

152

oppdragsmelding

Akkumulering og effekter av kadmium i lirype

Hans Chr. Pedersen
Ivar Myklebust
Torgeir Nygård
Martin Sæther

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING
Tungasletta 2, N - 7005 Trondheim



NINA

NATURENS
TÅLEGRENSER 
Miljøverndepartementet
Fagrapport 31

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING

Akkumulering og effekter av kadmium i lirype

Hans Chr. Pedersen
Ivar Myklebust
Torgeir Nygård
Martin Sæther

NATURENS 
TÅLEGRENSER

Miljøverndepartementet

Fagrapport 31

Naturens Tålegrenser

Programmet Naturens Tålegrenser ble satt igang høsten 1989 i regi av Miljøverndepartementet.

Programmet skal blant annet gi innspill til arbeidet med Nordisk Handlingsplan mot Luftforurensninger og til pågående aktiviteter under Konvensjonen for Langtransporterte Grenseoverskridende Luftforurensninger (Genève-konvensjonen). I arbeidet under Genève-konvensjonen er det vedtatt at kritiske belastningsgrenser skal legges til grunn ved utarbeidelse av nye avtaler om utslippsbegrensning av svovel, nitrogen og hydrokarboner.

En styringsgruppe i Miljøverndepartementet har det overordnede ansvar for programmet, mens ansvaret for den faglige oppfølgingen er overlatt en arbeidsgruppe bestående av representanter fra Direktoratet for naturforvaltning (DN), Norsk polarinstitutt (NP) og Statens forurensningstilsyn (SFT).

Arbeidsgruppen har følgende sammensetning:

Jon Barikmo	-	DN
Eva Fuglei	-	NP
Tor Johannessen	-	SFT
Else Løbersli	-	DN

Styringsgruppen i Miljøverndepartementet består av representanter fra avdelingen for naturvern og kulturminner, avdelingen for vannmiljø, avdelingen for luftmiljø og industri og avdelingen for internasjonalt miljøvern-samarbeid og polarsaker.

Henvendelse vedrørende programmet kan rettes til:

Direktoratet for naturforvaltning
Tungasletta 2
7005 Trondheim
tel: (07) 58 05 00

eller

Statens forurensningstilsyn
Postboks 8100 Dep
0032 Oslo 1
Tel: (02) 57 34 00

Pedersen, H.C., Myklebust, I., Nygård, T. & Sæther, M. 1992. Akkumulering og effekter av kadmium i lirype. - NINA Oppdragsmelding 152: 1-27.

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0270-0

Forvaltningsområder:
Forurensninger
Pollution

Copyright (C) NINA
Norsk institutt for naturforskning
Publikasjonen kan siteres fritt med
kildeangivelse

Teknisk redigering:
Eli Fremstad, Synnøve Vanvik

Opplag: 200

Kontaktadresse:
NINA
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tlf.: /07/ 58 05 00

Referat

Pedersen, H.C., Myklebust, I., Nygård, T. & Sæther, M. 1992. Akkumulering og effekter av kadmium i lirype. - NINA Oppdragsmelding 152: 1-27.

Resultater for undersøkelser av kadmium i liryper fra Kongsvoldområdet på Dovrefjell presenteres. Undersøkelsen er delt opp i fem delprosjekter: 1) kontrollerte belastningseksperimenter med kadmium på tamhøns i laboratorium; 2) effekter av kadmiumbelastning på reproduksjonsatferd hos lirype; 3) akkumulering av kadmium i næringskjeden vegetasjon - lirype; 4) mytingsprosessen som avgiftningsmekanisme hos lirype; 5) metallotionin-nivået i liryper med forskjellig Cd-belastning i sitt naturlige miljø.

I laboratorium ble tamhøns belastet med forskjellige mengder kadmium. Det ble funnet at en belastning på 83,2 mg Cd/l førte til signifikant økning i innhold av kadmium i lever og nyrer. Belastningen synes å være i den størrelsesorden som er ønskelig for eksperimenter med ville lirypehøner.

Kadmiumbelastning på ville lirypehøner ble gitt gjennom osmotiske minipumper. Rypehønene ble belastet i rugetida og etter klekking (totalt 4 uker). Belastede høner hadde signifikant høyere innhold av kadmium i lever og nyre enn kontrollhøner, og viste tendens til dårligere foreldreatferd enn kontrollhøner. Kadmiumbelastede høner hadde dessuten dårligere kyllingproduksjon enn kontrollhøner.

Liryper fra Kongsvoldområdet har høyt innhold av kadmium i lever og nyre. Rypene akkumulerer mye Cd første vinteren de lever, for deretter å holde et stabilt nivå i overkant av 20 mg kg⁻¹ (våtvekt i nyre). Dette er høye verdier sammenlignet med mange andre områder i Norge, og er forårsaket av høyt innhold av kadmium i vier som er viktige beiteplanter høst, vinter og vår.

Analyser av kadmiuminnholdet i fjærdrakten til lirypa tyder på at mytingen fra vinterdrakt til nye fjærdrakter vår, sommer og høst kan være en viktig ekskresjonsvei for kadmium.

Det foreligger prøver for analyse av metallotioniner fra et område med naturlig høy kadmiumbelastning og et område med naturlig lav kadmiumbelastning. Prøvene vil sannsynligvis bli analysert i løpet av 1992.

Videreføring av prosjektet vil bli vurdert etter at en sammenstilling av data fra dette og andre prosjekter er foretatt.

Emneord: Langtransportert forurensning - kadmium - lirype - belastningsnivå - akkumulering - effekter.

Hans Chr. Pedersen, Torgeir Nygård, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim. Ivar Myklebust, Martin Sæther, Zoologisk institutt, Universitetet i Trondheim, 7055 Dragvoll.

Abstract

Pedersen, H.C., Myklebust, I., Nygård, T. & Sæther, M. 1992. Accumulation and effects of cadmium in willow ptarmigan. - NINA Oppdragsmelding 152: 1-27.

This report presents results from the investigation of cadmium in willow ptarmigan in the Kongsvold district on Dovrefjell, Central Norway. The investigation has been divided into five sub-projects: 1) controlled experiments of cadmium load on domestic hens in the laboratory; 2) effects of cadmium load on reproduction behaviour in willow ptarmigan; 3) accumulation of cadmium in the vegetation - willow ptarmigan food chain; 4) the moulting process as a detoxicating mechanism in willow ptarmigan; 5) the metallothionein level in willow ptarmigan in their natural environment at various cadmium loads.

Domestic hens in the laboratory were fed various amounts of cadmium. A load of 83.2 mg Cd/l was found to result in a significant increase in the cadmium content in livers and kidneys. This load seems to be appropriate for experiments using wild hen willow ptarmigan.

Osmotic minipumps were used to administer the cadmium load to wild hen willow ptarmigan. The cadmium was administered during the brooding period and following hatching (a total of 4 weeks). These birds had a significantly higher content of cadmium in their livers and kidneys than control hen birds, and showed tendencies for poorer parental behaviour than control hens. The birds containing a cadmium load also had lower chicken production than the control birds.

Willow ptarmigan from the Kongsvold district have a high cadmium content in their livers and kidneys. The ptarmigan accumulate a great deal of Cd during their first winter, and subsequently maintain a stable level of just over 20 mg kg⁻¹ (wet weight in the kidneys). This is a high value compared with many areas in Norway and is caused by a higher cadmium content in willow which is an important food plant in autumn, winter and spring.

Analyses of the cadmium content in the feathers of willow ptarmigan show that moulting from the winter plumage to the new spring, summer and autumn plumage is an important mode of excreting cadmium.

Samples are available for analysing metallothioneins from areas with naturally high and low cadmium loads. The samples will probably be analysed during 1992.

A continuation of the project will be considered following the evaluation of data from this and other projects.

Key words: long-range atmospheric pollution - cadmium - willow ptarmigan - load level - accumulation - effects.

Hans Chr. Pedersen, Torgeir Nygård, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, 7005 Trondheim, Norway.

Ivar Myklebust, Martin Sæther, Department of Zoology, University of Trondheim, 7055 Dragvoll, Norway.

Forord

I forbindelse med programmet "Naturens tålegrenser" i regi av Direktoratet for naturforvaltning (DN), Statens forurensningstilsyn (SFT) og Norsk Polarinstitutt (NP) har det blitt satset på undersøkelser i forbindelse med langtransportert forurensning. I 1990 ble Norsk institutt for naturforskning (NINA) bevilget midler fra programmet bl.a. til undersøkelse av effekter av tungmetaller i lirype. Ivar Myklebust og Martin Sæther har begge hovedfagsoppgaver innen prosjektet. John Atle Kålås har i H.C. Pedersens fravær administrert sammenskrivingen av denne rapporten. Eiliv Steinnes, Kjemisk institutt, Universitetet i Trondheim er også knyttet til prosjektet.

Flere personer har enten deltatt i felt eller på laboratoriet, og vi vil få takke Arne Bretten, Tord Bretten, Terje Dalen, Harald Hanssen, Bjørn Munro Jensen, Dag Karlsen og Syverin Lierhagen for innsatsen.

Edmonton, mars 1992

Trondheim, juli 1992

Hans Chr. Pedersen

John Atle Kålås

Innhold

	Side
Referat	3
Abstract	4
Forord	5
1 Innledning	7
2 Studieområder	8
3 Metoder	9
3.1 Kjemiske analyser	9
3.2 Eksperimenter	9
3.2.1 Laboratorieforsøk	9
3.2.2 Reproduksjonsatferd	10
3.3 Akkumulering og fordeling av kadmium	10
3.3.1 Alder	10
3.3.2 Fordeling av kadmium mellom ulike vevstyper	11
3.3.3 Innhold av kadmium i lirypas næringsplanter	11
3.4 Avgiftningsmekanismer	11
3.4.1 Myting	11
3.4.2 Metallotioniner	12
4 Resultater og diskusjon	12
4.1 Laboratorieforsøk	12
4.2 Reproduksjonsatferd	13
4.3 Akkumulering	16
4.3.1 Alder	16
4.3.2 Fordeling av kadmium mellom ulike vevstyper	16
4.3.3 Innhold av kadmium i lirypas næringsplanter	16
4.4 Avgiftningsmekanismer	19
4.4.1 Myting	19
4.4.2 Metallotioniner	20
5 Videreføring	22
6 Sammendrag	23
7 Summary	24
8 Litteratur	25
9 Publikasjoner	27

1 Innledning

Undersøkelser av nivå og effekter av forurensning på fugl har her i landet vært konsentrert omkring reproduksjonssvikt hos rovfugler forårsaket av organiske miljøgifter (se Nygård 1991) og analyser av tungmetallforekomst i annet fallvilt (se Pedersen & Nybø 1990). Det er først i senere tid foretatt systematisk innsamling av materiale for å kartlegge belastningsnivå av metaller som kadmium, bly, kvikksølv og aluminium og eventuelle effekter av disse metallene på frittlevende fuglepopulasjoner (Kålås & Lierhagen 1992).

Tidligere analyseresultater tyder på at belastningsnivået er relativt moderat for de fleste tungmetaller med unntak av kadmium (Pedersen & Nybø 1990). Undersøkelser av lirype *Lagopus l. lagopus*, fjellrype *Lagopus mutus* og orrfugl *Tetrao tetrix* har vist tildels høye verdier av kadmium fra de sørlige delene av landet (Herredsvela & Munkejord 1988, Fimreite et al. 1990). Det argumenteres med at dette skyldes påvirkning fra langtransportert forurensning. Senere undersøkelser har påvist høye verdier i ryper også fra andre deler av landet (Kålås et al. 1991, Kålås & Lierhagen 1992).

Undersøkelser av effekter av metallbelastninger på terrestriske dyr er fåtallige, og i Norge mangler studier på naturlige bestander (Pedersen & Nybø 1990). Hos fjellryper og liryper er kadmiumbelastningen i enkelte områder (Jæren, Dovrefjell/Rondane, Indre Troms) over det nivå (> 10 ppm våtvekt i lever og nyre) hvor man forventer å kunne finne negative effekter (Eisler 1985, Herredsvela & Munkejord 1988, Kålås & Lierhagen 1992). Det er derfor viktig at man i tillegg til å kartlegge belastningsnivåene også gjennomfører effektstudier på naturlige populasjoner.

Undersøkelser av ender under tilnærmet naturlige betingelser har vist at relativt lave Cd-belastninger, av en størrelsesorden man kan finne i naturlige miljøer, kan føre til unormale fryktresponser. Dette kan medføre økt predasjon (Heinz et al. 1983). Slike atferdsforandringer kan derfor også tenkes å oppstå i ville populasjoner med forhøyet Cd-nivå. Hos ville dyr er antipredatoratferd en viktig komponent i foreldrenes innsats for å øke avkommets sjanse for å overleve. Et høyt Cd-nivå slik som påvist hos lirype, vil derfor kunne nedsette reproduksjonssultatet.

