

Terrestrisk naturovervåking

Persistente organiske miljøgifter i rovfuglegg i Norge

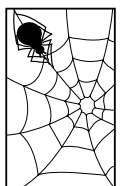
Torgeir Nygård
Janneche Utne Skaare
Roland Kallenborn
Dorte Herzke

Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 108

Oppdragsgiver: Direktoratet for naturforvaltning

Deltagende institusjoner: NINA



NINA oppdragsmelding 701



NINA•NIKU
STIFTELSEN FOR NATURFORSKNING
OG KULTURMINNEFORSKNING

NINA Norsk institutt for naturforskning

Terrestrisk naturovervåking

Persistente organiske miljøgifter i rovfuglegg i Norge

Torgeir Nygård

Janneche Utne Skaare

Roland Kallenborn

Dorte Herzke

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport NIKU Fagrapport

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

Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding NIKU Oppdragsmelding

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

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA•NIKU Project Report

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

Opplaget varierer avhengig av behov og målgrupper

Temahefter

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

Opplag: Varierer

Fakta-ark

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

Opplag: 1200-1800

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

Nygård, T. Skaare, J. U. Kallenborn R. & Herzke, D. Persistent organiske miljøgifter i rovfuglegg i Norge. NINA Oppdragsmelding 701: 1-xx.

Trondheim, november 2001

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-1242-0

Forvaltningsområde: Forurensing

Management area: Pollution

Rettighetshaver ©:

NINA•NIKU

Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Kjetil Bevanger og Lill Lorck Olden

Design og layout:

Lill Lorck Olden

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag: 100

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

N-7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefax: 73 80 14 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 12619

Ansvarlig signatur:

Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

Referat

Nygård, T. Skaare, J. U. Kallenborn R. & Herzke, D. Persistente organiske miljøgifter i rovfuglegg i Norge. NINA Oppdragsmelding 701: 1-33.

1992-93 ble dvergfalken tatt inn som overvåkingsart i TOV. Egg og fjær fra hele landet ble undersøkt med hensyn på organiske miljøgifter og tungmetaller. Analysene viste at dvergfalken fortsatt hadde store miljøgiftproblemer, men det var tegn som tydet på bedring. I 1999 og 2000 ble det innsamlet nytt materiale av egg på landsbasis. I tillegg presenterer vi analyser av egg fra andre arter av rovfugl som er samlet inn fra hele landet over en lengre periode.

Eggskalltykkelsen hos rovfugl er en god indikator på miljøgiftbelastningen, da den påvirkes av p,p'-DDE, som igjen er godt korrelert med mange andre miljøgifter. De hardest rammete artene har vært vandrefalk, dvergfalk og fiskeørn. Det er liten tvil om at eggskallfortynning forårsaket av DDE-belastning bidro sterkt til bestandsnedgangen hos disse artene i deler av perioden 1950-90. Det ser ut til å være rovfugl som lever av andre fugler som har størst skallfortynning, mens de som lever av planteetere har lavere nivåer, eksempelvis kongeørn. Dette skyldes trolig leveområdet (innlandet) og næringen (mye planteetere). Kongeørn fra kysten har imidlertid høyere belastningsnivåer og lavere reproduksjon enn i innlandet. Dataene tyder på at kongeørn kan være mer følsom enn andre arter.

Miljøgiftnivåene viser fallende tendenser over tid, men det er ulikheter artene i mellom. DDE-nivåene har falt markert hos dvergfalk. Hos kongeørn er det ikke noen klar utviklingstrend over tid verken for DDE eller polyklorerte bifenyler (PCB). Forskjellen mellom artene kan skyldes ulik økologi og næringsvalg

Det var få klare geografiske trender i materialet. Nivåene av DDE, HCB og HCH var økende mot nord i kongeørnegg. PCB-nivåene og kvikksølvnivåene avtok fra sør til nord hos havørn. Hos dvergfalk var det derimot

økende kvikksølvnivåer mot nord. Bare hos kongeørn ble det funnet signifikante kyst/innland-forskjeller; nivåene av DDE, PCB, klordaner og kvikksølv avtok fra kyst til innland.

For første gang er det målt konsentrasjoner av bromerte flammehemmere (polybromerte bifenyler (PBB) og polybromerte difenyletere (PBDE)) i egg av norske rovfugler. Nivåene er relativt høye, riktig nok ca en tierpotens under det som er vanlig for DDE, men høyere enn for mange av de andre vanlige miljøgiftene. Det er forskjeller mellom artene, og minner om de vi ser for DDE og PCB.

Toksafennivåene i åtte havørnegg ble analysert. Det ble påvist konsentrasjoner helt opp til 0,5 ppm, og seks av åtte hadde over 0,1 ppm på våtvektsbasis. Toksafennivåene er lavere enn DDE- og PCB-nivåene, men på samme nivå som klordaner, og høyere enn både dieldrin, HCB, HCH og mirex.

Generelt kan en si at miljøgiftnivåene ser ut til å avta hos rovfugl i Norge, og skalltykkelsen er på bedringens vei. Ny analysemetodikk har gjort det mulig å finne 'nye' miljøgifter, som viser seg å finnes i overraskende høye konsentrasjoner i eggene. Eventuelle miljøeffekter av disse er imidlertid dårlig kjent. Vi vet heller ingen ting om trender for disse giftene, av mangel på historiske data. Det er derfor nødvendig å følge disse giftene nøye i åra framover.

Emneord: Miljøovervåking – rovfugl – miljøgifter – egg – skalltykkelse

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

Janneche Utne Skåre, Veterinærinstituttet /Norges veterinærhøgskole, Ullevålsvn. 68, 0033 Oslo

Roland Kallenborn og Dorte Herzke, Norsk Institutt for Luftforskning ved Polarmiljøsenderet, 9296 Tromsø

Abstract

Nygård, T. Skaare, J. U. Kallenborn R. & Herzke, D. Persistent organic pollutants in eggs of birds of prey in Norway. NINA Oppdragsmelding 701: 1-33.

Eggs and feathers of Merlin from the whole country were analysed in 1992-93 for organic pollutants and heavy metals. The results showed that the merlin had severe pollution problems. In 1999 and 2000 a new national sampling campaign for eggs of Merlin and other birds of prey was launched. This report presents analyses of environmental pollutants in these, with an aim to clarify their possible biological effects of the species involved.

The eggshell thickness in birds of prey is a good indicator of the pollutant load. The thinning is primarily caused by DDE, which is closely correlated with many other organic pollutants. The species most severely affected have been Peregrine Falcon, Merlin and Osprey. It seems clear that DDE and shell thinning strongly contributed to the decline of these species during the period 1950-1990. Raptors preying on other bird species seem to be most heavily affected, while species preying on herbivores have lower pollutant levels. An example is the Golden Eagle, exhibiting low levels in general, but certain coastal pairs have high levels and low productivity, probably due to intake of prey connected to marine food chains. Data indicate that the Golden Eagle may be more sensitive than other species to DDE.

The trends in time of pollutant levels are decreasing, but there are differences between species. The DDE levels have fallen markedly in Merlin, while in Golden Eagle there are no clear trends in any of the major pollutants. The difference between species may be due to different ecology and food choice.

There were few clear geographical trends in the material. The levels of DDE, HCB, and HCH were increasing toward the north in Golden Eagle eggs, while the levels of PCBs and mercury were decreasing toward the north in White-

tailed Sea Eagle. In Merlin, the mercury levels increased toward the north. Only in Golden Eagle a coast/inland gradient was found; the levels of DDE, PCB, chlordanes and mercury decreased from coast to inland.

For the first time, the concentrations of brominated flame-retardants (PBB and PBDE) were determined in Norwegian birds of prey. The levels were surprisingly high, ca. one tenth of DDE levels, higher than many of the common pesticides. There are species differences, resembling the patterns for DDE and PCBs.

Toxaphene, or chlorobornanes, belong to the dominating pollutants in Arctic biota, but little is known about the effects on the environment. The chlorobornane levels of eight Sea Eagle eggs revealed concentrations up to 0.5 ppm, and six out of eight had values above 0.1 ppm on a wet weight basis. The levels were lower than those of DDE and PCBs, and on the same level as chlordanes, but were higher than dieldrin, HCB, HCH and mirex.

In general, the pollutant levels in birds of prey in Norway seem to be decreasing, and the shell thickness is improving. New techniques has made it possible to reveal 'new' pollutants, such as chlorobornanes and brominated flame-retardants, being present in relatively high levels in the eggs. The potential effects are, however, poorly known. Their trends over time are not known, and should be monitored in the future.

Keywords: Environmental monitoring – birds of prey – persistent pollutants – eggs – shell thickness

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

Janneche Utne Skåre, The Norwegian Veterinary Institute/Veterinary College. Ullevålsvn 68, N-0033 Oslo

Roland Kallenborn and Dorte Herzke, The Polar Environmental Centre, N-9296 Tromsø

Forord

Direktoratet for naturforvaltning (DN) ga i 1992-3 NINA i oppdrag å undersøke miljøgiftinnholdet i fjær og egg av dvergfalk i Program for terrestrisk naturovervåking (TOV). Disse analysene danner, sammen med egg av andre rovfuglarter undersøkt i andre sammenhenger, et grunnlag for langsiktig overvåking av miljøgifter i norsk fauna. Rovfuglene befinner seg på toppen av næringskjedene, og akkumulerer giftstoffer fra mange byttedyrarter over større områder. De kan derfor være gode indikatorarter på den generelle miljøgiftbelastningen i et område. I 1999 og 2000 ble det gitt midler til nye analyser av egg for å belyse utviklingen av miljøgiftinnholdet siden de første analysene.

I denne rapporten er det samlet inn egg fra mange arter gjennom et stort nett av lokale kontaktpersoner som alle har et nært forhold til rovfugler. Jeg vil spesielt takke Alv Ottar Folkestad, Bjørn E. Foyn, Odd Frydenlund-Steen, Steinar Garstad, J.O. Gjershaug, F. Kutschera, Per Lorentsen, Øivind Lunde, Harald Misund, Martin Pearson, Jostein Sandvik, Magne Sleire, Øyvind Spjøtvold, Per J. Tømmeraas, og Arve Østlyngen for hjelp med å samle inn egg i felten. Uten hjelp fra disse personene hadde det ikke vært mulig å gjennomføre dette prosjektet. Fylkesmennenes miljøvernavdelinger, Norsk Ornitologisk Forening, SNO, Prosjekt havørn og Prosjekt vandrefalk Sørøst-Norge har vært gode samarbeidspartnere. Anuschka Polder har utført analysene ved Miljøtoksikologisk laboratorium, Norges veterinærhøgskole.

Dette prosjektet er i hovedsak finansiert av Direktoratet for Naturforvaltning. Analysene av 'nye' miljøgifter er finansiert over NFR-prosjekter (PROFO). Eldre analyseresultater er hentet fra eksisterende litteratur og rapporter, samt fra egen forskning på rovfugl og miljøgifter gjennom en årrekke.

Trondheim, Oslo og Tromsø mai 2001

Torgeir Nygård, Janneche Utne Skåre, Roland Kallenborn
og Dorte Herzke

Innhold

REFERAT	3	5.2.7 <i>Klordaner</i>	24
ABSTRACT	4	5.2.8 <i>Toksafen</i>	25
FORORD	5	5.2.9 <i>Bromerte flammehemmere</i>	26
INNHold	6	5.2.10 <i>Kvikksølv</i>	26
1 BAKGRUNN	7	6. UTVIKLINGSTENDENSER	27
2 MILJØGIFTENE	8	7. GEOGRAFISK VARIASJON	27
2.1 <i>DDT</i>	8	SØR-NORD.....	29
2.2 <i>PCB</i>	8	KYST-INNLAND.....	29
2.3 <i>HCB</i>	8	8. LITTERATUR	31
2.4 <i>HCH</i>	8		
2.5 <i>Dieldrin</i>	8		
2.6 <i>Klordaner</i>	9		
2.7 <i>Mirex</i>	9		
2.8 <i>Toksafen</i>	9		
2.9 <i>Bromerte flammehemmere</i>	9		
2.10 <i>Kvikksølv</i>	9		
3 METODER	10		
3.1 <i>KORREKSJONSFAKTORER</i>	10		
4 MATERIALE	11		
5 RESULTATER OG DISKUSJON	11		
5.1 <i>EGGSKALLTYKKELSE</i>	11		
5.2 <i>MILJØGIFTENE</i>	14		
5.2.1 <i>DDE</i>	14		
5.2.2 <i>PCB</i>	21		
5.2.3 <i>Dieldrin</i>	22		
5.2.4 <i>HCB</i>	23		
5.2.5 <i>HCH</i>	23		
5.2.6 <i>Mirex</i>	24		

1 Bakgrunn

Direktoratet for naturforvaltning (DN) startet i 1990 "Program for terrestrisk naturovervåking" (TOV) med hensikt å overvåke tilførsel og virkninger av langtransporterte forurensninger på ulike naturtyper og organismer (Direktoratet for naturforvaltning 1997, Løbersli 1989). Programmet ble lagt opp med integrerte studier av nedbør, jord, vegetasjon (plantesamfunn), bestandsstudier av fugler og dyr, og kjemiske analyser av planter og dyr. Overvåkingen startet i 1990 med datainnsamling i to områder (Børgefjell i Nord-Trøndelag og Solhomfjell i Aust-Agder/Telemark). I perioden 1991-93 ble programmet videreført med datainnsamling i ytterligere fem områder (Lund i Rogaland, Åmotsdalen i Sør-Trøndelag, Dividalen i Troms, Møsvatn/Austfjell i Telemark og Gutulia i Hedmark).

