 1-50.
39. Brattbakk, I. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Møsvatn-Austfjell. NINA Oppdragsmelding 209: 1-33.
40. Kålås, J.A. & Framstad, E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere, fugl og næringskjedestudier i Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn-Austfjell, Lund og Solhomfjell, 1992. NINA Oppdragsmelding 221: 1-38.
41. Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgifter i dvergfolk. NINA Oppdragsmelding 232: 1-24.
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: 1-64.
43. Jensen, A. & Frogner, T. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jord og jordvann 1992. Rapp. Skogforsk 12/93: 1-21.
44. Gaare, E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Radiocesium-målinger i planter, vegetasjon og rein fra Børgefjell, Dovre-Rondane og Møsvatn-Austfjell 1992. NINA Oppdragsmelding 230:
45. Hannisdal, A. & Myklebust, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Sammendrag av resultater fra 1990 - 1992. DN-rapport 1994 - 6: 1-76.
46. Bruteig, I.E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Epifyttisk lav på bjørk - landsomfattende kartlegging 1992. ALLFORSK, Universitetet i Trondheim: 1-42.
47. Kålås, J.A. & Myklebust, I. 1994. Akkumulering av metaller i hjortedyr. NINA Utredning 58: 1-45.
48. Økland, R.H. 1994. Reanalyse av permanente prøveflater i granskog i referanseområdet Solhomfjell, 1993. DN-utredning 1994 - 5: 1-42.
49. Tørseth, K. & Røstad, A. 1994. Overvåking av nedbørkjemi i tilknytning til

- feltforskningsområdene, 1993. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR 25/94: 1-78.
50. Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Miljøgifter i dvergfolk i Norge. NINA Forskningsrapport 56: 1-33.
 51. Eilertsen, O. & Often, A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding 285: 1-69.
 52. Eilertsen, O. & Brattbakk, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding 286: 1-82.
 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 296: 1-47.
 54. Wang, R. & Bruteig, I.E. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Gutulia og Dividal. ALLFORSK Rapport 1: 1-51.
 55. Gaare, E. 1994. Overvåking av 137 Cs i TOV-områdene Dividal, Børgefjell, Dovre/Rondane, Gutulia og Solhomfjell sommeren 1993. NINA Oppdragsmelding 300: 1-29.
 56. Berg, I.A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jord og jordvann 1993. Rapp. Skogforsk 17/94: 1-17.
 57. Jacobsen, L.B. 1994. Reanalyse av permanente prøveflater i overvåkingsområdet ved Kongsfjorden, Svalbard 1994. Norsk Polarinstitutt. Rapport nr 87: 1-29.
 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 17/94: 1-38.
 59. Strand, O., Espelien, I.E. & Skogland, T. 1995. Metaller og radioaktivitet i villrein fra Rondane. NINA fagrapport 05: 1-40.
 60. Berg, I.A. 1995. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jordvann 1994. Rapp. Skogforsk 8/95: 1-12.
 61. Tørseth, K. & Hermansen, O. 1995. Overvåking av nedbørkjemi i tilknytning til feltforskningsområdene, 1994. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR 33/95: 1-53.
 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 367: 1-52.
 63. Nygård, T. 1995. Tungmetaller i fjær fra dvergfolk i Norge. NINA Oppdragsmelding 373: 1-18.
 64. Espelien, I. 1996. Undersøkelse av metaller i reinsdyr fra Troms og Nordland. NINA Oppdragsmelding 442: 1-13.
 65. Bruteig, I.E. 1996. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Solhomfjell og Børgefjell 1995. ALLFORSK Rapport 7: 1-42.
 66. Eilertsen, O. & Stabbetorp, O. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding 408: 1-84.
 67. Tørseth, K. 1996. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel 1995. SFT rapport nr. 663/96: 1-189.
 68. Berg, I.A. 1996. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jordvann 1995. Rapp. Skogforsk 12/96: 1-23.
 69. Kålås, J.A. (red). 1996. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1995. NINA Oppdragsmelding 429: 1-36.
 70. Sjøbakk, T.E. & Steinnes, E. 1997. Forekomst av tungmetaller i jordprofiler fra overvåkingsflater i ulike deler av Norge. DN-utredning 1997-3: 1-29.
 71. Strand, O., Severinsen, T. & Espelien, I. 1998. Metaller og radioaktivitet i fjellrev. NINA Oppdragsmelding 560: 1-20.
 72. Direktoratet for naturforvaltning. 1997. Natur i endring. Program for terrestrisk naturovervåking 1990-95. Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim: 1-160.
 73. Kålås, J.A. (red). 1997. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 1996. NINA Oppdragsmelding 484: 1-37.
 74. Berg, I.A. & Aamlid, D. 1997. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jordvann – Årsrapport 1996. Rapp. Skogforsk. 4/97: 1-21.
 75. Tørseth, K. & Manø, S. 1997. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør.

- Atmosfærisk tilførsel 1996. SFT rapport 703/97: 1-205.
76. Bruteig, I.E. & Øien, D.I. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattande gjenkartlegging av epifyttisk lav på bjørk 1997. Manual. ALLFORSK Rapport 8: 1-22.
77. Kålås, J.A. & Øyan, H.S. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Metaller, selen, kalsium og fosfor i elg, hjort og rådyr, 1995-96. NINA oppdragsmelding 491: 1-22.
78. Økland, R.H. 1997. Reanalyse av permanente prøveflater i barskog i overvåkingsområdet Solhomfjell 1995. Bot. Hage Mus. Univ. Oslo Rapp. 2: 1-35.
79. Severinsen, T. 1997. Terrestrisk naturovervåking - Metaller i rype fra Svalbard. Norsk Polarinstitutt. Rapportserie. Nr. xx (*under utarbeiding*).
80. Gaare, E. & Wilmann, B. 1997. Skyldes død lav i Nordfjella villreinområde klima eller forurensning? NINA Oppdragsmelding 504: 1-13.
81. Bruteig, I.E. 1998. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Åmotsdalen og Lund 1996. ALLFORSK Rapport 9: 1-40.
82. Gaare, E. & Strand, O. 1998. Radioøkologisk overvåking i Dovre-Rondane 1994-96. NINA Oppdragsmelding 535: 1-20.
83. Kålås, J.A. (red).1998. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 1997. NINA Oppdragsmelding 547: 1-42.
84. Bruteig, I.E. & Holien, H. 1998. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Møsvatn 1997. ALLFORSK Rapport 10: 1-34.
85. Berg, I.A. & Aamlid, D. 1998. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jordvann – Årsrapport 1997. Rapp. Skogforsk. 5/98: 1-26.
86. Lükewille, A., Tørseth, K. & Manø, S.1998. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel 1997. SFT rapport 736/98: 1- 181.
87. Amundsen, C.E., Inghe, O., Knutzen, J. & Laursen, K. 1998. Evaluering av Program for terrestrisk naturovervåking (TOV). Utredning for DN 1998-2: 1-36.
88. Pedersen, H.C. 1998. Accumulation of heavy metals in circumpolar willow ptarmigan populations. NINA Oppdragsmelding xxx: 1-zz (*under utarbeiding*).
89. Bruteig, I.E. 1999. Vekstrate hos kvistlav. ALLFORSK Rapport (*under utarbeiding*).

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).
- * Effektene av langtransportert forurensning overvåkes. Innblikk 1-97.

Henvendelser vedrørende rapportene rettes til utførende institusjoner.