Det har lenge vært kjent at enkelte miljøgifter akkumuleres i næringskjeder. Vi vet imidlertid lite om hvordan dette er i nordboreale (subalpine) og alpine miljøer. Det er derfor stort behov for å undersøke næringskjeder i slike miljøer. Lirype inngår som en sentral art i dette økosystemet og en undersøkelse av næringskjeden vegetasjon - lirype er interessant. Lirype er et viktig byttedyr for toppkonsumenter i disse områdene, bl.a. jaktfalk *Falco rusticolus* og kongeørn *Aquila chrysaetos* (Hagen 1952, Pulliainen 1975, Langvatn 1977, Lunde 1985).

Foringsforsøk med tamhøns har vist at fjærdrakten tar opp det meste av kvikksølvet tilsatt i maten (Tejning 1967). Stickel et al. (1977) fant at storparten av innholdet av kvikksølv i kroppen hos ender ble transportert ut til fjærdrakten under myteprosessen. Braune & Gaskin (1987) viste at fjærdraktskiftet om høsten hos bonapartemåke *Larus philadelphia* sto for 60-70 % av den totale reduksjonen av kvikksølv fra et individ. Hos de fleste fuglearter felles fjærene minst én gang om året, hos noen arter to eller flere, og fjærdrakten kan utgjøre 5-15 % av kroppsvekten til en fugl (Lilja 1983). Dette indikerer at mytingen kan være en viktig ekskresjonsvei for tungmetaller hos fugl. Goede & de Bruin (1984) og Goede et al. (1989) har vist at fjær er velegnet til å overvåke tungmetallforurensning, men det er ikke gjort undersøkelser av hvilken betydning mytingsprosessen har for fugl med høy Cd-belastning. Det er derfor interessant å undersøke hvordan lirypene i et Cd-belastet område kvitter seg med Cd spesielt og tungmetaller generelt, og hvilken rolle mytingen spiller som ekskresjonsvei.

Såvel tidligere som nye undersøkelser fra Dovrefjell viser relativt høye verdier av kadmium hos voksne liryper (Pedersen et al. 1991, Kålås & Lierhagen 1992). Området er neppe påvirket av langtransportert forurensning i samme grad som de sørvestlige delene av landet (E. Steinnes pers. medd.), og belastningen tolkes derfor som at ryper fra dette området blir utsatt for en naturlig høy kadmiumeksponering. Siden området gjennom alle tider har vært kjent som et svært godt rypeterreng, indikerer dette at rypene her er tilpasset en høy Cd-belastning. En slik tilpasning kan tenkes skje gjennom produksjon av metall-bindende proteiner, metallotioniner, som detoksifiserer kadmium. Slike mekanismer er funnet hos flere dyrearter som har blitt eksponert for naturlig høye Cd-belastninger (Brown et al. 1977). Hos lirype kan man derfor også tenke seg en tilpasning gjennom høyt nivå av metallotioniner som

inaktiverer Cd og reduserer metallens toksiske virkning. Hvis dette medfører riktighet, vil ryper fra områder med lav naturlig Cd-belastning normalt ha et lavt metallotionin-nivå. Selv om vi vet at økt Cd-belastning i dyr fører til produksjon av metallotioniner, så er det grunn til å tro at produksjonskapasiteten er mindre i dyr som normalt er tilpasset lave Cd-belastninger enn dyr som er tilpasset høye belastninger. Det vil derfor være av stor betydning for vurderingen av eventuelle negative effekter av økt Cd-belastning pga. langtransportert forurensning til forskjellige områder, å foreta en undersøkelse av liryper fra to områder med høyst forskjellig nivå av naturlig Cd-belastning.

På grunnlag av det som er nevnt ovenfor ble det våren 1990 startet et forskningsprosjekt for å undersøke metallbelastninger og deres effekter i liryper. Prosjektet har blitt gjennomført i perioden april 1990 til april 1992 og har i første rekke blitt rettet mot kadmium med følgende målsetting:

- 1 Gjennomføre kontrollerte belastningseksperimenter med kadmium på tamhøns i laboratorium
- 2 Belyse effekter av kadmiumbelastning på reproduksjonsatferd hos liryper
- 3 Undersøke akkumulering av kadmium i næringskjeden vegetasjon - liryper
- 4 Belyse myttingsprosessen som avgiftningsmekanisme hos liryper
- 5 Undersøke metallotionin-nivået i liryper med forskjellig Cd-belastning i sitt naturlige miljø

2 Studieområder

Mesteparten av feltarbeidet har blitt utført i Dovrefjell nasjonalpark, ved Kongsvold biologiske stasjon, Oppdal kommune, Sør-Trøndelag (62°17'N, 09°39'Ø). Området ligger mellom 950 og 1200 m o.h., i nordboreal og lavalpin sone og er nærmere beskrevet av Pedersen et al. (1983). Det har også blitt samlet inn materiale fra Åmotsdalen, Oppdal kommune, Sør-Trøndelag (62°26'N, 09°22'Ø). Dette området inngår i Direktoratet for naturforvaltnings "Program for terrestrisk naturovervåking" og er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1992).

3 Metoder

3.1 Kjemiske analyser

NINAs eget analyselaboratorium ble ikke operativt med hensyn til metaller i organisk materiale før våren 1990. Det materialet som ble samlet inn i 1988-89 (33 liryper) ble av den grunn analysert ved Kjemisk Institutt, AVH, Universitetet i Trondheim. Dette gjelder også det materialet som er analysert i forbindelse med delprosjektet med reproduksjonsadferd. Prøvene fra dette materialet ble oppsluttet i konsentrert salpetersyre (HNO_3). Innholdet av kadmium ble analysert ved atomabsorpsjon med grafittovn, og resultatene foreligger på våtvektbasis (se Pedersen et al. 1991).

Det resterende materiale (83 liryper og samtlige vegetasjonsprøver) ble analysert ved NINAs eget laboratorium. Resultatene fra disse prøvene foreligger på tørrvektbasis. For liryperne som er analysert ved NINAs laboratorium i dette studiet utgjør tørrvekt av nyre 25,9 % (SD = 1,6, n = 66) og av lever 33,0 % (SD = 1,5, n = 66) av våtvekt. Omregningsfaktor mellom tørrvekt og våtvekt i disse vevstypene blir da: nyre: 0,26 og lever: 0,33. Dette betyr f.eks. at 100 mg kg^{-1} tørrvekt = 25 mg kg^{-1} våtvekt i nyrevev (Myklebust 1992).

Samtlige prøver ble frysetørket i en Christ LDC-1 frysetørker. Total frysetørkingstid var ca 17 timer. Sluttrykket og den teoretiske temperatur for prosessen var 0,04 mbar og $-50\text{ }^\circ\text{C}$. Etter frysetørring ble prøvene oppsluttet i 6 ml 65 % Scan-pure salpetersyre (HNO_3) og inndampet i et Milestone MLS 1200 mikrobølgesystem. Restvolumet etter inndampning var 0,5-1 ml. Dette ble fortynnet til 14 ml v.h.a. destillert vann. De fortynnete prøvene ble filtrert over i 15 ml reagensrør av plast. 0,65 ml av prøvene ble overført fra reagensrørene til prøvekoppper som er spesialtilpasset "autosamplern" på grafittovnen som ble brukt.

For fjærprøvene ble det gjort noen endringer i denne prosedyren. De ble oppsluttet i 3 ml salpetersyre, de ble ikke inndampet, og det var heller ikke behov for filtrering av prøvene etter oppslutning.

Innholdet av kadmium ble analysert ved atomabsorpsjon. Hovedinstrumentet var en Perkin Elmer 1100 B, samt grafittovn HGA 700 med "autosampler" ASI 70. Flamme-analysene ble utført med "Adjustable Impact Bead" i brennkammeret. Dette

medførte en halvering av deteksjonsgrensen i forhold til den vanlige "flow-spoileren". Cd ble analysert med bakgrunnskorrektor. Deteksjonsgrensen for kadmium ved flammeanalyse lå på 0,4 mg kg^{-1} . Prøver med lavere innhold av kadmium ble analysert v.h.a. grafittovn. Her lå deteksjonsgrensen for kadmium på 0,05 mg kg^{-1} . Deteksjonsgrensene gjelder for følgende mengder innveid materiale: 0,25-0,40 g vegetasjon og organprøver, 0,05 g fjær (tørrvekt).

Grafittovn-analysene ble utført med pyrolytiske grafittrør med fast plattform men maksimal effekt (grafittrørene varmes opp til atomiseringstemperatur på kortest mulig tid) og "stop-flow" (tilførsel av argongass stanses i atomiseringsprosessen, noe som fører til bedre følsomhet i analysen). Også her ble det brukt bakgrunnskorrektor. I tillegg ble ammoniumdihydrogenfosfat ($\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$) benyttet som modifiseringssubstans (modifiser).

For kontroll av analysenes kvalitet ble det i hver oppslutningsserie laget prøver av sertifisert referansemateriale (Bovine liver 1577 A) for kadmium. Den oppgitte verdi for kadmium i Bovine liver 1577 A er $0,44 \pm 0,06$ mg kg^{-1} . Den gjennomsnittlige verdi i våre analyser var $0,44 \pm 0,04$ mg kg^{-1} . Analysene av referansematerialet ligger altså innenfor de oppgitte grenseverdier (etter Myklebust 1992).

3.2 Eksperimenter

3.2.1 Laboratorieforsøk

Sommeren 1990 og 1991 ble effekten av Cd-belastning på reproduksjonsatferd hos frittlevende liryperhøner undersøkt ved å belaste liryperhønene med Cd gjennom osmotiske minipumper (Alzet Modell 2002). Det ble beregnet en belastning tilsvarende det man tidligere har brukt for ender (Heinz et al. 1983), hvor belastningen ble gitt som 4 mg kg^{-1} Cd i føret eller 0,4 mg Cd/døgn.

På grunnlag av beregninger og laboratorieforsøk med tamhøns ble det valgt en belastning på 133 mg/l CdCl_2 som tilsvarer 83,2 mg Cd/l (Pedersen et al. 1991). For å teste metoden noe grundigere ble det vinteren 1991 gjennomført eksperimenter med voksne tamhøner som var holdt under samme betingelser fram til eksperimentet ble igangsatt. Det kunne derfor forutsettes at hønene hadde blitt utsatt for samme bakgrunnsbelastning før eksperimentet.

Fem grupper av høner (8 stk per gruppe) ble belastet med 0, 10, 50, 83,2, 100 mg Cd/l tilført gjennom osmotiske pumper i 28 dager. Hønene ble avlivet ved eksperimentets slutt og blodprøver samt en rekke organer ble tatt ut og frosset for senere analyse. Eksperimentene ble gjennomført ved dyrestallen, Regionsykehuset i Trondheim.

3.2.2 Reproduksjonsatferd

Etter at rugende lirypehøner ble funnet, ble disse fanget på reir. Halvparten ble gitt osmotiske pumper med CdCl₂-løsning og halvparten pumper med fysiologisk saltvann. Det ble foretatt en rekke atferdsregistreringer såvel under ruging som etter klekking. Etter at kyllingene ble klekket, ble hønene støkket (skremt fra kyllingene) hver 2. dag og fluktavstanden (avstanden mellom observatør og hønas oppfluktssted) ble registrert.

Umiddelbart etter at hønene ble støkket ble det registrert hvor sterk avledningsatferd (antipredatoratferd) de viste. Det ble også registrert hvor sterk avledningsatferd de viste når kyllingpip ble avspilt fra båndspiller (lyd ble avspilt i 2 min). Atferdscorene i disse to periodene ble så slått sammen til en totalscore.

Det ble også registrert hvor langt hønene fløy eller gikk (fluktlengde) unna kullet når de ble støkket. (NB! Legg merke til at begrepene fluktavstand og fluktlengde har forskjellig betydning). Ved forsøkernes slutt ble kyllingoverlevelsen beregnet og de Cd-belastede hønene avlivet. Lever og nyre ble tatt ut og oppbevart frosset for senere analyse. Metodene er grundigere beskrevet av Pedersen (1988) og Pedersen et al. (1991).

Både i 1990 og 1991 ble reirleding startet i begynnelsen av juni. I 1990 ble det funnet 10 lirypehøner på reir, mens det i 1991 ble funnet 24 reir. I 1990 var hekketetheten relativt lav, og det var tildels høy eggpredasjon i undersøkelsesområdet. Åtte av hønene kunne brukes i eksperimentet hvorav 5 ble gitt osmotiske pumper med kadmium (kadmiumhøner), mens tre fikk pumper med fysiologisk saltvann (kontrollhøner). I 1991 var tettheten noe høyere enn i 1990, men på tross av at det ble funnet langt flere reir, bidro eggpredasjon og at flere høner skydde reiret, til at antall høner i eksperimentet ble sterkt redusert. Også dette året kunne 8 høner brukes i eksperimentet. 3 ble gitt kadmium, mens 5 ble brukt som kontrollhøner. I begge år ble alle

hønene fulgt i ca 10 dager etter klekking. Kadmiumhønene ble da avlivet, og lever og nyre analysert for Cd.

