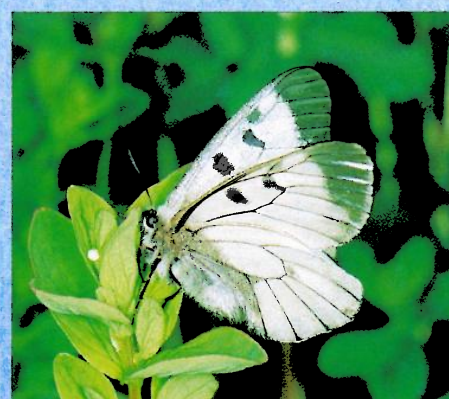


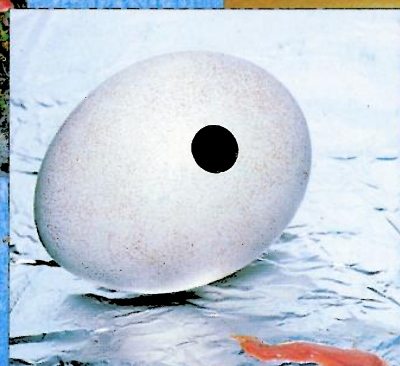
NINAs strategiske instituttprogrammer

1991-95

Forurensningsøkologi
Sluttrapport



NINA Temahefte 10



NINA • NIKU

Norsk institutt for naturforskning

NINAs strategiske instituttprogrammer
1991-95

Forurensningsøkologi
Sluttrapport

NINA Temahefte 10

Norsk institutt for naturforskning

NINAs strategiske instituttprogrammer 1991-95: Forurensningsøkologi.
Sluttrapport. - NINA Temahefte 10: 1-104.

Trondheim, oktober 1999

ISSN 0804-421X
ISBN 82-426-1053-3

Forvaltningsområde:
Forurensning
Pollution

Rettighetshaver ©:
NINA•NIKU Stiftelsen for naturforskning
og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:
Torgeir Nygård
Bror Jonsson
NINA•NIKU

Design, layout og redigering:
Eva Marie Schjetne
Tegnekontoret NINA•NIKU

Sats: NINA•NIKU
Repro: Trondheim Repro AS
Trykk: Strindheim Trykkeri AL

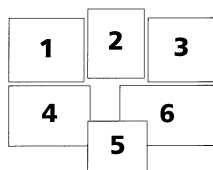
Opplag: 400

Trykt på miljøpapir

Kontaktadresse:
NINA•NIKU
Tungasletta 2
7485 Trondheim
Tel: 73 80 14 00
Fax 73 80 14 01

Omslagsfoto:

- 1: Peter Kirkby
- 2: Tycho Anker-Nilssen
- 3: Oddvar Hanssen
- 4: Arnfinn Langeland
- 5: Torgeir Nygård
- 6: Gary Fry



NINAs strategiske instituttprogrammer 1991-95

I perioden 1991-95 har NINA gjennomført seks instituttprogrammer. Programmene, som har bestått av langsiktig og målrettet forskning, framkom gjennom en dialog mellom NINA og Nasjonal komité for miljøvernforskning (NMF) under Norges allmennvitenskapelige forskningsråd (NAVF). Som strategiske programmer har programmene vært grunnleggende for opprettholdelse og videreutvikling av fagkompetanse i NINA rettet mot miljøforvaltningen. Hensikten har vært å styrke instituttets fagkompetanse innen områder der NINA tradisjonelt har vært sterke, og å utvikle kompetanse innen nye områder der forvaltningen trenger naturforskning. Dette har vært gjort både gjennom kompetanseoppbygging av egne forskere og ingeniører og rekruttering av nye medarbeidere, der dette har vært nødvendig og/eller ønskelig. I programmene har man lagt vekt på å publisere resultatene i internasjonale fora etterhvert som de har fremkommet, så vel som å gjøre dem kjente i relevante, nasjonale sammenhenger. På denne måten har programmene vært vesentlige for å sikre instituttets stilling i markedet spesielt, og styrke vår nasjonale kompetanse innen miljøforskning generelt.

De seks programmene har omhandlet innsjøers produktivitet, bevaring av genressurser, forurensningsøkologi, store rovdys økologi, landskapsøkologi og kystøkologi. I tillegg har instituttet hatt et sjuende program om fritidsbruk av natur, som er avsluttet tidligere. I en rekke på seks rapporter gir vi herved en samlet fremstilling av hovedresultatene så langt. Forskning er imidlertid en langsiktig, intellektuell prosess. Selv om feltarbeid og analyser nå i hovedsak er avsluttet, venter vi at nye publikasjoner fortsatt vil komme, basert på de studier som her er utført. Fordi kunnskaps- og kompetanseoppbygging er en kontinuerlig prosess, skal man ikke se på disse sluttrapportene som endelige, selv om de markerer en nyttig avrunding av arbeidet så langt.

Programmene har vært viktige i NINAs nasjonale og internasjonale forskningssamarbeid, og forskere fra mange institusjoner og flere land har deltatt. Den økonomiske støtten har også vært flersidig. Mange av delprosjektene har fått ekstern økonomisk støtte, f.eks. fra forskningsråd, EU og/eller forvaltning, i tillegg til den støtten som har vært bevilget over programmene. Dette har økt omfanget av prosjektene, og gitt dem nyttig kvalitetssikring underveis, f.eks. ved søknads- og framdriftsevaluering. I tillegg har dette vært med på å sikre relevansen for samfunnet av den forskningen som har vært utført, både i nasjonalt og europeisk perspektiv. Denne flersidigheten ved finansieringen har vært vesentlig for å gi prosjektene det volumet som har vært nødvendig for gjennomføring av moderne miljøforskningsprogrammer i stor skala. Vi mener dette er en god modell som videreføres i de nye instituttprogrammene NINA nå har startet.

Det er vårt håp og tro at forvaltning og samfunn vil finne sluttrapportene nyttige og interessante. Ønsker man å gå dypere inn i enkeltresultatene, er det ved slutten av hver rapport et appendiks der referanser til de separate studiene er gitt. Dette er ment som inngangsport til videre fordypning i f.eks. metodikk, forsøksbetingelser eller statistiske analyser. Enkeltarbeidene gir også et bedre bilde av omfanget av arbeidet som ligger bak denne oppsummeringen, og sikkerheten i de konklusjonene som er trukket. Vi mener at dette kan være til god støtte ved bruken av rapportene.

Det er med glede vi gir denne oppsummeringen av de enkelte programmene, og retter en stor takk til alle som har bidratt til å gjøre dem vellykkede.

Eivin Røskaft
direktør

Referat

NINAs strategiske instituttprogrammer 1991-95: Forurensningsøkologi. - NINA Temahefte 10: 1-104.

Aluminium er i enkelte former svært giftig for mange vannlevende dyr, og kan for eksempel i sammenheng med vannforsuring føre til fiskedød. Blant soppene er noen få arter av saprophyttene (nedbrytere av organisk materiale) svært følsomme, andre er intermediaære, mens mange er lite følsomme for aluminium. Det er ikke kjent om det finnes genetiske tilpasningsmekanismer mot aluminium hos de lite følsomme, jordboende saprophyttsoppene. Noen mykorrhizasopper (rotsopper) inneholder imidlertid stoffer som kan blokkere giftvirkningen av aluminium. Forskjellige saprophyttsopper har ulik følsomhet overfor forskjellige metaller. Saprophyttsoppenes vekst kan hemmes av nitrogenforbindelser.

Moser kan også skades av sur nedbør. I Agder er det påvist store skader på moseartene krussigd og blanksigd, både i toppen av skudd og ved basis. Det ble påvist sammenheng mellom episoder med mye og sur nedbør og skadeomfanget. Forsøk med gjensidig flytting av moser mellom Agder og Trøndelag viste at det er forhold i miljøet som forårsaker skader. Dette forteller at forurensningsnivået i Agder er høyt, og at mosenes tålegrense ofte overskrides. Undersøkelser viste at mosefloraen i Trøndelag var i god stand, mens det ble påvist skader på både furumose og etasjemose i Sør-Varanger som kunne være forårsaket av forurensningen i dette området. Moser fra Agder hadde høyere nivåer i skuddspissene av svovel, nitrogen, kopper og sink enn i Trøndelag, mens det var omvendt for fosfor, kalium, kalsium, mangan og jern. Det er mye som tyder på at dette skyldes forskjeller i nedbørskjemi.

Nedfallet av svovel over Norge nå er i ferd med å bli redusert, mens nedfallet av nitrogen har ligget på et tilnærmet konstant, høyt nivå i de siste årene. En stadig tilførsel av nitrogenforbindelser med atmosfærisk langtransport kan medvirke til endret balanse mellom ulike planter i naturlige økosystemer. En test av dette ble gjennomført i næringsfattige fjellområder. Det ble gjødslet med ammoniumnitrat i tre år. På rabbesiv-lavhei gikk tyttebær, dvergbjørk, rabbebjørnemose, gulsjerve, kvitkrull og grå reinlav fram, mens hjelmose gikk tilbake. Utenom dette fant man få endringer av floraen. Dette tyder på at stadig tilførsel av nitrogenholdig gjødsel kan forskyve likevekten i næringsfattige plantesamfunn.

Jordsmonnets innhold av mange tungmetaller i Norge viser geografiske mønstre som ligner nedfallsmønsteret for sur nedbør. Konsentrasjonene av flere metaller i humuslaget er høye og nærmer seg nivåer som andre steder har vist seg å være skadelige for mikrofaunaen i jord. Effekter av metalleksponering på jordbunnsorganismer er foreløpig ikke studert i Norge. For å kunne gjøre dette ble det etablert kulturer av to arter spretthaler (*Collembola*), der man kunne måle biologisk respons av metalleksponering via mat og vann. Disse kulturene kan brukes til dose-respons-eksperimenter, som senere kan flyttes ut i felt for å studere effekter i forsuredde fattigjordssystemer i belastede geografiske områder.

Kadmium er meget giftig for fisk og andre akvatiske organismer. Indirekte påvirkes populasjoner og samfunn gjennom endringer i biologiske forhold som konkurranse og predasjon. Bestandene påvirkes direkte gjennom redusert individvekst og organismestørrelse, nedsatt reproduksjon og populasjonsvekst. På samfunnsnivå er effektene redusert artsantall og endrete dominansforhold. Belastningsforsøk som ble gjennomført i lukkede innhegninger viste at effekten av en gitt Cd-konsentrasjon avhang av flere forskjellige miljøforhold, så som tidspunkt for eksponering, næringsforhold og predasjonstrykk.

Lirype kan akkumulere høye konsentrasjoner av kadmium (Cd) i nyre og lever. Arten synes imidlertid å kunne tåle den Cd-belastningen den utsettes for i Norge, selv i områder der den naturlige belastningen er forholdsvis høy. Det er imidlertid mulig at den økte Cd-belastningen som vi nå har i Sør-Norge med tiden kan gi negative effekter. Det ble bl.a. vist at lirypehøner som var dosert med kadmium hadde dårligere foreldreatferd enn kontrollhøner. Lirypene ser ut til å ha en naturlig forsvarsmekanisme mot tungmetaller ved at de øker sin produksjon av metalloionin, et protein som binder skadelige metaller.

Tungt nedbrytbare organiske miljøgifter, herunder polyklorerte bifenyler (PCB) og andre klorerte hydrokarboner, så som DDT og mange andre plantevernmidler, akkumuleres effektivt i næringskjeder. Akkumuleringen skjer i fettrike vev som lever, nyre, hjerne og underhudsfett. Konsentrasjonene hos toppredatorer kan bli så høye at det oppstår forgiftning og skader, spesielt i forbindelse med sultperioder hvor fett forbrukes og giftene føres ut i blodbanene. I 1989 ble det funnet døde polarmåker på Svalbard med svært høye konsentrasjoner av PCB i lever og hjerne. Det er mulig at PCB kan vært medvirkende til den observerte dødeligheten, uten at dette kan avgjøres med sikkerhet.

PCB i lever, hjerne og fettvev konsentreres når dyr forbruker fett. Hos krykkje på Hornøya utenfor Vardø ble det funnet en klar sammenheng mellom PCB-konsentrasjonene i fett ekstrakt og fuglenes kroppsvekt. Kroppsvekten sank med gjennomsnittlig 18% hos hunnfugler fra før hekking til slutten av ungeperioden. I samme tidsrom ble den gjennomsnittlige PCB-konsentrasjonen i hjernen hos hunnfuglene firedoblet. Økningen skyldes omfordeling av PCB fra passive fettdepoter til andre organer i kroppen. PCB-innholdet i lever viste en klar sammenheng med svingningene i fettinnhold. Fordelingen mellom de forskjellige bifenylerne var relativt lik i de forskjellige vevene, og endret seg lite i løpet av hekkeperioden.

Som et ledd i studiene av forurensningssituasjonen i Barentshavregionen ble ærfugl, krykkje og polarmåke fra Frans Josefs land, Ny Ålesund, Bjørnøya og Hornøya samlet inn for kjemiske analyser i 1991. Hver for seg representerer de ulike næringskjeder; ærfuglene lever av litorale bunndyr, krykkja av overflatenæring som pelagiske krepsdyr og småfisk, mens polarmåken fungerer som en altetende predator. Ærfuglen hadde i gjennomsnitt de laveste giftnivåene, fulgt av krykkje og polarmåke. Dette er i samsvar med artenes trofiske nivå. Fugler innsamlet på Bjørnøya hadde de høyeste konsentrasjonene av miljøgifter. De høyeste verdiene for klororganiske forbindelser var i fettvev, fulgt av lever, muskel og hjerne, og har sammenheng med fettprosenten i

disse organene. PCB forekom i høyest konsentrasjon etterfulgt av DDT-gruppen og klordan. Fordelingen av ulike PCB-er var svært lik artene imellom. Nivåene av klororganiske forbindelser i polarmåke var lavere enn det som ble målt i de to foregående tiår.

I en antarktisk næringskjede i Svarthamaren, Dronning Maud land som besto av krill, antarktispetrell og toppredatoren sørjo ble tungmetallakkumulering studert. Det ble funnet høye kadmiumverdier i krill, som er hovednæringen for antarktispetrell. Det skjedde en svært rask kadmiumakkumulering hos reirunger av denne arten. Kadmium ble ikke oppkonsentrert i næringskjeden. Det gjorde derimot kvikksølvnivåene, som også økte med fuglenes alder. Imidlertid avtok kvikksølvnivåene hos petrellungene i løpet av reirtida. Dette skyldtes sannsynligvis at kvikksølv ble utskilt med fjærene under anleggelse av fjærdrakten, samt en fortykningseffekt på grunn av kroppsvekst. Motsatt av det som er vanlig i marine miljø økte selennivåene med avtakende kvikksølvnivåer hos reirungene av petreller. Koppervivået i lever var høyt hos unge petreller, og økte kraftig under reirtida. Sink fantes i omtrent samme konsentrasjon både blant unge og voksne individer, og ser ut til å være fysiologisk regulert.

Havørna har i mesteparten av Europa hatt store problemer på grunn av giftstoffer i miljøet de siste tiår. En undersøkelse av 69 uklekkte egg fra 1974 til 1994 viste at den norske bestanden har vært mindre påvirket enn nabobestandene i Nordvest-Europa. Tre til fem prosent av eggene som ble undersøkt hadde nivåer av DDE (et svært giftig nedbrytningsprodukt av DDT) over det som er betraktet som kritisk for artens reproduksjon (12-25 mg/kg, våtvekt). Det høyeste DDE-nivået som ble påvist var 69 mg/kg, mens PCB-innhold helt opptil 248 mg/kg ble målt. Nivåene av HCB, dieldrin og HCH var generelt lave. Overraskende høye nivåer av klordaner ble målt, og maksimumsverdien 3,9 mg/kg er noe av det høyeste som er påvist i frittlevende fugl. Kvikksølvbelastningen var relativt lav. Miljøgiftnivåene avtok fra sør mot nord, og det var en fallende tendens gjennom perioden. Det er sannsynlig at det meste av miljøgiftene vi finner av havørn skyldes langtransport via havstrømmer og atmosfæren. Skallfortynning er en effekt av DDE, og havørneggene hadde 3-7 prosent tynnere skall enn normalt i perioden sett under ett, og har i perioder vært opptil 10 prosent. Det ble ikke påvist noen sammenheng mellom forurensningsnivåer og reproduksjonsevne i bestanden som helhet, men enkeltpar har utvilsomt vært ute av stand til å få fram unger som følge av miljøgiftbelastning.

Tsjernobylulykken førte til spredning av radioaktivt cesium over Nord-Europa, og Rondane-Dovrefjellområdet ble spesielt høyt belastet. Villreinen var en av de artene som ble spesielt hardt rammet. Høye nivåer av radioaktivitet (^{137}Cs) og kvikksølv i villrein fra Rondane kan forklares med lavbeiting om vinteren. Lav tar veldig lett opp forurensning fra luft og nedbør. Enkelte metaller som er regnet for å være kreftfremkallende og fosterskadelige overføres fra livmora til reinsdyras foster. De mest sensitive dyra, simler og fostre, hadde overhyppighet av genetiske skader i form av kromosombudd. Det er indikasjoner på at det var effekter på bestanden i form av nedsatt reproduksjon i de to første åra etter ulykken, men det er vanskelig å bevise på grunn av de store naturlige variasjonene i miljøforhold.

Emneord: Sur nedbør, aluminium, tungmetaller, persistente klororganiske forbindelser, ^{137}Cs

Torgeir Nygård, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim.

Bror Jonsson, Norsk institutt for naturforskning, Dronningensgt. 13, Postboks 736 Sentrum, 0105 Oslo.

Abstract

NINAs Strategic Institute Programmes 1991-95: Pollution ecology.
- NINA Temahefte 10: 1-104.

This report summarises research from NINA's strategic institute programme on pollution ecology. The theme of the programme has been to assess threats to Norwegian flora and fauna from air borne, long range pollution.

Several aluminium compounds are toxic to aquatic animals, and together with the acidification of surface waters, they have killed fish in lakes and rivers in southern and southwestern Norway during the last century. The effects may be less dramatic for plants. Among saprophytes (organisms that live on decaying organic matter including some fungi and bacteria), there are only a few species that are sensitive to aluminium. Genetic adaptations against toxic aluminium, however, are not known among terrestrial saprophytes. Mycorrhiza (a mycelium found in the root tubercles of certain angiosperms which in a symbiotic relationship assists in the nutrition of the plant), however, may contain substances that block toxic effects of aluminium. Different species of saprophytes have different sensitivity towards metals. The growth-rate of saprophytes can be reduced by nitrogen-compounds.

Acid precipitation can also lead to damage on mosses. In the Agder counties of southernmost Norway, the two species *Dicranum majus* and *Dicranum polysetum* have shown serious damage following episodes of acid rain. Transplantation experiments have verified the connection between damage and environmental stress. Surveys showed that the general state of the moss flora in Trøndelag was healthy, while some moss damage was observed in Sør-Varanger that could be attributed to pollution from the large Nikel smelting plant across the Russian border. Mosses from Agder had higher levels of sulphur, nitrogen, copper and zinc than mosses from Trøndelag, but lower levels of phosphorus, potassium, calcium, manganese and iron in their shoots. This is probably caused by differences in precipitation chemistry.

The sulphur deposition over Norway is declining whereas the deposition of nitrogen has remained at a relatively high constant level in recent years. A steady supply of nitrogen-compounds from long-range transport may change the balance between different plant species in natural ecosystems. This was investigated in a naturally nutrient-low sub-alpine area. Over three years, plots in an alpine heath were fertilized with different levels of ammonium nitrate. The only species showing significant change (increase) was red whortleberry *Vaccinium vitis-idaea*, while there were also some changes in the cover of dwarf birch *Betula nana* and different moss and lichen species, indicating that fertilisation of the soil with nitrogen may change the composition of the alpine plant communities.

Soil concentrations of several heavy metals in Norway exhibit geographic patterns similar to that of the deposition of acid rain. The concentration of several metals in the humus layer is high, approaching levels which have adversely affected the micro-fauna elsewhere. Effects of metals on soil organisms have not

been studied in Norway. An experimental set-up was established to reveal such effects, using two species of springtails (Collembola). The next step will be to carry out experiments involving ecological testing and exposure to environmental stresses as acidification of soils and heavy metals.

Cadmium is extremely toxic to fish and other aquatic organisms. Populations and communities may be affected by cadmium directly through reduced individual growth and size, reduced reproduction-rate and population growth, or indirectly through changes in biological competition and predation. Community effects are reduced numbers of species and altered dominance relationships. Experiments in limnocorrals have shown that the effect of a given cadmium concentration depends on the environmental factors such as time of exposure, nutritional status and predation pressure.

Willow ptarmigan *Lagopus mutus* may accumulate high levels of cadmium in liver and kidneys. This species seems able to tolerate the current cadmium loading in Norway, even in areas where the natural exposure is relatively high. It is, however, possible that increasing cadmium loading may lead to long-term negative effects. In an experiment, it was shown that hens dosed with cadmium showed poorer parental care behaviour than controls. It was also shown that high levels of cadmium in kidneys are correlated with high levels of metallothionein, a metal-binding protein.

Persistent chlorinated hydrocarbons including DDT- and PCB-compounds, are effectively accumulated in food chains. The accumulation takes place in fat-rich tissues such as liver, kidney, brain and subcutaneous fat. The body burden in top predators may reach levels leading to poisoning and damage, especially in periods of starvation, when fat is metabolised and the poisonous compounds enter the blood. Dead glaucous gulls *Larus hyperboreus* with very high concentrations of PCB were found at Svalbard in 1989. It is possible that the observed mortality was partially due to PCB poisoning, but this remains uncertain.

PCB in liver, brain and other fat-rich tissues are concentrated in kittiwakes *Rissa tridactyla* during the nesting period. A clear inverse relationship between PCB-levels in lipid extracts and body weight of the birds was observed at Hornøya Island, outside Vardø, northern Norway. The body-weight dropped by an average of 18% in female birds from the onset of egg-laying to the end of nesting period. During this time, the average PCB-concentration in the brains of females quadrupled. This was caused by a redistribution of PCBs from passive PCB deposits in adipose tissue to other organs. The PCB level in liver showed a significant relationship with body fat content. The composition of the PCB congeners in the various tissues was similar and changed little during the breeding period.

As part of the studies on the pollution of the Barents Sea Region, common eider *Somateria mollissima*, kittiwake and glaucous gull were collected for analysis of environmental pollutants at Franz Josef's Land, Ny Ålesund on Svalbard, Bear Island and Hornøy in 1991. The common eider, feeding mainly on littoral molluscs and crustaceans, had lowest levels of pollutants. The kittiwake, feeding primarily on surface water crustaceans and small fish was intermediate, while the glaucous gull, a generalist predator

had the highest levels, thus showing the importance of trophic level. The concentrations of organochlorine pollutants were highest in fat-rich tissues. PCB was the dominating pollutant, followed by the DDT group and chlordane. The relative levels of different PCB congeners did not differ between species. The levels seemed to be decreasing compared with earlier investigations.

The concentrations of copper, zinc, cadmium, selenium and mercury were determined in eggs, muscle, liver, kidney and stomach content of juvenile and adult Antarctic petrel, *Thalassoica antarctica*, and its predator the south polar skua, *Chataracta macrorhynchos* from Svarthamaren, Dronning Maud Land, Antarctica. The dominant food of the petrels is krill *Euphausiacea*. There are high levels of cadmium in the krill, which is assumed to be the main reason for the high levels of cadmium in petrels and skuas. Cadmium is almost absent in eggs, but accumulates rapidly with age in nestlings, but no biomagnification between trophic levels was found. Copper concentrations in liver of nestling petrels during growth were very high. Mercury accumulated with age and trophic level. Among the juveniles, the mercury levels decreased with increasing age, which may result from excretion of mercury through growth of feathers, and a dilution effect during growth. Selenium and mercury were inversely correlated in nestlings. The levels of zinc were similar for growth stages in skuas and petrels.

The white-tailed sea eagle *Haliaeetus albicilla* is a threatened species in Europe and its reproduction and survival has been severely reduced by environmental pollutants during the last decades. Sixty-nine addled eggs were analysed for chemical pollutants from 1974 to 1994. Three to five percent of the eggs had DDE levels above critical levels for reproduction (12-25 mg/kg, wet weight); the highest level recorded was 69 mg/kg. The maximum level of polychlorinated biphenyls (PCB) was as high as 248 mg/kg. The levels of HCB, dieldrin and HCH were generally low. High levels of chlordanes were found; the maximum value of 3,9 mg/kg is one of the highest measured in birds. Measurable con-

centrations of mirex, a pesticide not known to be used in Europe were also detected, thus illustrating the global character of pollution problems. Mercury levels were low. Pollutant levels decreased from south to north, and showed a decreasing trend throughout the study period. Eggshell thinning during this century, an effect of DDE, was moderate; approximately 3-7 % on average but may have reached 10 % in periods. No clear relationship was found between pollutant load and reproductive performance in the population, although the reproductive success of some breeding-pairs have been affected by pollutants.

The Chernobyl disaster resulted in the dispersal of radioactive caesium over northern Europe, and the Rondane-Dovre mountain region in central Norway was particularly affected. The wild reindeer in this area *Rangifer tarandus* was particularly exposed. The high radioactivity of ^{137}Cs in reindeer from this region is explained by their habit of feeding on lichens during winter. Lichens readily absorb pollutants from air and precipitation. The most sensitive segment of the population, pregnant females and calves exhibited chromosome aberrations in the two years following the fallout. A subsequent lowered reproductive rate was indicated, but the high variation in different environmental factors makes it difficult to draw definite conclusions regarding cause-effect relationships. Some high organ levels of heavy metals were found, but no detrimental effects were proven.

Key words: Pollution, acid precipitation, aluminium, heavy metals, PCB, DDT, ^{137}Cs

Torgeir Nygård, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7485 Trondheim.

Bror Jonsson, Norwegian Institute for Nature Research, Dronningens gt. 13, P.O.Box 736 Sentrum, N-0105 Oslo.

Forord

Denne rapporten gir et tverrsnitt av den forskningen som er utført innenfor NINAs Instituttprogram om forurensningsøkologi. Programmet, som har vært en del av NINAs langsiktige og målrettede forskning på feltet, ble valgt etter dialog mellom NINA og Nasjonal komite for miljøvernforskning (NMF/NAV). Programmene ble valgt for å skaffe miljøvernforvaltningen viten der kunnskapsgrunnlaget for en tidsmessig og faktabasert forvaltning var svakt, og hvor utfordringene i forvaltningen var store både nasjonalt og internasjonalt.

Programmet har vært organisert i mange prosjekter, og har hatt deltakere fra de fleste av NINA's avdelinger. Det bakenforliggende grunntema for prosjektene har vært den trussel forliggende grunntema for prosjektene har vært den trussel grenseoverskridende forurensning representerer for norsk natur og dets mangfold av arter. Problemet ble dramatisk illustrert under Tsjernobylulykken 26. april 1986, som fikk store økologiske og økonomiske konsekvenser. De giftstoffene som hver dag finner veien over grensene gjennom de store sirkulasjonsprosessene for luft og vann er på lang sikt like alvorlige, men av mer snikende natur. Programmet har utfordret NINA til å arbeide både i bredden og dybden, og en rekke fagdisipliner er koblet inn for å kunne oppnå en helhetlig forståelse. Dette har involvert kompetanse på fagfelt som transportveier og avsetning (meteorologi, hydrologi og kjemi), opptak i dyr og planter (fysiologi og økologi), opptak på organ- og cellenivå (toksikologi), og effekter på bestands- og samfunnsnivå (populasjons- og samfunnsøkologi).

Programmet har i hovedsak vært finansiert over NINAs SIP-midler, men også Direktoratet for naturforvaltning, programmer innen Norges forskningsråd og Statens forurensningstilsyn har bidratt med midler. Vi er dem alle takknemlig.

Programmet ble avsluttet i 1995, og har foreløpig ikke blitt videreført gjennom et nytt forurensningsprogram på NINA. Vi mener at fagområdet, og spesielt det terrestriske området, som blant annet er viktig for NINA gjennom deltakelsen i det nasjonale Program for terrestrisk naturovervåking (TOV), trenger ytterligere forskningsinnsats. Manglende vedlikehold og oppbygging av kompetanse vil på sikt kunne få konsekvenser for NINAs mulighet til å utføre forurensningsrelaterte oppgaver.

Forsker Hans Christian Pedersen var programkoordinator i 1991. I perioden 1992-1995 har forsker Torgeir Nygård vært koordinator. Professor Eiliv Steinnes har gjennom sin bistilling ved NINA vært viktig for programgjennomføringen.

Trondheim, oktober 1999.

Torgeir Nygård & Hans Chr Pedersen
Programkoordinatorer



Foto: Torgeir Nygård

Innhold

NINAs strategiske instituttprogrammer 1991-95	3	4.4	Diskusjon	30
Referat	4	4.5	Sluttbetraktninger	31
Abstract	6	5	Utvikling av testoppsett for jordbunnsevertebrater	32
Forord	8	5.1	Bakgrunn	32
1 Instituttprogrammet	11	5.2	Målsettinger	32
1.1 Sur nedbør	12	5.3	Angrepsmåter, resultater og erfaringer	32
1.2 Tungmetaller	12	5.4	Fremtidig utvikling og bruk av metoden	35
1.3 Persistente organiske forbindelser	13	6	Effekter av forurening og kadmiumforurensning på ferskvannspopulasjoner og -samfunn	36
1.4 Radioaktive nuklider	13	6.1	Innledning	36
2 Mykorrhiza- og saprofyttsoppers reaksjon på toksiske elementer	14	6.2	Studieorganismer	37
2.1 Innledning	14	6.2.1	Hvorfor dyreplankton?	37
2.2 Virkninger på saprofyttsopp	14	6.2.2	Bakteriell diversitet	37
2.2.1 Reaksjoner	14	6.3	Metoder	37
2.2.2 Innenartsvariasjon	15	6.3.1	Belastningsforsøk i innhegninger med åpen bunn	37
2.3 Binding av aluminium hos mykorrhizasopp	15	6.3.2	Belastningsforsøk i lukkede innhegninger	38
2.4 Virkninger av andre metaller på saprofyttsopp	16	6.3.3	Forsøkslokaliteter	38
2.5 Virkninger av nitrogen på saprofyttsopp	17	6.4	Resultater og diskusjon	38
3 Skader på skogsmoser i Agder, Trøndelag og Sør-Varanger	19	6.4.1	Opptak og omsetning av kadmium i litoralsonen	38
3.1 Innledning	19	6.4.1.1	Kadmium i vannfasen	38
3.2 Undersøkelser av ytre skader på moser i Agder og Trøndelag	20	6.4.1.2	Kadmium i sedimentene	39
3.2.1 Innledning	20	6.4.1.3	Kadmium i ulike ferskvannsorganismer	39
3.2.1.1 Valg av overvåkingsarter	20	6.4.1.4	Kadmiumbudsjett	40
3.2.1.2 Feltundersøkelser	20	6.4.2	Effekter av kadmium på litorale populasjoner og samfunn	41
3.2.2 Metoder	20	6.4.2.1	Effekter på bunnplantene	41
3.2.2.1 Skader og skadetyper	20	6.4.2.2	Effekter på bunndyrsamfunnet	41
3.2.2.2 Undersøkelsesområder	21	6.4.2.3	Effekter på bakteriesamfunnet	42
3.2.2.3 Flytting av levende mose	21	6.4.2.4	Effekter på planteplanktonet	42
3.2.2.4 Fastruter	21	6.4.2.5	Effekter på litorale og planktoniske krepsdyr	42
3.2.3 Resultater	21	6.4.2.6	Subletale effekter hos <i>Bosmina longispina</i>	43
3.2.3.1 Flytting av levende mose	21	6.4.3	Effekter av kadmium og forurening på planktoniske populasjoner og samfunn	44
3.2.3.2 Fastruter i Agder	22	6.4.3.1	Effekter på planteplanktonet	45
3.2.3.3 Lokal skademengde hos blanksigd	22	6.4.3.2	Effekter på dyreplanktonet	46
3.2.4 Diskusjon av moseskadene	22	6.4.3.3	Effekter på planktoniske og litorale krepsdyr - konklusjoner	47
3.3 Undersøkelser av ytre skader på moser i Sør-Varanger	23	7	Akkumulering og effekter av kadmium i lirype	50
3.4 Kjemiske analyser av blanksigd fra Agder og Trøndelag	23	7.1	Innledning	50
3.4.1 Nitrogen	23	7.2	Materiale og metode	51
3.4.2 Andre elementer	24	7.3	Resultater og diskusjon	52
3.4.3 Resultater	24	7.3.1	Akkumulering	52
3.4.4 Betydningsfulle forskjeller mellom Agder og Trøndelag	25	7.3.2	Atferd	53
3.4.5 Segmentforskjeller	27	7.3.3	Metallotioniner	54
3.4.6 Vurdering	27	7.4	Sluttkommentar	56
4 Virkninger av nitrogengjødsling på fjellhei	28	8	Miljøgiftakkumulering hos fugl i polare områder	57
4.1 Innledning	28	8.1	Miljøgifter hos polarmåke	58
4.2 Område og metode	29	8.1.1	Innledning	58
4.2.1 Fjellhei	29			
4.2.2 Metode	29			
4.3 Resultater	30			

8.1.2	Materiale og metoder	58	9.4.5	PCB	77
8.1.3	Resultater	59	9.4.6	Andre klororganiske stoffer og kvikksølv	78
8.1.4	Diskusjon	59	9.5	Konklusjoner	78
8.1.5	Konklusjon	60			
8.2	Polyklorete bifenyler i krykkje: endringer i konsentrasjoner gjennom hekkeperioden	61	10	Forurensningsøkologi hos villrein	79
8.2.1	Innledning	61	10.1	Innledning	79
8.2.2	Materiale og metode	62	10.1.1	Overføring av lufttransportert forurensning til villrein	79
8.2.3	Resultater og diskusjon	63	10.1.2	Fordeling av metaller og radioaktivitet i villrein	80
8.3	Klorete hydrokarboner hos sjøfugl fra Barentshavområdet	64	10.1.3	Genetiske skader og effekter på bestander ..	80
8.3.1	Innledning	64	10.1.4	Målsettinger	80
8.3.2	Materiale og metoder	64	10.2	Materiale og metoder	80
8.3.3	Resultater og diskusjon	65	10.2.1	Innsamlingssteder	80
8.3.4	Konklusjon	65	10.2.2	Bearbeiding	81
8.4	Akkumulering av tungmetaller i en antarktisk næringskjede	66	10.3	Resultater	82
8.4.1	Innledning	66	10.3.1	Akkumulering av tungmetaller i forhold til alder i rein fra Rondane	82
8.4.2	Materiale og metoder	67	10.3.2	Metaller og radioaktivitet i de ulike studieområdene	83
8.4.3	Resultater og diskusjon	67	10.3.3	Metaller og radioaktivitet i forhold til sammensetning av vominnhold	83
9	Miljøgifter i havørnegg i Norge 1974-1994	71	10.3.4	Fordeling og innhold av metaller i organer ..	84
9.1	Innledning	71	10.3.5	Metaller i simle og foster	85
9.2	Materiale og metoder	72	10.3.6	Radioaktivitet i muskulatur	85
9.2.1	Kjemiske analyser	72	10.3.7	Skader på arvestoffet	85
9.3	Resultater	72	10.3.8	Effekter av radioaktivt cesium på reproduksjon	86
9.3.1	Giftnivåer	72	10.4	Diskusjon	86
9.3.2	Variasjon over tid og mellom områder	72	10.4.1	Regionale forskjeller i eksponeringsnivåer ..	86
9.3.3	Forurensningsnivå og eggskalltykkelse	74	10.4.2	Metaller i vominnholdet	88
9.3.4	Forurensningsnivå og forplantning	75	10.4.3	Aldersavhengig akkumulering av metaller ..	88
9.4	Diskusjon	75	10.4.4	Overføring av metaller fra drektige simler til foster	89
9.4.1	Endringer i giftinnhold i løpet av 20 år	75	10.4.5	Økologisk halveringstid for ¹³⁷ Cs	89
9.4.2	Geografisk variasjon	75	10.4.6	Mulig biologiske effekter	89
9.4.3	Betydningen av DDE og PCB for forplantningsevnen	75			
9.4.4	Eggskallfortynning	77	Litteratur	91	
			Vedlegg 1 Publikasjoner fra programmet	102	

1 Instituttprogrammet

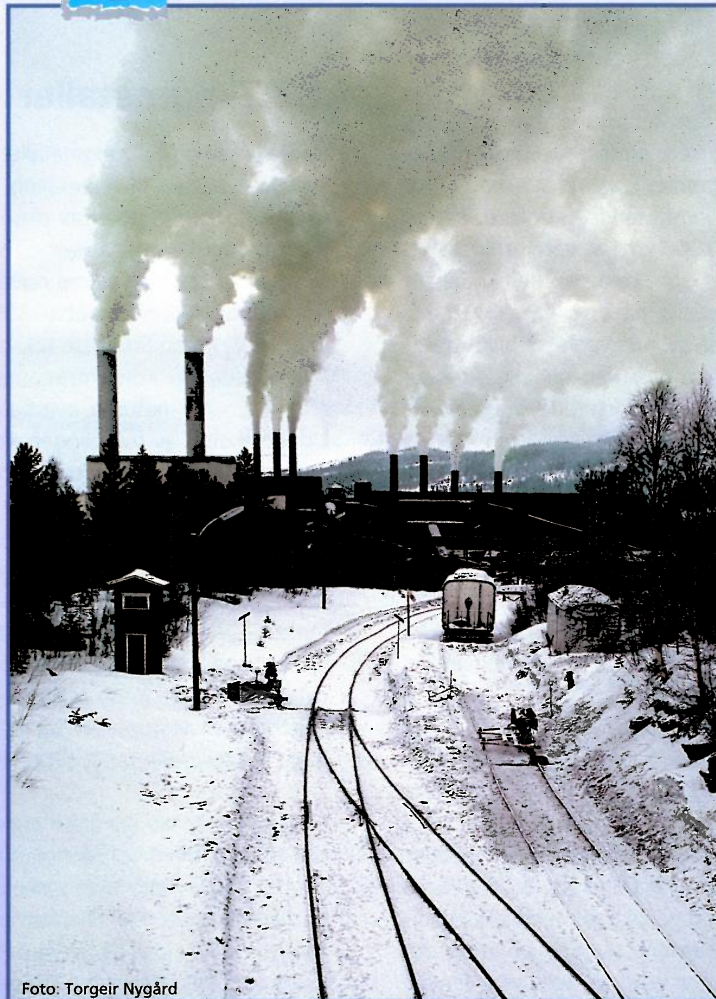


Foto: Torgeir Nygård

Problemer knyttet til kjemiske forurensninger ble lenge betraktet som et rent lokalt fenomen. Første gang man for alvor ble oppmerksom på storskala spredning av forurensninger, var ved registrering av radioaktivt nedfall fra sprengning av kjernevåpen i atmosfæren på 1950- og begynnelsen av 1960-tallet. Noe seinere ble det klart at atmosfærisk langtransport var årsak til sur nedbør og en hovedårsak til forsurening av elver og innsjøer i deler av Sør-Norge, med alvorlige effekter på fisk og annen fauna. Det ble også etter hvert klart at de forurensede luftstrømmene fra andre deler av Europa til det sørlige Skandinavia ikke bare sørget for tilførsel av forsurende komponenter som SO_2 og NO_x . Også Pb, Zn, Cd og flere andre tungmetaller er blitt tilført over lang tid, noe som har ført til omfattende forurensning av jordsmonnet og opptak i næringskjeder. På tilsvarende måte er organiske miljøgifter som polysykliske aromatiske forbindelser (PAH), som er knyttet til forbrenningsprosesser, gjenstand for langtransport.

Analysen av iskjerner fra Grønland og konsentrasjoner i luft flere steder i Arktis har vist at også polområdene er betydelig

påvirket av langtransporterte forurensninger. Mest dramatisk er dette demonstrert når det gjelder persistente, klororganiske forbindelser. Det begynte med påvisning av DDT i pingviner fra Antarktis. Seinere har det vist seg at pattedyr i Arktis i noen tilfeller har akkumulert så høye konsentrasjoner av PCB at reproduksjonsevnen muligens kan være i fare. Denne gruppen av forbindelser, som har en viss flyktighet ved normale temperaturer på lavere breddegrader, ser ut til å flyttes gradvis mot kaldere strøk ved fordampning og påfølgende atmosfærisk transport, for så å kondensere ved høye breddegrader og konsentreres der i et omfang som ingen tenkte seg muligheten av bare få år tilbake.

Atmosfærisk langtransport står sentralt i moderne forurensningsforskning. I instituttprogrammet om forurensningsøkologi ved NINA var det derfor naturlig at grenseoverskridende forurensninger ble en fellesnevner for de fleste prosjektene. I det følgende belyses ulike problemer knyttet til atmosfærisk langtransport, slik vi har opplevd dem og stadig i stor grad opplever dem i Norge, og i noen grad knytte dette an til de enkelte prosjektene i instituttprogrammet.

1.1 Sur nedbør

Nedbøren i sørlige og sør-vestlige deler av Norge har sannsynligvis i flere hundre år vært påvirket av utslipp av luftforurensninger i andre deler av Europa. Den mest åpenbare konsekvensen av dette har vært en omfattende forsuring av ferskvann i områder med begrenset alkalinitet fra naturens side. Observasjoner av stadig flere fisketomme vann var en vesentlig grunn til det omfattende forskningsprogrammet "Sur nedbørs virkning på skog og fisk" (SNSF-prosjektet) som ble gjennomført i perioden 1972-1980 (Overrein et al. 1981). Programmet konkluderte med at sur nedbør var hovedårsaken til den omfattende vannforsuringen, og at fiskebestanden i mer enn 30 000 km² av våre sørligste fylker var utdødd eller klart redusert som følge av dette. Senere undersøkelser har vist at dette arealet nå er ca. 80 000 km². SNSF-prosjektet viste klare effekter av surt vann på ulike utviklingsstadier av fisk, og demonstrerte dessuten uheldige diversitetsendringer blant lavere organismer i forsurede innsjøer. En særlig viktig erkjennelse var at aluminium, som frigjøres i økende grad fra mineralmateriale til ferskvann ved forsuring, spiller en avgjørende rolle ved episoder med massiv fiskedød (Muniz & Leivestad 1980). Nyere undersøkelser i Norge har avklart nærmere mekanismene ved denne forgiftningen, som gjelder virkning av visse kjemiske former av Al på gjellefunksjonen. Alvorlige tilfeller av episodisk Al-forgiftning er påvist i forbindelse med kalkede vassdrag, der ukalkede bekker renner ut i hovedvassdraget (Rosseland et al. 1992).

SNSF-prosjektet ga derimot ikke noe entydig svar på om sur nedbør har hatt noen effekter på skogens vekst i Norge, og nyere forskning og overvåking av skog har heller ikke brakt klarhet i dette spørsmålet. Den mest umiddelbare effekten av sur nedbør på et skogøkosystem dreier seg om økt forsuring av jordsmonnet, som kan føre til redusert tilgang på viktige næringskationer. Det har vist seg at overflatejord i naturlig barskog på Sørlandet og Sør-Vestlandet viser klart høyere grad av forsuring (lavere basemetningsgrad) enn tilsvarende jordsmonn på Østlandet og i Trøndelag (Steinnes et al. 1993), men det er mulig at dette kan forklares ut fra naturlige geografiske forskjeller. Forbindelser av svovel (SO₂ og overskuddssulfat) har hittil vært ansett som hovedårsaken til forsuring av vann og jord i Norge. Forbindelser av nitrogen (nitrat fra oksidasjon av NO_x og ammonium) tilført med langtransport kan imidlertid også bidra til forsuring av vann og jord, dersom de ikke tas opp av planter. Det er mulig at vegetasjonen med dagens nedfallsnivå ikke tar hånd om alt nitrogen som tilføres. Mens nedfallet av svovel over Norge nå er i ferd med å reduseres, har nitrogen-nedfallet ligget på et tilnærmet konstant nivå i de siste årene (SFT 1995). Det har også vært reist spørsmål om stadig tilførsel av nitrogenforbindelser med atmosfærisk langtransport medvirker til endret balanse mellom ulike plantearter i de naturlige økosystemene, og dette er bakgrunnen for det arbeidet som er beskrevet i **Kap.4**.

Ozon kommer med atmosfærisk langtransport til Norge. I motsetning til de fleste andre langtransporterte forbindelsene varierer konsentrasjonen av ozon i luft relativt lite mellom ulike landsdeler (SFT 1995). Ozon kan skade planter selv i meget lave konsentrasjoner. Det er derfor ikke utenkelig at ozon i kombinasjon med klimatisk stress kan være medvirkende til den nedgangen i kronetetthet hos bartrær som er påvist gjennom den norske

skogovervåkingen flere steder i landet; men dette er et forhold som det gjenstår å studere. Planter som vokser i skogens feltsjikt som f. eks. moser, kan også tenkes å bli skadet av andre komponenter i den sure nedbøren, noe som resultater fra den undersøkelsen som er beskrevet i **Kap. 3** ser ut til å bekrefte.

1.2 Tungmetaller

Nedfallet av en del tungmetaller i Norge viser et geografisk mønster som nesten til forveksling likner det tilsvarende mønsteret for sur nedbør. Studier av disse metallene i luft kombinert med meteorologiske observasjoner, viste at de i all hovedsak skriver seg fra utslipp i de samme områdene av Europa som bidrar med sur nedbør (Amundsen et al. 1992). Det dreier seg særlig om Pb, Zn, Cd, V, As og Sb. Disse toksiske metallene finnes i våre sørligste landsdeler i konsentrasjoner som er mange ganger høyere enn normalt i naturlig overflatejord (Allen og Steinnes 1980). Undersøkelser av fordelingen nedover i jordprofiler levner ingen tvil om at det dreier seg om bidrag fra langtransport. Nedfallet av samtlige metaller nevnt ovenfor er redusert i løpet av det siste tiåret sammenliknet med 1970-tallet (Berg et al. 1995), men de finnes allerede i betydelige mengder akkumulert i økosystemene der nedfallet har vært størst. Konsentrasjonene av flere metaller i humuslaget nærmer seg nivåer som ved undersøkelser i utlandet har vist seg å ha uheldig virkning på bakteriefloraen. Effekter på dyreorganismer i jorda er så langt ikke studert i Norge, og utviklingen av et testoppsett for jordbunnsinvertebrater beskrevet i **Kap. 5**, representerer et skritt videre på dette området.

Ut fra metallenes kjemiske egenskaper og laboratorieforsøk utført på jordkolonner i Sverige (Bergkvist 1987) skulle en tro at sur nedbør skulle frigjøre og vaske ut metaller som Zn og Cd fra humuslaget, mens Pb ville forventes å bli sittende i stor grad. Påviste nivåer i jord på Sørlandet tyder imidlertid på at utvaskingen er relativt begrenset (Steinnes et al. 1989b). Dette har sannsynligvis i stor grad sammenheng med at de underjordiske organene av sopp akkumulerer metallene og holder dem tilbake i toppsjiktet (Berthelsen et al. 1994, 1995). Det finnes imidlertid også grenser for hvor store doser av tungmetaller soppene tåler. Dette er nærmere beskrevet i **Kap. 2**.

Høyere planter som vokser naturlig på Sørlandet har nivåer av Pb, Cd og Zn som ligger langt over de som er registrert i tilsvarende arter i Trøndelag, der bidraget fra atmosfærisk nedfall har vært mye mindre (Berthelsen et al. 1996). Det har vist seg at planteetende dyr også i noen er grad utsatt for økt eksponering. Både hos lam (Frøslie et al. 1985), elg (Frøslie et al. 1984), hare og skogsfugl (Kålås & Lierhagen 1992) er det tendenser til høyere belastning av Pb og Cd hos dyr i områder med høy belastning fra atmosfærisk langtransport, mens andre arter som lirype ikke i samme grad viser et slikt mønster (Wren et al. 1994). Lirype er imidlertid mange steder utsatt for ganske høye doser av Cd, både fra naturlige forekomster og fra forurensning, og dette er grunnlaget for den undersøkelsen som beskrives i **Kap. 7**. I Antarktis er det påvist høy belastning av Cd i enkelte næringskjeder (**Kap. 8**), men dette lar seg forklare ut fra spesielle naturlige forhold hvor krill spiller en sentral rolle. Tungmetaller tilført med atmosfærisk langtransport vil også etter hvert vise forhøyede nivåer i ferskvannsystemene (Steinnes et al. 1989a). Et metall

som Cd er f.eks. meget giftig for fisk og andre akvatiske organismer. Dette er bakgrunnen for de undersøkelser av ferskvanns-populasjoner og -samfunn som er gjennomført (**Kap. 6**).

Kvikksølv utsettes for atmosfærisk langtransport, men på en annen måte enn de øvrige metallene. Kvikksølv i dampform (Hg_0) har alltid eksistert i atmosfæren, men i industriell tid har konsentrasjonen i luft på den nordlige halvkulen økt 3-4 ganger (Mason et al. 1994). I tillegg har oksidasjonen av Hg_0 i atmosfæren ført til større tilgjengelighet av Hg^{2+} , uorganisk kvikksølv som kan omdannes til metylkvikksølv, den økologisk sett farligste formen. I **Kap. 9** er gitt et eksempel på en rovfuglart som er sterkt utsatt for opptak av metylkvikksølv gjennom næringskjeden.

1.3 Persistente organiske forbindelser

Polysykliske aromatiske forbindelser (PAH) og persistente klororganiske forbindelser har vært gjenstand for særlig oppmerksomhet som miljøgifter. PAH oppstår som et biprodukt ved alle ufullstendige forbrenningsprosesser, og ble tidlig vist å følge forurenset luft til Norge (Lunde & Bjørseth, 1977). PAH-nivåene i naturlig jord i Norge antyder også klar sammenheng med atmosfærisk langtransport (Aamot et al. 1996), men forbindelsene synes ikke å representere noe spesielt økologisk problem.

Annerledes stiller det seg med persistente klorerte forbindelser som DDT og PCB. Disse syntetisk framstilte forbindelsene akkumuleres effektivt i næringskjeder og når i mange tilfeller konsentrasjoner hos toppredatorer som gir klare effekter. Allerede på slutten av 1960-tallet fant man at klororganiske pesticider forstyrret reproduksjonen hos visse rovfuglarter ved å føre til redusert eggskalltykkelse (Ratcliffe 1970). Noe seinere ble det vist at en kraftig nedgang i selbestanden i Østersjøen hadde sammenheng

med høy PCB-eksponering (Helle et al. 1976). Det ble etter hvert også påvist høye konsentrasjoner av PCB og andre klororganiske forbindelser i polare strøk. Lenge trodde man at dette skyldtes transport med havstrømmer. I dag anser man atmosfærisk transport for å være den viktigste tilførselsveien for disse forbindelsene. I følge Wania & Mackay (1993) vil klororganiske forbindelser som slippes ut ved lavere breddegrader gradvis fordampe og kunne transporteres til kaldere strøk, og etter hvert vil polområdene virke som en kuldefelle for PCB og beslektede forbindelser. I tråd med dette er det påvist høye nivåer av PCB i pattedyr som isbjørn og sel, og det er antydning at isbjørnstammen ved Svalbard kanskje er utsatt for reproduksjonsforstyrrelser (Ø. Wiik og J. U. Skåre, personlig meddelelse). Sjøfugl er en annen gruppe der enkelte arter som f. eks. polarmåke viser svært høye verdier av PCB. En del av instituttprogrammet har konsentrert seg om eksponering og effekter av klororganiske forbindelser i fuglearter fra Barentshavregionen (**Kap. 8**) og Norskekysten (**Kap. 9**).

1.4 Radioaktive nuklider

Som antydning innledningsvis førte kjernevåpensprengninger på 1950- og 1960-tallet til et nedfall over hele kloden av radioaktive fissionsprodukter og plutonium, hovedsakelig fra stratosfæren. Dette nedfallet varte i årevis, men ble aldri ansett å medføre noe økologisk problem. Grunnen til at man bekymret seg over nedfallet, var at mennesker som ble eksponert, hadde en viss statistisk risiko for å utvikle kreft. Etter Tsjernobyl-ulykken i 1986 stilte saken seg noe annerledes. Utslippet skjedde denne gang til troposfæren, og det meste av nedfallet kom konsentrert til mindre utstrakte områder og i løpet av få dager. Dette førte til at enkelte, særlig eksponerte arter som rein, ble utsatt for så høye strålingsdoser at man fant det interessant å undersøke genotoksiske effekter. Resultater fra disse studiene er gitt i **Kap.10**.

Eiliv Steinnes

2 Mykorrhiza- og saprofyttsoppers reaksjon på toksiske elementer

Klaus Høiland og Odd Eilertsen

Mange saprofytter (nedbrytere av organisk materiale) er tolerante for aluminium, andre er intermediære og noen få er svært følsomme. Det ble ikke funnet tegn til genetiske tilpasningsmekanismer for aluminium hos jordboende saprofyttsopper. Noen mykorrhizasopper (rotsopper) inneholder stoffer som kan blokkere giftvirkningen av aluminium. Forskjellige metaller har ulik giftighet for saprofyttsopper, mens nitrogenforbindelser kan hemme veksten deres.

2.1 Innledning

Prosjektet undersøkte (1) Virkning av aluminium på saprofytt-sopp, (2) Binding av aluminium hos mykorrhizasopp, (3) Virkning av andre elementer på saprofytt-sopp og (4) Virkning av nitrogen på saprofytt-sopp. I det følgende gis det et sammendrag av resultatene fra disse fire delene.

2.2 Virkninger av aluminium på saprofytt-sopp

2.2.1 Reaksjoner

Forsuring av skogsjord mobiliserer aluminiumioner, som kan opp-tre i foruroligende høye konsentrasjoner i jordvannet (Sullivan et al. 1986, Tyler 1985). I løpet av de siste tiårene har man observert forandring av soppfloraen og nedgang av visse sopparter både i Mellom-Europa og i Sør-Skandinavia (Arnolds 1988, Gulden et al. 1992, Schlechte 1986). Forhøyde konsentrasjoner av aluminiumioner i jordvannet er blitt holdt som ansvarlig for denne nedgang-en (Hintikka 1988, Jongbloed & Borst-Pauwels 1988).

Ektomykorrhizasopp skades av oppløselig aluminium (Thompson & Medve 1984). Lite er kjent om virkningen av aluminium på saprofytt-sopp. Eksperimenter tyder imidlertid på at saprofytt-sopp er mer følsomme enn mykorrhizasopp (Somers 1961, Firestone et al. 1983).



Foto: Klaus Høiland

Målsetningene med denne delen av prosjektet var å (1) utvikle en gjentakbar metode for å undersøke responsen til saprofytt-sopp overfor toksiske elementer, (2) undersøke resistensen hos forskjellige arter saprofyttiske stilksporesopp og (3) studere om det er noen sammenheng mellom aluminiumresistens og aut-økologi til den aktuelle arten (Høiland & Dybdahl 1993).

Kulturer av 19 saprofyttiske stilksporesopper ble testet mot aluminium ved hjelp av en plateleserteknikk utviklet spesielt for dette formålet. Følgende aluminiumkonsentrasjoner ble brukt: 0, 1, e^1 , e^2 , e^3 og e^4 mM Al^{3+} gitt som sulfat. Tre av soppkulturene ble også testet mot de pH verdiene som ble generert av de samme Al-konsentrasjonene. Følgende arter var resistente: *Mycena galopus* (melkehette), *M. metata* (frosthette), *M. inclinata* (eikehette), *M. viridimarginata* (olivenbrun luthette), *Marasmius androsaceus* (lyngseigsopp), *Galerina hypnorum* (moseklokkehatt) og *Hypholoma capnoides* (vanlig svovelsopp). Følgende viste mer eller mindre intermediaær respons: *Stropharia hornemannii* (stor kragesopp), *Mycena epipterygia* (flåhette), *Galerina mniophila* (gråbrun klokkehatt), *Mycena septentrionalis* (blåbærhette), *Entoloma conferendum* (stjernesporet rødskivesopp) og *Galerina marginata* (flatklokkehatt). Følgende var sensitive: *Micromphale perforans* (barnålsopp), *Mycena cinerella* (melhette), *Clitocybe fragrans* (hvit anistraktsopp) og *C. metachroa* (grå traktsopp).

Sopp som lever i surt substrat viste tendens til større aluminiumstoleranse enn sopp fra nøytralt til basisk substrat. Sannsynligvis er det seleksjon for aluminiumtoleranse hos saprofytt-sopp som lever i surt jordsmonn på grunn av den naturlige oppløsningen av aluminiumioner i jordvannet. De resistente, jordboende artene, *Mycena galopus*, *M. metata*, *Marasmius androsaceus* og *Galerina hypnorum*, er alle vanlige i fattig, åpen skog eller hei på tynn råhumus og på næringsfattige bergarter.

Sopp er naturlig utsatt for lave Al-doser gjennom lang tid. Aluminium kan akkumuleres i høye doser i soppvevet. Bare arter som klarer å uskadeliggjøre Al, f.eks. ved å danne organiske komplekser, kan overleve over tid (Donner & Heyser 1986; Jones & Hutchinson 1986). I laboratoriet er de samme soppene utsatt for korttidseffekter av høye Al-doser. Dette kan overensstemme med akkumulasjonseffekten ved varige, lave Al-nivå. Muligens trer de samme avgiftningsmekanismene i kraft i begge tilfelle.

Aluminiummålinger i jordvann gir vanligvis bare de gjennomsnittlige konsentrasjonene. Det kan opptre situasjoner i naturen hvor Al-konsentrasjonen i jordvannet stiger, f.eks. i tørkeperioder da Al kan bli konsentrert i jordvannet på grunn av fordampning, og under snøsmelting på grunn av akkumulering av syrer gjennom vinteren (Sullivan et al. 1986). Påfølgende tørke kan høyne Al-konsentrasjonen og skape en katastrofesituasjon. Bare arter som kan tolerere slike Al-katastrofer, vil overleve på lang sikt.

Fem av sju av de undersøkte artene som var Al-tolerante er blitt rapportert i felt som tolerante overfor forsuring eller skogdød: *Mycena galopus*, *M. inclinata*, *Marasmius androsaceus*, *Galerina hypnorum* og *Hypholoma capnoides* (Schlechte 1984, Arnolds 1989c, Gulden et al. 1992, Hintikka 1960, Rühling & Tyler 1990, Høiland & Jenssen 1993). Motsatt er tre av fire av de undersøkte

artene som var Al-sensitive tidligere registrert i tilbakegang i områder som er utsatt for forurensning: *Mycena cinerella*, *Micromphale perforans* og *Clitocybe fragrans*.

2.2.2 Innenartsvariasjon

Lite er kjent om økotypisk tilpasning til høyt metallinnhold blant populasjoner av saprofyttiske sopp. Man må allikevel anta at det eksisterer seleksjonsmekanismer som virker på saprofytt-sopp slik som rapportert for ektomykorrhizasopp overfor sink, bly eller arsen (Colpaert & Assche 1987, Evans & Sylvester 1988) eller for høyere planter overfor sink, bly, kopper eller aluminium (Bradshaw 1952 Gregory & Bradshaw 1965, Høiland & Oftedal 1980; Ergon 1993).

Målsetningen var å undersøke resistens for aluminium hos to saprofyttiske stilksporesopp i skogsjord med store forskjeller i aluminiumkonsentrasjon i jordvann (Høiland 1994a).

For å teste hvorvidt det eksisterer innenartsvariasjon i aluminiumtoleranse hos jordboende saprofytt-sopp, ble isolater av *Mycena metata* og *Galerina atkinsoniana* (dunklokkehatt) samlet fra jordsmonn med ulik mengde aluminium i jordvannet. Innsamlingene ble gjort i overvåkingsområdet i Solhomfjell i fastruter hvor Al-konsentrasjonen på forhånd var blitt målt (Økland & Eilertsen 1993). Isolatene ble brakt i kultur og testet mot 0, 3,1, 5,2, 8,6, 14,4 og 24 mM Al^{3+} . De aktuelle konsentrasjonene følger en 3/5-fortynningsserie som starter ved 24 mM.

Det viste seg ikke å være noen sammenheng mellom responsen på de forskjellige Al-konsentrasjonene og Al-innholdet i jordvann fra de aktuelle innsamlingsrutene. *Mycena metata* var imidlertid gjennomgående mer resistent mot Al enn *Galerina atkinsoniana*.

Vi fant ikke belegg for påstanden om at det kan eksistere genetiske tilpasningsmekanismer for aluminium hos jordboende saprofytt-sopp. På den annen side kan de ulike soppartene anses som genetisk stabile overfor aluminium (Arnebrant & al. 1987; Wainwright 1988). Dette vil styrke deres betydning som indikatorarter, i det minste overfor oppløselig aluminium.

2.3 Binding av aluminium hos mykorrhizasopp

I forurensete områder med skogdød vil sannsynligvis Al-tolerante arter trives på bekostning av de -sensitive (Høiland 1994b). Blant mykorrhizasoppene viser to slørsopper - ei slekt som generelt går tilbake - overraskende økning i områder med forsuring og skogskader: *Cortinarius sanguineus* (blodrød kanel-slørsopp) (Høiland 1986, Brandrud 1987, Gulden et al. 1992) og *Cortinarius rubellus* (spiss giftslørsopp) (Heilmann-Clausen & Vesterholt 1989, Jacobsson et al. 1991). Inneholder de stoffer som kan binde og uskadeliggjøre Al?

Vannekstrakter av disse to soppene er blitt testet for deres evne til å hemme toksisiteten til Al ved en bioassay som bruker den saprofyttiske stilksporesoppen, *Mycena septentrionalis* (blåbær-

hette), som testorganisme ved hjelp av platelesermetodikk. Aluminiumkonsentrasjonene var 0, 0,5, 0,5e¹, 0,5e², 0,5e³ og 0,5e⁴ mM Al³⁺, gitt som sulfat.

Ekstrakter av *Cortinarius sanguineus* blokkerte giftvirkningen til Al opp til 0,5e³ mM. Ekstraktene av *C. rubellus* hemmet veksten av testorganismen opp til 0,5e¹ mM Al og blokkerte giftvirkningen til Al opp til 0,5e¹ mM Al. Ved hjelp av tynnsjikt-kromatografi ble det vist at Al ble bundet til anthrakinon-glykosidet, dermocybin-1-β-D-glucopyranosid (se Gill & Steglich 1987), men ikke til de rene anthrakinonene i *C. sanguineus*. En tilsvarende prosedyre for *C. rubellus* avslørte at Al var bundet til det skumle giftstoffet orellanin (og det ufarlige orellin) (Antkowiak & Gessner 1979). Aluminium på sin side motvirket giftvirkningen til orellanin på testorganismen (**figur 2.1**).

For mer utførlig redegjørelse om mykorrhizasoppers reaksjon på aluminium, se Høiland (1994b).

2.4 Virkninger av andre metaller på saprofyttisopp

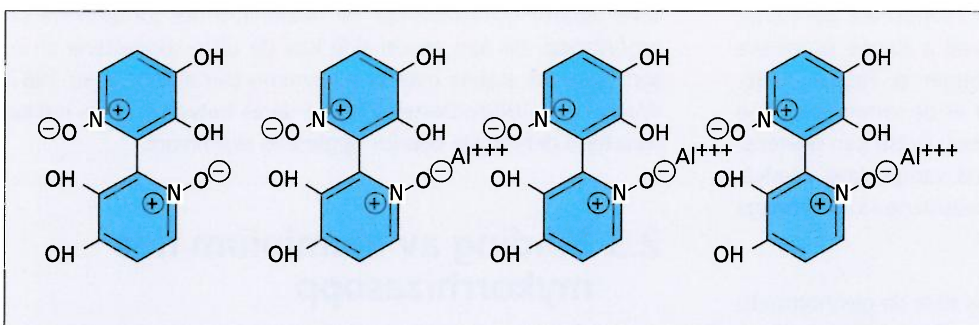
Blant de mange organismene som er blitt undersøkt med hensyn på forurensning, er soppene funnet å være spesielt resistente overfor aluminium og flere tungmetaller (Turnau 1991, Høiland & Dybdahl 1993, Gadd 1993). Sopp kan være viktige for resirkuleringen av metaller: De er ofte effektive metallakkumulatører, og mycelet har ei stor overflate for metallabsorpsjon (Zabowski et al. 1990). I skogsjord kan mange tungmetaller som kopper, sink og kadmium i realiteten være bundet i mycelmassen (Berthelsen et al. 1993). Enkelte arter kan brukes som bioindikatorer på høye tungmetallkonsentrasjoner i jord (Dietl et al. 1987).

Stilksporesopp som bryter ned øvre humus- eller strølag i surt jordsmonn produserer fenoloksidaser (Marr 1979) som katalyserer nedbrytningen av lignin, humussyrer, fulvinsyrer og humin. Disse kompliserte forbindelsene er polyfenoler som effektivt binder metaller ved kationutveksling eller chelatisering (Babich & Stotzky 1980, Martell & Motekaitis 1989, Steinnes et al. 1989). Problemet for soppene er imidlertid at de da bryter ned de samme forbindelsene som beskytter dem mot de giftige metallene. Vi må derfor vente en høy metalltoleranse hos sopp som er i stand til å bryte ned polyfenoler.

Målsetningene har vært å (1) undersøke resistensen til forskjellige jordboende saprofyttiske stilksporesopp for en rekke giftige elementer, (2) kvantifisere en mulig forskjell mellom reaksjonene overfor de ulike elementene, (3) teste hypotesen at resistens til ett bestemt element ikke nødvendigvis impliserer resistens til et annet, (4) fastslå sammenhengen mellom autøkologi til de aktuelle artene og deres reaksjon overfor elementene og (5) oppdage en mulig forbindelse mellom soppenes metallresistens og produksjon av fenoloksidaser (Høiland 1995).

Kulturer av 15 saprofyttiske stilksporesopp ble testet mot aluminium (Al), arsen (As), beryllium (Be), kadmium (Cd), kobolt (Co), krom (Cr), kopper (Cu), kvikksølv [Hg₂(I) og Hg(II)], nikkel (Ni), bly (Pb), tinn (Sn), sink (Zn) og H₃O⁺ ved hjelp av plateleserteknikk (**figur 2.2**). Følgende arter ble undersøkt: *Cantharellula umbonata* (navletraktsopp), *Clitocybe fragrans*, *C. vibecina* (grå meltraktsopp), *Galerina hypnorum*, *G. marginata*, *Marasmius androsaceus*, *M. oreades*, *Micromphale perforans*, *Mycena epipterygia*, *M. galopus*, *M. rubromarginata* (rødkanthette) og *M. septentrionalis*.

Generelt var Al lite giftig; Be, Zn og As moderat giftig; Cr, Cu, Sn, Co, Hg(II), Ni, Hg₂(I) og Pb giftig; og Cd meget giftig. På bakgrunn av de ulike soppenes reaksjonsmønstre kan elementene

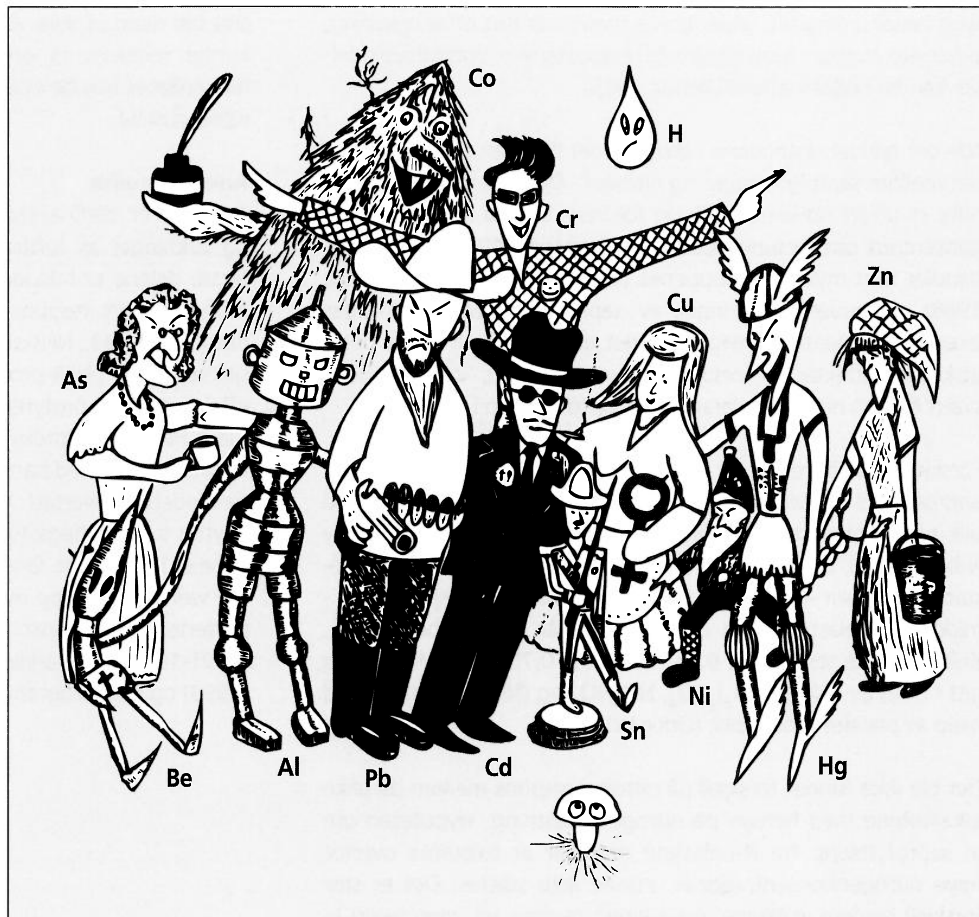


Figur 2.1.

Ekspirer har vist at *Cortinarius sanguineus* (blodrød kanelslørsopp) inneholder et mørkerødt fargestoff, dermocybin-1-β-glukopyranosid, som effektivt kompleksbinder vannløselige aluminiumioner og gjør dem ufarlige. Det samme gjør bipyridinet orellanin i spiss giftslørsopp. I sistnevnte tilfelle er det imidlertid uheldig at det er nettopp det skumle giftstoffet som binder Al og derfor gjør at denne farlige soppene utbreder seg i skog med forsuring, f.eks. i gran- og furuskog på Sør- og Sørvestlandet. Figuren viser orellanin og hvordan det kan tenkes å kompleksbinde aluminium. - Experiments have shown that *Cortinarius sanguineus* contains a dark red pigment, dermocybin-1-β-glucopyranosid, which binds soluble aluminium species in an organic complex rendering them un toxic. The same phenomenon also applies to orellanine in *Cortinarius rubellus*. Perhaps this is one of reasons why this highly poisonous toadstool seems to increase in forests suffering from acidification in South and South-west Norway. The figure shows orellanine and how it can complex Al³⁺ ions.

Figur 2.2

Soppens trusselbilde. - The threats facing fungi.



inndeles i tre grupper med tilsvarende toksisitet, (1) Cu, Hg₂(l), Hg(II) og Ni, (2) Al, Cr og H₃O⁺ og (3) As, Pb og Zn.

Tinn er i slekt med både gruppe 1 og 2, Cd og Co inntar isolerte posisjoner, Be er noe i slekt med Al og viser motsatt toksisitet til gruppe 1.

Toleranse til elementer i gruppe 1 synes å være knyttet til soppenes evne til å produsere fenoloksidaser, spesielt tyrosinase, som kan bryte ned lignin og humusstoffer, som er viktige komponenter i jord i barskog. Molekylstrukturene til lignin og humusstoffene er kompliserte skjelett av fenolringer. De er effektive til å binde og ufarliggjøre tungmetaller som Cu, Ni og Hg. Saprophyttsopper som bryter ned slike sammensatte fenolstrukturer, må derfor være tolerante mot tungmetallene som eventuelt frigjøres.