I 1992-93 ble dvergfalken tatt inn som overvåkingsart i TOV. Egg og fjær fra hele landet ble undersøkt med hensyn på organiske miljøgifter og tungmetaller. Analysene viste at dvergfalken fortsatt hadde store miljøgiftproblemer, men det var tegn som tydet på bedring. I 1999 ble det gjennomført en ny runde med innsamling av egg på landsbasis. En ble også bedt om å gjennomføre analyser av egg fra andre utvalgte rovfuglarter.

Rovfugl befinner seg på toppen av næringskjedene, de integrerer miljøgifter fra et omfattende geografisk område, og er en følsom dyregruppe (Newton 1979, Newton 1988). De er derfor svært godt egnet til å studere akkumulering og effekter av forurensning av naturmiljøene.

Fugleegg er et biologisk materiale som har vist seg i stand til å avdekke geografiske forskjeller og tidstrender i miljøgiftbelastning, er blitt framholdt som kanskje det beste materiale for overvåking av klororganiske stoffer i miljøene (Gilbertson et al. 1987). I mange land inngår egg som ledd i integrerte miljøgiftovervåkingsprogram (AMAP 1997, Bernes et al. 1986). Ved å trekke inn økologiske parametre som næringspreferanse, trofisk nivå, habitatkrav

og trekkvaner, kan en øke forståelsen omkring belastningskilder, konsentrasjonsveier og problemområder. En slik innfallsvinkel er nylig brukt i en rapport hvor miljøgiftnivåene er satt i sammenheng med artenes trofiske nivå, næringspreferanse, trekkmønster og leveområder (Nygård 1999). For havørn, dvergfalk og kongeørn er det blitt gjort spesielle undersøkelser, da en for disse artene har hatt et materiale som har tillatt mer inngående studier av miljøgiftenes innvirkning (Nygård 1999, Nygård et al. 2000).

Analysene av de vanligst forekommende miljøgifter er foretatt ved Miljøtoksikologisk laboratorium, Norges Veterinærhøgskole i Oslo, og utgjør sammen med tidligere analyser en av de lengste tidsserier av miljøgifter i Norge (1968-1999). NILU's laboratorium i Tromsø har undersøkt 46 egg for 'nye' miljøgifter (toksafen m.v.). Dette er noen av de første resultatene av toksafen og bromerte flammehemmere som har vært gjort i Norge. Disse ble finansiert over et annet prosjekt (NFR-prosjektet "Determination and quantification of new organic pollutants in eggs from selected Norwegian predatory bird species", ved prosjektleder Roland Kallenborn, og stipendiat Dorte Herzke, NILU).

Forsker Torgeir Nygård ved NINA Trondheim har vært prosjektleder. Det har vært et nært samarbeid med Jon Atle Kålås og hans kontaktnett, som har ansvaret for den delen som angår de faste overvåkingsområdene i TOV. Professor Janneche Utne Skåre og Anushcka Polder ved Veterinærinstituttet /Veterinærhøgskolen har vært faglig ansvarlig for de kjemiske analysene der, og Dr. Roland Kallenborn og Dr. Dorte Herzke for analysene ved NILU. SNO, Fylkesmannens miljøvernavdelinger i tillegg til lokale kontaktpersoner, hvorav mange tilknyttet Norsk Ornitologisk Forening, har vært sentrale samarbeidspartnere når det gjelder innsamling av materiale.

Det lange og gode samarbeidet med de nasjonale rovfuglprosjektene Prosjekt vandrefalk Sørøst-Norge og Prosjekt havørn har vært videreført.

De naturhistoriske museene har skaffet referansemateriale av eldre egg i sine samlinger. Skalltykkelse og skallindeks er målt hos i forbindelse med tidligere prosjekter.

Prosjektet er utført under TOV-kontrakt no. 00040605, "Organiske miljøgifter i rovfugl".

2 Miljøgiftene

2.1 DDT

Den biologisk mest betydningsfulle effekten er at reproduksjonsraten går ned på grunn av eggskallfortynning og istykkerruging av egg. Analyser av en stor mengde datasett har vist at når skallfortynningen hos en rovfuglbestand overskrider ca 15 % i en årrekke, vil bestanden gå ned Newton (1979). Den molekylære mekanismen bak effekten av DDE (et stabilt nedbrytningsprodukt av DDT) er at det hemmer den enzymatiske mobiliseringen og transporten av kalsium fra egglederen over til egget (Lundholm 1987). I tillegg kommer nedsatt klekkbarhet og økende røteggfrekvens med økende DDE-nivåer (Newton & Bogan 1978). Også andre egenskaper hos morfuglen spiller inn, så som alder, kondisjon og muligens også andre miljøgifter (Lincer 1994). Kjønnshormoner og leverenzymmer påvirkes også.

2.2 PCB

De ulike PCB-komponentene har til dels svært ulike kjemiske og biologiske egenskaper. De såkalte non-orto koplanare PCB-ene (ingen kloratomer i orto-posisjon) er antatt å være de giftigste. Disse ligner på dioxin i sin struktur, og krever like komplisert analyseteknikk for å bli påvist (Tanabe et al. 1987). Biologisk viktigere er de såkalt mono-orto koplanare PCBene (ett kloratom i orto-posisjon), som riktignok har noe lavere toksisitet enn non-orto-

gruppen, men som vanligvis opptrer i langt høyere konsentrasjoner. I denne gruppen finner vi bl.a. PCB 105, 114, 118, 123, 156, 157, 167 og 189 (Dewially et al. 1991). PCB virker inn på nervesystemet, immunsystemet, enzymsystemer og stoffskifte- og kjønnshormoner, og kan også gi forstermidannelser. PCB har spesielt vært fokusert på som problem når det gjelder pattedyr, og spesielt når det gjelder effekter på reproduksjonsorganene. (Parkinson & Safe 1987, Skåre et al. 1994)

2.3 HCB

Heksaklorbenzen er et biprodukt som dannes ved produksjon av andre organiske forbindelser, eksempelvis ved elektrolytisk framstilling av magnesium og klor. Det er også i begrenset utstrekning brukt som plantevernmiddel, eksempelvis til beising av korn. I Tyrkia døde omkring 1960 ca 2000 barn etter å ha spist brød bakt på HCB-beiset korn (Wachtmeister & Sundström 1986). I større doser kan det forårsake leverskader, virke inn på nervesystemet og immunsystemet og utvikle porfyri, men har lav giftighet sammenlignet med andre klororganiske stoffer (Vos et al. 1972).

2.4 HCH

HCH (heksaklorsykloheksan) er hovedsakelig et plantevernmiddel, og forekommer som tre ulike isomerer; α (alfa) β (beta) og γ (gamma). γ -isomerer går under handelsnavnet *lindan*. β -isomerer, som det fins litt av i teknisk HCH, er den mest stabile isomerer. Det skjer en isomerisering av γ -HCH (lindan) til β -HCH i marine miljø. Lindan har i Norge vært brukt som erstatning for DDT, fordi det brytes raskere ned. India er muligens verdens største forbruker av HCH. Den fremste virkningen av HCH er på nervesystemet, men det kan også virke på leverfunksjoner, forplantning og immunsystemet.

2.5 Dieldrin

Dieldrin tilhører syklo-diengruppen, og er et av de mest skadelige insektmidlene som har vært i bruk. Det har meget høy akuttgiftighet for fugl, og bidro sterkt til at en rekke bestander av rovfugl gikk kraftig ned i Europa

(Newton 1988, Nisbet 1988). Analyser viser at norske fuglearter som overvintrer i Sørvest-Europa har vært belastet med dieldrin. Det er svært stabilt i jord, og er også sterkt kreftframkallende. Det er ikke i bruk i lenger i Europa.

2.6 Klordaner

Klordan tilhører også syklo-diengruppen, og har i likhet med dieldrin høy akutt giftighet. Det brukes til å bekjempe termitter og beskytte frø, og er egentlig en blanding av stoffer. Oksyklordan, cis-klordan, trans-klordan, heptaklor, heptaklor epoksid, cis-nonaklor og trans-nonaklor er metabolitter av pesticidet klordan. Det har vært forbud mot bruk av klordan i Norge siden 1967. Det produseres fremdeles for eksport i USA. Det er derfor mest sannsynlig forekomsten av dette stoffet i norsk fauna stammer fra inntak av forurenset føde fra steder utenfor Norge, enten ved inntak på overvintringslokaliteter eller gjennom inntak av trekkfugler som har overvintret i forurensete områder.

2.7 Mirex

Mirex er et klororganisk insektmiddel som i stor utstrekning er blitt brukt i Amerika som maurbekjempningsmiddel, men det er også brukt på samme måte som PCB til isolatorvæske i elektriske komponenter. Det har høy persistens og giftighet, og ble forbudt i USA allerede i 1978. Det er vist at Mirex kan være skadelig i naturen i konsentrasjoner helt ned i 2-3 ppb i vann og 0,1 ppm i føde. Pattedyr ser ut til å være mer følsomme enn fugl (Eisler 1985). Mirex er tungt nedbrytbart, og deltar i det store globale kretsløpet av langtransporterte persistente miljøgifter.

2.8 Toksafen

Toksafen er et middel som i stor utstrekning er blitt brukt i USA for å bekjempe insekter i bomullsproduksjonen. Stoffet virker inn på nervesystemet, og fisk er en spesielt følsom gruppe. Toksafen er en kompleks binding av mange polyklorerte bornaner og kamfener, som er vanskelige og kostbare å måle. Toksafen har vist seg å

være et av de mest utbredte organiske miljøgiftene blant de som påvises i arktisk fauna.

2.9 Bromerte flammehemmere

Mange av disse stoffene har kjemiske egenskaper som minner og PCB. Kilder er lekkasjer fra elektrisk utstyr, bygningsmaterialer, bilinventar og tekstiler som er behandlet. Giftigheten til disse stoffene er mangelfullt dokumentert. Forekomst i organismer langt fra mulige kilder tyder på at det deltar i det globale kretsløpet (de Boer et al. 1998).

2.10 Kvikksølv

Kvikksølv (Hg) er svært toksisk, både som Hg^{2+} og bundet til metyl-grupper, som $(CH_3)_2Hg$ eller CH_3Hg^+ . Kvikksølv bindes til sulfhydrylgrupper (SH-) på katalytiske seter i enzymer, som kan føre til inhibering eller aktivering. Metyl-kvikksølv er i stand til å passere hjernemembranen som et uladet kompleks eller som lavmolekylære tiolforbindelser. Kvikksølv kan gjøre irreversibel skade på sentralnervesystemet, og hvor det kan forstyrre overføringen av nerveimpulser mellom celler, hemme proteinsyntesen og polymeriseringen av tubulin til mikrotubuli, og ved reduksjon av cholinesteraseaktiviteten. Det er også vist at kvikksølv kan påvirke eggskaldannelsen, men gjennom andre mekanismer enn DDE (Lundholm 1987). Ved dannelsen av fjær kan kvikksølv binde seg til sulfhydryl-grupper i proteinet keratin, som er hovedbyggesteinen i fjær. Tejning (1967) viste at fjærdannelsen og fjærskiftet er den prosessen som er hovedekskresjonsveien for kvikksølv hos fugl. Også andre tungmetaller kan påvises i fjær. Dette har ført til at fjær er blitt brukt til overvåking av forurensing hos en rekke fuglearter mange steder i verden (Berg et al. 1966, Spronk & Hartog 1970). Forsøk med eksponering av fjær overfor UV-lys, oppvarming, frysing og i utevær har vist at kvikksølv inngår i en meget stabil forbindelse med keratinet (Appelquist et al. 1985). Dette betyr at eldre fjær i museumssamlinger kan brukes som referansemateriale. I Sverige gjorde kvikksølv stor skade på fuglefaunaen på 1950- og 60-tallet, spesielt gjennom opptaksveien

kvikksølvbeiset såkorn - frøspisende fugl – rovfugl (Borg 1960, Borg et al. 1969).

3 Metoder

Ved ankomst blir eggene målt (lengde og bredde), og veid, og oppbevart på kjøll (ca +4°C) til de blir tømt. Det bores et hull med 4-10 mm diameter ved eggets ekvator, hvor innholdet blåses ut ved å injisere luft med en kanyle. Egginnholdet klassifiseres etter fosterutvikling og tilstand. Innholdet oppbevares på rene glass til analyse. Eggskallindeks (Ratcliffe 1967) bestemmes etter at eggene har tørket ved romtemperatur noen uker og oppnådd en stabil vekt. Denne fins ved å bruke en bestemt formel som inkluderer lengde, bredde og skallvekt, korrigert for eksentrisitet og hullstørrelse (Nygård 1999) og er et bra mål på skallets kvalitet. Skalltykkelsen måles med et spesialtilpasset mikrometer gjennom utblåsingshullet. I fall bare fragmenter er tilgjengelig, måles opptil ti stykker, og gjennomsnittet brukes som en middelvei for kullet (Nygård & Skaare 1998).