3.3 Akkumulering og fordeling av kadmium

3.3.1 Alder

For å undersøke sammenhengen mellom alder og akkumulering av kadmium ble 33 liryper samlet inn i 1988-89. Analyseresultatene fra dette materialet ble presentert i forrige rapport. Dette materialet ble analysert ved Kjemisk institutt, AVH, Universitetet i Trondheim, våren 1990 (Pedersen et al. 1991).

I denne rapporten presenteres hovedsakelig resultater fra et materiale på 83 liryper samlet inn i 1990-91. Alle rypene ble skutt med stålhagl med unntak av 8 ikke-flygedyktige kyllinger som ble avlivet. Rypene ble frosset så raskt som mulig (1-8 timer) etter felling. Prøver fra dette materialet er analysert ved NINA's laboratorium.

Rypene ble aldersbestemt på grunnlag av mengden pigment på 8. og 9. håndsvingfjær (Bergerud et al. 1963). Denne metoden kan med 96 % sikkerhet skille individer som er eldre enn 13-14 måneder fra unge individer (Myrberget 1975). Utover dette bidrar fellingstidspunkt og estimert klekkedato til en finere inndeling i aldersgrupper.

Prøvematerialet utgjør totalt 52 unge og 31 gamle individer som kan deles inn i følgende aldersgrupper:

Gruppenr	Alder	Antall individer
1	4-14 dager	8
2	25-40 dager	9
3	ca 2 md.	9
4	ca 3 md.	12
5	ca 4-5 md.	6
6	ca 7 md.	5
7	ca 10 md.	3
8	ca 14 md.	10
9	ca 15 md.	8
10	ca 16 md.	1
11	ca 19 md.	2
12	ca 22 md.	10

3.3.2 Fordeling av kadmium mellom ulike vevstyper

En slik undersøkelse kan gi grunnlag for å vurdere hvilke organer som er velegnet i overvåkningssammenheng. Med velegnet menes i denne sammenheng at et organs innhold av kadmium kan gi informasjon om kadmium-belastningen i dyrets leveområde, samt grunnlag for vurdering av negative effekter. Fire vevstyper er undersøkt mht. innhold av kadmium. Det er nyre (83), lever (82), hjerte (46) og brystmuskulatur (47). Antall prøver er angitt i parentes. Alt materiale ble samlet inn i Knutshø - Hjerkinnhø på Kongsvoll i 1990-91. I tillegg er kadmiuminnholdet i fjær undersøkt hos fem ryper.

Organene ble tatt ut så hele som mulig, og umiddelbart frosset ned i sterile poser. For å unngå kontaminering av materialet ble det brukt kniver og pinsetter av titan. For hvert individ som ble behandlet fikk redskapen en lett syrevask og en påfølgende skylling med destillert vann. Det ble brukt ett par plasthansker for hvert individ som ble behandlet. En skjæreplate av plast ble brukt som "operasjonsbord". Denne ble regelmessig rengjort og skylt med destillert vann.

3.3.3 Innhold av kadmium i lirypas næringsplanter

Seks av lirypas viktigste beiteplanter gjennom året er analysert for kadmium. Dette for å få informasjon om lirypas næringsvalg har noen innflytelse på kadmiuminnholdet i de vevstypene som er undersøkt.

Vegetasjonsprøvene ble samlet inn i to perioder. Våren 1990 ble det samlet inn årsskudd av dvergbjørk (*Betula nana*), grønnvier (*Salix phylicifolia*) og lappvier (*Salix lapponum*). Innsamlingen ble foretatt på 11 punkter i Hjerkinnhø og Knutshø, samtidig med felling av liryper. Årsskuddene ble tatt fra busker hvor det var tydelig at lirypene hadde sittet og beitet. Dette materialet representerer lirypas viktigste næringsemner i de perioder av året landskapet er dekket av snø.

Høsten 1990 ble det samlet inn grønne plantedeler og bær fra 6 av lirypas viktigste beiteplanter sommer og høst. Artene som ble valgt var dvergbjørk, blåbær (*Vaccinium myrtillus*), krekling (*Empetrum hermaphroditum*), lappvier, grønnvier og rynkevier (*Salix reticulata*). Disse artene ble valgt på grunnlag

av tidligere studier av lirypas næring (Olstad & Lid 1923, Barth 1949, Christiansen & Kraft 1953, Myrberget 1979, Spidsø 1980), samt observasjoner gjort gjennom flere år med rypeforskning i det aktuelle området (Pedersen unpubl.). Det ble tatt prøver fra 10 forskjellige lokaliteter i den lavalpine sone i Knutshø. Lokalitetene lå med 200-300 meters mellomrom, 5 stk 1100 m o.h. og 5 stk 1150 m o.h. Hver lokalitet ble begrenset til 100 m². Innenfor denne ble det foretatt en tilfeldig innsamling av de nevnte arter. Rynkevier fantes kun på 7 av lokalitetene. Totalt er det samlet inn 11 prøver av vinter/vår-næring og 57 prøver av sommer/høst-næring.

For å unngå kontaminering under lagring og bearbeidelse ble prøvene samlet inn i sterile poser (Whirl-pak). Prøvene ble frosset så raskt som mulig (1-8 timer) etter innsamling.

3.4 Avgiftningsmekanismer

3.4.1 Myting

For å undersøke om det er mulig å benytte lirypefjær til å overvåke tungmetallbelastningen i norske fjellregioner og om myteprosessen er en viktig ekskresjonsvei for tungmetaller hos lirype, ble fem av de samme rypene som er samlet inn i andre sammenhenger i prosjektet benyttet. Etter hvert som organprøver ble tatt ut av rypene, ble det samtidig tatt fjærprøver. Prøvene ble analysert for innhold av Cd, Hg, Pb, Zn og Cu. Metodiske problemer på analysesektoren, forårsaket av at ulike laboratorier i inn- og utland hadde vanskelig for å komme ned på det ønskede nøyaktighetsnivå medførte problemer for framdriften av dette delprosjektet (Pedersen et al. 1991). Imidlertid oppnår nå NINAs laboratorium såpass høy følsomhet at det er mulig å analysere kadmium på ppb-nivå (følsomhet på 0,05 mg kg⁻¹ Cd i fjærprøver med en innveiet tørrvekt på 0,05 g).

Oversikten under viser alder, lokalitet og fellings-tidspunkt for de fem rypene som ble brukt til analyse av kadmium i fjær. n er antall fjærprøver fra hver av disse fuglene. Den nederste tabellen viser hvordan disse fjærprøvene var fordelt på ulike deler av kroppen.

Nr	Alder	Sted	Md. År	n
1	ad.	Dovre	06.90	63
2	juv.	Dørål	09.90	64
3	ad.	Hjerkinn	09.91	44
4	juv.	Hjerkinn	09.91	44
5	juv.	Hjerkinn	09.91	34

Nr	P	S	R	C	ST	A	D	PC	SC
1	10	11	6	6	6	6	6	6	6
2	10	12	6	6	6	6	6	6	6
3	10	10	6	-	6	-	6	-	6
4	10	10	6	-	6	-	6	-	6
5	10	10	6	-	6	-	6	-	-

P = håndsvingfjær, S = armsvingfjær, R = stjertfjær, C = hals, ST = bryst, A = buk, D = rygg, PC = hånddekkfjær, SC = armdekkfjær

Fjærprøver ble tatt på følgende måte: Større fjær ble renskråpet ved hjelp av en skalpell av rustfritt stål. Kroppsfjær og dunfjær ble ikke rensset, men fjær med spor av ytre forurensing, eks. blod, ble ikke tatt med. Prøvene ble puttet direkte i prøvebeholdere for oppslutning. Analyseprosedyren er beskrevet i kap. 3.1. Prøvestørrelsen varierte mellom 0,2 g for de største svingfjærene, til 0,002 g for små kroppsfjær. En typisk fjærprøve veide 0,05-0,1 g.

3.4.2 Metallotioniner

For å undersøke metallotionin-nivået i fugl fra et område med naturlig lav Cd-belastning og et område med naturlig høy Cd-belastning, ble det samlet inn fugl fra henholdsvis Åmotsdalen (4 stk) og Kongsvoll (6 stk). Til denne undersøkelsen var det spesielt viktig å kjøle/fryse ned materialet snarest mulig etter at fuglene var avlivet. Rypene ble derfor lagt i en kjølebagg med tørris umiddelbart etter felling og lagret frosset inntil lever og nyre ble tatt ut. Ved uttak av prøver ble fuglene tint tilstrekkelig lenge til at det lot seg gjøre å ta ut lever og nyre, men ikke lengre enn at disse organene fortsatt var delvis frosset. Analysene utføres av Carl Haux, Zoofysiologisk institutt, Universitetet i Göteborg.

4 Resultater og diskusjon

4.1 Laboratorieforsøk

Det ble ikke funnet signifikante forskjeller i Cd-nivå verken i lever eller nyre mellom høner fra kontrollgruppa og høner belastet med 10 mg Cd/l. Høner belastet med 50 mg Cd/l hadde signifikant høyere Cd-nivå i lever, men ikke i nyrer i forhold til kontrollhøner. Høner belastet med 83,2 mg Cd/l og 100 mg Cd/l hadde signifikant høyere Cd-nivå i både lever og nyrer sammenlignet med kontrollhøner (tabell 1).

Tabell 1 Gjennomsnittlig innhold av kadmium (X) i høner belastet med 0 mg Cd/l (gruppe 1), 10 mg Cd/l (gruppe 2), 50 mg Cd/l (gruppe 3), 83,2 mg Cd/l (gruppe 4) og 100 mg Cd/l (gruppe 5). Verdiene er angitt som mg kg⁻¹ tørrvekt. SD - standard avvik. n - antall høner. P-verdiene angir signifikansnivået mellom gruppe 1 og de andre gruppene (enhalet Mann-Whitney U-test). - Mean content of cadmium in chickens contaminated with 0 mg Cd/l (group 1), 10 mg Cd/l (group 2), 50 mg Cd/l (group 3), 83.2 mg Cd/l (group 4), and 100 mg Cd/l (group 5), given as mg kg⁻¹ dry weight. SD - standard deviation. n - number of chickens. P-values give level of significance between group 1 and the other groups (onetailed Mann-Whitney U-test).

Gruppe Group	Lever - Liver			Nyre - Kidney		
	X	SD	P	X	SD	P
1 n = 7	0,27	0,04		1,80	0,43	
2 n = 8	0,37	0,14	0,065	2,02	0,49	0,13
3 n = 8	0,46	0,11	0,003	2,35	0,48	0,065
4 n = 8	1,20	0,39	0,0007	4,10	0,66	0,0007
5 n = 8	0,83	0,32	0,0085	4,22	1,31	0,001

Disse resultatene viser at den belastningen som ble valgt første sesongen (83,2 mg Cd/l) gir en signifikant økning i Cd-nivå i såvel lever som nyre. Dette kan sammenlignes med økningen i Cd-nivå i lever og nyre som er observert hos ender gitt en diett inneholdende 2 mg kg⁻¹ Cd over en periode på 30 døgn (White & Finley 1978). Disse endene fikk en økning av Cd-nivå i lever på 422 %, mens de av våre høner som ble gitt 83,2 mg Cd/l fikk en økning på 444 % i leveren. Økningen av Cd-nivå i nyrevev

var hos endene på 281 %, hos våre høner var den på 228 %.

Resultatene viser også helt klart at lever er det organ som først tar opp Cd ved en belastning, mens nyrets lagringskapasitet aktiveres senere. Kadmiumverdiene i lever viser en signifikant økning allerede i gruppe 3, mens det i nyre først er en økning i gruppe 4.

4.2 Reproduksjonsatferd

Som vi ser av **tabell 2**, var både lever- og nyreverdiene hos kadmiumhønene signifikant høyere enn verdiene for voksne liryper fra det samme området. Forskjellen mellom de målte verdiene for kadmiumhøner i forhold til "normale" høner er større for lever (kadmiumhøner 250 % av kontrollhøner) enn for nyre (145 %). Dette gir at lever : nyre-forholdet klart økte (kontrollhøner 0,15, n = 11; kadmiumhøner 0,25, n = 7). Så lenge nyrefunksjonene ikke er skadet, vil kadmium som er bundet i leveren i større grad enn det vi finner i nyrene være tilgjengelig for

biokjemiske prosesser (Suzuki 1984). Vår eksponering har dermed ført til en økning i den andelen av Cd som er tilgjengelig for biokjemiske prosesser i organismen. Det er likevel ingen akutt høydoseeksponering. Hvis dette hadde vært tilfelle, ville lever : nyre-forholdet vært > 1 (Scheuhammer 1987). Resultatene viser totalt sett at osmotiske pumper er en brukbar metode for belastning av viltlevende dyr. Dette vil kunne åpne muligheten for eksperimentell belastning i en rekke sammenhenger.