Av elementer i gruppe 2 er Al er lite toksisk sammenliknet med de andre metallene. Giftvirkningen var sterkt korrelert med virkningen av lav pH (H₃O⁺-konsentrasjonen) på soppene og til en viss grad også med Cr og Be (men begge disse metallene er mer toksiske). Kjemisk er Al³⁺, Cr³⁺ og Be²⁺ beslektet. Toleransen overfor Al er naturlig nok størst hos sopp som forekommer i sur, næringsfattig jord. Den fysiologiske effekten til løselig Al på soppene synes å avhenge mer av dets evne til å frigjøre H₃O⁺ enn den toksiske effekten av selve metallet.

På den annen side synes toleransen til Cd å være større i sopp fra rik jord, sannsynligvis fordi toksisiteten til Cd vanligvis øker med pH (Bagy et al. 1991; Gadd 1993).

2.5 Virkning av nitrogen på saprophyttsopp

En viktig faktor ved forurensningsinduserte vegetasjonsforandringer synes å være nedfall av lufttransporterte nitrogenforbindelser (Nihlgård 1985). Undersøkelser viser en klar økning av nitrogenforbindelser i humus i de sørlige delene av Skandinavia (Fiskesjö & Ingelög 1986, Falkengren-Grerup 1986, Bjørnstad 1991, Skjelkvåle 1995). Samtidig går innholdet av organisk materiale i jorda opp (Bjørnstad 1991), noe som kan tolkes som svekkelse av saprophyttsoppenes nedbrytningsevne (Kuyper 1989). Det er f.eks. vist at dekomposisjonen av lignin hos saprophyttske stilksporesopp kan svekkes av nitrogen (Kirk & Fenn 1982). Nitrogenforbindelser angis også som en av hovedgrunnene til både den observerte endringen av soppfloraen og tilbakegangen av mange sopparter flere steder i Europa (Jansen & Dobben 1987, Arnolds 1989a,b,c).

I et nitrogenbelastet økosystem må man derfor vente at artsdiversiteten med hensyn til saprophyttske sopp endres, og at evnen til å bryte ned organisk materiale blir svekket. De soppene som klarer seg under økende nitrogentilskudd, er trolig hurtigvoksende og næringskrevende arter. De mer saktevoksende, nøysomme artene vil forsvinne, sannsynligvis enten fordi de ikke tåler høye nitrogenkonsentrasjoner eller fortrenses av de mer aggressive, nitrogentolerante artene. Observasjoner i Norge (Jordal & Sivertsen 1992), såvel som i andre nord-europeiske land (Arnolds 1989b) viser at det finnes ei stor gruppe særegne saprophyttsopp som er bundet til ugjødslete beitemarker med

lang beitekontinuitet. Disse artene forsvinner fort etter gjødsling, og andre overtar. Men også lufttransporterte nitrogenforbindelser kan ha negativ effekt (Jansen 1985).

Når det gjelder tilstandene i skog, er det lite man vet om forholdet mellom saprophyttsopper og nitrogen. De undersøkelser som hittil er utført omkring sopp og forurensning av skog, er enten konsentrert om forsuring (Jansen & Dighton 1990), eller de behandler kun mykorrhizasoppenes relasjon til nitrogen (Ohenoja 1988). Observerte endringer av saprophyttsopper kan skyldes økende nitrogenbelastning, men det er vanskelig å holde dette atskilt fra effekter av forsuring på jordsmonnet. Vi vet følgelig svært lite om nitrogentoleransen til saprophyttsopp i skog.

Forskjellige kulturer av to jordboende saprophyttsopp, *Marasmius androsaceus* og *Mycena galopus*, ble isolert fra lokaliteter med ulik nitrogenbelastning: Gjerstad (forskningsfeltet i Ultveit - høy N-belastning), Eidsvoll (Mogreina - middels N-belastning), Nannestad (Hornsjøen - middels N-belastning), Hurdal (Fjellsjøkampen - middels N-belastning) og Rennebu (Berkåk - lav N-belastning). Kulturene ble testet mot 0, 0,125, 0,25, 0,75 og 1 M nitrogen gitt i form av KNO_3 , $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, NH_4NO_3 og $(\text{NH}_2)_2\text{CO}$ (urea) ved hjelp av platelesermetodikk (Ødegård 1996).

Det ble ikke funnet forskjell på nitrogenrespons mellom de ulike lokalitetene med hensyn på nitrogenbelastning. Hypotesen om at saprophyttsopp fra N-belastete områder er tolerante overfor høye nitrogenkonsentrasjoner, kunne ikke støttes. Det er stor forskjell mellom isolatene, også innen samme art, men svært liten generell forskjell mellom de to artene, *Marasmius androsaceus* (lyngseigsopp) og *Mycena galopus* (melkehette).

Generelt for *Marasmius androsaceus*: Ammoniumnitrat hemmet veksten minst, mens ammoniumsulfat og kaliumnitrat hemmet mest. Ved lave konsentrasjoner hemmet ammoniumsulfat minst og kaliumnitrat mest. Generelt for *Mycena galopus*: Ammoniumnitrat og ammoniumsulfat var nesten sammenfallende og hemmet relativt lite, mens kaliumnitrat hadde en tydelig hemmende virkning.

Med urea oppsto et problem: Det ble dannet fritt ammoniakk under påvirkning av soppen etter den mulige reaksjonsveien:
 $(\text{NH}_2)_2\text{CO} + 2\text{H}_2\text{O} \Rightarrow 2\text{NH}_4^+ + \text{CO}_3^{2-} \Leftrightarrow 2\text{NH}_3 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$

Fritt ammoniakk er ekstremt hemmende på en del saprophyttsopp, sannsynligvis i særlig grad overfor dem som er tilpasset nitrogenfattig humus. *Mycena galopus* virket mer resistent overfor urea/høy pH enn *Marasmius androsaceus* fordi de fleste isolatene av førstnevnte hadde vekst etter 2 dager og døde etter 4, mens de fleste isolatene av sistnevnte var allerede døde etter 2 dager.

Det ble derfor vist at overskudd av nitrogenforbindelser virker hemmende på to utbredte saprophyttsopp i jord i boreal barskog. Hvis denne tendensen er generell også for de andre saprophyttsoppene i slikt jordsmonn, bør vi vente en nedgang av nedbrytningsaktiviteten. Dette vil på sikt gi akkumulering av nitrogen i strølaget og akkumulering av strøfall. Mye energi vil da bli bundet opp i avfallet og ikke resirkuleres i skogøkosystemet.

Det ble derimot ikke vist noen forskjell i nitrogentoleranse som kunne relateres til nitrogenbelastningen i miljøet. Resistensmekanismer hos de undersøkte saprophyttsoppene ser ikke ut til å være utviklet.

Anerkjennelse

Arbeidet er delfinansiert gjennom NFR-programmet «Tilførsler og virkninger av lufttransportert forurensning - TVLF». De tre første delene er inkludert i NFR-prosjektet «Mykorrhiza- og saprophyttsoppers respons på aluminium, tungmetaller og forsuring» [1992-93, NFR-arkivnummer: 683], mens det siste prosjektet inngår i NFR-prosjektet «Virkning av nitrogen på vekst og effektivitet til saprophyttsopp» [1994-95, NFR-arkivnummer: 340]. Klaus Høiland var prosjektleder i den perioden han var tilsatt som forsker i NINA. Ved hans overgang til Universitetet i Oslo ble prosjektledelsen overtatt av forsker Odd Eilertsen. Det har vært knyttet to hovedfagsstudenter til prosjektene, Hans Dybdahl (delarbeid 1) og Anne Ødegård (delarbeid 4). Deler av prosjektene har vært knyttet opp mot NFR-prosjektet «Effekter av langtransporterte luftforurensninger på vegetasjon i boreal barskog» [1991-1994, NFR-arkivnummer 674], jf. Økland & Eilertsen (1993) og FoU-programmet «Miljøtiltak i Skog».

3

Skader på skogsmoser i Agder, Trøndelag og Sør-Varanger

Arne A. Frisvoll og Kjell I. Flatberg

Det er påvist store skader på moseartene krussigd og blanksigd i Agder. De samme mosene i Trøndelag og Sør-Varanger har ikke slike skader. Transplantasjonsforsøk støttet hypotesen om at skadene er forårsaket av sur nedbør, og at tålegrensene ofte overskrides i sør.

3.1 Innledning

Mosene spiller en vesentlig rolle i skogen. I Alberta, Canada har man målt mengden mose i skog. Der utgjorde de i tørrvekt 1,5-1,9 tonn per hektar (Winner 1988). Markboende moser er viktige for omsetning av næringsstoff og lagring av vatn. Mosene konkurrerer ikke med trærne om næringsstoffer, men de utgjør en næringsreserve for dem ved å sørge for rask omsetning (Slack 1988). En studie fra eikeskoger i Wales (liknende forhold kan antakelig gjelde for norske eikeskoger) viste at jordboende skogsmoser (som kystkransmose *Rhytidiadelphus loreus*) inneholdt 90 % av det kalsium, kalium, magnesium og natrium som var bundet i all vegetasjon i skogbotnen - medregnet karplantene. Et sammenhengende mosedecke hindrer også jorderosjon; i norsk

terreng med bratte lier og høg nedbør må det ha stor betydning. Mange finner det betenkelig når viktige arter i skogbotnen skranter eller dør, for de er nær jordsmonnet og selve forutsetningen for at trærne skal kunne vokse.

Moser er enkle både i ytre og indre bygning. De mangler røtter og komplisert ledningsvev, og tar opp det meste av sin næring direkte fra nedbøren gjennom overflata. Hver enkelt art opptre som regel i stort individantall, og hvert individ hos de fleste mosene har lang levetid. Mange moser har vid geografisk utbredelse, slik at én og samme art kan brukes som overvåkingsart (bioindikator) i vidt forskjellige områder. Mosene er lette å flytte levende. En rekke undersøkelser har dokumentert at moser er ømfintlige overfor luftforurensninger av forskjellig slag. De er derfor velegnet som indikatororganismer for forurensninger.

Mosene kan grupperes etter hvilket underlag de vokser på. Det er vanlig å skille mellom steinboende (epilittiske), barkboende (epifyttiske), vedboende (epixyliske) og markboende eller jordboende (epigeiske) arter. Alle artene i skogbotnen er markboende. Både i Trøndelag og i Agder kan skogene være blokkrike og ha



Foto: Kjell I. Flatberg

mange steinboende moser. Barkboende moser er sjeldne på gran, og de vedboende er avhengige av råtesubstrat.

En vet på forhånd sjelden hvilke arter som reagerer på ulike påvirkninger, og for å kunne gi en fullgod beskrivelse og oppfølging av hva som skjer i alle økosystem må en ha oversikt over flest mulig arter. Det er kjent omkring 1100 norske mosearter (Frisvoll et al. 1995). I et variert skogøkosystem er det rundt tiendeparten så mange markboende moser: Ved analysering av 200 ruter à 1 m² i skog i Høylandet (Nord-Trøndelag) ble det registrert 112 mosearter. Dette er nesten halvparten av alle registrerte arter (karplanter, moser, lav) i disse analysene.

Hver art har egne krav til voksested, underlag og næringsforhold. Noen har vide toleransegrenser og vokser mange steder; et godt eksempel er den kjente etasjemosen (*Hylocomium splendens*) som trives i de fleste skogtyper og også på fjellet og i Arktis. Andre arter er langt mer spesialiserte; som eksempel nevnes krussigd (*Dicranum polysetum*) som vokser på svært tørre steder under skoggrensa. Ingen arter tåler at miljøet endres ut over visse grenser, ved forsuring, inngrep og annen menneskelig aktivitet. Skjer det, vil de gå tilbake eller forsvinne.

Moser får lett skader ved låg surhetsgrad (pH < 3-3,5). Skadene viser seg gjennom død, misfarging, og redusert dekning, høgdevekst, vekt og forgreining (Nygaard 1989). Det er sammenheng mellom mosenes voksested og følsomhet; generelt øker følsomheten fra markboende til steinboende og barkboende eller vedboende moser (Rao 1982: 447). Arter som vokser på trær er vanligvis mer følsomme enn de som vokser på andre substrattyper, og skader på slike moser er beskrevet i mange studier. Kravfulle barkboende moser har hatt sterk tilbakegang i svært forurensete områder i Mellom-Europa (Marstaller 1985). Noe liknende gjelder i Sør-Sverige (Floravårdskommittén för mossor 1988). Bark- og vedboende moser burde derfor vies spesiell oppmerksomhet. Det er denne mosegruppa som er verst stilt i områder med forurenset nedbør. Da artsrikdom og utvikling hos disse mosene er størst og best i lauvskoger i bratte lier og urer, ble de bare sporadisk undersøkt denne gangen. Observasjonene tyder på at de er sterkt skadet, og noen er kanskje allerede utryddet i de verst forurensete områdene. Av praktiske årsaker ble det imidlertid satset på å studere markboende skogsmoser i den eksperimentelle delen av denne undersøkelsen.

3.2 Undersøkelser av ytre skader på moser i Agder og Trøndelag

3.2.1 Innledning

3.2.1.1 Valg av overvåkingsarter

Det var lenge antatt at skader på jordboende skogsmoser ikke forekom hos oss: "Direkte påvirkning av jordboende moseflora fra sur nedbør er ikke dokumentert i Norge," (Nygaard 1989); direkte effekter er definert som skader som oppstår som følge av fysisk kontakt mellom overflata av planter og den sure nedbøren. Vår undersøkelse viser imidlertid at det er store og vidt utbredte skader på flere viktige jordboende skogsmoser i Agderfylkene og Telemark.

De største skadene ble funnet hos blanksigd *Dicranum majus* og krussigd *D. Polysetum* (figur 3.1). Dette er store, markboende moser (skudd 5-10 cm eller mer) som danner vide tuer eller matter (25 x 25 cm eller ofte mye større) i reine bestander. Krussigd er en karakterart for tørre næringsfattige skoger (med furu eller lauvtre som bjørk, osp og eik), og blanksigd for fuktigere skoger (med gran eller edle lauvtre). En av dem fins derfor i de fleste viktige skogtyper i Sør-Norge.

3.2.1.2 Feltundersøkelser

Sommeren 1988 ble det observert store skader på moser i Aust-Agder. Disse skadene ble antatt å ha sammenheng med forurensningssituasjonen i Sør-Norge. De største moseskadene ble observert i Telemark, Aust-Agder og østlige del av Vest-Agder (Frisvoll 1989).

Dette var bakgrunnen for at en moseskadekartlegging ble igangsatt på Sørlandet i 1989 med gjensidig flytting (transplantasjon) av levende mose fra fire lokaliteter i Agder og Trøndelag, samt interne transplantasjoner på alle lokalitetene (1989); utlegging av fastruter i skadde og uskadde mosematter i Agder (1989, 1990), klorofyllundersøkelser (1990), måling av nitrogen i blanksigd (1990) og enzymundersøkelser (nitratreduktaseaktivitet, 1990) (Bakken 1991, Flatberg 1989, Flatberg & Frisvoll 1991, 1992, 1994, Foss & Såstad 1989, Frisvoll 1989, 1991, Løken 1989, Odasz et al. 1991).

Tilførselen av skadestoff til et område avhenger av nedbørsmengden: mye nedbør gir stor skade. Det har vært merkbar forskjell på nedbørsmengde og -fordeling i Agder i de siste årene. Som nevnt ble store skader observert sommeren 1988. Sommeren 1989 var tørr og nye skader ble ikke observert. Sommeren 1990 hadde mye nedbør, og det ble igjen funnet skader på moser. Høsten 1992 var det nye store skader etter stor nedbør.

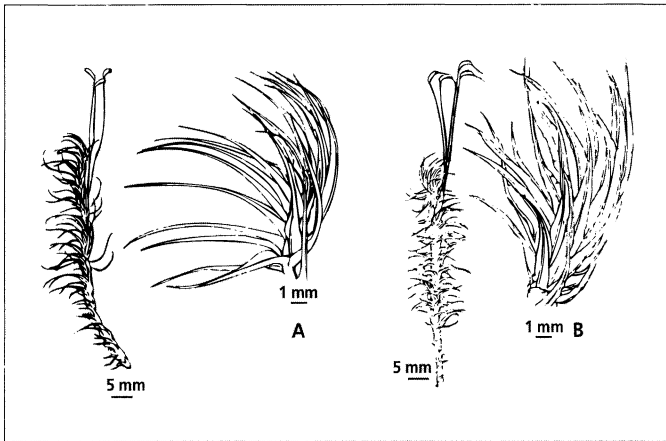
Når regnet treffer grankronene ledes det utover og nedover langs kvister og bar til bestemte punkter, hvor det samles og renner ned på bakken. Greinenes barstruktur og helling er avgjørende for avrenningsmønsteret hos enkeltrær. Det er en del som tyder på at skadeflekker særlig opptrer i tilknytning til konsentrerte kronedryppfelt under gran. Slike kronedryppfelt i tilknytning til et bestemt tre er vanskelige å lokalisere i detalj, og det er ikke gjort alvorlige forsøk på slik registrering.

3.2.2 Metoder

3.2.2.1 Skader og skadetyper

Med skade menes døde eller misfarga (brune eller bleike) partier hos grønne moseplanter (gametofyten). Skadebildet ble i felt angitt i en femgradig skala:

- 0 uskadd
- 1 lite skadd, dvs. med små skader som kan være normale
- 2 noe skadd, dvs. skadene større enn hva som ble rekna for normalt
- 3 mye skadd, dvs. skadene var markerte, men dominerte ikke helhetsbildet av arten
- 4 store skader, dvs. skadene dominerte helhetsbildet av arten



Figur 3.1
Blanksigd (A) og krussigd (B) - to av moseartene som har alvorlige skader. - *Dicranum majus* (A) and *Dicranum polysetum* (B), two moss species being seriously damaged by acid rain.

Skader på den grønne moseplanten kan grovt sett deles i to grupper: (1) Skuddet dør i øvre del. Toppen av skuddet blir brun og tørker, og resten synes å dø som en følge av dette (gjenvækst fra nedre del eller fra toppknoppen kan skje). (2) Skuddet dør nedfra; toppen er grønn, og de nedre delene er døde og toppen dør også ofte eller faller av. Dette er særlig tilfelle hos sigdmosene. Den andre skadetyper er den vanlige i Agder, og den første forekommer hovedsakelig i andre deler av landet (Frisvoll & Flatberg 1990).

Moseskader fins i større og mindre grad over alt. De er observert også i Trøndelag og må trolig tolkes som en normale foreteelse. Antydningvis kan slike skader i noen tilfeller føres tilbake til (1) fugleskitt og annen gjødsel - og urinskader fra store hjortedyr, særlig elg, (2) sopp, ved at mosene kan dø under sopphatter, (3) mekaniske tråkkaskader o.l., og (4) endrede mikroklimaforhold ved vindfall og mer ekstremt ved hogst. Andre ganger er årsaksammenhengen uklar uten at den trenger komplekse forklaringer. At moseskudd tørker og dør i mindre målestokk er ikke nødvendigvis alvorlig. For å kunne vurdere forurensningseffekter må en derfor vite omfanget av slike skader i lite forurensede områder. Tilsvarende skader oppstår imidlertid også ved forsurningsforsøk, og er derfor et viktig skadegradforhold som må følges nøye. I Agder er det oftest en sammenheng mellom slike symptomer og en antatt redusert friskhet hos mosene.

3.2.2.2 Undersøkellesområder

Under arbeidet med moseskader brukte en to områder i Trøndelag og to i Agder for hver av artene blanksigd og krussigd. Navn på vegetasjonstyper følger Fremstad & Elven (1987).

Områder i sør

Furuskoger med krussigd: Lokalitet *Flatemo*. Aust-Agder: Åmli. kbl. 1612 IV, ML 737.212, 150 m. Vegetasjonstype A2a: Tyttebærskog, tyttebærtype. - Lokalitet *Rugsland moer*. Aust-Agder: Birkenes. kbl. 1511 I, MK 516.626, 60 m. Vegetasjonstype A4a: Blåbærskog, blåbærtype.

Granskoger med blanksigd: Lokalitet *Gangsei*. Aust-Agder: Åmli. kbl. 1612 IV, ML 694.188, 180 m. Vegetasjonstype A4a/A5a:

Blåbærskog, blåbærtype/småbregneskog, småbregne-låglandstype. - Lokalitet *Ruenes*. Vest-Agder: Vennesla. kbl. 1511 IV, MK 427.643, 100-125 m. Vegetasjonstype A4a/A5a: Blåbærskog, blåbærtype/småbregneskog, småbregne-låglandstype.

Områder i nord

Granskoger med blanksigd: Lokalitet *Skauvollen*. Sør-Trøndelag: Malvik. kbl. 1621 I, NR 864.271, 220-270 m. Vegetasjonstype A5a: Småbregneskog, småbregne-låglandstype. - Lokalitet *Mørkdalstjønna*. Sør-Trøndelag: Malvik. kbl. 1621 IV, NR 837.283, 230 m. Vegetasjonstype A5a: Småbregneskog, småbregne-låglandstype.

Furuskoger med krussigd: Lokalitet *Djupsjøåsen*. Sør-Trøndelag: Skaun. kbl. 1521 I, NR 564.153, 360 m. Vegetasjonstype A3ab: Røsslyng-blokkebærskog, overgang innlandstype-fjellskogtype. (Den andre lokaliteten med krussigd ble ødelagt etter ett år.)

3.2.2.3 Flytting av levende mose

Mange moser kan flyttes levende og vokse videre i et nytt miljø. Vi brukte klare plastsylindere med diameter 14.2 cm og høyde 10 cm til å ta opp og flytte mosene. Følgende arbeidsrutine ble fulgt: Plastsylindere ble trykket mot det utvalgte stedet; en tilsvarende stor mosesylinder ble skåret fri ved å følge kanten rundt med en skarp kniv; plastsylindere ble pressa ned i det utskårne sporet; mosen ble forsiktig løsnet fra underlaget med fingrene; og en nokså urørt moseprøve kunne tas opp i plastsylindere.

Alle flyttingene skjedde gjensidig, dvs. slik at den sylindere som ble skåret løs på det andre stedet ble satt ut på det første. En plastring (ca 1.5 cm høy og med samme diameter) ble satt nederst på den transplanterte mosen for å sikre nøyaktig gjenfunn. Følgende transplantasjoner ble utført:

(1) På alle åtte lokalitetene ble 2x3 prøver av frisk mose flyttet gjensidig, som kontroll på at flyttingen ikke skadet mosen. (2) På hver av de fire lokalitetene i sør ble 5 sylindere med skadd mose flyttet til et sted med tilsynelatende frisk eller i hvert fall mindre skadet mose, og vise versa. (3) Fra hver av de fire lokalitetene i nord ble 8 sylindere frisk mose frakta sørover, og fra hvert område i sør fire skadde og fire friske sylindere nordover.

3.2.2.4 Fastruter

Utviklingen av moseskadene i Agder ble fulgt med et sett fastruter; formålet var å se om, og i hvilken grad, tålegrensene fortsatt ble overskredet. Rutene ble fiksert med rammer der hjørnene kunne gjenfinnes ved hjelp av aluminiumsrør i bakken. Ramma er delt i 16 småruter med tråder, det lettet orienteringen ved observasjoner inne i ramma. De fleste fastrutene ble lagt ut i juni 1990. Det var fire rutetyper: Overvåking av skadde flekker, overvåking av uskadde referanseflekker, artsanalyse av skadeflekker og fotoanalyse av skadeflekker.

3.2.3 Resultater

3.2.3.1 Flytting av levende mose

Mosen tålte flyttingen godt, og de skadene som oppsto skyldtes andre årsaker.

Agder: Her forble 31 % av krussigdplotta uskadd mens 68 % fikk fra små til store skader. Hos blanksigd var forholdet 65 % uskadd og 35 % skadd, og ingen plott fikk mer enn små skader. Det var heller ingen forskjell på om friske plott stammet fra Trøndelag eller fra egen lokalitet. Det foregikk gjenvekst hos alle skadde plott. Hos krussigd var gjenveksten oftest middels eller stor, og hos blanksigd oftest middels til fullstendig. Det oppsto mange nyskader (7 på krussigd og 11 på blanksigd).

Trøndelag: Også i Trøndelag oppsto det flere skader hos krussigd enn hos blanksigd. Dette var oftest diffuse skader med brun og ufrisk mose. Lokaliteten er relativt høgtliggende, og skadene var nokså like hos stedegen mose og hos tilført mose fra Agder. Hos blanksigd forekom det nesten ikke skade. Gjenveksten hos krussigd var god. Hos blanksigd var gjenveksten stort sett fullstendig. Tilsynelatende nesten helt død mose fra Agder regenererte i ett tilfelle fullstendig fra én høst til neste (lokalitet Mørkdalstjønna), og ellers på 2-3 år. Det oppsto én nyskade.

Sammenlikning Agder - Trøndelag: Krussigd viste flere skader enn blanksigd både i Agder og Trøndelag. Det oppsto flere friskhets-skader hos flyttet mose i Agder enn i Trøndelag, og også flere nyskader. Hos blanksigd var gjenveksten nesten fullstendig hos alle skadde plott flytta fra Agder til Trøndelag, og mindre fullstendig men fortsatt relativt god i Agder. Hos krussigd var gjenveksten middels god til dårlig i Agder og god i Trøndelag. Det var ingen forskjell i skadegrad som følge av at frisk mose ble flyttet til skadde eller friske flekker. Det tyder på at den skadelige påvirkningen på skadeflekker endret seg over tid. I en skog kan forholdene for avrenning fra trekronene forandres mellom år, og det kan være hovedårsaken til manglende sammenfall mellom tidligere og nye skader.

Det er klart at store moseskader oppstår fra tid til annen i Agder - men ikke i Trøndelag. En hypotese har vært at grunnen til forskjellen mellom landsdelene skyldes ulikt innhold av skadestoff i nedbøren (SFT 1991, 1992).

En del moseskader i Agder repareres over noen år, hvis ikke skaden på alle enkeltskuddene er dødelige. Dersom alle skuddene dør vil veksten og mosen raskt drukne under strøfall. Planter som ikke er døde vil skyte friske sideskudd, og vokse opp og i beste fall tette igjen skaden i løpet av noen år.

I nord har skogsmosene ofte sporehus (kapsler), mens mange av de samme mosene i sør er sterile. Det var kapsler på noen av de prøvene som ble flyttet sørover, men ingen på de som gikk motsatt veg. Når kapsler fins i sør, virker utvikling og vekst ofte unormal. Det er kjent at kjønnceller og tidlige stadier tåler mindre forurensning enn den utvokste moseplanten. Dette kan på lengre sikt bli en svært alvorlig trussel for mosene (Flatberg & Frisvoll 1994).

3.2.3.2 Fastruter i Agder

Overvåking av skadeflekker: På alle lokalitetene vokste gamle skadeflekker til igjen, slik at de etter hvert ble vanskelige å påvise. Der mosen døde stoppet tilveksten, og disse partiene ble etter hvert til fordypninger i mosematta. I disse fordypningene kom det raskt strøfall - hovedsakelig nåler, små kvister, lav og delvis kongler. Mosen kunne drukne, og svake forsøk på gjenvekst kunne stoppe opp. På disse flekkene måtte det skje nyetablering før

mosedekket ble sammenhengende igjen. Lokalitetene Gangsei og Ruenes med blanksigd hadde ruter med betydelig gjenvekst. Særlig Gangsei-lokaliteten tok seg godt igjen, slik at gamle skadeflekker nesten ikke kunne gjenfinnes. De sørligste lokalitetene (Rugsland med krussigd og Ruenes med blanksigd) hadde de største skadene. Her var tilførselen av forurenset nedbør størst.

Uskadd referanse: Lokalitetene Flatemo med krussigd og Gangsei med blanksigd hadde bare små endringer som knapt kunne tillegges betydning. På de sørligste lokalitetene (Rugsland med krussigd og Ruenes med blanksigd) var det en del nyskader.

3.2.3.3 Lokal skademengde hos blanksigd

I Ruenes-feltet ble detaljerte skaderegistreringer gjort i et delfelt på 4 x 4 m og en profil på 1 x 16 m. Hver m² ble delt i fire, det ga i alt 64 kvartkvadratmeter-ruter. Totaldekningen av blanksigd ble arealbedømt i alle rutene, og det samme ble skademengden. Til arealbedømmingen ble det brukt ei 0,5 x 0,5 m ramme som var delt i 16 småruter. Dekning og skademengde ble bedømt i antall småruter. I hvert av de to felte var det 1024 småruter.

I 4 x 4 m feltet hadde blanksigd en dekning på 39 % av hele arealet. Av dette utgjorde skadd blanksigd 19 %. I profilen hadde blanksigd en dekning på 54 %. Av dette utgjorde skadd blanksigd 13 %. I middel hadde blanksigd en arealdekning på 46 %, og av blanksigddarealet var 16 % skadd. Så store skader på en dominerende granskogsmose er alvorlig og lover ikke godt for sunnhetstilstanden i skogen.

3.2.4 Diskusjon av moseskadene

I september 1990 ble det registrert begynnende nyskader hos blanksigd og krussigd, særlig på lokalitetene lengst i sør (Ruenes og Rugsland). Disse skadene var vesentlig forverret i juni 1991 og enda mer markerte i september samme år. Ved Birkenes målestasjon, som er representativ for begge lokalitetene, ble det i juni og oktober 1990 målt vesentlig høgre konsentrasjoner av sterk syre (H⁺), sulfat og ammonium i nedbøren enn i de andre månedene dette året, og (med unntak av januar og februar) også de høyeste verdiene for nitrat (SFT 1991). Disse verdiene var markert høgre enn på Treungen målestasjon lenger nord. Videre ble det på NISKs Birkenes-stasjon registrert ei ekstremt 'sur' uke i perioden 04-11.06.1990 (pH 3,67 i nedbørsvatn). Ei nesten tilsvarende 'sur' uke opptrådte i oktober (21-28.10) med pH 3,97 (pers. medd. Dan Aamlid, NISK). Forekomsten av slike spesielle vannkjemiske episoder og nedbørsperioder kan være av avgjørende betydning for nydanning av moseskader i Agder, og kan også forklare at det ble registrert betydelig mer nyskade på de sørlige enn på de nordlige undersøkelseslokalitetene i Agder-fylkene. De spesielle nedbørskjemiske forholdene i juni ii Birkenes-området kan ha vært utslagsgivende for den nyskaden som ble registrert høsten 1990, mens oktobernedbøren samme år kan være årsak til det forverrede skadebildet på forsommeren 1991. Forekomsten av episoder med spesielle vannkjemiske forhold er trolig mer utslagsgivende enn gjennomsnittsforskjeller for skadene på mosene.

Den flekkvise forekomsten særlig av skadd blanksigd tyder på at det er sammenheng mellom utbredelse av skadeflekker og krone-dryppvatn. Overvåkingsprogram for skogskader (1991) viste at

kronedryppvatn på Birkenes-stasjonen i 1990 i gjennomsnitt inneholdt mer SO_4-S og var surere enn frittfallende nedbør. Disse resultatene er i overensstemmelse med andre norske undersøkelser (Røsberg 1991). Årsaken til dette er trolig at en del av nitrogenet som avsettes med nedbøren tas opp av nåler og lav, mens sbovelet i langt større grad føres ned med kronedryppvatnet; i syreform vil det være den viktigste årsaken til den låge pH-en.

Klimastress har vært brukt som forklaring til moseskadene. Men moser er hardføre planter som ikke kan sammenliknes med karplantene - og slett ikke med trær - når det gjelder frostmøfintlighet under vekslende perioder av mildvær og kulde. Heller ikke fravær av et beskyttende dekke i en snøfattig vinter gir noen brukbar forklaring. Høst, vinter og vår er det fuktighet nok; om sommeren stopper ofte veksten på grunn av tørke. Vinteren 1988-89 var svært snøfattig i låglandet i Trøndelag, med mye mildvær i vekslende med frost. Dette ga ingen moseskader. De skadene som er sett, er store nettopp i de områdene som får tilført størst mengder forurensning med sur nedbør. På Sørlandet har en også de største forsuringsskadene i vatn og vassdrag. Det er sterke grunner som taler for en direkte sammenheng mellom sur nedbør og de moseskadene som omtales nedenfor.

Mosene i Agder står i stadig fare for å skades med dagens forurensningsnivå. Med mellomrom vil det komme episoder med ekstra stort nedfall som lager store skader. Store skader oppsto i 1988-89 og på nytt i 1992, og mindre skader imellom disse tidspunktene.

Med unntak av bark- og vedboende moser og lav (som ikke vurderes her), gir blanksigd og krussigd etter alt å dømme det tidligste og beste varsel om at økosystemet er i alvorlig ubalanse. Skadene er større i barskog enn i lauvskog. En av årsakene er trolig at nedfallet eller strøet fra bartrærne (nåler, kongler, barkflak, kvister) er surere enn fra lauvtrær (blad, kvister o.l.); en annen årsak kan være at trekronene gir ulik fordeling av nedbøren ved avrenning (Barkman 1989). Blanksigd og krussigd er velegnet som indikatorarter for sunnhetstilstanden på en lokalitet. Liknende befaringer andre steder kan nå forenkles ved å sjekke disse mosene - og som kontroll de andre en vet skades (særlig bergsigd *Dicranum fuscescens*, etasjemose, sigdnervemose *Paraleucobryum longifolium*, furumose *Pleurozium schreberi* og i kyststrøk blåmose *Leucobryum glaucum*).

De store skadene på krussigd og blanksigd forteller at dagens forurensningsnivå i Agder er uakseptabelt høgt, og at tålegrensene for akuttiskader hos sigdmoser ofte overskrides. Tålegrensene for kroniske skader er vanskelige å fastsette men er trolig en god del lågere.

3.3 Undersøkelser av ytre skader på moser i Sør-Varanger

Byen Nikel ligger 7 km øst for grensa ved Svanvik i Pasvikdalen. Døgnet rundt velter urensset røyk opp fra fabrikkpipene der. Vinden står for det meste fra nord eller sør, sjelden fra øst. Dette er heldig for Finnmark, som ellers ville vært langt sterkere forurenset. Røyken kommer oftest inn over Norge øst for Kirkenes, men skader er også rapportert fra Pasvikdalen.

Sør-Varanger kan deles på tre vegetasjonsregioner. De skogfrie områdene utgjør den lågalpine region. Skogene utgjør stort sett den nordboreale region, men gunstige strøk langs Pasvikelva og i fjordbotnene føres til den mellomboreale region. Tjue lokaliteter ble undersøkt, to ligger etter dette i eller på grensa til den mellomboreale region, resten i den nordboreale; dominerende treslag var bjørk (10 lok.), furu (6) og osp (4). Lokalitetene kan klassifiseres som lavskog (med furu eller bjørk), tyttebærskog (med furu eller bjørk), og blåbærskog (med bjørk eller osp) (Fremstad & Elven 1987). Tre lokaliteter lå vest for Kirkenes, ni øst for Kirkenes mot Korpjellet og Grense Jakobselv, og åtte mellom Kirkenes og Nyrud sør i Pasvikdalen (Frisvoll & Flatberg 1990, **figur 3.1**).

Skader på mose i Sør-Varanger forekom som brune eller bleike flekker på marka eller over steiner og røtter. Størrelsen på skadeflekkene varierte mye, helt fra enkeltskudd til store partier på inntil 2 x 1 m; vanligvis var flekkene 5-10 cm i diameter.

Tre vanlige sigdmoser var ofte utsatt for skader; det gjaldt ribbesigd *Dicranum scoparium*, bergsigd og blanksigd. Ofte var skadene skarpt avgrenset og mosene helt døde. Skadeårsaken var vanskelig å vurdere, og en del slike skader kunne ha naturlig forklaring (bl.a. elgurin og sopp). Furumose var også ofte utsatt for skader. Det vanligste var at den skrantet, hadde dårlig vekst og virket pjusket. I Sør-Varanger var arten ofte ufrisk, og den store frekvensen av skrantende furumose ble antatt å ha sammenheng med forurensningen i området. Etasjemose ble delvis observert med store skader, mens den noen steder kunne virke lite vital slik som furumose. Også denne arten så derfor ut til å skranke totalt sett.

Gjennomgående er skogene i Sør-Varanger tørre og lysåpne, og de har derfor et mindre frodig moseteppes og en varierende mengde lav som botndekke. Mosedekket syntes likevel ofte å være dårligere utviklet enn det burde være. På sørsida av det sterkt forurensete Korpjellet var det stedvis lite mose og lav. Når dårlig utviklet mose fins andre steder, er det nærliggende å tro det har sammenheng med forurensningen i området.

To typer skade er sett på mose (Sørlandet, Trøndelag, Sør-Varanger): (1) mosen dør i øvre del, (2) mosen dør nedafor. Type (2) er vanlig på Sørlandet men ble ikke sett i Sør-Varanger og er heller ikke observert i Trøndelag. Det antyder at den alvorligste årsaken til mosedøden i Agder mangler i Sør-Varanger og Trøndelag.

3.4 Kjemiske analyser av blanksigd fra Agder og Trøndelag

3.4.1 Nitrogen

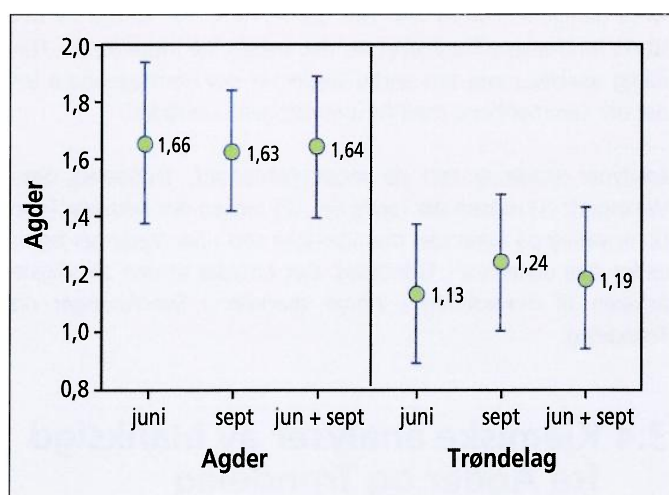
Nitrogenfallet er størst i Sør-Norge og avtar gradvis nordover. I 1988 var nedfallet 21 kg N/ha på Birkenes målestasjon i Aust-Agder og 1 kg ved stasjoner i Troms og Finnmark; i Trøndelag lå verdiene mellom 4 og 2 kg N/ha (SFT 1989). Ruens ligger nokså nær Birkenes, og av våre stasjoner har den de absolutt største skadene på blanksigd. Nedfallet i Åmli var mellom 13 og 20 kg N/ha (SFT 1989); der er det også betydelige skader på blanksigd. I Trøndelag mangler skader av denne typen.

Mosen i Agder hadde høgere klorofyllinnhold enn i Trøndelag. Dette kan være en gjødslingseffekt. I løpet av en tiårsperiode blir det tilført nitrogenmengder tilsvarende en normal skoggjødsling i Agder. Næringsfattig vegetasjon som fattige skogtyper, lyngheier og nedbørsmyr (ombrotrof myr) vil være spesielt utsatt. Ved økt nitrogentilgang øker nitrogenkrevende eller -tolerante arter på bekostning av lite nitrogentrengende arter. Mer enn halvparten av karplantene i Vest-Tyskland kan bare konkurrere på voksesteder med låg nitrogentilførsel (Nygaard 1989: 34). I skog går utviklingen fra lyngdominerte til grasdominerte skoger (ofte fra blåbær- til smyledominans). Tilsvarende vurderinger for mosene er ikke kjent, men vi har en hel del næringskrevende og konkurransesterke moser. Hvordan dette i det lange løp slår ut på moseflo- raen i ulike vegetasjonstyper har en ingen opplysninger om.

Sist i juni og midt i september 1990 ble prøver av blanksigd for nitrogenanalyse samlet på to lokaliteter i Agder og to i Trøndelag. På alle fire lokalitetene ble det samlet 20 slike prøver i juni og 20 i september, til sammen 160 prøver. Prøvepunktene lå spredt innen lokalitetene, og var forskjellige i juni og september. Prøvene ble analysert for Kjeldahl-nitrogen.

Ruenes-lokaliteten hadde høge konsentrasjoner av nitrogen, og av våre to Agder-lokaliteter hadde den de største skadene på moser. Verdiene varierte signifikant mellom enkeltlokalitetene og mellom Agder og Trøndelag (**figur 3.2**).

Bakken (1991) viste at klorofyllinnholdet i blanksigd fra Gangsei i Åmli, Aust-Agder var høgere enn i blanksigd fra Mørkdalstjønna i Malvik, Sør-Trøndelag. Klorofyll a/b-forholdet var også forskjellig. Dette kan ha sammenheng med ulikt nedfall av nitrogen på de to lokalitetene.



Figur 3.2

Nitrogen i blanksigd fra to lokaliteter (Gangsei og Ruenes i Agder, og Skauvollen og Mørkdalstjønna i Sør-Trøndelag) og to tidspunkt (juni og september 1990: 40 prøver, juni + september: de samme 80 prøvene); verdier i % av tørrvekt; middelerverdi \pm standardavvik. - Nitrogen values in *Dicranum majus* from two localities in Agder and two in Trøndelag (June and September 1990: 40 samples, June + September, the same 80 samples). Values are % of dry weight; mean values \pm SD.

3.4.2 Andre elementer

Blanksigd for mer fullstendig kjemisk analyse ble innsamla i oktober 1992 på lokalitetene Ruenes i Vennesla, Vest-Agder og Skauvollen i Malvik, Sør-Trøndelag.

På hver lokalitet ble seks småområder (ca 5 x 5 m) valgt ut for å dekke lokal variasjon. Innsamlingsstedene lå i blåbær- eller småbregneutforming av blåbærgranskog. Før analyse ble skudd med kortere grønn del enn ca. 3 cm fjerna. Skuddene ble delt i et toppsegment på ca. 1,5 cm og en underliggende del også ca. 1,5 cm, henholdsvis kalt apikalt og subapikalt segment. Hver av de 12 samleprøvene ble sortert på denne måten.

Prøvene ble analysert for følgende 14 element: Bor (B), svovel (S), nitrogen (Kjeldahl-N), fosfor (P), kalium (K), kalsium (Ca), magnesium (Mg), natrium (Na), jern (Fe), kopper (Cu), mangan (Mn), sink (Zn), molybden (Mo) og aluminium (Al). Konsentrasjonen av molybden lå i alle prøvene under oppdagingsgrensa på 1,50 mg/kg (**figur 3.3** og **tabell 3.1** og **3.2**).

3.4.3 Resultater

Agder, apikal - subapikal fordeling: Subapikale segment hadde lågere innhold av fosfor, kalsium, magnesium, mangan, kopper og sink enn de apikale segmentene. I parvise sammenlikninger (dvs fra samme skudd) var det alltid lågere konsentrasjoner av fosfor, kalsium, magnesium, natrium, mangan og sink subapikalt enn apikalt, og med ett unntak gjaldt dette også kopper. Innholdet av jern, svovel og nitrogen økte fra apikale til subapikale segment i totalsammenlikningen, og var i parvise sammenlikninger i de seks prøvene konsekvent høgere subapikalt. Kalium viste stor variasjon, og hadde i parvise sammenlikninger både høgere verdier apikalt enn subapikalt og omvendt.

Trøndelag, apikal - subapikal fordeling: Det var lågere innhold av mangan og kopper i subapikale enn apikale segment. I parvise sammenlikninger (dvs fra samme skudd) hadde jern, aluminium, og med ett unntak også kalium, høgere konsentrasjoner subapikalt enn apikalt i alle prøvene. Tilsvarende hadde fosfor, kalsium, kopper og mangan, med ett unntak hver, lågere konsentrasjoner subapikalt enn apikalt. Nitrogen og svovel viste ingen forskjeller.

Agder - Trøndelag, apikalt segment: Fosfor, kalium, kalsium, mangan og jern hadde høgere verdier i Trøndelag enn i Agder, mens det for svovel, nitrogen, kopper og sink var omvendt. Mangan, aluminium og bor viste ingen signifikante forskjeller.

Agder - Trøndelag, subapikalt segment: Magnesium, mangan og bor hadde høgere verdier i Trøndelag enn i Agder, mens det for svovel og nitrogen var omvendt. Jern, aluminium, kopper, sink og natrium viste ingen forskjeller.

Agder - Trøndelag, apikalt + subapikalt segment: Fosfor, kalium, kalsium, magnesium, mangan, jern og bor viste signifikant høgere verdier i Trøndelag enn Agder, mens det for svovel, nitrogen, kopper, sink og natrium var omvendt. Aluminium viste ingen forskjell.

Tabell 3.1 Innhold av 13 kjemiske element i blanksigd fra en lokalitet (D-Ruenes) i Agder og én i Trøndelag (P-Skauvollen). $n=6$. Innhold av P, K, Ca, Mg, Na, S og N angitt i g/100 g tørrvekt (dry weight); Fe, Cu, Mn, Zn, Al og B er angitt i mg/kg tørrvekt. Verdiene er gjennomsnitt \pm standardavvik. Apikale og subapikale segment var ca. 1,5 cm lange. Innsamling: Oktober 1992. - Content of 13 chemical elements in *Dicranum majus* from one locality in Agder, South Norway, and one in Trøndelag, Central Norway, $n=6$. The values are mean \pm s.d. Apical and subapical segments were approximately 1.5 cm long. Collected in October 1992.

Element	Agder-	Agder-subapikal	Trøndelag-apikal	Trøndelag-subapikal
P	0,100 \pm 0,022	0,084 \pm 0,01	0,179 \pm 0,04	0,148 \pm 0,032
K	0,330 \pm 0,06	0,318 \pm 0,17	0,826 \pm 0,10	0,851 \pm 0,093
Ca	0,265 \pm 0,015	0,182 \pm 0,014	0,409 \pm 0,038	0,386 \pm 0,046
Mg	0,152 \pm 0,012	0,078 \pm 0,006	0,228 \pm 0,027	0,169 \pm 0,030
Mn	343,2 \pm 83,4	240,0 \pm 59,6	448,3 \pm 118,2	428,7 \pm 114,8
Fe	142,0 \pm 18,2	330,0 \pm 39,5	475,3 \pm 339,7	642,3 \pm 388,5
Al	225,5 \pm 56,6	335,0 \pm 63,4	316,7 \pm 204,9	426,0 \pm 233,1
B	11,65 \pm 1,68	10,35 \pm 1,68	12,18 \pm 1,41	12,68 \pm 1,39
S	0,099 \pm 0,07	0,128 \pm 0,01	0,080 \pm 0,01	0,089 \pm 0,01
N	1,51 \pm 0,09	1,67 \pm 0,11	1,23 \pm 0,14	1,223 \pm 0,14
Cu	15,43 \pm 5,27	10,13 \pm 3,00	9,79 \pm 1,88	7,26 \pm 1,18
Zn	57,12 \pm 4,61	46,47 \pm 3,45	38,27 \pm 7,13	37,12 \pm 10,60
Na	0,122 \pm 0,027	0,099 \pm 0,024	0,081 \pm 0,014	0,082 \pm 0,017

3.4.4 Betydningsfulle forskjeller mellom Agder og Trøndelag

De høyere verdiene særlig av svovel og nitrogen, men også av kopper og sink, i apikale segment fra Agder syntes å skyldes forskjellig grad av luftforurensninger i de to områdene. Det samme gjaldt svovel og nitrogen fra subapikale segment. Malmer (1988) påviste tilsvarende regionale forskjeller mellom Sør- og Nord-Skandinavia hos utvalgte torvmoser (*Sphagnum* spp.) fra nedbørsmyr (ombrotrof myr).

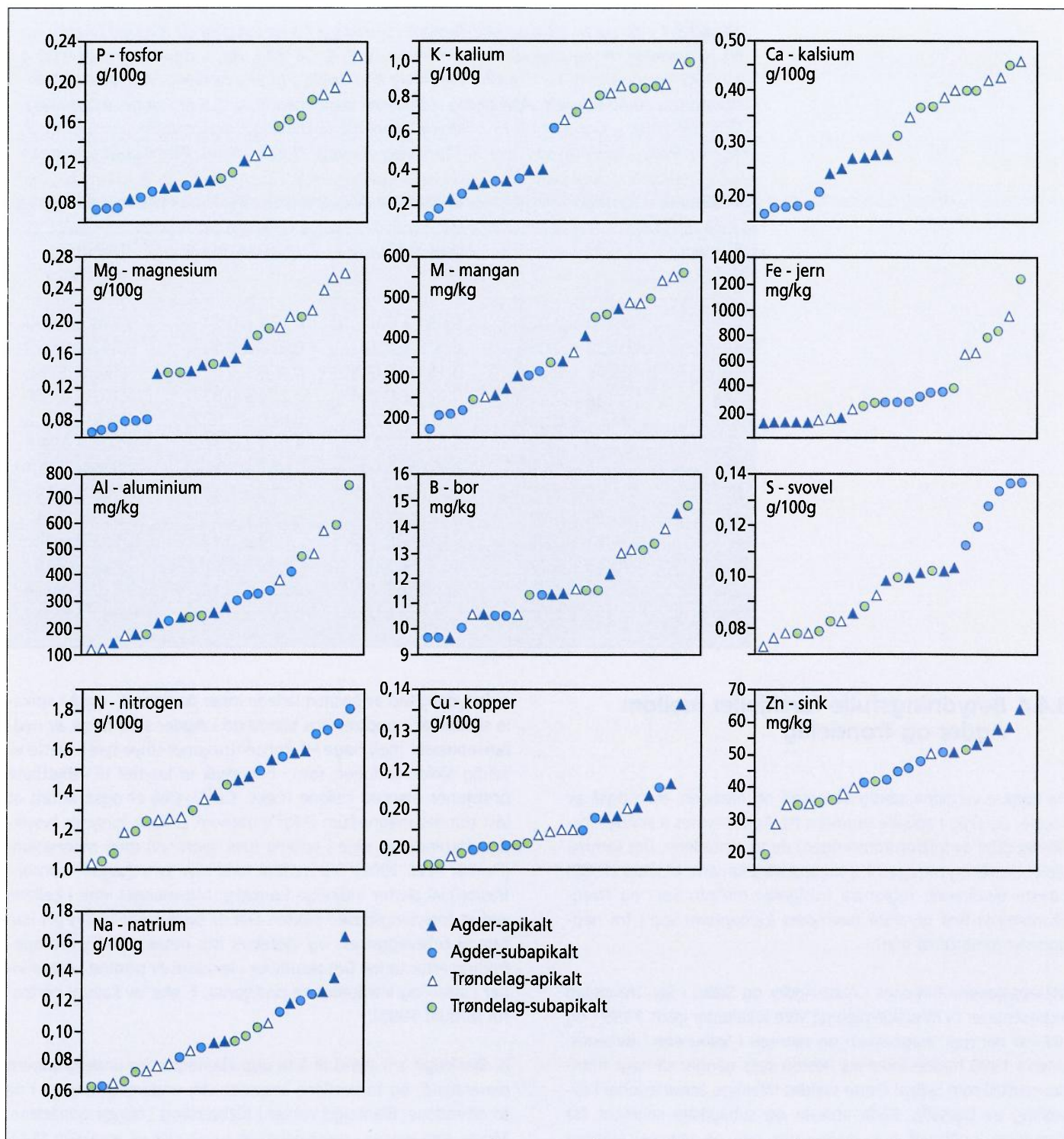
Målestasjonene Birkenes i Aust-Agder og Selbu i Sør-Trøndelag representerer nedbørskjemien på våre lokaliteter godt. I 1991 og -92 var det mer magnesium og natrium i Selbu enn i Birkenes. (Men i 1990 hadde Birkenes nesten seks ganger så høgt natrium-nedfall som Selbu! Dette skyldes tilfeldige årsvariasjoner i avsetning av havsalt). Både apikale og subapikale segment fra Trøndelag inneholdt mer magnesium enn de samme segment fra Agder, dette avspeiler de nevnte forskjellene i våtavsetninger. Derimot var innholdet av natrium i apikale segment høyere i Agder enn i Trøndelag. En hypotese for å forklare det ulogisk høye natriuminnholdet i Agder, kan være at natrium i noen grad erstatter kalium som er fjernet fra utbyttable ioneposisjoner gjennom sur nedbør (Malmer 1988).

Fra 1990-92 ble det på Birkenes målt mer våtavsett kalsium og kalium enn i Selbu (like mengder kalium i 1992). Blanksigd hadde mer fosfor, kalium, kalsium og magnesium i Trøndelag enn i Agder både apikalt og subapikalt, spesielt forskjellige var verdiene for kalium og kalsium. Fire hovedhypoteser kan framsettes for å forklare disse forskjellene:

a. Betydelig tap av positivt ladede ioner (kationer) - også i apikale skuddeler - opptrer hos blanksigd i Agder som følge av nedbørsepisoder med høge H^+ -konsentrasjoner (mye syre). Dette vil særlig gjelde kationer, som i hovedsak er knyttet til utbyttable posisjoner utenom cellene (f.eks. Ca^{2+}). Det er også antatt at løst bundet magnesium (Mg^{2+}) utenom cellene forsyner livsviktige forbindelser inne i cellene (dvs. klorofyll) med magnesium (Farmer et al. 1992). Sur nedbør med mye syre (høg H^+ -konsentrasjon) vil derfor indirekte kunne gi Mg-mangel inne i cellene ved at forsyningsbasen svikter. Det er også kjent at låg pH kan føre til celleveggstress og -defekter hos moser, særlig ved oppfukning etter tørke. Det resulterer i lekkasje av positivt ladede ioner i inter- og intracelluære posisjoner, f. eks. av kalium og fosfor (Brown 1982).

b. Blanksigd er i stand til å ta opp elementer fra undergrunnens mineraljord, og forskjellene avspeiler ulik undergrunnskjemi i de to områdene. Blanksigd vokser i blåbærskog i begge områdene. Moser som vokser i næringsfattige barskoger vil antakelig få tilført lite næringsstoffer fra undergrunnens mineraljord. Dette begrunnes først og fremst med manglende røtter og dårlig utviklet ledningsvev hos moser, og ved et vokse- og nedbrytningssett som raskt gir manglende fysisk kontakt med den underliggende mineraljorda. Denne hypotesen gir derfor trolig en dårlig forklaring.

c. Blanksigd tar opp næring fra humuslaget. Blanksigd har tett filt-kledde stengler. Passiv transport i filteren av vatn med oppløst kjemiske stoffer fra det underliggende humuslaget til skuddtoppen er sannsynlig. Opptak av kjemiske elementer som er frigjort fra død mose, strøfall (f.eks. barnåler) og visne plantedeler av karplanter med røtter i kontakt med underliggende mineraljord, må derfor kunne forekomme.



Figur 3.3

Konsentrasjoner av 13 kjemiske elementer hos blanksigd fra seks småområder innenfor en granskogslokaltet i Agder (Ruenes) og en i Trøndelag (Skauvollen). - Concentrations of 13 chemical elements in the moss *Dicranum majus* from six sites in one spruce forest locality in Agder, South Norway, and one in Trøndelag, Central Norway.

Tabell 3.2 Sammenlikning mellom to lokaliteter (Agder og Trøndelag) og to skuddsegment (apikalt - subapikalt) med hensyn til tørrvektinnhold av 13 kjemiske element hos blanksigd. Mann-Whitney U-test er benytta i utrekning av signifikans. Materiale innsamlet i oktober 1992. * signifikant på 5%-nivå; ** - på 1%-nivå; *** - på 0,1%-nivå; n.s. = ikke signifikant. (T): Høgest verdier i Trøndelag. (A): Høgest verdier i Agder. (Ap): Høgest verdier i apikalt segment. (Su): Høgest verdier i subapikalt segment. - Comparison of two localities (Agder, South Norway and Trøndelag, Central Norway) and two shoot segments (apical and subapical) of *Dicranum majus* with respect to the dry weight content of 13 chemical elements. The significance level was calculated by the Mann-Whitney U-test. Material collected in October 1992. (T): Highest values in Trøndelag. (A): Highest values in Agder. (Ap): Highest values in apical segments. (Su): Highest values in subapical segments.

Element	Agder apikalt/sub- apikalt (n=6)	Trøndelag Apikalt/sub- apikalt (n=6)	Agder/ Trøndelag apikalt (n=6)	Agder/ Trøndelag subapikalt (n=6)	Agder/ Trøndelag apikalt + subapikalt (n=12)
P	*(Ap)	n.s.	** (T)	** (T)	*** (T)
K	n.s.	n.s.	** (T)	** (T)	*** (T)
Ca	** (Ap)	n.s.	** (T)	** (T)	*** (T)
Mg	** (Ap)	*(Ap)	** (T)	** (T)	*** (T)
Mn	*(Ap)	n.s.	n.s.	*(T)	** (T)
Fe	** (Su)	n.s.	*(T)	n.s.	*(T)
Al	** (Su)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
B	n.s.	n.s.	n.s.	** (T)	** (T)
S	*(Su)	n.s.	** (A)	** (A)	*** (A)
N	*(Su)	n.s.	** (A)	** (A)	*** (A)
Cu	*(Ap)	*(Ap)	*(A)	n.s.	** (A)
Zn	** (Ap)	n.s.	** (A)	n.s.	*** (A)
Na	n.s.	n.s.	*(A)	n.s.	*(A)

d. Innhold og konsentrasjon av kjemiske elementer hos blanksigd avspeiler storområdet jord- og berggrunnsforhold. Denne hypotesen innebærer at høyere innhold av fosfor, kalium, kalsium, magnesium og jern i apikale segment fra Trøndelag kan forklares ved tilførsel av støvpartikler fra omkringliggende områder. Trøndelags-lokaliteten ligger i et område med langt rikere berggrunn enn Agder-lokaliteten. Men i så fall skulle dette også i noen grad avspeiles i nedbørens kjemiske sammensetning på målestasjonene i Selbu og Birkenes. Dette er ikke tilfelle for kalium, kalsium og magnesium. Rühling et al. (1992) indikerer at jorddrift og støv er årsak til forhøya verdier av jern i Danmark, sørlige deler av Sverige og Finland, og i snauffjellet. Steinnes & Jacobsen (1994) viser at det samme er tilfelle på Svalbard for mange kjemiske elementer (særlig Cr, Ni, Co og Fe).

3.4.5 Segmentforskjeller

Økt opphopning (akkumulering) av nitrogen og svovel ved økt alder er et påfallende trekk i Agder sammenliknet med Trøndelag. Dette avspeiler det større nedfallet av nitrogen og svovel i Agder enn i Trøndelag. Den sterkt avtagende konsentrasjonen av kalsium i subapikale segment fra Agder er interessant, etter

som litteraturangivelser indikerer det motsatte hos moser (Tamm 1953, Brown 1982). Fordi kalsium i all hovedsak er bundet til posisjoner utenom cellene, er det nærliggende å foreslå at den låge konsentrasjonen i subapikale segment fra Agder er et resultat av ionebytting forårsaket av nedbør med lav pH. Det samme kan gjelde magnesium og sink, mens de høyere konsentrasjonene av jern og aluminium i subapikale enn i apikale segment fra Agder (gjelder også Trøndelag i parvise sammenlikninger), kan indikere at disse er tyngre ionebyttbare enn de nevnte toverdige ionene. Kalsium er blant annet viktig for membranfunksjoner og sammenhold av celler.

3.4.6 Vurdering

Undersøkelsen gir ikke entydig svar på årsakene til forskjellene i konsentrasjon av kjemiske elementer hos blanksigd fra Agder og Trøndelag. Det er imidlertid uventet store forskjeller mellom de to lokalitetene når det gjelder konsentrasjon av fosfor, kalium, kalsium og magnesium. Forskjellene lar seg rimelig forklare gjennom ulik belastning av sur nedbør. De høyere konsentrasjonene av nitrogen og svovel i Agder-materialet er en følge av større tilførsel av disse stoffene der.

4

Virkninger av nitrogen gjødsling på fjellhei

Eli Fremstad, Jaanus Paal og Tõnu Möls

Fattig fjellheivegetasjon ble gjødslet med ammoniumnitrat i tre år. I rabbesiv-lavhei gikk tyttebær signikant frem. Andre arter viste svak, men ikke signifikant økning i veksten ved gjødsling. Gulskinn i lavhei viste svak nedgang i dekning, mens hjelmose økte noe i rabbesiv-lavhei.

4.1 Innledning

I etterkrigstiden er deler av Norge blitt tilført nitrogenforurenset nedbør. Forurensningene skriver seg i stor grad fra land lenger sør i Europa, der både utslipp og nedfall av nitrogen er mye større enn i de mest utsatte delene av Norge. Gjennom internasjonale avtaler og nasjonale tiltak mot forurensende utslipp er mengden av svovelforbindelser blitt betydelig redusert, mens nitrogenutslippene ennå ikke er under kontroll. Nitrogen bidrar til

forsuring av miljøet, men er også nødvendig for plantenes produksjon. Det er derfor av stor interesse å vite i hvilken grad de økte nitrogentilførslene til skog og annen vegetasjon allerede har bidratt til vegetasjonsforandringer - som ikke ville ha skjedd om områdene ikke var blitt tilført ekstra nitrogen. Særlig nitrogennedfallets virkninger på røsslynghei (i Nederland) og skog (i Sverige) er blitt undersøkt, og det synes klart at nitrogennedfall i disse landene er ansvarlig for endringer i artssammensetning og i mengdeforholdet mellom arter i naturlig (eller naturnær) vegetasjon. Noen arter har fordel av økt nitrogentilgang; de har god evne til å ta opp ekstra nitrogen og å utnytte den til økt vekst. Andre arter har ikke denne evnen og kan lett bli utkonkurrert av de mer produktive artene.

I forbindelse med omfattende vegetasjonsendringer i nederlandske røsslyngheier er det blitt spekulert på om tilsvarende endringer også har funnet sted i kystlyngheiene i de mest nitrogenbelastede områdene i Sørvest-Norge (Fremstad 1992) eller i de



Foto: Eli Fremstad

sørvestlige fjellområdene. Kystlynghei i lavlandet og fjellhei har en del arter felles, og dersom det skjer endringer i lavlandet på grunn av nitrogennedfall, kan en forvente at vegetasjonen i fjellet også forandres på grunn av denne faktoren. Det foregår betydelige endringer i norsk kystlynghei, men vi har ingen sikre indikasjoner på at disse virkelig skyldes nitrogennedfall og ikke andre faktorer som har påvirket heiene i etterkrigstiden (se Fremstad et al. 1991).

Store deler av Norge har så langt vært forskånet for langtransporterte nitrogenforurensninger. Beregninger utført av NILU (Tørseth & Pedersen 1994) viser at de nordligste delene av Sør-Norge bare tilføres 0,2-0,4 g N/m² pr år og at tilførslene i Nord-Norge er 0,2 g N/m² eller lavere. Disse verdiene regnes for å tilsvare det som tilføres områder på våre breddegrader gjennom naturlige prosesser, uten påvirkning av menneskeskapte utslipp (Nihlgård 1985). For nedre deler av Østlandet, Sørlandskysten og kyst- og fjordstrøk på Vestlandet til nord for Sognefjorden er imidlertid de årlige nitrogentilførslene med nedbør høyere, opptil 1,6-1,8 g N/m² (figur 4.1). Mesteparten skriver seg fra utslipp fra andre land, men i Rogaland skyldes en viss andel av nitrogennedfallet regionale utslipp fra bl.a. landbruket.

På denne bakgrunnen startet NINA i 1991 et feltforsøk med nitrogentilførsel til tre typer fattig fjellhei. Formålet med forsøket var å undersøke hvordan ekstra nitrogentilførsel i mengder som tilsvare de nitrogennedfallene vi har i deler av Norge i dag (og som vi har hatt i flere tiår) påvirker vegetasjonen i fjellet (Paal et al. 1997).

4.2 Område og metode

4.2.1 Fjellhei

Treløse heiområder dekker omlag 30 % av landarealet i Fastland-Norge; derav utgjør heier på næringsfattig mark over skoggrensene (fattige fjellheier) ca 28 % (Fremstad & Kvenild 1993). Fattige fjellheier er viktige vegetasjonstyper i Norge, og det er følgelig av betydning å vite om de påvirkes av nitrogenet som tilføres utenfra.

Artssammensetningen i de tre heitypene vi valgte som forsøksobjekter viser hvilke økologiske forhold som rår på disse voksestedene. *Dvergbjørkhei* finnes bare der snødekket er nokså stabilt om vinteren, men hvor snøen forsvinner ganske tidlig og vekstperioden blir forholdsvis lang. *Lavhei* av den type vi undersøkte domineres av lavarter som finnes på vindeksponerte steder med tynt og ustabil snødekke, de steder i fjellet som smelter ut først og får særlig lang vekstperiode. *Rabbesiv-lavhei* utvikles derimot der det er noe dypere, mer langvarig snødekke og kortere vekstperiode.

4.2.2 Metode

Tre forsøksfelt innen Hjerkinnskytefelt ble valgt (figur 4.1), et område som kan være forurenset på andre måter, men neppe av nitrogenforbindelser. Alle feltene ligger på næringsfattig grunn

og har vegetasjonstyper som er vanlige i østlige deler av den sørnorske fjellheimen. Fordi nitrogennedfallet i Sør-Norge består av omtrent like mengder reduserte (NH_x) og oksyderte (NO_x) nitrogenforbindelser, valgte vi å tilføre nitrogenet i form av ammoniumnitrat. Denne ble veid opp i doser som var sammenlignbare med nedfallet i Sør-Norge og løst i vann. Løsningen ble påført heivegetasjonen manuelt med sprayflaske.

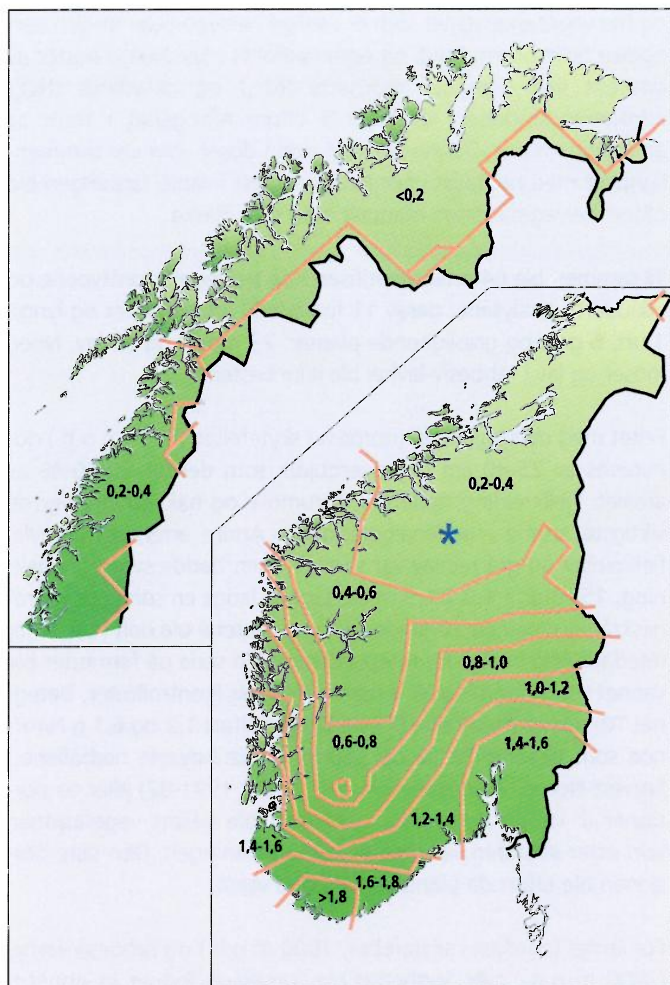
Til sammen ble 64 arter identifisert i de tre vegetasjonstypene og inkludert i analysene; derav 11 forvedede arter (busker og lyng), 1 urt, 6 gras og graslignende planter, 23 moser og 23 lav. Noen moser og lav i rabbesiv-lavhei ble ikke bestemt.

Feltet med *dvergbjørkhei* (nordøst i skytefeltet, 1100 m o.h.) domineres av 25-40 cm høy dvergbjørk som dekker 50-60 % av arealet. Fjellkrekling, tyttebær, furumose og bakkefrynse var de viktigste artene i undervegetasjonen. Andre arter, som smyle, fjellreinlav og grå reinlav var vanlige, men hadde svært lav dekning. 15 ruter à 1,0 x 1,5 m ble lagt ut langs en sørvendt moreneskråning med ca 20 grader helning. Rutene ble delt i tre serier (med tilfeldig innbyrdes ruteplussing). En serie på fem ruter ble vannet uten tilsetning av ammoniumnitrat (kontrollruter, betegnet T0), de andre seriene (T1 og T2) ble tilført 1,2 og 6,1 g N/m², noe som tilsvarer 72 % og 360 % av de høyeste nedfallene i Sørvest-Norge. Årsdosene ble delt i tre (i 1991-92) eller to porsjoner (i 1993); den første porsjonen ble påført vegetasjonen kort etter at snøen var smeltet vekk i skråningen. Den siste porsjonen ble tilført da plantene var i god vekst.

For *lavhei* (nordøst i skytefeltet, 1000 m o.h.) og *rabbesiv-lavhei* (1400 m o.h., nær Snøhetta) ble forsøksopplegget et annet. I hver av heitypene ble det lagt ut fire transekter (bånd eller striper med vegetasjon) som målte 0,5 x 20,0 m. I begge vegetasjonstypene ble ett transekt vannet uten nitrogentilsetning (kontrollfelt, T0), de andre ble tilført vann med løst ammoniumnitrat svarende til henholdsvis 0,7, 3,5 og 7 g N/m², som utgjør 35, 175 og 350 % av maksimum årlig nedfall i sørvest. Langs hvert transekt ble det merket opp ca 20 ruter på 0,2 x 0,2 m.

I lavhei var de viktigste artene lavene fjellreinlav (43 % dekning), gulskinn, kvitkrull, gulskjerpe og rabbeskjegg, mens dvergbjørk, mjølbbær, fjellkrekling, tyttebær og sauesvingel var de viktigste karplantene. I denne vegetasjonen var hverken dvergbjørk, lyng eller lavmatten mer enn ca 5 cm høy, mens sauesvingel ble 10-15 cm høy. I rabbesiv-lavhei var vegetasjonen enda lavere, med unntak av ca 10 cm høy rabbesiv. Denne heitypen var en mosaikk av en svart skorpe av levermoser, skorpelav og spredte karplanter (33 % dekning), matter av snøskjerpe (opptil 60 %) og flekker med rabbesiv.

I de 15 dvergbjørkrutene og i de til sammen 164 smårutene i transektene ble alle plantearter notert, og dekningen av hver art ble vurdert etter en prosentskala. Dekningsvurderingen ble foretatt før første nitrogengjødsling i 1991 og hvert år rundt midten av august, da vekstperioden gikk mot slutten. Vegetasjonens reaksjoner på nitrogengjødslingen ble forsøkt belyst ved eventuelle endringer i artssammensetning og artenes dekning, måling av lengden på årsskudd hos dvergbjørk, tyttebær og fjellkrekling og høyden av blomstrende stengler hos rabbesiv og sauesvingel (for å se om nitrogentilførselen førte til økt vekst), kjemiske analyser



Figur 4.1
Mønsteret for nitrogennedfall over Norge i 1988-92 ($g-N/m^2$). Etter Tørseth & Pedersen (1994). Undersøkesområdet er merket med stjerne. - The deposition pattern of nitrogen in Norway 1988-1992. The study area is indicated by an asterix.

av jordsmonn (analyse av 26 parametre i dvergbjørkhei, 37 i transektene) for å se om nitrogenet førte til kjemiske endringer, som forsurening, nitrogenakkumulering i jorda eller økt tilgang på andre emner) og analyser av nitrogeninnholdet i skudd av dvergbjørk, fjellkrekling og rabbesiv. Dersom nitrogeninnholdet i skuddene til de forvedede artene økte, kunne det føre til nedsatt frostherdighet og skudd-død.