Det er meget viktig at analysene blir utført med høyeste krav til kvalitetskontroll. For sammenlignbarhetens skyld er det best å holde seg til ett og samme laboratorium, såframt dette holder strenge kvalitetskrav. Miljøtoksikologisk laboratorium, Norges Veterinærhøgskole i Oslo har vært standardlaboratoriet for analyser av organiske miljøgifter i vilt i Norge siden midt på 1960-tallet. I henhold til akkrediteringen deltar laboratoriet årlig i minst en internasjonal kalibreringstest for å få testet analysekvaliteten, vi nevner blant annet: WHO/UNEP, 1982, 1992, 1998; ICES/IOC/OSPARCOM 4 trinn (1990-1993), EU (klorerte pesticider) 1994-1995, Quasimeme (toksafener) 1998, 1999, WHO/UNEP (PCB i human melk) 1998; IUPAC (PCB i humant fett, fiskeoljer) 1997. Quasimeme (PCB, klorerte pesticider) 2001. For nærmere beskrivelse av metoden, se Nygård & Skaare (1998).

Følgende PCB-kongenerer ble analysert for: 28, 74, 66, 99, 149, 118, 153, 105, 141, 138, 187, 128, 156, 157, 180,

170, 194, 206, og 209. Dessuten ble det analysert m.h.p. heksaklorbenzen (HCB), DDT-gruppen (op' og pp' DDT, DDE og DDD), HCH-gruppen (α , β og γ), klordan-gruppen (oksyklordan, cis-klordan, trans-klordan, trans-nonaklor, cis-nonaklor og mirex. Laboratoriet ble akkreditert som prøvingslaboratorium for denne typen analyser i henhold til kravene i NS – EN 45001 (1989) og ISO/IEL guide 25 (1990) 11. april 1996. (akkrediteringsnummer 0051). Kvantifiseringsgrensa var 2 ng/g for pesticider og PCB kongenerer. Ikke detekterte forbindelser ble gitt verdien null. Sum PCB er summen av konsentrasjonene av enkeltkongenerer på kapillærkolonne. Se Gabrielsen et al. (1995) for nærmere metodebeskrivelse.

Analyser av toksafener og bromerte flammehemmere har vært utført ved Norsk institutt for luftforskings laboratorier i Tromsø/Kjeller. Metoden er beskrevet i Herzke et al. (2001) og Kallenborn et al. (2000).

3.1 Korreksjonsfaktorer

Når en sammenligner verdier av klor-organiske stoffer i organprøver med ulikt lipidinnhold, bør det korrigeres for lipidkonsentrasjonen i prøven. Klor-organiske stoffer er sterkt fettløselige, og finnes derfor løst i fettfraksjonen i prøven. Det totale fettinnholdet i dyret/organet vil også spille inn, da stoffene vil bli mer og mer konsentrert etter som fett metaboliseres og forbrukes. Motsatt vil det bli mer og mer fortynnet etter som dyret/organet legger på seg fett. Under rugeprosessen skjer det en rekke forandringer i et egg som er befruktet. Det som har størst innflytelse på de målte verdiene i egg er væsketapet. For å gjøre eggene sammenlignbare, er det foretatt en tilbakeregning til ferskvektsverdier. Dette er gjort på følgende måte: Eggets volum er beregnet ved en tilnærmet formel for volumet av en prolatt spheroider,

$$V = 0.51 \cdot \pi L B^2,$$

(Hoyt 1979) hvor l er eggets lengde, b er bredden.

Korreksjonsfaktoren mellom våtvekt og ferskvekt, c , finnes ved å dele vekten av egget ved tømmedidspunktet (W_t) med den beregnede ferskvekten av egget:

$$c = \frac{W_t}{W_f},$$

hvor ferskvekten finnes ved å multiplisere eggets beregnede volum med eggets tetthet $W_f = V_f \cdot 1,043$ (Romanoff & Romanoff 1949). Lignende korreksjonsfaktorer er benyttet av Stickel et al. (1973) og Helander et al. (1982). Skalltykkelsen er målt uten egghinne som standard. En gjennomsnittlig hinnetykkelse er beregnet for hver art ut fra egg der tykkelse både med og uten hinne har vært mulig å ta. Denne er trukket ifra i de tilfelle hvor bare mål med hinne har vært tilgjengelig.

Kvikksølvinnholdet i egg (total-Hg) ble analysert ved Veterinærinstituttet/Norges veterinærhøgskole ved hjelp av atomabsorpsjonspektroskopi, kalddampsteknikk (Hatch & Ott 1968)

4 Materiale

Analysen av miljøgifter i rovfuglegg er utført i Norge siden 1966. De eldste analysene er publisert av andre (Frøslie et al. 1986, Holt et al. 1979), mens nyere data er å finne i Nygård (1981, 1983, 1995, 1997, 1999), Nygård et al. 1994, Nygård & Skaare 1998). I **tabell 1** er satt opp en oversikt over de eggene vi har hatt opplysninger om miljøgiftinnhold. Siden 1955 er det analysert i alt 350 egg av de utvalgte artene.

Tabell 1. Rovfuglegg analysert for miljøgifter i Norge 1966-1999. - *Bird of prey eggs analysed for environmental pollutants in Norway 1966-1999.*

	1966	1967	1969	1971	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Sum
Havørn						1	1		1	3	3	4	5	2	7	3	9	1	2	4	9	3	6	6	2	3	3	1	3		82	
Kongeørn	1	6	2	1	2	2			3	4	1	1	1		1		2	1		7	2	4	10	12	4	5	2	2	5	2	83	
Hønehauk	3							2	3			1	2	2	3			3					1		1	1	3	4	2		31	
Fiskeørn				1				1	4	1		3				2			1			2		1	7	1	4				28	
Vandrefalk								2	1						5		1		2	3	1	8	3	2	4	4	6				42	
Spurvehauk									3	2	1		1	1			2					1			3			2			16	
Dvergfalk										1		1			1		1			5	4	1		3	21	3	5	1		1	9	57
Jaktfalk												1	1									4		2	2		1				11	
Sum	4	6	2	2	2	3	1	5	15	8	5	10	9	13	7	9	9	13	4	10	16	27	11	24	55	15	25	11	7	11	11	350

5 Resultater og diskusjon

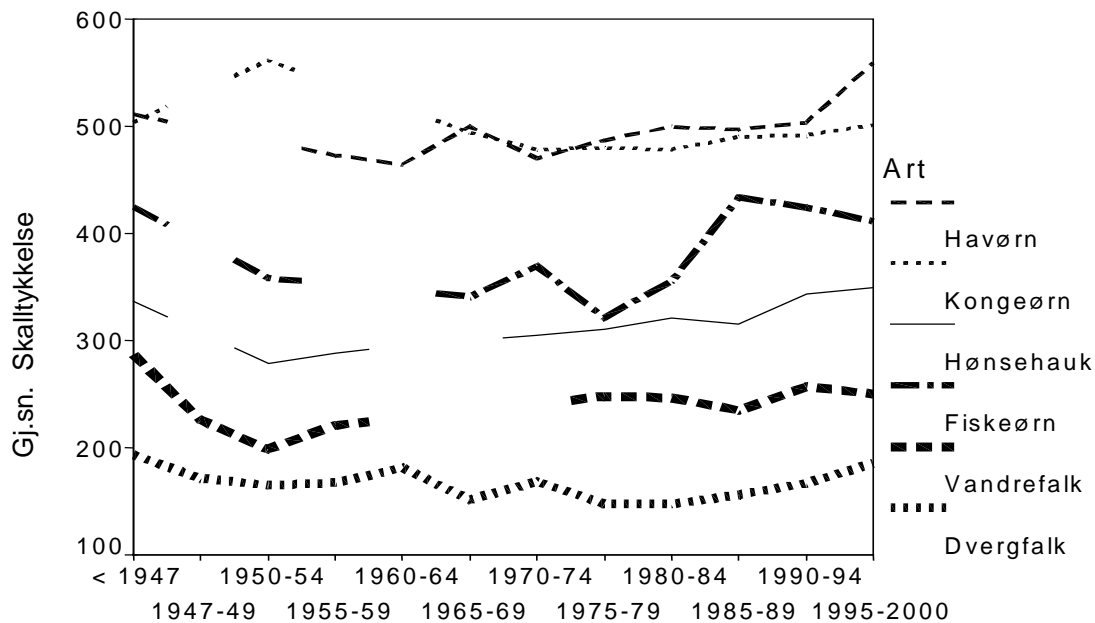
Utviklingen av skalltykkelsen hos enkelte arter av rovfugl i Norge fra 1947 til år 1999 er vist i **figur 1** og **tabell 2**. Skalltykkelsen før DDE kom inn i naturen er i hovedsak hentet fra egg mål ved våre naturhistorisk museer. Eggskallene har til dels vært betydelig fortynnet i hele perioden mellom 1947 og 1999, men med store variasjoner

5.1 Eggskalltykkelse

mellom artene. Vandrefalken har hatt den kraftigste fortynningen. Mellom 1947 og 1959 var eggene hele 24,5 % tynnere enn normalt, og på 1990-tallet var de fortsatt 11,5 % tynnere. Fiskeørneggene var opptil 20 % fortynnet helt opp igjennom 1970-tallet. Dvergfalkeggene var på sitt tynneste på 1980-tallet, med hele 20,1 % skallfortynning.

Et dvergfalkegg fra 1988 inneholdt 40 ppm DDE, og var 39% tynnere en normalt! Skallfortynningen hos havørn har vært moderat, jevnt over på ca 5 %, men på 1970-tallet var den oppe i 7 %. På 1990-tallet har skalltykkelsen kommet tilbake til normalnivået (**tabell 4**). Årsaken skyldes etter alt å dømme at DDE-nivåene nå er sunket fra 5- 7 ppm på 1970-tallet til ca 1 ppm 1995-99. Dataene levner liten tvil om at DDE-forårsaket eggskallfortynning og bidro sterkt til bestandsnedgangen til vandrefalk (Lindberg et al. 1988), dvergfalk (Nygård 1997a), og fiskeørn i perioden mellom 1950 og 1980. Tendensen på 1990-tallet er en

bedring for alle artene. Utviklingen i eggskallindeks er stort sett i samsvar med skalltykkelsen (**tabell 3**). Avvikene skyldes bl.a. at korrelasjonen aldri er perfekt, dels at materialet også inkluderer skallfragmenter funnet i reir etter klekking. Det må tas forbehold for nøyaktigheten, for materialet er begrenset; i flere tiårsperioder er materialet svært lite. Sammenhengen mellom skalltykkelse målt med mikrometer og skallindeks er vist i **figur 2**. Den viser at det er en god korrelasjon mellom målene ($r = 0,948$, $P < 0,001$, $n = 714$).



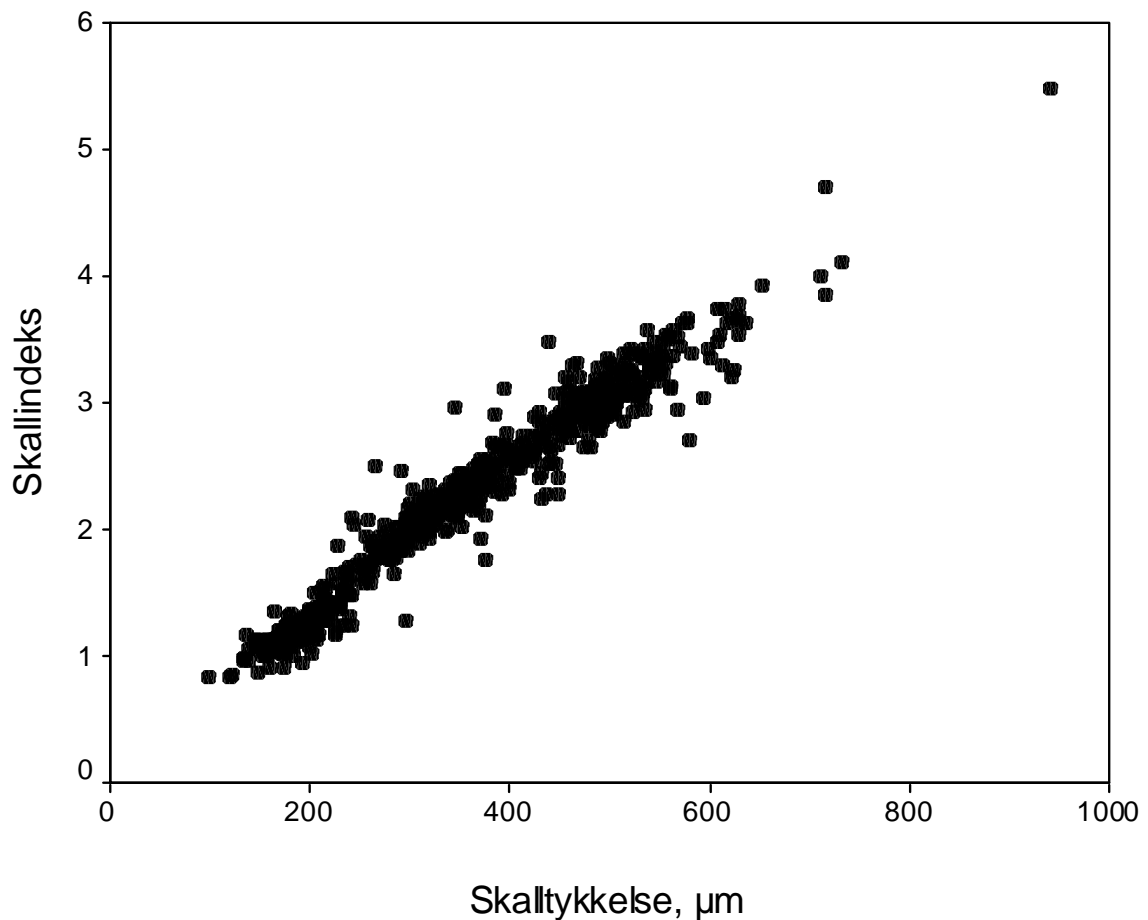
Figur 1. Utvikling i skalltykkelse hos noen norske rovfuglarter 1947-2000. - Shell thickness in some Norwegian birds of prey 1947 – 2000.