Det ble ikke påvist noen signifikante forskjell i fluktavstanden mellom kadmiumhøner og kontrollhøner (**tabell 3**).

Når det gjelder atferdsscorene for avledningsatferd viser resultatene at kadmiumhønene har signifikant svakere avledningsatferd enn kontrollhønene bare i kull med alder 4-5 dager (Mann-Whitney U-test, enhalet $p < 0,05$) (**figur 1**). Fluktlengden var signifikant lengre for Cd-belastede høner enn for kontrollhøner, men bare for høner med kyllinger i aldersgruppene 1-3 døgn og 8-9 døgn (**tabell 4**). For øvrige grupper ble ingen signifikante forskjeller funnet.

Tabell 2 Gjennomsnittlig innhold av kadmium i lever og nyre hos voksne lirypehøner (mg kg^{-1} våtvekt). Kontrollhøner er her "normale" høner fra området og ikke høner gitt fysiologisk saltvann. Verdiene er angitt som mg kg^{-1} våtvekt. SD - standard avvik. n - antall høner. P-verdiene angir signifikansnivået mellom kadmiumhøner og kontrollhøner (enhalet Mann-Whitney U-test). - Mean content of cadmium in liver and kidney from adult willow ptarmigan hens (mg kg^{-1} wet weight). Control hens are "normal hens" from the area and not hens given NaCl-solution. SD - standard deviation. n - number of hens. P-values gives level of significance between cadmium hens and control hens (onetailed Mann-Whitney U-test).

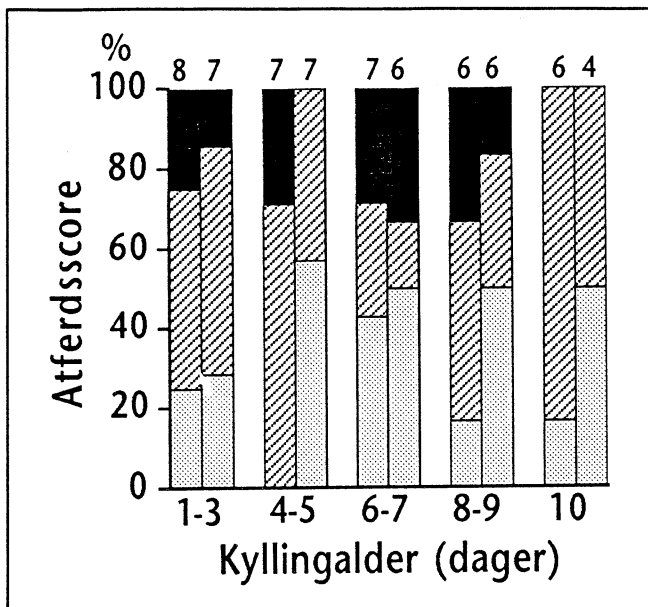
	År Year	Lever/ Liver	± Sd	N	Nyre/ Kidney	± Sd	N
Kadmiumhøner/ Cadmium hens	1990+ 1991	8,3	2,3	7	33,4	9,7	7
Kontrollhøner/ Control hens	1990+ 1991	3,5	2,2	11	21,6	13,2	11
P-verdi/ P-value		0,0024			0,0086		

Tabell 3 Median fluktavstand for høner med kyllinger av forskjellig alder. d - dager. n - antall høner. Spredning i parentes. Gruppering av fluktavstander i antall meter: 1 = 0-1 m; 2 = 1-2,5 m; 3 = 2,5-5 m; 4 = 5 m eller mer. Forskjellene mellom kontrollhøner og kadmiumhøner er ikke signifikante (enhalet Mann-Whitney U-test). - Median flushing distance of hens with chicks of different age. d - days. n - number of hens. Range in parenthesis. Grouping of flushing distances in meters: 1 = 0-1 m; 2 = 1-2,5 m; 3 = 2,5-5 m; 4 = 5 m or more. The differences between control hens and cadmium hens were not significant (onetailed Mann-Whitney U-test).

Kyllingalder/ Age of chicks	1-3 d	4-5 d	6-7 d	8-9 d	10 d
Kontrollhøner/ Control hens	2 (1-4) n = 8	2 (1-3) n = 7	2 (2-4) n = 7	3 (1-4) n = 6	3,5 (1-4) n = 6
Kadmiumhøner/ Cadmium hens	2,5 (1-3) n = 7	3 (1-4) n = 7	3 (1-4) n = 6	2,5 (1-4) n = 6	2 (1-3) n = 4

Tabell 4 Median avstand fløyet eller gått (fluktlengde) fra kullet ved støkk. d - dager. n - antall høner. Spredning i parentes. P-verdiene angir signifikansnivået mellom de to gruppene (enhalet Mann-Whitney U-test). Gruppering av avstander i antall meter: 1 = 0-20 m; 2 = 20-70 m; 3 = 70-150 m; 4 = 150 m eller mer. - Median distance flown or walked by hens when flushed together with chicks. d - days. n - number of hens. Range in parenthesis. P-values give level of significance between the two groups (onetailed Mann-Whitney U-test). Grouping of distances in meters: 1 = 0-20 m; 2 = 20-70 m; 3 = 70-150 m; 4 = 150 m or more.

Kyllingalder/ Age og chicks	1-3 d	4-5 d	6-7 d	8-9 d	10 d
Kontrollhøner/ Control hens	2,5 (1-4) n = 8	2 (1-4) n = 7	3 (1-4) n = 7	2 (1-3) n = 6	2 (1-4) n = 6
Kadmiumhøner/ Cadmium hens	3 (2-4) n = 7	3 (1-4) n = 7	3 (1-4) n = 6	3,5 (2-4) n = 6	3,5 (2-4) n = 4
P-verdi/ P-value	0,05	0,14	0,35	0,02	0,11



Figur 1 Fordeling av atferdsscore hos høner som støkkes med kyllinger av forskjellige alder. Prikket - ingen avledning; stripeskravert - svak avledning; svart - sterk avledning. Venstre søyle - kontrollhøner. Høyre søyle - kadmiumhøner. Tallene over søylene angir antall høner. Forskjellen mellom kontrollhøner og kadmiumhøner er signifikant ($p < 0,05$, enhalet Mann-Whitney U-test). - Distribution of antipredator behaviour score in hens which are flushed with chicks of different age. Dotted - no distraction; hatched - weak distraction; black - strong distraction. Left bar - control hens. Right bar - cadmium hens. Numbers above bars show number of hens. The difference between control hens and cadmium hens is significant ($p < 0,05$, onetailed Mann-Whitney U-test).

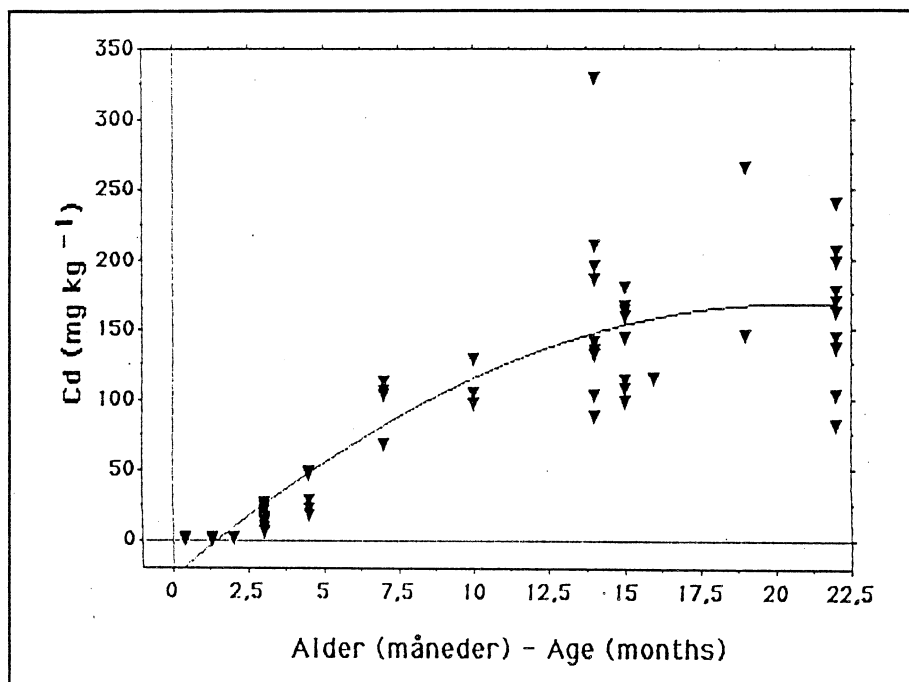
Materialet er lite, men indikerer at kadmiumhøner har en svakere foreldreatferd enn kontrollhøner. Fra tidligere undersøkelser vet vi at lirypenes avledningsatferd kan variere sterkt mellom år (Pedersen & Steen 1985). Uheldigvis viste det seg at avledningsatferden generelt var svak både i 1990 og 1991. Dette betyr at mange høner "normalt" vil vise svak avledningsatferd. På denne bakgrunn er det grunn til å tro at de observerte forskjellene mellom kadmiumhøner og kontrollhøner er reelle. Redusert antipredatoratferd og større fluktlengder vil utsette kyllingene for negative faktorer som nedkjøling og predasjon i større grad enn normalt. Dette vil igjen kunne føre til en lavere kyllingproduksjon. Fra tidligere undersøkelser i det samme området vet vi at høner som viser sterk avledningatferd får fram flere kyllinger enn høner som viser lite avledningatferd (Pedersen & Steen 1985). Det er derfor svært interessant å registrere at kadmiumhønene hadde

signifikant færre kyllinger ved kyllingalder 8-9 døgn, enn kontrollhønene (gj.snitt Cd-høner: 0,5 kyllinger, gj.snitt kontrollhøner: 2,3 kyllinger, Mann-Whitney U-test, enhalet, $p = 0,028$). Dette til tross for at det ikke ble funnet noen signifikante forskjeller i antall egg eller antall kyllinger ved klekking mellom de to gruppene.

Kadmiumhønene har lavere konsentrasjoner av Cd i nyre og lever enn det vi naturlig kan finne hos liryper fra forsøksområdet (Kålås & Lierhagen 1992). Cd bundet i nyrene er i all hovedsak bundet til metallothioniner og er da hos individer uten nyreskader biokjemisk utilgjengelig. De eksponeringene kadmiumhønene ble utsatt for økte andelen biokjemisk tilgjengelig Cd ved at fuglene kontinuerlig ble tilført Cd i fra 25 til 30 dager. Ved felling like før eller umiddelbart etter at Cd-tilførselen var stoppet var lever : nyre-forholdet (lever : nyre = 0,27) fortsatt større enn det vi naturlig finner hos voksne liryper, også senhøstes/vinter og vår, når kadmiuminntaket gjennom føden er stort (lever : nyre = 0,14, SD = 0,03, $n = 12$, se kap 4.3, Myklebust 1992). Det er derfor ikke urimelig at adferdsendringer kan forekomme.

Forskjell i avledningsatferd og kyllingproduksjon mellom rypehøner kan imidlertid tenkes forklart ved forskjellig alder og fysisk kondisjon (Pedersen & Steen 1985). I denne undersøkelsen var det imidlertid ingen forskjell i alderssammensetning og fysisk kondisjon mellom Cd-høner og kontrollhøner.

Forurensing med Cd i det omfang som er gjort i dette eksperimentet vil trolig sjelden forekomme hos oss i reproduksjonsperioden. Målinger av Cd-konsentrasjoner i potensielle beiteplanter viser forhøyede verdier fra de områder av Norge som er sterkest påvirket av langtransportert forurensing (Solberg & Steinnes 1983, Kålås et al. 1991, Løbersli 1991). For de aktuelle beiteplantene for lirype utgjør økningen i Cd imidlertid en ubetydelig andel i forhold til de naturlige forskjeller vi har mellom potensielle beiteplanter. Naturlige forskjeller i lirypas føde vil derfor overskygge effekter av forurensing. Like fullt kan liryper akkumulere svært høye konsentrasjoner av Cd i lever. For diskusjon omkring negative effekter av dette viser vi til neste kapittel.



Figur 2 Forholdet mellom alder og akkumulering av kadmium i nyrevev hos lirype. Kadmiumverdiene er oppgitt i mg kg^{-1} tørrvekt. - The relation between age and accumulation of cadmium in willow ptarmigan kidneys. Cadmium values are given as mg kg^{-1} dry weight. (Fra Myklebust 1992.)