Dataene ble bearbeidet med ulike typer multivariate metoder (ANOVA, MANOVA) og generaliserte lineære modeller (GLM) og Repeated Measures Analysis (RMA). Faktorer som ble analysert for alle forsøksfeltene var nitrogen gjødsling (faktor T) og faktoren tid (år, Y). I dvergbjørkhei måtte vi også operere med en faktor H (rutenes plassering i skråningen), og i transektene med en faktor M (mosaikk, dvs. vekslingen i vegetasjonen langs transektene). Interaksjoner (samvirke) mellom faktorene ble også analysert. De statistiske metodene ble nyttet på en måte som gir meget sterke tester av resultatene. Det betyr at resultatene er ganske "konservative" i forhold til de som fremkommer ved andre, vanlig nyttede statistiske metoder.

4.3 Resultater

Etter tre års gjødsling kunne vi påvise få endringer som med sikkerhet skyldtes den ekstra tilførselen av nitrogen til heiene. I ingen av heitypene fikk vi statistisk signifikant økning i skuddlengden hos dvergbjørk, lyngarter, sauesvingel eller rabbesiv. I dvergbjørkhei fikk vi tvert om en drastisk reduksjon i skuddlengdene fra 1991 til 1993, men reduksjonen var lik i ubehandlede og behandlede ruter og måtte derfor skyldes andre forhold enn virkninger av nitrogen. Våren 1992 ble mjølbeær sterkt skadd og deler av den døde. Dette skjedde imidlertid også utenfor de gjødslete områdene og måtte skyldes miljøforhold vi ikke rådde over.

Nitrogeninnholdet i plantene viste ingen sikker sammenheng med nitrogentilførselen. Heller ikke i jordprøvene ga nitrogentilførselen signifikante endringer i den kjemiske sammensetningen. I dvergbjørkhei viste ingen arter signifikant reaksjon på gjødslingen, verken ved økning eller tilbakegang. Noen arter dukket opp andre eller tredje året, for å forsvinne igjen, noen andre var der fra starten og forsvant, men disse små endringene i artsammensetning kunne like gjerne være en del av den naturlige dynamikken i heitypen. Fjellkrekling viste tydelige årlige svingninger, bl.a. med økt vekst i 1993. Svingningene tror vi skyldtes store variasjoner i været i første del av vekstperioden i alle de tre sesongene, som var svært ulike mht. temperaturforhold og nedbør. Det resulterte i ukers forskjell for f.eks. når bladene av dvergbjørk foldet seg ut. I 1993 ble krekling trolig beskyttet av et dekke av dvergbjørk med velutviklet bladverk mot de mest ekstreme værsvingningene.

I transektene kunne endringer i dekning spores fra år til år hos en rekke arter, men endringene var ikke statistisk signifikante, utenom for tyttebær i rabbesiv-lavhei. I denne heitypen økte mengden av tyttebær signifikant som følge av gjødslingen. Det at tyttebær, som fantes i begge lavhei-typene, bare gikk signifikant frem i den ene typen, tror vi skyldtes forskjeller i heitypenes artssammensetning og struktur og i måten nitrogenet ble fanget opp på. I rabbesiv-lavhei vokser tyttebær for en stor del i de åpne levermose-skorpelavfleckene. Skuddene ligger oppå denne svarte skorpen med røttene helt i jordoverflaten der de lett kan suge opp ekstra nitrogen som tilføres, uten mye konkurranse fra andre karplanter. I lavhei består bunnsjiktet av opprette, flere centimeter høye lav som tyttebær vokser nedi, og der mye av det tilførte nitrogenet absorberes av lavmatten. Relativt mindre nitrogen når jorda i lavhei i første omgang enn i rabbesiv-lavhei. I lavhei er tyttebær dypere rotfestet, og rotkonkurransen mot dvergbjørk og lyngarter er trolig sterk. Derfor har den ikke maktet å svare på nitrogentilførselen med økt vekst i lavhei, men også her har den økt litt. Noe økning hadde også dvergbjørk, rabbebjørnemose, gulskjerpe, kvitkrull og grå reinlav, mens gulskinn gikk litt ned. I rabbesiv-lavhei fikk hjelmose økt dekning ved gjødsling.

4.4 Diskusjon

For politikere og forvaltningsorganer som forhandler med andre stater om reduksjon av nitrogenutslipp, er det viktig å vite i hvilken grad dagens utslipp er miljøskadelige. Og hva vil skje der-

som utslippene fortsetter på samme nivå som i dag? På grunnlag av vårt treårige prosjekt med lave doser er det ikke mulig å besvare spørsmålene. Ved å sammenligne våre erfaringer med gjødslingsforsøk utført i arktisk-alpine områder i Canada og USA og enkelte forsøk i Storbritannia og Sverige kan vi gjøre oss meninger om mulighetene for å forutsi endringer i fjellhei som følge av nitrogenforurensninger. Følgende forhold bør tas i betraktning:

- Dosene vi har nyttet er for lave til å gi statistisk signifikante resultater i løpet av så kort tid som tre år, iallfall i de fjellheitypene vi har undersøkt.
- Tilført nitrogen blir muligens tatt opp av plantene, om ikke i den overjordiske biomassen (som vi har undersøkt), så muligens i underjordisk biomasse (jordstengler og røtter) eller i karplantenes mykorrhiza (sopp) (Baddeley et al. 1994). Disse delene av plantesamfunnene har vi imidlertid ikke undersøkt nitrogeninnholdet i.
- En del nitrogen er trolig absorbert av og holdt igjen i lav og moser (som vi ikke har målt nitrogeninnholdet i) og vil først når disse er døde og brutt ned, bli inkorporert i jordsmonnet. I arktisk-alpine områder går biologiske prosesser, bl.a. nedbryting av plantemateriale, langsomt (Chapin 1987), og det kan ta tid før nitrogenet blir tilgjengelig for planterøttene i jorda.
- Planter som vokser på næringsfattige steder er tilpasset næringsfattigdommen. Mange av dem har liten evne til å ta opp og utnytte ekstra nitrogen til økt vekst med mindre andre næringsstoffer, særlig kalium og fosfor, tilføres samtidig. Dette skjer ikke via langtransporterte forurensninger, og de dosene som store deler av Norge mottar av nitrogen gir derfor - muligens - ikke merkbare endringer i vegetasjonen selv på litt lengre sikt, f.eks. over en tiårsperiode. En britisk undersøkelse (Wilson et al. 1995) fant heller ingen virkning av nitrogen da det ble tilført på næringsfattig mark.
- Vannmangel kan være årsak til at tilført nitrogen ikke blir utnyttet. Vårt undersøkelsesområde har et ganske tørt, subkontinentalt klima, og lavdominansen i to av heitypene indikerer at voksestedene er svært tørre. Et svensk forsøk med nitrogen-gjødsling i skog konkluderte med at manglende effekt av gjødslingen trolig skyldtes redusert mulighet for karplantene til å ta opp vann og næring og at gjødsling av særlig tørr skog ikke hadde noen hensikt (Pettersson 1985).
- Under såpass ekstreme klimaforhold som vi har i våre forsøksfelte, kan svingningene i været fra en vekstperiode til en annen, og innen en og samme sesong, påvirke plantene mer enn tilførsler av små eller moderate mengder av selv et så viktig næringsstoff som nitrogen. Den rolle som faktor Y (året, eller tid) spiller i våre resultater (og som vi har tolket som uttrykk for vekslende værforhold) antyder at været påvirkning på plante-

ne kan maskere eller overskygge virkningene av moderate tilførsler av nitrogen. Værets betydning for planters vekst og utvikling i fjellområder er velkjent, men er nylig blitt understreket av amerikanske undersøkelser (Walker et al. 1994, 1995).

- At ulike arter og grupper av arter (f.eks. grasaktige planter og urter kontra lyngarter, og løvfellende lyngarter kontra eviggrønne) reagerer ulikt (individualistisk) på samme type miljøpåvirkning er vist i en lang rekke gjødslingsforsøk. Våre egne resultater og de til Shevtsova et al. (1995) antyder at en og samme art også kan reagere forskjellig i ulike vegetasjonstyper den opptrer i, når den i disse vegetasjonstypene utsettes for samme type manipulering (f.eks. gjødsling).
- Dersom alle forholdene som er anført ovenfor har noe for seg, betyr det at det å forutsi eventuelle endringer i fjellvegetasjon som følge av nitrogennedfall blir særdeles komplisert. Blant annet vil modeller over endringer måtte ta hensyn til den enkelte arts mange egenskaper, egenskaper ved ulike vegetasjonstyper (bl.a. struktur), lokale og regionale klimaforhold og vekslinger i værslaget fra sesong til sesong og disses konsekvenser for de enkelte artene. Med dagens kunnskapsgrunnlag tror vi ikke det er mulig å sannsynliggjøre vegetasjonsendringer over større områder, i noen detalj. Dertil er vegetasjonen i norske fjell alt for variert.

4.5 Sluttbetraktninger

De tre forsøksfeltene er blitt gjødslet hvert år siden 1991, men denne rapporten refererer resultatene etter analyse av feltene i 1993. Feltene ble undersøkt på nytt i 1996, etter seks år med økt nitrogenutførsel. Resultatene fra 1996 antyder at man nå begynner å spore visse "langtidseffekter", men muligens vil en først etter 10-20 års gjødsling få merkbare endringer i vegetasjonen. Deler av Norge er blitt tilført ekstra nitrogen over en enda lengre periode, uten at vi med sikkerhet kan si at vegetasjonsendringer har funnet sted på grunn av nedfallet. Dette skyldes bl.a. at vi mangler pålitelige, eldre data, helst fra tiden før nitrogenutførselen utenfra begynte. Det finnes ikke permanente merkede felter der analyser ble foretatt for flere tiår siden og som kan reanalyseres i dag. Mangelen på eldre data i forbindelse med nitrogennedfall og beslektede miljøproblemer understreker hvor viktig det er med permanente overvåkingsserier og lange data-serier av god kvalitet.

Anerkjennelse

Prosjektet er utført av Eli Fremstad, NINA (nå NTNU, Vitenskapsmuseet) i samarbeid med Jaanus Paal, University of Tartu og Tõnu Möls, Estonian Academy of Sciences, Estland, takket være støtte fra NINA, Nordisk ministerråds utvekslingsprogram mellom Norden og Baltikum og Estonian Science Foundation.

5

Utvikling av testoppsett for jordbunnsevertebrater

Ivar P. Muniz

For å måle biologisk respons ved metalleksponering via mat og vann hos jordbunnsdyr, ble det etablert kulturer av to arter spretthaler (Collembola). Kulturene kan brukes ved dose-respons-eksperimenter og til å vurdere jordkvalitet.

5.1 Bakgrunn

Atmosfæriske avsetninger av svovel- og nitrogenforbindelser kan, i enkelte jordtyper, føre til jordforsuring (Ulrich 1989) og endringer i forekomsten av potensielt giftige metaller, f.eks. aluminium (Mulder 1988). Samtidig kan atmosfærisk avsatte tungmetaller anrikes i strøsjiktet (Billett et al. 1991), og deretter vaskes ut mot dypere jordlag (Tyler 1981).

Slike endringer har ført til virkninger på jordbunnsøkosystemet. Spesielt godt dokumentert er det for mikroorganismer (Alexander 1980) og ektomykorrhiza (Jansen & Dighton 1980). Disse kjemiske endringene påvirker både skogvegetasjonen og direkte eller indirekte den lavere fauna (spretthaler, marker, midd) (Wolters 1989) ved at samspillet mellom jord og jordlevende organismer endres. Skifter i artssammensetningen i den lavere fauna er også funnet i felteksperimenter der en har tilført kunstige mengder "sur nedbør" (Bååth et al. 1980). Disse effektene kan være direkte forårsaket av økt syremengde i jorda, men og indirekte f.eks. ved at reproduksjon og metabolisme endrer seg og gir demografiske effekter på bestandsnivå (Bengtsson et al. 1985). Enkelte arter av collemboler, som naturlig forekommer i sur jord, har vist seg å ha effektive avgiftningsmekanismer for metaller (Josse & Joop 1979; Janssen et al. 1991). Det kan være betydelige forskjeller i metalltoleranse mellom ulike arter og også mellom populasjoner av samme art som skyldes genetiske forskjeller (Posthuma 1990).

Tolkning av slike eksperimentelle resultater er vanskelig fordi metodegrunnlaget for å karakterisere og angi konsentrasjonsnivået av potensielt virksomme metaller, både i fast eller flytende (jordvæske) fase, er mangelfull. Derfor er de faktiske dosene som de jordlevende mikroartropodene utsettes for ute i naturen og i forsøk oftest lite kjent eller ukjente. I tillegg er dyrene ofte små (<0,2-2 mm; 2-3 til 700-800 µg), har spesielle næringskrav, er utsatt for uttørking, og levende dyr krever forsiktig håndtering og spesielle teknikker ved måling av metabolisme og vekst. Slike forhold og deres effekter på de ulike terrestre organismegruppene er sentrale for å kunne fastslå eksisterende kroniske og/eller begynnende forurensningssituasjoner, og ut fra det angi tålegrenser. Viktig er også å klarlegge de økofysiologiske mekanismene bak de subletale virkningene for videre å nivåfeste de forureningsbelastninger disse kan oppstå ved (tålegrense).

Selv om den jordlevende faunaen i denne sammenhengen er lite studert i vårt land, kan en anta at skadeomfanget er like omfattende som det som hittil er dokumentert for høyere planter, trær, sopp og for de ulike trofiske nivåene i ferskvannssystemene (Muniz 1991).

5.2 Målsettinger

På denne bakgrunn ble det 1992 tatt initiativ til å starte et forsknings- og utviklingsprosjekt med målsetting å skaffe til veie og etablere kultur(er) av forsøksdyr, gjøre seg kjent med ulike teknikker for å måle responser, starte opp og gjennomføre konkrete forsøk med testing av virkninger av metaller i vann og næringsemner, samt etablerte forsøksoppstillinger under laboratorieforhold. Det ble også siktet mot å utføre dose/respons forsøk og mer detaljerte forsøk for å bestemme aktuelle doser av de stoffer som testes (metaller).

5.3 Angrepsmåter, resultater og erfaringer

Det ble etablert kontakter med europeiske forskningsmiljøer som studerer kontaminanters virkninger på jordboende invertebrater. I tillegg ble det deltatt ved nasjonale og internasjonale møter og annen kontaktskapende virksomhet for å kunne etablere den nødvendige kompetansen (Eijsackers & Løkke 1992). Det ble utført et litteraturstudium for å skaffe kunnskap om forsøksoppsett og metoder for laboratoriekulturer av testorganismer.

Som testorganismer ble det valgt to arter spretthaler (Collemboler) som var velegnet som laboratoriedyr og hadde viktige funksjoner i jordøkosystemet: *Folsomia candida*, en partenogenetisk form fra dypere jordlag med en generasjonstid på 2-3 uker, og *Orchesella cincta* som lever i strøsjiktet og på vegetasjon, har kjønnnet formering og generasjonstid på 7-8 uker. Forsøksdyrene kom fra to relativt godt undersøkte hollandske populasjoner der toksisitetsdata forelå og næringskrav og kultiveringsteknikker var kjent (Posthuma 1990).

Testmetodikken ble utviklet (Muniz 1993) og for en av forsøksartene, *Folsomia candida*, er målinger av vekst og fekunditet utført. Av denne arten har en nå en løpende laboratoriekultur i temperatur-, lys- og fuktighetsregulerte klimaskap. For den andre arten, *Orchesella cincta*, har det vært betydelige problemer med å få reproduksjonen til å gå samt å skaffe egnet føde. Dyrkningsforsøk med grønnalgen *Desmococcus olivaceus* som *Orchesella* synes å foretrekke, måtte oppgis. *Orchesella* fores nå

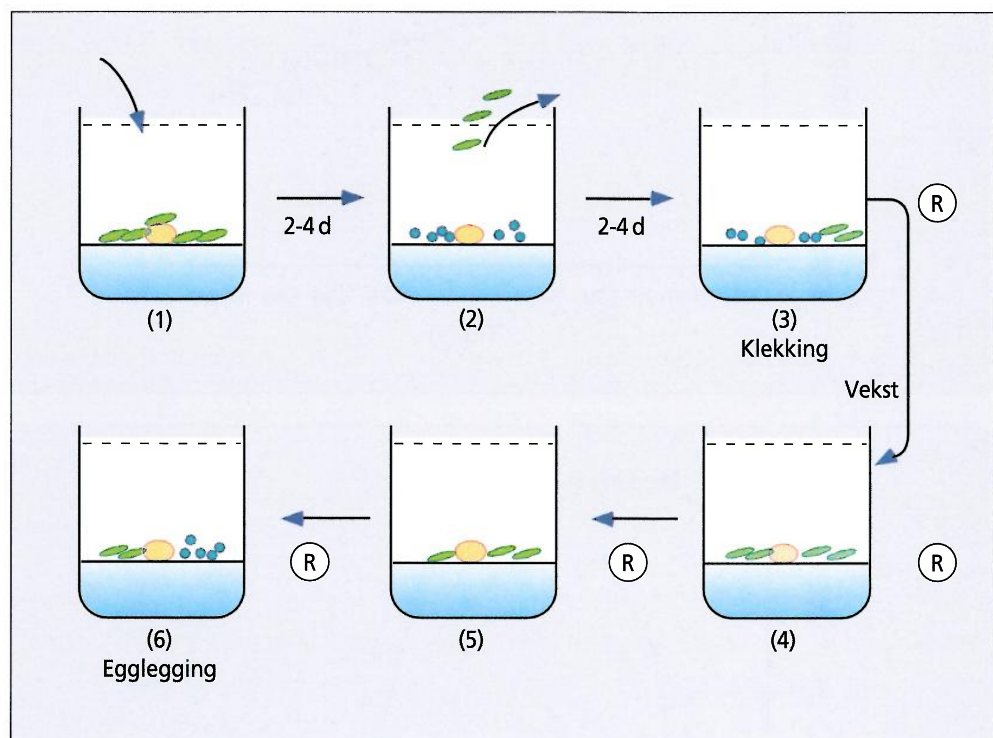
med alger innsamlet på trestammer i Oslo-Ås regionen, og laboriekultur av denne arten er også nå klar og kan testes.

Selve forsøksoppstillingen består i at dyrene innesluttet i små kamre med gipsbunn som holdes fuktig og i et oppsett hvor lys (12/12t lys-mørke), temperatur (20 °C) og fuktighetsforhold (RH 65-80%) kan kontrolleres. Testenhetene er små, slik at mange grupper av begge arter kan testes samtidig. Hvert kammer tilsettes for dvs. gjærceller fra tørrgjær (*F. candida*) eller grønnalgeavskrap (*O. cincta*) og voksne forsøksdyr. Disse må på forhånd behandles ved lavere temperatur og redusert førtilgang slik at de etter kort tid starter å legge egg. Disse klekker og den nye generasjonen utvikles. Når eggleggingen er over fjernes foreldre/foreldregenerasjonen (figur 5.1). Det foretas ukentlige fôringer, og ved tellinger av eggproduksjon og registrering av klekkesultatet får en mål på fekunditeten. Vekstmålinger utføres ved hjelp av elektronisk høypresisjons mikrovekt, og vei prosedyrene for

bestemmelse av levendevekter på enkeltindivider (2 - ca 1000 µg) er etablert. Etter veiing legges dyrene tilbake i sine respektive kammer.

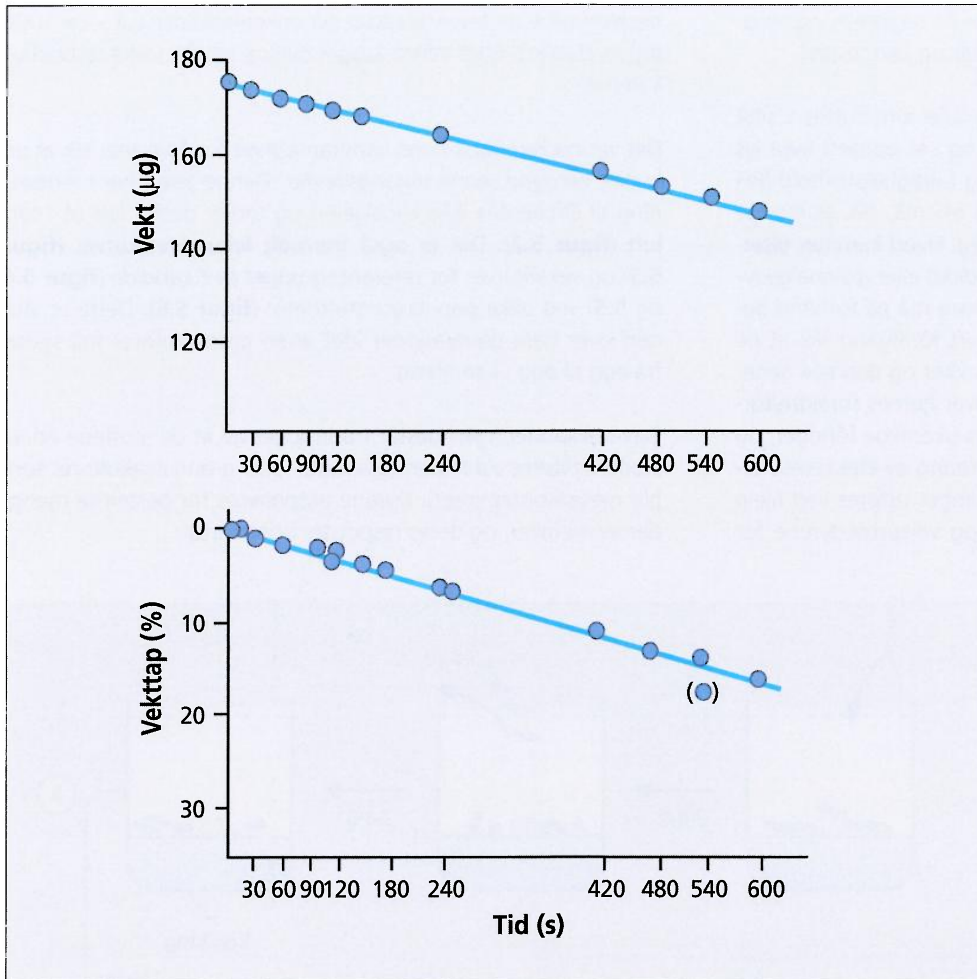
Det var nødvendig å finne vanntapskurver for *Folsomia* slik at en kunne beregne sanne utgangsvikter. Denne arten har i motsetning til *Orchesella* ikke exoskjelett og tørker derfor lett ut i tørr luft (figur 5.2). Det er også fremstilt fekunditetskurver (figur 5.3) og vekstkurver for referansegrupper av *F.candida* (figur 5.4 og 5.5) ved ulike populasjonstettheter (figur 5.6). Dette er studert over flere generasjoner idet arten gjennomfører full syklus fra egg til egg i kammeret.

Selve eksponeringen består i prinsippet av at de stoffene en vil studere tilføres via maten (gjærcelle- eller grønnalgekulturer som blir metallkontaminert). Dyrene eksponeres for bestemte mengder av metaller, og deres responser observeres.

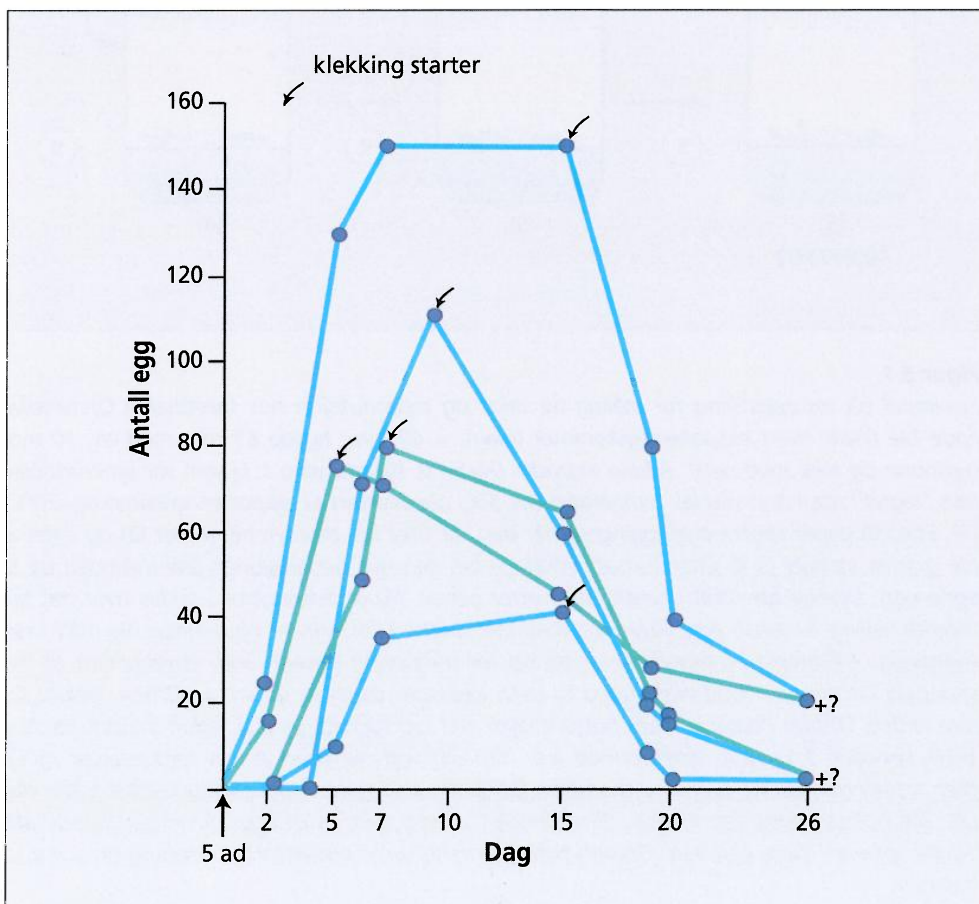


Figur 5.1

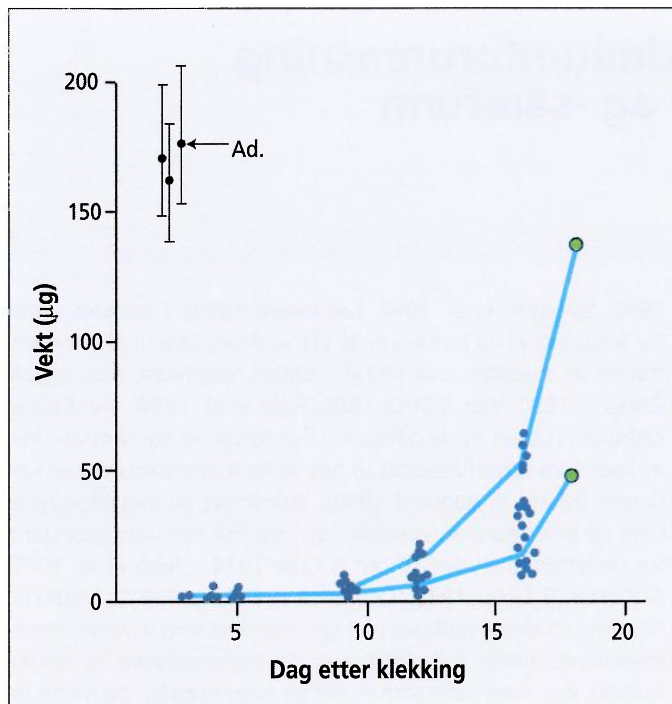
Eksempel på testoppstilling for måling av vekst og reproduksjon hos spretthalen *Orchesella*. Føde ble tilsatt hvert eksponeringskammer (diam. = 40 mm; høyde 65 mm med ca. 10 mm gipsbunn og lokk med nett). Adulte individer (N=5-10, kjønnskvot 1:1) som var synkroniserte (dvs "lagret" uten mat ved lav temperatur dvs 5°C) ble overført til eksponeringskamrene (20°C) (1). Etter få dager startet eggleggingen, når den var over ble mordyrerne fjernet (2) og eggene ble gradvis klekket (3-4) Etter fortsatt vekst (5) ble den nye generasjonen jkønnsmoden og la egne egg. Dyrene ble fôret ukentlig eller etter behov. (R) er tidspunkter i syklus hvor det ble foretatt telling av antall egg, juvenile subadulte, adulte eller exuvier og veksten ble målt med mikrovekt. - Example of experimental set up for measuring growth and reproduction of the springtail *Orchesella*. Food was added to each exposure chamber (diam. = 40 mm, height 65 mm with a 10 mm Plaster of Paris bottom layer and top lid with gauze). Adult individuals (N = 5-10, sex-ratio 1:1) were synchronised (i.e. "stored" without food at low temperature (5°C), then transferred to the exposure-chambers (20°C) (1) and started to reproduce after a few day (2). The animals were fed weekly. (R)="Sample" where number of eggs, juveniles, sub-adults, adults, exuviae, were counted. Growth measurements were obtained by weighing on a microbalance.

**Figur 5.2**

Vekt- og vanntapskurver for *F. candida* i luft med relativ fuktighet på 30-40%. Vanntapet var ca. 2% / min., og ut fra den tid veierutinen tok ble fordampningstapet i praksis ca. 1%. – Curves of evaporative water loss of *F. candida* in air of 30-40% relative humidity. The water loss was approx. 2% / minute., which corresponded to an actual water loss of 1% in the weighing routine.

**Figur 5.3**

Fekunditet og klekkesetidspunkt hos *F. candida*. Det ble benyttet fem kjønnsmodne individer, og kurvene viser at både eggproduksjonen og tidspunkt for begynnende klekking er variabel. Klekkedødligheten var lav, høyst 10-15%, oftest omkring 5%. - Fecundity and time of hatching of *F. candida*. Five mature individuals were used and the curves show that both the production of eggs and the onset of hatching are quite variable. The hatching mortality was low, not more 10-15%, most frequently around 5%.

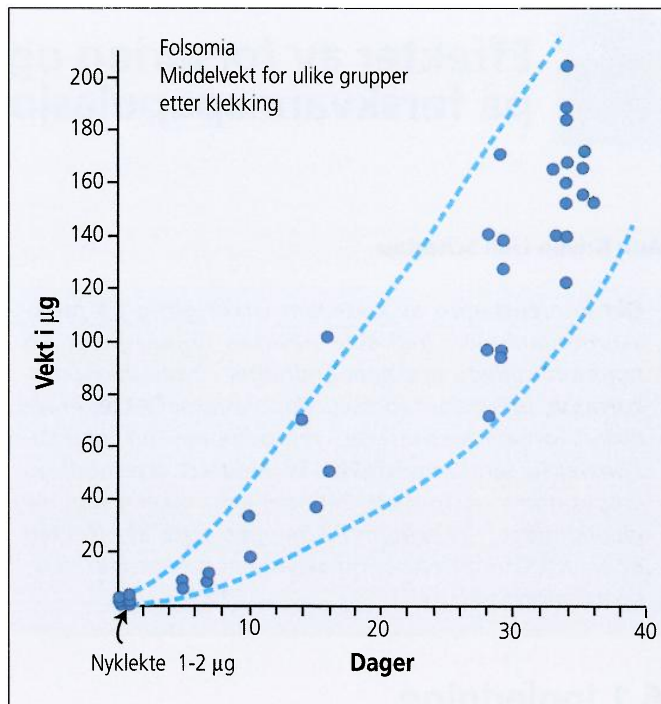


Figur 5.4

Vekstkurver for to grupper av *F. candida* som viser store forskjeller i vekstforløp. Den ene gruppen oppnådde en vekt tilsvarende mordyrenes (Ad.) 18 dager etter klekking, den andre var ca 2 til 3 dager forskjøvet og ble kjønnsmodne tilsvarende senere. - Growth curves for two groups of *F. candida* showing large differences in the course of growth. One of the groups attained a weight corresponding to the parent's 18 days after hatching, in the other group the time of maturity was displaced two to three days.

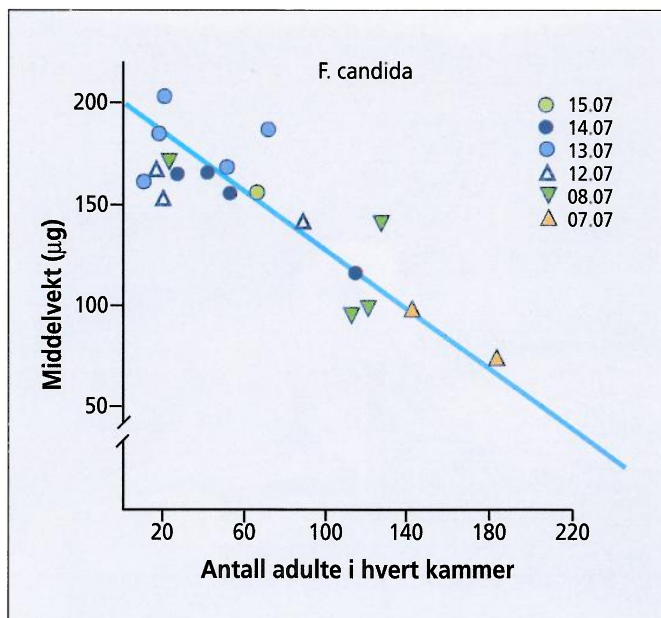
5.4 Fremtidig utvikling og bruk av metoden

Videre planer er å utvide metodikken til tester på mikrokosmos-systemer, gjennomføre feltforsøk, og starte studier av de fysiologiske mekanismene. Uten å kunne gi økologiske tolkninger av testresultatene eller bruke økologiske data som grunnlag for tester av hypoteser i laboratoriet, blir helheten borte og utsagnskraften svekket. Ved valg av forsøksdyr til laboratorieeksperimenter har en primært satset på de importerte kulturene blant annet å sikre grunnlaget for sammenligning (Posthuma 1990). Men til tross for disse fordelene, bør en vurdere å satse på representative "norske" arter for fremtidig testing, dvs. spretthaler fra de fattige jordssystemene som nå er utsatt for jordforsuring og metalleksponeering.



Figur 5.5

Utviklingen av middelvekt for flere grupper av *F. candida* på ulike tidspunkt etter klekking. Dette viser at det er (som i figur 5.4) store forskjeller i vekstforløp. - The development of mean weights in several groups of *F. candida* at different stages after hatching. This demonstrates (as does Fig. 5.4), the large differences in the growth patterns.



Figur 5.6

Middelvekt av ulike grupper av *F. candida* ved ulike tettheter i oppdrettskammeret. Forskjellene i tetthet reflekterer ulik eggproduksjon. Selv om dyrene alltid har overskudd av mat ser det ut til at store tettheter gir mindre vekst. - Mean weights of various groups of *F. candida* at different densities in the nursing chamber. Despite surplus of food, it appears that higher densities result in poorer growth.

6

Effekter av forsurening og kadmiumforurensning på ferskvannspopulasjoner og -samfunn

Ann Kristin Lien Schartau

Økt konsentrasjon av kadmium virker giftig på ferskvannsorganismer. Indirekte påvirkes populasjoner og samfunn i tillegg gjennom endringer i biologiske (konkurransen, predasjon) forhold. Populasjonseffekter er redusert organismestørrelse, reproduksjon og populasjonsvekst, samfunnseffekter er redusert artsantall og endret dominansforhold. Belastningsforsøkene som ble gjennomført i lukkede innhegninger, viste at effekten av en gitt Cd-konsentrasjon avhang av mange forskjellige miljøforhold.

6.1 Innledning

Sørlige deler av den skandinaviske halvøy er utsatt for betydelige tilførsler av langtransporterte luftforurensninger, både sure forbindelser og enkelte metaller (Hanssen et al. 1981, Steinnes 1990). Vassdrag i Sør-Varanger er også utsatt for forurensning og metallbelastning grunnet tilførsler fra industrien på Kola (Traaen



Foto: Ann Kristin L. Schartau

1990, Sivertsen et al. 1992, Langeland 1993). I innsjøer utsatt for forurensning vil en reduksjon av pH vanligvis føre til økt konsentrasjon av metaller som nikkel, kobber, kadmium, sink og bly (Dickson 1980, Yan & Strus 1980, Fjeld et al. 1994). Av disse er kadmium (Cd) et av de giftigste. I Sør-Norge er konsentrasjonen av kadmium i overflatevann så høy at ferskvannsorganismer kan skades (Muniz & Aagaard 1990). Virkninger av metallforurensning på invertebrater (virvelløse dyr) og fisk har vært gjenstand for omfattende studier (Thorp & Lake 1974, Clubb et al. 1975, Alabaster & Lloyd 1982, Lawrence & Holoka 1987). Imidlertid har disse studiene vanligvis blitt gjennomført som laboratorie-eksperimenter under forhold som er lite representative for norske forhold, dvs. med vann som er rikt på næringssalter og andre ioner (Muniz & Aagaard 1990).

Dagens kunnskaper om metallforurensninger og virkninger på ferskvannsorganismer er summert i Muniz & Aagaard (1990). Av dette sammendraget framkommer det at kunnskapsbehovet fortsatt er stort, særlig vedrørende tålegrenser hos vanlige norske arter og økosystemer. Abrahamsen & Seip (1991) angir følgende kunnskapsmangler om effekter på ferskvannsorganismer:

- Dose-respons studier på arter og samfunn i ferskvann med hensyn på forurensning og metaller.
- Bedre kunnskap om hvordan populasjonsøkologiske forhold som predasjon, konkurranse, atferd, formering, vekst og overlevelse påvirkes av forurensninger.

I ferskvann vil den totale kadmiumkonsentrasjonen bestå av kadmium i form av ioner, kolloider, komplekser og partikler. Vanligvis skiller vi mellom tre typer kadmium bestemt av tilgjengeligheten (McCracken 1987): 1) Umiddelbart tilgjengelig kadmium som utgjøres av den løste ioneformen og bundet kadmium i likevekt med denne, 2) Potensielt tilgjengelig kadmium som består av uorganiske, faste forbindelser ($\text{Cd}(\text{OH})_2$ og CdS), chelatert og uløselig organisk bundet kadmium samt kadmium som er felt ut sammen med hydroksyder av mangan eller jern, 3) Utilgjengelig kadmium bundet i krystallinske leirminerale. Den potensielt tilgjengelige fraksjonen kan mobiliseres ved ulike mekanismer, inkludert pH-reduksjon, endring i redokspotensialet, mikroorganismenes aktivitet, mudring og bioturbasjon (Förstner & Prosi 1979, Khalid 1980). Dermed vil løseligheten av kadmium og tilgjengeligheten for akvatiske organismer først og fremst være avhengig av fysiokjemiske faktorer og av bakteriell aktivitet.

Ved å bruke innhegninger med åpen bunn ønsket vi å studere korttids- og langtidseffekter av lavdose eksponering for kadmium på litorale populasjoner og -samfunn. Tilsvarende effekter ble studert for planktoniske organismer ved å bruke innhegninger med lukket bunn.

Ordforklaringer:

Absorpsjon	Inkorporere, knytte til seg.
Bioturbasjon	Flytting av materiale som skyldes organismers aktivitet i sedimentene.
Chelatert	Metallionet er bundet med to eller flere kjemiske bindinger til en kompleks forbindelse.
Cytoplasma	Den delen av cellen som ligger utenfor cellekjernen.
Detritus	Rester av planter og dyr som er mer eller mindre nedbrutt.
Intracellulært	Inne i cellene.
Kloroplaster	Celleorganeller som inneholder klorofyll. Her foregår fotosyntesen hos alle fotosyntetiserende planter med unntak av blågrønnalgene.
LC ₅₀	Median letal konsentrasjon, angir den konsentrasjon hvor 50 % av utgangspopulasjonen er død etter en gitt eksponeringstid.
Litorale arter	Arter som lever i gruntvannsområdene/strandområdene.
Plankton	Organismer (bakterier, planter og dyr) som lever i de frie vannmasser og som har så liten horisontal egenbevegelse at fordelingen stort sett bestemmes av strømminger i vannet.
Påvekstalger	Alger som vokser festet til ulike substrat (stein, andre organismer osv).
Rekombinante	Egg som dannes ved kjønnnet formering og som har en annen genetisk sammensetning (rekombinant) enn foreldrene.
Hvileegg	Klekkes først etter en hvileperiode.
Subletale effekter	Skader som ikke gir akutt dødelighet men som kan få store konsekvenser for en populasjon ved endringer i vekst, formering, adferd osv.

6.2 Studieorganismer

6.2.1 Hvorfor dyreplankton?

Arter og samfunn av dyreplankton har vært gjenstand for mange og omfattende studier som tar for seg problemstillinger innen svært ulike fagområder: genetikk, populasjonsdynamikk, biodiversitet, konkurranse, predasjon, ernæring hos vill og oppdrettet fisk, effekter av ulike forurensninger og inngrep.

Så små og uanselige som de fleste av dyreplanktonartene er, vil nok mange stille seg spørrende til den store interessen disse dyrene omfattes av. Spesielt vannloppene (cladocere), en gruppe av dyreplankton, betraktes som nøkkelarter i ferskvann. De er viktige bindeledd mellom planktonalger og fisk i innsjøer og reservoarer. Som effektive algebeitere og en viktig næringsressurs for mange fiskearter, vil endringer i vannloppenes bestandsdynamikk kunne gi effekter både nedover og oppover i næringskjedene.

Dyreplankton er utbredt i de aller fleste typer ferskvann (og havområder), fra de minste dammer til store og dype innsjøer og reservoarer, fra de mest næringsrike lavlandssjøer til de klareste høfyjellssjøer, kort sagt der det er permanente eller temporære vannansamlinger. Tettheten er stor (opptil flere hundre individer per liter) og innsamling krever verken dyrt utstyr eller stor inn-

sats. De fleste artene har kort livssyklus, fra noen uker hos vannloppene til 1-3 år hos hoppekrepsene (copepodene), slik at det er mulig å studere forhold som formering og populasjonsvekst i løpet av kortvarige studier. Til gruppen hører både arter som er sensitive for ulike typer forurensninger og tolerante arter. Alle disse forholdene gjør dyreplanktonarter egnet for å studere generelle problemstillinger i økologi og genetikk, og de benyttes ofte som modellorganismer.

6.2.2 Bakteriell diversitet

Bakteriesystematikken er for en stor del basert på metabolske/biokjemiske kriterier, dvs. bakterienes evne til å omsette ulike kjemiske forbindelser. Mangfoldet av bakterier kan studeres ved å se på hvor mange kjemiske forbindelser som et bakteriesamfunn kan benytte. Dette gjøres ved å se på bakterienes enkelt-karbonkildeutnyttelse etter et standard testoppsett som inkluderer 95 forskjellige karbonkilder. Det antas at eksponering for kadmium kan føre til endringer i sammensetningen av bakteriesamfunnet. Kvalitative endringer vil kunne omfatte både en reduksjon i diversitet og en dreining mot mindre kadmiumsensitive arter.

6.3 Metoder

6.3.1 Belastningsforsøk i innhegninger med åpen bunn

Belastningsforsøk med Cd i åpne innhegninger ble gjennomført i Songsjøen i perioden 1991-1993 (exp1) og 1992-1993 (exp2). Eksperimentene ble gjennomført i tre ikke-transparente PVC innhegninger, hver på 100 m² areal. Middeldypet i innhegningene var henholdsvis 1,0 m (0,8-1,4 m) i exp1 og 0,75 m (0,65-1,0 m) i exp2. I exp1, med start 1991, var innhegningene plassert langs dybdegradienten slik at minste dyp ble registrert i innhegningen med høy belastning (HC) og største dyp i den lavest belastede innhegningen (LC) med kontroll-innhegningen (CC) plassert mellom disse. I exp2, med start 1992, var det ingen vesentlige dybdeforskjeller mellom innhegningene. Innhegningene var åpne i bunnen og nedre del av presenningen omsluttet sedimentene ved hjelp av en innesluttet loddline. Presenningen ble holdt på plass av plastbelagte jernstenger som var stukket ned i sedimentet på innsiden av duken. Presenningen var festet til en flåte av flyteelementer og impregnerte trematerialer som dannet en sammenhengende gangbane rundt alle innhegningene, tilsvarende en ombygd flåte for kommersielle laksemærer.

Belastningsdelen av forsøkene gikk over 13 uker i 1991 (exp1) og 16 uker i 1992 (exp2). Hver 2.-3. uke ble kadmium (Cd) i form av kadmiumsulfat (3CdSO₄*8H₂O) tilsatt til en endelig konsentrasjon på ca. 1 µg Cd/l (LC), respektive 5 µg Cd/l (HC) i exp1, mens belastningene i exp2 tilsvarende var 1 µg Cd/l (LC) og 3 µg Cd/l (MC). Totalt ble det tilsatt henholdsvis 665 og 2660 mg Cd i exp1 og 505 og 1510 mg Cd i exp2. Den siste innhegningen ble brukt som kontroll (CC) uten tilsetninger. Lokaliseringen av innhegningene ble endret fra exp1 til exp2. På denne måten ble det mulig å følge kontamineringen av sedimenter og makrovegetasjon også etter at belastningsforsøkene ble avsluttet. De siste

prøvene ble tatt henholdsvis to (exp1) og ett (exp2) år etter siste Cd-tilsetning (Schartau 1994).

Innhegningene har vist seg egnet for *in situ* (på sitt opprinnelige sted) studier av kadmiumstress på litorale og planktoniske samfunn. Imidlertid er variasjoner i bunnforholdene avgjørende for sammenlignbarheten mellom de ulike innhegningene. Variasjoner i vanddybde og bunnsstrat vil gi variasjoner i bunnvegetasjonen og påvirke vannkvalitet, tetthet og sammensetning av de organismene som lever på og blant vannplantene. Over tid vil forholdene inne i innhegningene endres slik at innhegningene verken kan sammenlignes innbyrdes eller med forholdene utenfor. Selv om innhegningene fjernes etter en sesong med Cd-belastninger er det mulig å studere langtidseffekter på sedimenter og bunnlevende vegetasjon.

6.3.2 Belastningsforsøk i lukkede innhegninger

I 1993 ble det gjennomført to belastningsforsøk (bagexp1, bagexp2) med Cd i lukkede PVC-posere (dyp: 4 m, volum: 12 m³). Begge forsøkene ble utført i Songlitjønnen mens det i 1995 ble gjennomført to tilsvarende forsøk (bagexp3, bagexp4) med Cd og forsuring i Songsjøen. For å se om økt næringstilgang eller økt predasjon endret effekten av kadmium ble næringssalter (fosfor og nitrogen) eller fisk satt til enkelte posere i 1993 (tabell 6.1). På bakgrunn av erfaringene fra disse forsøkene ble næringssalter satt til alle posene i 1995. Posene ble fylt med innsjøvann ved hjelp av en vannpumpe og etterfylt med dyreplankton fra innsjøen. Fisk ble også tatt fra forsøkslokaliteten. Alle tilsetninger ble gjort i starten av forsøket og belastningsnivået ble kontrollert to ganger ukentlig gjennom forsøkets varighet på fire uker. Cd ble tilsatt i form av kadmiumsulfat, nitrogen (N) som natriumnitrat (NaNO₃), fosfor (P) som dikaliumhydrogenfosfat (K₂HPO₄) og syre som svovelsyre (H₂SO₄) og salpetersyre (HNO₃). Næringssalter ble

satt til i en endelig konsentrasjon på 500 µg N/l og 100 µg P/l i 1993 og tilsvarende 125 µg N/l og 25 µg P/l i 1995.

6.3.3 Forsøkslokaliteter

Begge forsøkslokalitetene ligger i Orkdal kommune, ca. 70 km vest for Trondheim (63°19'N; 9°41'E). Songsjøen (max. dyp 32 m, overflateareal 70 ha) er middels humusrik (farge: 20-35 mg Pt/l) mens Songlitjønnen (max. dyp 5 m, overflateareal 5 ha) er humusrik (farge 70-105 mg Pt/l). Innsjøene skiller seg på pH (Songsjøen: 6,2-6,8. Songlitjønnen: 5,9-6,2) mens kalsiumkonsentrasjonen er omkring 1,0 mg Ca/l og ledningsevnen 25-30 µS/cm i begge innsjøer. Primærproduksjonen i innsjøene er lav, og små arter (blågrønnalger, mikroalger) dominerer algesamfunnet. Dyreplankton-tettheten er lav med vannloppen *Bosmina longispina* og hoppekrepseren *Cyclops scutifer* som dominerende arter i Songsjøen. I Songlitjønnen var i tillegg vannloppene *Holopedium gibberum* og *Daphnia longispina* vanlige. Songsjøen har samlevende røye og ørret, hvorav den siste dominerer i antall. Ørret er den eneste fiskearten i Songlitjønnen.

6.4 Resultater og diskusjon

6.4.1 Opptak og omsetning av kadmium i litoralsonen

6.4.1.1 Kadmium i vannfasen

Gjentatt kontaminering fulgt av gradvis avtagende Cd-konsentrasjon i vannet simulerer forholdene i overflatevann etter perioder med forurenset, kraftig nedbør. I belastningsforsøkene ble Cd tilsatt til en endelig konsentrasjon som tilsvarte 1 og 5 µg Cd/l (exp1), respektivt 1 og 3 µg Cd/l (exp2). Ved laveste belastningsnivå (LC) avtok konsentrasjonen fra ca 1 µg Cd/l rett etter tilsetning til ikke-kontaminerte bakgrunnsnivåer 1-2 uker senere.

Tabell 6.1 Oppsettet for belastningsforsøk i lukkede innhegninger, bagexp1, bagexp2 (1993) og bagexp4 (1995). – The experimental design for tolerance experiments in closed corals, bagexp1, bagexp2 (1993) and bagexp4 (1995).

1993	Bagexp1	Bagexp2
	CC: Kontroll	CC: Kontroll
	CC: Kontroll	CC-N/P: N + P
	LC: 0,5 µg Cd/l	MC: 2,0 µg Cd/l
	LC-N/P: 0,5 µg Cd/l + N + P	MC-N/P: 2,0 µg Cd/l + N + P
	LC-fish: 0,5 µg Cd/l + ørret	MC-fish: 2,0 µg Cd/l + ørret
	MC: 2,0 µg Cd/l	HC: 5,0 µg Cd/l
	MC-N/P: 2,0 µg Cd/l + N + P	HC-N/P: 5,0 µg Cd/l + N + P
	MC-fish: 2,0 µg Cd/l + ørret	HC-fish: 5,0 µg Cd/l + ørret
1995	Bagexp4 (3 paralleller av hver)	
	CC: Kontroll	
	CC-acid: forsuring til pH 5,5	
	MC: 2,0 µg Cd/l	
	MC-acid: 2,0 µg Cd/l + forsuring til pH 5,5	

De største endringene fant sted i løpet av de første timene og døgnene etter kontaminering (**figur 6.1**). Ved de høyeste belastningsnivåene avtok denne hastigheten utover i forsøksperioden slik at Cd-nivået holdt seg forholdsvis høyt gjennom hele den siste måneden i exp2 (MC) og gjennom mesteparten av exp1 (HC). Dette kan skyldes at sedimentene i de høyest belastede innhegningene etterhvert hadde tatt opp så store mengder Cd at konsentrasjonen i vannfasen var i likevekt med konsentrasjonen i sedimentenes porevann.

Tilsetning av Cd ble fulgt av andre endringer i vannkvaliteten. Ledningsevnen lå på samme nivå i alle innhegningene de to første ukene av exp2 (ikke målt i exp1). Deretter økte ledningsevnen med økende belastning. En tilsvarende forskjell mellom belastningsnivåer ble funnet for pH og alkalitet (bufferkapasitet). Forskjeller mellom de ulike belastningsnivåene kan skyldes endringer i fysisk/kjemiske prosesser eller biologiske endringer. En fordobling av ledningsevnen i forhold til kontrollinnhegningen kan ikke utelukkende forklares med økt Cd-konsentrasjon. Ionebytting med sedimentenes kationer (Ca, Mg) kan heller ikke forklare forskjellene i ledningsevne, pH og alkalitet. Forskjellene skyldes sannsynligvis indirekte endringer i kjemien som følge av endringer i biologiske prosesser. Endringer i forholdet mellom opptak og nedbrytning kan være en forklaring. Det er verdt å merke seg at det i de belastede innhegningene ble observert en del dødt plantemateriale mot slutten av belastningsperioden. I tillegg ble det registrert økende begroing av grønnalger på bunnsstrat og bunnplanter utover i sesongen, med de største mengdene i de belastede innhegningene.

6.4.1.2 Kadmium i sedimentene

Etter at Cd-tilsetningene var avsluttet ble 9 - 54 % av totalt tilsatt Cd funnet igjen i sedimentene. En vesentlig del av dette ble antagelig overført til sedimentet kort tid etter tilsetning, via absorpsjon og sedimentering av partikulært materiale (plankton, detritus). Sedimentinnholdet av Cd i kontrollen var lavt og tilsvarende bakgrunnsnivået både i exp1 og i exp2 (**figur 6.2**). Målinger i de belastede innhegningene viste at de øverste 5 cm av sedimentene var kontaminert med Cd og at konsentrasjonene avtok gradvis nedover i sedimentene. Cd-nivåene i de øverste 2-3 cm

av sedimentene endret seg generelt lite i løpet av 1-2 år etter kontaminering, men så ut til å ha økt både i exp1 (LC og HC) og i exp2 (MC). Sedimentene er trolig utsatt for liten vindpåvirkning og bioturbasjon slik at utlekkingen fra sedimentene er lav. I tillegg kan nedbrytning av døde planterester i de belastede innhegningene tilføre sedimentene ytterligere Cd. Konsentrasjonen av Cd i overflatesedimentene i de belastede innhegningene tilsvarte nivåer som er funnet i overflatesedimenter fra Great Lakes i USA og som for en stor del skyldes atmosfæriske tilførsler fra industrivirksomhet i omkringliggende områder (Lum 1987).

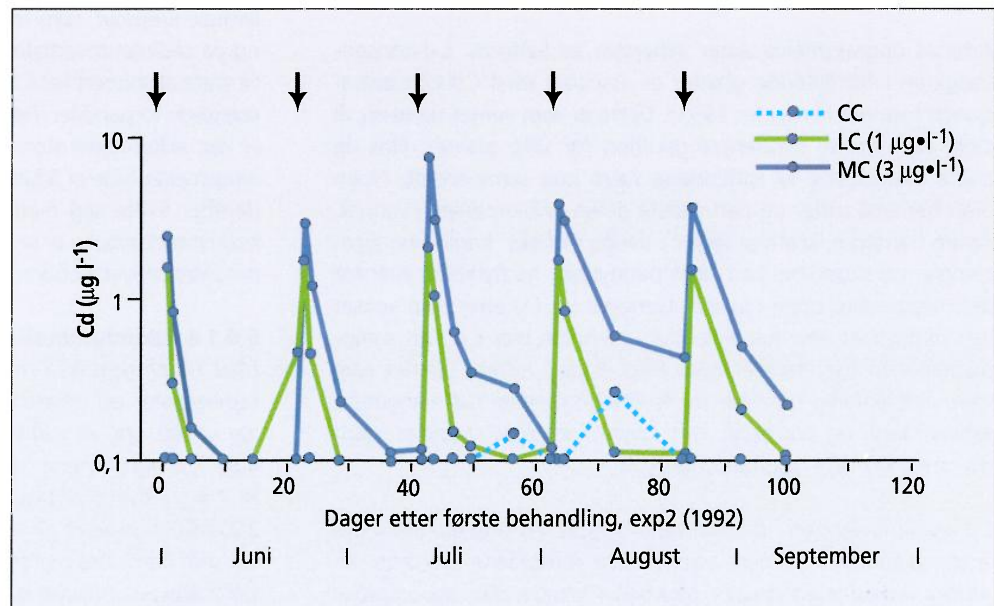
6.4.1.3 Kadmium i ulike ferskvannsorganismer

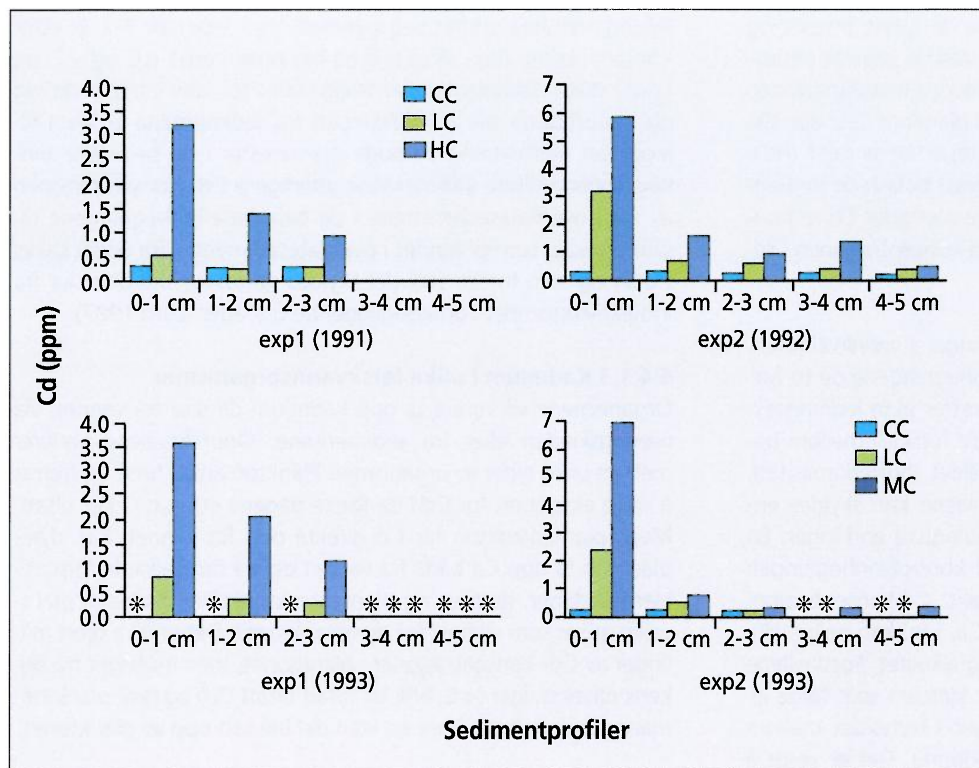
Organismene vil kunne ta opp kadmium direkte fra vannet, via næringskjeden eller fra sedimentene. Opptaksveiene varierer mellom ulike typer av organismer. Plankton antas først og fremst å være eksponert for Cd i de første dagene etter at Cd er tilsatt. Mens planteplankton tar Cd direkte opp fra vannet, kan dyreplankton ta opp Cd både fra vannet og via forurensede fôrpartikler (bakterier, detritus og planteplankton). Den første opptaksveien anses som viktigst for dyreplanktonet. Det er ikke gjort målinger av Cd-konsentrasjoner i planktonet, men målinger fra dukens påvekst (< 0,1 % av totalt tilsatt Cd) og lave planktonmengder antyder at bare en liten del ble tatt opp av planktonet.

Den første sesongen i et eksperiment har de fleste bunnplantene hatt mulighet til å ta opp Cd både fra vannet og fra sedimentene, senere vesentlig fra sedimentene. Tilgjengeligheten fra sedimentene avhenger av hvor sterkt Cd er bundet, og av hvor stor andel av røttenes næringsopptak som kommer fra de belastede delene. Derfor er forholdet mellom Cd-konsentrasjonen og fordelingen nedover i sedimentene av stor betydning, sammen med artenes rotstruktur. Røttenes opptaksevne er imidlertid ikke den samme for alle arter. I våre eksperimenter fantes det meste av Cd i den øverste centimeteren, og belastningen gikk ikke dypere enn 5-7 cm i noen av innhegningene. Tilgjengeligheten fra vann er i tillegg til episodenes lengde og styrke avhengig av enkeltartenes opptaksevne, biomasse og konkurransen artene i mellom (Hutchinson 1979). I våre forsøk ble det registrert store variasjoner mellom ulike plantedeler (knoller, røtter, stengler, blad) hos ett og samme individ, mellom individer av samme art (økende

Figur 6.1

Konsentrasjoner av kadmium ($\mu\text{g Cd/l}$) i vannfasen i exp1 (1991) og exp2 (1992). Piler angir tidspunkt for tilsetning av Cd. Deteksjonsgrense: $0,1 \mu\text{g Cd/l}$. - Concentrations of cadmium ($\mu\text{g Cd/l}$) in the water phase, exp1 (1991) and exp2 (1992). Arrows indicate time of addition of Cd. Detection limit: $0.1 \mu\text{g Cd/l}$.



**Figur 6.2**

Konsentrasjoner av kadmium ($\mu\text{g Cd/g}$ tørrvekt) i overflatesedimenter (0-5 cm) ved avslutning av belastningssesongen samt to år senere i exp1 (1991, 1993), respektive ett år senere i exp2 (1992, 1993). Gjennomsnittsverdier for hvert sedimentlag og innhegning er beregnet. *: prøver mangler. - Concentrations of cadmium ($\mu\text{g Cd/g}$ dry weight) in upper sediment layer (0-5 cm) at termination of the experimental season and two years later in exp1 (1991, 1993), respectively one year later in exp2 (1992, 1993). Average values for each sediment layer and enclosure are calculated. *: Missing samples.

med økende alder og størrelse) og mellom arter, mht. Cd-konsentrasjoner. For de fleste artene ble det funnet økende konsentrasjoner av Cd med økende Cd-belastning (tabell 6.2). De høyeste Cd-verdiene ble funnet hos stivt brasmegras, tusenblad og flotgras. Tusenblad-arter er kjent for å kunne ta opp store mengder Cd. Hutchinson (1979) har påvist at akstusenblad kan akkumulere Cd med en faktor på 10 000. Den minste økningen i kadmiuminnholdet, sammenlignet med kontrollinnhegningen, ble funnet hos krypsiv. For flaskestarr og elvesnelle ble de høyeste konsentrasjonene målt i røtter mens blader og frukt hadde høyest Cd-verdier hos kantnøkkerose og flotgras. I løpet av det første året etter avslutning av belastningseksperimentet hadde konsentrasjonene stort sett kommet tilbake til naturlige nivåer i LC. Også i plantene fra MC og HC var kadmium-nivået sunket drastisk, men var fremdeles forhøyet både et og to år etter belastningsforøket avslutning.

Artenes opptaksmekanismer avhenger av livsform. Cd-konsentrasjonen i frittflytende planter er assosiert med Cd-konsentrasjonen i vannet (Crowder 1991). Dette er som ventet da vann vil være den eneste forurensningskilden for slike planter. Hos de andre livsformene vil forholdene være mer sammensatt. Noen arter har små røtter og den største delen av biomassen i vannet. Andre har store, kraftige røtter i tillegg til f.eks. knoller og jordstengler og skuddene kan være neddykket, ha flyteblad eller for det meste være oppe i luften. Generelt vil: (1) arter som vokser helt neddykket eller har flyteblad inneholde mer Cd enn sumpplanter som har stengler med blad oppe i luften, (2) det ikke være noe entydig mønster for forholdet mellom Cd-mengden i sedimentene og plantene. Det første forholdet stemmer godt overens med våre resultater fra exp2.

Cd-konsentrasjonen i sedimentene bygget seg opp gjennom belastningsperioden. Senere endret ikke forholdene seg noe vesentlig verken med hensyn på konsentrasjon eller dybdeforde-

ling. Dersom opptaket vesentlig skjer i røttene, skulle man vente å finne: (1) størst kadmiumkonsentrasjon i røtter og/eller jordstengler, (2) at opptaket fortsetter også etter at tilsetningen er avsluttet. Dataene for sumpplantene flaskestarr og elvesnelle stemmer delvis overens med dette bildet. Siden Cd-innholdet i de andre plantene var størst det første året av hvert eksperiment, synes det rimelig å anta at det vesentligste av Cd-opptaket har foregått fra vannet via de grønne plantedelene. Da næringstransporten i prinsippet kan gå begge veier, både fra røttene opp til bladene under veksten og den andre veien for oppbygging av opplagsnæring, kan det være vanskelig å gi en detaljert vurdering av forholdet mellom de ulike opptaksveiene. Store variasjoner gir også stor usikkerhet når det gjelder plantenes totale opptak av Cd. Anslagsvis 1-16 % av tilsatt Cd ble funnet igjen i bunnplantene ved slutten av vekstsesongen.

Litorale krepsdyr, som først og fremst lever mellom bunnplantene og på sedimentoverflaten, og bunndyr, som lever i sedimentene, vil være eksponert for Cd via vannfasen, sedimentfasen og via forurensede forpartikler. Det er kjent at både insektlarver og muslinger kan akkumulere store mengder Cd fra vannet. En mulig avgiftningsmekanisme er å binde opp kadmiumet i det ytre skjelettet og deretter kvitte seg med det gjennom skallskifte. Samtidig føres kadmiumet tilbake til sedimentene. Målinger av Cd-konsentrasjoner i vevsprøver av bunndyr inngikk ikke i våre undersøkelser.

6.4.1.4 Kadmiumbudsjett

Med utgangspunkt i målte Cd-verdier i vannfasen, sediment, bunnplanter og påvekstalter ca 2 uker etter siste Cd-tilsetning har vi satt opp et kadmiumbudsjett for de to forsøkene (tabell 6.3). For bunndyrene har vi anslått en gjennomsnittlig biomasse lik 2-4 g våtvekt/ m^2 (Aagaard 1978) som gir en total biomasse lik 200-400 g våtvekt pr innhegning. Et grovt anslag over andelen Cd som kan være bundet i bunndyrbiomassen er basert på et fåtall målinger. I tillegg kommer kadmium som er tatt opp av på-

Tabell 6.2 Gjennomsnittlig Cd-konsentrasjon (ppm tørrvekt) i makrovegetasjon, exp1 (1991-93). Belastede innhegninger (LC, HC) er sammenlignet med 1991-data fra kontroll-innhegningen (CC). Antall prøver i parentes. + angir at flere arter er registrert. – Average Cd-concentration (ppm dry weight) in macrovegetation, exp1 (1991-93). Experimental enclosures (LC, HC) are compared to 1991-data from the control enclosure (CC). Number of samples in parentheses. + denotes that several species are registered.

År (Høst)	1991	1991	1992	
Innhegning	CC	LC	LC	
Stivt brasmegras	3,2 (9)	16,6 (6)	0,2 (1)	
Krypsiv	1,1 (4)	32,2 (3)	0,6 (1)	
Tusenblad	1,5 (2)	15,1 (3)	1,9 (1)	
Mellomblærerot	-	57,3 (1)	1,8 (1)	
Moser (Scorpidium+)	1,3 (3)	10,9 (2)	1,1 (1)	

År (Høst)	1991	1991	1992	1993
Innhegning	CC	HC	HC	HC
Botnegras	1,4 (6)	17,0 (7)	3,1 (3)	2,0 (13)
Stivt brasmegras	3,2 (9)	236,0 (6)	2,2 (3)	0,8 (6)
Krypsiv	1,1 (4)	42,2 (4)	9,0 (3)	6,1 (7)
Tusenblad	1,5 (2)	190,0 (2)	11,5 (1)	8,7 (1)
Moser (Scorpidium+)	1,3 (3)	48,2 (2)	4,2 (1)	-

Tabell 6.3 Totalt tilsatt kadmium (mg Cd) og % gjenfunnet ved eksperimentets slutt i exp1 (1991) og i exp2 (1992), respektivt. – Total cadmium added (mg Cd) and % recovered at termination of experiment in exp1 (1991) and exp2 (1992), respectively.

	Exp1		Exp2	
	LC	HC	LC	MC
Totalt tilsatt (mg Cd)	665	2660	505	1510
Vannfasen	0 %	8 %	11 %	7 %
Sedimenter	9 %	54 %	44 %	34 %
Makrovegetasjon	1 %	16 %	8 %	10 %
Påvekstalger	0,03 %	0,1 %	-	-
Bunndyr	0,02-0,04 %	1-2 %		

vekstalger, plante- og dyreplankton. Med en gjennomsnittlig planteplanktonbiomasse på 0,4 g våtvekt/m³, 25 % tørrvektinnhold og tilsvarende Cd-kontaminering som for påvekstalger vil <0,01% av tilsatt Cd være tatt opp av planteplanktonet.

Hvis vi anslår at omkring 51-80 % av tilsatt Cd er tatt opp av sedimentene og bunnplantene samt andre organismer inne i innhegningene vil det bety at noe i underkant av halvparten av Cd har forsvunnet ut av innhegningene, enten gjennom duken eller i underkant av presenningen, eventuelt absorbert på selve presenningen. Forskjeller mellom innhegningene mht bunnplantenes dekningsgrad og artssammensetning gjenspeiles i relativt store variasjoner når det gjelder hvor mye kadmium som ble tatt opp av bunnplantene i exp1. Prøver fra sedimentene på utsiden av innhegningene viste imidlertid at det har vært en lekkasje av tilsatt Cd. Dette er også i samsvar med de observasjoner som ble gjort mht. skader på bunnplantene på utsiden av innhegningene.

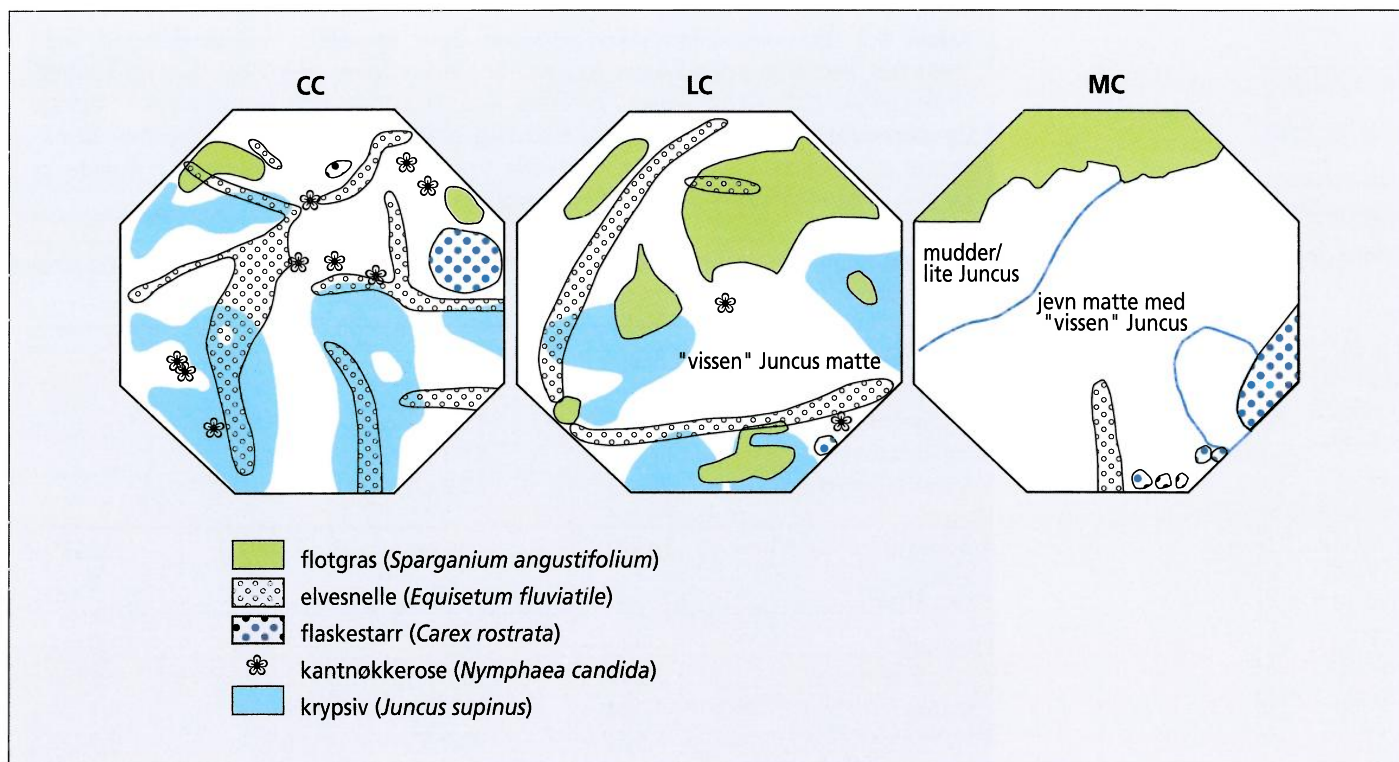
6.4.2 Effekter av kadmium på litorale populasjoner og samfunn

6.4.2.1 Effekter på bunnplantene

Med hensyn til bunnplantene ble de største negative effektene av Cd-belastning funnet hos krypsiv (**figur 6.3**). En stor andel av plantene døde ved langtidseksponering for moderate doser av Cd (1-5 µg Cd/l). Mengden krypsiv var fortsatt liten selv to år etter at Cd-tilsetningen opphørte. Eksperimentet tydet på at dødelige nivåer av Cd i plantevevet ble nådd allerede ved den laveste Cd-belastningen. En reduksjon i mengden av en art kan resultere i bedre vekstforhold for de andre artene. Dette ble påvist hos brasmegras i exp1. For andre bunnplanter ble det ikke påvist noen klare endring verken i positiv eller negativ retning.