Tabell 2. Skalltykkelse (μm , korrigert for egghinne) i norske rovfuglegg 1947-2000, sammenlignet med egg fra før 1947 (T-test, enhalet). * = $P < 0,05$, ** $0,01 < P < 0,001$, *** = $P < 0,001$. N = antall kull. - Shell thickness (μm , corrected for membrane) in Norwegian eggs of birds of prey 1947-2000, compared to eggs from before 1947 (T-test, one-tailed). * = $P < 0.05$, ** $0.001 < P < 0.001$, *** = $P < 0.001$. N = no. of clutches.

	Før 1947		1947			1960			1970			1980			1990							
	1947		-59			-69			-79			-89			-2000							
	Gj.sn.	N	Gj.sn.	Diff.	P	N	Gj.sn.	Diff.	P	N	Gj.sn.	Diff.	P	N	Gj.sn.	Diff.	P	N				
Havørn	510,8	27	472,7	-7,5		3	488,0	-4,5		3	485,8	-4,9	*	30	498,1	-2,5		78	518,8	1,6		61
Kongørn	503,8	7	561,2	11,4		3	494,2	-1,9		7	479,1	-4,9	*	42	485,2	-3,7		22	496,1	-1,5		36
Hønsenhauk	336,5	32	285,3	-15,2	***	3					308,4	-8,3	**	5	319,9	-4,9	*	7	348,9	3,7	*	12
Fiskeørn	424,8	18	358,5	-15,6	*	2	340,8	-19,8	**	2	337,6	-20,5	***	6	386,5	-9	*	5	417,2	-1,8		11
Vandrefalk	286,9	20	216,5	-24,5	***	4					248,0	-13,6	**	5	241,3	-15,9	***	19	253,9	-11,5	***	21
Dvergfalk	193,3	23	167,0	-13,6	***	9	171,4	-11,3	*	6	163,2	-15,4	**	4	154,5	-20,1	***	15	173,3	-10,3	***	61

Tabell 3. Eggskallindeks for norske rovfuglegg 1947-2000, sammenlignet med eldre egg (T-test, enhalet). * = $P < 0,05$, ** = $0,01 < P < 0,001$, *** = $P < 0,001$. N = antall kull. - Shell thickness indices in Norwegian eggs of birds of prey 1947-2000, compared to eggs from before 1947 (T-test, one-tailed). * = $P < 0.05$, ** $0.001 < P < 0.001$, *** = $P < 0.001$. N = no. of clutches.

	Før 1947		1947			1960			1970			1980			1990							
	1947		-59			-69			-79			-89			-2000							
	Gj.sn.	N	Gj.sn.	Diff.	P	N	Gj.sn.	Diff.	P	N	Gj.sn.	Diff.	P	N	Gj.sn.	Diff.	P	N				
Havørn	3,16	26	2,99	-5,3		3	3,12	-1,3		2	2,94	-7,1	*	10	3,12	-1,3		25	3,21	1,4		36
Kongørn	3,19	6	3,32	4,2		3	3,20	0,4		5	3,03	-4,9		18	3,01	-5,5		19	3,06	-4,2		32
Hønsenhauk	2,22	32	2,03	-8,7	**	3					2,09	-6,0	**	5	2,13	-4,3	*	8	2,19	-1,6		10
Fiskeørn	2,64	20	2,26	-14,4	*	1	2,21	-16,5	**	2	2,12	-20,0	***	4	2,63	-0,6		4	2,43	-7,9	**	10
Vandrefalk	1,88	23	1,40	-25,7	***	4					1,45	-22,9	***	1	1,74	-7,5	*	8	1,71	-9,2	**	17
Dvergfalk	1,23	21	1,09	-11,5	***	9	1,08	-12,2	*	6	1,04	-15,0	*	4	1,09	-11,6	***	12	1,16	-5,7	*	38



Figur 2. Sammenhengen mellom skallindeks og skalltykkelse i norske rovfuglegg, alle arter ($r = 0,948$, $P < 0,001$, $n = 714$). - The correlation between shell index and shell thickness in Norwegian bird of prey eggs, all species ($r = 0.948$, $P = 0.001$, $n = 714$).

5.2 Miljøgiftene

Nivåene av de "klassiske" miljøgiftene **DDT** m/metabolitter, **HCB**, **HCH (lindan)** m/metabolitter, **klordan-gruppen**, **PCB** med viktigste kongenerer og **dieldrin**, samt **kvikksølv** er etablert i form av lange tidsserier i egg av norske rovfugler, og som sammen og hver for seg er i stand til å si oss noe om den generelle utviklingen av persistente organiske miljøgifter over tid. Til sammen har de et stort forklaringspotensiale når det gjelder forståelsen av spredningsmekanismer og bioakkumulasjon **Mirex**, et middel brukt mot maur i USA og i tropiske strøk, er allerede påvist i dvergfalk, havørn

og hønsehauk i Norge (Nygård et al. 1994, Nygård & Skaare 1998). I det foreliggende materialet er det også påvist **toksafen**, et insekticid som i stor grad erstattet DDT i Nord-Amerika da det ble forbudt. Utvikling av nye analysemetoder har gjort at det for første gang er påvist **polybromerte flammehekkere** (PBB og PBDE), i relativt høye konsentrasjoner (Herzke et al. 2001, Herzke et al. 2001a).

5.2.1 DDE

(Newton 1988) har vist at når eggskallfortynningen i en rovfuglbestand blir større enn 15% over tid så vil bestanden ikke greie å opprettholde antallet. Dette skjer vanligvis når DDE-nivået i eggene overskrider 10 ppm på

våtvæktsbasis (Crick 1992). Noen arter (f.eks. falker) har vist bestandsnedgang langt under denne grensen (fra 3 ppm, Fyfe et al. 1976), og dette kan derfor betraktes som en NOAEC (no observed adverse effect concentration)

hos rovfugl. Mange av de norske fugleartene som er analysert har i perioder overskredet disse grenseverdiene (se **tabell 4**).

Tabell 4. DDE i rovfuglegg i Norge 1966-1999, fordelt på femårsperioder (ppm ferskvekt). N = antall kull. - DDE in bird of prey eggs from Norway 1966-1999, divided into five-year periods (ppm fresh weight). N = no. of clutches.

År	Havørn			Kongeørn			Hønehaug			Fiskeørn			Vandrefalk			Dvergfalk			Jaktfalk			
	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gj.sn.	Max	N	
1965-69				0,35	1,17	7	10,17	18,17	3													
1970-74	2,84	2,84	1	0,32	0,55	4	.	.		68,73	68,73	1					
1975-79	5,67	10,27	5	0,56	0,98	7	5,4	9,48	5	3,49	8,43	5	25,48	31,21	2	17,00	17,00				1	
1980-84	7,18	62,39	16	0,18	0,26	3	3,62	6,20	7	0,57	1,57	4	7,19	8,77	3	16,71	22,12		2	0,52	0,69	2
1985-89	5,57	29,67	18	0,39	1,450	7	2,00	2,00	1	1,92	1,92	1	2,59	3,76	6	21,12	67,94				10	
1990-94	2,74	7,34	23	0,28	2,07	20	0,57	0,58	2	0,86	2,01	10	3,25	10,90	20	7,84	46,17		26	1,06	3,57	5
1995-99	1,06	2,64	9	0,18	0,51	15	1,01	3,16	8	1,25	2,44	3	4,49	12,05	6	3,67	11,60		14	0,38	0,38	1

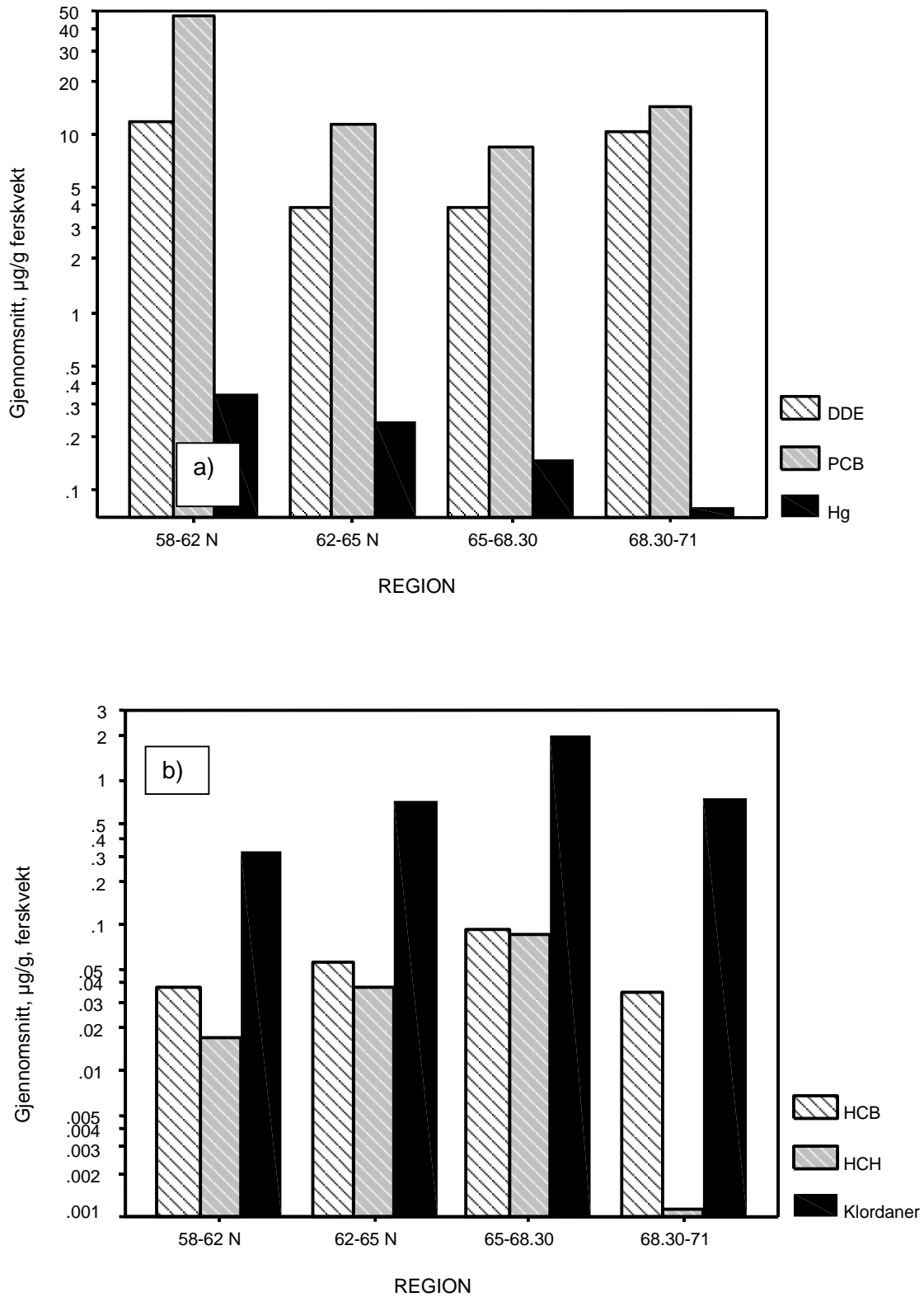
Havørn

En større analyse av miljøgifter i egg av havørn er publisert tidligere (Nygård & Skaare 1998, Nygård & Skaare 1999). Havørnserien representerer en tjuefemårsserie, og er dermed noen av de lengste publiserte dataseriene på klorerte hydrokarboner hos noen dyreart i Norge. Havørna er en indikatorart for den nære kystsonen, og kan rammes både av lokale utslipp og av langtransportert forurensing.

For den amerikanske hvithodehavørna *Haliaeetus leucocephalus* er det funnet en grense for negative

reproduksjonseffekter (NOAEC) ved 2,7 ppm DDE (Wiemeyer et al. 1993). Vi har funnet at det er regionale forskjeller i miljøgiftbelastning hos havørn (**figur 3**). Det var mest DDE i sør, minst i Midt-Norge, mens Nord-Norge hadde intermediære verdier.

Havørnbestanden har økt jevnt og trutt etter fredningen til dagens nivå på 1500-1700 par (Folkestad 1997). Det er ikke påvist noen sammenheng mellom reproduksjonsrate og DDE-konsentrasjoner på regionalt nivå, med det er sannsynlig at enkelte par i alle regioner har hatt nedsatt hekkesuksess på grunn av DDE-belastning.



Figur 3. Regional fordeling av miljøgifter i egg av havørn i Norge 1980-99. - Regional distribution of environmental pollutants in eggs of White-tailed Sea eagle 1980-99.