4.3 Akkumulering

4.3.1 Alder

Som vist av Pedersen et al. (1991) og Myklebust (1992) er innholdet av kadmium i lever og nyre hos rypekyllinger relativt lavt den første høsten. Allerede neste vår har imidlertid ungfuglene akkumulert så mye kadmium at innholdet i lever og nyre er oppe på samme nivå som hos de voksne fuglene. Alder er en av de viktigste biologiske faktorene som påvirker Cd-akkumulering i pattedyr og fugl (Flick et al. 1971, NRCC 1979), og hos flere arter av hjortedyr er det funnet en positiv korrelasjon mellom Cd-innhold og alder (Frank et al. 1981, Wren 1983, Holt & Frøslie 1987). Pedersen et al. (1991) fant at det foregår en svært hurtig akkumulering av Cd i nyrene den første vinteren, og etter at en terskelverdi på ca 22 mg kg^{-1} (våtvekt) nås, synes det ikke å være noen ytterligere akkumulering. Hvis denne terskelverdien viser seg å være reell, så innebærer det at rypene kvitter seg med like store mengder kadmium som det de tar inn gjennom føden. Mye tyder på at de benytter seg av myttingsprosessen (se kap 4.4). Også Myklebust (1992) viser at hastigheten i akkumuleringsprosessen i nyrevev avtar etter det første leveåret (figur 2).

4.3.2 Fordeling av kadmium mellom ulike vevstyper

Nyrene er de organer som i størst grad akkumulerer kadmium hos lirype. Deretter kommer leveren, som også akkumulerer betydelige mengder. I hjerte og brystmuskulatur akkumuleres små mengder kadmium. Hos adulte individer er kadmiuminnholdet noe høyere i brystmuskulatur enn i hjerte. Dette forholdet er motsatt hos juvenile individer, men forskjellene er svært små (tabell 5).

Fordelingsmønsteret nyre > lever > brystmuskulatur = hjerte er i godt samsvar med tidligere studier på fugl (Maedgen et al. 1982, Lock et al. 1992).

4.3.3 Innhold av kadmium i lirypas næringsplanter

Tabell 6 viser at de tre vierartene inneholder langt mer kadmium enn de andre beiteplantene. Det er for eksempel over 100 ganger mer kadmium i blad fra grønnvier enn i blad fra blåbær.

Lirypa har ulikt næringsvalg til ulike årstider, og eksponeringen for kadmium vil være størst om vinteren som er den perioden av året da vier og bjørk er dominerende som næringsemne (Olstad &

Tabell 5 Gjennomsnittlig innhold (mg kg⁻¹ tørrvekt), ± standard avvik, av kadmium i nyre, lever, hjerte og brystmuskel hos liryper med forskjellig alder. Alderen er angitt i uker/måneder. N - antall ryper i hver aldersgruppe. - Mean content of cadmium (mg kg⁻¹ dry weight), ± standard deviation, in kidneys, liver, heart, and breast muscle in willow ptarmigan of different age. The age is given as weeks/months. N - number of birds in each age category. (Fra Myklebust 1992).

Alder/ Age	Nyre/ Kidney	N	Lever/ Liver	N
1-2 uker	0,13 ± 0,12	8	0,05 ± 0,06	8
5-6 uker	0,32 ± 0,27	9	0,05 ± 0,02	9
2 md.	1,02 ± 0,33	9	0,29 ± 0,18	9
3 md.	15,05 ± 6,14	12	3,06 ± 1,41	12
4,5 md.	31,44 ± 13,63	6	6,17 ± 2,36	6
7 md.	97,99 ± 19,74	4	12,94 ± 2,03	5
10 md.	110,09 ± 16,46	3	25,00 ± 5,85	3
+ 14 md.	166,25 ± 69,62	10	13,18 ± 6,03	10
≥ 15 md.	141,67 ± 30,87	8	12,55 ± 5,83	8
≥ 16 md.	114,96 ± 0	1	14,55 ± 0	1
≥ 19 md.	205,21 ± 85,36	2	27,75 ± 0,93	2
≥ 22 md.	161,71 ± 47,52	10	21,49 ± 5,72	10

Alder/ Age	Hjerte/ Heart	N	Brystmuskel/ Breastmuscle	N
1-2 uker	0,013 ± 0,009	8	0,004 ± 0,0004	8
5-6 uker	0,004 ± 0	9	0,004 ± 0,001	9
3 md.	0,079 ± 0,086	12	0,009 ± 0,007	12
4,5 md.	0,045 ± 0,023	6	0,032 ± 0,024	6
7 md.	0,088 ± 0,041	5	0,048 ± 0,029	5
≥ 15 md.	0,215 ± 0,059	6	0,460 ± 0,273	6
≥ 16 md.	----	-	0,390 ± 0	1

Lid 1923, Myrberget 1979). Det er imidlertid vist gjennom føringsforsøk at lirypa foretrekker vier fremfor bjørk som vinterføde (Norris et al. 1979). Det er derfor god grunn til å tro at lirypa i hovedsak vil spise vier i områder hvor vier er tilgjengelig.

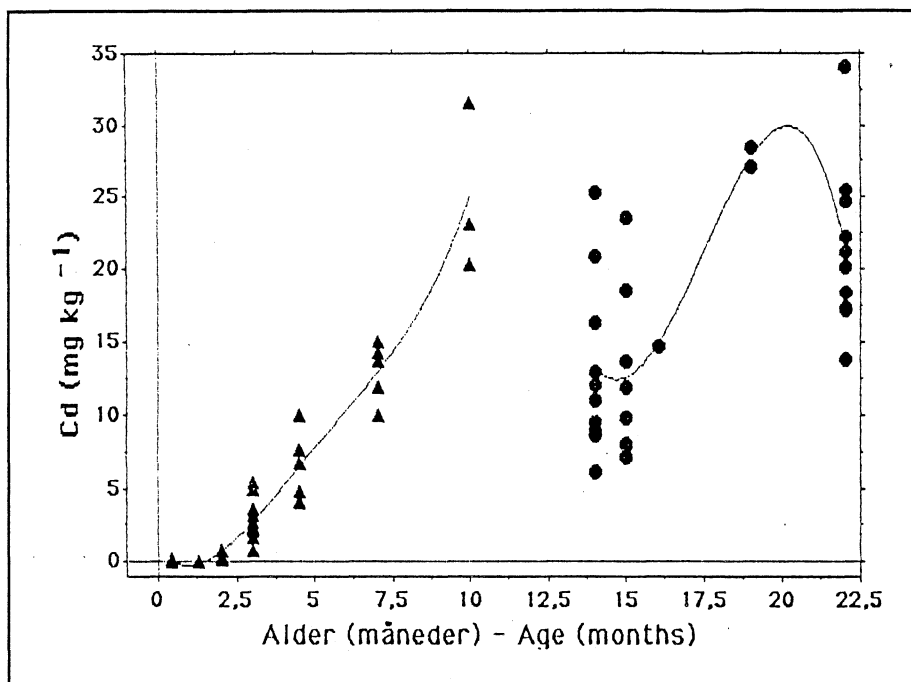
Variasjoner i næringsvalg til ulike årstider gjenspeiler seg klart i leverens innhold av kadmium (figur 3). I lever hos unge individer finner det sted en kontinuerlig akkumulering av kadmium fra de klekkes rundt den første juli og fram til 10-11 måneders alder (mai-juni). Deretter vil leverens innhold av kadmium avta, og det ligger relativt lavt

ved 14-15 måneders alder. Dette tilsvarer september og oktober måned, som er den tid på året da lirypene i dette området i stor grad spiser blåbær og krekling. Disse artene inneholder svært lite kadmium (tabell 6). I perioden november-mars inntreffer igjen en markert stigning i leverens innhold av kadmium samtidig som andelen vier i føden øker med overgang til vinterføde. Dette avtar så atter en gang ved alder 21-22 måneder (mai) (Myklebust 1992).

Tilsvarende høye nivåer av Cd i vier er funnet fra flere steder i Norge (Kålås et al. 1991, Gjengedal & Steinnes 1992, Løbersli unpubl. data, Kålås unpubl. data). Andel vier i føden for lirype vinter og vår bestemmes av forekomst og tilgjengelighet (f.eks. snøforhold). I områder der vier er dominerende vinterføde kan derfor andel vier i føden sterkt overskygge effekten av tilførte forurensninger mht. Cd-belastning i lirype. Det samsvar vi finner mellom sesongvariasjon i Cd-konsentrasjoner i lever, fødevalg og fjærskifte gir sterke indikasjoner på at de høye Cd-forekomstene i lirype i det undersøkte området er forårsaket av naturlig forekommende Cd i vier. Foringseksperiment kan endelig bekrefte dette.

Lirypene ser altså ut til å kunne akkumulere svært høye konsentrasjoner av Cd i nyre og lever. Dette kan også gi seg utslag i forhøyede konsentrasjoner i muskelvev (Myklebust 1992). Når dette skjer under naturlige forhold, har lirypa trolig en høy toleranse overfor Cd. Likevel kan man ikke se bort fra at den økning i kadmiumbelastning naturen i sørlige deler av Norge er påført (Steinnes et al. 1988) kan medføre negative effekter, selv om Cd-konsentrasjonene i lirype her er betydelig lavere enn enkelte områder lenger nord i landet (Kålås & Lierhagen 1992). I de sørligste delene av Norge finnes det relativt lite vier tilgjengelig som vinterføde for lirype. En kan derfor tenke seg lokale tilpasninger til mye Cd i føden i områder med mye vier, til forskjell fra områder med lite vier.

Det er vist at lirypa foretrekker vier som vinterføde fremfor bjørk (Norris et al. 1979). Dette kan bety at vier har høyere føde kvalitet (næringsinnhold) enn bjørk. Det er mulig at vier sin høye kvalitet som vinterføde overskygger de negative effekter kadmium kan ha for individets overlevelse og livstidsproduksjon. I et slikt tilfelle vil kadmium sammen med føde av lavere kvalitet (for eksempel bjørk) kunne ha negative effekter.



Figur 3 Kadmiums akkumuleringsmønster i lever hos unge (< 12 md.) og voksne (≥ 12 md.) liryper. Kadmiumverdiene er gitt i mg kg⁻¹ tørrvekt. - Accumulation of cadmium in liver in young (< 12 months) and adult (≥ 12 months) willow ptarmigan. Cd-values are given as mg kg⁻¹ dry weight. (Fra Myklebust 1992.)

Tabell 6 Gjennomsnittlig innhold av kadmium (mg kg⁻¹ tørrvekt), ± standardavvik, i noen av lirypas viktigste næringsplanter. N - antall prøver. *Salix* sp. er en blanding av grønnvier og lappvier. - Mean content of cadmium, ± standard deviation, in some of the most important willow ptarmigan food plants. N - number of samples. *Salix* sp. is a mixture of *S. phylicifolia* and *S. lapponum*. (Fra Myklebust 1992).

Art/ Species	Plantedel/ Part of plant	Cd	N
Sommer/høst - Summer/Autumn			
Grønnvier (<i>Salix phylicifolia</i>)	Blad/Leaves	1,221 ± 0,695	10
Lappvier (<i>Salix lapponum</i>)	Blad/Leaves	1,117 ± 0,600	10
Rynkevier (<i>Salix reticulata</i>)	Blad/Leaves	0,763 ± 0,566	7
Dvergbjørk (<i>Betula nana</i>)	Blad/Leaves	0,035 ± 0,024	10
Blåbær (<i>Vaccinium myrtillus</i>)	Blad/Leaves	0,003 ± 0,004	10
Krekling (<i>Empetrum hermaphroditum</i>)	Frukt/Fruits	0,014 ± 0,034	10
Vinter/vår - Winter/Spring			
Dvergbjørk (<i>Betula nana</i>)	Årskudd/Shoots	0,162 ± 0,067	5
Vier (<i>Salix</i> sp.)	Årskudd/Shoots	1,058 ± 0,485	6

Vi konkluderer med at liryper i studieområdet tåler den Cd-belastning de er utsatt for, og at eventuelle effekter av kadmium i denne populasjonen er svært små. Dette understøttes av at bestanden i området er kjent for å være en av de tetteste i Norge (Steen 1989), og at det er en svært god reproduksjonsevne i bestanden (Pedersen & Steen 1989). En skal imidlertid ikke underslå muligheten for at kadmium kan medføre vevsnekrose i nyrer hos enkelte gamle individer som etter hvert akkumulerer store mengder kadmium i nyrevev. Det er påvist vevsnekrose i nyrevev hos pelagiske sjøfugler som f. eks. havhest *Fulmarus glacialis* og havlire *Puffinus puffinus* som hadde kadmiuminnhold på 100-200 mg kg⁻¹ (tørrvekt) i nyrevev (Nicholson et al. 1983). Denne studien viser at enkelte voksne liryper har kadmiuinhold i nyrene i denne størrelsesorden.

4.4 Avgiftningsmekanismer

4.4.1 Myting

I tillegg til næringsvalget er mytingen en prosess som også kan ha innvirkning på leverens innhold av kadmium til ulike årstider. Lirypa myter tre til fire ganger årlig (Johnsen 1929). To til tre av disse fjærskiftene finner sted i tidsrommet april-juni, ved overgang fra vinter til sommerdrakt. På denne årstiden synker også kadmiumverdiene i leveren (figur 3). Den siste mytingen finner sted i oktober-november ved overgangen fra sommerdrakt til vinterdrakt. Vinterdrakten sitter på i seks til syv måneder, i en periode som er sammenfallende med det tidsrom leverens innhold av kadmium igjen øker (figur 3). Vi ønsket å lage et "kadmiumbudsjett" for lirype, for å kvantifisere hvor mye myteprosessen betyr i den totale omsetningen av dette metallet i lirypas livssyklus.