6.4.2.2 Effekter på bunndyrsamfunnet

Vi fant ingen letal effekt på bunndyrsamfunnet av de lave kadmiummengdene som det ble utsatt for i disse langtidforsøkene.



Figur 6.3

Skisse over vegetasjonsstrukturen i de tre innhegningene etter tre måneders kadmium-belastning i exp2 (1992). - Sketch of the vegetation structure in the three enclosures following three months of cadmium loading in exp2 (1992).

Et mulig unntak kan total fjærmegtettheten ved den høyeste Cd-belastningen. De LC_{50} -verdiene som er påvist i laboratorieforsøk med bunndyr er fra 10 til 1000 ganger høyere enn de høyeste Cd-verdiene som ble målt i vannet i våre forsøk. Resultatene er i samsvar med antagelser om at bunndyr er tolerante for tungmetaller (Eisler 1985). Ved sammenligning av tettheten av bunndyr i og utenfor innhegningene, er det samsvar første feltsesong. Innhegningene er ikke egnet for langtidsstudier av bunndyr fordi miljøforholdene endret seg inne i innhegningene, og ikke-dødelige effekter vil først være påvisbare etter en full formeringsyklus. Da de fleste bunndyrartene har ettårig livssyklus blir effekten av inne-stengning i innhegninger antakelig sterkere enn virkningen av kadmiumtilsetningen. Subletale effekter er derfor ikke målbare.

6.4.2.3 Effekter på bakteriesamfunnet

Langtidseksponering for belastninger opp til $3 \mu\text{g Cd/l}$ ga ingen endringer i biomasse av planktoniske mikroheterotrofe organismer (bakterier og flagellater), eller at det skjedde noen seleksjon for mer kadmiumtolerante bakterier. Eksponering for kadmium ga imidlertid en kortvarig endring i sammensetningen av bakteriefloraen (målt som enkelt-karbonkildeutnyttelse), og kan også gi kortvarige økninger i bakterieproduksjonen ved at det frigjøres næringsstoffer fra skadede organismer. Resultatene indikerer at frekvensen av eksponeringer ved lave doser av kadmium sannsynligvis er mest kritisk for når det inntreer mer permanente endringer i det planktoniske bakteriesamfunnet. Man kan anta at dette sannsynligvis også vil gjelde andre giftstoffer. Fordi kadmium som tilsettes de frie vannmassene relativt raskt vil transporteres til sedimentet, vil vi forvente at varige endringer raskere observeres for bakterier som lever i sedimentet. De metodene som

er brukt til å studere de planktoniske formene i denne undersøkelsen kan lett tilpasses til studier av sediment-levende bakterier.

6.4.2.4 Effekter på planteplanktonet

Massen av planteplankton var lav i alle innhegninger uten klare trender for forskjeller mellom belastningsnivåer. En svak tendens til artsendring ble imidlertid registrert ved at det var flere arter blågrønnalger i kontrollen enn i de belastede innhegningene. Dinoflagellaten *Peridinium inconspicuum* synes å bli begunstiget av Cd-kontamineringen. Planteplankton kan akkumulere store mengder Cd uten synlige negative effekter (Hart & Scaife 1977, Cain et al. 1980). Dette har ført til antagelser om at det må finnes avgiftningsmekanismer, og flere slike mekanismer er foreslått. Det finnes eksempler på at intracellulært kadmium kan uskadeliggjøres ved dannelse av metall-protein-forbindelser tilsvarende metallotioniner (Hart 1977). Forskjeller i sensitivitet mellom grupper av alger for Cd (Hart & Scaife 1977) kan relateres til forskjeller i cellestrukturer. Hos blågrønnalgene gjennomføres fotosyntesen i celleplasmaet i motsetning til hos andre alger der fotosyntesen foregår i kloroplastene. Dette kan være en årsak til at blågrønnalger er mer følsomme for metallforurensninger enn andre algrupper. Større toleranse for Cd hos grønnalgene kan skyldes metallbinding i cytoplasmaet og dermed at Cd hindres i å nå kloroplastene (Hart 1975). Algenes Cd-sensitivitet vil variere med hvilke parametere som studeres. Cd-konsentrasjoner tilsvarende de som er benyttet i våre forsøk er funnet å gi få negative effekter hos planteplankton (Wong 1987).

6.4.2.5 Effekter på litorale og planktoniske krepsdyr

Krepsdyrsamfunnet besto av arter som delvis eller helt kan be-

traktes som litorale. De fleste artene forekom i lave tettheter. Det ble registrert effekter både på samfunnsnivå (reduisert artsantall, endring i artssammensetning) og på populasjonsnivå (reduisert tetthet, vekst og reproduksjon).

Til sammen 46 arter krepsdyr ble registrert i forsøkene, hvorav 31 arter vannlopper og 15 arter hoppekreps. Sammenligning av artssammensetningen i exp2 viser at artsantallet var størst i CC med totalt 37 arter (**figur 6.4**) Antall registrerte arter varierte gjennom sesongen og først i midten av juli skilte CC seg i vesentlig grad fra de belastede innhegningene som hadde totale artsantall på 32 (LC) og 33 (MC). Endringen var størst mht. antall vannlopper. Artsforskjeller mellom vannloppene ble imidlertid observert. Noen av de mest sårbare artene ble registrert blant de litorale formene.

De mest tolerante artene kom til å utgjøre en større andel av krepsdyrsamfunnet i de belastede innhegningene, selv om den totale tettheten avtok med økende belastning. Effekter på artssammensetning av dyreplanktonet var ikke entydige ved sammenligning av de to belastningsforsøkene. Ved begynnelsen av exp1 besto dyreplanktonet i CC av nesten like tettheter av vannloppen *Bosmina longispina*, calaniode hoppekreps (*Heterocope saliens* og *Achantodiaptomus denticornis*), den cyclopoide hoppekrepsen *Cyclops scutifer* og gruppen "andre arter". Fra slutten av juli utgjorde *B. longispina* 75 - 90 % av total dyreplanktontetthet i CC. Fire uker, respektive 2 uker etter første Cd-tilsetning ble tettheten av dyreplanktonet redusert kraftig både i LC og i HC. Reduksjonen i dyreplanktonsamfunnet var hovedsakelig knyttet til sammenbrudd i bestanden av *B. longispina*. Da tettheten av *B. longispina* ble redusert i LC og HC fra siste halvdel av juli utgjorde de calanoide hoppekrepsene en større andel av dyreplanktonet i de belastede innhegningene. I exp2 dominerte *H. saliens* dyreplanktonet i alle tre innhegningene fram til siste halvdel av juli da *B. longispina* overtok (**figur 6.5**). Året sett under ett utgjorde *B. longispina* en større andel av krepsdyrsamfunnet i LC og MC enn i CC. Tettheten av *B. longispina* var imidlertid lavere i

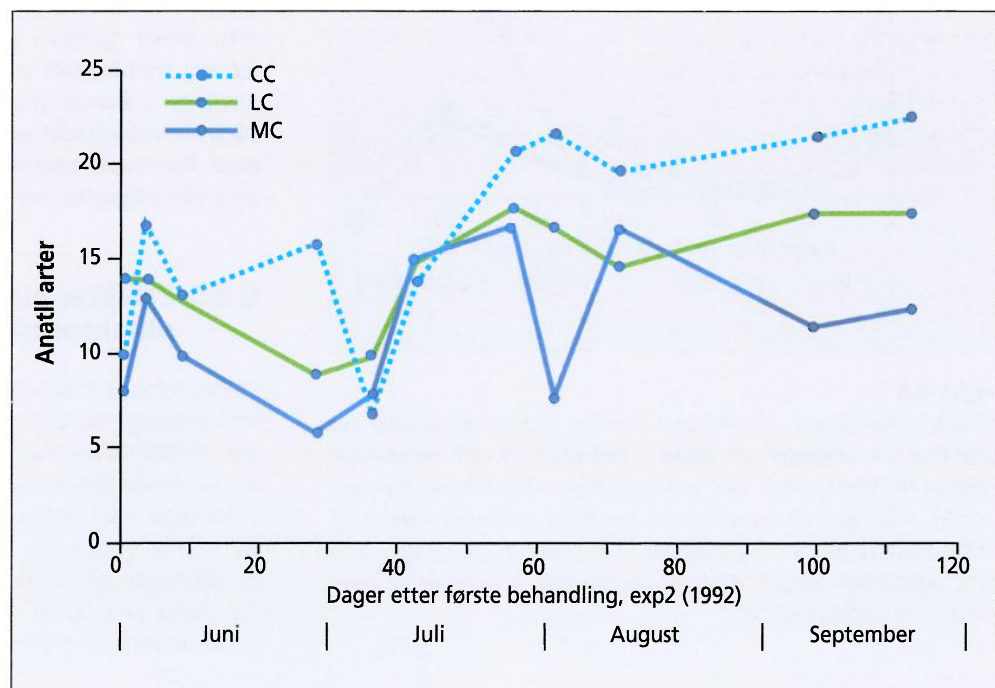
MC sammenlignet med de to øvrige innhegningene. Størst negativ effekt ble registrert for den litorale vannloppen *Sida crystallina*. Tilsetning av kadmium i MC ble fulgt av en markert reduksjon i tettheten av *S. crystallina* 10 dager senere. Fra midten av juni ble arten knapt registrert i den høyest belastede innhegningen. Tettheten av *S. crystallina* i LC fulgte utviklingen i kontrollinnhegningen, men ingen markerte tetthetsmaksima ble registrert i LC.

6.4.2.6 Subletale effekter hos *Bosmina longispina*

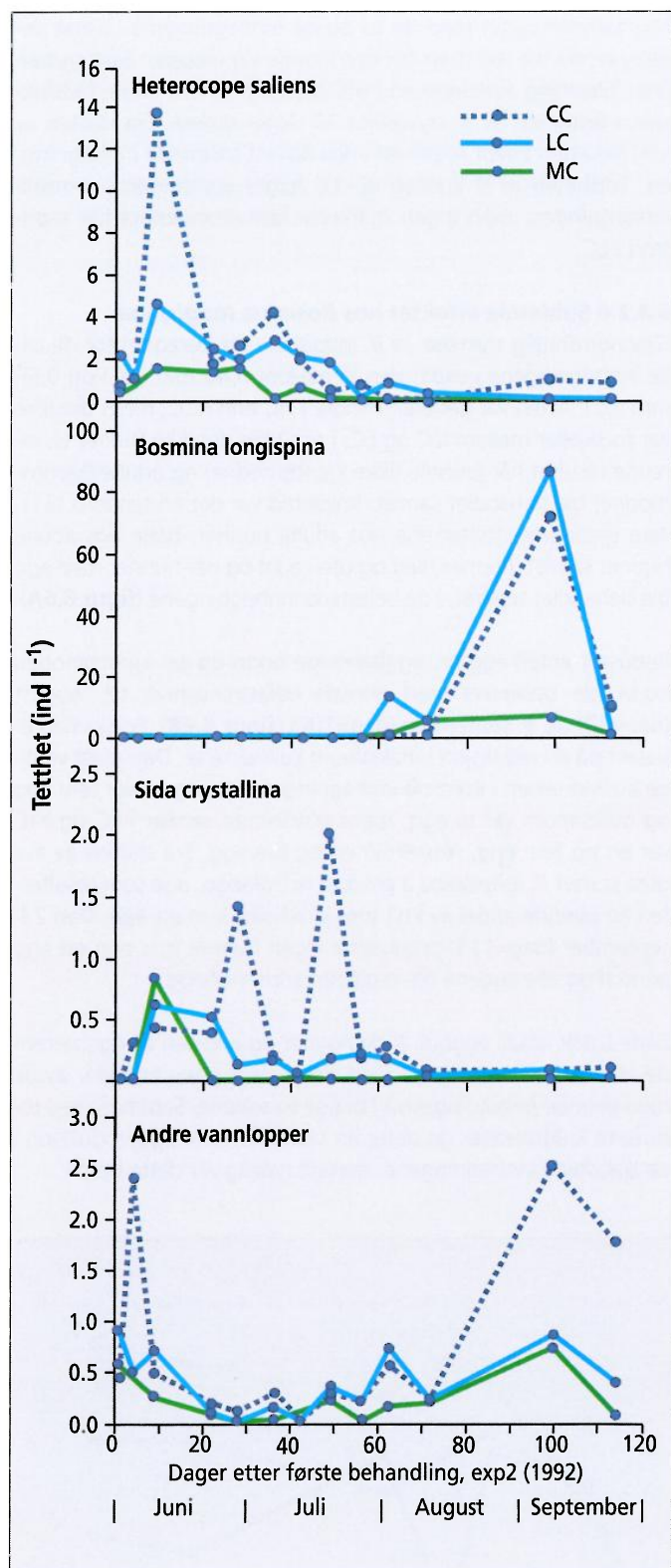
Gjennomsnittlig størrelse av *B. longispina* ble beregnet for de ulike innhegningene i exp1; den lå mellom 0,40 mm (HC) og 0,56 mm (LC). Arten var generelt mindre i HC enn i CC, mens det ikke var forskjeller mellom CC og LC. I exp2 ble det ikke funnet tilsvarende resultat når juvenile (ikke kjønnsmodne) og adulte (kjønnsmodne) ble behandlet samlet. Imidlertid var det en tendens til lavere gjennomsnittsstørrelse hos adulte hunner, både hos adulte hunner samlet (hunner med og uten egg) og når hunner med egg ble behandlet separat, i de belastede innhegningene (**figur 6.6A**).

Redusert antall egg pr. eggbærende hunn og pr. kjønnsmoden hunn ble observert med økende belastningsnivå 12. august (dag=72) og 9. september (dag=100) (**figur 6.6B**). Forskjellen er basert på en reduksjon i maksimum kullstørrelse. Den mest vanlige kullstørrelsen i kontrollinnhegningen 12. august var fem egg og maksimum var ni egg, mens tilsvarende verdier i LC og MC var en og fem egg, respektive en og fire egg. Fra slutten av august startet *B. longispina* å produsere hvileegg, noe som resulterte i en økende andel av kull som inneholdt kun ett egg. Den 23. september (dag=114) produserte ingen hunner mer enn ett egg pr. kull og alle eggene ble registrert som hvileegg.

Både totalt antall eggbærende hunner og andelen av eggbærende hunner, sammenlignet med den totale populasjonen, avtok med økende belastningsnivå i begge forsøkene. Sammen med reduserte kullstørrelser ga dette en svært lav total eggproduksjon i de belastede innhegningene, spesielt tydelig var dette i exp1.



Figur 6.4
Totalt antall arter av planktoniske og litorale krepsdyr registrert i exp2 (1992). - Total number of species of planktonic and littoral crustaceans recorded in exp2 (1992).



Figur 6.5

Tetthet (individer/l) av de mest vanlige artene av litorale og planktoniske krepsdyr i perioden 2. juni (dag=1) - 23. september (dag=114) 1992, exp2. Dag = antall dager etter første tilsetning av Cd. – Density (individuals/l) of the most common species of littoral and planktonic crustaceans in the period 2 June (day = 1) -23 September (day=114) 1992, exp2. Day = number of days since first addition of Cd.

Andelen av hanner hos *B. longispina* ble undersøkt i exp2. Hanner ble registrert fra midten av august og med varierende andel mellom de ulike innhegningene. De første hannene ble registrert i de belastede innhegningene og med størst andel i MC. Senere var det ingen systematiske forskjeller mellom kontrollen og de belastede innhegningene mht. andel hanner. Produksjon av hanner hos vannloppene er normalt begrenset til slutten av vekstsesongen (høsten) og vil vanligvis følges av kjønnnet formering og produksjon av rekombinante hvileegg. En større andel hunner med hvileegg ble observert fra begynnelsen av september. Hos vannloppene tyder alle undersøkelser på at skiftet fra ukjønnnet (kloning) til kjønnnet formering er under kontroll av miljøforholdene, inkludert lys, temperatur, næring og akkumulering av metabolske produkter (Kleiven et al. 1992). Disse faktorene er antagelig også avgjørende for skifte i reproduksjonsstrategi under våre forsøk. Hvorvidt ulike forurensningsbelastninger, som metaller og miljøgifter, kan gi en stressrespons i form av fremskyndet/økt produksjon av hvileegg er ikke avklart.

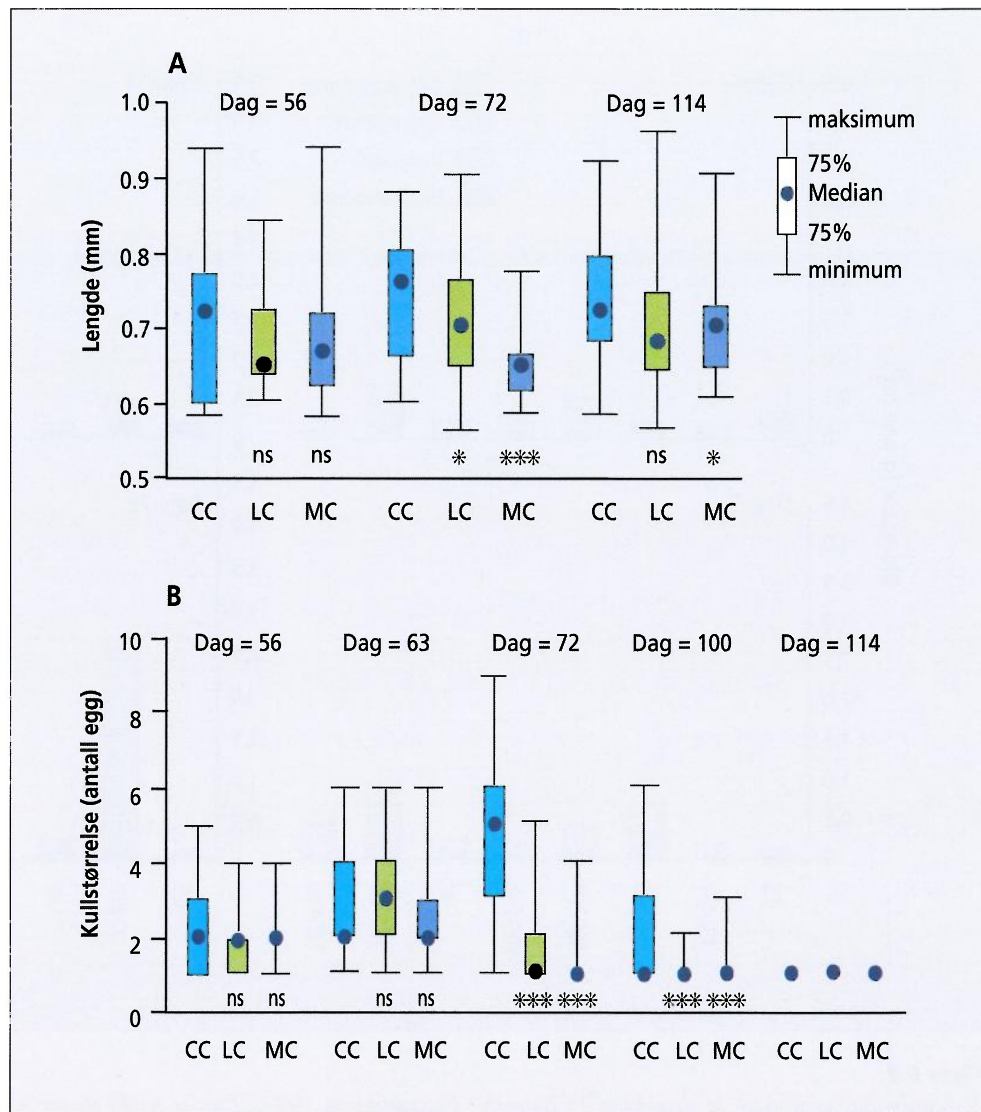
De endringer som fant sted i krepsdyrsamfunnet etter kadmium-eksponering er i samsvar med litteraturen. Både akutt og kronisk eksponering for tungmetaller har vist seg å gi skadelige effekter hos vannloppene: økt mortalitet (Dave 1984), redusert vekst (Winner 1988, Koivisto et al. 1992), redusert reproduksjon (Biesinger & Christensen 1972, Chandini 1989) og redusert populasjonsvekst (Van Leeuwen et al. 1985). Laboratorieforsøk med *Daphnia magna* har vist at 21 dagers eksponering for 0,7 µg Cd/l kan forårsake 50 % reduksjon i reproduksjonen (Biesinger & Christensen 1972), mens tilsvarende eksponering for 0,4 µg Cd/l ga en reduksjon i proteinsyntesen (Knowles & McKee 1987). Kemikalieinspeksjonen i Sverige (1989) antyder skader i enzymaktiviteten allerede ved 0,1 µg Cd/l og at reproduksjonen forstyrres ved 10 µg Cd/l hos *Daphnia* sp. Imidlertid finnes få undersøkelser som er direkte sammenlignbare. De fleste studiene er knyttet til laboratorieforsøk med en eller få arter. Den mest brukte vannloppen i slike forsøk, *D. magna*, er tolerant for variasjoner i kjemiske forhold sammenlignet med andre vannlopper. Endringer på populasjons- og samfunnsnivå for de litorale artene kan skyldes gifteffekten av kadmium eller en indirekte effekt gjennom endringer andre kjemiske og biologiske forhold fremskyndet av kadmiumbelastningen. De observerte endringer i bunnvegetasjonen vil antagelig ha stor betydning både for mangfoldet av bunnlevende krepsdyr og tettheten av disse. For litorale arter er kunnskapene om toleranse for metaller og andre miljøgifter mangelfulle.

6.4.3 Effekter av kadmium og forsurening på planktoniske populasjoner og samfunn

I motsetning til forsøkene i de litorale innhegningene skjedde det små endringer av Cd-innholdet i posene gjennom forsøksperioden. Kadmium ble tilsatt i overflaten og fordelte seg vertikalt, slik at tilsvarende konsentrasjoner ble målt gjennom hele vannsøylen 2-10 dager etter tilsetning. En mindre del av kadmiumet forsvant fra vannet, antagelig ved opptak hos begroingsalger på duken og sedimentasjon av døde planter og dyr som hadde tatt opp Cd. Dette betydde at organismene var utsatt for relativt høye Cd-konsentrasjoner gjennom hele forsøksperioden.

Figur 6.6

Gjennomsnittlig kroppslengde (mm) hos eggbærende hunner (A) og gjennomsnittlig kullstørrelse (antall egg pr. eggbærende hunn) (B) hos vannloppen *Bosmina longispina* i exp2 (1992). Tydelige effekter synes først å opptre 12. august (dag=72). Den 23. september (dag=114) produserte ingen hunner mer enn ett egg (hvileegg), antagelig som en respons på redusert næringstilgang og lavere temperaturer, og ingen forskjell mellom belastningsnivåer vil derfor kunne registreres mht. gjennomsnittlig kullstørrelse. *: $p < 0,05$. ***: $p < 0,001$. ns: ikke signifikant. - Average body length (mm) in egg-carrying females (A) and average clutch size (number of eggs per egg-carrying female) (B) of the water flea *Bosmina longispina* in exp2 (1992). Marked effects are not evident before 12 August (day=72). On the 23rd of September (day=114) no females produced more than one egg (dormant egg), probably as a response to reduced food availability and lower temperatures, hence no difference between cadmium loads will be detected with respect to average clutch size. *: $p < 0,05$. ***: $p < 0,001$. ns: not significant.



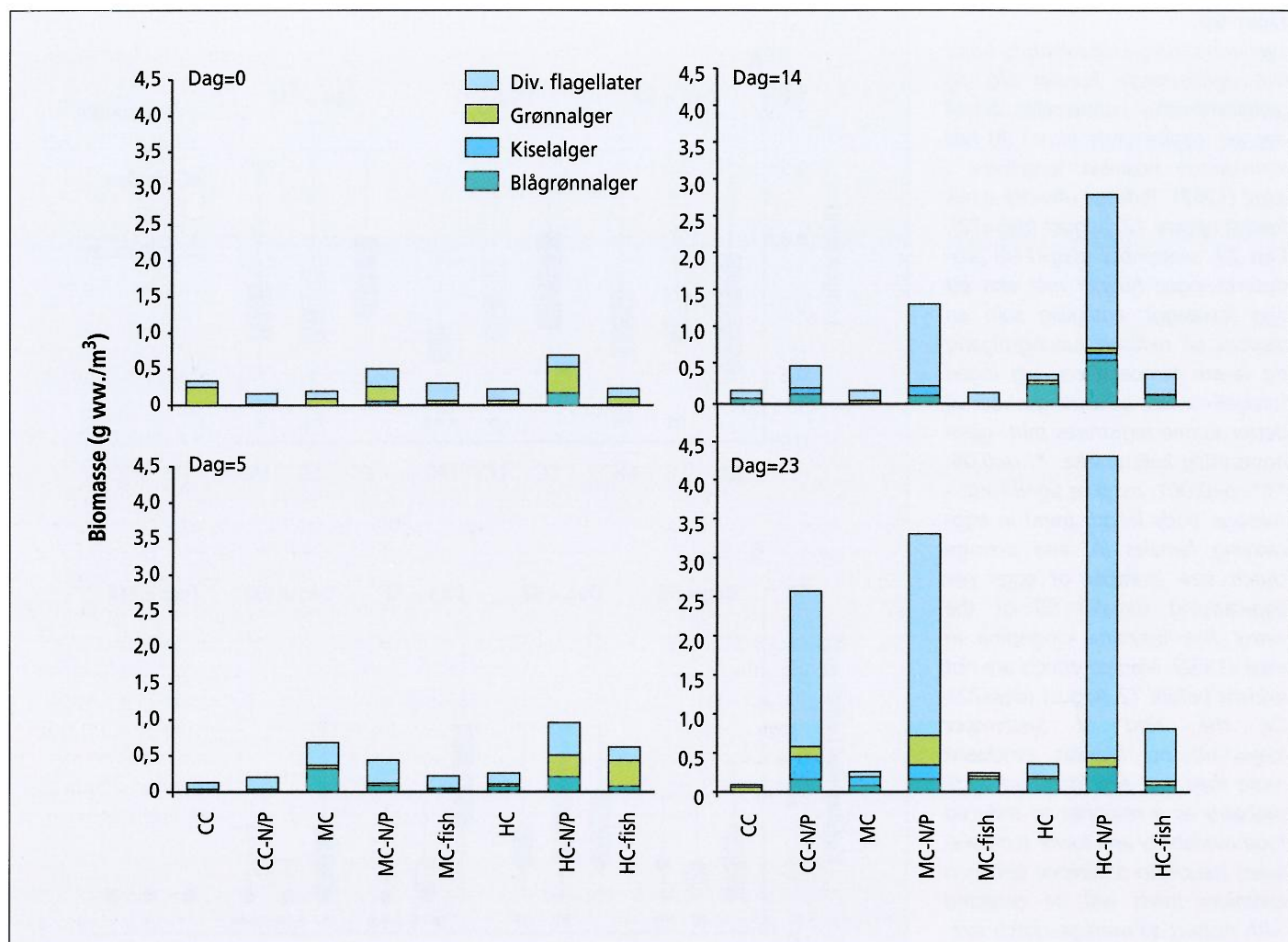
6.4.3.1 Effekter på planteplanktonet

Tilsetning av næringssalter (nitrogen og fosfor) gav en klar økning i primærproduksjonen med høyere algemengder sammenlignet med innhegninger der næringssalter ikke ble tilsatt (figur 6.7). Samtidig synes konkurranseforholdet å bli endret slik at enkelte alger (kiselalgen *Synedra* sp., grønnalgen *Chlamydomonas* sp. og cryptomonader) fikk større betydning mens andre alger (grønnalgen *Chlorococcales* sp.) gikk tilbake.

Den tydeligste effekten av tilsatt Cd var en generell økning i algeveksten (bagexp2, bagexp4). I bagexp2 (Songlitjønn) økte blågrønnalgen *Aphanothece clathrata* i poser med tilsatt Cd, mens veksten av *Synedra* sp. økte i bagexp4 (Songsjøen). I laboratorieforsøk med kobbertilsetning økte algeproduksjonen (Øyvind Løvstad, pers. medd.). En mulig forklaring er at metalltilsetningen øker mengden tilgjengelig fosfor, f.eks. fra enkelte sensitive grupper av bakterier og dyreplankton på grunn av økt dødelighet hos disse, og at denne fosforøkningen fremmer vekst hos metalltolerante alger. Det ble imidlertid ikke funnet entydige forskjeller i innholdet av total fosfor eller løst fosfat i eksperimentene. En annen mulighet er derfor at det har skjedd en utskifting

av tilsatte kadmiumioner med jernioner bundet til vannets humusforbindelser. Det er kjent at humus virker avgiftende ved å binde til seg metaller og andre giftige forbindelser (Stackhouse & Benson 1988). En økning i mengden fritt jern kan fremme algeveksten enten direkte (dersom jernbegrensning) eller indirekte ved å øke tilgjengeligheten av fosfor (Clasen & Bernhardt 1974, Huntsman & Sunda 1981).

Tilsetning av syre hemmer algeveksten og forsurete poser hadde lavere biomasse enn kontrollposene (bagexp4). I forsurete poser tilsatt Cd var biomassen lavere enn i ikke-forsurete poser tilsatt Cd, men høyere enn i kontrollposene. Det var økning av små flagellater, spesielt cryptomonader, gullalger og små grønnalger i alle poser tilsatt både syre og Cd, kanskje som en følge av redusert konkurranse fra *Synedra*. Antagelig fremmer tilsetning av Cd veksten av både *Synedra* og små flagellater. Mens *Synedra* er den mest konkurransesterke i poser kun tilsatt Cd, er arten mer følsom for forsurening og erstattes av mer forsureningstolerante flagellater i poser tilsatt både syre og Cd. *Synedra* betraktes som en eutrofieringsart og blir sjelden funnet når $pH < 6,2$ (Øyvind Løvstad, pers. medd.).



Figur 6.7

Planteplanktonbiomasse (g våtvekt/m³) i bagexp2 (Songlitjønna 1993). Dag = antall dager etter tilsetning av Cd. -Phytoplankton biomass (g wet weight/m³) in bagexp2 (Songlitjønna 1993). Day = number of days after addition of Cd.

6.4.3.2 Effekter på dyreplanktonet

Det var ikke entydige negative effekter på dyreplankton ved de Cd-nivåene som ble benyttet i bagexp1 (0,5 og 2,0 µg Cd/l). I bagexp2 gav begge belastningsnivåer (2,0 og 5,0 µg Cd/l) negative effekter på de fleste dyreplanktonarter sammenlignet med poser uten Cd-tilsetninger, men med tilsvarende næringssaltstatus. Gjennomsnittlig kroppslengde hos eggbærende hunner av vannloppene *Bosmina longispina* og *Daphnia longispina* var mindre i poser tilsatt Cd. Hos *D. longispina* økte kroppslengden ved tilsetning av næringssalter slik at økt næringstilgang så ut til å oppveie de negative effektene av Cd (figur 6.8). Gjennomsnittlig kullstørrelse (antall egg pr. eggbærende hunn) var bestemt av tilgang på næring og økte med økende næringssalttilsetning uavhengig av belastningsnivået (figur 6.9). Antallet eggproduserende hunner avtok med økende belastningsnivå slik at populasjonsveksten avtok, spesielt for vannloppene, i de belastede innhegningene. En subjektiv vurdering av effekten på de ulike dyreplanktonartene er gitt i tabell 6.4. Basert på endringer i tetthet kan vi sette opp følgende rekkefølge for sensitivitet for Cd: *Daphnia longispina* > *Bosmina longispina* > *Holopedium gibberum* > *Heterocope saliens* > *Eudiaptomus*

gracilis > *Cyclops scutifer*. De største effektene ble funnet hos *D. longispina*, mens det kun var små og ikke entydige forskjeller mellom *B. longispina* og *H. gibberum*. Dette er i samsvar med forventede forskjeller i Cd-toleranse basert på tidligere undersøkelser (Marshall & Mellinger 1980, Lawrence & Holoka 1987). Både økte algemengder og økt fiskepredasjon oppveide delvis de negative effektene av Cd-belastningene, spesielt for vannloppene. Tetthetsutviklingen hos hoppekrepsen *C. scutifer* er motsatt av de andre dyreplanktonartene. Det ser ut til å være et konkurranseforhold mellom *C. scutifer* og *Eudiaptomus gracilis* der førstnevnte økte i MC og HC på grunn av høyere Cd-toleranse, men tapte konkurransen i poser tilsatt næringssalter eller fisk.

Tilsetning av næringssalter ga økt dyreplanktonproduksjon, og det ble registrert en økning i total tetthet samt tettheten av de fleste arter av dyreplankton i poser tilsatt nitrogen og fosfor. Gjennomsnittlig kullstørrelse hos vannloppene økte i alle poser tilsatt næringssalter og har sannsynligvis sammenheng med økt produksjon av alger. Tilsetning av næringssalter oppveide noe av den negative effekten av Cd ved at kullstørrelsen hos vannloppe-

ne økte sammenlignet med Cd-belastede poser uten nærings-salter. Kullstørrelsen i disse posene var vanligvis høyere enn kontrollposen med nærings-salttilsetning, noe som er i samsvar med forskjeller i algeproduksjonen (økt algeproduksjon og økt produksjon av spiselige alger ved tilsetning av Cd).

Effekten av forsurening og Cd-kontaminering i bagexp4 er oppsummert i **tabell 6.5**. Resultater fra ulike prøvetakingsdatoer er behandlet hver for seg slik at tidspunkt for når skader inntreffer kommer tydeligere fram. Den totale tettheten av dyreplankton var lavere i alle belastede poser sammenlignet med kontrollposene vel to uker etter forsøkets start. Allerede 8 dager etter tilsetning av Cd ble de første negative effektene registrert hos *H. gibberum* og *Sida crystallina*. I poser tilsatt Cd (MC) eller Cd og syre (MC-acid) var *H. gibberum* nesten forsvunnet 18 dager etter forsøkets start mens tettheten i poser tilsatt kun syre (CC-acid) var ca. 1/3 av tettheten i kontrollposene. På samme tidspunkt ble *S. crystallina* ikke lenger registrert i de belastede posene. Også *B. longispina* var betydelig redusert i MC. I MC-acid var tettheten av *B. longispina* tilsvarende tettheten i kontrollposene mens det var en (ikke signifikant) økning i CC-acid. Fire dager senere var tetthetsøkningen i CC-acid tydeligere men fremdeles ikke signifikant. I motsetning til bagexp2 ble det ikke funnet noen signifikante reduksjoner i tettheten av *D. longispina*. Andelen av eggproduserende hunner av *H. gibberum* økte i poser tilsatt syre eller syre i kombinasjon med Cd. For øvrig ble det ikke funnet noen forskjeller verken i andelen av hunner m/egg eller andelen av hanner for noen av vannloppene. Effekter på eggproduksjon er ikke mulig å vurdere ennå da det gjenstår bearbeiding av materialet.

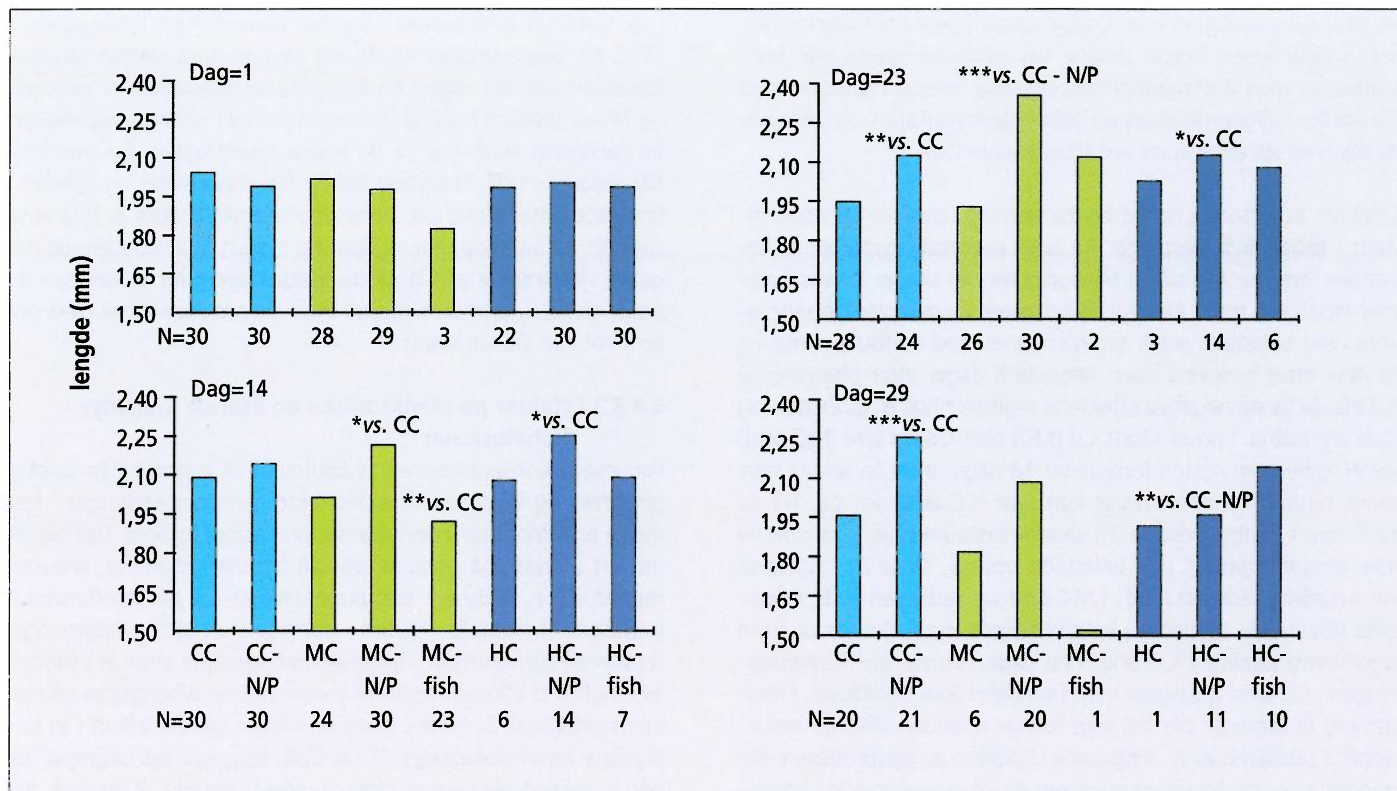
I de belastningsforsøkene som ble gjennomført i Songsjøen i 1995 ble nærings-salter tilsatt alle posene. Ved starten av disse forsøkene var det ingen forskjell i konsentrasjonen av nitrogen og fosfor mellom posene. Planteplanktonet utviklet seg imidlertid forskjellig avhengig av de øvrige tilsetningene (se ovenfor). Mengden av små flagellater økte i forsurete poser og spesielt i forsurete poser tilsatt Cd. Disse algene anses å være av høy verdi som fôr for vannloppene og kan ha bidratt til å redusere de negative virkningene av Cd. Dette gjelder særlig for *B. longispina* i poser tilsatt syre i kombinasjon med Cd sammenlignet med poser hvor kun Cd var tilsatt.

6.4.3.3 Effekter på planktoniske og litorale krepsdyr - konklusjoner

Forhøyede konsentrasjoner av kadmium vil kunne ha en direkte gifteffekt og dessuten virke indirekte gjennom endringer i kjemiske og biologiske (konkurranse, predasjon) forhold. Det ble registrert effekter på populasjonsnivå (redusert størrelse, redusert reproduksjon, redusert populasjonsvekst) og på samfunnsnivå (redusert artsantall, endret dominansforhold). Belastningsforsøkene gjennomført i lukkede innhegninger viser at effekten av en gitt Cd-konsentrasjon vil kunne variere avhengig av en rekke miljøforhold. Samme Cd-konsentrasjon ga ulik effekt i to forskjellige forsøkslokaliteter (2 µg Cd/l, bagexp2 og bagexp4) og når forsøkene ble gjennomført til ulike tidspunkt (2 µg Cd/l, bagexp1 og bagexp2). Det så også ut til å være variasjon mht. hvilke arter (*D. longispina* i bagexp2 og *H. gibberum* i bagexp4) og hvilke parametre (overlevelse, vekst, reproduksjon) som var mest sensitive for Cd.

Tabell 6.4 Negative (-) og positive (+) effekter på tetthet av ulike dyreplankton taxa, bagexp2, Songlitjøna 1993. Gjennomsnitt av alle datoer etter tilsetning av kadmium er benyttet og resultatene bygger på følgende sammenligninger: MC og HC mot CC, MC-N/P og HC-N/P mot CC-N/P, MC-fish mot MC og HC-fish mot HC. – Negative (-) and positive (+) effects on density of the different zooplankton taxa, bagexp2, Songlitjøna 1993. The average of all dates after addition of cadmium is used and the results are based on the following comparisons: MC and HC against CC, MC-N/P and HC-N/P against CC-N/P, MC-fish against MC and HC-fish against HC.

Belastningsnivå Innhegning	2 µg Cd/l			5 µg Cd/l		
	MC	MC-N/P	MC-fish	HC	HC-N/P	HC-fish
Cladocera						
Holopedium gibberum	0	++	+	--	-/+	0
Bosmina longispina	-	0/+	+	--	-/+	++
Daphnia longispina	-	+	-/0	--	-	+
Copepoda						
Cyclops scutifer	++	-/0	-	+	+	-/0
Heterocope saliens	-	-/0	-	-	-	-
Eudiaptomus gracilis	-	-/0	+	-	-/0	+
0 : < 20 % endring						
- : < 20-75 % reduksjon						
-- : > 75 % reduksjon						
+ : < 20-100 % økning						
++ : > 100 % økning						

**Figur 6.8**

Gjennomsnittlig lengde (mm) hos eggbærende hunner av vannloppen *Daphnia longispina* i bagexp2 (Songlitjøna 1993). N = antall individer målt. Dag = antall dager etter tilsetning av Cd. Parvise sammenligninger er gjennomført for de samme gruppene som angitt i tabell 6.4. Kun sign. forskjeller er angitt. *: $p < 0,05$. **: $p < 0,01$. ***: $p < 0,001$. - Average body length (mm) in egg carrying females of the water flea *Daphnia longispina* in bagexp2 (Songlitjøna 1993). N = no. of individuals measured. Day = number of days after addition of Cd. *: $p < 0,05$. **: $p < 0,01$. ***: $p < 0,001$. ns: not significant.

Tabell 6.5 Negative (-) og positive (+) effekter på tetthet av ulike dyreplankton taxa, bagexp4, Songsjøen 1995. Resultatene er basert på sammenligning av alle tre parallellene mot tre parallelle kontroll innhegninger. Dag = antall dager etter tilsetning av kadmium. - Negative (-) and positive (+) effects on density of different zooplankton taxa, bagexp4, Lake Songsjøen 1995. The results are based on a comparison of all three parallels against three parallel control corals.

Innhegning	Dag = 8			Dag = 18			Dag = 22		
	CC- acid	MC	MC- acid	CC- acid	MC	MC- acid	CC- acid	MC	MC acid
Cladocera									
Holopedium gibberum	0	-/0	-/0	-	--	--	0	--	--
Bosmina longispina	0	0	0	0	--	0	0	--	0
<i>Daphnia longispina</i>	0	0	-/0	0	0	-/0	+	+	0/+
<i>Sida crystallina</i>	0	--	--	0	--	--			
Copepoda									
<i>Cyclops scutifer</i>				-/0	0	--	0	+	+
<i>Heterocope saliens</i>							0/+	+	+
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	0/+	0/+	+	0/+	0/+	+	0	0	0/+

0 : ingen endring (se nedenfor)

-/0: lavere tetthet enn min. CC i 2 av 3 poser, ikke signifikant

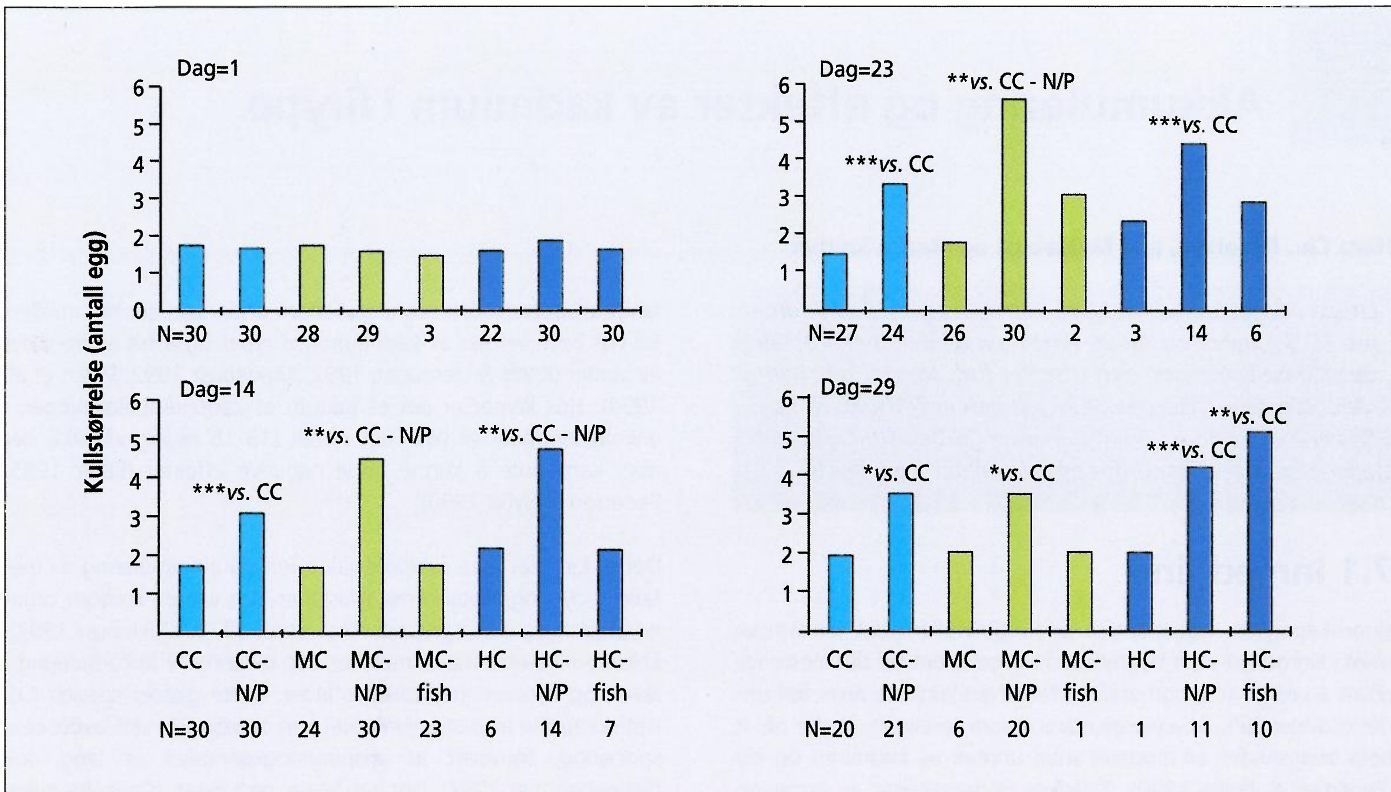
- : < 75 % reduksjon, $p < 0,05$ (lavere tetthet enn min. CC i 3 av 3 poser)

-- : > 75 % reduksjon, $p < 0,05$ (lavere tetthet enn min. CC i 3 av 3 poser)

0/+ : høyere tetthet enn max. CC i 2 av 3 poser, ikke signifikant

+ : < 100 % økning, $p < 0,05$ (høyere tetthet enn max. CC i 3 av 3 poser)

++ : > 100 % økning, $p < 0,05$ (høyere tetthet enn max. CC i 3 av 3 poser)



Figur 6.9

Gjennomsnittlig kullstørrelse (antall egg pr. eggbærende hunn) hos vannloppen *Daphnia longispina* i bagexp2 (Songlitjønn 1993). N = antall individer målt. Dag = antall dager etter tilsetning av Cd. -Average clutch size (no. of eggs per egg-carrying female) in the water flea *Daphnia longispina* in bagexp2 (Songlitjønn 1993). N = no. of individuals measured.

7

Akkumulering og effekter av kadmium i lirype

Hans Chr. Pedersen, Ivar Myklebust og Martin Sæther

Lirypa kan akkumulere høye konsentrasjoner av kadmium (Cd) i nyrer og lever. Arten synes imidlertid å tåle den Cd-belastningen den utsettes for i Norge, selv i områder der den naturlige belastningen er forholdsvis høy. Det er imidlertid mulig at den økte Cd-belastningen som skjer i Sør-Norge med tiden kan gi negative effekter.

langtransportert forurensning. Senere undersøkelser har imidlertid vist høye verdier av kadmium hos rypen også fra andre deler av landet (Kålås & Lierhagen 1992, Myklebust 1992, Wren et al. 1994). Hos lirypen er det et faktum at kadmiumbelastningen i enkelte områder er over det nivået (13-15 mg/kg våtvekt) der man kan vente å kunne finne negative effekter (Eisler 1985, Pedersen & Nybø 1990).

7.1 Innledning

Kunnskapen om belastningen av tungmetaller i det terrestriske miljø i Norge har vært begrenset. I Norge er det for det meste foretatt analyser av tungmetaller i fallvilt og jaktbare arter felt under ordinær jakt. Analyseresultatene som foreligger, tyder på at belastningsnivået er moderat med unntak av kadmium og bly (Pedersen & Nybø 1990). Tidligere undersøkelser av lirype og fjellrype har vist høye verdier fra de sørlige delene av landet (Herredsvela & Munkejord 1988), hvilket indikerer påvirkning fra

Det er kjent at flere faktorer virker inn på akkumulering av metaller i dyr, og metallkonsentrasjoner kan variere mellom organer, kjønn og aldersgrupper (Flick et al. 1971, Myklebust 1992). Enkelte ikke-essensielle metaller har tendens til akkumulering i lever- og nyrevev med økende alder. Dette gjelder spesielt Cd. Kritiske nivåer av dette elementet kan oppstå selv ved lavdoseeksponering, forutsatt at eksponeringsperioden er lang nok (Scheuhammer 1987). 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



Foto: Dag H. Karlsen

stort behov for å undersøke næringskjeder i slike miljøer. Lirypa inngår som sentral art i dette økosystemet, og en undersøkelse av næringskjeden vegetasjon - lirype - rovfugl er interessant. Lirypa er et viktig byttedyr for toppkonsumenter i disse områdene, blant annet for jaktfalk og kongeørn (Hagen 1952, Pulliainen 1975, Langvatn 1977, Lunde 1985).

Undersøkelser av ender under tilnærmet naturlige betingelser har vist at selv lave Cd-belastninger kan føre til unormale frykresponser. Dette kan gi økt predasjon (Heinz et al. 1983). Slike atferdsforandringer kan også oppstå i ville populasjoner med forhøyet Cd-nivå. Hos ville dyr er foreldrenes antipredatoratferd viktig for å øke avkommets sjanse til å overleve. Et høyt Cd-nivå slik som påvist hos lirype, kan nedsette kyllingoverlevelsen.

Undersøkelser av lirype fra Dovrefjell viser høye verdier av Cd i nyre og lever hos voksne individer (Myklebust et al. 1993, Pedersen & Myklebust 1993, Wren et al. 1994). Siden området neppe er påvirket gjennom langtransportert forurensning, blir rypene der antakelig utsatt for *naturlig* høy kadmiumeksponering (Pedersen et al. 1992). Området har normalt en svært god rypebestand. Dette kan tyde på at rypene der er tilpasset høy Cd-belastning. En slik tilpasning kan skje gjennom produksjon av metallotioniner (MT), som kan detoksifisere kadmium. MT er et lavmolekylært protein som binder og induseres av både essensielle (Cu, Zn) og ikke-essensielle (Cd, Hg) metaller (Kägi & Schäffer 1988). Proteinene er funnet hos flere dyrearter som har blitt eksponert for naturlig høye Cd-belastninger (Brown et al. 1977). Hos lirype kan man tenke seg en tilpasning ved at høye nivåer av MT binder Cd, og reduserer metallens toksiske virkning.

For å økt Cd-belastning i dyr fører til økt produksjon av MT (Brown et al. 1977) er det sannsynlig at forskjellige individer gjennom naturlig seleksjon har utviklet forskjellig evne til å produsere MT. Det er derfor grunn til å tro at MT-nivået er mindre i dyr som normalt er tilpasset lave Cd-belastninger enn dyr som er tilpasset høye belastninger. For å belyse dette har vi undersøkt liryper fra to områder med forskjellig nivåer av *naturlig* Cd-belastning. Slik kunnskap er nødvendig for å kunne vurdere eventuelle negative effekter av økt Cd-belastning gjennom langtransportert forurensning.

Det ble fra april 1990 til mai 1994 gjennomført et forskningsprosjekt for å undersøke metallbelastninger og deres effekter i lirype. Prosjektet undersøkte (1) faktorer som påvirker akkumulering av kadmium i lirype, (2) effekter av kadmiumbelastning på reproduksjonsatferd hos lirype og (3) metallotionin-nivået i liryper med forskjellig Cd-belastning i sitt naturlige miljø.

7.2 Materiale og metoder

Det meste av feltarbeidet ble utført i Dovrefjell nasjonalpark, øst for Kongsvold biologiske stasjon/Kongsvold Fjellstue, Oppdal kommune. Til undersøkelse av MT i lirype ble det samlet inn fugler fra tre lokaliteter med forskjellig naturlig Cd-belastning; Kongsvoll, Åmotsdalen og Essand. Rypene fra Kongsvoll har høy naturlig Cd-belastning, mens ryper fra Åmotsdalen og Essand har naturlig lav Cd-belastning.

Det ble innsamlet 83 ryper med alder fra 4 dager til 2 år. Flygedyktige ryper ble skutt med stålhagl og frosset så raskt som mulig (1-8 timer) etter felling. Rypene ble senere tint til ca 0 °C og indre organer og brystmuskulatur ble tatt ut og oppbevart nedfrosset (-20 °C) til kjemiske analyser kunne utføres.

For å finne ut om og i hvor stor grad lirypas næringsvalg har betydning for Cd-nivået i forskjellige vevstyper ble 6 av de viktigste beiteplantene samlet inn i to forskjellige perioder og analysert for Cd: (1) om våren ble det samlet inn årsskudd av dvergbjørk, grønnvier og lappvier. Innsamlingen ble foretatt på 11 punkter, samtidig med felling av liryper. Årsskuddene ble tatt fra busker hvor det var tydelig at lirypene hadde beitet umiddelbart før felling. Dette materialet representerer lirypas viktigste næringssementer i de perioder av året terrenget er dekket av snø. (2) om høsten ble det samlet inn grønne plantedeler og bær fra 6 av lirypas viktigste beiteplanter sommer og høst. Artene som ble valgt var dvergbjørk, blåbær, krekling, lappvier, grønnvier og rynkevier. Det ble tatt prøver fra 10 forskjellige lokaliteter i den lavalpine sone. Lokalitetene lå med 200-300 meters mellomrom, 5 stk 1100 m over havet og 5 stk 1150 m over havet. Hver lokalitet ble begrenset til 100 m². Innenfor denne ble det foretatt en tilfeldig innsamling av de nevnte arter. Rynkevier fantes bare på 7 av lokalitetene. Totalt er det samlet inn 11 prøver av vinter/vårnæring og 57 prøver av sommer/høstnæring.

For å undersøke effekter av kadmiumbelastning på *reproduksjonsatferd* hos lirype ble frittlevende lirypehøner belastet med Cd gjennom osmotiske minipumper operert inn under huden. 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 fóret eller 0,4 mg Cd/døgn. På grunnlag av beregninger og laboratorieforsøk med tamhøns ble det valgt en belastning på 133 mg/l CdCl₂ som tilsvarer 83,2 mg Cd/l (Pedersen et al. 1991). 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 (kontrollgruppe). Etter at kyllingene klekket, ble hønene støkket (skremt fra kyllingene) hver 2. dag og fluktavstanden (avstanden mellom observatør og hønens oppfluktsted) 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). Atferdsscorene 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. (Legg merke til at begrepene fluktavstand og fluktlengde har forskjellig betydning). Ved forsøkets slutt, ca 10 dager etter klekking, 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).

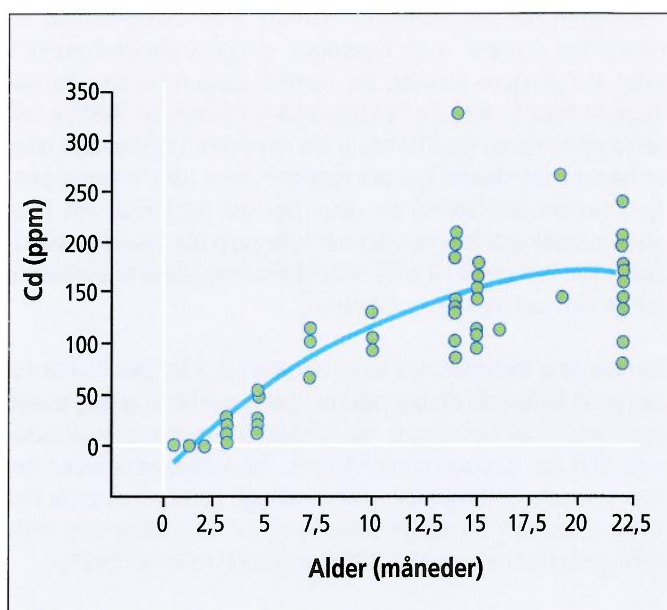
Organer og vev er analysert for tungmetaller ved NINA's laboratorium i Trondheim ved bruk av atomabsorpsjonsspektrometri (AAS) (**tabell 7.1**). For å undersøke *metallotionin-nivået* i liryper med forskjellig Cd-belastning i sitt naturlige miljø ble det hovedsakelig brukt voksne liryper. Analysene av MT ble utført etter metode beskrevet av Olafson & Olsson (1994), modifisert fra Brdicka (1933).

7.3 Resultater og diskusjon

7.3.1 Akkumulering

Vi fant følgende akkumulasjonsmønster i lirype I tråd med en rekke tidligere undersøkelser på pattedyr og fugl: nyre > lever > brystmuskel = hjerte (Maedgen et al. 1982, Lock et al. 1992). Nyrene akkumulerte mye Cd, mens nivået i lever utgjorde ca 10% av nyrenivået. Både hjerte og brystmuskulatur akkumulerte små mengder kadmium (< 1,0 mg/kg). Cd-konsentrasjonene i nyre hos rypene fra Kongsvoll var svært høye i forhold til hva som er beskrevet for andre fuglearter, også sjøfugl (Elliott et al. 1992, Pedersen & Myklebust 1993). Det er en god sammenheng mellom Cd-innholdet i nyre og i lever. Et høyt Cd-innhold i nyre gir et litt forhøyet, men fortsatt lavt Cd-innhold i muskel. De få studiene som finnes på Cd-innhold i muskelvev fra fugl viser, i tråd med våre resultater, at det er liten overføring av Cd til muskel (Lande 1977, Hulse et al. 1980, Dmowski 1993).

Som vist av Herredsvella & Munkejord (1988) ble det funnet høyere Cd-nivå i voksne enn unge liryper. Innholdet av kadmium i lever og nyre hos rypekyllingene var lavt den første høsten. Akkumuleringen av Cd i lever og nyre foregikk svært hurtig og unge individer hadde omtrent samme nivå som eldre ryper ved 7-8 måneders alder (**figur 7.1**). Cd-akkumuleringen varierer med dyrenes alder (Flick et al. 1971, NRCC 1979), som tilfellet også er hos hjortedyr (Frank et al. 1981, Wren 1983, Holt & Frøslie 1987). Våre undersøkelser viser at akkumuleringen av Cd i nyrene er hurtig første vinter, men at hastigheten avtok etter at nyreverdiene oversteg 100 mg kg⁻¹ (tørrvekt). Rypene kvittet seg således med like store mengder kadmium som det de tok inn med maten. Cd-utskillelsen skjer sannsynligvis ved fjærmytingen (Myklebust 1992).



Figur 7.1

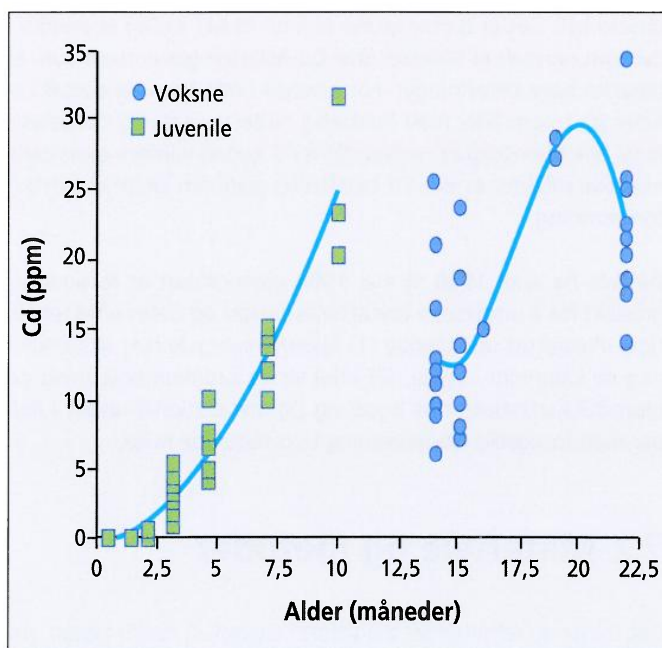
Sammenhengen mellom alder og akkumulering av kadmium (ppm tørrvekt) i nyrevev hos lirype.- Relationship between age and accumulation of cadmium (ppm dry weight) in kidneys of willow ptarmigan.

Tabell 7.1 Analyser av sertifisert referansemateriale, ppm Cd i fast materiale på tørrvektbasis. - Analyses of certified reference samples, ppm Cd on a dry weight basis.

Dogfish liver (DOLT-1)	
Gjennomsnitt (± 2 S.E.)	4,54 (0,08)
Antall analyser (n)	8
Sertifiserte Verdier (95% conf. interv.)	4,18 (0,28)
Bovine liver (Bovine 1577A)	
Gjennomsnitt (± 2 S.E.)	0,45 (0,03)
Antall analyser (n)	11
Sertifiserte verdier (95% conf. interv.)	0,44 (0,06)

Som vinterføde foretrekker lirype vier fremfor bjørk (Norris et al. 1979), og vierinntaket påfører fuglene stort Cd-inntak vinterstid. Det var langt mer kadmium i vier enn i de andre beiteplantene (**tabell 7.2**); f.eks. over 100 ganger mer i blad fra grønnvier enn i blad fra blåbær. Tilsvarende høye nivåer av Cd i vier er funnet flere andre steder (Kålås et al. 1991, Gjengedal & Steinnes 1992).

Variasjonene i næringsvalg til ulike årstider gjenspeiles i leveras innhold av kadmium (**figur 7.2**). I levera til unge individer ble Cd akkumulert fra klekking rundt første juli til 10-11 måneders alder (mai-juni). Deretter avtok leveras innhold av kadmium til 14-15 måneders alder (september-oktober). Lirypene på Kongsvoll eter da i stor grad blåbær og krepling (med lavt Cd-innhold) (**tabell 7.2**). Fra november til mars økte leveras innhold av kadmium igjen, samtidig som andelen vier i føden økte. Dette avtok igjen fra mai ved 21-22 måneders alder.



Figur 7.2

Akkumulasjonsmønster for kadmium (ppm tørrvekt) i lever hos juvenile (<1 år) og voksne (>1 år) liryper.- Accumulation pattern of cadmium (ppm dry weight) in juvenile (<1 year) and adult (>1 year) willow ptarmigan.

7.3.2 Atferd

Høner med osmotiske pumper med CdCl₂-løsning tilsvarende 83,2 mg Cd/l fikk et økt Cd-nivå i lever og nyrer som tilsvarer økningen i Cd-nivå hos ender som fikk en diett med 2 mg Cd/kg i 30 døgn (White & Finley 1978). Endene fikk en økning av Cd-nivå i lever på 422 %, mens Cd-hønene fikk en økning på 444 %. Økningen av Cd-nivå i nyrevev var hos endene på 281 %, hos våre høner var den 228 %.

Cd-nivåene i lever- og nyrer var høyere hos Cd-hønene enn hos andre voksne liryper fra samme området (**tabell 7.3**). Forskjellen mellom kadmiuhøner og normale høner var større for lever (kadmiuhøner 250 % av kontrollhøner) enn for nyrer (145 %). Så lenge nyrefunksjonene ikke er skadet, vil kadmiu som er bundet i leveren i større grad enn i nyrene være tilgjengelig for biokjemiske prosesser (Suzuki 1984). Vår eksponering førte dermed til å øke andelen av Cd som var tilgjengelig for biokjemiske prosesser i organismen. Dette var imidlertid ingen akutt høydose-eksponering. Hvis det hadde vært tilfelle, ville lever : nyre-forholdet vært > 1 (Scheuhammer 1987). De osmotiske pumpene var stort sett en bra metode for belastning av villtlevende dyr.

Kadmiuhøner hadde svakere utviklet foreldreatferd enn kontrollhøner. Fra tidligere undersøkelser vet vi at lirypernes avledningsatferd kan variere sterkt mellom år (Pedersen & Steen 1985). Selv om avledningsatferden var generelt svak i de årene undersøkelsen foregikk hadde kadmiuhønene redusert avledningsatferd og større fluktlengder enn kontrollhønene. Dette utsetter avkommet for nedkjøling og økt predasjon som igjen gir lavere kyllingproduksjon. Kadmiuhønene hadde kyllingoverlevelse på 6% ved kyllingalder 8-9 døgn, tilsvarende 38% hos kontrollhønene (**figur 7.3**). Sterk avledningsatferd øker sjansen for at rypekyllinger skal overleve.

Kadmiuhønene hadde ikke høyere Cd-konsentrasjoner i nyrer og lever enn det vi naturlig kan finne hos liryper fra forsøksområdet (Kålås & Lierhagen 1992). Cd i nyrene er hovedsakelig bundet til metallotioniner og vil hos individer uten nyreskader, være biokjemisk utilgjengelig. De eksponeringene kadmiuhønene ble utsatt for økte andeler biokjemisk tilgjengelig Cd ved at fuglene kontinuerlig ble tilført Cd. Ved avliving like før eller umiddelbart etter at Cd-tilførselen var stoppet var lever:nyre-forholdet = 0,27, som fortsatt er større enn det vi naturlig finner hos voksne liryper, også vinter og vår, når kadmiuinntaket gjennom føden er stort (lever:nyre = 0,14, SD = 0,03, n = 12, Myklebust 1992). Det er derfor rimelig at atferdsendringer kan forekomme.

Tabell 7.2 Gjennomsnittlig innhold av kadmiu (mg kg⁻¹ tørrvekt), ± standardavvik, i noen av liryperas 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/Fruit	0,014 ± 0,034	10
Vinter/vår Winter/spring			
Dvergbjørk (<i>Betula nana</i>)	Årsskudd/Shoots	0,162 ± 0,067	5
Vier (<i>Salix sp.</i>)	Årsskudd/Shoots	1,058 ± 0,485	6

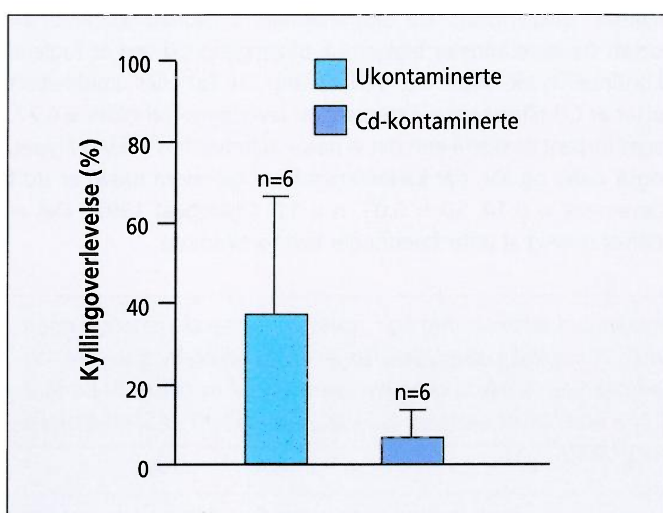
Tabell 7.3 Gjennomsnittlig innhold av kadmiu i lever og nyre hos voksne liryperhøner (mg kg⁻¹ våtvekt). Kontrollhøner er her "normale" høner fra området og ikke høner gitt fysiologisk saltvann. Verdiene er angitt som mg kg⁻¹ våtvekt. SD - standard avvik. N - antall høner. P-verdiene angir signifikansnivået mellom kadmiuhøner 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 give level of significance between cadmium hens and control hens (one-tailed Mann-Whitney U-test).

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

7.3.3 Metallotioniner

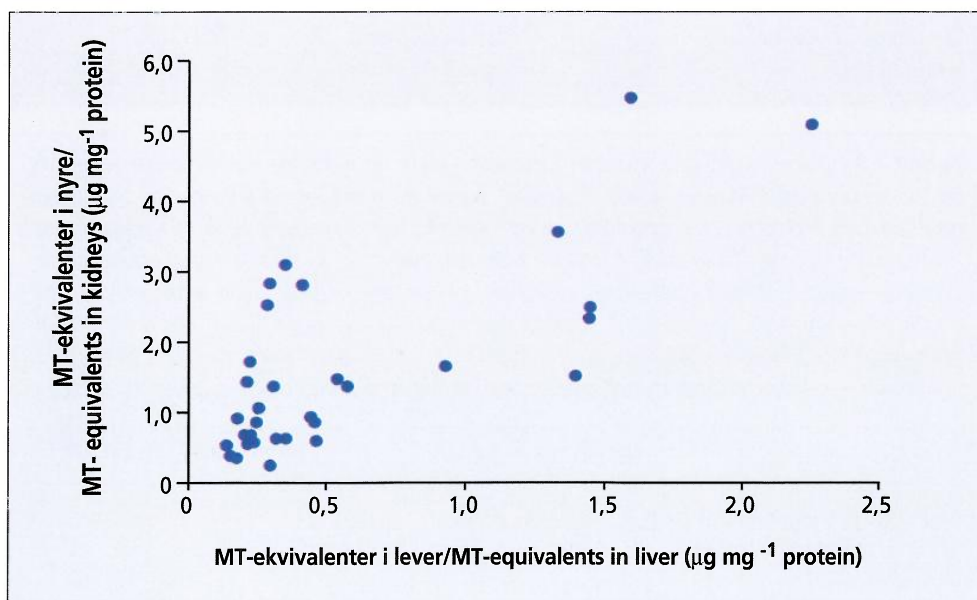
På bakgrunn av tidligere undersøkelser av forholdet mellom MT- og Cd-nivået og av våre undersøkelser på Cd-akkumulering hos liryper, vil vi vente at: (1) MT-nivået i nyre er høyere enn i lever; (2) MT-nivået i lever og nyre er høyere i liryper fra et naturlig høybelastet område enn i et lavbelastet område, (3) MT-nivået i lever og nyre er høyere om våren enn ellers i sesongen og (4) MT-nivået gjennom sesongen er mer stabilt i nyre enn i lever.