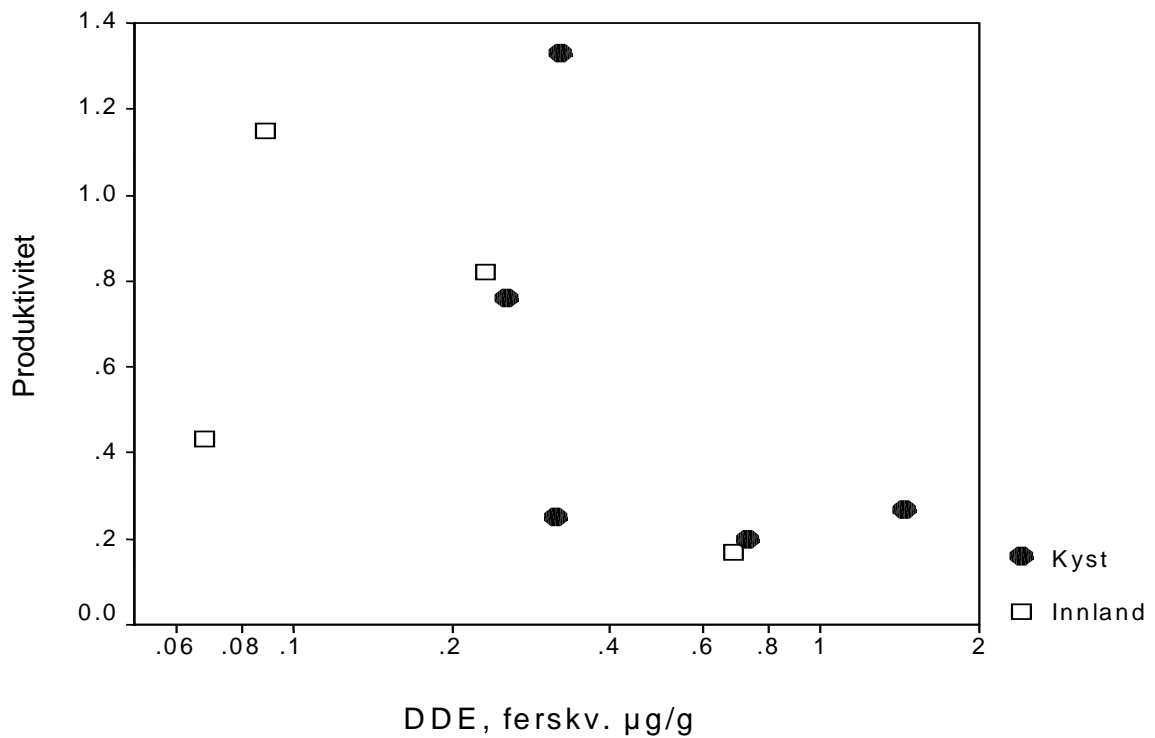
Kongeørn

Effekten av miljøgifter på skalltykkelse og reproduksjon hos kongeørn i Norge er undersøkt i en langtidsstudie på Nordvestlandet (Nygård & Gjershaug 2001). Uklekte egg er blitt innsamlet fra ni kongeørnreir i Nord-Møre – Trollheimenområdet i en årrekke, fem fra kystlokaliteter og fire fra innlandslokaliteter. Kystlokalitetene hadde dårligere hekkeresultat og røteggene fra disse lokalitetene hadde høyere innhold av klororganiske stoffer enn eggene fra lokalitetene i innlandet. En mulig forklaring på de høyere innholdene av miljøgifter i eggene fra kystlokalitetene er at hekkeparene der tar en større andel av marine fugler blant byttedyrene, f.eks. måser, vadere og andre arter.

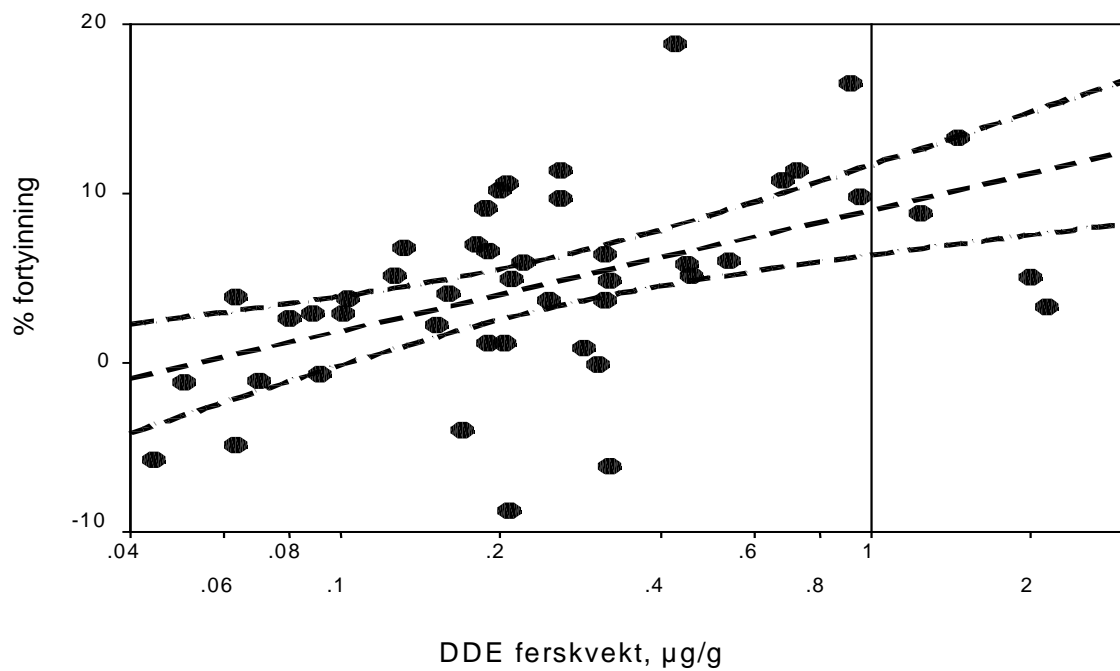
Det finnes indikasjoner på at det er sammenheng mellom hekkeresultatet og DDE-belastning, se **figur 4**. Datamaterialet enda for lite til å kunne si noe helt sikkert om årsaksforholdet. I flere andre undersøkelser er det vist sammenheng mellom innholdet av DDE og eggskallfortynning. Tidligere er imidlertid ikke kongeørna blitt betraktet som særlig påvirket av miljøgifter gjennom

sitt næringsvalg. En signifikant reduksjon (ca 10 %) av eggskalltykkelsen hos kongeørn opptrer allerede ved en DDE-konsentrasjon på 1 ppm (**figur 5**). Dette indikerer at kongeørna er spesielt følsom for eggskallfortynning, forårsaket av DDE. Andre arter som havørn og vandrefalk har tilsvarende fortynning først ved 10 ppm DDE eller mer. Kritisk nivå for negative effekter på populasjonsnivå hos flere rovfuglarter er ca 15 % eggskallfortynning (Newton 1979).

En mulig forklaring på kongeørnas høyere følsomhet kan være at den i et evolusjonshistorisk perspektiv er en innlandsfugl, og har dermed ikke utviklet noen beskyttelsesmekanismer mot naturlige organiske miljøgifter, så som naturlig metylert kvikksølv som finnes i vannmiljø. MeHg har lignende fysisk/kjemiske egenskaper som klororganiske stoffer, og har alltid eksistert i en viss utstrekning i vannmiljø. En annen innlandsrovfugl, præriefalken i Nord-Amerika, har også høy følsomhet. Om denne hypotesen er riktig, er imidlertid umulig å teste, men mer data trengs for å vise om det er artsspesifikke forskjeller i følsomhet.



Figur 4. Reproduksjon i forhold til DDE-innholdet i egg fra ni kongeørnlokaliteter på Nord-Møre 1974-94. *Reproduction in relation to DDE content from nine Golden Eagle territories in Nord-Møre 1974-94.*



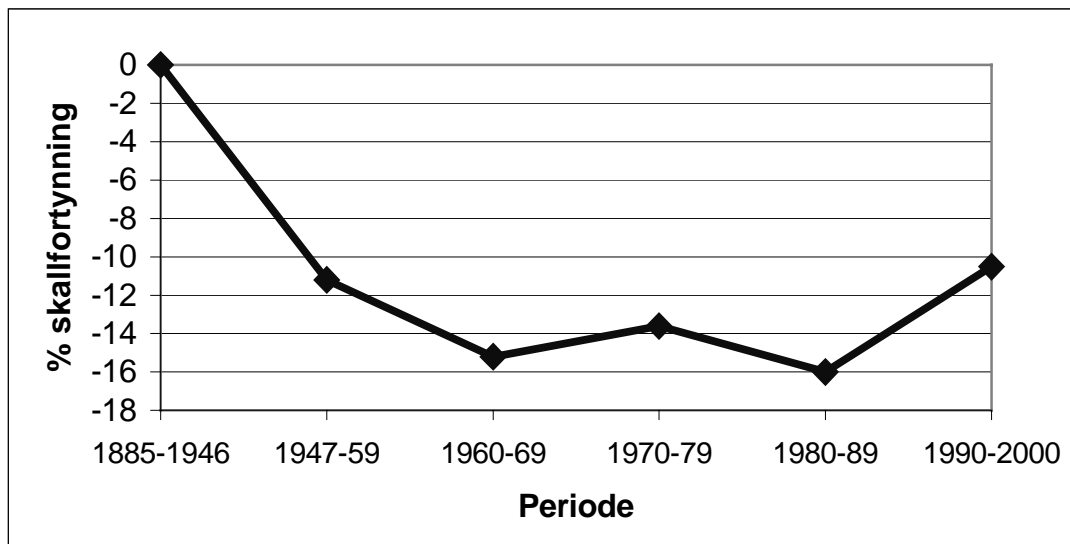
Figur 5. Skallfortynning i forhold til DDE-innhold i egg av kongeørn i Norge 1967-94. En lineær regresjonslinje gjennom DDE-verdiene på log-skala og skallfortynning er vist, med 95% konfidensintervall. - *Shell thinning in relation to DDE content in eggs of Golden Eagle 1967-94. A linear regression is shown (95 % confidence interval).*

Rovfugl som lever av andre fugler har de klart høyeste DDE- verdiene, og spurvehauk, dvergfalk og vandrefalk har opp i gjennom årene vært de hardest belastede. For dvergfalk og vandrefalk vet vi at det var en kraftig bestandsreduksjon som vi kan tilskrive miljøgiftbelastning (Nygård 1983; Nygård 1990b; Nygård et al. 1994). Hvis en vurderer DDE-nivåene i egg i forhold til hva de ulike artene spiser, avtegner det seg klare mønstre. Fugl som utelukkende lever av å ete andre fugler har de høyeste DDE-nivåene. Dernest kommer fugl som har en blandet diett av både fugl og fisk. Fiskespisere og altetere kommer i en mellomstilling. Å leve av pattedyr eller invertebrater gir de klart laveste nivåene. Dette har med lengden på næringskjedene å gjøre (Nygård 1999).

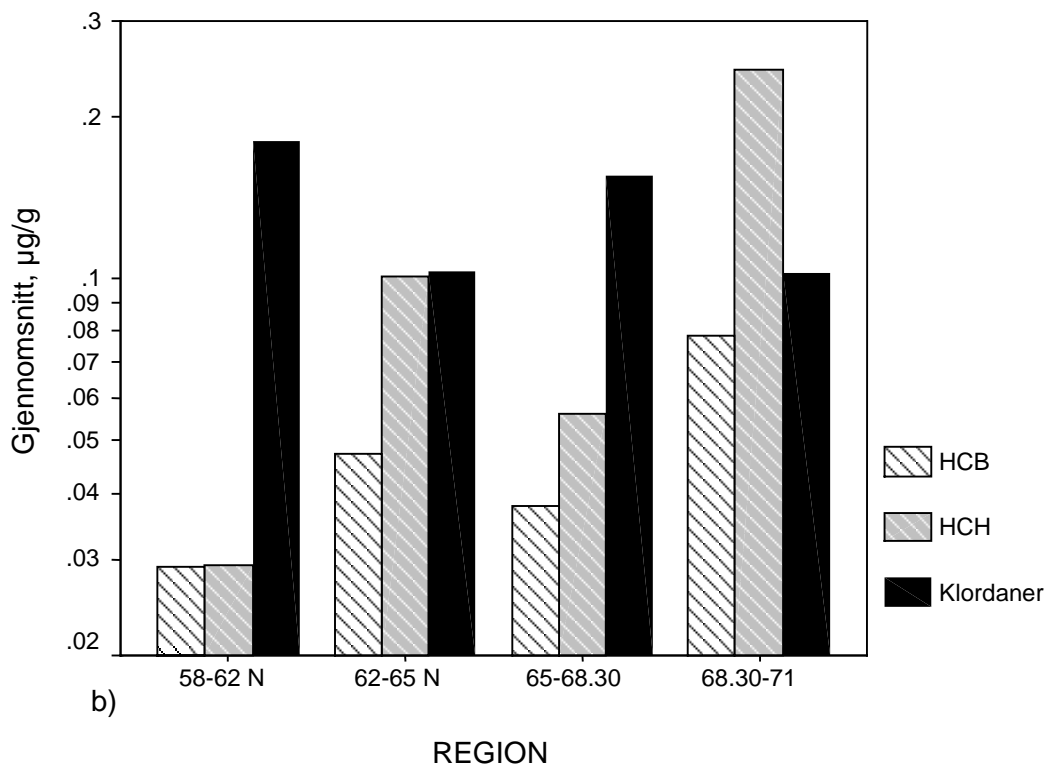
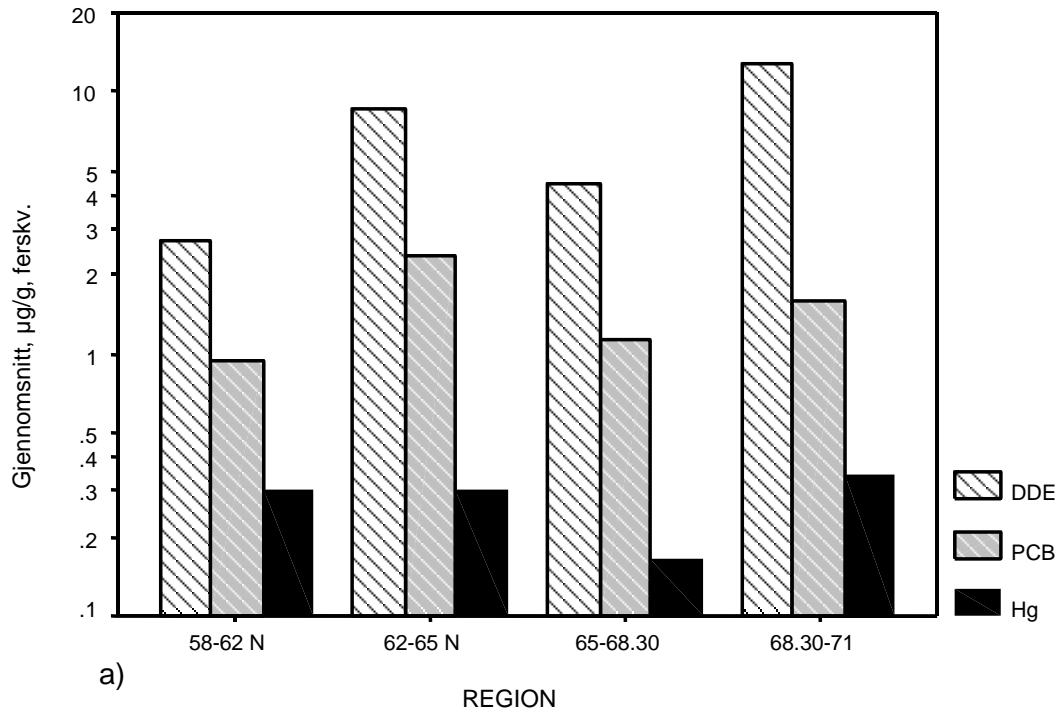
Dvergfalk