Her følger den teoretiske modell som ligger til grunnlag for de beregninger som er gjort: Butler (1978) har gitt følgende formel for kropps- eller organinnhold som funksjon av tid;

der $q(t)$ = mengden av forurensningsstoff ved tiden t

$I(P)$ = opptaksraten ved tiden P

$R_s(t-P)$ = igjenværende andel av et enkeltopptak etter tiden $(t-P)$

$$q(t) = \int_0^t I(P)R_s(t-P)dP$$

Videre er

$$E(t) = - \int_0^t I(P)R_s'(t-P)dP$$

der $E(t)$ = utskilt mengde av et forurensningsstoff ved tiden t

$I(P)$ = opptaksraten ved tiden P

$R_s'(t-P)$ = igjenværende andel av et enkeltopptak etter tiden $(t-P)$

Vi kan forenkle dette på følgende måte:

Opptak (intake, I) = lagring (deposition, D) + utskillelse (excretion, E)

Over en gitt tidsperiode t har vi følgende: Lirypa har spist n forskjellige enheter, hver med konsentrasjon C_i og total masse m_i . R_i er den gjennomsnittlige opptaksraten fra tarmen for stoff i . Samlet opptak blir da;

$$I_t = \sum_{i=1}^m (C_i m_i R_i)_t$$

For enkeltheltens skyld definerer vi her opptaket (I) som den mengden metall som blir tatt opp igjennom fordøyelsessystemet. Det er kjent at bare en liten del kadmium blir tatt opp igjennom tarmkanalen hos fugl, eksempelvis hos japansk vaktel (*Coturnix japonica*) er den anslått til mindre enn 1,5-2 % (Bremner 1979). Det orale bruttoinntaket er derfor mye større en netto-opptaket.

I løpet av tiden t vil den totale mengde lagret forurensningsstoff være

$$D_t = \sum_{j=1}^k (C_j m_j)_t$$

der C_j er konsentrasjonen i organ j , m_j er massen til organ j , k er antallet organer.

I følge Tejning (1967) vil over tid det aller meste av kvikksølv bli transportert ut i fjærene hos hønse-

fugler. Den mengden metall som går ut i fjærdrakten er følgende:

$$E_t = \sum_{f=1}^p (c_f m_f)_t$$

der c_f er konsentrasjonen i fjær f , og m_f er massen av fjærene av type f , p er antall fjærtyper.

Vi kan stille opp følgende generelle uttrykk for kadmiumbudsjettet til lirype gjennom året:

Inntak vinter (I_v) + Inntak sommer (I_s) = Deponert vinter (D_v) + Deponert sommer (D_s) + Ekskresjon vinter (E_v) + Ekskresjon sommer (E_s)

Olstad & Lid (1923) og Myklebust (1992), (se tabell 6 ovenfor) har vist at dietten til lirype sommers tid består hovedsaklig av blåbærlyng, kreklingsbær og urter, mens innslaget av vier er forholdsvis lite. Dette i motsetning til vinteren, hvor skudd av vier og bjørk dominerer. Myklebust (1992) fant at Cd-nivået i blåbær og kreklingsbær var 100–400 ganger lavere enn i vier og 10–40 ganger lavere enn i bjørk. Vier og bjørk dominerer i vinternæringen, og vier prefereres (Norris et al. 1979).

For enkelhetens skyld kan vi derfor sette I_s lik null. Rypa myter ikke om vinteren, derfor kan vi også sette E_v til null. Inntaksraten om vinteren kjenner vi ikke, da vi ikke har noe kvantitativt mål på hvor mye lirypa spiser av hvert enkelt næringsemne. Men det kadmium som blir opptatt av tarmen vil enten bli deponert i organer eller i fjær; derfor kan vi sette

$$I_v = D_v - D_s = E_s.$$

Hvis disse forutsetningene og forenklingene gjelder, skal altså forskjellen i helkroppskonsentrasjon mellom sommer og vinter hos voksne ryper være av samme størrelse som det som blir skilt ut gjennom myteprosessen sommers tid i fall denne er den dominerende ekskresjonsveien. En oversikt over de målte og estimerte nivåene er satt opp i tabell 7.

Brystmuskelen, *Musculus pectoralis*, er den største muskelen hos fuglene, og utgjør i vekt ca 15 % av kroppsvekten (Campbell & Lack 1985). Vi har her antatt at den totale muskelmassen utgjør 30 % av kroppsvekten.

Materialet er for lite og for preliminært til å trekke almenlydige konklusjoner. Blant annet er det store usikkerheter knyttet til de laveste verdiene, noe som har sammenheng med deteksjonsgrensene innebygd i analysemetodikken. Allikevel kan vi bruke tallene til relativt grove beregninger. Ser vi på forholdet fjær/muskel, ser vi at det i mai er omtrent like mye kadmium i fjær som i muskelmassen til en voksen rype. Mengden kadmium i fjær i forhold til lever er ca 10–15 %. Forutsetter en tre fulle fjærskifte i løpet av sommeren, skulle dette tilsvare 30–45 % reduksjon i leververdiene. Ser en på verdiene i tabell 5, stemmer dette ganske bra, da det her er en reduksjon på ca 50 % fra mai til september. Her må en imidlertid også trekke inn det lavere nivået i føden på denne tiden av året. Dette vil også bidra til å senke verdien. Nivået i nyrene ser ut til å stabilisere seg på et nivå rundt 140–160 mg kg⁻¹ (tørrvekt) etter ca ett års alder. Hvorvidt det skjer noen dynamisk utveksling av kadmium over nyrene etter dette er usikkert. Det ser imidlertid ut til at det her er snakk om en kronisk lavdoseeksponering, i og med at forholdstallet mellom Cd i lever og nyre er lavt (Scheuhammer 1987). Kadmiumekskresjon gjennom fjærskiftet ser ut til å kunne forklare at kadmiumnivået i nyrene holder seg konstant etter at rypene har nådd en alder på ca ett år. Det bør imidlertid undersøkes om det er mulig å påvise Cd i feces, for å se om restmengder kan finnes der.

Det ble ikke funnet noen klar sammenheng mellom tungmetallinnhold og mytesekvens i håndsvingfjær (figur 4). Forventningen var at tungmetallnivåene skulle avta med nummer i mytesekvensen, i takt med avgiftningen. Det kan være flere forklaringer på hvorfor dette ikke ble funnet. For det første ligger nivåene ned mot deteksjonsgrensene, og for det andre er materialet svært lite. Imidlertid kan det være slik at de høyeste konsentrasjonene finnes i den tidlige vårdrakten, eksempelvis de svarte halsfjærene hos steggene, og at nivåene er flatet ut når svingfjærene felles utpå sommeren. Dette bør undersøkes nærmere.

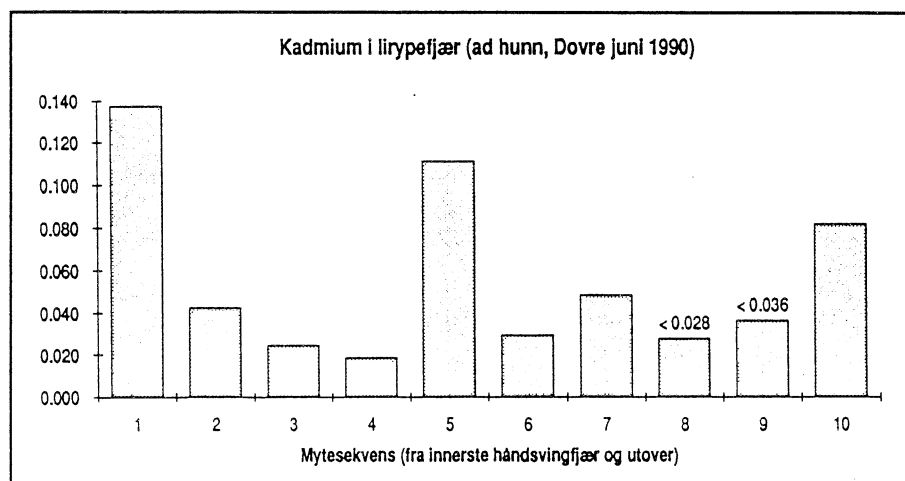
4.4.2 Metallotioniner

Det innsamlede materialet er klargjort for videre analyse og ligger frosset i påvente av klarsignal fra Universitetet i Göteborg. Det ble i høst avtalt at Universitetet i Göteborg skulle skaffe de nødvendige veterinærattester slik at materialet kunne oversendes i god tid før årets slutt. Vi har ennå ikke mottatt noen slik attest, og på tross av gjentatte

Tabell 7 Kadmiuminnholdet i organer og fjær hos lirype. Uthevete tall er målte verdier, de øvrige er antatte eller interpolerte. Ved overgangen mellom tørrvekt og våtvekt er brukt faktorene 1 : 0,33 (lever), 1 : 0,23 (nyre) og 1 : 0,32 (muskel) (Myklebust 1991). - Cadmium content in organs and feather of willow ptarmigan. Bold numbers are measured values, other numbers are estimated or interpolated. Muskel - muscle, lever = liver, nyre = kidney, fjær = feather, hele fuglen = the entire bird. The following conversion factors are used between dry weight and wet weight values: 1 : 0,33 (liver), 1 : 23 (kidney) and 1 : 0,32 (muscle).

Måned/Month		juli	aug	sep	okt	des	feb	mai	sep	jan	mai
Alder md./Age months		0,5	1,5	2	3	4, 5	7	10	14	18	22
Cd-kons tørrvekt (dryweight)	Muskel	0,004	0,004	0,006	0,009	0,032	0,048	0,20	0,40	0,46	0,46
	Lever	0,050	0,05	0,29	3,2	6,2	12,9	25,0	12,9	23,0	21,5
	Nyre	0,130	0,32	1,02	15,1	31,4	98,0	110,1	155,3	174,0	161,7
	Fjær			0,02	0,04	0,04	0,04	0,20	0,20	0,15	0,25
Cd-kons våtvekt (wet weight)	Muskel	0,001	0,001	0,002	0,003	0,006	0,015	0,06	0,13	0,15	0,15
	Lever	0,017	0,017	0,096	1,010	2,036	4,270	8,25	4,26	7,59	7,10
	Nyre	0,034	0,083	0,266	3,913	8,174	25,477	28,62	40,38	45,24	42,04
	Fjær			0,020	0,040	0,040	0,040	0,20	0,20	0,15	0,25
Vekt i g våtvekt (wet weight)	Muskel	36	105	165	162	159	159	159	174	174	174
	Lever	2	4	8	10	10	10	10	10	10	10
	Nyre	0,5	1	1,5	2	2	2	2	2	2	2
	Fjær			35	40	45	50	40	40	40	40
	Hele fuglen	120	350	550	540	530	530	530	580	580	580
Cd-mengde i mikro-g (Cd in micro-g)	Muskel	0,046	0,13	0,32	0,47	1,02	2,44	10,2	22,3	25,6	25,6
	Lever	0,033	0,07	0,77	10,10	20,36	42,70	82,5	42,6	75,9	71,0
	Nyre	0,017	0,08	0,40	7,83	16,35	50,95	57,3	80,8	90,4	84,1
	Fjær			0,70	1,60	1,80	2,00	10,0	8,0	6,0	10,0
%-innhold	fjær/muskel			221,0	342,9	110,5	81,9	98,3	35,9	23,4	39,0
% content	fjær/lever			91,4	15,8	8,8	4,7	12,1	18,8	7,9	14,1
	fjær/nyre			176,0	20,4	11,0	3,9	17,5	9,9	6,63	11,9

Figur 4 Kadmiumkonsentrasjoner (mg kg^{-1}) i håndsvingfjær fra en voksen lirypehunn (juni 1990). - Cadmium concentrations (mg kg^{-1}) in primary feathers from one female willow ptarmigan (June 1990).



henvendelser har det ikke lyktes oss å få kontakt med de aktuelle personer ved universitetet. Denne delen av prosjektet er derfor dessverre ikke gjennomført etter planen.

5 Videreføring

I løpet av 1992 vil materiale som er samlet inn på dette prosjektet bli ytterligere bearbeidet. Det er også samlet inn materiale fra lirype på prosjektet "Landsomfattende kartlegging av tungmetaller i småvilt" (Kálás & Lierhagen 1992) som inngår i DNS "Program for terrestrisk naturovervåking". I NINA foregår det også videre bearbeiding av data innsamlet på de ovenfornevnte prosjekter. Ytterligere videreføring av dette prosjektet i 1993 vil derfor i stor grad være avhengig av hva denne sammenstillingen av data resulterer i.