MT-nivået var høyere i nyre enn i lever hos rypere fra Kongsvoll (høybelastet område) og Essand (lavbelastet område) (**tabell 7.4**). Tidligere undersøkelser har tydet på at nyrer bare har 35 % av leveras evne til å syntetisere MT som respons på en gitt Cd-belastning (Sendelbach & Klaassen 1988, Scheuhammer & Templeton



Figur 7.3

Gjennomsnittlig kyllingoverlevelse hos Cd-kontaminerte i forhold til ukontaminerte liryphøner ved kyllingalder 8-9 dager. Vertikal linje-standard avvik. n-antall liryphøner.- Mean chick survival of Cd-contaminated and control willow ptarmigan hens at chick age 8-9 days. Vertical line-standard deviation. n-number of willow ptarmigan hens.



Figur 7.4

Sammenhengen mellom metallothionein-ekvivalenter i lever og nyre i liryper.- Relationship between metallothionein-equivalents in liver and kidneys of willow ptarmigan.

1990). Liryper, som har 10 ganger høyere Cd-nivå i nyrer enn lever, skulle ha 3-4 ganger høyere MT-nivå i nyrer enn lever. Det ble funnet sammenheng mellom Cd-nivåene i de to organene (**figur 7.4**). MT-nivået i nyrer var 2 ganger nivået i lever. Dette betyr enten at rype-nyrer bare har 20 % av leveras evne til å syntetisere MT eller at andre MT-induserende faktorer (f.eks. Zn, Cu,) påvirker forholdet (Scheuhammer & Templeton 1990).

Cd- og MT-nivå i lever og nyre var høyere hos rypere fra Kongsvoll enn fra Essand (**tabell 7.4**). Rypere som utsettes for en stor Cd-belastning er således i stand til å respondere ved økt MT-produksjon (Brown et al. 1977).

MT-innholdet varierte gjennom sesongen, og nådde et maksimum i lever i mai (**tabell 7.4**). Den store variasjonen i MT-nivå i lever skyldes sannsynligvis store sesongmessige variasjoner i Cd-innhold. Selv om endringene gjennom sesongen i nyrenes Cd-nivå ikke var statistisk signifikante, ble det høyeste MT-nivået allikevel nådd i mai. I lever var det da sammenfall mellom topp i Cd-nivå og topp i MT-nivå. Økningen av MT fram mot mai skyldes bare delvis økt akkumulering av Cd. Mens økningen i Cd-nivå i dette materialet var ca 5-10 % fra februar til mai var økningen i MT 280 % for nyrer og 310 % for lever. Den store økningen i MT til mai kan skyldes en kombinasjon av økt Cd-nivå og andre MT-induserende metaller f.eks. sink og kobber. Sink er kraftig MT-induserende (Scheuhammer & Templeton 1990). Hos Kongsvoll-ryperne har sink sin høyeste verdi i mai både i lever og nyrer (Myklebust 1992). I vårt materiale var det imidlertid ikke signifikante variasjoner i Zn- eller Cu-innhold gjennom sesongen verken i lever eller nyrer. Økningen i MT-innhold både i lever og nyre må derfor skyldes andre faktorer enn Zn og/eller Cu.

Det ble ikke funnet entydige sammenhenger mellom Cd/MT-nivå i nyrer og lever i alle måneder i de to områdene (**tabell 7.5**). Det var likevel bedre sammenheng mellom Cd- og MT-nivå i nyrer enn lever innen område og måned, med unntak av Kongsvoll-materialet fra mai. Rypere fra Essand, som viste signifikante sammenhenger mellom Cd- og MT-nivået både i nyre og lever, hadde en forklaringsgrad (r^2) på henholdsvis 0,59 og 0,43. Dette er i samsvar med resultater fra tidligere laboratorieforsøk på lat-

Tabell 7.4 Gjennomsnittlig innhold av metallothionin-ekvivalenter ($\mu\text{g}/\text{mg}$ protein) i nyre og lever hos voksne liryper fra Kongsvoll og Essand i 1993-1994. Antall prøver angis i parentes. -Average content of metallothionein-equivalents ($\mu\text{g}/\text{mg}$ protein) in liver and kidneys in adult willow ptarmigan from Kongsvoll and Essand in 1993-1994. Sample size in parenthesis.

Område	september-93	februar-94	mai-94
	Nyre/Kidney		
Kongsvoll	1,77 (9)	1,20 (10)	3,40 (6)
Essand	-	0,58 (10)	-
	Lever/Liver		
Kongsvoll	0,29 (8)	0,48 (10)	1,49 (6)
Essand	-	0,20 (10)	-

Tabell 7.5. Cd-innhold (mg kg^{-1} (tørrvekt)) i lever og nyre i relasjon til metallothionein-ekvivalenter ($\mu\text{g}/\text{mg}$ protein) hos voksne liryper fra Kongsvoll og Essand. - Regression statistics of Cd-content (mg kg^{-1} (dw)) in liver and kidneys in relation to metallothionein-equivalents ($\mu\text{g}/\text{mg}$ protein) in adult willow ptarmigan from Kongsvoll and Essand.

Lokalitet Area	Måned Month	Organ Tissue	R2	F	P	Antall Number
Kongsvoll	9	Lever/Liver	0,19	1,38	0,29	8
«	2	«	0,09	0,79	0,40	10
«	5	«	0,90	36,28	0,004	6
Essand	2	«	0,43	6,06	0,04	10
Kongsvoll	9	Nyre/Kidney	0,53	8,06	0,03	9
«	2	«	0,32	3,80	0,09	10
«	5	«	0,37	2,33	0,20	6
Essand	2	«	0,59	11,61	0,009	10

terduer *Streptopelia risoria*, som viser at Cd er best korrelert med MT i nyrer. For lever oppnås den beste korrelasjonen med Zn, mens Cd kommer som nummer to (Scheuhammer & Templeton 1990). Også undersøkelser av frittlevende tresvaler *Tachycineta bicolor* viser at den beste sammenhengen mellom MT og metallnivå i lever oppnåes med Zn og ikke Cd (Louis et al. 1993).

Evnen til å produsere MT, og derved motvirke metallers giftvirkning, bygger på en fysiologisk respons i organismen. Denne evnen kan deles i to komponenter; respons og kapasitet. Responsen er hvor mye MT som syntetiseres av en viss mengde Cd. En sammenligning av responsen for liryper fra Kongsvoll og Essand viste rimelig god sammenheng mellom Cd- og MT-nivåene. Essand-ryperne akkumulerte 1 MT-ekvivalent for hver 166 ppm Cd, mens Kongsvoll-ryperne akkumulerte 1 MT-ekvivalent for hver 193 ppm Cd. Fordi sammenhengen mellom Cd- og MT-nivå i Kongsvoll-ryperne ikke er statistisk signifikant kan vi ikke konkludere med at Essand-ryperne har en sterkere respons på Cd enn Kongsvoll-ryper. Resultatet tyder på at Cd-respons i de to liryperpopulasjonene er ganske lik.

Produksjonskapasiteten for en slik respons har en underliggende genetisk basis (Mulvey & Diamond 1991). Denne undersøkelsen viser at liryper svarer på økt Cd-belastning gjennom økt produksjon av MT. Det er likevel grunn til å tro at produksjonskapasiteten er mindre i dyr som normalt er tilpasset lave Cd-belastninger enn dyr som er tilpasset høye belastninger. Liryperne på Kongsvoll har trolig vært utsatt for høye Cd-belastninger i mange generasjoner, og vi kan derfor vente at det gjennom naturlig seleksjon har blitt utviklet mekanismer som gjør at skader i organer forårsaket av Cd ikke oppstår eller reduseres. En nærmere undersøkelse av disse forhold vil være svært interessant, og av stor betydning for vurderingen av eventuelle negative effekter av økt Cd-belastning fra langtransportert forurensning til forskjellige områder. Det synes imidlertid ikke som om det er nådd en grense for syntesen av MT verken i lever eller nyre hos ryer som er undersøkt her, selv ikke for rypene fra Kongsvoll. Dette er i overensstemmelse med observasjonene til Elliott et al. (1992), som ikke fant noen avflating av MT-nivåene i nyrer hos sjøfugl, selv ved svært høye Cd-belastninger.

7.4 Sluttkommentar

Lirype kan akkumulere høye konsentrasjoner av Cd i nyre og lever. Dette kan gi forhøyede Cd-konsentrasjoner i muskelvev (Myklebust 1992). Under naturlige forhold, har lirypa trolig en høy toleranse overfor Cd. Likevel kan den økningen i kadmiumbelastning som skjer i sørlige deler av landet (Steinnes et al. 1988) muligens gi negative effekter hos lirype, selv om Cd-konsentrasjonene der er betydelig lavere enn i enkelte områder lenger nord (Kålås & Lierhagen 1992). I sør er vier bare i liten grad vinterføde for lirype. Det kan være lokale tilpasninger til avgiftning av Cd i områder der rypa eter mye vier, uten at det er det i områder med lite vier.

Lirype foretrekker vier som vinterføde fremfor bjørk (Norris et al. 1979). Dette tyder på at vier har høyere næringsinnhold enn bjørk. Det er mulig at den høyere kvaliteten som vinterføde overskygger de negative effekter kadmium kan ha for individets overlevelse og livstidsreproduksjon. Hvis dette er riktig vil kadmium sammen med føde av lavere kvalitet (for eksempel bjørk) kunne ha negative effekter.

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 andelen vier i føden sterkt overskygge effekten av tilført Cd i form av langtransportert forurensning. Det samsvar vi finner mellom sesongvariasjon i Cd-konsentrasjoner i lever, fødevalg og fjærskifte tyder på at de høye Cd-forekomstene i lirype i det undersøkte området er forårsaket av naturlig forekommende Cd i vier.

Lirypa i studieområdet tåler den Cd-belastning den er utsatt for. Eventuelle negative 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), med høy reproduksjonsrate (Pedersen & Steen 1985). En skal imidlertid ikke underslå muligheten for at kadmium kan gi vevsnekroser i nyrer hos gamle individer som har akkumulert store mengder kadmium i nyrene. Det er påvist vevsnekroser i nyrevev hos sjøfugler som havhest og havlire med kadmiuminnhold på 100-200 mg kg⁻¹ (tørrvekt) i nyrevev (Nicholson et al. 1983). Enkelte voksne liryper kan ha kadmiuminnhold i nyrene av samme størrelsesorden.

8

Miljøgiftakkumulering hos fugl
i polare områder

Foto: Nils Røv

Oppvarmet luft fra områder rundt ekvator stiger opp og blir fanget opp av de store sirkulasjonssystemene på kloden. Når slike luftmasser nærmer seg polene og blir avkjølt, avtar deres evne til å holde på både fuktighet og forurensninger. Dette resulterer i en aktiv transport av miljøgifter fra jordas varme områder til de kalde regioner rundt polene. Dette er en av årsakene til at vi finner relativt høye konsentrasjoner av enkelte miljøgifter i disse områdene, langt fra der opprinnelig har blitt brukt. Flere av NINAs prosjekter har studert denne problematikken i forbindelse med andre økologiske forskningsprosjekter i polare strøk, både i Barentshavregionen og i Antarktis. Flere arter blitt studert, og det er tydelig at posisjon i næringskjedene og kondisjon er to nøkkelfaktorer for å forklare miljøgiftnivåene. I tillegg må en bruke kunnskaper og verktøy fra meteorologi, oseanografi, fysikalsk kjemi og fysiologi for å forstå helheten i systemene. De tverrfaglige utfordringene er derfor svært store, og her er vi bare ved begynnelsen.

8.1

Miljøgifter hos polarmåke

Geir Wing Gabrielsen, Janneche Utne Skaare,
Anuschka Polder og Vidar Bakken

I 1989 ble mange polarmåker funnet døde på Svalbard. Undersøkelse av fuglene viste svært høye konsentrasjoner av PCB i lever og hjerne. Disse PCB-nivå kan ha bidratt til dødeligheten selv om dette ikke kan avgjøres med sikkerhet.

8.1.1 Innledning

Svalbard og Barentshavet har noen av de høyeste tetthetene av sjøfugl i verden (Løvenskiold 1964), med polarmåke som den viktigste predatoren. Mange av de store sjøfuglkoloniene ble dramatisk redusert på 1980-tallet. Nedgangen skyldes hovedsakelig sammenbruddet i bestandene av de viktigste næringsartene, spesielt sild og lodde (Vader et al. 1990, Anker-Nilssen & Barrett 1991). Selv om denne dødeligheten ikke primært skyldtes forurensning, kan giftstoffer i miljøet ha stresset fuglene og gjort

dem mer utsatte for sykdommer og mindre konkurransedyktige i kampen om mat og plass. Siden konsentrasjonen av klorerte hydrokarboner i vevene øker når fuglene sulter og bruker sine fettreserver, vil stresset disse substansene påfører fuglene øke i ernæringsmessig ugunstige perioder. Effekter av slike miljøgifter er imidlertid vanskelig å påvise.

Kroppsvekten til arktiske sjøfugler varierer mye i løpet av året på grunn av variasjoner i deres fettinnhold (Gabrielsen & Ryg 1992). I rugetiden har polarmåkene lav kroppsvekt sammenlignet med vinter og vår. I hekketida omfordeles og brukes fettstoffene, og konsentrasjonen av de fettløselige giftstoffer som PCB-forbindelser (polyklorerte bifenyl) i vitale organer som hjerne og lever øker (Ingebrigtsen et al. 1984, Wiemeyer & Cromartie 1981).

Allerede i 1972 rapporterte Bourne & Bogan (1972) om funn av polarmåke som lå i krampe ved en sjøfuglkoloni på Bjørnøya. Fuglene hadde lav kroppsvekt og høye konsentrasjoner av PCB i



Foto: Jan Ove Bustnes

lever og muskler. Siden 1986 har forskere fra Norsk Polarinstitutt funnet døde og døende polarmåke i særlige deler av Svalbard. I 1989 ble 12 individer fra Spitsbergen og Bjørnøya sendt til Veterinærinstituttet i Oslo for undersøkelse (Gabrielsen et al. 1995). Vi vil i denne artikkelen gi et sammendrag av resultatene fra denne undersøkelsen der vi studerte fuglenes innhold av klorerte pesticider og polyklorerte bifenyler i fire forskjellige organer (lever, nyre, muskel og hjerne. Egg fra lomvi og polarlomvi, som er viktig mat for polarmåke, ble også undersøkt.

8.1.2 Materiale og metoder

I løpet sommeren 1989 ble 12 polarmåker innsamlet to steder på Spitsbergen (n=3) og Bjørnøya (n=9). Fuglene ble funnet døde i nærheten av sjøfuglkolonier. Tre egg av lomvi og 10 egg av polarlomvi fra Bjørnøya ble også undersøkt. Analysemetodene er beskrevet i Gabrielsen et al. (1995).

8.1.3 Resultater

Alle de undersøkte fuglene var voksne og veide mellom 1250 og 1500 g. Det var ingen forskjell i størrelse mellom kjønnene. Obduksjon viste ikke hva fuglene døde av, men alle fuglene var svært magre.

Det var ingen signifikante forskjeller i konsentrasjonene av klororganiske forbindelser mellom fuglene fra Bjørnøya og Spitsbergen. Konsentrasjonene av PCBene (**tabell 8.1**) var 3-4 ganger høyere enn summen av DDT-forbindelser, mens konsentrasjonen av oksyklordan var en tredjedel av sumDDT-konsentrasjonene. Konsentrasjonene av andre klororganiske forbindelser var meget lave.

Konsentrasjonene av PCB og oksyklordan var høyere i lever og hjerne enn i nyre og muskel, mens DDT-konsentrasjonene var høyere i lever, hjerne og nyre enn i muskel. Det var positiv korrelasjon mellom konsentrasjonene av PCB og DDT i alle de undersøkte vevene. Hannene hadde høyere PCB-konsentrasjoner enn hunnene.

Den gjennomsnittlige fordelingen av 21 forskjellige PCB-forbindelser i de ulike vevene er gitt i Gabrielsen et al. (1995). PCB-mønsteret var ganske likt i lever og nyre. I muskel var det relativt sett høyere andel av PCB 153 og 138 og lavere andel PCB 156,

157, 194 og 209 sammenlignet med lever. PCB 194 og 209 hadde høyere nivåer i lever enn i hjerne. PCB 118, 153, 138 og 180 utgjorde ca. 70% av totalt PCB.

Konsentrasjonene av PCB og klorerte pesticider var svært lave i egg fra lomvi.

8.1.4 Diskusjon

I reirperioden tar polarmåkene egg og kyllinger av forskjellige sjøfugler, samt polartorsk, krabber og amfipoder (Lydersen et al. 1985). De tar også avfall og alle slags kadavre som den måtte komme over. Det er velkjent at innholdet av klororganiske forbindelser konsentreres i de marine næringskjedene. Som predatorer kan sjøfugl få høyt innhold av disse stoffene (Walker 1992).

For å kunne sammenligne med andre arter og individer er det viktig å undersøke dyrenes næringsstatus, da konsentrasjonen av fettløselige forbindelser i fett og organer øket etter sultperioder. Den dominerende forurensningsforbindelsen var PCB. Denne stoffgruppen anses som en av de mest betydningsfulle miljøgiftene i arktiske miljø (Jensen 1991). PCB-verdiene varierer mye mellom polarmåker fra forskjellige steder, undersøkt til forskjellige tidspunkter. Dette gjør det vanskelig å trekke generelle konklusjoner om fordeling og utvikling av forurensningspåvirkningen de siste tiårene. De undersøkte polarmåkene hadde henholdsvis ca. 20% og 10% av de PCB-nivåene i lever og muskel som ble funnet hos polarmåke på Bjørnøya rundt 1970 (Bourne & Bogan 1972). Leververdiene er videre 80% av gjennomsnittsverdiene hos polarmåke som ble fanget på en avfallsplass ved Longyearbyen på Svalbard i 1990 (Daelemans et al. 1992). De var tre ganger leververdiene hos polarmåke fra Spitsbergen, undersøkt i 1980 (Nordheim & Kjos-Hansen 1984). Verdiene var 32 ganger høyere enn PCB-verdiene i egg fra lomvi og 120 ganger høyere enn leververdiene hos teist fra Svalbard (Daelemans et al. 1992) og henholdsvis 10, 40 og 80 ganger høyere enn leververdiene hos havhest, polarlomvi og alkekonge (Nordheim & Kjos-Hansen 1984). De sistnevnte forfatterne fant en nær sammenheng mellom nivået av klorerte hydrokarboner og fuglenes trofiske nivå i det arktiske næringsnett.

Nivåene av de klororganiske forbindelsene i egg fra lomvi var av samme størrelsesorden som hos kanadisk lomvi (Nettleship & Peakall 1987). Dette kan ikke forklare de høye PCB-verdiene som ble funnet hos polarmåke i vår undersøkelse. Det er vel-

Tabell 8.1 Konsentrasjoner (mg/kg våtvekt) av PCB-forbindelser (summen av 21 forskjellige) i forskjellige organer hos polarmåke. - Concentrations (mg/kg w.w.) of PCB (sum of 21 individual congeners) in different tissues of glaucous gulls.

	Fett %/ Fat %	Variasjon/Range	Gjennomsnitt/Average	Median
Lever/Liver	0,4±0,5	0,8-32,3	16,0±10,0	16,6
Hjerne/Brain	7,1±0,8	0,9-29,5	14,8±10,0	20,1
Nyre/Kidney	1,5±1,0	0,4-21,4	9,7±8,0	10,3
Muskel/Muscle	0,6±0,7	0,5-6,0	3,1±1,9	3,4

kjent at klororganiske stoffer har en vid spredning i de arktiske økosystemene (Hargrave et al. 1992), der toppredatorene i de marine næringskjedene er sterkt belastet med PCB. PCB- og DDT-nivåene hos isbjørn (Nordheim et al. 1992) og polarrev (Wang-Andersen et al. 1993) på Svalbard er klart høyere enn hos disse artene i det nordlige Canada. Dette kan skyldes forskjeller i diett og evne til å omsette PCB-forbindelser.

Fettløselige forbindelser er fordelt i organismen avhengig av fettnivået i de ulike organer og vev (Wiemeyer & Cromartie 1981). Ved normale ernæringsforhold vil de høyeste konsentrasjonene av slike forbindelser være i fettvev, med lavere verdier i lever- og hjernevev (Ingebrigtsen et al. 1984). De høye korrelasjonene av PCB og DDT i alle vevstypene tyder på at disse to klororganiske stoffene er løst i fett, men ikke knyttet til noen spesielle vevstype eller celledel. Dette tyder også på at de to stoffgruppene kommer inn i dyrene fra samme kilde. Siden det ikke er noen lokal forurensing i området er det rimelig å anta at dette er langtransportert forurensing, via luft og vann, fra industri- og landbruksområder lengre sør. Om vinteren trekker imidlertid polarmåkene til Færøyene, Grønland, Island og kysten av Nord-Norge, og vi kan ikke se bort fra den mulighet at den kan få i seg klororganiske stoffer i vinterkvarteret, som de så bringer med seg nordover.

Fra ca. 1970 har bruk av insekticidet DDT og beslektede forbindelser vært forbudt i de fleste industrialiserte land. Å finne slike forbindelse var imidlertid ventet, og passer med tidligere rapporter om DDT belastninger hos sjøfugler langs Norskekysten (Fimreite et al. 1977, 1989, Barrett et al. 1985).

Kjønnsforskjellene i PCB- og DDT-belastning hos polarmåke skyldes antakelig at hunnene kvitter seg med fettløselige avfallsstoffer i eggeplommene når de legger egg (Ingebrigtsen et al. 1984). PCB er fordelt i kroppen i forhold til mengde og type av fettstoffer i ulike organer og vev. Imidlertid har ikke alle PCB-forbindelsene har samme affinitet til fettstoffer (Biessmann 1981, Hansen et al. 1983). Det er derfor ventet at det vil være et noe forskjellige PCB-mønster i de ulike vevstypene, slik som det er funnet hos storskarv (Scharenberg 1991). Det er også tegn som tyder på at det er en barriere mot overføring av høye klorerte bifenylar fra blodet til hjernen, idet de største molekylene er underrepresentert i hjernen sammenlignet med lever, nyre og muskel.

Det PCB-mønsteret som ble funnet hos polarmåke skiller seg klart fra mønsteret hos isbjørn og polarrev fra Svalbard (Nordheim et al. 1992, Wang-Andersen et al. 1993). Dette kan skyldes at artene har forskjellig diett og forskjellig evne til å omsette PCB-forbindelser.

8.1.5 Konklusjon

Det ble målt høye konsentrasjoner av PCB-forbindelser i vitale organer som lever og hjerne hos polarmåke i Arktis. De høye verdiene skyldes antakelig frigjøring og omfordeling av fettløste klororganiske forbindelser ved forbruk av fett hos måkene. Det er mulig at de høye konsentrasjonene kan ha medvirket til død hos enkelte individer, selv om den observerte dødeligheten også kan skyldes andre årsaker.

8.2

Polyklorerte bifenyler i krykkje: endringer i konsentrasjoner gjennom hekkeperioden

Espen O. Henriksen, Geir Wing Gabrielsen og Janneche Utne Skaare

Polyklorerte bifenyler (PCB) i lever, hjerne og fettvev hos krykkje blir konsentrert ved forbruk av kroppsfett i forbindelse med hekking. Det ble funnet en klar sammenheng mellom PCB-konsentrasjoner i fett ekstrakt og kroppsvekt. Kroppsvekten avtok med gjennomsnittlig 19 % hos hunnfugler fra før hekking til slutten av ungeperioden. I samme tidsrom ble den gjennomsnittlige PCB-konsentrasjonen i hjernen fire-doblet. Økningen skyldtes omfordeling av PCB fra passive fettdepot til andre organer i kroppen. PCB-innholdet i lever viste en klar sammenheng med variasjonene i fettinnhold. Sammensetningen av PCB var relativt lik i de forskjellige vevene og endret seg lite i løpet av hekkeperioden.

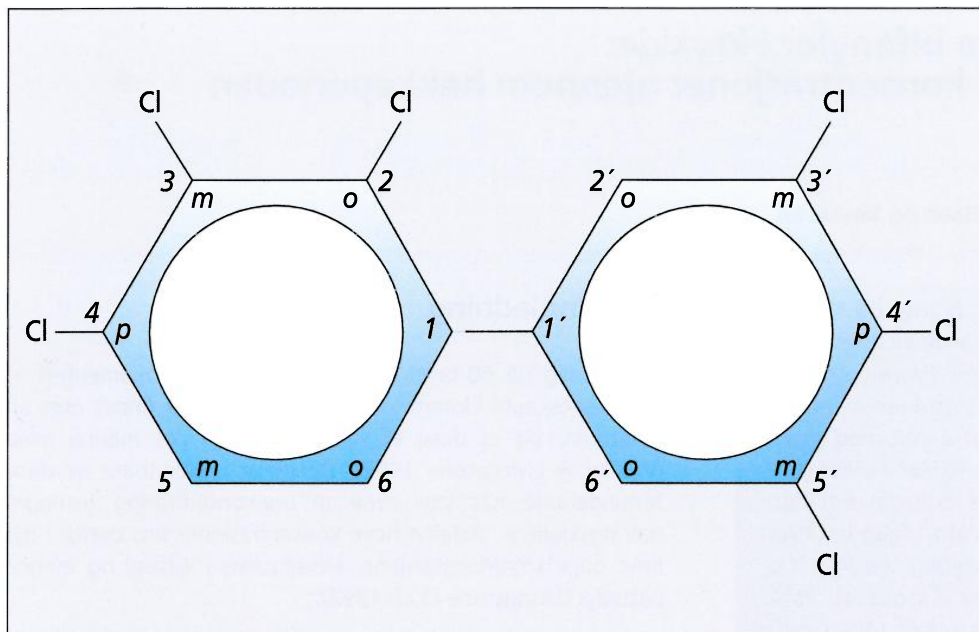
8.2.1 Innledning

Siden tidlig på 60-tallet er det blitt grundig dokumentert at menneskeskapt klorerte organiske forbindelser finnes over alt i naturen, og at disse er svært utbredt i det marine miljø (Walker & Livingstone 1992). De minst nedbrytbare av disse forbindelsene har stor evne til oppkonsentrering gjennom næringskjedene. Relativt høye konsentrasjoner fins derfor i dyr høyt oppe i næringskjedene, eksempelvis i sjøfugl og marine pattedyr (Livingstone et al. 1992).

Polyklorerte bifenyler (PCB) er en gruppe klororganiske forbindelser som er svært utbredt og mye undersøkt. Bifenylmolekylet kan binde til seg fra 1 til 10 kloratomer i forskjellige posisjoner (figur 8.1). På den måten kan det teoretisk dannes 209 forskjellige klorerte bifenyler. Disse varierer sterkt i utbredelse, giftighet og persistens (McFarland & Clarke 1989). Industrielt framstilt



Foto: Jan Ove Bustnes

**Figur 8.1**

Eksempel på molekylstruktur hos PCB. Dette er 2,3,3',4,4',5'-heksaklorobifenyl (IUPAC nr.157). PCB molekyler har fra 1 til 10 kloratomer bundet i posisjoner som nummeregnes 2 - 6 og 2'-6' som vist i figuren. Posisjonene kategoriseres også som ortho-, meta- og para-posisjoner, noe som er indikert med o, m og p.

- An example of the molecular structure of PCB. This is 2,3,3',4,4',5'-hexachlorobiphenyl (IUPAC no. 157). PCB molecules have from 1 to 10 chlorine atoms in positions which are numbered 2-6 and 2'-6' as shown in the picture.

PCB er blandinger av disse forskjellige forbindelsene. De har lav elektrisk ledningsevne, lav vannløselighet, høy stabilitet og lav brennbarhet, noe som har ført til at de har vært tatt i bruk på en lang rekke områder. Eksempler er elektrisk utstyr som transformatorer, flammehemmende midler, smøre- og hydraulikkoljer, immersjonsolje for mikroskop og trykksverte.

PCB ble først påvist som mulig miljøgift på slutten av 1960-tallet (Jensen 1966). Økt viten om giftigheten bidro til at produksjonen i de fleste land ble stoppet i løpet av 1970-årene. Mesteparten av verdensproduksjonen av PCB er imidlertid ikke sluppet ut i miljøet. Den er enten i bruk, lagret eller dumpet i fyllinger (Tanabe 1988). PCB-forurensningen i de kommende år avhenger derfor mye av hvordan man klarer å hindre utslipp av det som allerede er produsert.

PCB-forgiftning av forsøksdyr har avdekket en lang rekke toksiske effekter (Safe 1994). Hos sel og sjøfugl har det også vært påvist alvorlige reproduksjonsvansker hos individer med høye PCB-konsentrasjoner i kroppen (Helle et al. 1976a,b, Kubiak et al. 1989).

Graden av PCB-belastning i et dyr vurderes vanligvis ut fra konsentrasjonen av PCB i blod, vev eller egg. Ofte finner man store variasjoner mellom individer i samme populasjon. Ettersom PCB bindes til fett, vil konsentrasjonene i forskjellige vev avhenge av hvordan fettstoffene er fordelt i organismen (Matthews & Dedrick 1984). I PCB-doserte forsøksdyr er det vist at avmagring setter opplagret PCB i sirkulasjon, og PCB-konsentrasjonen i organenes fettstoffer øker (Södergren og Ulfstrand 1972).

I de fleste fuglearter investeres store deler av de lagrede fettreservene i forbindelse med produksjon av egg og oppfostring av avkom i løpet av hekkesesongen (Moreno 1989). Oppsamlet PCB kan derfor ventes å komme i omløp i denne perioden. Resultatet av PCB-analyser i sjøfuglmateriale kan bli påvirket av tidspunktet for innsamlingen. Dette arbeidet ble utført for å få

økt kunnskap om hvordan PCB-konsentrasjoner i organer fra sjøfugl kan variere gjennom hekkesesongen. Vi valgte å se nærmere på arten krykkje (en liten måkefugl) som har en sirkumpolar utbredelse.

8.2.2 Materiale og metode

Krykkja finnes i stort antall i Barentshavet og Nord-Atlanteren. Den lever hovedsakelig av lodde, sil og polartorsk, men kan også ta krepsdyr og plankton (Furness & Barrett 1985, Mehlum & Gabrielsen 1993). Vi fanget fugler i kolonien på Hornøya utenfor Vardø i 1992. Denne kolonien ble i 1983 anslått til ca. 21 000 par (Furness & Barrett 1985). Tre grupper med i alt 32 hekkende hunnfugler ble samlet inn før og under hekking. Gruppe 1 bestod av 11 fugler fanget midt i april, ca. én måned før egglegging. I midten av mai ble 11 fugler fanget umiddelbart etter egglegging (gruppe 2). Til slutt ble 10 hunnfugler med store unger fanget midt i juli (gruppe 3). Fuglene i gruppe 3 ble sultet i 24 timer før avlivning. Dette ble gjort for å simulere den mest ugunstige situasjonen, matmangel på den tiden kroppsmassen ligger på et minimumsnivå. Egg og unger fra reirene i gruppe 2 og gruppe 3 ble også samlet inn for analyse. Resultatene for egg er publisert av Barrett et al. (1996), mens resultatene for ungene er diskutert i Henriksen (1995).

Fett, lever og hjerne fra fuglene ble analysert for følgende 21 polyklorerte bifenyl (nummer ifølge IUPAC): 28, 66, 74, 99, 101, 105, 110, 118, 128, 138, 141, 149, 153, 156, 157, 170, 180, 187, 194, 206 og 209. Med Σ PCB menes her summen av disse 21 enkeltforbindelsene. Analysen ble utført ved at homogenisert prøvemateriale ble ekstrahert med aceton og cykloheksan før fettstoffene ble nedbrutt ved bruk av konsentrert svovelsyre etter en metode beskrevet av Bernhoft & Skaare (1994). Det opparbeidede ekstraktet ble analysert ved bruk av en gasskromatograf med kapillærkolonne og "electron capture detector" (ECD) som beskrevet i Henriksen et al. (1996).

8.2.3 Resultater og diskusjon

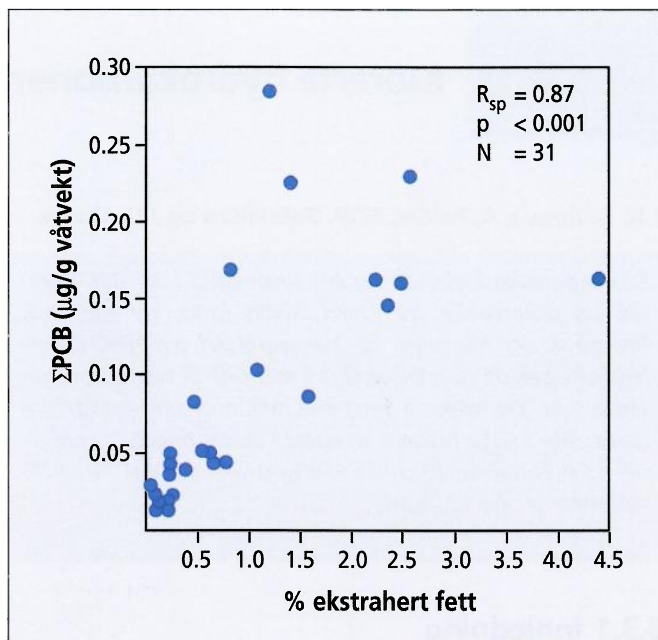
Det var en klar (ca. 19%) nedgang i fuglenes gjennomsnittlige kroppsvekt fra april til juli før sulting av gruppe 3. Konsentrasjonene av PCB varierte fra 0,012 $\mu\text{g/g}$ våtvekt i en leverprøve fra gruppe 2 til 20,84 $\mu\text{g/g}$ våtvekt i en fettprøve fra gruppe 3. Stor variasjon og metodiske forskjeller vanskeliggjør sammenligning av PCB-konsentrasjoner mellom forskjellige studier.

For leverprøver viste det seg at PCB-konsentrasjonen økte med fettinnholdet (**figur 8.2**). Fettinnholdet i leveren varierer gjennom året og livet, og for hunnene er leverens fettinnhold høyere i perioden før egglegging. Allerede i 1972 påpekte Parslow et al. (1972) at leveren kanskje ikke var det mest hensiktsmessige organ for analyse av PCB på grunn av endringer i leverens fysiologi gjennom hekkesesongen. Konsentrasjoner i lever har likevel vært hyppig rapportert i studier av PCB-belastning i sjøfugl. Vi fant ingen sammenheng mellom PCB-konsentrasjoner i leverprøver på våtvektsbasis og PCB-konsentrasjoner i fett eller hjerne. Hvis verdiene derimot ble beregnet per gram ekstrahert fett, såkalte fettvektverdier, framkom sammenhenger mellom konsentrasjonene i de forskjellige vevstypene. Det ble også funnet en sterk negativ korrelasjon mellom fettvektverdier av PCB i de tre undersøkte vev (fett, lever og hjerne) og fuglenes kroppsmasse. Denne sammenhengen skyldes sannsynligvis at PCB konsentreres i de minkende fettreservene hos en fugl som taper vekt. I vev som har stabil fettandel, som hjerne, vil en økning av PCB i fettfraksjonen medføre en konsentrasjonsøkning (d.v.s. økning på våtvektsbasis).

PCB-konsentrasjonen i hjernen øker med minkende kroppsmasse, og kurven er brattest ved lave kroppsmasser (**figur 8.3**). Konsentrasjonen av fettløselig PCB øker når fettmengden avtar.

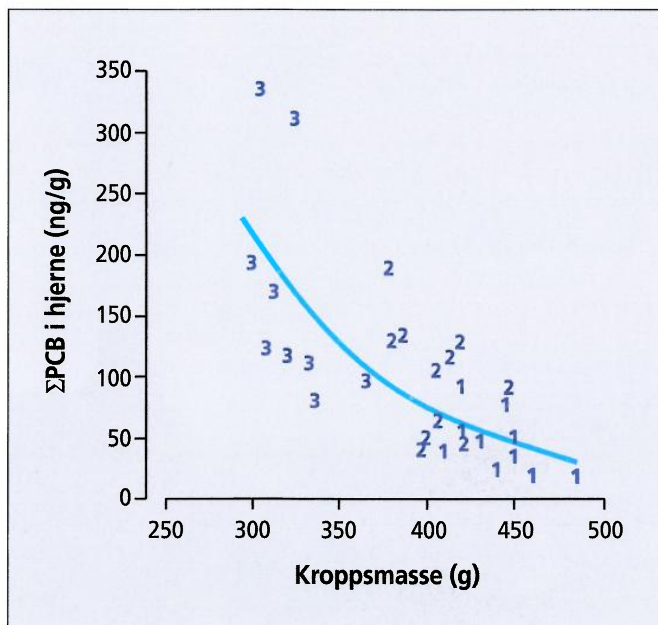
Sammensetningen av PCB, det vil si blandingsforholdet mellom de enkelte klorerte bifenylenene, var omtrent likt i de forskjellige vev. Det ble heller ikke funnet store endringer i PCB-sammensetning gjennom hekkesesongen.

Variasjonen i PCB-konsentrasjoner mellom individer var lavest i gruppe 1, der fuglene var i best kondisjon. For overvåkningsstudier og sammenligning mellom lokaliteter vil fugler i god kondisjon gi bedre muligheter for et representativt resultat basert på relativt få individer. Bignert et al. (1993) kom til en lignende konklusjon for sild *Clupea harengus* i Østersjøen, og anbefalte å fange fisken utenfor gyteperioden. Hvis man derimot ønsker å vite hvor høye vevskonsentrasjoner av PCB fuglene kan bli utsatt for, bør man fange dem i slutten av hekkeperioden, da gjennomsnittsverken er lavest. Det er ikke uvanlig at sjøfugler som er funnet døde blir analysert for klorerte hydrokarboner (Heidmann et al. 1987, Falandysz et al. 1994). Disse fuglene er ofte avmagrede, og resultatene kan vise høye PCB-verdier og stor variasjon.



Figur 8.2

Korrelasjon mellom ekstraherbart fett og total konsentrasjon av PCB ($\mu\text{g/g}$ våtvekt) i lever fra krykkjer fanget på Hornøya i 1992. (R_{sp} = Spearmans rangkorrelasjonskoeffisient.). - The correlation between extractable fat and total concentration of PCB ($\mu\text{g/g}$ wet weight) in liver from kittiwakes from Hornøya in 1992. (R_{sp} = Spearman rank correlation coefficient.).



Figur 8.3

Sammenheng mellom PCB-konsentrasjon i hjerne (ng/g våtvekt) og kroppsmasse i hjerneprøver fra krykkjer fanget på Hornøya i 1992. Regresjonslinjen tilsvarer en lineær regresjon ($r^2=0.60$, $p<0.001$) på \log_{10} -transformerte konsentrasjonsverdier. - The correlation between PCB concentrations in the brain (ng/g wet weight) and body mass in kittiwakes caught at Hornøya in 1992. The regression line equals a linear regression ($r^2=0.60$, $p<0.001$) on \log_{10} transformed values.

8.3

Klorerte hydrokarboner hos sjøfugl fra Barentshavområdet

T.N. Savinova, A. Polder, G.W. Gabrielsen og J.U. Skaare

Klororganiske forbindelser ble undersøkt i ærfugl, krykkje og polarmåke fra Frans Josefs land, Ny Ålesund, Bjørnøya og Hornøya på begynnelsen av 1990-tallet. Nivåene ser ut til å ha avtatt i forhold til de to foregående ti-år. De høyeste verdiene av klororganiske forbindelser ble målt i fettvev, dernest i lever, muskel og hjjerne. PCB forekom i høyest konsentrasjon fulgt av DDT-forbindelser og klordan.

8.3.1 Innledning

Langtransportert forurensning har kommet in over Arktis i løpet av de senere årtier, og klororganiske stoffer er blitt spredt over enorme områder (Hargrave et al. 1992). De høyeste nivåene av

slike forurensningsstoffer er funnet hos toppredatorer som sjøpattedyr og sjøfugler (Vermeer & Reynolds 1970, Fimreite & Bjerk 1979, Daelemans et al. 1992). Dette kapitlet sammendrar resultater fra en russisk-norsk undersøkelse av klororganiske forbindelser hos arktiske sjøfugler (Savinova et al. 1995).

8.3.2 Materiale og metoder

Fuglene ble innsamlet i juli-august 1991 ved sjøfuglkolonier på Frans Josefs land, Ny-Ålesund, Bjørnøya og Hornøya. Fuglene ble tatt med nett, fiskestang med nylon snare og hagle. Krykkje ble innsamlet på alle stedene, mens samtlige arter bare ble innsamlet i Ny-Ålesund. Alle krykkjer og polarmåker var voksne, mens av ærfugl ble det tatt både ungfugler og voksne. Antallet i hver gruppe og analysemetoder er gitt i Savinova et al. (1995).



Foto: Jan Ove Bustnes

8.3.3 Resultater og diskusjon

De høyeste verdiene ble funnet i fettvev, fulgt av lever, muskel og hjerne. PCB var den viktigste stoffgruppen fulgt av DDT-gruppen og klordan-gruppen. PCB-nivåene i fettvev var henholdsvis 0,11-0,73, 0,02-11,6 og 12,9-16,0 mg/kg våtvekt hos ærfugl, krykkje og polarmåke. Tilsvarende tall for lever var 0,003-0,024, 0,12-0,73 og 0,40-1,84 mg/kg våtvekt.

I Ny-Ålesund var verdiene for krykkje 2-5 ganger høyere enn for ærfugl, men bare 2/5-1/10 av verdiene for polarmåke. De lave verdiene for ærfugl var ventet fordi arten i stor grad lever av bunnlevende organismer. Giftnivåene var ca. fire ganger høyere i Ny-Ålesund enn på Frans Josefs land. Nyreverdiene hos ungfugl var omtrent halvparten av hva de var hos de voksne. Mens voksne fugler kan oppta giftene over store områder, representerer ungfuglene belastningen i de lokale områdene hvor de har blitt oppfostret.

Hos krykkje økte leververdiene fra Ny-Ålesund til Frans Josefs land og Bjørnøya. Både DDT- og PCB-nivåene var generelt lavere

enn hva som er rapportert fra arktisk Canada (Nettleship & Peakall 1987), Bjørnøya (Bourne 1976) og kysten av Murmansk (Savinova 1991) på 1970-tallet.

Polarmåke hadde de høyeste verdiene klororganiske stoffer. Siden arten fungerer som en rovfugl i dette økosystemet var dette ventet. Leververdiene var 4,5 ganger høyere på Bjørnøya enn i Ny-Ålesund, og mye lavere enn det som er funnet i samme områder tidligere (Bourne & Bogan 1972, Nordheim & Kjos-Hansen 1984). I flere tidligere studier stammer verdiene fra fugler som er funnet døde eller døende, mens denne undersøkelsen bygger på friske individer.

8.3.4 Konklusjon

Nivået av klororganiske forbindelser i ærfugl, krykkje og polarmåke ser ut til å ha avtatt siden 1970-tallet. Undersøkelsen viste ikke noe klart geografisk mønster i fordelingen av disse stoffene. De høyeste verdiene hos krykkje ble funnet på Bjørnøya.

8.4

Akkumulering av tungmetaller i en antarktisk næringskjede

Elisabeth Lie, Torgeir Nygård, Nils Røv og Eiliv Steinnes

Nivåene av utvalgte toksiske og ikke-toksiske metaller ble undersøkt i en antarktisk næringskjede ved Svarthamaren, Dronning Maud land. Næringskjeden består i sin enkleste form av krill, antarktispetrell og toppredatoren sørjo. Mageinnhold, egg, muskel, lever og nyre ble analysert. Det ble funnet høye kadmiumverdier i krill, som er hovednæringen for antarktispetrell. Det skjedde en svært rask kadmiumakkumulering hos reirunger av antarktispetrell. Kadmium ble ikke oppkonsentrert i næringskjeden. Kvikksølvnivåene økte i næringskjeden og med fuglenes alder fra reirunger til voksne. Imidlertid økte kvikksølvnivåene med alderen hos petrellungene under reirtida. Dette skyldtes sannsynligvis at kvikksølv ble utskilt med fjærene under anleggelse av fjærdrakten, samt en fortynningseffekt. Kobbernivået i lever var høyt hos unge petreller, og økte kraftig under reirtida. Sink fantes i omtrent samme konsentrasjon både blant unge og voksne individer. Selen og kvikksølv var negativt korrelert hos reirungene av petreller.

8.4.1 Innledning

Man antok tidligere at Antarktis var nesten fritt for forurensning. Undersøkelser har imidlertid vist at nivåene av tungmetaller kan være høye hos mange av artene i området. Dette gjelder spesielt kadmium (Honda et al. 1986). Oppstrømming til overflaten av naturlig kadmiumrikt dypvann (Holm-Hansen 1985) kan gi høye verdier hos krill *Euphausia superba* (Petri & Zauke 1993), som er hovedføde for mange arter i området, bl.a. bardehvaler, sel, fisk, pingviner og petreller. Antarktispetrellene *Thalassoica antarctica* som hekker i Svarthamaren må fly mer enn 200 km ut til iskanten og fylle magen med krill (ca 80%), fisk og blekksprut som gulpes opp som mat til ungene. Foreldrene gjør dette på skift, og hver tur tar ett til tre døgn (Lorentsen et al. 1998). Næringskjedene i Arktis er enkle (Knox 1970), og studier i slike næringskjeder kan gi bedre forståelse av tungmetallenes overføringsrater mellom trofiske nivåer. Flere økologiske og fysiologiske prosesser som vekst, reproduksjon, myting, næringsvaner og vandringer kan influere på metallkon-



Foto: Nils Røv

sentrasjonene og fordelingen mellom fuglenes organer. Nivåene av essensielle grunnstoffer som kopper, sink og selen reguleres fysiologisk gjennom metabolismen. Videre antas det at nivåene til flere ikke-essensielle stoffer også kan reguleres gjennom metabolske prosesser (Abdulla & Chmielnicka 1990). Resultatene fra denne undersøkelsen kan danne grunnlag for videre forskning og overvåkning, og kan bidra til økt forståelse av biokonsentrasjon og omfordeling av tungmetaller i antarktiske næringskjeder.

8.4.2 Materiale og metoder

Materialet ble innsamlet ved Svarthamaren, Dronning Maud Land, Antarktis (72°S, 5°E) (figur 8.4) av en forskningsgruppe fra NINA, under en forskningsekspedisjon 1991/92 (Røv et al. 1994). Det besto av egg, unger og voksne av antarktispetrell og sørjo. Materialet omfattet egg i tre utviklingsstadier, ungfugl i tre aldersgrupper og voksne individer. Muskel, lever, nyre og egg samt mageinnhold (som i hovedsak besto av krill, men også andre krepssdyr, fisk og blekksprut) ble analysert. Metallkonsentrasjonene ble bestemt med atomabsorpsjonsspektrofotometri etter løsning i salpetersyre (Lie 1995). Alle verdier er oppgitt på tørrvektbasis.

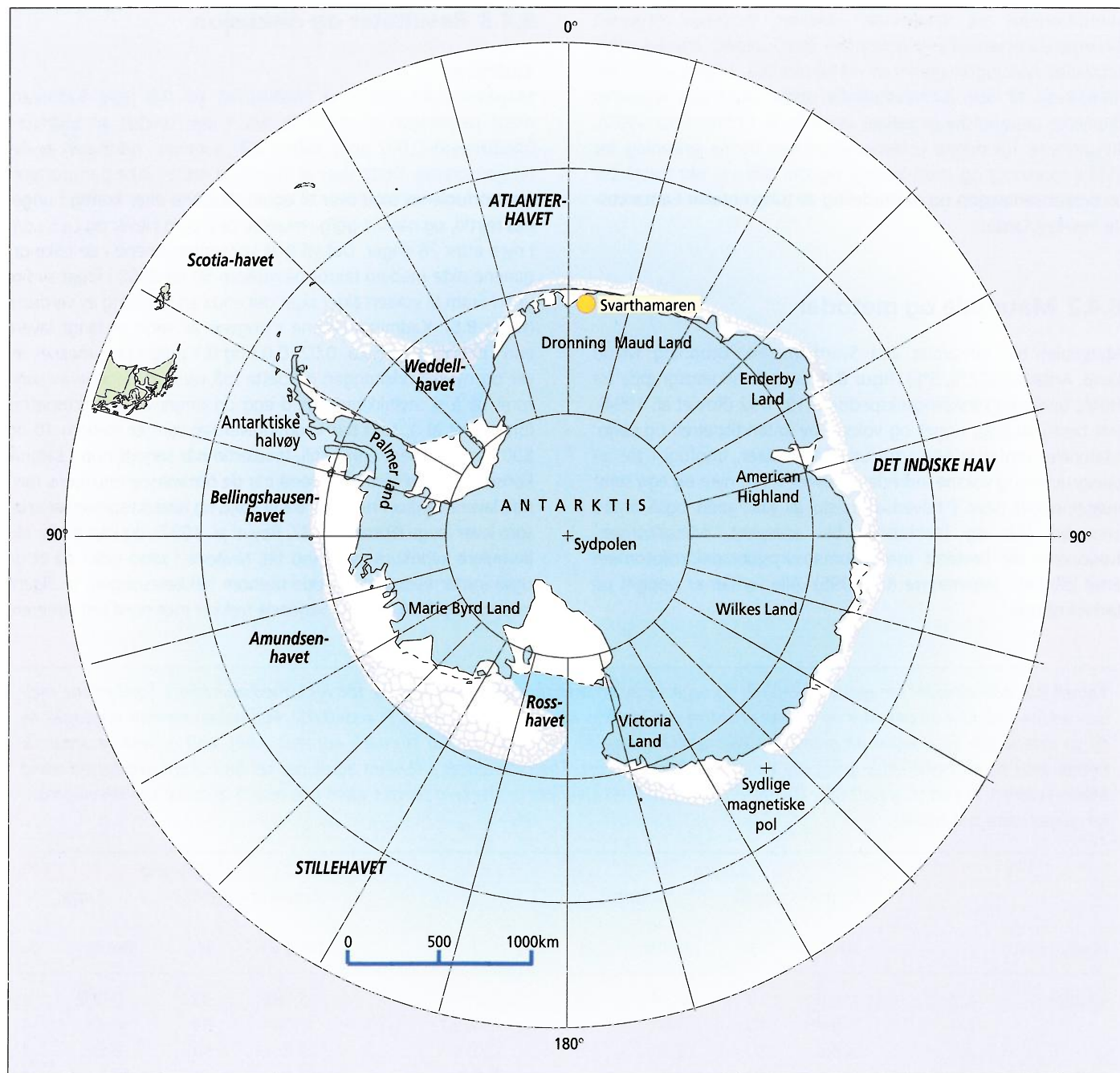
8.4.3 Resultater og diskusjon

Kadmium

Mageinnholdet hadde et mediannivå på 0,8 µg/g kadmium, mens petrelleggene inneholdt svært lave verdier av kadmium (medianverdi 0,002 µg/g, tabell 8.2), som var i nærheten av deteksjonsgrensa. Dette viser at kadmium nesten ikke transporteres fra morfuglenes blod over til egget. Nivåene øker kraftig i ungenes reirtid, og når 0,1 µg/g i muskel, ca 2 µg/g i lever og ca 5 µg/g i nyre etter 28 dager. Det vil si at konsentrasjonene i de ulike organene økte med en faktor på mellom 50 og 2500 i løpet av fire uker! Fram til voksen alder skjer det enda en tidobling av verdiene (figur 8.5). Kadmiumnivåene i ungene av sørjo er langt lavere enn i petrellungene (ca. 0,02, 0,03 og 0,1 µg/g i hhv. muskel, lever og nyre). Forklaringen på dette må være at ungene av sørjo fores så å si utelukkende med egg og unger av antarktispetrell (Brooke et al.), som har kadmiumverdier som er mellom 10 og 500 ganger lavere enn i krill. Imidlertid når sørjoer opp i samme konsentrasjoner som petrellene når de blir voksne (muligens med noe lavere verdier i muskel). Både sørjo og antarktispetrell er arter som lever lenge (Furness 1987, Røv et al. 1997), og kan derfor akkumulere kadmium over lang tid. Nivåene i sørjo tyder på at de også inntar kadmiumrik føde utenom hekkesesongen, muligens lever de også på krill da. Sørjoene trekker mot nord om vinteren,

Tabell 8.2 Metallnivåer i mageinnhold (krill) og organer av antarktispetrell og sørjo (µg/g, tørrvekt, medianverdier). Forskjellene mellom adulte individer av petreller og sørjoer er testet ved hjelp av Mann-Whitney U-test (* = $p < 0.05$). Forskjellen mellom ungfugler av de to artene ble ikke testet på grunn av ulike utviklingsstadier. - Metal levels in stomach content (krill), and organs of antarctic petrels and south polar skua (µg/g dry weight, median values). The differences between adult petrels and skuas are tested using Mann-Whitney U test (* = $p < 0.05$). The differences between juveniles of the two species were not tested because the developmental stages were not equal.

Hovedorgan		Adulte				P	Juvenile			
		Antarktis-petrell		Sørjo			Antarktis-petrell		Sørjo	
		Median	N	Median	N		Median	N	Median	N
Muskel	Cd	2,0	10	0,441	3	0,011 *	0,095	30	0,002	4
	Hg	0,45	10	1,01	3	0,026 *	0,04	30	0,42	4
	Cu	23,6	10	19,3	3	0,011 *	9,8	30	8,0	4
	Zn	52,9	10	50,9	3	0,86	48,4	30	44,5	4
	Se	10,2	10	13,4	3	0,24	3,3	30	11,5	4
Nyre	Cd	61,8	10	68,3	3	0,086	3,25	30	0,10	4
	Hg	1,2	10	3,83	3	0,011 *	0,1	30	0,93	4
	Cu	20,1	10	10,9	3	0,011 *	19,3	30	8,8	4
	Zn	131,1	10	105,5	3	0,011 *	102,3	30	65,5	4
	Se	78,5	10	136,0	3	0,063	8,9	30	29,6	4
Lever	Cd	10,2	10	10,0	3	0,50	1,55	30	0,028	4
	Hg	2,0	10	5,08	3	0,063	0,1	30	0,68	4
	Cu	21,0	10	10,8	3	0,011 *	325	30	9,6	4
	Zn	104,9	10	66,0	3	0,011 *	92,3	30	57,5	4
	Se	38,9	10	95,5	3	0,40	6,5	30	23,9	4
Mageinnhold	Cd	,800	40							
	Hg	,04	40							
	Cu	41,3	40							
	Zn	19,3	40							
	Se	3,3	40							



Figur 8.4

Antarktis. Svarthamaren ligger i Dronning Mauds land, og inneholder verdens største kjente koloni av antarktispetrell. NINA har siden 1989/90 drevet økologisk og forurensningsbiologisk forskning kombinert med overvåking i dette området. -Antarctica. Svarthamaren is situated in Dronning Maud Land, and has the world's largest known breeding colony of antarctic petrel. NINA has since 1989/90 conducted ecological and pollution studies combined with monitoring in this area.

og arten observeres jevnlig i det nordlige Atlanterhav (Furness 1987), mens antarktispetrellene tilbringer hele året i Sørishavet, hovedsakelig i drivisen.

Kvikksølv.

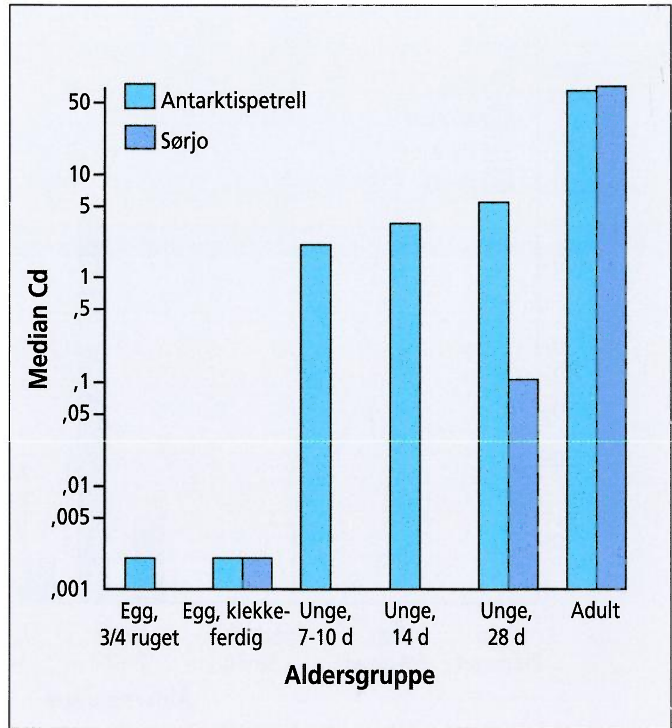
Kvikksølv finnes i naturen både på metallisk form og som alkylforbindelser. Alkylforbindelsene har evnen til å passere celledermer, de er vannløselige og binder seg til sulfhydrylgrupper i proteiner, peptider og aminosyrer i biologiske systemer (Clarkson et al. 1990, Eisler 1987). Dette kommer også klart fram av våre

resultater. Nivåene i krill er lave, bare 0,04 µg/g mediannivå på tørrvektsbasis (tabell 8.2). Petrellegg inneholdt ca. 0,5 µg/g, så det må ha skjedd en transport av kvikksølv over egglederen. I reirtida skjedde imidlertid det stikk motsatte av det vi fant hos kadmium; nivåene falt dramatisk, spesielt i muskelvev, helt ned på eller lavere enn nivåene i krill (figur 8.6). Den sannsynlige forklaringen på dette er at ungene er i stand til å skille ut kvikksølv fra kroppens organer. Dette skjer ved at blodet transporterer kvikksølv til den hurtig voksende fjærdrakten. Fjær er bygd opp av keratin, og dette proteinet har sulfhydrylgrupper som er i

stand til å binde kvikksølv (Crewther et al. 1965). Eksperimenter har vist at når fugl går over fra en kvikksølvrik til en kvikksølvfattig diet, så vil etter hvert det meste av det kvikksølvet som var i kroppen ende opp i fjærdrakten (Tejning 1967). Kroppen vil derfor kvitte seg med kvikksølv, og den nyutvoksende fjærdrakten vil være i stand til å binde mer kvikksølv (Braune & Gaskin 1987, Furness et al. 1986, Nygård 1997) Metallnivåene i fuglenes fjærdrakt ble imidlertid ikke analysert. Hos de raskt voksende petrellungene har det sannsynligvis også skjedd en fortyningseffekt; kroppsmasse er bygd opp ved hjelp av mat med lavt kvikksølvinnhold. De voksne petrellene har mye høyere kvikksølvnivå enn ungene, og konsentrasjonsfaktoren lå på mellom 10 og 50, avhengig av organ. At voksne individer har høyere nivåer enn unge er et generelt trekk hos fugl (Burger 1994). Både egg, unger og voksne individer av sørjo har kvikksølvnivåer som ligger godt over verdiene i tilsvarende stadier hos petrellene. Årsaken til dette kan forklares ut fra en høyere trofisk posisjon, dessuten kan muligens voksne sørjoer få i seg høyere kvikksølvnivåer i sine mer nordlige vinterkvarter, men dette er ikke belagt med data.

Kobber

Kobberkonsentrasjonene i krill lå rundt 40 µg/g, mens nivåene i petrelleggene lå på rundt 10 µg/g. I likhet med kadmium skjedde det en kraftig økning av kobber i nivåer i lever og nyre hos petrellene i reirtida (mest i lever), men ikke i muskel (figur 8.7). Høyere levernivåer hos unge individer enn hos voksne individer ser ut til å være det normale hos sjøfugl i Antarktis (Lock et al. 1992). Hos sørjo var Cu-nivået i indre organer noenlunde likt hos voksne og unge fugler. Verdiene i muskelvev var høyest i adulte individer både hos petreller og sørjo. Kobber er et essensielt metall, og er viktig for vekst av vev og fjær (Underwood 1977).

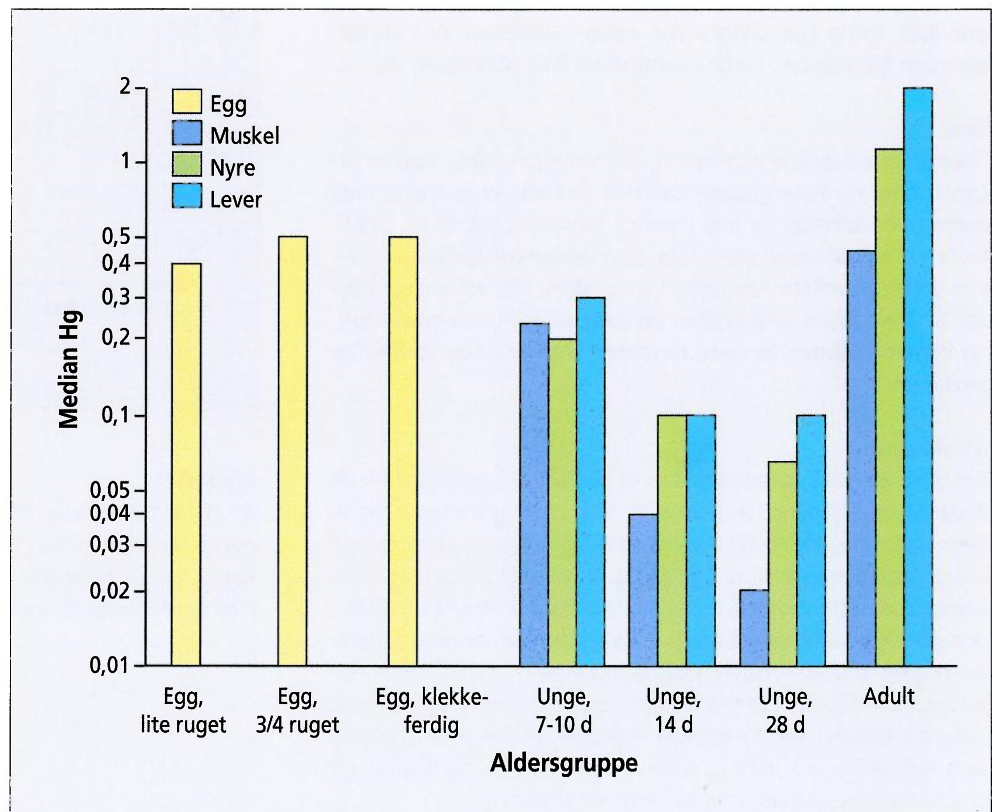


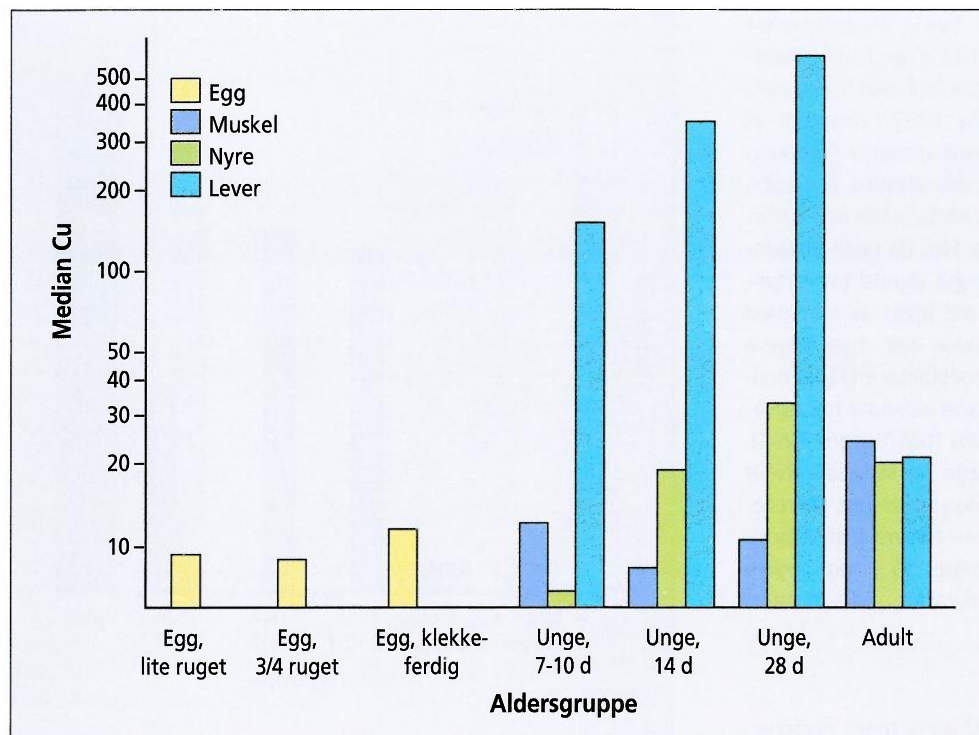
Figur 8.5

Kadmium (µg/g tørrvekt) i nyrer i forhold til utviklingsstadium og alder hos antarktispetrell og sørjo. - Cadmium in kidney (µg/g dry weight) vs. development stage and age of antarctic petrel and south polar skua.

Figur 8.6

Kvikksølv (µg/g tørrvekt) i egg og organer i forhold til utviklingsstadium og alder hos antarktispetrell. - Mercury in eggs and organs (µg/g dry weight) vs. development stage and age (days) of antarctic petrel.



**Figur 8.7**

Kobber ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) i egg og organer i forhold til utviklingsstadium og alder hos antarktispetrell. - Copper in eggs and organs ($\mu\text{g/g}$ dry weight) vs. development stage and age (days) of juvenile antarctic petrel.

Selen

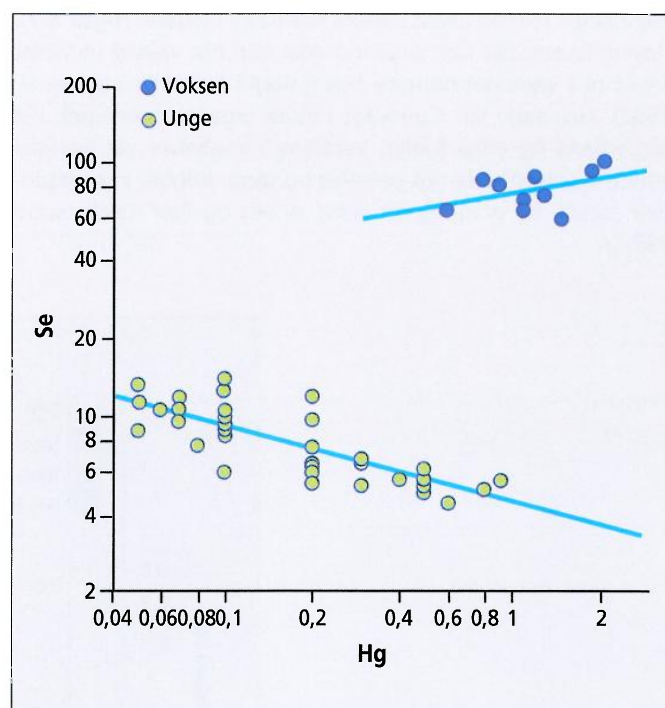
Selennivåene i krill og egg var ganske like, ca 3-5 $\mu\text{g/g}$ (tabell 9.1). Langt høyere verdier ble funnet i organer. Hos reirungene av petrell lå verdiene på omtrent samme nivå som i krill. Hos voksne individer var selennivået mye høyere i begge arter, og i lever og nyre hos sørjo lå mediannivåene rundt eller over 100 $\mu\text{g/g}$. Selen er tillagt avgiftende effekt på kvikksølv (Abdulla & Chmielnicka 1990, Stoewsand et al. 1974), og man finner ofte høye selennivåer parallelt med høye kvikksølvnivåer (Koeman et al. 1975). Det er en svak tendens til dette hos de voksne individene i vårt materiale, men hos reirungene er tendensen motsatt (figur 8.8). Dette kan skyldes den raske utskillelsen av kvikksølv gjennom fjærvekten, mens selennivåene ikke påvirkes av denne.

Sink

Sinkkonsentrasjonene viste svært liten variasjon, både mellom organer, arter og aldersgrupper (tabell 9.1). Dette er i samsvar med andre undersøkelser av fugl i sørlige farvann (Lock et al. 1992). Nivåene i krill lå lavere enn i fugl. Den største forskjellen var mellom unger og voksne hos sørjo, hvor nivåene i de voksne var høyest. Sink er i likhet med kobber og selen et essensielt grunnstoff, og konsentrasjonen av disse reguleres bl.a. av vitale stoffskifteprosesser.

Konklusjon

Det generelle kadmiumnivået i krill vil bestemme basisnivået for de fleste næringskjedene i Antarktis, da krill utgjør grunnlaget for de fleste næringskjedene i disse områdene. Kadmiumnivåene i sjøfugl i disse områdene ser ut til å ligge på et normalnivå som er høyt. Nivåene av kobber, kadmium, selen og kvikksølv synes å bli omfordelt gjennom fuglenes vekst og utvikling, og er et resultat både av fysiologiske prosesser og avgiftningsprosesser. Koppennivåene i lever av antarktispetrell er svært høye. Avgiftningen er antakelig en integrert prosess der forskjellige mekanismer fungerer samtidig som metallenes giftvirkning svekkes. Fjærvækst og fjærmyting gir god beskyttelse, spesielt mot kvikksølvforurensning.

**Figur 8.8**

Konsentrasjonene av selen i nyrer hos unge og voksne antarktispetreller i forhold til nivåene av kvikksølv ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt). - Se in kidneys of juvenile and adult antarctic petrels in relation to mercury levels ($\mu\text{g/g}$ dry weight).

9

Miljøgifter i havørnegg i Norge 1974-1994

Torgeir Nygård og Janneche Utne Skaare

Havørna, en internasjonalt truet art, har hatt store problemer på grunn av giftstoffer i miljøet de siste tiår. En undersøkelse av 69 uklekte egg fra 1974 til 1994 viste at den norske bestanden har vært mindre påvirket enn nabobestandene i Nordvest-Europa. Tre til fem prosent av eggene som ble undersøkt hadde DDE-nivåer over det som er betraktet som kritisk for artens reproduksjon (12-25 µg/g, våtvekt). Det høyeste nivået som ble påvist var 69 µg/g, mens PCB-innhold helt opptil 248 µg/g ble målt. Nivåene av HCB, dieldrin og HCH var generelt lave. Overraskende høye nivåer av klordaner ble målt, og maksimumsverdien 3,9 µg/g er noe av det høyeste som er målt i fugl. Den biologiske betydningen av dette er ikke avklart. Det ble også funnet målbare mengder av mirex, et maurmiddel som ikke er i bruk i Europa. Dette illustrerer forurensningens globale natur. Kvikk-sølvbelastningen var relativt lav. Miljøgiftnivåene avtok fra sør mot nord, og det var en fallende tendens gjennom perioden. Eggskallfortynningen, en effekt av DDE, var moderat, 3-7 prosent i perioden sett under ett, men kan i perioder ha vært opptil 10 prosent. Det ble ikke påvist noen sammenheng mellom forurensningsnivåer og reproduksjonsevne i bestanden som helhet, men enkelte par har utvilsomt vært ute av stand til å få fram unger som følge av miljøgiftbelastning.