Hos **dvergfalken**, som på 1990-tallet har vist de høyeste DDE-nivåene av alle de undersøkte artene, finner vi fortsatt mange egg som ligger over den antatt kritiske grensa for bestandsnedgang på ca 15% skallfortynning.

Dvergfalken ble tidlig tatt inn i TOV, og dens miljøgiftstatus og –påvirkning er rapportert tidligere (Nygård 1997, Nygård 1999b, Nygård et al. 1994). Det er påvist en kraftig eggskallfortynning de siste tiår, sannsynligvis som følge av DDE-påvirkning (**figur 6**). Det er også påvist, gjennom årlige tellinger på fugletrekkstasjoner i Norge og Sverige, at antallet trekkende dvergfalker om høsten har en positiv samvariasjon med eggskalltykkelsen i bestanden til enhver tid, og at denne igjen har variert i takt med DDE-belastningen i bestanden (Nygård 1999b). Det er regionale forskjeller i DDE-nivå, og verdiene i den nordligste delen av landet er høyest. Det er ikke klart hva dette skyldes. Det kan være både forskjeller i næring og forhold på ulike overvintringsområder som spiller inn (Nygård 1999b). Dvergfalken er en sirkumpolar art som er rapportert innenfor AMAP (AMAP 1997). Innsamlingsarbeidet ble videreført våren 1999 på nasjonal basis. Dette resulterte i 12 nye dvergfalkegg fra 1999. I tillegg har det siden forrige innsamlingsrunde (1993) kommet inn 10 egg utenom dette.



Figur 6. Eggskallfortynning hos dvergfalk i Norge 1947-2000. - Shell thinning in Merlin in Norway 1947-2000.



Figur 7. Regional variasjon av miljøgiftnivåer i egg av dvergfalk i Norge etter 1980. - Regional variation in environmental pollution in eggs of Merlin after 1980.

Den kjente bestanden av **vandrefalk** var helt nede i åtte par på midten av 1970-tallet, og hadde en gjennomsnittlig skallfortynning på ca 20 %. Nå er bestanden i god vekst, og vi har i dag en hekkebestand på 250-350 par i Norge (Steen 1996b). Tidligere tiders bestand er anslått til 750-1000 par (Steen 1996a). Under siste halvdel av 1990-tallet er vandrefalken den arten som har høyest DDE-belastning i eggene (**tabell 4**).

Hønehawk og **fiskeørn** var tidligere sterkt DDE-belastede, men på 1990-tallet har nivåene sunket kraftig. Fiskeørna overvintret i Afrika, og det er rimelig å anta at nivåene hos denne arten til en viss grad har avspeilet bruken av DDT der. DDT brukes fortsatt i flere land i Afrika til bekjempelse av malariamygg og tsetsefluer (Crick 1992).

Det er overraskende at **jaktfalken** har såpass høye DDE-nivåer i perioden. Den er standfugl og er en rypespesialist. Rypene representerer en svært kort næringskjede (bjørk/vier-rype-jaktfalk). Den rimeligste forklaringen til de høye nivåene må være at jaktfalken til en viss grad endrer diett over til trekkfugl når de kommer tilbake om våren. Dette gir muligheter for oppkonsentrasjon av miljøgifter om sommeren (Lindberg 1983). Særlig har vadefugler vist seg å ha høye miljøgiftnivåer, og mange av våre bestander av vadere i fjellet overvintret på de store mudderflatene ved munninger av større elver i Europa. Mange av disse elvene er/har vært kronisk belastede med utslipp.

5.2.2 PCB

Nivåene av PCB i egg hos norske rovfugler er jevnt over nedadgående, men ligger fortsatt høyere enn DDE for de fleste arter (**tabell 5**). Havørna og vandrefalken, begge kystlevende toppredatorer, har hatt de høyeste nivåene over tid. Hos havørn trekker noen egg med ekstremt

høye konsentrasjoner fra 1980-tallet gjennomsnittsnivåene opp, da de var svært høye. (gj.sn. 23,6 ppm). I USA er det påvist at havørnas reproduksjon går ned under 0,1 unge pr territorielt par ved 35 ppm PCB. Grensa for effekter på reproduksjon (NOAEC) for PCB er antatt å ligge på 4 ppm (Wiemeyer et al. 1984). Nivåene nå er så vidt krøpet under denne grensa (**tabell 4**). Flere andre arter har også gjennomsnittskonsentrasjoner over eller rundt en grense på 4 ppm PCB på våtvektsbasis, blant andre vandrefalken, hønehawk og fiskeørn og jaktfalk. At jaktfalken ligger såpass høyt, er overraskende, særlig i betraktning at den lever i høyfjellet og i hovedsak lever av rype. Nivåene kan muligens forklares med at et trekkende vadefugl utgjør en del av dietten. Vadefugler kan betraktes som primær eller sekundær konsument i terrestriske eller akvatiske næringskjeder. Derfor kan et visst inntak av få slike høybelastede byttedyr gi store utslag i predatorens kropps nivåer av miljøgifter. I et vandrefalkterritorium i Nord-Sverige ble det funnet at gluttsnipe og sotsnipe hadde 1-2 ppm sum-PCB i kroppen på våtvektsbasis, mens det ikke var påvisbare mengder i rype (Lindberg et al. 1983).

Tabell 5. PCB i rovfuglegg i Norge 1966-99, fordelt på femårsperioder (ppm ferskvekt). N = antall kull. - PCB in bird of prey eggs from Norway 1966-1999, divided into five-year periods (ppm fresh weight). N = no. of clutches.

PCB	Havørn			Kongeørn			Hørnehauk			Fiskeørn			Vandrefalk			Dvergfalk			Jaktfalk		
	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N
1965-69	.	.	0	0,45	0,450	2	.	.	0	.	.	0	0	.	.	.
1970-74	5,69	5,69	1	0,59	0,71	4	.	.	0	7,82	7,82	1	0	.	.	.
1975-79	10,32	14,2	5	1,93	4,80	7	16,00	40,89	5	3,78	5,82	5	35,27	36,26	2	6,21	6,21	1	.	.	.
1980-84	23,61	216,6	16	0,66	0,99	3	13,31	32,34	7	1,26	3,18	4	26,02	36,83	3	6,69	8,82	2	1,63	2,28	2
1985-89	17,02	96,42	18	1,25	6,28	7	4,04	4,04	1	0,48	0,48	1	8,55	14,58	6	1,85	3,65	10	.	.	.
1990-94	7,73	24,01	23	0,73	5,09	20	4,901	7,13	2	1,99	4,91	10	7,81	21,71	20	1,22	2,71	26	3,24	13,28	5
1995-99	5,17	9,94	9	0,97	2,93	15	3,44	13,70	8	6,59	10,21	3	5,04	14,35	6	1,75	10,35	14	4,19	4,19	1

Biologiske effekter av PCB er vanskelige å skille ut fra effekter av andre klorerte hydrokarboner på grunn av stor grad av positiv samvariasjon. Lincer (1994) fant at det muligens var synergisme mellom PCB og DDE når det gjaldt skallfortynning. Dette ble vist i et fôringsforsøk med en nær slektning av vår dvergfalk, den amerikanske spurvefalken *Falco sparverius*. Fôring med 3 ppm DDE alene i maten ga 15 % skallfortynning, 10 ppm Aroclor 1254 alene (en kommersiell PCB-blanding) ga ingen skallfortynning, mens stoffene gitt i en blanding ga 19 % skallfortynning. Newton & Bogan (1978) viste i et materiale av spurvehauk *Accipiter nisus* at klekkesuksessen avtok med økende PCB-innhold i eggene.

5.2.3 Dieldrin

Newton (1988) viste at dieldrin-nivåer på over 1,0 ppm på våtvektsbasis i lever (0,7 ppm i egg) var nok til å holde en bestand under det naturlige bærenivået. Det er

derfor ingen tvil om at dieldrin har spilt en betydelig rolle når det gjelder nedgangen i den norske bestanden av vandrefalk. Hele 14 ppm dieldrin ble målt i et vandrefalkegg fra Rogaland fra 1976. Ringmerkingsgjenfunn viser at norske vandrefalker overvintrer på De britiske øyer, Nederland, Belgia og Frankrike (Nygård 1983). En vet at dieldrinbruken i deler av dette området var svært utbredt. Dieldrin er svært akutt giftig, og inntak av dødelige doser gjennom forurensede byttedyr (fugl) i overvintringsområdene var sannsynligvis det som brakte bestanden vår av vandrefalk på randen av utryddelse. Det gir grunn til bekymring at det fortsatt på begynnelsen av 1990-tallet fantes vandrefalkegg som inneholdt konsentrasjoner over den kritiske grensa, men på slutten av 1990-tallet har det vært klare indikasjoner på bedring (tabell 6).

Tabell 6. Dieldrin i rovfuglegg i Norge 1975-99, fordelt på femårsperioder (ppm ferskvekt). N= antall kull. - Dieldrin in bird of prey eggs from Norway 1975-1999, divided into five-year periods (ppm fresh weight). N = no. of clutches.

	Havørn			Kongeørn			Hønsøstrik			Fiskeørn			Vandrefalk			Dvergfalk			Jaktfalk		
	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N
1975-79	0,223	0,419	4	0,025	0,089	7	0,226	0,661	3	0,008	0,010	4	3,275	5,839	2	0,050	0,050	1			
1980-84	0,313	0,995	13	0,009	0,010	3	0,198	0,404	7	0,016	0,031	3	0,447	0,448	2	0,290	0,290	1	0,004	0,004	1
1985-89												0,045	0,079	2							
1990-94	0,153	0,176	3	0,005	0,008	3	0,083	0,099	2	0,057	0,111	3	0,362	1,367	8	0,105	0,105	1	0,010	0,017	2
1995-99	0,082	0,216	5	0,050	0,209	7	0,079	0,195	5	0,011	0,020	2	0,006	0,006	1	0,030	0,057	2	0,064	0,064	1

5.2.4 HCB

HCB er et stoff som det finnes lave konsentrasjoner av i de fleste prøver. Den relativt lave giftigheten

sammenlignet med andre stoffer gjør ikke HCB til noen aktuell trussel mot norske fuglebestander.

Tabell 7. HCB i rovfuglegg i Norge 1975-99, fordelt på femårsperioder (ppm ferskvekt). N = antall kull. - HCB in bird of prey eggs from Norway 1975-1999, divided into five-year periods (ppm fresh weight). N = no. of clutches.