En håper at arbeidet med analyser av metallotioniner ved Universitetet i Göteborg kan komme igang. Det vil i denne omgang bli analysert for metallotioniner i lever og nyre, for om mulig å påvise en forskjell mellom de to områdene (Kongsvold og Åmotsdalen). Avhengig av hva disse analysene viser vil undersøkelsene bli forsøkt videreført for å gi svar på spørsmål angående sesongvariasjoner i metallotioninnhold i lever og nyre, dyrs evne til å syntetisere metallotionin ved økende belastning, og evne til å syntetisere metallotionin hos liryper som er utsatt for naturlig vs. langtransportert høy Cd-belastning (genetisk tilpasning).

6 Sammendrag

I forbindelse med programmet "Naturens tålegrenser" i regi av Direktoratet for naturforvaltning (DN), Statens forurensningstilsyn (SFT) og Norsk Polarinstittutt (NP) har det blitt fokusert på undersøkelser i forbindelse med langtransportert forurensning. Norsk institutt for naturforskning (NINA) er involvert i dette arbeidet. Her rapporteres akkumulering og effekter av kadmium i lirype.

Kadmiumbelastning på ville lirypehøner ble gitt gjennom osmotiske minipumper som ble operert inn under huden. Kadmiumdosen i disse pumpene (83,2 mg Cd/l) ble bestemt ut i fra kontrollerte laboratorieforsøk med tamhøns.

Rypehønene ble belastet to uker mens de ruget, og de første to ukene etter klekking. Det ble foretatt atferdsregistreringer under ruging og etter klekking. Belastede høner hadde signifikant høyere innhold av kadmium i lever og nyre enn kontrollhøner. Materialet er lite, men indikerer at kadmiumbelastede høner har dårligere foreldreatferd enn kontrollhøner. Dette fremkommer ved at kadmiumhønene har svakere avledningsadferd og lengre fluktlengder ved støkking enn kontrollhønene. Resultatene indikerer også at kadmiumhønene har lavere reprodusjonsuksess enn kontrollhønene. Det ble påvist at kadmiumhønene hadde signifikant færre kyllinger ved kyllingalder 8-9 døgn, enn kontrollhønene.

Det er dokumentert til dels svært høye konsentrasjoner av kadmium i nyre og lever i liryper fra Knutshø-Hjerkinnhø-området på Dovrefjell. Innholdet av kadmium i nyrevev ligger langt høyere enn innholdet i nyrevev hos liryper fra områder i Norge som er påvirket av langtransporterte forurensninger. Innholdet av kadmium i lever hos liryper fra dette området ligger også høyt sammenlignet med en rekke lokaliteter rundt om i Norge.

Hjerte og brystmuskulatur inneholder små mengder kadmium, og er av den grunn lite egnet som indikatorvev på kadmiumbelastning.

Fram til omkring ett års alder akkumuleres relativt store mengder kadmium i nyrevev hos lirype, deretter avtar hastigheten i akkumuleringsprosessen dramatisk. Dette indikerer at ekskresjon av kadmium kan motvirke videre akkumulering av kadmium hos lirype etter ca ett års alder. Det er vist at ekskresjon av kadmium kan finne sted i forbindelse med fjærskifte. Innholdet av kadmium i fjær ligger

svært lavt, men den samlede mengde fjær som skiftes ut i løpet av myteperiodene gjør allikevel at myting totalt sett er en viktig ekskresjonsvei for kadmium. Denne ekskresjonen ser ut til å kunne forklare at kadmiumnivået i nyrene hos lirype øker lite etter at de har nådd en alder på ca ett år. Dette kan også være med på å forklare sesongmessige variasjoner mht. kadmiuminnhold i organer.

De høye kadmiumverdiene i nyrer og lever hos lirype kan forklares ut i fra at vier, som er viktige beiteplanter, naturlig inneholder mye kadmium. Mengden av vier i føden har derfor stor innvirkning på hvor mye kadmium en lirype inntar. Dette gjenspeiler seg i leverens innhold av kadmium, som er lavest i sommerhalvåret da beiteplanter med lavere kadmiuminnhold dominerer i føden (f.eks. blåbær og krekling). I områder med mye vier tilgjengelig om vinteren vil vier utgjøre en betydelig del av lirypas føde i denne årstiden. Resultatet av dette blir at herbivore dyr som spiser vier, f.eks. lirypa, naturlig kan akkumulere betydelige mengder kadmium i lever og nyrevev.

Lirypene i studieområdet er utsatt for en naturlig høy kadmiumbelastning, og det er all grunn til å tro at de er tilpasset dette. Innholdet av kadmium i nyrevev hos gamle individer er imidlertid så høyt at en ikke kan se bort fra at enkeltindivider kan få vevsnekrose i nyrevevet. På grunn av den relativt korte levetiden hos lirype er det allikevel tvilsomt at dette er noe stort problem.

Videreføring av deler av prosjektet vil bli vurdert etter at en sammenstilling av data fra dette og andre prosjekter er foretatt.

7 Summary

The Directorate for Nature Management (DN), the State Pollution Control Authority (SFT) and the Norwegian Polar Research Institute (NP) are collaborating on a research programme called "Critical loads/levels" which focuses on investigations related with long-range atmospheric pollution. The Norwegian Institute for Nature Research (NINA) is involved with this work, especially in connection with accumulation of metals in game, and this report deals with the accumulation and effects of cadmium in willow ptarmigan.

Osmotic minipumps inserted beneath the skin of wild hen willow ptarmigan were used to administer a cadmium load. The cadmium dosage (83.2 mg Cd/l) administered by these pumps was determined on the basis of controlled laboratory trials using domestic hens.

The hen willow ptarmigan were administered cadmium for two weeks while brooding and for the first two weeks after hatching took place. These birds had a significantly higher content of cadmium in their livers and kidneys than control birds. Ethological studies were undertaken during brooding and after hatching and even though the material is limited it indicates that hen birds carrying significant quantities of cadmium display poorer parental behaviour than control hens.

Some instances of extremely high concentrations of cadmium in the livers and kidneys of willow ptarmigan have been found in the Knutshø-Hjerkinnhø area on Dovrefjell. The content of cadmium in kidney tissue is far higher than in kidney tissue of willow ptarmigan from areas of Norway that are affected by long-range atmospheric pollution. The cadmium content in the livers of willow ptarmigan from this area is also high compared with that in many other localities in Norway.

Heart and breast muscles contain small amounts of cadmium and are therefore unsuitable as indicator tissues for cadmium load.

Relatively large quantities of cadmium accumulate in the kidney tissue of willow ptarmigan until the birds reach an age of about one year, after which the velocity of the accumulation process falls off dramatically. This indicates that cadmium excretion can counteract further accumulation in willow ptarmigan after they reach an age of approximately

one year. It has been shown that cadmium excretion can take place in connection with a change in plumage and that this may explain seasonal variations in the levels in organs. It may also explain the stabilisation of the cadmium levels after one year instead of their continued increase, as in mammals.

The reason for the high cadmium values found in kidneys and livers of willow ptarmigan may be that willows, which are important grazing plants, naturally contain much cadmium. The quantity of willow in the diet therefore has a significant effect on the amount of cadmium a willow ptarmigan takes up. This is reflected in the content of cadmium in the liver, which is lowest in the summer half of the year when grazing plants with lower contents of cadmium dominate the diet (e.g. bilberry and crowberry). In areas where a great deal of willows is available in winter, this plants will constitute a major portion of the food of the willow ptarmigan during that season. The result of this is that herbivorous animals (such as willow ptarmigan) which eat willows may naturally accumulate considerable quantities of cadmium in their liver and kidney tissues.

The content of cadmium in feathers is extremely low. The total number of feathers that are changed during the moult nonetheless means that moulting as a whole is an important mode of excreting cadmium. This excretion seems to be capable of explaining why the cadmium level in willow ptarmigan kidneys shows little increase after the birds have reached an age of about one year.

The willow ptarmigan in the area studied are exposed to a naturally high cadmium load, and there is every reason to believe that they are adapted to this. The cadmium content in the kidney tissue of old individuals is, nonetheless, so high that it is not inconceivable that some individuals can develop kidney tissue necrosis. However, because of the relatively short life span of willow ptarmigan, this is unlikely to be a significant problem.

The continuation of parts of this project will be considered following a total evaluation of the data from this and other projects.

8 Litteratur

- Appelquist, H., Asbirk, S. & Drabæk, I. 1984. Mercury monitoring: Mercury stability in bird feathers. - Mar. Pollut. Bull. 15: 22-24
- Barth, E.K. 1949. Hva spiser lirypekyllingene ? - N.J. & F.F.'s Tidsskr. 6.
- Berg, W., Johnels, A.G., Sjöstrand, B. & Westermarck, T. 1966. Mercury content in feathers of Swedish birds from the past 100 years. - Oikos 17: 71-83.
- Bergerud, A.T., Peters, S.S. & McGrath, R. 1963. Determining sex and age of Willow Ptarmigan in Newfoundland. - J. Wildl. Manage 27: 700-711.
- Brattbakk, I., Gaare, E., Fremstad-Hansen, K. & Wilmann, B. 1992. Vegetasjonsovervåking i Åmotsdalen og Lund 1991. NINA Oppdragsmelding 131: 1-66.
- Braune, B.M. & Gaskin, D.E. 1987. A mercury budget for the Bonaparte's gull during autumn moult. - Ornis Scand. 18: 244-250.
- Bremner, I. 1979. Mammalian absorption, transport and excretion of cadmium. - I: Webb, M., red. The chemistry, biochemistry and biology of cadmium. Elsevier/North Holland biomedical press, Amsterdam. s. 175-194.
- Brown, D.A., Bawden, C.A., Chatel, K.W. & Parsons, T.R. 1977. The wildlife community of Iona Island jetty, Vancouver B.C., and heavy-metal pollution effects. - Environ. Conserv. 4: 213-216.
- Butler, C.G. 1978. Estimation of doses and integrated doses. - I: Butler, C.G., red. Principles of ecotoxicology. Scope 12. John Wiley & Sons. s. 91-112.
- Campbell, B. & Lack, E. 1985. A dictionary of birds. - T. & A.D. Poyser.
- Christiansen, B. & Kraft, A. 1953. Lirypekyllingenes næring. - N.J. & F.F.'s Tidsskr. 4.
- Eisler, R. 1985. Cadmium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. - U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85 (1.2). 46 s.
- Engström, B. & Nordberg, G.F. 1979. Dose dependence of gastrointestinal absorption and biological half-time of cadmium in mice. - Toxicology 13: 215-222.
- Fimreite, N., Barth, E.K. & Munkejord, Aa. 1990. Cadmium and selenium levels in tetranoids from selected areas in Norway. - Fauna. Norv. Ser. C, Cinclus 13: 79-84.
- Flick, D.F., Kraybill, H.F. & Dimitroff, J.M. 1971. Toxic effects of cadmium: a review. - Environ. Res. 4: 71-85.
- Frank, A., Petersson, L. & Mörner, T. 1981. Lead and cadmium in tissues from moose (*Alces alces*), roe deer (*Capreolus capreolus*) and hares (*Lepus timidus*, *Lepus europeus*). - Sven. Veterinärtidn. 38: 151-156.
- Gjengedal, E. & Steinnes, E. 1992. Levels of aluminium, calcium, cadmium, copper, lead, magnesium, manganese, potassium, rubidium and zinc in indigenous plant species growing in Norway, and the influence of acidic precipitation on these levels. - Can. J. Bot. In prep.
- Goede, A.A. & de Bruin, M. 1984. The use of bird feathers for indicating heavy metal pollution. - Environ. Monit. Assess.
- Goede, A.A., Nygård, T., de Bruin, M. & Steinnes, E. 1989. Selenium, mercury, arsenic and cadmium in the lifecycle of the dunlin, *Calidris alpina*, a migrant wader. - Sci. Tot. Environ. 78: 205-218.
- Hagen, Y. 1952. Rovfuglene og viltpleien. - Gyldendal Norsk Forlag, Oslo.
- Hansson, H.C. and Johes, R.L. 1976. The biogeochemistry of blue, snow, and Ross' geese. - Southern Illinois Univ. Press. Carbondale.
- Heinz, G.H., Haseltine, S.D. & Sileo, L. 1983. Altered avoidance behavior of young black ducks fed cadmium. - Environ. Toxicol. Chem. 2: 419-421.
- Herredsvela, H. & Munkejord, Aa. 1988. Ryper i sørvest-Norge er kadmiumforgiftet. - Vår fuglefauna 11: 75-77.
- Holt, G. & Frøslie, A. 1987. Økt utbredelse av kadmium i vilt: reinen øker mest. - Jakt & Fiske 1987, 4: 34-36.
- Johnsen, S. 1929. Draktskiftet hos lirypen *Lagopus lagopus*. - Bergen Mus. Aarb. Nat.vit. Rap. 1.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodemanual, smånagere og fugl, 1990. - NINA Oppdragsmelding 75: 1-36.
- Kålås, J.A., Pedersen, H.C., Lierhagen, S., Myklebust, I., Nygård, T. & Steinnes, E. 1991. High levels of cadmium in Norwegian Willow Ptarmigan. - I: Farmer, J.G., red. Heavy metals in the environment. Cep Consultants Ltd., Edinburgh, UK. 1: 212-215.
- Kålås, J.A. & Lierhagen, S. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Metallbelastninger i lever fra hare, orrfugl og lirype i Norge. - NINA Oppdragsmelding 137: 1-74.
- Langvatn, R. 1977. Characteristics and relative occurrence of remnants of prey found at nesting place of Gyrfalcon *Falco rusticolus*. - Ornis Scand. 8: 114-125.