(Tucker & Heath 1994). Arten står imidlertid sterkt i Norge med en stabil eller økende bestand på 1500-1700 par, hvilket er ca. 40% av totalbestanden i Europa (Folkestad 1997). Forurensningsnivået og reproduksjonsforholdene i Norge er derfor av internasjonal interesse. Hos oss finnes den langs kysten fra 59°N i sør til grensen mot Russland i nordøst (70°, 31°E) (Willgohs 1961). Etter at arten ble freda i 1968 har bestanden økt og ekspandert sørover og inn i fjordene. I 1975 ble "Prosjekt havørn" starta, et prosjekt som årlig har overvåka bestandsstatus, forplantningssuksess og forurensningsnivå (Folkestad 1994). Siden 1991 har prosjektet vært organisert gjennom Norsk ornitologisk forening (NOF). Havørna er en av de norske fugleartene som har høyest nivå av tungt nedbrytbare organiske miljøgifter. Den er relativt tallrik og bestanden overvåkes regelmessig. Dette gjør arten velegnet for å overvåke miljøforurensning (Nygård 1990).

Norskekysten ligger langt unna de store forurensningskildene i landbruk og industri på Kontinentet. Det er derfor naturlig å stille spørsmål om dette vil føre til at forurensningsnivået her er lavere enn hos havørn i resten av Europa, og om nivået avtar med økende breddegrad. Er den norske bestanden vesentlig påvirket av miljøgifter, eller tyder havørnas bestandsøkning langs Norskekysten at problemet er av moderat omfang? Uklekte egg av havørn langs kysten av Norge er gjennom en årrekke blitt samlet inn, og kjemiske analyser av disse kan bidra til å belyse disse spørsmålene.

9.1 Innledning

Undersøkelser verden over har dokumentert at en rekke rovfuglarter er blitt påført store og langvarige skader av miljøgifter (Newton 1979). Havørna hadde sterk tilbakegang i det meste av sitt utbredelsesområde i Europa på 1950- og '60-tallet. Produktiviteten i den svenske bestanden gikk tilbake både i 1960- og '70-årene (Helander 1975), og på finsk side av Bottenviken sviktet reproduksjonen tidlig på 1970-tallet (Koivusaari et al. 1972). Samtidig var det en dramatisk tilbakegang i Vest-Tyskland (Koeman et al. 1972), og i Øst-Tyskland ble havørner funnet døde av akutt forgiftning (Oehme 1966). I Sverige gikk bestanden langs Østersjøkysten kraftig ned, mens produktiviteten hos innlandsbestanden i Lappland var normal. Kjemiske analyser av uklekte egg viste høye konsentrasjoner av tungt nedbrytbare organiske miljøgifter og kvikksølv i Østersjøbestanden, mens innholdet var lavt i egg fra Lappland (Helander et al. 1982). Ratcliffe (1970) dokumenterte at eggskallfortynning har sammenheng med DDT-bruk og akkumulering av dets nedbrytningsprodukt DDE. Den hemmende effekten på skalldannelsen er dokumentert både i laboratorium (Lundholm 1987) og i felteksperimenter (Lincer 1994).

Havørna er klassifisert som en trua art på Rødlista i Norge (Størkersen 1992) så vel som ellers i sitt utbredelsesområde

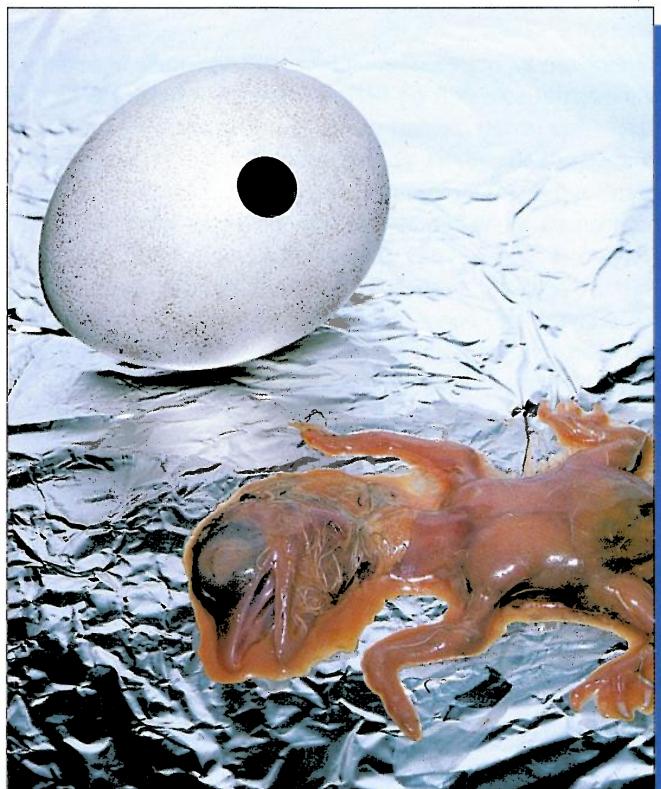


Foto: Torgeir Nygård

9.2 Materiale og metoder

Totalt ble 67 uklekte egg fra 59 kull samlet inn og analysert mellom 1974 og 1994. Eggene ble innsamlet samtidig med ringmerking av unger, ca. 6 til 9 uker etter klekking. Alle uskadde egg ble rengjort og målt (lengde, bredde) med skyvelær og veid før de ble tømt. Vekten av tørkede, tomme eggskall ble bestemt. Eggskalltykkelsen ble målt med mikrometer gjennom blåsehullet som gjennomsnittet av minst 4 målinger. Eggskallindeks (forholdet mellom eggskallets vekt og volum) ble bestemt (Nygård 1999a, Ratcliffe 1970). Når det bare fantes eggskallbiter igjen i reiret, ble gjennomsnittet av opptil 10 biter brukt. Eggskalltykkelsen ble sammenlignet med eldre egg som var oppbevart ved samlingene på de naturhistoriske museene i Oslo, Bergen, Stavanger, Trondheim og Tromsø, samt noen egg fra private, norske samlinger.

9.2.1 Kjemiske analyser

Eggene ble analysert ved Norges veterinærhøgskole/Veterinærinstituttet i Oslo. Ca. 1-2 g fra hvert egg ble ekstrahert og analysert som beskrevet av Barrett et al. (1985) og Holt et al. (1979). Fra og med 1988 ble analysene utført med gasskromatografi på kapillærkolonne (Gabrielsen et al. 1995). I alt ble 33 PCB-beslektede forbindelser (PCB-kongenerer), 5 DDT-forbindelser med nedbrytningsprodukter (DDE er den dominerende), klordaner (CHLs), heksaklorsyklusheksan-isomerer (HCH) herunder γ -HCH (lindan), samt heksaklorbenzen (HCB) analysert. Sammenhengen mellom den første serien (1974-1987) da pakket kolonne ble brukt, og den andre med kapillærkoloneteknikk, ble testet på utvalgte egg (tre havørnegg og ni dvergalk). Resultatene viste god overensstemmelse. For DDE, Σ PCB og HCB var forholdet mellom kapillær/pakket 1,0, 0,9 og 1,4. Resultatene fra den første serien ble justert i henhold til dette.

Forråtnelsen av eggene påvirker ikke nedbrytningen av persistente miljøgifter som PCB og DDT nevneverdig (Mulhern & Reichel 1970). Tap av fett (lipider) gjennom rugingen og forråtnelse vil imidlertid påvirke nivået av slike fettløselige stoffer. Det er vist at de målte giftkonsentrasjonene i egg kan dobles i løpet av rugeperioden på grunn tap av vann og fett under fosterutviklingen (Newton & Bogan 1978, Peakall & Gilman 1979). Det mest objektive er derfor å regne seg tilbake til ferskvektsbasis, som er konsentrasjonen i egget beregnet ut fra forskjellen mellom innveid vekt og teoretisk ferskvekt basert på eggets ytre mål (Nygård & Skaare 1998).

9.3 Resultater

9.3.1 Giftnivåer

Ettersom analyseteknikken har blitt forbedret i løpet av prosjektperioden er antallet analyserte stoffer utvidet etter hvert. For at resultatene skulle bli sammenlignbare har vi imidlertid gruppert og slått sammen noen av de stoffene som ble analysert etter 1987 (gjennomsnittsbidraget fra de forskjellige stoffene i det nyeste materialet er gitt i parentes). Σ HCH (heksaklorsyklusheksaner) er summen av α -HCH (3,6%), β -HCH (96,4%) og γ -HCH

“lindan” (<0,01%); Σ CHL er summen av heptaklor epoksid (1,1%), oksyklordan (18,2%), cis-klordan (16,6%), trans-nonaklor (37,7%), cis-nonaklor (24,3%) trans-klordan (2,2%) og heptaklor (< 0,01%). DDE er p,p'-DDE alene, og bidro til det meste av Σ DDT. Andre stoffer i DDT-gruppen, som o,p'-DDD (0,6%), p,p'-DDD (1,5%) og p,p'-DDT (0,4%) forekom i så lave nivåer at de ble utelatt fra den statistiske behandlingen. Σ PCB er summen av alle de PCB-forbindelsene som ble funnet.

PCB var det dominerende klororganiske stoffet, med mediannivå på 8,1 μ g/g (variasjonsbredde 1,1 - 248) på ferskvektsbasis (**Tabell 9.1**). I alt ble 33 av 209 kjente PCB-forbindelser funnet, men ikke alle ble funnet i hvert egg. Mono-ortoforbindelser med IUPAC nummer 105, 114, 118, 156 og 157 utgjorde gjennomsnittlig 13 % av PCBene i materialet. Det mediane DDE-nivået var 3,0 μ g/g (variasjonsbredde 0,36-69,0). Syklodienene var representert ved dieldrin (median 0,21, variasjonsbredde 0,03-1,0 μ g/g) og klordaner (median 0,79, variasjonsbredde 0,03-3,9 μ g/g). Nivåene av HCB var lave, med mediannivå på 0,05 μ g/g (variasjonsbredde 0,01-1,29). Mirex ble også funnet (median 0,5 μ g/g, variasjonsbredde 0,01 - 0,29). HCH ble funnet i små mengder (median 0,02 μ g/g, variasjonsbredde 0,01-0,22). Kvikksølvnivået var generelt lavt; median 0,19 μ g/g, (variasjonsbredde 0,04-0,60). Den maksimale forurensningsbelastningen som ble funnet var i et kull på to egg med store fostre fra Haramdistriktet i Møre og Romsdal, innsamlet i 1983. De inneholdt henholdsvis 15 og 69 μ g/g DDE og 51 og 248 μ g/g Σ PCB.

Variasjonen innen og mellom kull ble undersøkt på åtte kull med to egg i hvert. Variasjonen mellom kull var høyere enn variasjonen innen kull for DDE, Σ PCB, Σ HCH, Σ CHL og kvikksølv. For dieldrin og HCB var ikke forskjellen statistisk signifikant, men noen av målingene for disse forbindelsene var så nær deteksjonsgrensen at analytisk unøyaktighet kan ha påvirket resultatet. Vi regnet derfor at enkeltegg er representative for kullet, og for hunnens belastning av miljøgifter når eggene ble lagt.

I alt var 42 egg ubefruktede, 12 hadde mindre enn halvveis utviklede fostre (< 75 mm fra hode til hale) (Helander et al. 1982), og ni hadde fostre som var mer enn halvveis utviklede. For fem av eggene var ikke utviklingsstadium notert. Det var ingen signifikant effekt av eggets utviklingsstadium på nivåene av de viktigste forurensningsstoffene (DDE, Σ PCB og Hg).

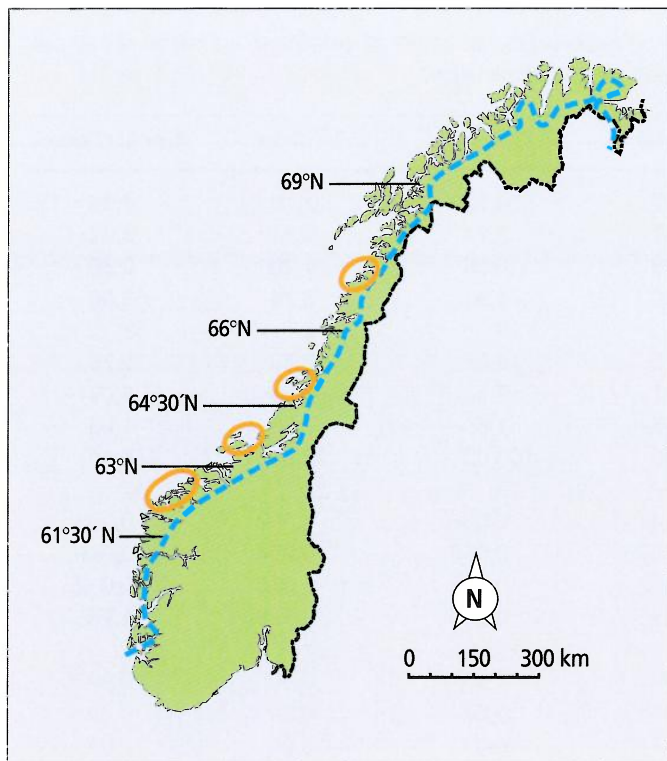
9.3.2 Variasjon over tid og mellom områder

Eggene ble gruppert i fire geografisk atskilte områder langs en gradient fra sør mot nord (**figur 9.1**). For alle forbindelsene avtok nivåene med breddegrad, mest utpreget for kvikksølv, Σ PCB og HCB (**figur 9.2**).

Utviklingen over tid ble undersøkt ved å dele materialet i fire femårsperioder fra 1974 til 1994. Nivåene av DDE og Σ PCB avtok over tid (**figur 9.3**). Ved å anta at miljøgiftene avtar med en jevn rate over tid, ble det estimert en halveringstid i miljøet på 17 år for DDE, 19 år for PCB og 62 år for kvikksølv. Dette må betraktes som omtrentlige verdier, pga. den store variasjonen grunnlagstallene.

Tabell 9.1 Miljøgiftinnhold i egg av havørn i Norge 1974-1994, µg/g på ferskvektsbasis, basert på enkeltegg. – Environmental pollutants in eggs of White-tailed sea eagles in Norway 1974-94, µg/g, fresh weight, single eggs.

		1974-79	1980-84	1985-89	1990-94	Hele perioden
DDE	Gjennomsnitt (\bar{x})	4,56	7,67	4,50	2,79	4,93
	Median	4,89	3,67	2,74	2,31	3,02
	Minimum	2,86	0,36	0,56	1,20	0,36
	Maksimum	6,07	69,00	28,91	6,76	69,00
	Antall egg (#)	6	21	19	22	68
sum PCB	Gjennomsnitt (\bar{x})	8,85	25,15	16,02	7,38	15,26
	Median	8,29	10,51	5,98	6,99	8,07
	Minimum	5,72	1,05	1,60	2,33	1,05
	Maksimum	14,08	248,40	100,03	22,09	248,40
	Antall egg (#)	6	20	19	22	67
HCB	Gjennomsnitt (\bar{x})	0,070	0,147	0,086	0,062	0,095
	Median	0,078	0,047	0,046	0,054	0,049
	Minimum	0,039	0,012	0,013	0,016	0,012
	Maksimum	0,098	1,285	0,258	0,198	1,285
	Antall egg (#)	6	20	17	22	65
sum klordaner	Gjennomsnitt (\bar{x})	-	0,06	1,18	0,90	0,94
	Median	-	0,05	0,82	0,84	0,79
	Minimum	-	0,04	0,03	0,04	0,03
	Maksimum	-	0,11	3,94	2,46	3,94
	Antall egg (#)	0	3	15	22	40
Dieldrin	Gjennomsnitt (\bar{x})	0,22	0,31	-	0,20	0,28
	Median	0,18	0,22	-	0,20	0,20
	Minimum	0,15	0,03	-	0,20	0,03
	Maksimum	0,42	1,03	-	0,20	1,03
	Antall egg (#)	6	17	0	2	25
sum HCH	Gjennomsnitt (\bar{x})	0,018	0,033	0,055	0,043	0,040
	Median	0,018	0,019	0,040	0,031	0,024
	Minimum	0,017	0,008	0,024	0,009	0,008
	Maksimum	0,020	0,142	0,131	0,219	0,219
	Antall egg (#)	4	8	5	22	39
Mirex	Gjennomsnitt (\bar{x})	-	-	-	0,071	0,071
	Median	-	-	-	0,046	0,046
	Minimum	-	-	-	0,010	0,010
	Maksimum	-	-	-	0,288	0,288
	Antall egg (#)	0	0	0	12	12
Hg	Gjennomsnitt (\bar{x})	0,24	0,23	0,18	0,21	0,21
	Median	0,25	0,21	0,16	0,19	0,19
	Minimum	0,04	0,04	0,05	0,06	0,04
	Maksimum	0,44	0,48	0,40	0,60	0,60
	Antall egg (#)	6	21	19	22	68



Figur 9.1

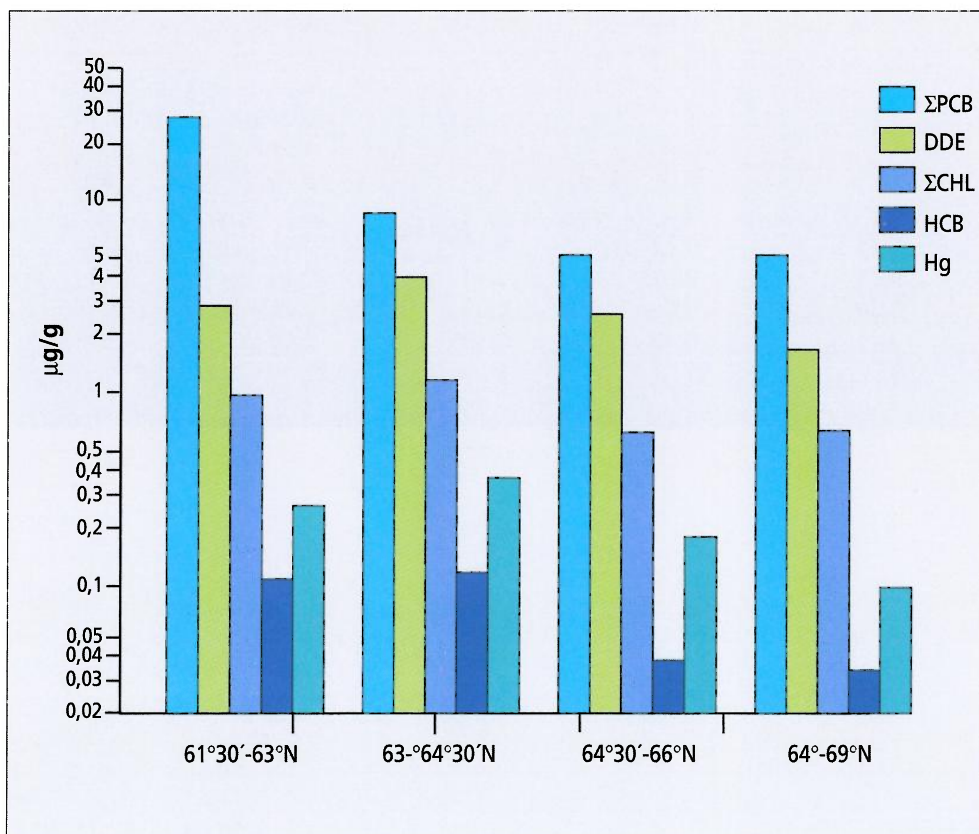
Den geografiske utbredelsen av havørn i Norge med de fire innsamlingsområdene inntegnet. - The distribution of the White-tailed Sea Eagle in Norway 1994, and its division into four sampling regions.

I og med av materialet varierer i tid og rom samtidig, ble det brukt variansanalyse til å skille mellom disse variablene. Det viste seg at variasjonen i giftnivå mer skyldtes beliggenhet enn innsamlingsår. Den stedsmessige effekten var sterk for Σ PCB, HCB og kvikksølv, men svakere for DDE. Når vi korrigererte for effekten av innsamlingsregion var det ingen signifikant tidsmessig variasjon for noen av de undersøkte stoffene, selv om trendene for DDE ($p = 0,08$) og SPCB ($p = 0,09$) var nesten signifikant.

9.3.3 Forurensningsnivå og eggskalltykkelse

Det var en klar sammenheng mellom eggskalltykkelse og de viktigste forurensningsstoffene, men sammenhengen var signifikant for bare for DDE, Σ PCB og HCB (tabell 9.2). Sammenhengen var bedre for Σ PCB enn for DDE (figur 9.4).

Skallene til hele egg var gjennomsnittlig 3,2 % tynnere, og skallindeksen var 3,4 % lavere etter enn hva de var før 1947 (da DDT begynte å bli spredt i den vestlige verden). Bruker en medianverdi var verdiene henholdsvis 2,6 og 7,1 % tynnere enn normalt hele perioden etter 1947 sett under ett (figur 9.5). Når materialet fra 1974-94 ble inndelt i femårsperioder viste det seg at det er stor variasjon over tid, og opptil 10 % fortynning ble påvist i perioder. Tykkelsen til fragmenter har stort sett ligger et par prosent eller mer under de hele eggene, og det gjør også skallindeksen.



Figur 9.2. Den regionale fordelingen av miljøgifter i egg av havørn i Norge 1974-94. Mediane verdier på ferskvektsbasis, basert på kullgjennomsnitt. -The regional distribution of pollutants in eggs of white-tailed sea eagle in Norway 1974-94, median values on a fresh weight basis, based on clutch averages.

Tabell 9.2 Korrelasjonskoeffisienter (Pearsons) mellom de forskjellige forurensningsstoffene og eggskalltykkelse hos norske havørnegg 1974-94 (log-verdier av OC, tohalet test). - Correlation coefficients (Pearsons) between the different pollutants and shell thickness variables in eggs of White-tailed Sea Eagle in Norway 1974-94. (Log values of OCs, two-tailed significance levels).

	DDE	PCB	HCB	HCH	Dieldrin	CHL	Mirex	Kvikksølv Mercury	Skallindeks Shell index
Skallindeks N	-0,37 (54) P=0,005	-0,34 (54) P=0,01	-0,44 (52) P=0,001	-0,25 (31) P=0,19	-0,22 (23) P=0,30	-0,25 (30) P=0,18	0,09 (9) P=0,82	-0,25 (55) P=0,07	
Skalltykkelse N	-0,32 (66) P=0,010	-0,37 (66) P=0,002	-0,41 (63) P=0,001	-0,13 (38) P=0,44	-0,21 (24) P=0,32	-0,14 (39) P=0,41	-0,16 (12) P=0,62	-0,23 (67) P=0,6	0,86 (112) P<0,001

9.3.4 Forurensningsnivå og forplantning

Reproduksjonsraten hos den norske havørnbestanden har vært forholdsvis stabil mellom 1974 og 93, varierende mellom 0,5 og 0,9 store unger pr. okkupert territorium (gjennomsnittlig 0,65) og med en reirsuksess på mellom 0,3 og 0,7 (gjennomsnittlig 0,46) (Folkestad 1997). Vi fant ingen signifikante sammenhenger mellom eggskalltykkelse, forurensningsnivå og reproduksjon (Figur 9.6).

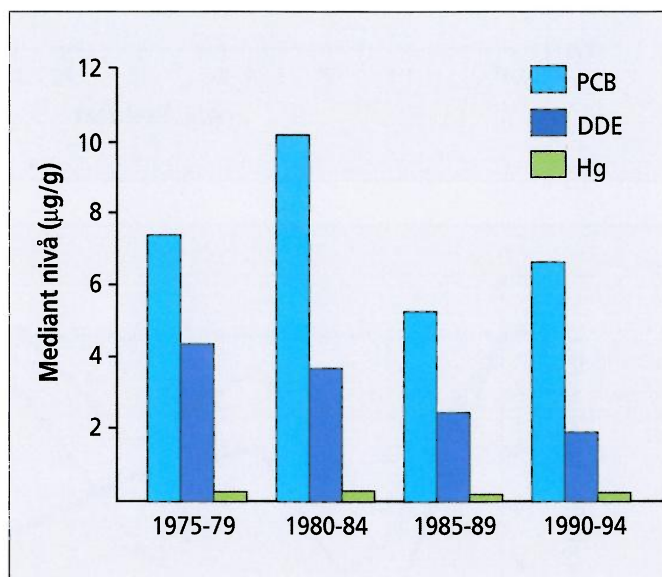
9.4 Diskusjon

9.4.1 Endringer i giftinnhold i løpet av 20 år

Lite har vært publisert om forurensningsnivået i havørn i våre naboland i de senere åra. Ser en imidlertid på utviklingen av giftnivåene hos havørnas byttearter i samme periode, ser en at det var en generell nedgang i nivåene av Σ PCB, DDE, HCB, Σ HCH og oksyklordan mellom 1983 and 1993 hos seks sjøfuglarter fra Nord-Norge og Barentshavet (Barrett et al. 1996). Mange av stoffene nådde sin maksimumsverdi i 1980-84, men sett under ett var det en generell nedgang fra 1974 til 1994. En lignende trend ble påvist hos sildemåke fra Lofoten, der innholdet av Σ PCB i 1983 var det dobbelte av verdiene i 1973, og tre ganger høyere enn i 1993 (Barrett et al. 1996). Det kan være en generell nedgang av Σ PCB i Nord-Atlanterhavsvannet som har ført til denne reduksjonen hos sjøfugl og ørn. Helander (1994) fant at nivåene av DDE i alle eggene fra 1980- og 90-tallet var under 600 μ g/g lipidvekt (eller ca. 28 μ g/g ferskvekt), mens mer enn to tredeler av alle egg i 1960- og 70-årene inneholdt over 600 mg/g.

9.4.2 Geografisk variasjon

Nivåene av klororganiske stoffer og kvikksølv avtok med økende breddegrad. Dette er i samsvar med det som er funnet hos nise i Nord-Atlanteren (Kleivane et al. 1995), der Σ DDT, HCH and PCB-nivåene var høyere i danske farvann enn langs Norskekysten. På den annen side var det høyere nivå av Klordan-metabolitter utenfor Finnmark enn lengre sør (Bernhoft & Skaare 1994). Barrett et al. (1996) fant en synkende gradient av PCB,



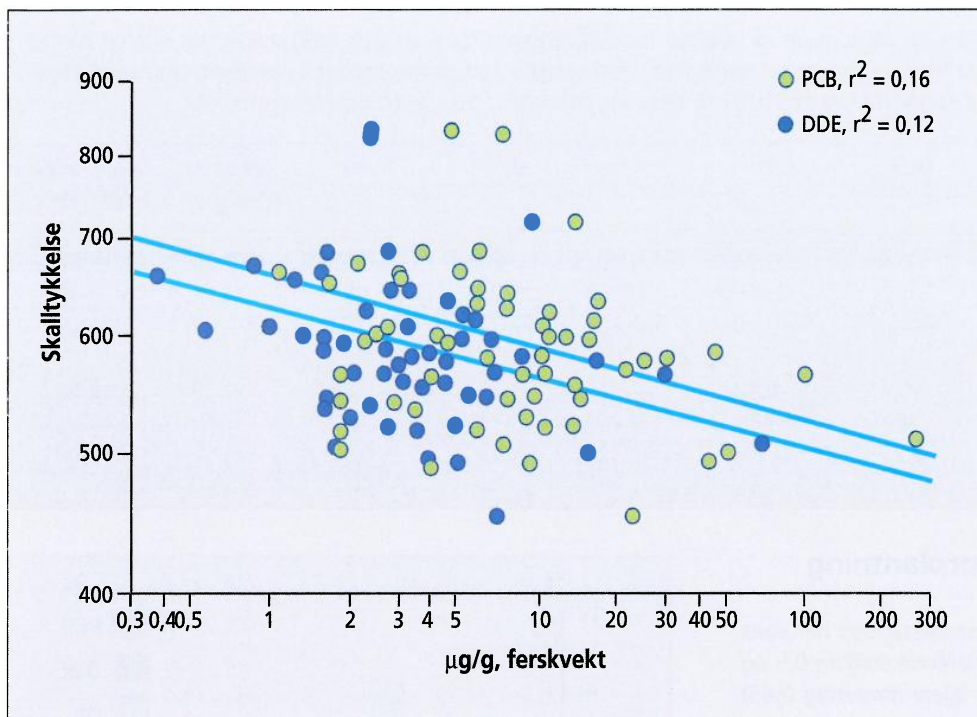
Figur 9.3

Utviklingen over tid av miljøgiftkonsentrasjoner i havørnegg i Norge fordelt på femårsperioder 1974-1994, mediane verdier på ferskvektsbasis, gjennomsnittet av kull. - Pollutants in eggs of white-tailed sea eagle in Norway in five-year periods from 1974 to 1994, median values on a fresh weight basis, based on clutch averages.

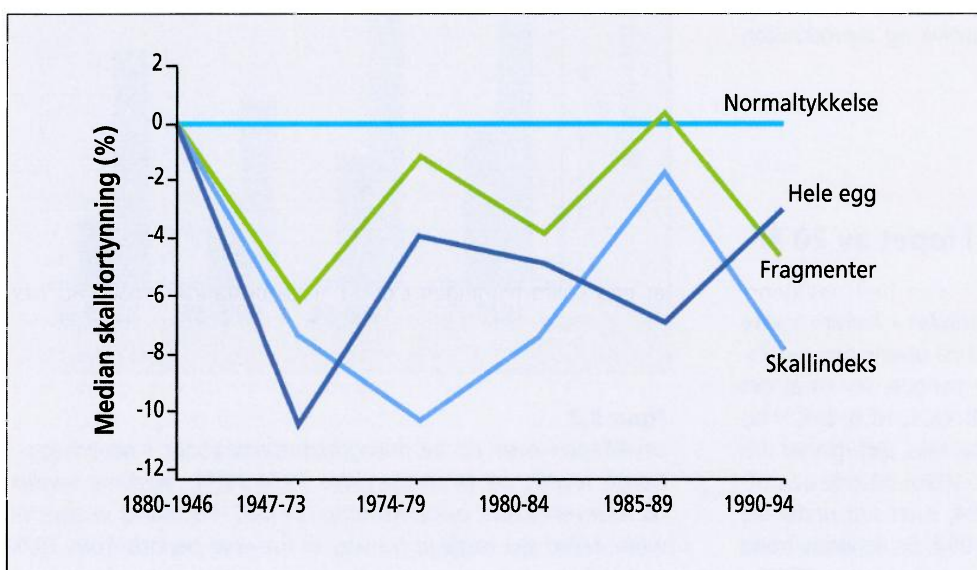
HCb, DDE og Hg fra Nordland til Øst-Finnmark. Dette støtter våre funn av reduserte forurensningsnivåer med økende breddegrad skjønt deres datasett starter der vårt slutter. En alternativ forklaring kunne være at dyrenes diett endrer seg med breddegrad, men med det er ingen ting som tyder på det.

9.4.3 Betydningen av DDE og PCB for forplantningsevnen

Det finnes mer kunnskap om den nærbeslektede, amerikanske hvithodehavørna enn om vår egen havørn når det gjelder virkningen av forurensning. Det kan derfor være nyttig å bruke denne som bakgrunn for vurderinger. Følgende kritiske grenser

**Figur 9.4**

Eggskalltykkelse i forhold til nivåer av DDE og Σ PCB hos havørn i Norge 1974-94, basert på kullgjennomsnitt. Shell thickness in relation to levels of DDE og Σ PCBs in sea-eagle eggs from Norway 1974-94, based on clutch averages.

**Figur 9.5**

Skalltykkelse hos havørnegg i Norge 1947-94, basert på kullgjennomsnitt. - Shell thickness of white-tailed sea eagle eggs in Norway 1947-94.

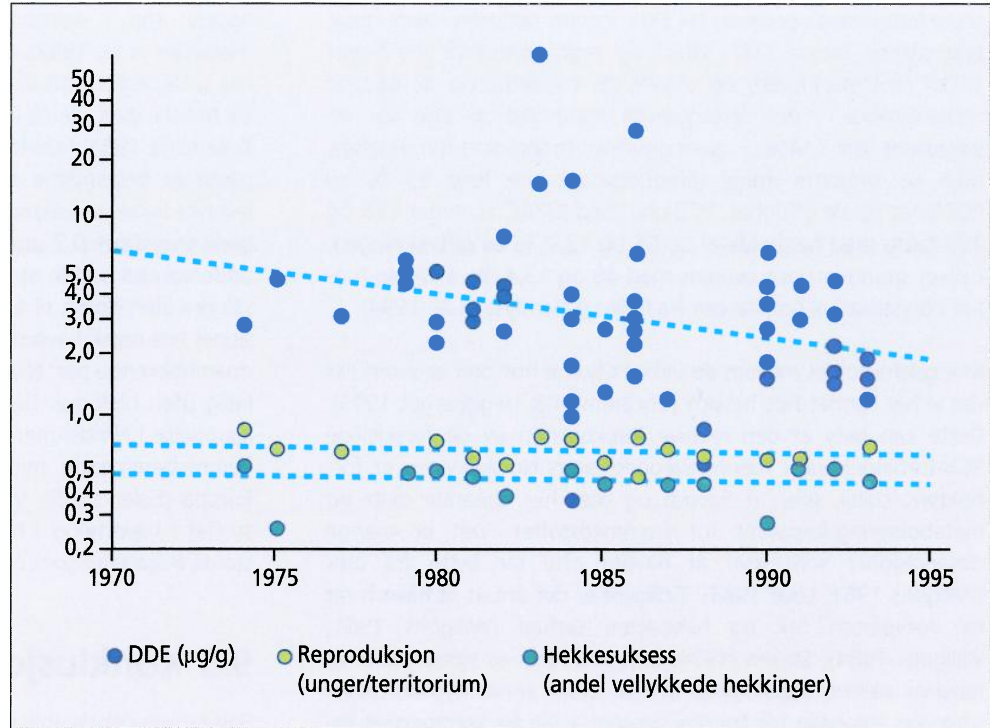
for vellykket forplantning har vært foreslått: 3,8 µg DDE/g (våtvekt), (Wiemeyer et al. 1984), 12 µg/g (våtvekt) (Nisbet & Risebrough 1994) (hvithodehavørn), mens (Helander 1994) foreslo et kritisk nivå på 25 µg/g ferskvekt i den svenske havørnbestanden. Alt etter hvilken grense man velger, så overskred bare 3-4,5 % av eggene i Norge en slik grenseverdi. Vi har da justert våtvektverdier (v.v.) til ferskvekt (f.v.) (f.v. = 0,8 v.v.). Det er interessant å legge merke til at de to datasettene for hvithodehavørn ga så forskjellige resultater. Det er usannsynlig at fuglenes følsomhet for DDE har forandret seg så mye på den korte tiden, og den mest sannsynlige forklaringen er at mer ett giftstoff er involvert selv om hovedfaktoren kan være DDE. Den andre faktoren kan ha endret seg over tid. I våre data vist det seg at eggskallfortynningen var bedre korrelert med Σ PCB enn med DDE. Siden DDE og andre klororganiske stoffer vanligvis er korrelerte vil en PCB-effekt, eller en synergetisk PCB-DDE effekt

være vanskelig å oppdage (Nisbet & Risebrough 1994). Vi trenger mer viten om slike forhold, men mangler gode datasett.

Forplantningssuksessen til svensk havørn før DDT-perioden var 1,32 unger pr. territorielt par (Helander 1994), men dette var en uttynnet (jaktet) bestand uten tetthetsavhengig bestandsregulering. Den gjennomsnittlige produktiviteten i Norge fra 1974-93 var 0,65 unger pr. territorielt par (Folkestad 1997). Dette er høyere enn den svenske nabobestanden fra 1965-78 (0,32), men omtrent det samme som ble funnet i svensk Lappland i samme periode (0,55, (Helander 1985)). DDE- og PCB-nivåene der (5,7 og 10 mg/g f.v., beregnet fra fettvektverdier) var sammenlignbare med verdiene i norske egg fra samme periode. Svensk Lappland er lite forurenset, mens den lave produktiviteten i Østersjøen skyldes forurensningsproblemer på grunn av lav vannutveksling. Forurensningssituasjonen i Østersjøen er imidlertid

Figur 9.6

Forholdet mellom DDE-nivå i egg (ferskvekt) og reproduksjonsparametre hos den norske havørnbestanden 1974-94. Reproduksjonsopplysningene er fra A.O. Folkestad (pers. medd.). - The relationship between DDE levels in eggs (fresh weight) and breeding parameters of the white-tailed sea eagle population in Norway 1974-93. Reproduction data from A.O. Folkestad (personal communication).



under kraftig forbedring (Bignert et al. 1995). To danske havørnegg som ble undersøkt 1979-80 hadde overraskende lave verdier av DDE og PCB (1-2 µg/g DDE og PCB våtvekt, (Dyjk et al. 1988). Den globale karakteren til problemet avspeiles gjennom at fem havørnegg fra Grønland hadde medianverdiene 4 µg/g DDE og 5 µg/g PCB (Wille 1976).

Det er ikke uproblematisk å sammenligne populasjoner fra ulike land til forskjellige tidspunkter. Faktorer som fuglenes kjønn, alder og helse- og ernæringsmessige status vil også påvirke nivået. Den observerte variasjonen i forurensningsbelastning vil dessuten variere fordi eggene kommer fra fugler med forskjellig opphav, levested og næringsvalg. Videre vil den målte variasjonen kunne øke fordi man kan ha brukt forskjellige analysemetoder og komme fra kvalitetsmessig forskjellige laboratorier. For eksempel varierer ΣPCB mellom undersøkelser fordi laboratoriene har endret og forbedret analysemetodene de siste 20 årene.

9.4.4 Eggskallfortynning

Det er påfallende at skallindeksen er redusert mer enn skalltykkelsen. Skallindeksen vil bl.a. bli redusert hvis eggene blir mer porøse, som er en kjent effekt av DDE (Burton et al. 1986). Økningen i skalltykkelse opp mot det normale i perioden 1985-89 er ganske uforklarlig ut fra våre data, da DDE-nivåene i denne periode ikke var unormalt lave. Imidlertid var skallfragmentene fra denne perioden ganske tynne. Antageligvis har tilfeldigheter spilt inn. Havørnas eggskalltykkelse ser ut til å variere ganske mye mellom individer også i en normalsituasjon. Eksempelvis varierte skalltykkelsen i perioden før DDE kom i bruk mellom 495 og 748 µm. At fragmentene er tynnere kan ha flere forklaringer. Forvitring kan forekomme, men det er lagt vekt på å bare ta med fragmenter som har vært relativt ferske, det vil si med egghinna intakt. En annen mulig årsak at de har stammet fra egg som har

vært så tynne at de er blitt ruget i stykker. Imidlertid er dette lite sannsynlig med det foreliggende fortynningsnivå. En tredje forklaring kan være at de fleste fragmentene stammer fra midten av egget ("ekvator"), som er noe tynnere enn ved endene. Fosteret bryter seg vanligvis ut ved å skjære opp egget med eggtauna langs midten på egget (Ellis 1979).

Sett i forhold til de andre havørnbestandene i Nordvest-Europa, er eggskallfortynningen i den norske bestanden moderat. Den gjennomsnittlige skallfortynningen hos svenske havørnegg i perioden 1951-1976 var på 17 % (Odsjö & Helander 1977). I tidligere Øst-Tyskland var den gjennomsnittlige eggskallfortynningen i 1954 - 1978 21 % sammenlignet med pre-DDT-nivåene (Oehme 1980). I Finland viste en prøve av eggskallbiter fra Kvärkenområdet i 1967-71 en skallfortynning på 14,5% i forhold til et referansemateriale fra 1884-1935 (Koivusaari et al. 1972). Det kritiske nivået for skallfortynning i en rovfuglbestand er anslått til ca. 15-16% (Newton 1979). Til sammenligning var norske dvergfalkegg i perioden 1960-80 nesten 20 % tynnere enn normalt, og DDE-nivåene i dvergfalk var jevnt over ca 3 ganger høyere enn i havørn (Nygård 1999b). I motsetning til havørna er dvergfalken en trekkfugl som jakter på (trekkende) spurvefugler og småvadere, og er derfor utsatt for en helt annen blanding av forurensninger fra omgivelsene. I løpet av 1980- og '90-tallet har mange norske rovfugler som vandrefalk og hønehawk igjen fått tykkere eggskall (Nygård 1990). En redusert DDE-belastning er sikkert årsaken til dette.

9.4.5 PCB

Det er ikke lett å si noe sikkert om den biologiske betydningen av PCB-nivåene i eggene. I gjennomsnitt er de dobbelt så høye som DDE-nivåene. De ulike PCB-forbindelsene (kongenerene) varierer mye i giftighet. En indeks på deres giftighet har blitt estimert av Safe (1990) sett i forhold til giftigheten til til 2,3,7,8-

tetraklorodibenzo-p-dioxin (TCDD). Denne faktoren kalles 'toxic equivalency factor', TEF. Non- og mono-orto-PCB'ene ligner TCDD rent strukturelt, og utøver sin toksisitet via de samme mekanismene. I det foreliggende materialet av egg var en begrenset del (14% i gjennomsnitt) mono-orto-forbindelser, men de utgjorde ifølge giftighetsindeksene hele 89 % av PCB'enes totale giftighet. PCB-ene med IUPAC nummer 118 og 105 bidro med henholdsvis ca. 55 og 12,7 % av giftvirkningen, hvilket stemmer godt overens med 48 og 13,4 %, som ble funnet i brystmuskel hos havørn fra Polen (Falandysz et al. 1994).

Mengdeforholdet mellom de ulike PCB-ene hos oter er svært likt det vi har funnet hos havørn (Christensen & Heggberget 1995). Dette kan bety at den relative forekomsten av de forskjellige PCB-forbindelsene i næringskjedene langs Norskekysten er forholdsvis stabil, eller at havørn og oter har lignende diett og metaboliseringskapasitet for fremmedstoffer. Det er mange observasjoner som viser at havørn ofte tar bytte fra oter (Willgohs 1961, Love 1983). Tidligere er det antatt at havørn tar ca. halvparten fisk og halvparten sjøfugl (Willgohs 1961, Willgohs 1984). Staven (1994) fant ved hjelp av videostudier at havørna nesten utelukkende åt fisk, blant annet dypvannsararter som den antagelig tok fra oter og som avfall fra kommersielt fiske. Andelen fisk i næringen til havørna har antakelig blitt underestimert i tidligere studier, da denne undersøkelsen viste at ørna tok opptil 90 % fisk, og det levnes ikke spor på reiret etter små fisk som blir fordøyd hele av ungene. Dette har betydning for miljøgiftbelastningen, da fisk jevnt over inneholder mindre miljøgifter enn sjøfugl.

Foringsforsøk utført på amerikansk tårnfalk har indikert at det kan være synergetiske effekter mellom PCB og DDE (Lincer 1994). Imidlertid kunne ikke Helander (1994) påvise noen sammenheng mellom verken PCB-nivåene eller kvikksølvnivåene og reproduksjonen i havørnegg i Sverige. Som påvist i vårt materiale fant Nisbet (1989) en like sterk korrelasjon mellom eggskalltykkelse og PCB som med DDE. Imidlertid syntes DDE mest nedsettende for produktiviteten, dernest fulgte oksyklordan (et sykloiden). Dette er interessant sett i forhold til de høye klordanverdiene vi fant i norske havørnegg.

9.4.6 Andre klororganiske stoffer og kvikksølv

Den høyeste verdien av klordan vi fant var 4,2 µg/g (ferskvekt). Dette er noen av de høyeste målingene som er kjent i materiale av fugl. Klordan brukes ikke i Skandinavia (Wachtmeister & Sundström 1986). Når det gjelder HCB, er den miljømessige betydningen sannsynligvis ganske liten (Vos et al. 1972). Kvikksølvnivåene ser ut til å være under kritisk nivå, og er ikke

høyere enn i svenske bestander med normal produktivitet (Helander et al. 1982). Dieldrin har svært høy akutt giftighet, og har antagelig bidratt til reduksjonen av flere rovfuglbestander på De britiske øyer, deriblant kongeørnbestanden i Skottland (Lockie & Ratcliffe 1964, Newton & Galbraith 1991). Newton (1988) har påvist at bestandene av spurvehauk og tårnfalk går ned når leververdiene av dieldrin overstiger 1 µg/g, og når vandrefalkegene overstiger 0,7 µg/g våtvekt (ca. 0,55 µg/g ferskvekt). I vår undersøkelse hadde tre havørnegg egg nivåer over dette. Det er således liten grunn til å tro at dieldrin har ført til bestandsreduksjoner hos norsk havørn, men det kan i enkelte tilfelle ha påvirket noen hekkende par. Nivåene av mirex og ΣHCH var lave og antakelig uten biologisk betydning. Mirex er blitt brukt til maurbekjempelse i Nord-Amerika og Afrika, og er også blitt brukt som flammehemmende middel, men det har ingen kjent bruk i Europa (Eisler 1985). Imidlertid illustrerer forekomsten av dette stoffet i havørnegg i Norge den globale spredningen av persistente miljøgifter som brukes langt unna våre områder.

9.5 Konklusjoner

Forurensningsbelastningen fra tungt nedbrytbare miljøgifter av havørn i Norge er gjennomgående under det som er akseptert som kritiske nivåer for denne arten. Den norske bestanden synes mindre påvirket av langtransportert forurensning enn bestandene i våre naboland. Imidlertid har utvilsomt enkelte par fått redusert sin forplantningssuksess som følge av miljøgiftbelastning. Forurensningsnivået avtar med økende breddegrad, og konsentrasjonene av DDE and ΣPCB viser over tid en synkende tendens. Norsk havørn må derfor sies i bare moderat grad ha vært påvirket av miljøgifter. Eggskallfortynningen (effekt av DDE) har vært moderat, og neppe av betydning for bestandens produktivitet. Kvikksølv ser ikke ut til å ha vært noe alvorlig problem vår våre havørner. Det meste av forurensningen kommer antakelig fra land utenfor Norge, og vi har funnet substanser som mirex i eggene som ikke har noen kjent bruk i vår del av verden. Slik kan havørna gi oss en "early warning" om forurensningssituasjoner i andre deler av verden, men som kan angå oss på lengre sikt. Havørna er derfor en god indikatorart, både på forurensningssituasjonen langs Norskekysten, og i en større skala.

Anerkjennelse

Alv Ottar Folkestad koordinerte feltarbeidet, og Steinar Garstad, Frantz Kutshera og Harald Misund skaffet de fleste av de uklekkede eggene. Per Jordhøy og Hilde Stol Øyan forberedte eggene for analyse. Anuschka Polder og Erna Stai ga teknisk assistanse ved laboratoriearbeidet. Dr.scient.-gruppen ved NINA gav råd og inspirasjon under arbeidet. Dr. Lawrence J. Blus og Dr. Charles J. Henny har gitt kommentarer til arbeidet.

10

Forurensningsøkologi hos villrein

Ingvild S. Espelien, Terje Skogland og Olav Strand

Høye nivåer av radioaktivitet (^{137}Cs) og kvikksølv i villrein fra Rondane har sammenheng med lavbeiting. Enkelte metaller som er regnet for å være kreftfremkallende og fosterskadende, overføres fra livmora til reinsdyras foster. En del reinsdyr har genetiske skader (kromosombudd), trolig på grunn av radioaktivt nedfall som følge av Tjernobylulykken. Vi kan imidlertid ikke avgjøre om det radioaktive nedfallet har ført til nedsatt overlevelse eller reproduksjon.

10.1 Innledning

I senere år er det rettet økende oppmerksomhet mot spredning og nedfall av forurensning i de arktiske områdene (Ottar 1981, Norheim 1987, Renzoin & Nordstrøm 1990, Norheim et al. 1992, Wang-Andersen et al. 1993, Noda et al. 1995). Dette skyldes både områdenes sårbarhet og en økende erkjennelse for de skadelige effektene av slike utslipp til naturmiljøet (Bergmann et

al 1981, Friberg 1986, Reijnders 1986, Pedersen & Nybø 1990). Villreinen har sirkumpolar utbredelse med flere underarter (Banfield 1961, Røed 1986). Den har et levesett spesielt tilpasset arktiske områder, og lav er viktigste matkilde om vinteren (Skogland 1984, 1985). Selv om det har vært rettet betydelig oppmerksomhet mot forurensning i Arktis vet vi fortsatt lite om effektene av slik eksponering på reinsdyr.

10.1.1 Overføring av lufttransportert forurensning til villrein

Villreinen har vært studert som overføringsledd for radioaktive isotoper fra lav til høyere trofiske nivåer etter kjernefysiske prøvesprengninger (Holleman et al. 1971). Seinere har også relativt høye konsentrasjoner av tungmetaller i villrein blitt tolket som forurensninger opptatt via lav (Crete et al. 1987). Lavartene har store, porøse overflater der både næringsstoffer og forurensningsstoffer tas opp fra lufta (Brown & Beckett 1984). Normalt er ikke



Foto: Olav Strand

lav viktig for pattedyr, men hos rein er lav på bakken og trær den viktigste maten om vinteren de fleste steder (Skogland 1984). Konsentrasjoner av metaller hos rein fra de fleste villreinpopulasjoner og flere tamreinpopulasjoner i Norge er målt over en 20-års periode (Frøslie et al. 1986, Sivertsen 1991, Kålås og Myklebust 1994, Strand et al. 1995, Borch-Ionsen et al. 1997, Espelien 1997). Metallkonsentrasjonene i reinsdyrpopulasjonene varierer, og i enkelte områder er det funnet forhøyede konsentrasjoner av enkelte metaller forårsaket av menneskelig virksomhet (Sivertsen 1991). Radioaktivitet i rein er kartlagt i de fleste norske villreinbestander, og ^{137}Cs -kontaminering er påvist i varierende grad som følge av Tsjernobylulykken i 1986 (Strand 1994, Strand et al. 1995).

10.1.2 Fordeling av metaller og radioaktivitet i villrein

Levende organismer mangler ofte effektive mekanismer for å kvitte seg med ikke-essensielle metaller (metaller som ikke har biologiske funksjoner) som bly, kadmium og kvikksølv (Goyer 1996). Binding av slike metaller til proteiner, f. eks. metallotioniner, er en biologisk forsvarsmekanisme mot giftige metaller (Cherian & Nordberg 1983, Scheuhammer 1987, Nybø 1991, Goyer 1996). Reinsdyr som har en maksimal levealder på 16- 20 år, har store muligheter for å akkumulere metaller i indre organer (nyrer og lever). Pattedyr kan også overføre metaller via livmoren til fosteret. Vi har derfor undersøkt metallenes fordeling mellom ulike organer hos reinsdyr, og grad av overføring til fosteret.

10.1.3 Genetiske skader og effekter på bestander

De viktigste effektene av radioaktiv stråling på lavdosenivå er skader på arvematerialet; DNA-molekylet og kromosomene (Committee on the biological Effects of Ionizing Radiations 1990). Skader på DNA-molekylet kan endre cellenes kromosomer (kromosomaberrasjoner), som er synlige i lysmikroskop. Skader på arvematerialet undersøkes hos mennesker som har vært utsatt for radioaktiv stråling, og regnes i dag for å være en god indikator for stråleeksponering. Kromosomaberrasjoner kan gi utviklingsforstyrrelser. Fra kreftforskning er det kjent at slike kromosomforandringer karakteriserer flere kreftformer, blant annet flere former for leukemi (Committee on the biological Effects of Ionizing Radiations 1990). Både radioaktiv stråling og eksponering for tungmetaller kan gi kromosomaberrasjoner.

Endringer i populasjoners vekst og tallrikhet kan skyldes naturlige årsaker eller menneskelig påvirkning (Landis 1995). Det er vanskelig å isolere effekter av forurensning fra naturlige variasjoner i overlevelse og reproduksjon. Biologiske effekter av forurensning kan imidlertid sees ved genetiske skader på cellenivå.

10.1.4 Målsettinger

Målsettinger for prosjektet var å:

(1) kartlegge forekomsten av radioaktivitet (^{137}Cs) og metaller

(aluminium, arsen, bly, kadmium, kobber, kvikksølv, nikkel, selen og sink) hos reinsdyr i nordområdene (Svalbard, Norge og Russland) og i Subantarktis (Sør-Georgia).

(2) analysere belastningsnivå hos voksen rein og reinfostre fra populasjoner utsatt for ulikt ekponeringsnivå av radioaktivitet og metaller.

(3) undersøke effekter av eksponering for radioaktivitet og/eller metaller ved cellegenetiske metoder og populasjonsdynamiske studier.

Vi presenterer her et sammendrag av våre resultater fra undersøkelsen om virkninger av radioaktivitet og metallforurensning hos villrein. Resultatene er gitt en videre presentasjon i Skogland & Espelien (1989), Skogland et al. (1991) og Strand et al (1995).

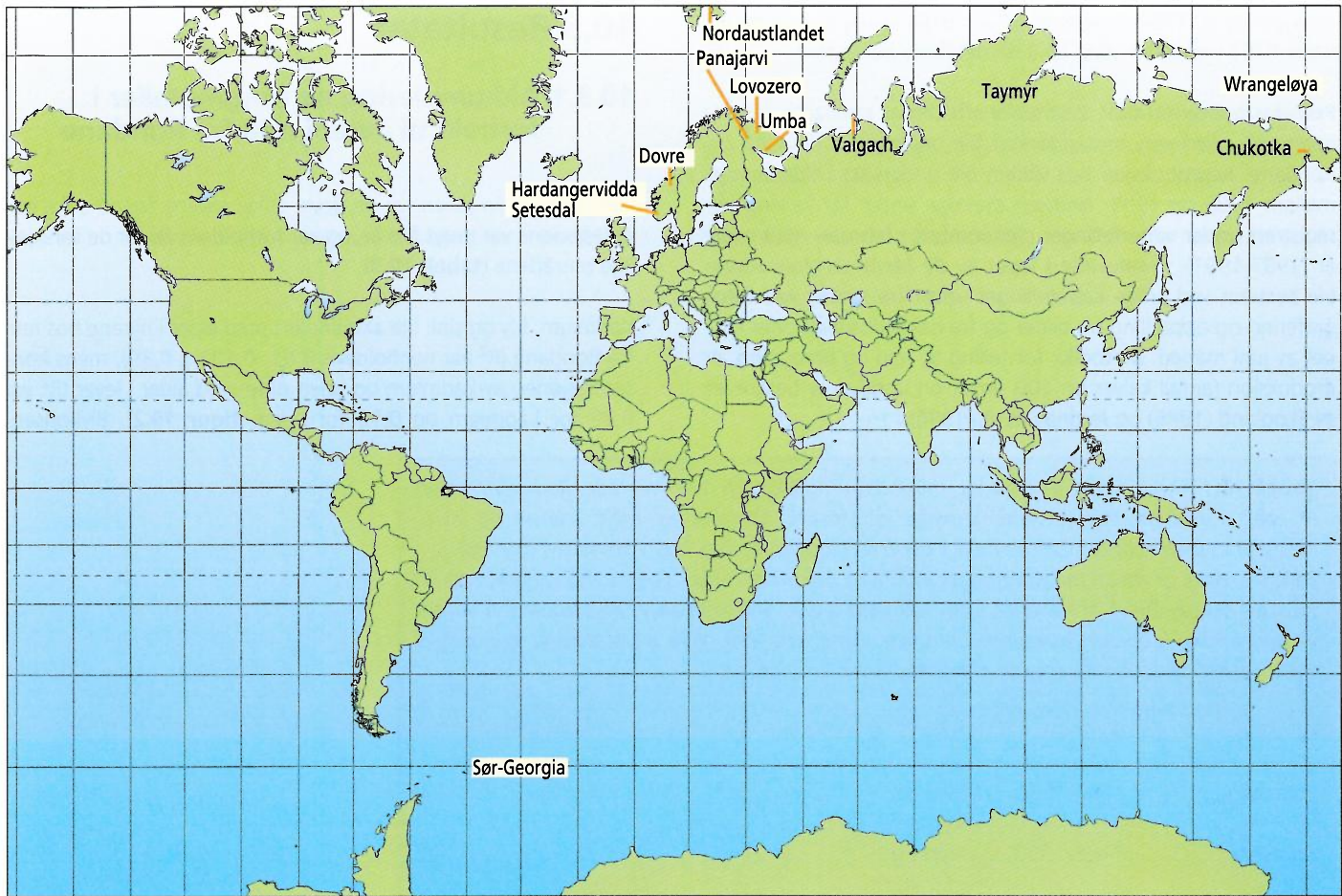
10.2 Materiale og metoder

Prøver for analyser av metallkonsentrasjoner og ^{137}Cs ble samlet inn fra 13 ulike reinsdyrpopulasjoner, fra seks av disse ble det også tatt prøver for studier av kromosomaberrasjoner. Fra Fastlands-Norge ble det samlet inn prøver fra Knutshø, Rondane og Hardangervidda. På Svalbard ble det hentet prøver fra Nordaustlandet. I Russland ble det tatt prøver langs en øst-vest gradient fra Wrangeløya lengst i øst via Chukotkahalvøya, Taimyr og Vaigach til Kolahalvøya. På grunn av de store utslippene fra smelteverk på Kolahalvøya ble det samlet inn prøver fra tre villreinbestander i dette området (Umba, Lovozero og Panajarvi). I tillegg til de nordlige områdene ble det samlet inn vevsprøver fra rein på Sør-Georgia (**tabell 10.1, figur 10.1**).

10.2.1 Innsamlingssteder

Norge og Svalbard. Frekvensen av kromosomaberrasjoner i reinsdyr er studert i lymfocytter fra blod hos rein fra tre norske bestander (Knutshø, Rondane og Hardangervidda) mellom 1987 og 1993. Fellingene av reinsdyr i Rondane (202 dyr) og Knutshø (55 dyr) ble gjort årlig i sommer- og vinterhalvåret. I tillegg ble det samlet inn vevsprøver fra seks dyr fra Hardangervidda i 1987 og 1994. Fra Svalbard ble det samlet inn prøver fra 12 reinsdyr som var felt på Nordaustlandet sommeren 1994 og 1995. Tungmetallanalysene av materialet fra Svalbard ble utført ved Norsk Polarinstittutt som en del av en annen undersøkelse, mens måling av ^{137}Cs er foretatt ved NINA.

Russland. Vinteren 1992 ble det samlet inn prøver fra tre russiske populasjoner på Kolahalvøya. Fra reindriftslandbyen Lovozero ble det tatt prøver av tamrein ($n = 7$). I området nord for Kvitehavskysten ble prøver hentet fra forvillet tamrein fra Umba ($n = 10$). Tre dyr ble felt ved Panajarvi i nærheten av grensen mot Finland i den nordlige delen av Karelen. Frekvensen av kromosomaberrasjoner ble studert i samtlige populasjoner på Kolahalvøya. Sommeren 1992 ble prøver hentet fra rein felt i Chukotka ($n = 6$), og fra Wrangeløya ($n = 5$). Sommeren 1993 ble det tatt prøver av rein fra Vaigach sør for Novaya Zemlya ($n = 10$). Dette gjaldt rein som hadde sine vinterbeiter på den sørlige delen av Novaya Zemlya. Høsten 1993 ble det samlet inn rein fra Taimyr i Sentral-Sibir ($n = 30$).



Figur 10.1

De ulike studieområdenes beliggenhet. -The geographical location of the different study areas.

Sør-Georgia. Reinsdyra på denne øygruppa stammer fra sørnorsk tamrein som ble utsatt under hvalfangstekspedisjoner ved århundrets begynnelse. Dette området skiller seg fra de andre studieområdene ved at reinsdyra i denne populasjonen ikke har tilgang på lav. Den geografiske avstanden til potensielle forurensningskilder er også svært stor i dette området. Det ble samlet inn vevsprøver fra i alt 10 reinsdyr som alle var felt på sommeren.

10.2.2 Bearbeiding

Aldersbestemmelse. Kjever ble samlet inn for aldersbestemmelse. Fortenner ble trukket og snittet for lysmikroskopi. Dyras alder ble bestemt ut fra avlesing av soner i tannrøttene (Reimers og Nordby 1968, Haagenrud 1978).

Metaller. Metallinnholdet i lever og nyrer hos simler og fostre ble analysert ved atomabsorpsjonsspektrofotometri ved NINA's laboratorium i Trondheim. Prøvene (ca. 0,4 g) ble tatt fra nyrebark og ca 1 cm under leverens overflate. Deteksjongrensene i **tabell 10.2** er korrigerert for variasjon i vekt hos innveid prøve, slik at de gjelder for prøver som har en vekt tilnærmet 0,4 g. Verdiene er oppgitt som mg/kg på tørrvektbasis. For å konvertere til våtvektverdier må det multipliseres med en faktor på ca. 0,3. En mer utførlig metodebeskrivelse er gitt i Strand et al. (1995).

Radioaktivitet. Prøver for analyser av ^{137}Cs ble tatt fra lårmuskulatur både hos voksne reinsdyr og fostre. Alle verdier er oppgitt som antall Bequerel (Bq) pr. kg våtvekt. En detaljert beskrivelse av metoden er gitt av Neuman og Gaare (1991). Deteksjongrensa for ^{137}Cs er satt til 50 Bq pr. kg våtvekt.

Vomanalyser. Sammensetningen av vominnholdet ble undersøkt etter metoder beskrevet av Gaare og Skogland (1975). Fordøyeligheten av de forskjellige beitevekstene varierer og spesielt lav har høy fordøyelighet. Vomanalyser gir derfor en underestimert av lavandelen i føden. Vi har korrigerert våre data for dette etter beregninger foretatt av Gaare et al. (1977). I alt ble det foretatt vomanalyser av 67 rein fra Knutshø og Rondane.

Kromosomforandringer. Frekvensen av kromosomavvik (aberasjoner) ble undersøkt i blodprøver fra 69 reinsdyr. Dette materialet omfatter også blodprøver fra reinsdyrfoster ($n = 24$). Blodprøver ble samlet inn i Knutshø, Rondane, Hardangervidda, Nordaustlandet og fra de tre populasjonene på Kola halvøya (Panajarvi, Lovozero og Umba). Preparering av lymfocytter fra blodprøver ble utført etter metoder som er beskrevet av Brøgger et al. (1984) og Lindsteen et al. (1978). Metoden ble modifisert noe med tanke på tilpasning til villrein, mens metodikk for preparering av lymfocytter fra reinsdyrfoster måtte nyetableres (Espelien 1991). Kromosomene ble farget med Orcein og de mikroskopiske analysene ble utført etter nordisk og internasjonal standard

(Brøgger et al. 1984, Lindsteen et al. 1978). Analysene omfatter totalt 8723 metafaser, dvs. 20-330 metafaser per individ.

Populasjonsdynamikk. Eventuelle effekter av radioaktiv eksponering på villreins bestandvekst ble undersøkt i Knutshø og Rondane. Reproduksjon hos villrein ble undersøkt i tidsrommet mellom 1985 og 1995. Andelen drektige simler før kalving ble registrert under vinterfelling gjennomført i februar- april hvert år (1987-1991). Overlevelse i løpet av de første levemånedene ble bestemt ved årlige kalvetellinger utført fra småfly ved fotografering og opptelling fra bilder og fra bakkeobservasjoner i løpet av juni måned. Metodikk for telling av rein og beregning av produksjon (antall kalver pr. 100 simler og ungdyr) er beskrevet av Skogland (1985) og Jordhøy et al. (1996).

10.3 Resultater

10.3.1 Akkumulering av tungmetaller i forhold til alder i rein fra Rondane

Gjennomsnittsalderen for de fleste stikkprøvene fra de ulike populasjonene var drøyt fire år, og var forholdsvis lik for de forskjellige områdene (**tabell 10.3**).

Kadmium, bly og sink ble akkumulert med alder i nyrene hos rein fra Rondane (R^2 var henholdsvis 0,51, 0,10 og 0,39), mens konsentrasjonen av kadmium og selen økte med alder i lever (R^2 var 0,39 for kadmium og 0,13 for selen, **figur 10.2**). Blykonsen-

Tabell 10.1 Antall prøver av organer, muskulatur og blod fra hvert område. Radioaktiviteten er målt i muskel hos voksne reinsdyr og fostre. Metaller er målt i lever og nyre. Kromosomaberrasjoner (CA) er målt i perifere blodlymfeceller hos voksne dyr og fostre. - Samples sizes of metal measurements in kidney (nyrer) and liver (lever) and radioactivity in muscles (muskulatur) of reindeer from different areas. The animals were sampled in winter (vinter) and/or summer (sommer). Chromosome aberrations (CA) were studied in peripheral lymphocytes. The samples consist of adults, calves and fetuses.

Område	År	Sesong	Nyrer	Lever	Muskulatur	CA
Rondane	1986-1993	Vinter og sommer	51	59	202	33
Knutshø	1986-1990	Vinter og sommer	1	1	55	10
Hardangervidda	1987 og 1994	Vinter	6	4	6	10
Nord-austlandet	1994 og 1995	Sommer	10**)	10**)	10	2
Sør-Georgia	1990	Sommer	9	9	9	
Kola-Lovozero	1992	Vinter	7	7	7	7
Kola-Umba	1992	Vinter	10	10	10	9
Kola-Panajarvi	1992	Vinter	3	3	3	3
Chukotka	1991	Sommer	6	6	6	
Wrangeløya	1991	Sommer	5	5	5	
Taimyr	1993	Sommer	30	30	30	
Vaigach	1992	Sommer	10	10	10	

** T Severinsen, pers. medd.

Tabell 10.2 Deteksjonsgrenser (mg/kg) for elementer som inngår i undersøkelsen (tørrvektbasis). - Detection limits (mg/kg) of elements measured (dry mass basis).

Metall		Mg/kg
Aluminium	Al	0,30
Arsen	As	0,50
Kadmium	Cd	0,03
Kobber	Cu	0,40
Kvikksølv	Hg	0,01
Nikkel	Ni	0,59
Bly	Pb	0,17
Sink	Zn	0,34
Selen	Se	0,56

Tabell 10.3 Gjennomsnittsalder (år) med standardavvik (SD) og antall dyr undersøkt (N) hos rein fra de undersøkte områdene. - Mean age (år), standard deviation (SD) and sample sizes (N) of the reindeer from the studied populations.

Område	N	År	SD
Chukotka	6	3,3	1,5
Knutshø	3	4,0	0
Lovozero	6	4,2	3,2
Panajarvi	3	2,3	2,3
Rondane	67	4,3	2,8
Sør-Georgia	11	4,5	2,2
Umba	10	4,9	2,4
Wrangeløya	6	4,7	1,5

trasjonen i lever var ikke korrelert med reinsdyras alder. For de andre områdene er alderseffekter ikke undersøkt fordi materialet var for lite.

10.3.2 Metaller og radioaktivitet i de ulike studieområdene

Vi brukte lever som indikatororgan for analyser av metallkonsentrasjon. Konsentrasjonen av kadmium varierte mellom de ulike områdene; verdiene var høyest hos rein fra Chukotka, Hardangervidda og Rondane, lavest fra Sør-Georgia (tabell 10.4). Konsentrasjonen av bly var høyere i Rondane, på Wrangeløya og Kolahalvøya enn i Taymyr, Chukotka og Sør-

Georgia. Kvikksølv var 2-4 ganger høyere på Wrangeløya, Panajarvi, Chukotka og Rondane enn i de andre områdene.

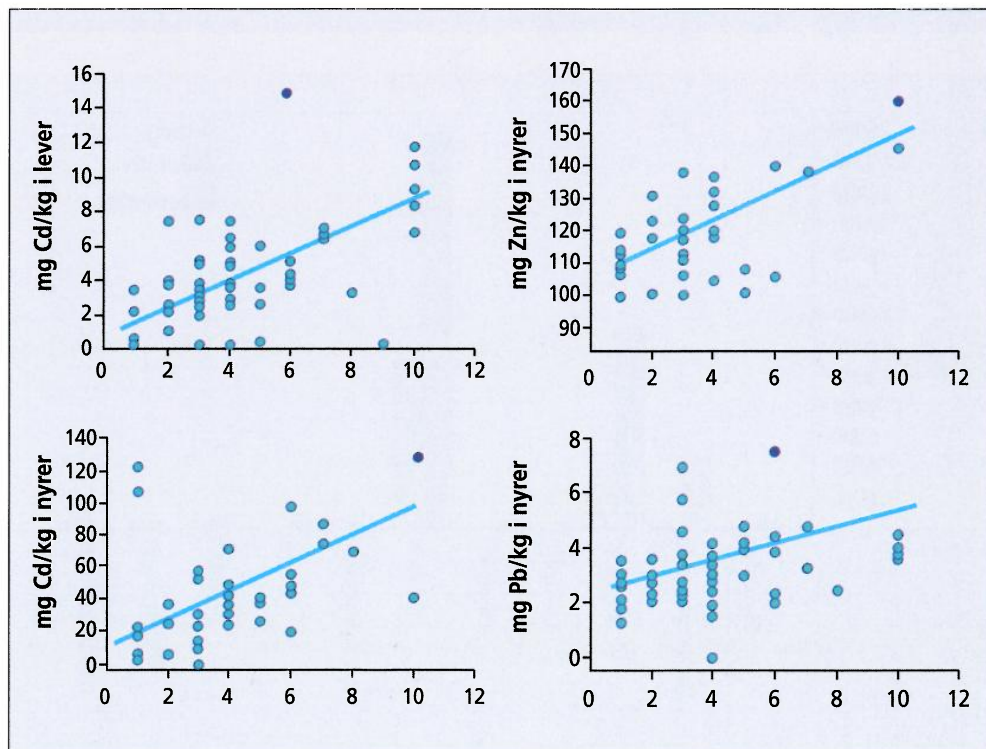
Nivået av ¹³⁷Cs i rein var forhøyet hos de tre norske populasjonene, hos de andre ble det ikke påvist ¹³⁷Cs over deteksjonsgrensa (figur 10.3).

10.3.3 Metaller og radioaktivitet i forhold til sammensetning av vominnhold

Konsentrasjonen av kadmium, selen, kobber, krom og nikkel var betydelig høyere i vominnholdet til reinsdyr felt på sommerbeite (tabell 10.5) enn på vinterbeite. Konsentrasjonen av metallene i

Tabell 10.4 Gjennomsnittskonsentrasjoner (mg/kg), standardavvik (SD) og antall prøver (N) av kadmium (Cd), bly (Pb) og kvikksølv (Hg) i lever fra reinsdyr (tørrvekt) fra de ulike studieområdene. - Average concentrations (mg/kg), standard deviation (SD) and number of samples (N) of cadmium (Cd), lead (Pb) and mercury (Hg) in reindeer (dry mass) from the different study areas.

Område	Cd			Pb			Hg		
	Mg/kg	SD	N	Mg/kg	SD	N	Mg/kg	SD	N
Wrangeløya	0,82	0,25	6	4,59	1,66	6	0,95	0,31	6
Chukotka	6,90	2,09	6	1,91	0,68	6	0,68	0,14	6
Taimyr	1,07	1,65	20	0,48	0,35	20	0,13	0,09	20
Umba	2,71	1,40	12	3,36	1,11	12	0,46	0,17	12
Lovozero	2,89	1,62	7	3,60	1,68	7	0,25	0,09	7
Panajarvi	0,91	0,57	3	3,61	2,58	3	0,75	0,15	8
Rondane	4,38	3,16	60	4,59	3,28	59	0,62	0,44	39
Hardangervidda	4,48	2,43	4	2,21	0,34	4	0,52	0,15	4
Sør-Georgia	0,17	0,10	11	-	-	-	-	-	-



Figur 10.2 Konsentrasjoner av metaller i lever og nyrer (tørrvektsverdier) relatert til reinsdyras alder. - Concentration of metals in kidney and liver (dry weight values) in relation to the age of the reindeer.

vominnholdet var positivt korrelert med frekvensen av høyere planter i vominnholdet (**tabell 10.6**). Dette gjaldt for kadmium, sink, kobber, selen, aluminium, krom og nikkel. Konsentrasjonen av kvikksølv var høyest hos reinsdyr om vinteren. Dette skyldes at de da eter mest lav og moser.