	Havørn			Kongeørn			Hønsøstrik			Fiskeørn			Vandrefalk			Dvergfalk			Jaktfalk		
	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N
1975-79	0,069	0,088	4	0,024	0,040	7	0,157	0,393	3	0,033	0,066	4	0,221	0,221	1	1,358	1,358	1			
1980-84	0,133	1,229	16	0,032	0,070	3	0,078	0,231	7	0,018	0,037	4	1,053	1,995	2	0,832	1,217	2	0,024	0,045	2
1985-89	0,107	0,510	16	0,022	0,069	6	0,031	0,031	1	0,011	0,011	1	0,095	0,133	6	0,138	0,443	10			
1990-94	0,060	0,203	23	0,016	0,063	20	0,022	0,025	2	0,006	0,018	10	0,109	0,409	20	0,046	0,133	26	0,189	0,448	4
1995-99	0,021	0,040	9	0,008	0,020	15	0,044	0,230	8	0,022	0,055	3	0,036	0,087	6	0,035	0,059	14	0,005	0,005	1

5.2.5 HCH

På grunn av at lindan (gamma-isomeren av HCH) brytes raskt ned i miljøene, oppstår forgiftningstilfellene gjerne umiddelbart i forbindelse med bruken (Blus et al. 1985). Nivåene av HCH og dets metabolitter i norsk fauna er generelt svært lave (Nygård 1999c). Vandrefalken har i gjennomsnitt de høyeste konsentrasjonene i egg. Et dvergfalkegg fra Finnmark fra 1988 inneholdt hele 1,8

ppm HCH, og dette er det høyeste som er målt i norsk fauna. Et vandrefalkegg på 1990-tallet hadde 1,5 ppm. Det er uklart om dette skyldes inntak av forurenset bytte på overvintringslokaliteten, eller inntak av forurensete trekkfugler på hekkeplassen (Nygård et al. 1994). Som for de andre persistente organiske miljøgiftene er det fuglespiserne blant rovfuglene som topper lista.

HCH er den persistente miljøgiften som finnes i de høyeste konsentrasjonene i snø, sjøvann og plankton i

arktiske strøk; høyere enn både DDT og PCB, men bioakkumulerer ikke i samme grad som PCB og DDE (AMAP 1998). Både HCH og klordaner har fysisk/kjemiske egenskaper som gjør at de transporteres effektivt av den globale destillasjonsprosessen

(fordampes lett i varme strøk, kondenseres og felles ut i nordlige strøk, Wania & Mackay 1993). Det er derfor grunn til å anta at lindan og klordaner stadig forflyttes fra sør (hvor de fortsatt er i bruk i Europa) til nordlige områder.

Tabell 8. HCH i rovfuglegg i Norge 1970-99, fordelt på femårsperioder (ppm ferskvekt). N = antall kull. - HCB in bird of prey eggs from Norway 1975-1999, divided into five-year periods (ppm fresh weight). N = no. of clutches.

	Havørn		Kongeørn		Hønsehauk		Fiskeørn		Vandrefalk		Dvergfalk		Jaktfalk								
	Gjsn.	Max. N	Gjsn.	Max. N	Gjsn.	Max. N	Gjsn.	Max. N	Gjsn.	Max. N	Gjsn.	Max. N	Gjsn.	Max. N							
1970-74	0,016	0,016	1																		
1975-79	0,016	0,016	3	0,040	0,076	5	0,111	0,126	2			0,080	0,080	1							
1980-84	0,033	0,120	7	0,018	0,020	2	0,014	0,016	3	0,016	0,016	3	0,032	0,032	1	0,007	0,007	1			
1985-89	0,106	0,415	5	0,031	0,047	3				0,156	0,169	2	0,542	1.888	9						
1990-94	0,038	0,255	23	0,008	0,025	17	0,004	0,005	2	0,023	0,043	10	0,357	1.787	20	0,125	0,756	26	0,088	0,189	4
1995-99	0,006	0,024	9	0,004	0,020	15	0,009	0,035	8	0,007	0,014	3	0,040	0,119	6	0,020	0,069	14	0,002	0,002	1

5.2.6 Mirex

Nivåene av mirex i egg og organer er lave; den høyeste målte verdien er 0,72 ppm på våtvektsbasis i et egg av jaktfalk. Et havørnegg inneholdt 0,27 ppm og et vandrefalkegg 0,26 ppm (**tabell 9**). Det er ikke noe som

tyder på at disse verdiene har hatt noen negativ effekt alene. Det er allikevel grunn til å peke på det forholdet at et svært potent og persistent insekticid fra andre deler av verden når hit i såpass målbare mengder.

Tabell 9. Mirex i rovfuglegg i Norge 1985-99, fordelt på femårsperioder (ppm ferskvekt). N = antall kull. - Mirex in bird of prey eggs from Norway 1985-1999, divided into five-year periods (ppm fresh weight). N = no. of clutches.

	Havørn		Kongeørn		Hønsehauk		Fiskeørn		Vandrefalk		Dvergfalk		Jaktfalk								
	Gjsn.	Max. N	Gjsn.	Max. N	Gjsn.	Max. N	Gjsn.	Max. N	Gjsn.	Max. N	Gjsn.	Max. N	Gjsn.	Max. N							
1985-89	0,013	0,013	1								0,011	0,028	9								
1990-94	0,066	0,273	15	0,006	0,028	6	0,010	0,010	1	0,003	0,003	2	0,108	0,262	5	0,001	0,001	3	0,225	0,225	1
1995-99	0,049	0,088	6	0,004	0,008	8	0,024	0,103	6	0,006	0,006	1	0,018	0,032	5	0,015	0,078	13			

5.2.7 Klordaner

Det er ingen klar trend når det gjelder utvikling i klordannivåene. Hos havørn og vandrefalk er tendensen nedadgående, mens den er stigende hos fiskeørn. Hos kongeørn, hønsehauk og dvergfalk er tendensen uklar. Det kan være at noe av dette skyldes forskjell mellom

marine, limniske og terrestre næringskjeder, men mer data er nødvendig for å uttale seg sikkert om dette. Klordaner har fysisk/kjemiske egenskaper som gjør at de fraktes lett med de globale transportsystemene til arktiske strøk (Wania & Mackay 1993).

Tabell 10. Klordaner i rovfuglegg i Norge 1980-99, fordelt på femårsperioder (ppm ferskvekt). N = antall kull. - Chlordanes in bird of prey eggs from Norway 1980-1999, divided into five-year periods (ppm fresh weight). N = no. of clutches.

	Havørn			Kongeørn			Hønsehauk			Fiskeørn			Vandrefalk			Dvergfalk			Jaktfalk			
	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	
1980-84	0,055	0,071	2																			
1985-89	1.518	12.474	16	0,116	0,365	4	0,066	0,066	1				0,067	0,127	3	0,091	0,266	10				
1990-94	0,830	2.520	23	0,054	0,428	20	0,337	0,450	2	0,080	0,465	10	0,348	1.560	20	0,135	0,303	26	0,394	1,305	4	
1995-99	0,242	0,745	9	0,171	1.001	15	0,180	0,428	8	0,151	0,424	3	0,072	0,208	6	0,076	0,348	14	0,150	0,150	1	

5.2.8 Toksafen

I arktiske strøk er toksafen et av de stoffene som finnes i høyest konsentrasjon i fisk, men en vet lite om effektene på miljøet (AMAP 1998). For første gang blir det her presentert toksafennivåer i egg av rovfugl i Norge (**tabell 11**). Åtte havørnegg er blitt analysert. Resultatene viser

svært varierende konsentrasjoner. Ett egg lå under deteksjonsgrensa for alle 11 analyserte kongenerer. Ellers ble det påvist sum-konsentrasjoner helt opp til 0,5 ppm, og seks av åtte hadde over 0,1 ppm. Toksafennivåene er altså på nivå med klordaner, og høyere enn både dieldrin, HCB, HCH og mirex.

Tabell 11. Toksafener i havørnegg i Norge 1992-1998 (ppm ferskvekt). - Toxaphenes in White-tailed Sea Eagle eggs from Norway 1992-1998 (ppm fresh weight)..

År	TOX42												SUM TOXA
	TOX26	TOX32	TOX38	TOX40	ab	TOX50	TOX51	TOX58	TOX62	TOX69	TOX5T	FENER	
1992	0,1279	0,0579	< 0,02846	0,0934	0,1505	< 0,0568	< 0,01088	< 0,0002	< 0,00683	< 0,00095	< 0,0001	0,4864	
1995	0,0206	0,0523	< 0,02846	0,0396	0,1948	0,041	< 0,01088	< 0,0002	< 0,00683	< 0,00095	< 0,0001	0,3483	
1995	< 0,0001	< 0,00047	< 0,02846	0,0024	< 0,00154	< 0,0006	< 0,01088	< 0,0002	< 0,00683	< 0,00095	< 0,0001	< 0,03	
1996	0,0802	< 0,00047	< 0,02846	0,1688	0,1487	0,0735	< 0,01088	< 0,0002	< 0,00683	< 0,00095	< 0,0001	0,4712	
1996	0,0222	0,00213	< 0,02846	0,0353	0,0238	< 0,00094	< 0,01088	< 0,0002	< 0,00683	< 0,00095	< 0,0001	0,1025	
1997	< 0,0001	< 0,00047	< 0,04134	< 0,00067	< 0,00116	< 0,0006	< 0,01088	< 0,0002	< 0,00683	< 0,00095	< 0,0001	< 0,04	
1998	0,0246	< 0,00047	< 0,02846	0,0384	0,0723	0,0621	< 0,01088	0,0025	< 0,0104	< 0,00095	< 0,0001	0,1999	
1998	0,0326	0,0079	< 0,02846	0,0274	0,0555	0,0337	< 0,01088	< 0,0002	< 0,00683	< 0,00095	< 0,0001	0,1571	

5.2.9 Bromerte flammehemmere

Her presenterer vi for første gang konsentrasjonsnivåer for bromerte flammehemmere i egg av norske rovfugler. Nivåene er relativt høye (ca en tiendepart av det som er vanlig for DDE) det vil si høyere enn mange av de andre vanlige miljøgiftene. Det er forskjeller mellom artene, og det ser ut som graden av marin kobling til næringskjeder er viktig. Resultatene er under vitenskapelig bearbeiding (Herzke et al. 2001, Herzke et al. 2001a).

Tabell 12. Bromerte flammehemmere i egg av rovfugl i Norge, innsamlet på 1990-tallet (ppb våtvekt). - Brominated flame-retardants in egg of birds of prey in Norway, collected in the 1990's (ppm wet weight).

Art	Næringsdyr	Antall egg	Sum av 12 P	Sum av 16 PB	Sum BFR
Havørn	Fisk og sjøfugl	7	14.5	393.1	409.6
Kongeørn	Pattedyr og hønefugl	13	4.8	5.7	7.7
Hønehauk	Middels store fugler, små pattedyr	7	32.3	189.4	221.8
Fiskeørn	Fisk	5	16.0	105.3	115.0
Vandrefalk	Middels store fugler	5	37.5	198.8	240.6
Spurvehauk	Små trekkfugler	2	131.7	701.0	939.2
Dvergfalk	Små spurvefugler	3	6.7	34.3	41.0
Jaktfalk	Rype, middels store fugler	3	2.5	14.4	16.9

5.2.10 Kvikksølv

Kvikksølvets rolle som miljøgift er omdiskutert. Det er ingen tvil om at kvikksølv var en betydelig trussel for en rekke rovfuglarter på den tiden det var i omfattende bruk i landbruk (som plantevernmidler) og i industri (treforedling). Spesielt i Sverige og Canada var det et svært viktig tema, men også i Norge var det utvilsomt et betydelig problem, spesielt for rovfugl som levde av frøspisende arter i kulturlandskapet, og for arter som levde av fisk i belastede vassdrag (fiskeørn, havørn, lommer, dykkere). Dvergfalken er en av de få artene hvor det er vist en sammenheng mellom kvikksølvbelastning og produktivitet. I et materiale fra De britiske øyer fant Newton & Haas (1988) en signifikant negativ korrelasjon mellom kvikksølvkonsentrasjonen i eggene og antall

flygedyktige unger. Noe tilsvarende ble ikke funnet for DDE, dieldrin eller PCB. De konkluderte med at effekten ser ut til å inntre ved 3 ppm Hg tørrvekt. Her er det imidlertid mye som er uklart. Newton & Haas (1988) fant at effekten av kvikksølv syntes å være større i Skottland enn på Orknøyene og Shetland, uten at de hadde noen god forklaring på det. De antydte at kvikksølvet kunne opptre i forskjellige former (eksempelvis i ulik metyleringsgrad), men dette var ikke undersøkt. Kvikksølvnivåene i norske dvergfalkegg ligger nå gjennomsnittlig på ca. 0,4 ppm våtvekt. Dette tilsvarer ca. 2 ppm på tørrvektbasis. Enkelte egg har høyere innhold enn 3 ppm, så en kan ikke utelukke at kvikksølv hos enkeltpar kan nedsette produktiviteten også i Norge.

Jevnt over ser det ut til at kvikksølvnivåene har stabilisert seg for de fleste arter.

Tabell 13. Kvikksølv i rovfuglegg i Norge 1966-99, fordelt på femårsperioder (ppm ferskvekt). N = antall kull.- Mercury in bird of prey eggs from Norway 1966-1999, divided into five-year periods (ppm fresh weight). N = no. of clutches.