- Leber, A.P. & Miya, T.S. 1976. A mechanism for cadmium and zinc-induced tolerance to cadmium toxicity: Involvement of metallothionein. - *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 37: 403-414.
- Lehman, L.D. & Klaassen, C.D. 1986. Dosage-dependent disposition of cadmium administered orally to rats. - *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 84: 159-167.
- Lilja, C. 1983. A comparative study of postnatal growth and development in some species of birds. - *Growth* 47: 317-339.
- Lock, J.W., Thompson, D.R., Furness, R.W. & Bartle, J.A. 1992. Metal concentrations in seabirds of the New Zealand region. - *Environ. Poll.* 75: 289-300.
- Lunde, Ø. 1985. Næringsøkologi hos kongeørn *Aquila chrysaetos* (L.) i Nord-Østerdalen, Sør-Norge. - Hovedfagsoppgave, Univ. Oslo.
- Løbersli, E.M. 1991. Soil acidification and metal uptake in plants. - Dr. scient. avh. Botanisk Institutt, AVH, Univ. Trondheim
- Maedgen, J.L., Hacker, C.S., Schroder, G.D. & Weir, F.W. 1982. Bioaccumulation of lead and cadmium in the royal tern and sandwich tern. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 11: 99-102.
- Myklebust, I. 1992. Akkumulering av kadmium i lirype *Lagopus lagopus* på Dovrefjell. - Hovedfagsoppgave, Zoologisk institutt, AVH, Univ. Trondheim.
- Myrberget, S. 1975. Aldersbestemmelse av ryper. - *Naturen* 3: 99-103.
- Myrberget, S. 1979. Winter food of willow grouse in two Norwegian areas. - *Medd. norsk viltforsk.* 3. Ser. 7.
- Nicholson, J.K., Kendall, M.D. & Osborn, D. 1983. Cadmium and mercury nephrotoxicity. - *Nature* 304: 633-635.
- Norris, C., Norris, E. & Myrberget, S. 1979. Food preference of captive willow grouse *Lagopus lagopus*. - *Fauna Norv. Ser. C, Cinclus* 2: 49-52.
- NRCC 1979. Effects of cadmium in the Canadian environment. - *Nat. Res. Council Can.* 18475. Ottawa. 148 s.
- Nygård, T. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Rovfugl som indikator på forurensing i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. - NINA Utredning 021: 1-33.
- Olstad, O. & Lid, J. 1923. Undersøkelser over liryperens næring. - *N.J. & F.F.'s Tidsskr.* 3.
- Pedersen, H.C. 1988. Reproductive behaviour in willow ptarmigan with special emphasis on territoriality and parental care. - Dr. philos. avhandling. Univ. Trondheim.
- Pedersen, H.C. & Steen, J.B. 1985. Parental care and chick production in a fluctuating population of Willow Ptarmigan. - *Ornis Scand.* 16: 270-276.
- Pedersen, H.C. & Nybø, S. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO₂, NO_x og tungmetaller. - NINA Utredning 5: 1-54.
- Pedersen, H.C., Steen, J.B. & Andersen, R. 1983. Social organization and territorial behaviour in a Willow Ptarmigan population. - *Ornis Scand.* 14: 263-272.
- Pedersen, H.C., Nygård, T., Myklebust, I. & Sæther, M. 1991. Metallbelastninger i lirype. - NINA Oppdragsmelding 71: 1-18.
- Pullianen, E. 1975. Choice of prey by a pair of Gyrfalcons *Falco rusticolus* during the nesting period in Forest-Lapland. - *Ornis Fenn.* 52: 19-22.
- Scanlon, P.F. 1982. Wet and dry relationships of Mallard *Anas platyrhynchos* tissue. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 29: 615-617.
- Scheuhammer, A.M. 1987. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury, and lead in birds: a review. - *Environ. Pollut.* 46: 263-295.
- Solberg, W. & Steinnes, E. 1983. Heavy metal contamination of terrestrial ecosystems from long-distance atmospheric transport. - *Heavy metals in the environment. Proc. Int. Conf. Heidelberg.* 1: 170-173.
- Spidsø, T.K. 1980. Food selection by willow grouse *Lagopus lagopus* chicks in northern Norway. - *Ornis Scand.* 11: 99-105.
- Steen, J.B. 1989. Ryper, rypeliv og rypejakt. - Gyldendal Norsk Forlag, Oslo.
- Steinnes, E., Frantsen, F., Johansen, O., Rambæk, J.P. & Hansen, J.E. 1988. Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge. Landsomfattende undersøkelse 1985. - SFT-Rapport 334/88: 1-26.
- Stickel, L.F., Stickel, W.H., McLane, M.A.R. & Bruns, M. 1977. Prolonged retention of methyl mercury by mallard drakes. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 18: 393-400.
- Suzuki, K.T. 1984. Studies of cadmium uptake and metabolism by the kidney. - *Environ. Health. Perspect.* 54: 21-30.
- Tejning, S. 1967. Biological effects of methyl mercury dicyandiamide-treated grain in the domestic fowl *Gallus gallus* L. - *Oikos Suppl.* 8: 1-118.
- White, D.H. & Finly, M.T. 1978. Uptake and retention of dietary cadmium in mallard ducks. - *Environ. Res.* 17: 53-59.

Wren, C.D. 1983. Literature review of the occurrence and toxicity of metals in wild mammals. - Can. Wildl. Serv. Ref. KN107-2-4609. 286 s.

9 Publikasjoner

- 1 Pedersen, H.C., Nygård, T., Myklebust, I. & Sæther, M. 1991. Metallbelastninger i lirype. - NINA Oppdragsmelding 71: 1-18.
- 2 Pedersen, H.C. & Myklebust, I. 1992. Age-dependent accumulation of cadmium in Norwegian Willow Ptarmigan (*Lagopus l. lagopus*).- Proc. XXth Int. Union Game Biol. 1991. s. 477-482.
- 3 Pedersen, H.C. & Myklebust, I. Age-dependent accumulation of cadmium and zinc in the liver and kidneys of Norwegian Willow Ptarmigan. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. (submitted).
- 4 Pedersen, H.C. & Sæther, M. The effects of exogenous cadmium on parental behaviour in free-living female Willow Ptarmigan *Lagopus l. lagopus*.- XX Behav. Ecol. Conf. Princeton Univ. (subm. abstract).
- 5 Myklebust, I. 1992. Akkumulering av kadmium i lirype *Lagopus lagopus* på Dovrefjell. Hovedfagsoppgave, Zoologisk institutt, AVH, Univ. Trondheim.

Naturens tålegrenser

Rapportoversikt

- 1 Nygård, P.H. [1989]. Forurensningers effekt på naturlig vegetasjon; en litteraturstudie. - Norsk institutt for skogforskning (NISK), Ås.

Unummerert Jaworovski, Z. 1989. Pollution of the Norwegian Arctic: a review. - Norsk polarinstitutt (NP) Rapportser. 55.
- 2 Henriksen, A., Lien, L. & Traaen, T.S. 1990. Tålegrenser for overflatevann. Kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapp. O-89210.
- 3 Lien, L., Henriksen, A., Raddum, G. & Fjellheim, A. 1989. Tålegrenser for overflatevann. Fisk og evertebrater. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapp. O-89185.
- 4 Bølviken, B. et al. 1990. Jordforsuringsstatus og forsuringfølsomhet i naturlig jord i Norge. - Norges geologiske undersøkelse (NGU). Rapp. 90.156.2 b.
- 5 Pedersen, H.C. & Nybø, S. 1990. Effekter av langtransporterte forurensninger på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO₂, NO_x og tungmetaller. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Utredning 5.
- 6 Frisvoll, A.A. 1990. Moseskader i skog i Sør-Norge. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 18.
- 7 Muniz, I.P. & Aagaard, K. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på ferskvannsdyr i Norge; virkninger av en del sporelementer og aluminium. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Utredning 13.
- 8 Hesthagen, T. et al. 1992. Forsuring av innsjøer i Sør-Norge -fiskestatus innen geografiske rutenett. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Forskningsrapport 32.
- 9 Pedersen, U., Walker, S.E. & Kibsgaard, A. 1990. Kart over atmosfærisk avsetning av svovel- og nitrogenforbindelser i Norge. - Norsk institutt for luftforskning (NILU) OR 28/90.
- 10 Pedersen, U. 1990. Ozonkonsentrasjoner i Norge. - Norsk institutt for luftforskning (NILU). OR 28/29.
- 11 Wright, R.F., Stuanes, A., Reuss, J.O. & Flaten, M.B. 1990. Critical loads for soils in Norway. Preliminary assessment based on data from 9 calibrated catchments. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapp. O-89153.
- 11b Reuss, J.O. 1990. Critical loads for soils in Norway. Analysis of soils data from eight Norwegian catchments. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapp. O-89153.
- 12 Amundsen, C.E. 1990. Bufferprosent som parameter for kartlegging av forsuringfølsomhet i naturlig jord. - Univ. i Trondheim, AVH.
- 13 Flatberg, K.I., Foss, B., Løken, A. & Saastad, S.M. 1990. Moseskader i barskog. - Direktoratet for naturforvaltning (DN) Notat.
- 14 Frisvoll, A.A. & Flatberg, K.I. 1990. Moseskader i Sør-Varanger. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 55.
- 15 Flatberg, K.I., Bakken, S., Frisvoll, A.A. & Odasz, A.M. 1991. Moser og luftforurensninger. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 69.
- 16 Mortensen, L.M. Ozonforurensning og effekter på vegetasjonen i Norge. - Direktoratet for naturforvaltning (DN) Notat. i trykk.
- 17 Wright, R.F., Stuanes, A.O. & Frogner, T. Critical loads for soils in Norway Nordmoen. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapp. O-89153.
- 18 Pedersen, H.C., Nygård, T., Myklebust, I. & Sæther, M. 1991. Metallbelastninger i lirype. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 71.
- 19 Lien, L., Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1991. Tålegrenser for overflatevann evertebrater og fisk. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapport O-89185,2.
- 20 Amundsen, C.E. 1991. Sammenligning av parametre for å bestemme forsuringfølsomhet i jord. (NGU). Rapp. 91.265.
- 21 Bølviken, B., Nilsen, R., Romundstad, J. & Wolden, O. 1991. Surhet, forsuringfølsomhet og lettøselige basekationer i prøver av naturlig jord fra Nord-Trøndelag og sammenligning med tilsvarende data for Sør-Norge. (NGU). Rapp. 91.250.
- 22 Sivertsen, T. et al. 1992. Opptak av tungmetaller i dyr i Sør-Varanger. Direktoratet for naturforvaltning, DN-notat 1991-15. 53s.
- 23 Lien, L., Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1992. Critical loads for acidity to freshwater fish and invertebrates. Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Rapp. O-089185,3 (i trykk).
- 24 Fremstad, E. 1992. Virkninger av nitrogen på heivevegetasjon. En litteraturstudie. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 124.

- 25 Fremstad, E. 1992. Heivevegetasjon i Norge, utbredelseskart. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. (i trykk)
- 26 Flatberg, K.I. & Frisvoll, A. 1992. Undersøkelser av skade hos to sigdmoser i Agder. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 134.
- 27 Lindstrøm, E.A. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-90137/E-90440, rapport-2 (i trykk).
- 28 Brettum, P. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Plan-teplankton. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-90137/E-90440, rapport-3 (i trykk).
- 29 Brandrud, T.E., Mjelde, M. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Makrovegetasjon. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-90137/E-90440, rapport-1 (i trykk)
- 30 Mortensen, L.M. & Nilsen, J. 1992. Effects of ozone and temperature on growth of several wild plant species. Norwegian Journal of Agricultural Sciences 6:195-204.
- 31 Pedersen, H.C., Myklebust, I., Nygård, T. & Sæther, M. 1992. Akkumulering og effekter av kadmium i li-rype. Norsk institutt for naturforskning (NINA), oppdragsmeld.152.

Henvendelser vedrørende rapportene rettes til utførende institusjoner.

152

nina
oppdrags-
melding

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0270-0

Norsk institutt for
naturforskning
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tel. 07 58 05 00