Konsentrasjonen av de ulike metallene i vominnholdet varierte; konsentrasjonene av aluminium, sink, bly og kobber var høyest, av selen og krom var de lavest (**tabell 10.5**). Konsentrasjonen av bly viste ingen sammenheng med vominnholdet, og varierte lite mellom årstidene. ^{137}Cs i vominnholdet ble i stor grad bestemt av andelen lav i vominnholdet.

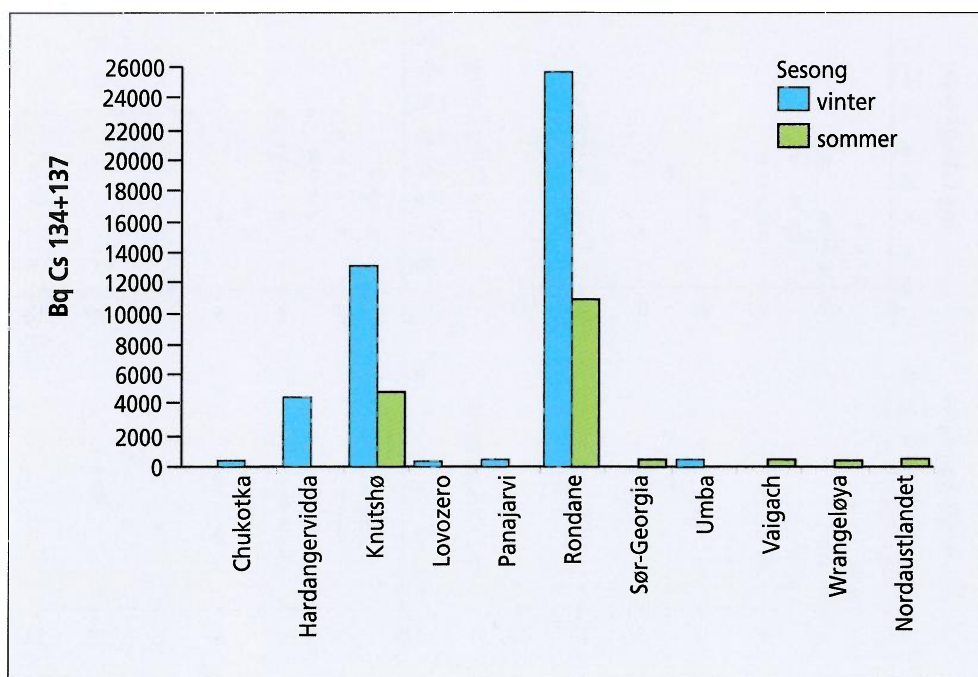
10.3.4 Fordeling og innhold av metaller i organer

Metallkonsentrasjoner i nyrer (N), lever (L), fett (F) og vominnhold (V) fra drektige simler fra Rondane varierte mellom de ulike prøvetypene. Konsentrasjonen av bly var 3-3,8 ganger høyere i vomma enn i lever og nyre (gjennomsnittlig 12,8 mg/kg i vominnholdet, 4,1 mg/kg i lever og 3,3 mg/kg i nyrer). Motsatt var kadmiumkonsentrasjonen i vomma 7-55 ganger lavere enn konsentrasjonene i lever og nyre (gjennomsnittlig 0,6 mg/kg i vominnhold, 4,2 mg/kg i lever og 3,7 mg/kg i nyrer, **tabell 10.7**).

Tabell 10.5 Metallkonsentrasjoner i vominnholdet (gjennomsnitt, tørrvektbasis) med standardavvik (SD) og utvalgsstørrelse (N) hos reinsdyr fra Rondane sommer og vinter. Konsentrasjonsforskjellene er testet statistisk med ikke-parametrisk variansanalyse. - Concentrations of various elements in the rumen content (mean, dry mass basis) with standard deviations (SD) and samples sizes (N) of reindeer from the Rondane area sampled in summer (sommer) and winter (vinter). Statistical differences were tested by non-parametric analysis of variance.

Elementer	Sommer			Vinter		
	Mg/kg	SD	N	Mg/kg	SD	N
Kadmium (Cd)	1,15	0,25	7	0,33**	0,10	14
Bly (Pb)	14,01	19,83	7	17,80	22,0	14
Sink/ Zinc (Zn)	158,0	12,10	7	132,0	32,9	14
Kobber (Cu)	8,47	1,52	7	3,99**	0,77	14
Kvikksølv (Hg)	0,09	0,07	7	0,20**	0,07	14
Selen (Se)	0,71	0,11	7	0,54	0,13	14
Aluminium (Al)	406,42	216,69	7	393,64	115,7	14
Krom (Cr)	1,15	0,49	7	0,74**	0,24	14
Nikkel (Ni)	8,17	2,06	7	2,28**	0,65	14
Kobolt (Co)	2,11	0,33	7	1,10	0,67	14

**p<0,01



Figur 10.3

^{137}Cs i muskulatur (våttvekt) hos rein fra de ulike studieområdene, verdiene fra Norge er gjennomsnittsverdier fra 1987. - ^{137}Cs in reindeer muscle (wet weight) from the different study areas, levels in Norway are mean values from 1987.

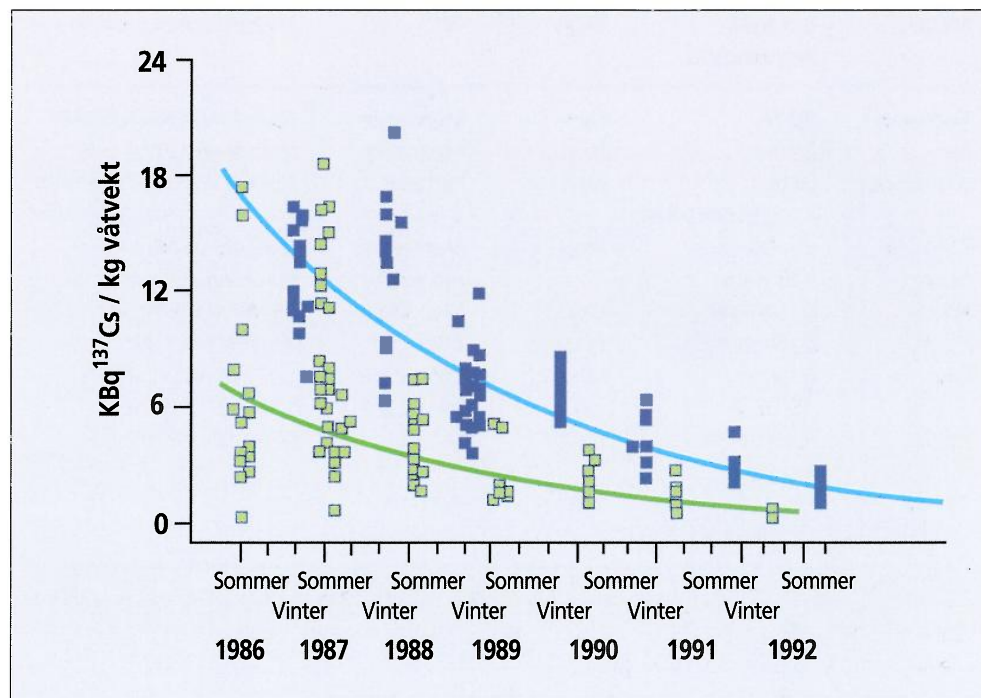
10.3.5 Metaller i simle og foster

Konsentrasjonen av metaller i vevsprøver fra foster var generelt flere ganger lavere enn konsentrasjonen i simlene. Et unntak var kobber, som ble påvist i svært høye konsentrasjoner i lever hos foster (gj. snitt = 1629 mg/kg, SD = 1569, n = 20). Bly og kvikksølv ble påvist i konsentrasjoner over deteksjonsgrensa hos flere fostre fra Rondane. Kvikksølv ble påvist i konsentrasjoner over deteksjonsgrensa både i lever og nyrer hos flere fostre (gj.snitt i nyrer 0,05 mg/kg, i lever 0,13 mg/kg), mens bly bare ble påvist over deteksjonsgrensa i lever (gj.snitt = 2,71 mg/kg). Konsentrasjonen av kvikksølv i simlenes lever var 5-6 ganger høyere enn i fostrene, mens blykonsentrasjonen var 1,6 ganger høyere i simlene. Kadmiumkonsentrasjonen i simlene var minst 40 ganger høyere enn i fostrene. Nikkel og arsen ble påvist i lave konsentrasjoner, hhv. 22 og 26% av de analyserte prøvene lå over deteksjonsgrensa på henholdsvis 0,59 og 0,50 mg/kg for disse metallene (n = 25/110 og 24/91).

10.3.6 Radioaktivitet i muskulatur

^{137}Cs i muskulatur fra reinsdyr i Rondane varierte betydelig gjennom året. De høyeste verdiene ble målt i vinterhalvåret (**figur 10.4**). Konsentrasjonene av ^{137}Cs avtok raskere enn isotopens fysiske halveringstid (30,2 år). I februar og april i 1987 hadde rein i Rondane i gjennomsnitt 18100 Bq/kg ^{137}Cs i muskulatur (våtvekt). I mars 1993, 83 måneder etter Tsjernobylulykken var aktiviteten til ^{137}Cs redusert til 2740 Bq/kg. Basert på målingene i 1987 og den fysiske halveringstida til ^{137}Cs skulle det være ca 15200 Bq/kg i mars 1993 dersom det bare var fysisk nedbrytning som bidro til reduksjon av radioaktiviteten. Økologiske prosesser synes derfor å ha bidratt til ca 81% av den observerte nedgangen, mens 19% av nedgangen skyldes isotopens fysiske nedbrytning. Den økologiske halveringstida til ^{137}Cs i villreinsens muskulatur er i følge dette ca 4 år (48 måneder).

Figur 10.4
Statistisk utjevnet kurve for ^{137}Cs -nivåer (våtvekt) hos rein fra Rondane 1986-92. - Smoothed curve of ^{137}Cs levels (wet weight) in reindeer from the Rondane area 1986-92.



10.3.7 Skader på arvestoffet

Ettersom strålefølsomhet varierer sterkt med livsfase (Committee on the biological Effects of Ionizing Radiations 1990), er de ulike individene delt i grupper. De mest strålesensitive individgruppene, drektige simler og fostre, hadde en forhøyet frekvens av kromosomskader i forhold til bukkene i Rondane og Knutshø, der den radioaktive eksponering var sterkest (**figur 10.5**). De hadde også høyere andel kromosomaberrasjoner enn hos tilsvarende grupper fra Hardangervidda og Kola, mens frekvensen av kromosomavvik hos bukkene var omtrent lik i alle områder inkludert Svalbard. Variasjonen rundt den gjennomsnittlige frekvensen av kromosomavvik økte med skadefrekvens. Dette er som ventet ved radioaktiv eksponering på lavdosenivå (Committee on the biological Effects of Ionizing Radiations 1990).

Tabell 10.6 Ikke-parametriske korrelasjonskoeffisienter (r) mellom vominnholdets sammensetning og konsentrasjoner av metaller (n = antall prøver). - Non-parametric correlation coefficients (r) between the composition of stomach content and the concentrations of various elements (n = number of samples).

Metaller	Diettkomponent	r	N
Kadmium (Cd)	Karplanter	0,73**	18
Sink (Zn)	Karplanter	0,64**	18
Kobber (Cu)	Karplanter	0,79**	18
Kvikksølv (Hg)	Moser	0,82**	18
Selen (Se)	Karplanter	0,48*	18
Aluminium (Al)	Karplanter	0,41*	18
Krom (Cr)	Karplanter	0,56**	18
Nikkel (Ni)	Karplanter	0,58**	18

* $p < 0,05$. ** $p < 0,01$

Kompliserte kromosomavvik er skader som er oppstått i to eller flere kromosomer som ved tilfeldig baseparing har heftet seg sammen, slik at de fremstår som sammensatte figurer i lysmikroskopet. Translokasjoner settes gjerne i forbindelse med eksponering for organiske forbindelser og enkelte metaller (Brøgger 1974), mens disentrisk kromosomer og ringkromosomer er kjent som strålerelaterte skader (Brøgger & van der Hagen 1983). Det ble funnet 4 disentrisk kromosomer og ringkromosomer, alle i lymfeceller fra rein i Dovre-Rondane. Translokasjoner ble funnet i rein fra Kola og Hardangervidda (tabell 10.8).

10.3.8 Effekter av radioaktivt cesium på reproduksjon

Antall kalver pr 100 simler og ungdyr (su) har variert siden villreinovervåkingen startet i Rondane og Knutshø i 1985. Fram til 1986 var andelen kalver relativt stabil, henholdsvis 65 og 53 kalver pr 100 su i 1985 og 1986. I 1987 og 1988 sank andelen kalver betydelig, og bare 42 og 38 kalver ble registrert pr. 100 su (tabell 10.9). Etter dette steg andelen kalver pr 100 simler og ungdyr opp til det som var vanlig før 1986, før den sank til et nytt minimum i 1995. I samme periode var en lavere andel av simlene i Rondane drektige, denne endringen var imidlertid ikke så markert som nedgangen i andelen kalver om sommeren (Skogland et al. 1991, Skogland 1994). I Knutshø, som ligger litt lengre nord og det radioaktive nedfallet var mindre, har andelen kalv pr 100 su vært høyere og mer stabil i samme periode.

Simlene var i normal kondisjon (målt som underhudsfett og nyrefettindeks) slik at en kondisjonsnedgang ikke har kunnet bidra til å forklare den reduserte andelen drektige simler eller overlevelsen hos kalvene (Skogland et al. 1991).

10.4 Diskusjon

10.4.1 Regionale forskjeller i eksponeringsnivåer

Metaller. Det er ikke enkelt å vurdere belastningsnivåene i de ulike områdene, både naturbakgrunn (klima og beiteplanter), geologiske betingelser og trolig tilførsel av forurensning varierer. Konsentrasjonene av enkelte tungmetaller (kadmium, bly og kvikksølv) og ^{137}Cs var høye i de norske villreinstammene. Dette er metaller som kan skade organer og celler (IARC 1987). Konsentrasjonen av kadmium i lever hos villrein fra Rondane er høyere enn hos reinsdyr fra Øst-Finnmark (Sivertsen 1991), Russland og Sør-Georgia. Konsentrasjonen av kadmium hos rein fra Rondane er også høy sammenlignet med andre hjortedyr i Norge (Frøslie et al. 1986, Kålås & Myklebust 1994) og elg fra Finland (Niemen et al. 1993), rådyr fra Tyskland (Muller 1985), og "normalverdier" for andre hjortedyr som hvithalehjort (*Odocoileus virginianus*) og mulhjort (*Odocoileus hemionus*) (Sielo & Beyer 1985). Sesongvariasjonen i konsentrasjonen av metaller kan være stor, også for essensielle metaller som kobber og jern (Borch-Iohansen et al. 1988, Borch-Iohansen & Nilsen 1987).

Tabell 10.7. Nivårelasjoner av metaller i vominnhold og organer fra drektige simler og fra foster i Rondane. Opplysninger om biologisk halveringstid er hentet fra Goyer (1991). - *Distribution of metals in rumen-content (V) and organs (nyre=kidney, bein=bone, lever=liver, blod=blood, muskel=musculatur, fett=adipose tissue) of pregnant reindeer females and foetuses from Rondane. Estimates of biological half-lives from humans (menneske), rat (rotte), reindeer (rein) and mammals (pattedyr) are from Goyer (1991).*

Metall	Biologisk halveringstid	Organ	Art	Nivårelasjoner i villrein
Kadmium	30 år	Nyre	Menneske	N>L>F>V>LF*=NF*=FF*
Bly	20 år	Bein	Menneske	V>L>N=F>LF>NF*=FF*
Aluminium	Lang, kan akkumuleres	Bein	Pattedyr	V>L=N>FF*=NF*=LF*=F*
Kvikksølv	35- 90 dager	Blod	Menneske	N>L>V>LF>NF
Selen	130 dager	—	Menneske	N>LF>NF=L*=V*
Nikkel	4- 5 dager	Blod	Menneske	V>NF*=LF*=N*=L*
Krom	0, dager*	Lever	Rotte	V>NF=LF=L*=N*
Sink	5 dager	Lever	Menneske	LF>V>N=NF>L>FF>F
Arsen	10- 30 t	—	Menneske	V=NF>LF*=N*=L*
Kobber	Homeostatisk regulering	Lever	Pattedyr	LF>L>NF>FF=N>V>F
^{137}Cs	20- 40 dager i muskulatur	Muskel	Rein	

N = nyre, L = lever, F = fett, V = vominnhold, NF = nyre fra foster, LF = lever fra foster, FF = fett fra foster.

*verdier som er under deteksjonsgrensa

Undersøkelser har vist at kadmium kan ha 10-30 ganger høyere konsentrasjon i enkelte høyere planter (som røsslyng, blåbær, dvergbjørk og sølvvier) enn i lav og moser (reinlav og etasjehusmose) (Kålås & Framstad 1993). Kadmiuminnholdet er høyt i enkelte jordtyper på Dovrefjell (Relling & Steinnes 1993). Den høye konsentrasjonen av kadmium i reinsdyra der kan derfor skyldes naturlige kadmiumforekomster som dyra får i seg når de beiter på høyere planter. Det samme gjelder for lirype fra samme fjellområde. De tar opp kadmium gjennom beiting på kadmiumrik vier om vinteren (Pedersen & Myklebust 1993, Myklebust et al. 1993, kap. 7 her). Konsentrasjonen av kadmium i humus er 0,6-

0,8 ppm i Dovrefjellsområdet og 0,8-1,2 ppm på Hardangervidda (Steinnes et al. 1996, Steinnes et al. 1997).

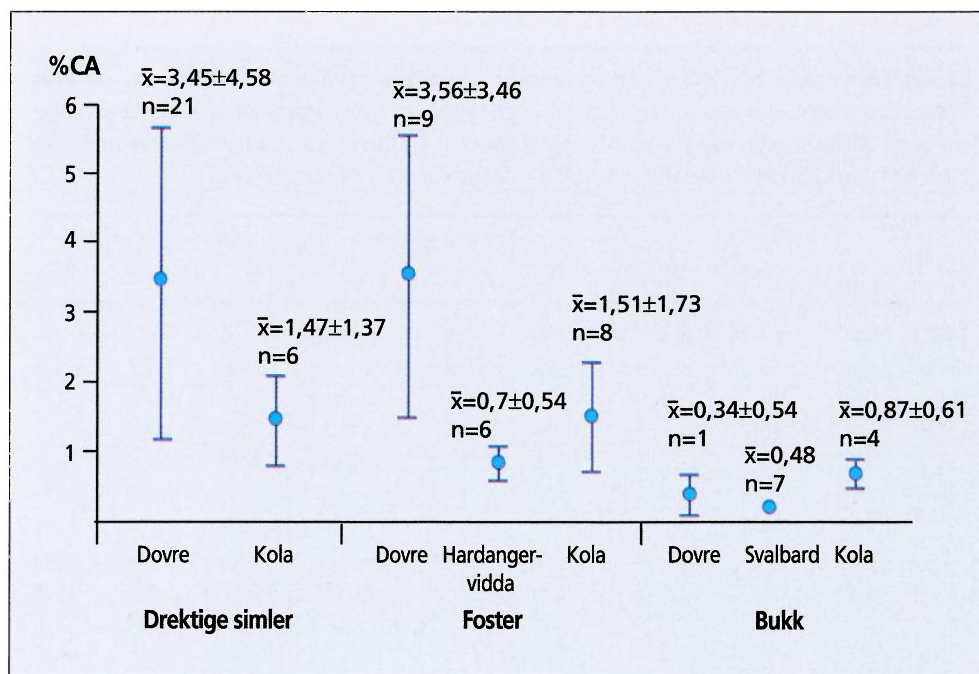
Blykonsentrasjonen i lever var høyest på Hardangervidda, Rondane og Chukotka. Konsentrasjonene der var høyere enn normalverdier hos hjortedyr (Sielo & Beyer 1985). Konsentrasjonene i reinsdyr fra Rondane og Hardangervidda var mye høyere enn tilsvarende målinger i elg og hjort fra andre steder i landet (Kålås & Myklebust 1994). Dette samsvarer med målinger av bly i beiteplanter, som viser at lav og moser har betydelig høyere blykonsentrasjoner enn urter og andre rotfestede planter som

Tabell 10.8 Forekomst av kompliserte kromosomaberrasjoner (Dicentriske ringer og translokasjoner) hos radioaktivt eksponert rein og kontrollpopulasjoner. - Incidence of complicated chromosome aberrations (Dicentric rings and translocations) in reindeer from different populations exposed to different levels of radioactivity and control populations.

Populasjon	Livsfasen	Eksponeringsnivå	N	Antall metafaser	Dicentriske og ringer	Translokasjoner
Rondane	Foster + Kalv	1-3 KBq	10	1069	1	1
	Drektig	15-50 KBq	25	1766	4	1
	Bukk (vinter)	15-50 KBq	8	657	0	0
Kola	Foster	< 0,3 KBq	9	1964	0	3
	Drektig	< 0,3 KBq	7	1226	0	3
	Bukk (vinter)	< 0,3 KBq	3	673	0	0
Hardangervidda	Foster (vinter)	< 0,3 KBq	6	1160	0	1
Nordautlandet	Simle (sommer)	< 0,3 KBq	1	208	0	0
Totalt			69	8723	5	9

Figur 10.5

Frekvens av kromosomskader hos rein fra Rondane og Knutshø, Hardangervidda, Svalbard og Kola. - Frequency of chromosome aberrations in reindeer from Rondane and Knutshø, Hardangervidda, Svalbard and the Kola peninsula.



inngår i elgens diett. Forskjellene på elg og rein skyldes trolig deres forskjellige beitepreferanser. Konsentrasjonen av bly i humus er 10-40 ppm på Dovrefjell, og 40-100 ppm på Hardangervidda (Steinnes et al. 1996, Steinnes et al. 1997). Konsentrasjonene av bly i rein viser en motsatt tendens, slik at en sammenheng med luftbåren forurensing er lite trolig.

Den høyeste konsentrasjonen av kvikksølv i reinsdyrlever er 2-3 ganger høyere enn det som er målt i reinsdyr, elg og sau i Finnmark (Sivertsen 1991), og 15-20 ganger høyere enn tilsvarende målinger i lever hos elg og hjort fra Birkenes og Vindafjord (Kålås & Myklebust 1994). Målingene i Rondane samsvarer godt med Frøslie et al. (1984), som viste høye verdier av kvikksølv i reinsdyr fra Dovrefjell. De lave konsentrasjonene i elg og hjort i motsetning til rein, skyldes trolig at disse artene nesten ikke beiter på lav og moser.

Radioaktivitet. Som følge av Tsjernobylulykken fikk de tre Norske villreinbestandene en kraftig dose ^{137}Cs . De andre populasjonene ble ikke i samme grad eksponert for dette nedfallet (NGU 1986). En påfølgende global økning i ^{137}Cs er påvist (Barnaby 1986, Medvedev 1986, Wheeler 1988), men ikke i en slik grad at ^{137}Cs kunne påvises over deteksjonsgrensa i de undersøkte populasjonene av rein.

Reinen fra Vaigach har sine vinterbeiter på Novaya Zemlya, nær atomprøvefeltet der. Den økologiske halveringstida for radiocesium i rein er 3-4 år, dvs ca. 10 effektive økologiske halveringstider siden bombenedfallet fra de overjordiske sprengningene der. ^{137}Cs vil etter dette være redusert til ca. 1 promille av de opprinnelige verdiene. Det er derfor naturlig at ^{137}Cs ikke kan påvises i reinen der.

10.4.2 Metaller i vominnholdet

Reinen spiser mer lav om vinteren enn om sommeren (Skogland 1984). Kålås & Framstad (1993) og Steinnes (pers. medd.) har

målt konsentrasjonen av enkelte metaller i beiteplanter, og funnet at karplanter har høyere innhold enn lavere planter. Sesongvariasjonen i dyrenes næring forklarer derfor de høyere konsentrasjonene av disse metaller i vomma om sommeren. Andre metaller som bly og kvikksølv har derimot høyere konsentrasjoner i enkelte av de lavere plantene (Kålås & Framstad 1993). Det er imidlertid ikke foretatt grundige undersøkelser av metallkonsentrasjoner i reinsdyras beiteplanter i Rondane. Konsentrasjonen av alle metallene i vomma er betydelig høyere enn det som kunne ventes fra nivåene i beiteplanter i nærliggende områder som Åmotsdalen og Solhomfjell (Kålås & Framstad 1993, Relling & Steinnes 1993). Jordbeiting forekommer hos reinsdyr. Både jord og strølag/humus inneholder høyere konsentrasjoner av kadmium og bly enn det reinsdyras beiteplanter gjør. Jordbeiting kan derfor også bidra til de høye metallkonsentrasjonene i vominnhold hos reinsdyr i Rondane. Det er ikke kjent hvordan den rike vomfloraen hos rein påvirker konsentrasjoner av metaller i vominnholdet.

Forskjellen mellom metallkonsentrasjoner i vominnholdet og i organer var stor. Spesielt var kadmiumkonsentrasjonen lav i vominnholdet, mens den var høy i lever. Dette stemmer overens med den lange biologiske halveringstida til kadmium hos mange store pattedyr (Goyer 1996). Aluminium viste det motsatte forholdet, med betydelige konsentrasjoner i vominnhold og lave konsentrasjoner i lever. De fleste undersøkte pattedyr har en god homeostatisk regulering av aluminium, hvilket også kan være tilfelle hos rein.

10.4.3 Aldersavhengig akkumulering av metaller

Konsentrasjonene av bly, kadmium, sink var høyest i nyrebark hos de eldste reinsdyra. Dette samsvarer med andre studier der disse metallene akkumuleres med dyrenes alder. Immobilisering av giftstoffer, deriblant binding av metaller til metallotioniner, er en av kroppens forsvarsmekanismer (Cherian & Nordberg 1983).

Tabell 10.9 Kalver pr. 100 simler og ungdyr i Rondane og Knutshø i årene før og etter Tsjernobylulykken, N =utvalgsstørrelse, SE = standard feil for rateestimatet. - Number of calves per 100 does with age 1 year or older (kalver) in Rondane and Knutshø before and after the Chernobyl accident. N =sample size, SE = standard error of estimates.

År	Knutshø			Rondane nord			Rondane midt		
	N	Kalver	SE	N	Kalver	SE	N	Kalver	SE
1985	640	64,5	± 3,7	780	65,2	± 3,3	374	53	± 5,1
1986	604	55,7	± 3,9	1589	53,3	± 2,6	378	64,3	± 4,8
1987	855	66	± 3,2	1570	42	± 2,4	503	46	± 4,4
1988	1233	56,7	± 2,7	1887	38	± 2,2	704	42,5	± 3,6
1989	880	60	± 3,2	2048	50,9	± 2,1	589	56,7	± 4,0
1990	1539	57,3	± 1,5	1770	49,2	± 2,3	563	63,7	± 4,0
1991	461	64,2	± 3,4	2071	64,0	± 2,1	1175	61,0	± 1,4
1992	763	51,3	± 3,4	2028	44,6	± 3,8	398	51,8	± 2,5
1993	655	51,1	± 2,8	1146	43,8	± 3,4	490	54,1	± 2,3
1994	794	53,3	± 3,9	1188	42,3	± 4,1	536	52,1	± 2,2
1995	702	67,7	± 2,7	988	37,3	± 3,0	462	57,3	± 2,3

Konsentrasjonen av de andre metallene, kvikksølv, selen, aluminium, krom og kobber, økte ikke med reinsdyrenes alder.

Akkumulering av kadmium med dyrenes alder (men ingen av de andre undersøkte metallene) samsvarer med funn fra hjort og elg (Holtermann et al. 1984, Niemi et al. 1993, Ellefsen 1997). Dette er også i tråd med studier av andre pattedyr og mennesket (Goyer 1996). Kålås & Myklebust (1994) fant at elg fra Birkenes ikke akkumulerte bly i lever, men i beinvev, som generelt er kjent som lagringsorgan for bly hos pattedyr og fugl.

10.4.4 Overføring av metaller fra drektige simler til foster

De fleste metallene ble også påvist i fostrene. Siden noen av fostrene hadde metallkonsentrasjoner under deteksjonsgrensa, er de oppgitte gjennomsnittsverdiene maksimumsestimater av metallinnholdet i organene. Bly overføres lett til fostret, tilsvarende som hos mennesket, selv om nyfødte normalt har et lavere nivå av bly i blodet enn mora (Goyer 1996). Kvikksølv akkumuleres over placenta slik at menneskefostret kan ha opptil 10-40 ganger høyere kvikksølvkonsentrasjoner enn mora (Goyer, 1996). Graden av overføring over placenta er imidlertid avhengig av i hvilken form kvikksølv foreligger; upolart og metallisk kvikksølv vil passere placenta lettere enn kvikksølv i ioneform (Nybø 1991). Fostrene i denne undersøkelsen hadde fem ganger lavere kvikksølvkonsentrasjoner enn simlene. Kadmium var det metallet som i minst grad ble overført til fosteret, slik også andre studier har vist (Ferm & Carpenter 1968, Friberg et al. 1986).

10.4.5 Økologisk halveringstid for ^{137}Cs

Den estimerte økologiske halveringstida for ^{137}Cs på ca. 4 år er i overensstemmelse med tidligere funn (Strand 1994, Åhman 1994). Den målte aktiviteten av ^{137}Cs i reinsdyr etter Tsjernobylulykken er langt høyere enn sammenlignbare målinger av andre pattedyr i Rondane (Steen & Skogland 1991). Dette skyldes lavens evne til å akkumulere cesium.

Den eksponensielt avtagende konsentrasjonen av ^{137}Cs har blitt forklart med at en del radiocesium bindes i det øverste jordlaget. Etterhvert har radiocesium blitt frigjort for opptak gjennom røttene til høyere planter (Robertson et al. 1992). Dersom denne tokomponentmodellen er riktig, vil det medføre at en stadig økende andel av det radioaktive cesiumet i villrein vil være forårsaket av beiting på høyere planter. Dette er i samsvar med tidligere undersøkelser hvor den økologiske halveringstida for radiocesium er lengre i karplanter enn i lavere planter (Gaare 1991, Bretten 1991). Også andre som har beregnet økologisk halveringstid for radiocesium, har påpekt at nedgangshastigheten er avtagende over tid (Gaare, Jonsson & Skogland 1991, Robertson et al. 1992, Kålås et al. 1994).

Målinger av ^{137}Cs gir ikke et helhetlig bilde av den radioaktive eksponeringen som villreinen i Rondane ble utsatt for. ^{137}Cs er bare en av to cesiumisotoper som sammen med ca 20 andre isotoper, utgjorde det radioaktive nedfallet over Rondane i 1986.

Blant de andre isotopene var ^{131}I , som har kort halveringstid (8 dager). Mellom 28. april og 11. mai ble radioaktiviteten i luft i Norge målt til 140 Bq/m^3 fra ^{131}I mot 40 Bq/m^3 fra ^{137}Cs , slik at strålebidraget fra ^{131}I var betydelig større enn fra ^{137}Cs i de første dagene etter Tsjernobylulykken (Barnaby 1986). Andre nuklider bidro i mindre grad til strålingen. Den totale belastningen i reinsdyr kort tid etter ulykken var derfor langt større, og har avtatt betydelig raskere enn målingene av ^{137}Cs tilsier. ^{137}Cs i reinsdyr etter Tsjernobylulykken var høyere enn i andre pattedyr i Rondane (Steen & Skogland 1991).

10.4.6 Mulige biologiske effekter

Kadmium, bly og kvikksølv er klassifisert som kreftfremkallende (IARC 1987). Det er derfor vanskelig å oppgi grenseverdier for effekter på cellenivå fordi det ikke eksisterer noen nedre terskel for induksjon av genetisk skade (mutasjoner, kreft og misdannelser hos foster) (Espelien 1993, Goyer 1996).

Rein fra Chukotka, Hardangervidda og Rondane hadde høye konsentrasjoner av kadmium sammenlignet med andre undersøkelser av ville pattedyr. Mulige nyretoksiske effekter av kronisk eksponering er likevel lite trolig. 200 mg/kg regnes som en kritisk grenseverdi i nyrer hos mennesker (Goyer 1996). Konsentrasjonen av bly var høy hos rein fra Wrangeløya og Rondane. For mennesker er effekter påvist ved blodkonsentrasjoner på $0,1\text{--}1 \text{ mg/kg}$, og blodtrykksøkning er påvist ved konsentrasjoner helt ned mot $0,07 \text{ mg / kg blod}$ (Goyer 1996).

Som forurensning finnes kvikksølv i tre hovedformer, organisk, i ioneform og som metallisk kvikksølv (Goyer 1996). Både opptaket i levende organismer, utskillelse, og ikke minst økologisk halveringstid og skader er sterkt avhengig av i hvilken form kvikksølv finnes. Konsentrasjonen av kvikksølv var relativt høy hos rein fra Wrangeløya. Den kjemiske formen av et metall kan ha stor betydning for metallens toksisitet. Dette gjelder særlig for kvikksølv. Metylkvikksølv har vist seg å være fosterskadende. Hos mennesker er det påvist psykomotoriske skader ved beregnede konsentrasjoner ned i $0,04\text{--}0,08 \text{ mg/kg}$ i røde blodlegemer (Goyer 1996).

Ettersom nivået av radiocesium i de russiske populasjonene var svært lavt, under $300 \text{ Bq pr. kg våtvekt}$, egnet de russiske reinsdyra seg godt som kontrollmateriale for studier av kromosomaberrasjoner. Den økte forekomsten av kromosomskader hos spesiell strålefølsomme individer av rein er som man kunne vente for en lavdose-eksponert populasjon. Det er kjent at individer i vekst har økt strålefølsomhet (Committee on the biological Effects of Ionizing Radiations 1990). Flere undersøkelser har påvist at også drektige individer har økt strålefølsomhet (Sharma & Das 1986, Committee on the biological Effects of Ionizing Radiations 1990). De mindre strålesensitive individene, ikke-drektige simler og bukker, hadde samme frekvens av kromosomaberrasjoner som rein fra de andre undersøkte områdene.

Translokasjoner settes gjerne i forbindelse med eksponering for organiske forbindelser og enkelte metaller (Brøgger 1974). Blant skader som forekommer etter radioaktiv bestråling er særlig brudd på en eller begge kromatidene, eller mer kompliserte for-

andringer som dicentriske kromosomer og ringkromosomer, selv om translokasjoner også kan skje etter bestråling. Denne skadetypen forekommer ikke spontant (Brøgger & van der Hagen 1983). Dicentriske kromosomer og ringkromosomer ble funnet hos Dovre-rein, men ikke hos rein fra Kola, Hardangervidda eller Svalbard. Translokasjoner er derimot funnet i alle populasjonene, med unntak av Svalbard.

Reinfostre fra Dovre hadde klart lavere ^{137}Cs enn simlene (Skogland et al. 1991). Likevel er frekvensen av kromosomaberrasjoner forhøyet. Dette er i overensstemmelse med den radikalt forhøyede strålefølsomhet hos fostre i forhold til andre aldersgrupper som er kjent fra humane studier og eksperimentelle undersøkelser (Committee on the biological Effects of Ionizing Radiations 1990).

Synergistiske genotoksiske effekter av samtidig eksponering for enkelte metaller, deriblant bly, kadmium og kvikksølv og radioaktivitet er påvist i eksperimenter på ris (Reddy & Vaidyanath 1978). En eventuell synergistisk genotoksisk effekt av den kombinerte eksponering for radioaktivitet og metaller kan ikke utelukkes for rein i Dovre-Rondane, hvor konsentrasjonen av enkelte kreftfremkallende og mutagene metaller (bly, kadmium, kvikksølv) var høy. Funn av translokasjoner i reinkromosomene kan også betraktes som indikasjon på metallbelastning (Fishbein 1976 og Babich et al. 1990).

Skogland et al. (1991) hevdet at det radioaktive nedfallet til Rondane hadde demografisk effekt på enkelte reinsdyrbestander gjennom nedsatt fosteroverlevelse. Denne påstanden kom på bakgrunn av nedsatt drektighet hos simler i 1989, samt redusert kalveandel (kalver pr 100 simler og ungdyr) i 1988 og 1989. Skogland et al. (1991) påpekte at den observerte nedgangen i kalveandelen ikke kunne forklares med nedsatt kondisjon (nyrefettindeks), og hevdet at andre faktorer i reinens naturlige levested var en lite sannsynlig forklaring på den nedsatte tilveksten. I dataene som er samlet inn i ettetid er en nedgang i kalvetilvekst påvist også i 1995. Reimers (1994) har bestridt Skogland et al. (1991) på grunnlag av egne beregninger av kalvetilvekst. Til forskjell fra Reimers (1994) metode for beregning av kalvetilvekst, som benytter to estimater (andel simler og andel kalver) sammen med en årlig totaltelling om vinteren, besto Skogland et al.'s (1991) metode i et stikkprøveutvalg basert på gjenkjenning av kalver og simler og ungdyr fra flyfoto. Begge metodene har

sine begrensninger. Førstnevnte gjør bruk av to avhengige estimater og vintertelling av totalbestanden, mens det i sistnevnte ikke er mulig å utskille andelen ungdyr (bukk 1 år) som går med fostringsflokkene. Det er etter vår mening liten grunn til å tilbakkevis Skogland et al.'s (1991) argumenter på bakgrunn av metodiske problemer.

Rein fra Vågå hadde økt forekomst av kromosomaberrasjoner etter Tsjernobylulykken, men bare hos kalv som ble født i 1987 (Røed 1992). Eksperimentell eksponering for høyere doser med cesium over kort tid ga også økt frekvens av kromosomavvik hos voksen rein (Røed 1995). Doseberegningene etter Hiroshima og Nagasaki ble reevaluert i 1987 (UNSCEAR 1986), og de teoretiske grensene for høydoseeffekter redusert. Dette har gitt en revidering av dose-effektrelasjoner, som også har betydning for teoretisk beregning av lavdoser. Denne revideringen, som er den hittil siste av en rekke, viser hvor usikkert fundert dose-effekt-beregningene for radioaktiv stråling er.

Flere av de metallene som er rapportert her er rapportert her er kreftfremkallende og kan gi genetiske skader (IARC 1987). Genetiske skader av metalleksponeringer alene er ikke påvist, verken som følge av naturlig eksponering eller som følge av forurensning i noen av de populasjonene som er undersøkt her. Funnene av translokasjoner i flere populasjoner bør være et argument for grundigere undersøkelser av eventuelle lavdose-effekter av eksponering for flere metaller samtidig og/eller i kombinasjon med radioaktivitet. Frekvensen av kromosomaberrasjoner er imidlertid forhøyet hos de mest strålesensitive individgruppene av rein i Dovre-Rondane. En slik forskjell mellom individgrupper er ikke funnet hos rein fra Kola, Hardangervidda eller Svalbard. Dette peker i retning av en genetisk effekt av radioaktivitet hos rein fra Dovre-Rondane etter Tsjernobylulykken.

Anerkjennelse:

Denne undersøkelsen er finansiert med støtte fra NFR, Direktoratet for Naturforvaltning og med midler fra NINA's grunnbevilgning. Vi vil rette en stor takk til Torbjørn Syverinsen ved Norsk Polarinstitut for hjelp til innsamling av materiale og faglig inspirasjon. Vi retter også en takk til Syverin Lierhagen, Eldar Gaare og Gøsta Hansson (NINA) som har gjennomført målinger av metallkonsentrasjoner og hjulpet til med prøveinnsamlingen.

Litteratur

Kapittel 1:

- Allen, R. O. & Steinnes, E. 1980. Contribution from long-range atmospheric transport to the heavy metal pollution of surface soil. - I Drabløs, D. & Tollan, A., red. Ecologic impact of acid precipitation, SNSF Project. s. 116-117.
- Amundsen, C. E., Hanssen, J. E., Semb, A. & Steinnes, E. 1992. Long-range atmospheric transport of trace elements to southern Norway. - Atmos. Environ. 26A: 1309-1324.
- Berg, T., Røyset, O., Steinnes, E. & Vadset, M. 1995. Atmospheric trace element deposition: Principal component data of ICP-MS data from moss samples. - Environ. Pollut. 88: 67-77.
- Bergkvist, B. 1986. Leaching of metals from a spruce forest soil as influenced by experimental acidification. - Water, Air & Soil Pollut. 31: 901-916.
- Berthelsen, B. O., Årdal, L., Steinnes, E., Abrahamson, G. & Stuanes, A. O. 1994. Mobility of heavy metals in pine forest as influenced by experimental acidification. - Water, Air & Soil Pollut. 73: 29-48.
- Berthelsen, B. O., Olsen, R. O. & Steinnes, E. 1995. Ectomycorrhizal heavy metal accumulation as a contributing factor to heavy metal levels in organic surface soils. - Sci. Total Environ. 170: 141-149.
- Berthelsen, B. O., Steinnes, E., Solberg, W. & Jingsen, L. 1996. Heavy metal concentrations in plants in relation to atmospheric heavy metal deposition. - J. Environ. Qual. 24: 1018-1026.
- 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.
- Helle, E., Olsson, M. & Jensen, S. 1976. PCB levels correlated with pathological changes in seal uteri. - Ambio 5: 261-263.
- Kållås, J. A. & Lierhagen, S. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Metallbelastninger i lever fra hare, orrfugl og lirype i Norge. - NINA Oppdragsmelding 137: 1-72
- Lunde, G. & Bjørseth, A. 1977. Polycyclic aromatic hydrocarbons in long-range transported aerosols. - Nature, Lond. 268: 518-519.
- Mason, R. P., Fitzgerald, W. F. & Morel, F. M. M. 1994. The biogeochemical cycling of elemental mercury: Anthropogenic influences. - Geochim. Cosmochim. Acta 58: 3191-3198
- Muniz, I. P. & Leivestad, H., 1980. Toxic effects of aluminium on the brown trout. *Salmo trutta* L. - I Drabløs, D. & Tollan, A., red. Ecological impact of acid precipitation, SNSF Project. s. 320-321.
- Overrein, L. A., Seip, H. M. & Tollan, A. 1981. Acid precipitation - effects on forest and fish. - Final report of the SNSF-project 1972-1980, Oslo-Ås.
- Ratcliffe, D. A. 1970. Changes attributable to pesticides in egg breakage frequency and eggshell thickness in some British birds. - J. Appl. Ecol. 7: 67-115.
- Rosseland, B. O., Blakar, I. A., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellstad, A., Lydersen, E., Oughton, D. H., Salbu, B., Staurnes, M. & Vogt, R. 1992. The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. - Environ. Pollut. 78: 3-8.
- SFT 1995. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1994. Statlig program for forurensningsovervåking. - Rapport 628/95: 1-282.
- Steinnes, E., Hovind, H. & Henriksen, A. 1989a. Heavy metals in Norwegian surface waters, with emphasis on acidification and atmospheric deposition. - I Mouvet, C., red. Heavy metals in the environment, Vol. 2, CEP Consultants, Edinburgh. s. 36-39.

- Steinnes, E., Solberg, W., Petersen, H. M. & Wren, C. D. 1989b. Heavy metal pollution by long range atmospheric transport in natural soils of Southern Norway. - Water, Air & Soil Pollut. 45: 207-218.
- Steinnes, E., Flaten, T. P., Varskog, P., Låg, J. & Bølviken, B. 1993. Acidification status of Norwegian forest soils as evident from large scale studies of humus samples. - Scand. J. Forest Res. 8: 291-304.
- Wania, F. & Mackay, D. 1993. Global fractionation and cold condensation of low volatility organochlorine compounds in polar regions. - Ambio 22: 10-18.
- Wren, C. D., Nygård, T. & Steinnes, E. 1994. Willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*) as a biomonitor of environmental metal levels in Norway. - Environ. Pollut. 85: 291-295.
- Aamot, E., Steinnes, E. & Schmid, R. 1996. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Norwegian forest soils: Impact of long range atmospheric transport. - Environ. Pollut. 92: 275-280.

Kapittel 2:

- Antkowiak, W.Z. & Gessner, W.P. 1979. The structures of orellanine and orelline. - Tetrahedron Letters 21: 1931-1934.
- Arnebrant, K., Bååth, E. & Nordgren, A. 1987. Copper tolerance of microfungi isolated from polluted and unpolluted forest soil. - Mycologia 79: 890-895.
- Arnolds, E. 1988. The changing macromycete flora in the Netherlands. - Trans. Brit. Mycol. Soc. 90: 391-406.
- Arnolds, E. 1989a. The influence of increased fertilization on the macrofungi of a sheep meadow in Drenthe, the Netherlands. - Opera Botanica 100: 7-21.
- Arnolds, E. 1989b. Former and present distribution of stipitate hydneaceous fungi (Basidiomycetes) in the Netherlands. - Nova Hedwigia 48: 107-142.
- Arnolds, E. 1989c. Changes in frequency and distribution in the Netherlands in relation to a changing environment. - Fungi atque loci natura (Funghi ed Ambiente). Atti del IV Convegno Internazionale di Micologia del 27-30/IX/1987. s. 163-232.
- Babich, H. & Stotzky, G. 1980. Environmental factors that influence the toxicity of heavy metal and gaseous pollutants to microorganisms. - CRC Crit. Rev. Microbiol. 8: 99-145.
- Bagy, M.M.K., El-Sharouny, H.M.M. & El-Shanawany, A.A. 1991. Effect of pH and organic matter on the toxicity of heavy metals to growth of some fungi. - Folia Microbiol. 36: 367-374.
- Berthelsen, B.O., Olsen, R.A. & Steinnes, E. 1993. The significance of ectomycorrhizal heavy metal accumulation in coniferous forest soils. - I Metals-microorganisms relationships and application. Matz, France.
- Bjørnstad, O.N. 1991. Changes in forest soils and vegetation in Søgne, southern Norway, during a 20 year period. - Holarctic Ecology 14: 234-244.
- Bradshaw, A.D. 1952. Populations of *Agrostis tenuis* resistant to lead and zinc poisoning. - Nature, Lond. 169: 1098.
- Brandrud, T.E. 1987. Mycorrhizal fungi in 30 year old, oligotrophic spruce (*Picea abies*) plantation in SE Norway. A one-year permanent plot study. - Agarica 8 (16): 48-58.
- Colpaert, J.V. & van Assche, J.A. 1987. Heavy metal tolerance in some ectomycorrhizal fungi. - Functional Ecology 1: 415-421.
- Dietl, G., Muhle, H. & Winkler, S. 1987. Höhere Pilze als Bioindikatoren für die Schwermetallbelastung von Böden. - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 16: 351-359.
- Donner, B. & Heyser, W. 1986. Distribution of elements in mycorrhizal and non-mycorrhizal fine roots of air pollution stressed spruce. - I Gianinazzi-Pearson, V. & Gianinazzi, S., red. Physiological and genetical aspects of mycorrhizae, Proceedings of the 1st European symposium on mycorrhizae, Dijon 1985, Paris. s. 445-449.

- Ergon, Å. 1993. Ecotypic copper resistance in *Lychnis alpina* L. - Cand. scient. thesis, Division of Botany, University of Oslo.
- Evans, R.L. & Sylvester, A. 1988. Mycorrhizal birch and toxic mine spoil. - Proc. Roy. Soc. Edinburgh 94B: 175.
- Falkengren-Grerup, U. 1986. Soil acidification and vegetation changes in deciduous forests in southern Sweden. - Oecologia 70: 339-347.
- Firestone, M.K., Killham, K. & McColl, J.G. 1983. Fungal toxicity of mobilised soil aluminum and manganese. - Appl. environ. Microbiol. 46: 758-761.
- Fisjesjö, A.-L. & Ingelög, T. 1986. Floraen och försurningen - Effekter av SO₂ och NO_x. Kunnskapsöversikt och tänkbara åtgärder for terrester flora (kärlväxter, mossor och lavar). - Åtgärder mot mark- och grundvattenförsurning Nr.11 Naturvårdsverket Rapport 3022: 1-77.
- Gadd, G.M. 1993. Interactions of fungi with toxic metals. - New Phytol. 124: 25-60.
- Gill, M. & Steglich, W. 1987. Pigments of Fungi (Macromycetes). - Progress in the Chemistry of Organic Natural Products 51: 1-317.
- Gregory, R.P.G. & Bradshaw, A.D. 1965. Heavy metal tolerance in populations of *Agrostis tenuis* Sibth. and other grasses. - New Phytol. 64: 131-143.
- Gulden, G., Høiland, K., Bendiksen, K., Brandrud, T.E., Foss, B.S., Jenssen, H.B. & Laber, D. 1992. Macromycetes and air pollution. Mycocoenological studies in three oligotrophic spruce forests in Europe. - Bibliotheca Mycologica 144: 1-81.
- Heilmann-Clausen, J. & Vesterholt, J. 1989. De dødeligt giftige slørhatte. - Svampe 19: 12-15.
- Hintikka, V. 1960. Das Verhalten einiger Mycena-Arten zum pH sowie deren Einfluss auf die Azidität der Humusschicht der Wälder. - Karstenia 5: 107-121.
- Hintikka, V. 1988. High aluminum tolerance among ectomycorrhizal fungi. - Karstenia 28: 41-44.
- Høiland, K. 1994a. Aluminium resistance in various isolates of two saprophytic Basidiomycetes from a coniferous forest in South Norway. - Mycol. Helv. 2: 77-85.
- Høiland, K. 1994b. Suppression of the toxic effect of soluble aluminium on fungi by dermocybin-1-β-D-glucopyranoside and orellanine from *Cortinarius sanguineus* and *C. orellanoides*. - Nord. J. Bot. 14: 221-228.
- Høiland, K. 1995. Reaction of some decomposer basidiomycetes to toxic elements. - Nord. J. Bot. 13: 305-318.
- Høiland, K. & Oftedal, P. 1980. Lead-tolerance in *Deschampsia flexuosa* from a naturally lead polluted area in S Norway. - Oikos 34: 168-172.
- Høiland, K. 1986. Storsoppfloraens reaksjon overfor forsurening, med spesiell vekt på mykorrhizasoppene. Undersøkelse foretatt i Norsk institutt for skogforskning forskningsfeltet i Åmli, Aust-Agder. - Miljøverndepartementet Rapport T-671: 1-62.
- Høiland, K. & Dybdahl, H.G. 1993. A micro-well method for estimating fungal response to metal ions. Response to aluminium by some saprophytic basidio-mycetes. - Nord. J. Bot. 13: 691-696.
- Høiland, K. & Jenssen, H.B. 1993. Ground Vegetation: Mycoflora. - I Abrahamsen, G., Stuanes, A.O. & Tveite, B., red. Long-term experiments with acid rain in Norwegian forest ecosystems. Ecological Studies 104, Springer Verlag, New York, Berlin. s. 230-238.
- Jacobsson, S., Stridvall, A. & Stridvall, L. 1991. Den svenska utbredningen av några spindlingar och riskor. - Jordstjärnan 12: 45-63.
- Jansen, P.J. 1985. Zure regen en paddestoele, een verkenning in de peel. - Coolia 28 (1): 13-16.
- Jansen, E. & Dobben, H.F., van. 1987. Is decline of *Cantharellus cibarius* in the Netherlands due to air pollution? - Ambio 16: 211-213.
- Jansen, A.E. & Dighton, J. 1990. Effects of air pollutants on ectomycorrhizas. A review. - Comm. Eur. Commun., Air Pollut. Res. Rep. Brussels 12: 1-58.
- Jones, M.D. & Hutchinson, T.C. 1986. The effect of mycorrhizal infection on the response of *Betula papyrifera* to nickel and copper. - New Phytol. 102: 429-442.
- Jongbloed, R.H. & Borst-Pauwels, G.W.F.H. 1988. Effects of Al³⁺ and NH₄⁺ on growth and uptake of K⁺ and H₂PO₄⁻ by three ectomycorrhizal fungi in pure culture. - I Jansen, A.E., Dighton, J. & Bresser, A.H.M., red. Ectomycorrhizae and acid rain. Comm. Eur. Commun., Air Pollut. Res. Rep. Bilthoven 12: 47-52.
- Jordal, J.B. & Sivertsen, S. 1992. Soppfloraen i noen ugjødsla beitemarker i Møre og Romsdal. - Fylkesmannen i Møre og Romsdal, Miljøvernvedelings, Rapport nr. 11 1992: 1-65.
- Kirk, T.K. & Fenn, P. 1982. Formation and action of the lignolytic system in basidiomycetes. - I Frankland, J.C., Hedger, J.N. & Swift, M.J., red. Decomposer basidiomycetes - their biology and ecology. Cambridge University Press, Cambridge. s. 67-90.
- Kuyper, T.W. 1989. Auswirkungen der Walddüngung auf die Mykoflora. - Beiträge zur Kenntnis der Pilze Mitteleuropas 5: 5-20.
- Marr, C.D. 1979. Laccase and tyrosinase oxidation spot test reagents. - Mycotaxon: 9: 244-276.
- Martell, A.E. & Motekaitis, R.J. 1989. Coordination chemistry and speciation of Al(III) in aqueous solution. - I Lewis, T.E. red., Environmental Chemistry and Toxicology of Aluminium. Lewis Publishers, inc., Chelsea, Michigan, s. 147-158.
- Nihlgård, B. 1985. The ammonium hypothesis. - An additional explanation to the forest dieback in Europe. - Ambio 14: 2-8.
- Ohenoja, E. 1988. Behaviour of mycorrhizal fungi in fertilized forests. - Karstenia 28: 27-30.
- Rühling, Å. & Tyler, G. 1990. Soil factors influencing the distribution of macrofungi in oak forests of southern Sweden. - Holarct. Ecol. 13: 11-18.
- Schlechte, G. 1984. Struktur und Biomassedynamik der Basidiomyceten-Flora in geschädigten Waldökosystemen am Beispiel eines Fichtenforstes im Hills. - Berichte der Forschungszentrums Waldökologie/Waldsterben 1: 131-134.
- Schlechte, G. 1986. Zur Mykorrhizapilzen in geschädigten Forstbeständen. - Z. Mykol. 52: 225-232.
- Skjelkvåle, B.L., red. 1995. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1994. - SFT Rapport 628/95: 1-282.
- Somers, E. 1961. The fungitoxicity of metal ions. - Ann. appl. Biol. 49: 246-253.
- Steinnes, E., Solberg, W., Petersen, H.M. & Wren, C.D. 1989. Heavy metal pollution by long range atmospheric transport in natural soils of Southern Norway. - Water Air & Soil Pollut. 45: 207-218.
- Sullivan, T.J., Christophersen, N., Muniz, I.P., Seip, H.M. & Sullivan, P.D. 1986. Aqueous aluminium chemistry response to episodic increases in discharge. - Nature, Lond. 323: 324-327.
- Thompson, G.W. & Medve, R.J. 1984. Effects of aluminium and manganese on the growth of ectomycorrhizal fungi. - Appl. Environ. Microbiol. 48: 556-560.
- Turnau, K. 1991. The influence of cadmium dust on fungi in a Pino-Quercetum forest. - Ekol. pol. 39: 39-57.
- Tyler, G. 1985. Macrofungi flora of Swedish beech forest related to soil organic matter and acidity characteristics. - For. Ecol. Manage. 10: 13-29.
- Wainwright, M. 1988. Effects of point source atmospheric pollution on fungal communities. - Proc. Roy. Soc. Edinburgh 94B: 97-104.
- Zabowski, D., Zasoski, R.J., Littke, W. & Ammirati, J. 1990. Metal content of fungal sporocarps from urban, rural, and sludge-treated sites. - J. Environ. Qual. 19: 372-377.
- Ødegård, A.T. 1996. Virkningen av nitrogenforbindelser på veksten til saprofyttoppene *Marasmius androsaceus* (Li-Fr) Fr. og *Mycena galopus* (Pers.:Fr) Kummer in vitro - Hovedfagsoppgave, cand. scient., Universitetet i Oslo.

Økland, R.H. & Eiertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S. Norway. - *Sommerfeltia* 16: 1-254.

Kapittel 3:

- Bakken, S. 1991. Klorofyllinnhold og a/b-forhold hos blanksigd *Dicranum majus* i Agder og Trøndelag. - I Flatberg, K.I., red. Moser og luftforurensninger. NINA Oppdragsmelding 69: 20-25.
- Barkman, J.J. 1989. Some remarks on the texture and structure of forests and their implications for the functioning of forest ecosystems. - I Schmidt, P., Oldeman, R.A.A. & Teller, A., red. Unification of European forest pattern research. Proceeding of a workshop organized by the Forest Ecosystem Research Network (FERN) of the European Science Foundation (ESF), Strasbourg, France, 24-26 April 1989. s. 37-44.
- Brown, D.H. 1982. Mineral nutrition. - I Smith, A.J.E., red. Bryophyte ecology. Chapman and Hall, London. s. 383-443.
- Farmer, A.M., Bates, J.W. & Bell, J.N.B. 1992. Ecophysiological effects of acid rain on bryophytes and lichens. - I Bates, J.W. & Farmer, A.M., red. Bryophytes in a changing environment. Clarendon Press, Oxford, s. 284-313.
- Flatberg, K.I. 1989. Overvåking av moseskader i barskog 1989. - Rapp. Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Botanisk avdeling.
- Flatberg, K.I. & Frisvoll, A.A. 1991. Morfologiske skader hos blanksigd *Dicranum majus* og krussigd *D. polysetum*. - I Flatberg, K.I., red. Moser og luftforurensninger. NINA Oppdragsmelding 69, s. 7-19.
- Flatberg, K.I. & Frisvoll, A.A. 1992. Undersøkelser av skade hos to sigdmoser i Agder. - NINA Oppdragsmelding 134: 1-22.
- Flatberg, K.I. & Frisvoll, A.A. 1994. Moseskader i Agder 1989-92. - NINA Oppdragsmelding 298: 1-34, fargepl. 1-20.
- Floravårdskommittén för mossor 1988. Preliminär lista över hotade mossor i Sverige. - Svensk bot. Tidskr. 82: 423-445.
- Foss, B.S. & Sæstad, S.M. 1989. Dør *Dicranum majus* og *Dicranum polysetum* som følge av soppangrep? En forundersøkelse av dynamikken mellom mose og sopp i et forurensningsbelastet område. - Rapp. Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Botanisk avdeling/AVH, Botanisk institutt.
- Fremstad, E. & Elven, R. 1987. Enheter for vegetasjonskartlegging i Norge. - Økoforsk Utredn. 1987, nr. 1.
- Frisvoll, A.A. 1989. Moseskader i skog i Sør-Norge. - NINA Oppdragsmelding 18: 1-41.
- Frisvoll, A.A. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Nitrogen i mose fra Agder og Trøndelag. - NINA Oppdragsmelding 80: 1-19.
- Frisvoll, A.A. & Flatberg, K.I. 1990. Moseskader i Sør-Varanger. - NINA Oppdragsmelding 55: 1-25.
- Frisvoll, A.A., Elvebakk, A., Flatberg, K.I. & Økland, R.H. 1995. Sjekklister over norske mosar. Vitskapleg og norsk namneverk. - NINA Temahefte 4: 1-104.
- Løken, A. 1989. Terrestrisk naturovervåking moser. En kjemisk analyse. - Rapp. Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Botanisk avdeling.
- Malmer, N. 1988. Patterns in the growth and the accumulation of inorganic constituents in the *Sphagnum* cover on ombrotrophic bogs in Scandinavia. - *Oikos* 53: 105-120.
- Marstaller, R. 1985. Die Moosgesellschaften der Ordnung Orthotrichetalia Hadac in Klika et Hadac 1944. 19. Beitrag zur Moosvegetation Thüringens. - *Gleditschia* 13: 311-355.
- Nygaard, P.H. 1989. Forurensningers effekt på naturlig vegetasjon. Et litteraturstudie. - Norsk institutt for skogforskning.
- Odasz, A.M., Vange, V., Øiesvold, S. & Edvardsen, H. 1991. Nitrate reductase enzyme activity in bryophytes; bioindicator of nitrogen deposition. - I Flatberg, K.I., red. Moser og luftforurensninger. NINA Oppdragsmelding 69, s. 26-41.

- Overvåkingsprogram for skogskader 1991. Årsrapport 1990. - Norsk institutt for skogforskning.
- Rao, D.N. 1982. Responses of bryophytes to air pollution. - I Smith, A.J.E., red. Bryophyte ecology. s. 445-471.
- Røsberg, I. 1991. Deposisjon av næringsstoff med strø og nedbør i granbestand på Nannestad, Akershus. - Univ. Trondheim Vitensk. Mus. Rapp. Bot. Ser. 1991 (2): 136-155.
- Rühling, Å. et al. 1992. Atmospheric heavy metal deposition in northern Europe 1990. - *Nord* 1992 (12): 1-41.
- Slack, N.G. 1988. The ecological importance of lichens and bryophytes. - I Nash III, T.H. & Wirth, V., red. Lichens, bryophytes and air quality. *Bibl. Lichenol.* 30. s. 23-53.
- SFT 1989. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1988. - SFT Rapp. 375/89.
- SFT 1991. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1990. - SFT Rapp. 466/91.
- SFT 1992. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1991. - SFT Rapp. 506/92.
- Steinnes, E. & Jacobsen, L.B. 1994. The use of mosses as monitors of trace element deposition from the atmosphere in arctic regions: a feasibility study from Svalbard. - Norsk Polarinstittutt. Rapp. 88: 1-19.
- Tamm, C.O. 1953. Growth, yield, and nutrition in carpets of a forest moss *Hylocomium splendens*. - *Medd. St. Skogforsk. Inst.* 43: 1-140.
- Winner, W.E. 1988. Responses of bryophytes to air pollution. Lichens, bryophytes and air quality. - *Bibl. Lichenol.* 30: 141-173.

Kapittel 4:

- Baddeley, J.A., Woodin, S.J. & Alexander, I.J. 1994. Effects of increased nitrogen and phosphorous availability on the photosynthesis and nutrient relations of three arctic dwarf shrubs from Svalbard. - *Functional Ecol.* 8: 676-685.
- Chapin, F.C. III. 1987. Environmental controls over growth of tundra plants. - *Ecol. Bull.* 38: 69-76.
- Fremstad, E. 1992. Virkninger av nitrogen på heivegetasjon. En litteraturstudie. - NINA Oppdragsmelding 124: 1-44.
- Fremstad, E. & Kvenild, L. 1993. Fattig heivegetasjon i Norge; utbredelseskart. - NINA Oppdragsmelding 188: 1-17.
- Fremstad, E., Aarrestad, P.A. & Skogen, A. 1991. Kystlynghei på Vestlandet og i Trøndelag. Naturtype og vegetasjon i fare. - NINA Utredning 29: 1-172.
- Nihlgård, B. 1985. The ammonium hypothesis; an additional explanation to the forest dieback in Europe. - *Ambio* 14: 1-8.
- Paal, J., Fremstad, E. & Möls, T. 1997. Responses of the Norwegian alpine *Betula nana* community to nitrogen fertilization. - *Can. J. Bot.* 75: 108-120.
- Pettersson, F. 1985. Gödslingseffekter i nederbördsfattiga och låghumida områden. - Institut för skogsförbättring. Uppsala.
- Shevtsova, A., Ojala, A., Neuvonen, S., Veino, M. & Haukioja, E. 1995. Growth and reproduction in dwarf shrubs in a subarctic plant community: annual variation and above-ground interaction with neighbours. - *J. Ecol.* 83: 263-275.
- Tørseth, K. & Pedersen, U. 1994. Avsetning av svovel- og nitrogenforbindelser i Norge 1988-1992. - NILU OR 16/94.
- Walker, M.D., Ingersoll, J. & Webber, P.J. 1995. Effects of interannual climate variation on phenology and growth of two alpine forbs. - *Ecology* 76: 1067-1083.
- Walker, M.D., Webber, P.J., Arnold, E.H. & Ebert-May, D. 1994. Effects of interannual climate variation on aboveground phytomass in alpine vegetation. - *Ecology* 75: 393-408.
- Wilson, E.J., Wells, T.C.E. & Sparks, T.H. 1995. Are calcareous grasslands in the UK under threat from nitrogen deposition? - an experimental determination of a critical load. - *J. Ecol.* 83: 823-832.

Kapittel 5:

- Alexander, M. 1980. Effects of acidity on microorganisms and microbial processes in soil. - I Hutchinson, T.C. & Havas, M., red. Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. Plenum Press, London. s. 363-373.
- Bengtsson, G., Gunnarson, T. & Rundgren, S. 1985. Influence of metals on reproduction, mortality and population growth in *Onychiurus armatus* (Collembola). - J. Appl. Ecol. 22: 967-978.
- Billett, M.F., Fitzpatrick, E.A. & Cresser, M.S. 1991. Long-term changes in the Cu, Pb and Zn content of forest soil organic horizons from North-East Scotland. - Water, Air, & Soil Pollut. 59: 179-191.
- Bååth, E., Berg, B., Lohm, U., Lundgren, B., Lundquist, H., Rosswall, T. Söderstrom, B. & Wiren, A. 1980. Effects of experimental acidification and liming on soil organisms and decomposition in a Scots pine forest. - Pedobiologia 20: 85-100.
- Eijsackers, H. & Løkke, H., red. 1992. SERAS-soil ecotoxicological risk assessment system. - A European scientific program to promote the protection of the health og the soil environment. Report from a workshop held in Silkeborg, Denmark 13-16 January 1992. National Environmental Research Institute.
- Jansen, A.E. & Dighton, J. 1990. Effects of air pollutants on ectomycorrhizas. A review. - Comm. Eur. Commun., Air Pollut. Res. Rep. Brussels 12: 1-58.
- Janssen, M.P.M., Bruins, A., de Vries, T.H. & van Straalen, N.M. 1991. Comparison of cadmium kinetics in four soil arthropod species. - Arch. Environ. Contamin. Toxicol. 20: 305-312.
- Josse, N.G. & Joop, J.B. 1979. Uptake and excretion of lead by litterdwelling Collembola. - Environ. Pollut. 18: 235-240.
- Mulder, J. 1988. Impact of acid atmospheric deposition on soils: Field monitoring and aluminium chemistry. - Ph.D. thesis, Agricultural University, Wageningen, the Netherlands.
- Muniz, I.P. 1991. Freshwater acidification: its effects on species and communities of freshwater microbes, plants and animals. - Proc. Roy. Soc. Edinburgh, 97 B: 227-254.
- Muniz, I.P. 1993. Testoppsett for jordarthropoder, metodikk og noen resultater. - TVLF-Naturens Tålegrenser- konferansen i Stjørdal 15.-17. februar 1993. Sammendrag av foredrag og postere. - I Fløysand, I. & Løbersli, E., red. Naturens Tålegrenser, Miljøvern-departementet Fagrapport 42. s.127-128.
- Posthuma, L. 1990. Genetic differentiation between populations of *Orchesella cincta* (L.) (Collembola). - Arch. Environ. Contam. Toxicol. 22:146-156.
- Tyler, G. 1981. Leaching of metals from the A-horizon of a spruce forest soil. - Water, Air, & Soil Pollut. 25: 353-369.
- Ulrich B. 1989. Effects of acid deposition on forest ecosystems in Europe. - I Adriano, D.C. & Johnson, A.H.,red. Springer Verlag, New York. s. 189-272.
- Wolters, V. 1989. Die Wirkung der Bodenversauerung auf Protura, Diplura und Collembola (Insecta, Aperygota) - Untersuchungen im Stammfussbereich von Buchen. - Jahresberichte des Naturwissenschaftlichen Vereins in Wuppertal 40: 45-50.

Kapittel 6:

- Abrahamsen, G. & Seip, H.H. 1991. Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger. Kunnskapsstatus og forskningsbehov. Notat. - Nasjonal komité for miljøvernforskning, NAVF.
- Alabaster, J.S. & Lloyd, R. 1982. Water quality criteria of freshwater fish. 2nd ed. - Butterworths, London. 361 s.
- Biesinger, K.E. & Christensen, G.M. 1972. Effects of various metals on survival, growth, reproduction and metabolism of *Daphnia magna*. - J. Fish. Res. Bd. Canada 29: 1691-1700.
- Cain, J.R., Paschal, D.C. & Hayden, C.M. 1980. Toxicity and bioaccumulation of cadmium in the colonial green algae *Scenedesmus obliquus*. - Arch. Environ. Contam. Toxicol. 9: 9-16.

- Chandini, T. 1989. Survival, growth and reproduction of *Daphnia carinata* (Crustacea: Cladocera) exposed to chronic cadmium stress at different food (Chlorella) levels. - Environ. Pollut. 60: 29-45.
- Clasen, J. & Bernhardt, H. 1974. The use of algal assays for determining the effect of iron and phosphorus compounds on the growth of various algal species. - Wat. Res. 8: 31-44.
- Clubb, R.W., Gaufin, A.R. & Lords, J.L. 1975. Acute cadmium toxicity studies upon nine species of aquatic insects. - Environ. Res. 9: 332-341.
- Crowder, A. 1991. Acidification, metals and macrophytes. - Environmental Pollution 71: 171-203.
- Dave, G. 1984. Effects of copper on growth, reproduction, survival and haemoglobin in *Daphnia magna*. - Comp. Biochem. Physiol. 78: 439-443.
- Dickson, W. 1980. Properties of acidified waters. - I Drabløs, D. & Tollan, A., red. Ecological impact of acid precipitation. SNSF, Oslo. s. 75-83.
- Eisler, R. 1985. Cadmium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. - U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85 (1.2): 1-46.
- Fjeld, E., Rognerud, S. & Steinnes, E. 1994. Influence of environmental factors on heavy metal concentration in lake sediments in Southern Norway indicated by path analysis. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 1708-1720.
- Förstner, U. & Prosi, F. 1979. Heavy metal pollution in freshwater ecosystems. - I Ravera, O., red. Biological aspects of freshwater pollution. Pergamon, New York. s. 129-161.
- Hanssen, J.E., Rambæk, J.P., Semb, A. & Steinnes, E. 1981. Atmospheric deposition of some heavy metals in Norway. - Proceedings of Heavy metals in the environment, Amsterdam, The Netherlands, September 15-18, 1981: 322-325.
- Hart, B.A. 1975. Bioconcentration and toxicity of cadmium in *Chlorella pyrenoidosa*. - I The effect of cadmium on freshwater phytoplankton. PB 257-547, Office of Water Research and Technology, Washington, DC. s. 1-31.
- Hart, B.A. 1977. The role of phytoplankton in cycling cadmium in the environment. - Water Resources Research Center, University of Vermont, Burlington, VT.
- Hart, B.A. & Scaife, B.D. 1977. Toxicity and bioaccumulation of cadmium in *Chlorella pyrenoidosa*. - Environ. Res. 14: 401-413.
- Huntsman, S.A. & Sunda, W.G. 1981. The role of trace metals in regulating phytoplankton growth with emphasis on Fe, Mn and Cu. - I Morris, I., red. The physiological ecology of phytoplankton. Oxford, Blackwell Scientific Publications. s. 285-328.
- Hutchinson, T.C. 1979. Cadmium in aquatic and terrestrial vegetation. - I Effects of cadmium in the Canadian environment. 1979. N.R.C.C. 16743, Ottawa. s. 47-64.
- Kemikalieinspektionen 1989. - Miljøfarlige emner, exmpellista och vetenskaplig dokumentation. Rapport 10/89, Sverige.
- Khalid, R.A. 1980. Chemical mobility of cadmium in sediment-water systems. - I Nriagu, J.O., red. Cadmium in the environment. Part I. Ecological Cycling. Wiley, New York. s. 257-304.
- Kleiven, O.T., Larsson, P. & Hobæk, A. 1992. Sexual reproduction in *Daphnia magna* requires three stimuli. - Oikos 65: 197-206.
- Koivisto, S., Ketola, M. & Walls, M. 1992. Comparison of five cladoceran species in short- and long-term copper exposure. - Hydrobiologia 248: 125-136.
- Knowles, C.O. & McKee, M.J. 1987. Protein and nucleid acid content in *Daphnia magna* during chronic exposure to cadmium. - Ecotoxicol. Environ. Safety 13: 290-300.
- Langeland, A., red. 1993. Pollution impact on freshwater communities in the border region between Russia and Norway. II. Baseline study 1990-92. - NINA Forskningsrapport 44: 1-53.
- Lawrence, S.G. & Holoka, M.H. 1987. Effects of low concentrations of cadmium on crustacean Zooplanktoncommunity of an artificially acidified lake. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 163-172.

- Lum, K.R. 1987. Cadmium in fresh waters: The Great Lakes and St. Lawrence River. - I Nriagu, J.O. & Sprague, J.B., red. Cadmium in the aquatic environment. John Wiley & Sons, New York. s. 35-50.
- Marshall, J.S. & Mellinger, D.L. 1980. Dynamics of cadmium-stressed plankton communities. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 403-414.
- McCracken, I.R. 1987. Biological cycling of cadmium in fresh water. - I Nriagu, J.O. & Sprague, J.B., red. Cadmium in the aquatic environment. John Wiley & Sons, New York. s. 89-116.
- Muniz, I.P. & Aagaard, K. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på ferskvannsdyr i Norge - virkninger av en del sporelementer og aluminium. - Naturens tålegrenser, Miljøverndep., Fagrapport 7: 1-64.
- Schartau, A.K.L., red. 1994. Effekter av lavdose kadmiumbelastning på litorale ferskvannspopulasjoner og -samfunn. Feltforsøk utført i innhegninger. - NINA Forskningsrapport 55: 1-67.
- Sivertsen, B., Makarova, T., Hagen, L.O. & Baklanov, A.A. 1992. Air pollution in the border areas of Norway and Russia. Summary report 1990-1991.- NILU OR 8/92: 1-14.
- Stackhouse, R.A. & Benson, W.H. 1988. The influence of humic acid on the toxicity and bioavailability of selected trace metals. - Aquatic Toxicol. 13: 99-108.
- Steinnes, E. 1990. Lead, cadmium and other metals in Scandinavian surface waters, with emphasis on acidification and atmospheric deposition. - Environ. Toxicol. Chem. 9: 825-831.
- Thorp, J.H. & Lake, P.S. 1974. Toxicity bioassays of cadmium on selected freshwater invertebrates and the interaction of cadmium and zinc on the freshwater shrimp (*Paratya tasmaniensis*). - Riek. Aust. J. Mar. Freshwat. 25: 97-104.
- Traaen, T. S. 1990. Forsuring og tungmetallforurensning av vassdrag i Sør-Varanger. - Foredrag på fagmøte om miljøvernssamarbeidet mellom Norge og Sovjetunionen. Svanvik, 20. - 22. august 1990 (NIVA): 1-13.
- Van Leeuwen, C.J., Luttmer, W.J. & Griffioen, P.S. 1985. The use of cohorts and populations in chronic toxicity studies with *Daphnia magna*: a cadmium example. - Ecotoxicol. Environ. Safety 9: 26-39.
- Winner, R.W. 1988. Evaluation of the relative sensitivities of 7-D *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia* toxicity tests for cadmium and sodium pentachlorophenate. - Environ. Toxicol. Chem. 7: 153-159.
- Wong, P.T.S. 1987. Toxicity of cadmium to freshwater microorganisms, phytoplankton, and invertebrates. - I Nriagu, J.O. & Sprague, J.B., red. Cadmium in the aquatic environment. John Wiley & Sons, New York. s. 117-139
- Yan, N.D. & Strus, R. 1980. Crustacean zooplankton communities of acidic, metal-contaminated lakes near Sudbury, Ontario. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 2282-2293.
- Aagaard, K. 1978. The chironomids of lake Målsjøen. A phenological, diversity, and production study. - Norw. J. Ent. 25: 21-37.
- Kapittel 7:**
- Brdicka, R. 1933. Polarographic studies with the presence of cobalt salts in 20 amoniacal solutions of ammonium chloride. - Collect. Czech. Che. Commun. 5 (20):112-118.
- 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.
- Dmowski, K. 1993. Lead and cadmium concentration of passerine birds (Starling) during their migration through a zinc smelter area. - Acta Ornithologica 28: 1-9.
- Eisler, R. 1985. Cadmium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. - U.S. Fish Wildl. Serv. Biol.Rep. 85 (1.2):1- 46.
- Elliott, J.E., Scheuhammer, A. M., Leighton, F.A. & Pearce, P.A. 1992. Heavy metal and metallothionein concentrations in Atlantic Canadian seabirds. - Arch. Environ. Contam. Toxicol. 22: 63-73.
- 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.
- Hagen, Y. 1952. Rovfuglene og viltpleien. - Gyldendal norsk forlag, Oslo.
- 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.
- Hulse, M., Mahoney, J.S., Schroder, G.D., Hacker, C.S. & Pier, S.M. 1980. Environmentally acquired lead, cadmium, and manganese in the cattle egret, *Bubulucus ibis*, and the laughing gull, *Larus atricilla*. - Arch. Environ. Contam. Toxicol. 9: 65-78.
- Kägi, J. H.R. & Schäffer, A. 1988. Biochemistry of metallothionein. - Biochem. 27: 8509-8515.
- 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. s. 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.
- Lande, E. 1977. Heavy metal pollution in Trondheimsfjorden, Norway, and the recorded effects on the fauna and flora. - Environ. Pollut. 12: 187-198.
- Langvatn, R. 1977. Characteristics and relative occurrence of remnants of prey found at nesting place of Gyrfalcon *Falco rusticolus*. - Ornis Scand. 8: 114-125.
- 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.
- Louis, V.L. St., Breebart, L., Barlow, J.C. & Klaverkamp, J.F. 1993. Metal accumulation and metallothionein concentrations in tree swallow nestlings near acidified lakes. - Environ. Toxicol. Chem. 12: 1203-1207.
- Lunde, Ø. 1985. Næringsøkologi hos kongeørn *Aquila chrysaetos* (L.) i Nord-Østerdalen, Sør-Norge. - Hovedfagsoppgave, Biologisk institutt, Univ. Oslo.
- 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.
- Mulvey, M. & Diamond, S.A. 1991. Genetic factors and tolerance acquisition in populations exposed to metals and metalloids. - I Newman, M.C. & McIntosh, A.W. red. Metal ecotoxicology: Concepts and applications. Lewis publishers, Chelsea, Michigan. s. 301-321.
- Myklebust, I. 1992. Akkumulering av kadmium i lirype *Lagopus lagopus* på Dovrefjell. - Hovedfagsoppgave, Zoologisk institutt, AVH, Univ. Trondheim.
- Myklebust, I., Nybø, S., Kålås, J.A. & Pedersen, H.C. 1993. Cadmium accumulation in willow ptarmigan (*Lagopus L. lagopus*) and rock ptarmigan (*L. mutus*) in Central Norway. Science Tot. Environ., Supl. 1993: 135-139.

- Nicholson, J.K., Kendall, M.D. & Osborn, D. 1983. Cadmium and mercury nephrotoxicity. - *Nature, Lond.* 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.
- Olafson, R.W. & Olsson, P.-E. 1994. Electrochemical detection of 20 metallothionein. - *Meth. Enzymol.* 205, part B: 205-213.
- 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. & Myklebust, I. 1993. Age-dependent accumulation of cadmium and zinc in the liver and kidneys of Norwegian Willow Ptarmigan. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 51: 381-388.
- 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. 1985. Parental care and chick production in a fluctuating population of Willow Ptarmigan. - *Ornis Scand.* 16: 270-276.
- Pedersen, H.C., Nygård, T., Myklebust, I. & Sæther, M. 1991. Metallbelastninger i lirype. - *NINA Oppdragsmelding* 71: 1-18.
- Pedersen, H.C., Myklebust, I., Nygård, T. & Sæther, M. 1992. Akkumulering og effekter av kadmium i lirype. - *NINA Oppdragsmelding* 152: 1-27.
- Pulliainen, E. 1975. Choice of prey by a pair of Gyrfalcons *Falco rusticolus* during the nesting period in Forest-Lapland. - *Ornis Fenn.* 52: 19-22.
- Scheuhammer, A.M. 1987. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury, and lead in birds: a review. - *Environ. Pollut.* 46: 263-295.
- Scheuhammer, A.M. & Templeton, D.M. 1990. Metallothionein production: similar responsiveness of avian liver and kidney to chronic cadmium administration. - *Toxicol.* 60: 151-159.
- Sendelbach, L.E. & Klaassen, C.D. 1988. Kidney synthesizes less metallothionein than liver in response to cadmium chloride and cadmium-metallothionein. - *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 92: 95-104.
- Steen, J.B. 1989. Ryper, rypelev 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.
- Suzuki, K.T. 1984. Studies of cadmium uptake and metabolism by the kidney. - *Environ. Health. Perspect.* 54: 21-30.
- 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.
- Wren, C.D., Nygård, T. & Steinnes, E. 1994. Willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*) as biomonitor of environmental metal level in Norway. - *Environ. Pollut.* 85: 291-295.
- Kapittel 8:**
- Abdulla, M. & Chmielnicka, J. 1990. New aspects on the distribution and metabolism of essential trace elements after dietary exposure to toxic metals. - *Biol. Trace Elem. Res.* 23: 25.
- Anker-Nilssen, T. & Barret, R.T. 1991. Status of the seabird in northern Norway. - *British Birds* 84: 328-341.
- Barrett, R. T., Skaare, J. U. & Gabrielsen, G. W. 1996. Recent changes in levels of persistent organochlorines and mercury in eggs of seabirds from the Barents Sea. - *Environ. Pollut.* 92: 13-18.
- Barrett, R.T., Skaare, J.U. Nordheim, G., Vader, W. & Frøslie, A. 1985. Persistent organochlorine and mercury in eggs of Norwegian seabirds 1983. - *Environ. Pollut.* 39A: 79-93.
- Bernhoft, A. & Skaare, J. U. 1994. Levels of selected individual polychlorinated biphenyls in different tissues of harbour seals (*Phoca vitulina*) from the southern coast of Norway. - *Environ. Pollut.* 92: 13-18.
- Biessmann, A. 1981. Accumulation of polychlorinated biphenyls in steroid-genic tissue of gonads and adrenals in Japanese quail. - *Arch. Environ. Contamin. Toxicol.* 10: 653-662.
- Bignert, A., Göthberg, A., Jensen, S., Litzén, K., Odsjö, T., Olsson, M., & Reutergårdh, L. 1993. The need for adequate biological sampling in ecotoxicological investigations: a retrospective study of twenty years pollution monitoring. - *Sci. Total Environ.* 128: 121-139.
- Bourne, W.R.P. & Borgan, J.A. 1972. Polychlorinated biphenyls in North Atlantic seabirds. - *Marine Pollut. Bull.* 3: 171-175.
- Braune, B. M. & Gaskin, D. E. 1987. A mercury budget for the Bonaparte's gull during autumn moult. - *Ornis Scand.* 18: 244-250.
- Brooke, M. d. L., Keith, D. & Røv, N. (i manuskript). Exploitation of inland-breeding Antarctic petrels by Antarctic skuas. - *Sendt til Avian Biology.*
- Burger, J. 1994. Metals in avian feathers: Bioindicators of environmental pollution. - I Hodgson, E., red. *Rev. Environ. Toxicol.* 5: Toxicology communications, Inc., Raleigh. s. 203-311.
- Clarkson, T. W., Hursh, J. B., Sager, P. R. & Syversen, T. L. M. 1990. Mercury. - I Clarkson, T. W., Friberg, L., Nordberg, G. F. & Sager, P. R., red. *Biological monitoring of toxic metals: Plenum Press, New York.* s. 199-246.
- Crewther, W. G., Fraser, R. D. B., Lennox, F. G. & Lindley, H. 1965. The chemistry of keratins. - *Advances of Protein Chemistry* 20: 191-303.
- Daelemans, F.F., Mehlum, F. & Schepens, P.J.C. 1992. Polychlorinated biphenyls in two species of Arctic seabirds from the Svalbard area. - *Bull. Environ. Contamin. Toxicol.* 48: 828-834.
- Eisler, R. 1987. Mercury hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. - *U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep.* 85 (1.10): 90.
- Falandysz, J., Yamashita, N., Tanabe, S., Tatsukawa, R., Rucinska, L., Mizera, T. & Jakuczun, B. 1994. Congener-specific analysis of polychlorinated biphenyls in white-tailed sea eagles *Haliaeetus albicilla* collected in Poland. - *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 26: 13-22.
- Fimreite, N. & Bjerk, J.E. 1979. Residues of DDE and PCB in Norwegian seabird fledglings, compared with those in their eggs. - *Astarte* 12: 49-51.
- Fimreite, N., Bjerk, J.E., Kveseth, N. & Brun, E. 1977. DDE and PCBs in eggs of Norwegian seabirds. - *Astarte* 10: 15-20.
- Furness, R. W. 1987. The Skuas. - *T & A D Poyser, Calton.*
- Furness, R.W. & Barrett, R. T. 1985. The food requirements and ecological relationships of a seabird community in north Norway. - *Ornis Scand.* 16: 305-313.
- Furness, R. W., Muirhead, S. J. & Woodburn, M. 1986. Using bird feathers to measure mercury in the environment: Relationships between Mercury content and moult. - *Mar. Pollut. Bull.* 17: 27-30.
- Gabrielsen, G.W. & Ryg, M. 1992. Fugl og pattedyr. - I Saxhaug, E., Bjørge, A., Gulliksen, B., Loeng, H. & Mehlum, F., red. *Økosystem Barentshavet. NINA, Trondheim.* s. 203-229
- Gabrielsen, G.W. Skaare, J.U., Polder, A. & Bakken, V. 1995. Chlorinated hydrocarbons in glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) in the southern part of Svalbard. - *The science of the Total Environment* 160/161: 337-346.
- Hansen, L.G., Tuinstra, L.G.M.T., Kan, C.A., Strik, J.J.T.W.A. & Koeman, J.H. 1983. Accumulation of chlorobiphenyls in chicken fat and liver after feeding Aroclor 1254 directly or fat from Swine fed Aroclor 1254. - *J. Agricult. Food Chem.* 31: 354-360.
- Hargrave, B.T., Harding, C.C., Vass, W.P., Erickson, P.E., Fowler, B.R. & Scott, V. 1992. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in the Arctic Ocean food web. - *Arch. Environ. Contamin. Toxicol.* 22: 41-54.

- Heidmann, V. W. A., Beyerbach, M., Böckelmann, W., Bütthe, A., Knüwer, H., Peterat, B. & Rüssel-Sinn, H. A. 1987. Chlorierte Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in tot an der Deutschen Nordseeküste aufgefundenen Seevögeln. - Die Vogelwarte 34: 126-133.
- Helle, E., Olsson, M. & Jensen, S. 1976a. DDT and PCB levels and reproduction in ringed seal from the Bothnian Bay. - *Ambio* 5: 188-189.
- Helle, E., Olsson, M. & Jensen, S. 1976b. PCB levels correlated with pathological changes in seal uteri. - *Ambio* 5: 261-263.
- Henriksen, E. O. 1995. Levels and congener pattern of polychlorinated biphenyls in kittiwakes (*Rissa tridactyla*), in relation to mobilization of body-lipids associated with reproduction. - Hovedoppgave i økologi/zoologi, Universitetet i Tromsø.
- Henriksen, E. O., Gabrielsen, G. W. & Skaare, J. U. 1996. Levels and congener pattern of polychlorinated biphenyls in kittiwakes (*Rissa tridactyla*), in relation to mobilization of body-lipids associated with reproduction. - *Environ. Pollut.* 92: 27-37.
- Holm-Hansen, O. 1985. Nutrient Cycles in Antarctic marine ecosystems. - I Siegfried, W. R., Condy, P. R. & Laws, R. M., red. *Antarctic Nutrient Cycles and Food Webs*: Springer-Verlag, Berlin. s. 6-10.
- Honda, K., Yamamoto, Y., Hidaka, H. & Tatsukawa, R. 1986. Heavy metal accumulation in Adélie penguin, *Pygoscelis adeliae*, and their variation with the reproductive processes. - *Mem. Natl. Inst. Polar Res., Spec. Issue* 40: 443-453.
- Ingebrigtsen, K., Skaare, J.U. & Teigen, S.W. 1984. Organochlorine residues in two Norwegian puffin (*Fratercula arctic*) colonies. - *J. Toxicol. Environ. Health* 14: 813-828.
- Jensen, J. 1991. Report om organochlorines. - I The state of the Arctic Environment Reports, Arctic centre Publications 2, University of Lapland, Rovaniemi, Finland. s. 325-384.
- Jensen, S. 1966. Report of a new chemical hazard. - *New Scientist* 32: 612.
- Knox, G. A. 1970. Antarctic marine ecosystems. - I Holdgate, M. W., red. *Antarctic ecology 1*: Academic press, London. s. 69-96.
- Koeman, J. H., Van de Ven, W. S. M., Goeij, J. J. M. d., Tijoe, P. S. & Van Haaften, J. L. 1975. Mercury and selenium in marine mammals and birds. - *Sci. Tot. Environ.* 3: 279-287.
- Kubiak, T. J., Harris, H. J., Smith, L. M., Schwartz, T. R., Stalling, D. L., Trick, J. A., Sileo, L., Docherty, D. E. & Erdman, T. C. 1989. Microcontaminants and reproductive impairment of the forster's tern on Green Bay, Lake Michigan - 1983. - *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18: 706-727.
- Lie, E. 1995. Akkumulering av tungmetaller i en antarktisk næringskjede. *Cand. scient. -oppgave*. - Kjemisk institutt, Universitetet i Trondheim, AVH, Trondheim. 103 s.
- Livingstone, D. R., Donkin, P. & Walker, C.H. 1992. Pollutants in marine ecosystems: an overview. - I Walker, C. H. & Livingstone, D. R., red. *Persistent pollutants in marine ecosystems*. Pergamon Press, Oxford. s. 235-263.
- Lock, J. W., Thompson, D. R., Furness, R. W. & Bartle, J. A. 1992. Metal concentrations in seabirds of the New Zealand region. - *Environ. Pollut.* 75: 289-300.
- Lorentsen, S.-H., Klages, N. & Røv, N. 1998. Diet and prey consumption of Antarctic petrels *Thalassoica antarctica* at Svarthamaren, Dronning Maud Land, and at sea outside the colony. - *Polar Biol.* 19: 414-420.
- Lydersen, C., Giertz, I. & Welslowski, J.M. 1985. Aspect of vertebrate feeding in the marine ecosystem in Hornsund, Svalbard. - *Norsk Polarinstitutt Rapportserie nr* 21.
- Løvenskiold, H.C. 1964. Avifauna Svalbardensis. *Norsk Polarinstitutt Skrifter* 129: 1-460.
- Matthews, H. B. & Dedrick, R. L. 1984. Pharmacokinetics of PCBs. - *Ann. Rev. Pharmacol. Toxicol.* 24: 85-103.
- McFarland, V. A. & Clarke, J. U. 1989. Environmental occurrence, abundance & potential toxicity of polychlorinated biphenyl congeners: Considerations for a congener-specific analysis. - *Environ. Health Perspect.* 81: 225-239.
- Mehlum, F. & Gabrielsen, G. W. 1993. the diet of high-arctic seabirds in coastal and ice-covered, pelagic areas near the Svalbard Archipelago. - *Polar Res.* 12: 1-20.
- Moreno, J. 1989. Strategies of mass change in breeding birds. - *Biol. J. Linn. Soc.* 37: 297-310.
- Nettleship, D.N. & Peakall, D.B. 1987. Organochlorine residue levels in three high Arctic species of colonially breeding seabirds from prince Leopold Island. - *Marine Pollut. Bull.* 18: 434-438.
- Nordheim, G. & Kjos Hansen, B. 1984. Persistent chlorinated hydrocarbons and mercury in birds caught off the west coast of Spitsbergen. - *Environ. Pollut.* 84A: 143-152.
- Nordheim, G., Skaare, J.U. & Wiig, Ø. 1992. Some metals, essential elements and chlorinated hydrocarbons in polar bear, *Ursus maritimus*, at Svalbard. - *Environ. Pollut.* 77:51-57.
- Nygård, T. 1997. Influence of moult and age on mercury levels in feathers of birds of prey. - I Nygård, T., red. *Temporal and spatial trends of pollutants in birds in Norway: Birds of prey and willow grouse used as biomonitors*. Dr. scient. avhandling: Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Trondheim. s. 12.
- Parslow, J. L. F., Jefferies, D. J. & French, M. C. 1972. Ingested pollutants in puffins and their eggs. - *Bird Study* 19: 18-33.
- Petri, G. & Zauke, G. P. 1993. Trace metals in crustaceans in the Antarctic Ocean. - *Ambio* 22: 529-536.
- Røv, N., Lorentsen, S.-H. & Bangjord, G. 1994. Seabird studies at Svarthamaren, Dronning Maud Land. - I Østerhus, S., red. *Report of the Norwegian Antarctic research expedition 1991/1992*. Norsk Polarinstitutt Meddelelser 124: Norsk Polarinstitutt, Oslo. s. 9-20.
- Røv, N., Lorentsen, S.-H. & Tveraa, T. 1997. Summary of monitoring and research activities at Svarthamaren, Dronning Maud Land. CCAMLR WG-EMM meeting, San Diego. Juli/august 1997
- Safe, S. H. 1994. Polychlorinated biphenyls (PCBs): Environmental impact, biochemical and toxic responses & implications for risk assessment. - *Crit. Rev. Toxicol.* 24: 87-149.
- Savinova, N.T. 1991. Chemical pollution of the northern seas. - *Can. Trans. Fish. Aqua. Sci.* 5536: 174.
- Savinova, T.N., Polder, A., Gabrielsen, G.W. & Skaare, J.U. 1995. Chlorinated hydrocarbons in seabirds from the Barents Sea area. - *Sci. Total Environ* 160/161: 497-504.
- Scharenberg, W. 1981. Cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis*) as bioindicators for polychlorinated biphenyls. *Arch Environ. Toxicol.* 21: 536-540.
- Södergren, A. & Ulfstrand, S. 1972. DDT and PCB relocate when caged robins use fat reserves. - *Ambio* 1: 36-40.
- Tanabe, S. 1988. PCB problems in the future: foresight from current knowledge. - *Environ. Pollut.* 50: 5-28.
- Tejning, S. 1967. Biological effects of methyl mercury dicyandiamide-treated grain in the domestic fowl *Gallus gallus* L. - *Oikos Suppl.* 8: 1-116.
- Underwood, E. J. 1977. Trace elements in human and animal nutrition. 4. utg. - Academic Press, New York-San Francisco-London.
- Vader, W., Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Barrett, R.T. & Strann, K.B. 1990. Regional and temporal differences in breeding success and population development in seabirds in Norway after collapses of herring and capelin stocks. - *Transactions of the 19th IUBS Congress, Trondheim 1982*: 143-150.
- Walker, C.H. 1992. The ecotoxicology of persistent pollutants in marine fish eating birds. - I Walker, C.H. & Livingstone, D.R., red. *Persistent pollutants in marine ecosystems*. - SETAC Special Publication Series, Pergamon Press. s. 211-263.
- Walker, C. H. & Livingstone D. R. 1992. Persistent pollutants in marine ecosystems. Pergamon Press, Oxford.

- Wang-Andersen, G., Skaare, J.U., Presterud, P. & Steinnes, E. 1993. Levels and congener pattern of PCBs in Arctic fox, *Alopex lagopus*, in Svalbard. - Environ. Pollut. 1993.
- Vermeer, K. & Reynolds, L.M. 1970. Organochlorine residues in aquatic birds in the Canadian provinces. - Canadian Field Naturalists 84: 117-130.
- Wiemeyer, S.N. & Cromartie, E. 1981. Relationship between brain and carcass organochlorine residues in ospreys. - Bull. Environ. Contamin. Toxicol. 27: 499-505
- Kapittel 9:**
- Barrett, R. T., Skaare, J. U. & Gabrielsen, G. W. 1996. Recent changes in levels of persistent organochlorines and mercury in eggs of seabirds from the Barents Sea. - Environ. Pollut. 92: 13-18.
- Barrett, R. T., Skaare, J. U., Norheim, G., Vader, W. & Frøslie, A. 1985. Persistent organochlorines and mercury in eggs of Norwegian seabirds 1983. - Environ. Pollut. Ser. A 39: 79-93.
- Bernhoft, A. & Skaare, J. U. 1994. Levels of selected individual polychlorinated biphenyls in different tissues of harbour seal (*Phoca vitulina*) from the southern coast of Norway. - Environ. Pollut. 86: 99-107.
- Bignert, A., Litzén, K., Odsjö, T., Persson, W. & Reutergårdh, L. 1995. Time-related factors influence the concentrations of sDDT, PCBs and shell parameters in eggs of Baltic guillemots. - Environ. Pollut. 89: 29-36.
- Burton, F. G., Marquiss, M. & Tullett, S. G. 1986. A note on eggshell porosity, nest humidity and the effects of DDE in the grey heron *Ardea cinerea*. - Comp. Biochem. Physiol. 85C: 25-31.
- Christensen, H. & Heggberget, T. M. 1995. Polychlorinated biphenyl (PCB) residues and reproductive performance in Norwegian coastal Otters *Lutra lutra* L. - Paper III. I Christensen, H., red. Determinants of Otter *Lutra lutra* distribution in Norway. Dr. Scient. thesis. University of Trondheim.
- Dyjk, J., Kraul, I. & Grandjean, P. 1988. Miljøgifte i og skalfortynding af havørn, der gjorde yngleforsøg i 1979 og 1980. - Dan. Ornithol. Foren. Tidsskr. 82: 53-55.
- Eisler, R. 1985. Mirex hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. - U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85 (1.1): 1-42.
- Falandysz, J., Yamashita, N., Tanabe, S., Tatsukawa, R., Mizera, T. & Jacuczun, B. 1994. Highly toxic non-ortho-chlorine substituted coplanar PCBs in white-tailed sea eagles *Haliaeetus albicilla* from Poland. - I Meyburg, B.-U. & Chancellor, R. D., red. Raptor conservation today. WWGBP/PICA Press. s. 725-730.
- Folkestad, A. O. 1994. Prosjekt havørn. Organisering, bestandsforhold, populasjonsdynamikk, forvaltningsproblematikk. Upublisert rapport, Eiksund.
- Folkestad, A. O. 1997. Havsörnens status i Norge. - Kungsörnen 1997: 2-8.
- Gabrielsen, G. W., Skaare, J. U., Polder, A. & Bakken, V. 1995. Chlorinated hydrocarbons in glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) in the southern part of Svalbard. - Sci. Total Environ. 160/161: 337-346.
- Helander, B. 1975. Havsörnen i Sverige. - Svenska naturskyddsföreningen, Stockholm.
- Helander, B. 1985. Reproduction of the white-tailed sea eagle *Haliaeetus albicilla* in Sweden. - Holarct. Ecol. 8: 211-227.
- Helander, B. 1994. Productivity in relation to residue levels of DDE in the eggs of white-tailed sea eagles *Haliaeetus albicilla* in Sweden. - I Meyburg, B.-U. & Chancellor, R., red. Raptor Conservation today. WWGBP/PICA Press. s. 735-738.
- Helander, B., Olsson, M. & L., R. 1982. Residue levels of organochlorine and mercury compounds in unhatched eggs and relationships to breeding success in white-tailed sea eagles *Haliaeetus albicilla* in Sweden. - Holarct. Ecol. 5: 349-366.
- Holt, G., Frøslie, A. & Norheim, G. 1979. Mercury, DDE, and PCB in the avian fauna in Norway 1965-1976. - Acta vet. scand. Suppl. 70: 1-28.
- Kleivane, L., Skaare, J. U., Bjørge, A., de Ruiter, E. & Reijnders, P. J. H. 1995. Organochlorine pesticide residue and PCBs in harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) incidentally caught in Scandinavian waters. - Environ. Pollut. 89: 137-146.
- Koeman, J. H., Hadderingh, R. H. & Bijlefeld, M. F. I. J. 1972. Persistent pollutants in the White-tailed Eagle (*Haliaeetus albicilla*) in the Federal Republic of Germany. - Biol. Conserv. 4: 373-377.
- Koivusaari, J., Nuuja, I., Palokangas, R. & Viikko, V. 1972. Decrease in eggshell thickness of the white-tailed eagle in Finland during 1884-1971. - Ornith. Fenn. 49: 11-13.
- Lincer, J. L. 1994. A suggestion of synergistic effects of DDE and Aroclor 1254 on reproduction of the American Kestrel *Falco sparverius*. - I Meyburg, B.-U. & Chancellor, R. D., red. Raptor conservation today. WWGBP/PICA Press, The Banks. s. 767-769.
- Lockie, J. D. & Ratcliffe, D. D. 1964. Insecticides and Scottish golden eagles. - Br. Birds 57: 89-101.
- Lundholm, E. 1987. Thinning of eggshells in birds by DDE: Mode of action on the eggshell gland. - Comp. Biochem. Physiol. 88C: 1-22.
- Mulhern, B. M. & Reichel, W. L. 1970. The effect of putrefaction of eggs upon residue analysis of DDT and metabolites. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 5: 222-225.
- Newton, I. 1979. Population ecology of raptors. - T & A.D. Poyser, Berkhamsted.
- Newton, I. 1988. Determination of critical pollutant levels in wild populations, with examples from organochlorine insecticides in birds of prey. - Environ. Pollut. 55: 29-40.
- Newton, I. & Bogan, J. 1978. The role of different organochlorine compounds in the breeding of British sparrowhawks. - J. Appl. Ecol. 15: 105-116.
- Newton, I. & Galbraith, E. A. 1991. Organochlorines and mercury in the eggs of golden eagles *Aquila chrysaetos* from Scotland. - Ibis 133: 115-120.
- Nisbet, I. C. 1989. Organochlorines, reproductive impairment and declines in Bald Eagle *Haliaeetus leucocephalus* populations: Mechanisms and dose-response relationships. - I Meyburg, B.-U. & Chancellor, R. D., red. Raptors in the modern world. WWGBP, Berlin. s. 483-490.
- Nisbet, I. C. T. & Risebrough, R. W. 1994. Relationships of DDE to productivity of Bald Eagles *Haliaeetus leucocephalus* in California and Arizona, USA. - I Meyburg, B.-U. & Chancellor, R. D., red. Raptor conservation today. WWGBP/PICA Press. s. 771-773.
- Nygård, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Rovfugl som indikatorer på forurensning i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. - NINA Utredning 21: 1-34.
- Nygård, T. 1999a. Correcting eggshell indices of raptor eggs for hole size and eccentricity. - Ibis 141: 85-90.
- Nygård, T. 1999b. Long-term trends in pollutant levels and shell thickness in eggs of merlin in Norway, in relation to its migration pattern and numbers. - Ecotoxicology 8: 23-31.
- Nygård, T. & Skaare, J. U. 1998. Organochlorines and mercury in eggs of White-tailed Sea Eagles in Norway 1974-1994. - I Chancellor, R. D., Blanco, F. & B.-U. M., red. Holarctic Birds of Prey. Adenex-WWGBP, Berlin, Merida. S. 501-524.
- Odsjö, T. & Helander, B. 1977. Äggskalsförtunning hos havsörn häckande i Sverige. Upublisert rapport til Statens naturvårdsverk, Stockholm.
- Oehme, G. 1966. Die Seeadler-Verluste in unserer Republik. - Der Falke 13: 40-47.
- Oehme, G. 1980. Veränderungen der Eischalendicke beim Seeadler *Haliaeetus albicilla* als Parameter der Fremdstoffkontamination und des Reproduktionsvermögens. - Wissenschaftliche Zeitschrift der Pädagogischen Hochschule Halle 1: 37-39.

- Peakall, D. B. & Gilman, A. P. 1979. Limitation of expressing organochlorine levels in eggs on a lipid-weight basis. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 23: 287-290.
- Ratcliffe, D. A. 1970. Changes attributable to pesticides in egg breaking frequency and eggshell thickness in some British birds. - *J. Appl. Ecol.* 7: 67-115.
- Safe, S. 1990. Polychlorinated biphenyls (PCBs), dibenzo-p-dioxins (PCDDs) dibenzofurans (PCDFs) and related compounds: Environmental and mechanistic considerations which support the development of toxicity equivalency factors (TEFs). - *Crit. Rev. Toxicol.* : 2151-2188.
- Staven, B. 1994. Næringsvalg og kjønnsdimorfisme hos havørn. *Cand. scient.* - Zool. inst. Universitetet i Trondheim, Trondheim.
- Stoewsand, G. S., Bache, C. A. & Lisk, D. J. 1974. Dietary selenium protection of methylmercury intoxication of Japanese quail. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 11: 152-156.
- Størkersen, Ø. R. 1992. Truede arter i Norge. DN-rapport 1992-6. - Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Tucker, G. M. H., M.F. 1994. Birds in Europe: Their conservation status. *BirdLife Conservation Series 3.* - BirdLife International, Cambridge, UK.
- Vos, J. G., Botterweg, P. F., Strik, J. J. T. W. A. & Koeman, J. H. 1972. Experimental studies with HCB in birds. - *T.N.O. Nieuws* 27: 599-603.
- Wachtmeister, C. A. & Sundström, G. 1986. Miljøgifter och miljöförurening - en översikt med exempel från yttre miljö och arbetsmiljö. - I Iversen, T.-H., red. *Kjemiske miljøgifter 2.* Universitetsforlaget, Oslo. s. 81-204.
- Wiemeyer, S. N., Lamont, T. G., Bunck, C. M., Sindelar, C. R., Gramlich, F. J., Fraser, J. D. & Byrd, M. A. 1984. Organochlorine pesticide, polychlorobiphenyl, and mercury residues in Bald Eagle eggs-1969-79-and their relationships to shell thinning and reproduction. - *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 13: 529-549.
- Wille, F. 1976. The Greenland White-tailed Eagle. *Danish ornithological society, Denmark.*
- Willgohs, J. F. 1961. The white-tailed eagle *Haliaeetus albicilla* (Linné) in Norway. - *Årbok Univ. Bergen, Mat.-Nat. Ser.* 12: 1-211.
- Willgohs, J. F. 1984. Havørn i Norge. Næring, forplantningsøkologi, konkurrenter og fiender. - *Viltrapport* 27.
- Kapittel 10:**
- AMAP. 1997. Forurensning i Arktis: Tilstandsrapport om det arktiske miljøet. - Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo.
- Babich, H., Goldstein, S. H. & Borenfreund, E. 1990. In-vitro toxicity of organomercurials to cells in culture. - *Toxicology Letters* 50: 143-150.
- Banfield, A. W. F. 1961. A revision of the reindeer and caribou, genus *Rangifer*. - National Museum of Canada, Ottawa, Bulletin 177: 1-137.
- Barnaby, F. 1986. Chernobyl: the Consequences in Europe. - *Ambio* 15: 6.
- Bergmann, A., Olsson, M. & Reutergard, L. 1981. Lowered reproduction rate in seal population and PCB concentrations. - *Internat. Counc. Expl. Sea C.M./N.* 10.
- Borch-Johnsen & Nilssen, K. 1987. Seasonal iron overload in Svalbard reindeer liver. - *J. Nutrition* 117: 2072-2078.
- Borch-Johnsen, Olsson, K. S. & Nilssen, K. 1988. Seasonal siderosis in Svalbard reindeer. Hemochromatosis. *Proceedings of the first International Conference.* - *Annals of the New York Academy of Sciences* 526: 355-356.
- Bretten, S. 1991. Radioaktivt Cs-137 etter Tsjernobylnedfallet i alpine plantesamfunn på Dovre-Rondane. - I Gaare, E., Jonsson, B., Skogland, T., red. *Sluttrapport fra NINA's radioøkologiprogram 1986-1990, NINA, Trondheim.* s. 64-70.
- Brown, D. H. & Beckett, R. P. 1984. Uptake and effect of cations on lichen metabolism. - *Lichenologist* 16: 173-188.
- Brøgger, A. 1974. Different patterns of chromosome exchanges induced by methyl-methanesulphonate and mitomycin in human cells. - *Hereditas* 77: 205-208.
- Brøgger, A. & van der Hagen, B. 1983. Chromosome dosimetry in a lethal gamma radiation accident. - *Nordic Environmental Mutagen Society Symposium on Factors Affecting Mutagenicity and Evaluation of Mutagenicity Data.* Stockholm, Sweden.
- Brøgger, A., Norum, R., Hansteen, I.-L., Clausen, K.O., Skårdal, F., Mitelman, F., Kolnig, A.M., Strömbeck, B., Nordenson, I., Andersson, G., Jakobson, K., Mäki-Paakkanen, J., Norppa, H., Jäventus, H. & M. Sorsa, M. 1984. Comparison between five Nordic laboratories on scoring of human lymphocyte chromosome aberrations. - *Hereditas* 100: 209-218.
- Cherian, M.G. & Nordberg, M. 1983. Cellular adaptation in metal toxicology and metallothionein. - *Toxicology* 28: 1-15.
- Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations. 1990. Health effects of exposure to low levels of ionizing radiation. - *Natl. Acad. Press Washington* 1990.
- Crete, M., Nault, R., Walsh, R., Benedetti, J. L., Lefebvre, A. M., Weberg, J. P. & Gagnon, J., 1987. Variation in cadmium content of caribou tissues from northern Quebec. - *Sci. Tot. Environ.* 80: 103-102.
- Ellefsen, T. 1997. Forurensninger i elg. Undersøkelseresultater fra høsten 1994. - *SNT-rapport.* Statens næringsmiddeltilsyn, Oslo.
- Espelien, I. S. 1991. Kromosomaberrasjoner hos norsk villrein etter Tsjernobylulykken. - Hovedfagsoppgave, *Cand. scient. Zoologisk institutt, Universitetet i Trondheim.*
- Espelien, I. S. 1993. Genetiske effekter av tungmetaller på pattedyr. - *NINA Utredning* 51.
- Espelien, I. S. 1997. Undersøkelse av metaller i rein fra Troms og Nordland. *NINA-NIKU Fagrapport* 38.
- Espelien, I. S. & Krøkje, Å. 1995. Chromosome aberrations in plants and reindeer on the Kola peninsula. - *Proceedings of the 5th SE-TAC-Europe Congress Copenhagen 25-28 June 1995.*
- Ferm, V.G. & Carpenter, S.J. 1968. The relationship of cadmium and zinc in experimental mammalian teratogenesis. - *Laboratory Investigation* 18: 429-432.
- Fishbein, L. 1976. Atmospheric mutagens. - I Hollaender, A., red. *Chemical Mutagens 4.* Plenum Press, New York. s. 219-319.
- Friberg, L. 1986. Cadmium. - I Friberg, L., Nordberg, G.F. & Vouk, V.B., red. *Handbook on the Toxicology of Metals.* Elsevier, Amsterdam. s.130-184.
- Frøslie, A., Norheim, G., Rambæk, J.P. & Steinnes, E. 1984. Levels of trace elements in liver from Norwegian moose, reindeer and red deer in relation to atmospheric deposition. - *Acta Vet. Scand.* 25: 333-345.
- Frøslie, A., Haugen, A., Holt, G. & Norheim, G. 1986. Levels of cadmium in liver and kidneys from Norwegian cervids. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 37: 453-460.
- Gaare, E. 1991. Virkningen på reinens beite i traktene fra Dovrefjell til Rondane av ulykken i Tsjernobyl, april 1986. - I Gaare, E., Jonsson, B. & Skogland, T., red. *Tsjernobyl. Sluttrapport fra NINA's radioøkologiske program 1986-1990, NINA, Trondheim.* s. 36-48.
- Gaare, E., Skogland, 1975. Wild reindeer food habitats and range use at Hardangervidda. - I *Fennoscandian Tundra Ecosystems. IPB ecological studies* 17, Springer Verlag, Berlin. s. 195-210.
- Gaare, E., Sørensen, A. & White, R. G. 1977. Are rumen samples representative of the diet? - *Oikos* 29: 390-395
- Gaare, E., Jonsson, B. & Skogland, T. 1991. Tsjernobyl. - *Sluttrapport fra NINA's radioøkologiske program 1986-1990, NINA, Trondheim.*
- Goyer, R.A. 1996. Toxic effects of metals. - I Klaassen, C., red. *Casarett and Duoll's Toxicology* 5th ed. Macmillian Publishing Company, New York. s. 691-736.

- Haagenrud, H. 1978. Layers of secondary dentine in incisors as age criteria in moose (*Alces alces*). - J. Mamm. 59: 857-858.
- Holleman, D. F., Luick, J. R. & Whicker, F. W. 1971. Transfer of radiocesium from lichen to reindeer. - Health Physics 21: 657-666.
- Holtermann, W. F. M. O., de Voogt, P. & Copius Peereboom-Stegeman, J. H. J. 1984. Cadmium/ zinc relationships in kidney cortex and metallothionein of horse and Red deer: Histopathological Observations on Horse kidneys. - Environ. Res. 35: 466-481.
- IARC. 1987. - Monograph on the evaluation of the carcinogenicity of metals: An update of IARC monographs. Vol. 1-42. WHO-IARC Lyon, France.
- Jensen, J., Adare, K. & Shearer, R., red. 1997. Canadian Arctic contaminants assessment report. - Minister of Public Works and Government Services, Ottawa, Canada.
- Jordhøy, P., Strand, O., Skogland, T. & Gaare, E. 1996. Oppsummeringsrapport fra overvåkingsprogrammet for hjortevilt, Villrein. NINA Fagrapport 22.
- Kålås, J. A., & Framstad, E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere, fugl og næringskjedestudier i Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn-Austfjell, Lund og Solholm fjell, 1992. - NINA Oppdragsmelding 212.
- Kålås, J. A., Myklebust, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Akkumulering av metaller i hjortevilt. -NINA Utredning 58.
- Kålås, J. A. & Øyan, H. S. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Metaller, Selen, kalsium og fosfor i elg, hjort og rådyr, 1995-96. - NINA Oppdragsmelding 491.
- Kålås, J. A., Bretten, S., Byrkjedal, I. & Njåstad, O. 1994. Radiocesium (¹³⁷Cs) from the Chernobyl reactor in eurasian woodcock and earthworms in Norway. - J. Wildl. manage. 58: 141-147.
- Landis, W. G., 1995. A framework for environmental toxicology. - I Landis, W. G. & Yu, M. H., red. Introduction to Environmental Toxicology. Impacts of Chemicals Upon Ecological Systems, Lewis Publishers, Boca Raton. s. 7-16
- Lindsteen, J. E., Klinger, H. P. & Hamerton, J. L. 1978. An international system for human cytogenetic nomenclature (1978). - Hasselby, Stockholm, Sverige 7-9 sept. 1977.
- Medvedev, Z. A. 1986. Ecological aspects of the Chernobyl nuclear plant disaster. - Trends in Ecology and Evolution 1: 23-25.
- Muller, P. 1985. Cadmium concentrations in roe deer (*Capreolus capreolus*) and plants. - Naturwissenschaften 72: 664-665.
- Myklebust, I., Nybø, S., Kålås, J.A. & Pedersen, H. C. 1993. Cadmium accumulation in willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*) and rock ptarmigan (*L. mutus*) in central Norway. - Science . tot. Environ. Suppl. 1993: 135-139.
- Neuman, H. & Gaare, E. 1991. Måling av radioaktivitet etter Tsjernobylkatastrofen. - I Gaare, E., Jonsson, B., Skogland, T., red. Sluttrapport fra NINAs radioøkologiprogram 1986-1990, NINA, Trondheim. s. 64-70.
- NCRP. 1977. Cesium-137 from the environment to man: Metabolism and dose. - NCRP Report 52.
- NGU. 1986. Radioaktiv nedfall (bakkemålinger og gammastråling). - Foreløpig tolkningskart. 12.06.1986.
- Niemi, A., Venelainen, E-R., Hirvi, T. & Vutonen, M. 1993. Heavy metals in muscle liver and kidney from Finnish elk in 1980-1981 and 1990. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 50: 834-841.
- Noda, K., Ichihashi, H., Loughlin, T. R., Baba, N., Kiota, M. and 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.
- Nybø, S. 1991. Terrestrisk Naturovervåking: Tungmetaller og aluminium i pattedyr og fugl. - DN-Notat 1991-9.
- Ottar, B. 1981. The transfer of airborne pollutants to the Arctic region. - Atmospheric Environ. 15: 1439-1445.
- Pedersen, H. C. & Myklebust, I. 1993. Age dependent Accumulation of Cadmium and Zinc in Liver and Kidneys of Norwegian willow Ptarmigan. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 51: 381-388.
- Pedersen, H.C. & Nybø, S. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO₂, NO_x og tungmetaller. - NINA Utredning 5.
- Reddy, T. P. & Vaidyanath, K. 1978. Synergistic interaction of gamma rays and some metallic salts in the induction of chlorophyll mutations in rice. - Mutation Research 52: 3621-365.
- Reijnders, P. J. H. 1986. Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. - Nature, Lond. 324: 456-457.
- Reimers, E. 1994. Villreinstammen i Rondane Nord- struktur og kalvetilvekst i perioden 1983- 1992- ingen målbar effekt av Tsjernobyl ulykken. - Villreinen, s. 28-30.
- Reimers, E. & Nordby, G. Relationships between age and tooth cementum layers in Norwegian reindeer. - J. Wildl. Manage. 3: 957-961.
- Relling, B. & Steinnes, E. 1993. Cadmium mobility in the natural environment at Dovre a mountain area in Norway. - In Allan, R.J., Nriagu, J.O., red. Conf. Heavy Metals in the environment Vol. 2, Toronto, Canada. s. 542-545.
- Renzoïn, A. & Nordstrom, 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 - J. Environ. Radioact. 17: 159-182.
- Røed, K. H. 1986. Studies on the genetic structure of populations of reindeer and caribou. - Ph.D. Thesis NLH, Ås.
- Røed, K. 1992. Genetiske skader hos rein etter Tsjernobyl-ulykken. - I Garmo, T. H. & Gunnerød, T. B., red. Radioaktiv nedfall fra Tsjernobyl-ulykken. NLVF. s.103-113.
- Scheuhammer, A.M. 1987. Chronic toxicology of aluminium, cadmium, mercury, and lead in birds: a review. - Environ. Poll. 46: 263-295.
- Sharma, T. & Das, B. C. 1986. Higher incidence of spontaneous sister-chromatid exchanges (SCEs) and x-ray-induced chromosome aberrations in peripheral blood lymphocytes during pregnancy. - Mutation Research 174: 27-33.
- Sielo, L. & Beyer, W. N. 1985. Heavy Metals in White-tailed deer living near a Zinc smelter in Pennsylvania. - Journal of Wildlife Diseases 21: 289-296.
- Sivertsen, T. 1991. - Opptak av tungmetaller i dyr i Sør-Varanger. - DN 1992.
- Skogland, T. 1984. Wild reindeer-niche organisation. - Holarctic Ecology. 7: 345-379.
- Skogland, T. 1985. The effects of density-dependent resource limitations on the demography of wild reindeer. - J. Anim. Ecol. 54: 359-374
- Skogland, T. 1994. Villrein, fra urinnvåner til miljøbarometer. - N.W.Damm & Søn A:S - Teknologisk forlag, Oslo.
- Skogland, T. & Espelien, I. S. 1989. The biological effects of radiocesium contamination of wild reindeer in Norway following the Chernobyl accident. - I Myrberget, S., red. Transactions of the Xth. IUGB congress, Trondheim. s.276-279.
- Skogland, T., Strand, O. & Espelien, I. S. 1991. Den biologiske betydning av radiocesium i villrein. - I Gaare, E., Jonsson, B. & Skogland, T., red. Sluttrapport fra NINAs radioøkologiprogram 1986-1990, NINA, Trondheim. s. 64-70.

- Steinnes, E., Berg, T., Vadset, M. & Røyset, O. 1996. Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge. - Landsomfattende undersøkelser i 1995, SFT, Oslo.
- Steinnes, E., Allen, R. O., Petersen, H. M., Rambæk, J. P. & Varskog, P. 1997. Evidence of large scale heavy metal contamination of natural surface soils in Norway from long-range atmospheric transport. - Science tot. Environ. 205: 255-266.
- Steen, H., & Skogland, T. 1991. Lokale variasjoner av radiocesium i fjellrotte og lemen. - I Gaare, E., Jonsson, B. & Skogland, T., red. Sluttrapport fra NINA's radioøkologiprogram 1986-1990, NINA, Trondheim. s. 62-64.
- Strand, O., Espelien, I.S. & Skogland, T. 1995. Metaller og radioaktivitet i villrein fra Rondane. - NINA NIKU Fagrapport 5.
- Strand, P. 1994. Radioactive fallout in Norway from the Chernobyl accident. - NRP A Report 1994:2 Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 1994.
- UNSCEAR. 1986. United Nations Scientific Committee on the Effects of ionizing Radiation (UNSCEAR). Genetic Effects of Radiation. - I Ionizing radiation: Sources and Biological effects. Report A/32/40. Forty First Session, Supplement No. 16, United Nations, New York. s. 7-674
- Wang-Andersen, G., Utne- Skaare, J., Prestrud, P. & Steinnes, E. 1993. Levels and congener pattern of PCBs in arctic fox (*Alopex lagopus*) in Svalbard. - Environ. Pollut. 82: 269-275.
- Wheeler, D. 1988. Atmospheric dispersal and deposition of radioactive material from Chernobyl. - Atmospheric Environment 22: 853-863.
- Åhman, B. 1994. Radiocesium in reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) after fallout from the Chernobyl accident. - PhD Dissertation, Uppsala.

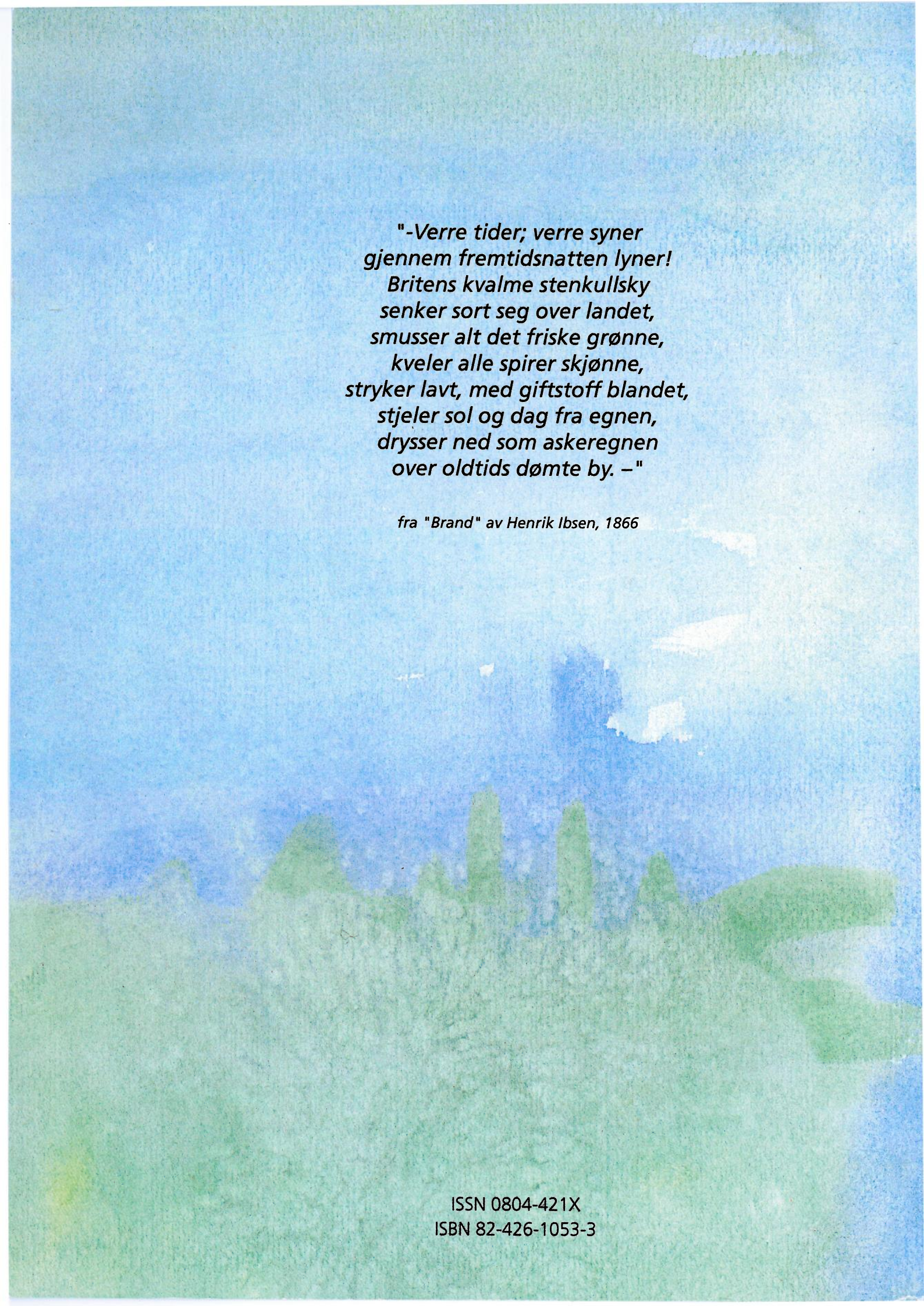
Vedlegg 1

Publikasjoner fra instituttprogrammet

- Barrett, R.T., J.U. Skaare & G.W. Gabrielsen. 1996. Recent changes in levels of persistent organochlorines and mercury in eggs of seabirds from the Barents Sea. - *Environ. Pollut.* 92: 13-18.
- Eijsackers, H. & Lökke, H. red. 1992. SERAS - Soil Ecotoxicological Risk Assessment system. A European Scientific Program to Promote the Protection of the Health of the Soil Environment. - Report from a workshop held in Silkeborg, Denmark 13-16 January 1992. National Environmental Research
- Espeli, I.S. 1991. Kromosomaberrasjoner hos norsk villrein etter Tsjernobylulykken. - Hovedfagsoppgave, Cand. scient.-thesis, Zoologisk Institutt, Universitetet i Trondheim.
- Espeli, I. S. 1993. Genetiske effekter av tungmetaller på pattedyr. - NINA Utredning 51.
- Espeli, I. S. 1995. Chromosome aberrations in wild reindeer following the Chernobyl accident. - NordEMS Meeting at Beito March 1995
- Espeli, I. S. & Krøkje, Å. 1995. Chromosome aberrations in plants and reindeer on the Kola peninsula. - Proceedings from 5th SETAC-Europe Congress Copenhagen 25-28 June 1995.
- Espeli, I. S., Strand, O. & Skogland, T. 1993. Effects of lowdose radiation in wildlife: Chromosome aberrations (CA) and pollution effects in Norwegian wild reindeer following the Chernobyl accident. - 6th ICEM Conference, Melbourne, Australia, february 1993.
- Espeli, I. S., Strand O., Skogland T., Baskin L. & Makarova O. 1994. A study of exposure and Genotoxic effects of radiation and metals on reindeer: Preliminary results. - Symposium norsk russisk miljø-samarbeid, Kirkenes 3-5.10.1994.
- Falk-Petersen, I.B., Falk-Petersen, S., Savinova, T., Wassmann, P., Gabrielsen, G.W. & Matishov, G. 1992. Marine ecosystem and the state of environment in arctic waters. - In Tikkanen, E., Varmola, M. & Katermaa, T., red. Symposium on the state of the environment and environmental monitoring in northern Fennoscandia and the Kola Peninsula. Arctic Centre Publication, Rovaniemi, Finland. No. 4. 107-122.
- Flatberg, K.I. & Frisvoll, A. 1992. Undersøkelser av skader hos to sigdmøser i Agder. - NINA Oppdragsmelding 134.
- Flatberg, K.I. & Frisvoll, A.A. 1994. Moseskader i Agder 1989-92. - NINA Oppdragsmelding 298.
- Flatberg, K.I., Foss, B., Løken A. & Saastad, S.M. 1990. Moseskader i barskog. - Direktoratet for naturforvaltning, notat.
- Flatberg, K.I., Bakken, S., Frisvoll, A.A. & Odasz, A.M. 1991. Moser og luftforurensninger. - NINA Oppdragsmelding 69.
- Fremstad, E. & Kvenild, L. 1993. Fattig heivevegetasjon i Norge; utbredelseskart. - NINA Oppdragsmelding 188.
- Fremstad, E. 1992. Virkninger av nitrogen på heivevegetasjon. En litteraturstudie. - NINA Oppdragsmelding 124.
- Fremstad, E., Paal, J. & Möls, T. Responses of alpine lichen-rich communities to nitrogen. - Manuskript.
- Fremstad, E., Aarrestad, P.A. & Skogen, A. 1991. Kystlynghei på Vestlandet og i Trøndelag. Naturtype og vegetasjon i fare. - NINA Utredning 29.
- Frisvoll, A.A. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Nitrogen i mose fra Agder og Trøndelag. - NINA Oppdragsmelding 80: 1-19.
- Frisvoll, A.A. & Flatberg, K.I. 1990. Moseskader i Sør-Varanger. - NINA Oppdragsmelding 55.
- Frisvoll, A.A. 1990. Moseskader i skog i Sør-Norge. - NINA Oppdragsmelding 18.
- Gabrielsen, G.W., Skaare, J.U., Polder, A. & Bakken, V. 1995. Chlorinated hydrocarbons in glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) in the southern part of Svalbard. - *Sci. Tot. Environ.* 160/161: 337-346.
- Henriksen, E.O. 1995. Levels and congener pattern of PCB's in Kittiwakes, *Rissa tridactyla* in relation to mobilisation of body-lipids associated with reproduction. - Hovedfagsoppgave, Cand. scient. Universitetet i Tromsø.
- Henriksen, E.O., Gabrielsen, G.W. & J.U. Skaare. 1996. Levels and congener pattern of PCB in kittiwakes, *Rissa tridactyla*, in relation to mobilization of body lipids associated with reproduction. - *Environ. Pollut.* 92: 27-37.
- Høiland, K. 1993. Pollution, a great disaster to mycorrhiza? - *Agarica* 12 (21): 65-88.
- Høiland, K. 1994a. Aluminium resistance in various isolates of two saprophytic Basidiomycetes from a coniferous forest in South Norway. - *Mycol. Helv.* 2: 77-85.
- Høiland, K. 1994b. Suppression of the toxic effect of soluble aluminium on fungi by dermocycin-1-b-D-glucopyranoside and orellanine from *Cortinarius sanguineus* and *C. orellanoides*. - *Nord. J. Bot.* 14: 221-228.
- Høiland, K. 1995. Reaction of some decomposer basidiomycetes to toxic elements. - *Nord. J. Bot.* 13: 305-318.
- Høiland, K. & Bendiksen, B. 1993. Sopp som indikatororganismer overfor forurenset nedbør. - I Fløisand, I. & Løbersli, E., red. Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger (TVLF) og Naturens tålegrenser. Sammendrag av foredrag og postere fra møte i Stjørdal, 15.-17. februar 1993. - Miljøverndep. Fagrapport. 42. s. 53-60.
- Høiland, K. & Dybdahl, H.G. 1993. A micro-well method for estimating fungal response to metal ions. Response to aluminium by some saprophytic basidiomycetes. - *Nord. J. Bot.* 13: 691-696.
- Høiland, K. & Jenssen, H.B. 1993. Ground Vegetation: Mycoflora. - I Abrahamsen, G., Stuanes, A.O. & Tveite, B., red. Long-Term Experiments with Acid Rain in Norwegian Forest Ecosystems. *Ecological Studies* 104, Springer Verlag, New York, Berlin. s. 230-238.
- Høiland, K. 1986. Storsoppfloraens reaksjon overfor forurensning, med spesiell vekt på mykorrhizasoppene. Undersøkelse foretatt i Norsk institutt for skogforskning forskningsfeltet i Åmli, Aust-Agder. - Miljøverndepartementet Rapport T-671: 1-62.
- Langeland, A. red. 1993. Pollution impacts on freshwater communities in the border region between Russia and Norway. II. Baseline study 1990-92. - NINA-Forskningsrapport 44.
- Langeland, A., Berger, H.M., Nøst, T., & Schartau, A.K.L. 1995. Konsentrasjoner av metaller i fisk fra Kola og Øst-Finnmark. - NINA Oppdragsmelding 357.
- Langeland, A., Schartau, A.K.L., Berger, H.M. & Nøst, T. 1994. Samarbeidet Norge-Russland - ferskvannsbiologiske undersøkelser i grensevassdrag i 1993. - NINA Oppdragsmelding 259.
- Lie, E. 1995. Akkumulering av tungmetaller i en antarktisk næringskjede. - Hovedfagsoppgave, Cand.scient. Kjemisk institutt, Universitetet i Trondheim.
- Lie, E., Nygård, T. & Steinnes, E. 1995. Accumulation of heavy metals in an Antarctic food-chain. - I Wilken, R-D., Förstner, U. & Knöchel, red. Heavy metals in the environment 1. s. 240-243.
- Muniz, I.P. 1993. Testoppsett for jordarthropoder, metodikk og noen resultater. - I Fløisand, I. & Løbersli, E., red. Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger, Naturens tålegrenser. Sammendrag av foredrag og postere fra møte i Stjørdal, 15.-17. februar 1993. Miljøverndep. Fagrapport. 42. s. 127-128.
- Myklebust, I. 1992. Akkumulering av kadmium i lirype *Lagopus lagopus* på Dovrefjell. - Hovedfagsoppgave, Zoologisk institutt, Universitetet i Trondheim.

- Myklebust, I. 1993. Metallbelastninger i lirype.- I Løbersli, E., Johannessen, T. & Viken Olsen, K., red. Naturens tålegrenser. Referat fra seminar i 1991 og 1992. DN-notat 1993-6. s. 117-119.
- Myklebust, I., Nybø, S., Kålås, J.A. & Pedersen, H.C. 1993. Cadmium accumulation in willow ptarmigan (*Lagopus L. lagopus*) and rock ptarmigan (*L. mutus*) in Central Norway. - Science Tot. Environ., Suppl. 1993: 135-139.
- Nygård, T. 1995. Tungmetaller i fjær av dvergfalk i Norge. - NINA Oppdragsmelding 373.
- Nygård, T. 1997. Miljøgifter i norske rovfugler. - I Brox, K. H., red. Natur 97/98. Tapir forlag, Trondheim. S. 165-175.
- Nygård, T. 1997. Temporal and spatial trends of pollutants in birds in Norway: Birds of prey and Willow Grouse used as biomonitors. Dr. scient. thesis. - Dep. of Zoology. University of Trondheim, Trondheim.
- Nygård, T. 1999. Long-term trends in pollutant levels and shell thickness in eggs of merlin in Norway, in relation to its migration pattern and numbers. - Ecotoxicology 8: 23-31.
- Nygård, T. & Skaare, J.U. 1995. Organochlorines and mercury of White-tailed Sea Eagles (*Haliaeetus albicilla*) in Norway 1974-1994. - Abstract. Raptor research foundation, 1995 annual meeting, Duluth, Minnesota, 1-4 november 1995.
- Nygård, T. & Skaare, J.U. 1998. Organochlorines and mercury in eggs of White-tailed Sea Eagles in Norway 1974-1994. - Chancellor, R.D., Blanco, F. & Meyburg, B.-U. (red.). "Holarctic birds of prey", Adenex-WWGBP, Berlin, Merida. s 501-524.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skåre, J. 1994. Mercury in eggs and feathers of merlin *Falco columbarius* in Norway. - Mercury as a global pollutant. Whistler, British Columbia, Canada, 10-14 juli 1994.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skåre, J. 1994. Environmental pollutants of merlin in Norway. - XXI Int. Orn. Congr., Wien, august 1994. Poster.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1994. Landsomfattende kartlegging av miljøgifter i dvergfalk. - Overvåking av natur og miljø. Seminarreferat. DN-notat 1994-8. s. 71-74.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skåre, J. U. 1994. Miljøgifter i dvergfalk i Norge. - NINA Forskningsrapport 56.
- Nøst, T., Schartau, A.K.L. & Berger, H.M. 1996. Samarbeidet Norge-Russland. Ferskvannsbioologiske undersøkelser i grensevassdrag i 1995. - NINA Oppdragsmelding 432.
- Nøst, T., Kashulin, N., Schartau, A.K.L., Lukin, A., Berger, H.M. & Scharov, A. 1997. Impacts of pollution on freshwater communities in the border region between Russia and Norway. III. Monitoring lakes 1990-96. NINA Fagrapport 29.
- Pedersen, H.C. 1993. Tålegrenser for tungmetaller hos fugl-med vekt på lirype.- I Løbersli, E., Johannessen, T. & Viken Olsen, K., red. Naturens tålegrenser. Referat fra seminar i 1991 og 1992. DN-notat 1993-6. s. 63-77.
- Pedersen, H.C. (red.). 1995. Kadmium og bly i lirype: akkumulering og cellulære effekter.- NINA Oppdragsmelding 387: 1-34.
- 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.
- Pedersen, H.C. & Myklebust, I. 1993. Age-dependent accumulation of cadmium and zinc in the liver and kidneys of Norwegian Willow Ptarmigan. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 51: 381-388.
- Pedersen, H.C. & Sæther, M. 1992. The effects of exogenous cadmium on parental behaviour in free-living female Willow Ptarmigan *Lagopus l. lagopus*. XX Behav. Ecol. Conf. Princeton University (abstract).
- Pedersen, H.C. & Sæther, M. 1993. Effekter av kadmiumbelastning på foreldreatferd hos ville lirypehøner. - I Fløisand, I. & Løbersli, E., red. Tilførsel og virkninger av lufttransporterte forurensninger (TVLF) og Naturens tålegrenser. Sammendrag av foredrag og poster fra møte i Stjørdal, 15.-17. februar 1993. NILU Rapport 0-1657. s. 163-166.
- Pedersen, H.C. & Sæther, M. 1999. Effects of cadmium on parental behaviour in free-living willow ptarmigan hens.- Ecotoxicology 8: 1-7.
- Pedersen, H.C., Myklebust, I., Nygård, T. & Sæther, M. 1992. Akkumulering og effekter av kadmium i lirype. - NINA Oppdragsmelding 152.
- Pedersen, H.C., Nygård, T., Myklebust, I. & Sæther, M. 1991. Metallbelastninger i lirype. - NINA Oppdragsmelding 71.
- Paal, J., Fremstad, E. & Möls, T. I trykk. Responses of the Norwegian alpine *Betula nana* community to nitrogen fertilization. - Canadian Journal of Botany, in press.
- Savinova, T.N. & Gabrielsen, G.W. 1993. Heavy metals in the Franz Josef Land birds. Anthropogenous influence of Franz Josef Land ecosystems. - I Matisov, G.G, Galaktianov, K.V., Denisov, V.V. Drobysheva, S.S., Chinarina, A.D. & Timofeeva, S.V., red. Environment and ecosystems of the Franz Josef Land (Archipelago and shelf). Det russiske vitenskapsakademi, Apatity. s. 222-231.
- Savinova, T.N., Gabrielsen, G.W. & Falk-Petersen, S. 1995. Chemical pollution in the Arctic and sub-arctic marine ecosystems: an overview of current knowledge. - NINA Fagrapport 1.
- Savinova, T.N., Gabrielsen, G.W. & V.M. Savinov. 1997. Trace metals in seabirds from the Barents Sea. - Mar. Poll. Bull.
- Savinova, T.N., Polder, A., Gabrielsen, G.W. & Skaare, J.U. 1995. Chlorinated hydrocarbons in seabirds from the Barents Sea area. - Sci. Total Environ. 160/161: 497-504.
- Schartau, A.K.L. 1993. Effekter av kadmium på littorale ferskvannsararter og -samfunn: et felteksperiment. - I Fløisand, I. & Løbersli, E., red. Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger (TVLF) og Naturens tålegrenser. Sammendrag av foredrag og poster fra møte i Stjørdal, 15.-17. februar 1993. Naturens tålegrenser, Miljøverndepartementet, Fagrapport 42. s. 167-172.
- Schartau, A.K.L. red. 1994. Effekter av lavdose kadmiumbelastning på littorale ferskvannspopulasjoner og samfunn. Feltforsøk utført i innhegninger. - NINA Forskningsrapport 55.
- Schartau, A.K.L. 1994. Effekter av lavdose kadmiumbelastning på planktoniske og littorale krepsdyr: et felteksperiment. - I Fløisand, I. & Johannessen, T., red. Lufttransporterte forurensninger - Tilførsler, virkninger og tålegrenser. Sammendrag av foredrag og poster fra møte i Grimstad 7.-9- mars 1994. - Miljøverndepartementet Fagrapport 50. s. 195-199.
- Schartau, A.K.L. 1996. Effekter av forsurening og kadmium-forurensning på populasjoner og samfunn av limnisk dyreplankton. - I Fløisand, I. & Løbersli, E., red. Lufttransporterte forurensninger - Tilførsler, virkninger og tålegrenser. Sammendrag av foredrag og poster fra møte på Klækken Hotell, Hønefoss, 22.-24. januar 1996. Miljøverndepartementet Fagrapport 77. s. 119-123.
- Schartau, A.K.L. Aagaard, K. & Wilmann, B. 1997. Cycling of cadmium in freshwater following experimental contamination. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 26: 382-387
- Schartau, A.K.L., Langeland, A., Wilmann, B., Aagaard, K. & Berger, H.M. 1994. Biologiske undersøkelser i Soenehkejavrie, Skarddørsjøene and Vigeltjønnna med nedbørsfelt, Sør-Trøndelag 1992-93. - NINA Oppdragsmelding 312.
- Skogland, T., Strand, O., Espelien, I., Mathiesen, S., Baskin, L. 1992. Pollution by heavy metals and radioactivity of reindeer; preliminary results. Symposium on the state of the environment and environmental monitoring in northern Fennoscandia and the Kola peninsula. Rovaniemi, Finland 6-8 oktober 1994.
- Strand, P. 1994. Radioactive fallout in Norway from the Chernobyl accident. - NRPA Report 1994 (2) Østerås.
- Strand, O., Espelien, I., & Jordhøy P. 1995. Tungmetaller i villrein fra Rondane. - Villreinen 1995:42- 45.
- Strand, O., Espelien, I.S. & Skogland, T. 1995 Metaller og radioaktivitet i villrein fra Rondane. - NINA Fagrapport 5.

- Sæther, M. 1994. Effekter av kadmiumkontaminering på foreldreatferd hos ville lirypehøner. - Hovedfagsoppgave, Cand. scient., Zoologisk institutt, Universitetet i Trondheim.
- Wenzel, C. & Gabrielsen, G.W. 1995 Trace element accumulation in three seabird species from Hornøya, Norway. - Arch. Environ. Contam. Toxicol. 29:198-206.
- Wren, C.D., Nygård, T. & Steinnes, E. 1994. Willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*) as a biomonitor of environmental metal levels in Norway. - Environ. Pollut. 85: 291-295.
- Aagaard, K., Schartau, A.K.L., Hanssen, O., Lierhagen, S. & Wilmann, B.H. 1994. Effects of cadmium on population and community structures in littoral zone of a boreal lake: An experimental study using limnocorals. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 25: 2021-2025.
- Aagaard, K., Schartau, A.K.L., Hanssen, O., Lierhagen, S., Nøst, T. & Wilmann, B. 1993. Effekter av kadmiumtilførsler på litoralsamfunn studert ved limnokoralleksperiment. Naturens tålegrenser. Referat fra seminar i 1991 og 1992. - DN-notat 1993-6: 113-116.



*"-Verre tider; verre syner
gjennem fremtidsnatten lyner!
Britens kvalme stenkullsky
senker sort seg over landet,
smusser alt det friske grønne,
kveler alle spirer skjønne,
stryker lavt, med giftstoff blandet,
stjeler sol og dag fra egnen,
drysser ned som askeregnen
over oldtids dømte by. -"*

fra "Brand" av Henrik Ibsen, 1866

ISSN 0804-421X
ISBN 82-426-1053-3