	Havørn			Kongeørn			Hønsørn			Fiskeørn			Vandrefalk		Dvergalk		Jaktfalk				
	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N	Gjsn.	Max.	N			
1965-69				0,064	0,166	7	0,751	1.106	3												
1970-74	0,442	0,442	1	0,040	0,040	3															
1975-79	0,193	0,316	5	0,471	2.811	7	0,318	0,474	5	0,145	0,474	5	0,602	0,730	2	0,700	0,700	1			
1980-84	0,258	0,684	16	0,046	0,050	3	0,300	0,581	7	0,103	0,213	4	0,550	0,679	3	0,313	0,390	2			
1985-89	0,182	0,390	18	0,059	0,324	7	0,025	0,025	1	0,553	0,553	1	0,355	0,600	6	0,502	1.080	10	0,072	0,072	1
1990-94	0,208	0,498	22	0,081	0,345	18	0,142	0,142	1	0,133	0,280	9	0,258	0,690	17	0,187	0,477	26			
1995-99	0,268	0,348	6	0,099	0,590	8	0,188	0,632	6	0,086	0,086	1	0,285	0,510	5	0,403	1.296	12	0,231	0,759	4

6. Utviklingstendenser

Forholdet mellom DDE og PCB har utviklet seg forskjellig i ulike miljøer. Norge kan deles i mange ulike habitater, men hvis en foretar en grov hovedinndeling i 'marint' (saltvann), 'limnisk' (ferskvann) og 'terrestrisk' (landmiljø) og 'marint/terrestrisk' (overgangen mellom marint- og landmiljø, den nære kystsonen), avtegner det seg noen mønstre. I de terrestriske miljøene har PCB avtatt raskere enn DDE, slik at kvotienten dem imellom er blitt høyere, det er nå en klar overvekt av DDE i de fleste egg, mens det har vært relativt stabilt høyere PCB-nivåer (en PCB:DDE-faktor på 2-4) i marint miljø (Nygård 1999c). Det er ikke godt å si hva den bakenforliggende årsaken til dette er. Ulik akkumulasjons- og nedbrytningsrater i de ulike miljøene kan være en forklaring. Et stoff som ikke har de fysiske/kjemiske egenskapene som skal til for å spre et stoff over lange avstander, vil det avta raskere når bruken opphører enn amlingsår (år som kovariat).

stoffer som har gode spredningsegenskaper. Da vil summen av mange diffuse kilder være bestemmende.

7. Geografisk variasjon

Materialet som er innsamlet kommer helt i fra lengst sør i Norge til Finnmark i nord. Det er kjent at nedfallet av både tungmetaller og PCB målt i moser i Norge har geografiske trender (Lead et al. 1997, Steinnes 1997, Steinnes et al. 1995). Vi har derfor testet om det er geografiske trender i materialet. Vi delte landet inn i fire regioner fra sør til nord: 1: 58°-62°N, 2: 62°-65°N, 3: 65°-68°30'N, 4: 68°30'-71°N. I tillegg testet vi en kyst-innlandsgradient (se **figur 8** for inndeling). For å unngå innvirkning av skjevfordeling av materialet med hensyn på geografisk representasjon over tid, ble testen utført som en variansanalyse, der det ble kontrollert for innsamlingsår.

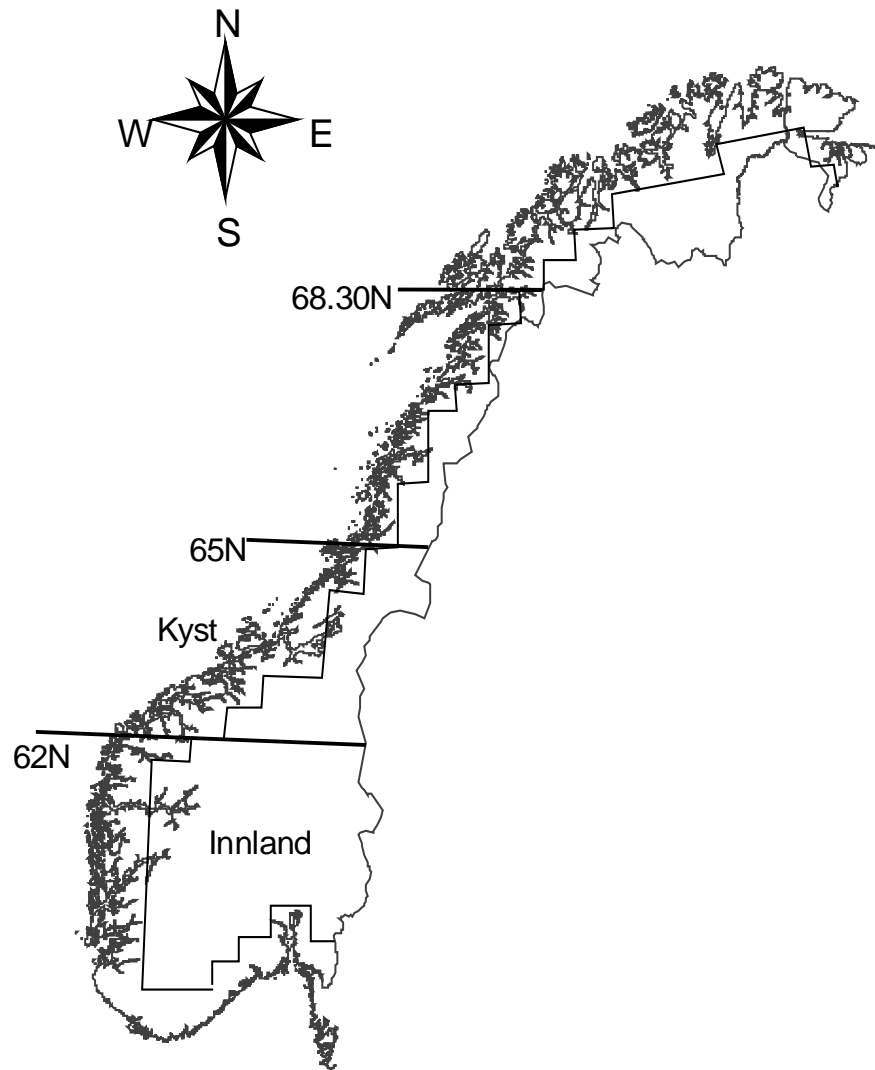


Fig. 8. Inndelingen av Norge i geografiske regioner. - The division of Norway into geographical regions.

Sør-nord

For DDE var det bare kongeørn som viste en signifikant sør-nord-gradient, og denne var økende mot nord (**tabell 14**). For denne arten er det imidlertid mulig at resultatet er påvirket av en kyst-innlandsgradient, da en på Vestlandet hanoen kysthekkende ørnepar som kan bidra til å høyne verdiene i sør (se nedenfor). For PCB var det er signifikant fallende verdier fra sør til nord for havørn og dvergfalk. En tendens til økende nivåer mot nord for HCB

ble funnet hos kongeørn, men ikke hos noen av de andre artene. HCH-nivåene var økende mot nord i egg av kongeørn, men avtakende hos hønsehauk og spurvehauk. For klordaner ble det ikke påvist noen signifikant nord-sørgradient hos noen av artene. Kvikksølvnivåene i havørnegg avtok mot nord, mens det var en økende tendens mot nord hos vandrefalk.

Tabell 14. P-verdier fra en variansanalyse av miljøgiftinnhold i forhold til sør-nord-beliggenhet (se figur 8), med år som kovariat. Den statistiske testen er utført på log-transformerte verdier (tosidig test). - P-values from an analysis of variance of environmental pollutants in relation to latitude (see figure 8), with year as a covariate. The statistical test is performed on log-transformed values (two-tailed).

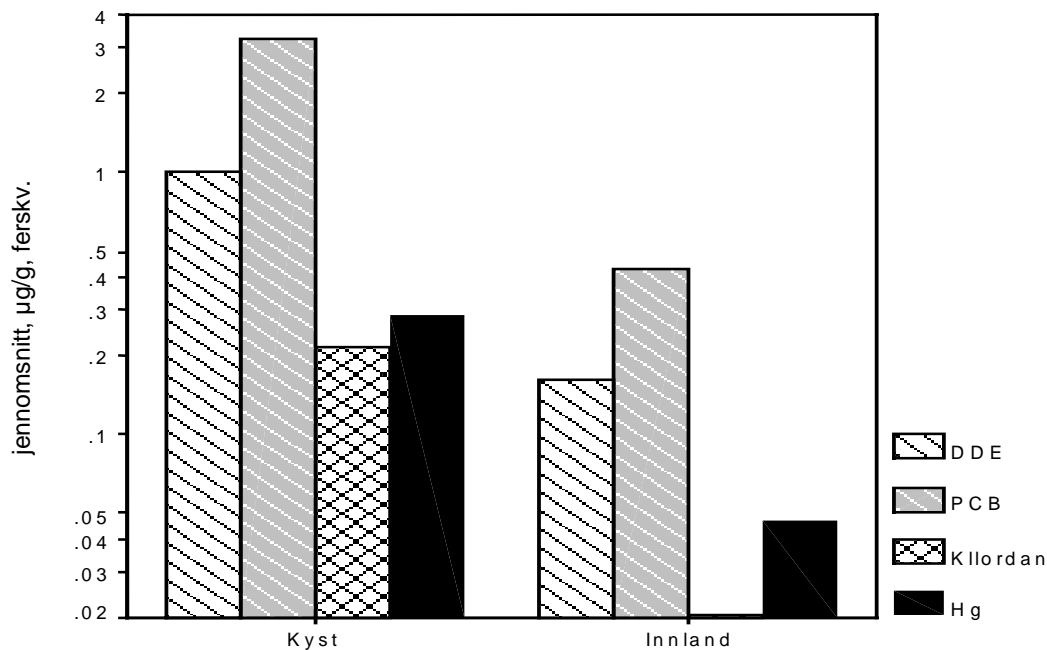
Art	DDE	PCB	HCB	HCH	Klordaner	Hg
Havørn	I.S.	0.05 -	I.S.	I.S.	I.S.	0.001 -
Kongeørn	0.02 +	I.S.	0.07 +	0.02 +	I.S.	I.S.
Hønsehauk	I.S.	I.S.	I.S.	0.002 -	I.S.	I.S.
Fiskeørn	I.S.	I.S.	I.S.	I.S.	I.S.	I.S.
Vandrefalk	I.S.	I.S.	I.S.	I.S.	I.S.	0.06 +
Spurvehauk	I.S.	I.S.	I.S.	0.01 -	I.S.	I.S.
Dvergfalk	I.S.	0.05 -	I.S.	I.S.	I.S.	I.S.
Jaktfalk	I.S.	I.S.	I.S.	I.S.	I.S.	I.S.

I.S. = Ikke signifikant. + = positiv trend, - = negativ trend.

Kyst-innland

Det var bare kongeørna av de undersøkte artene som viste en gradient kyst-innland (**Figur 9, tabell 15**). Dette

gjaldt for stoffene DDE, PCB, klordaner og kvikksølv. For havørn, vandrefalk og jaktfalk var det ikke mulig å teste en slik gradient, av naturlige årsaker.



Figur 9. Konsentrasjonen av ulike miljøgifter i kyst- vs. innlandshekkende par av kongeørn i Norge. - The levels of different environmental pollutants in coastal vs. inland breeding pairs of Golden Eagles in Norway.

Tabell 15. P-verdier fra en variansanalyse av miljøgiftinnhold i forhold til beliggenhet kyst-innland (se figur 8 for grensdragning), med år som kovariat. Den statistiske testen er utført på log-transformerte verdier (tosidig test). - P-values from an analysis of variance of environmental pollutants in relation to coast vs. inland (see figure 8), with year as a covariate. The statistical test is performed on log-transformed values (two-tailed).

Art	DDE	PCB	HCB	HCH	Klordaner	Hg
Kongeørn	0.016 -	<0.001 -	I.S.	I.S.	<0.001 -	0.003 -
Hønehauk	I.S.	I.S.	I.S.	I.S.	I.S.	I.S.
Fiskeørn	I.S.	I.S.	I.S.	I.S.	I.S.	I.S.
Spurvehauk	I.S.	I.S.	I.S.			
Dvergalk	I.S.	I.S.	I.S.	I.S.	I.S.	I.S.

I.S. = Ikke signifikant. + = positiv trend, - = negativ trend.

Det er overraskende få klare geografiske trender i materialet. At tendensene ikke er like klare som det en finner for eksempel i moseprøver skyldes sikkert at variasjonene i næringsvalg er store. Byttedyrene kan variere mye i miljøgiftinnhold, og kan være med å maskere gradienter. Marine arter har i regelen høyere innhold av klorerte hydrokarboner enn terrestre arter (Nygård 1999). Dette kan forklare den klare gradienten vi finner hos kongeørn. Kysthekkende arter har ofte et visst

innslag av marine arter i dietten (Nygård & Gjershaug 2001). PCB er negativt korrelert med breddegrad for alle arter unntatt vandrefalk og jaktfalk. Dette kan skyldes at vandrefalken i sør ikke er så utpreget kystfugl som lenger sør. Dette kan også forklare at det er mer kvikksølv i nordlige vandrefalker enn i sørlige. For jaktfalken gjelder det motsatte; jaktfalker i nord er kjent for å opptre på kysten, og kan også påtreffes i fuglefjell.

8. Litteratur

- AMAP. 1997. Arctic pollution issues: A state of the arctic environment report. - Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo.
- AMAP. 1997. Forurensning i Arktis: Tilstandsrapport om det arktiske miljøet. - Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo.
- AMAP. 1998. AMAP assessment report: Arctic pollution issues. - Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo.
- Bernes, C., Giege, B., Johansson, K. & Larsson, J. E. 1986. Design of an integrated monitoring programme in Sweden. - Environ. Monit. Assess. 6: 113-126.
- Borg, K. 1960. Förgiftad vilt. - Sveriges Natur 51: 92-95.
- Borg, K., Wanntorp, H., K., E. & Hanks, E. 1969. Alkylmercury poisoning in terrestrial Swedish wildlife. - Viltrevy 6: 302-379.
- Crick, H. Q. P. 1992. Organochlorine pesticides and birds of prey in Africa. - I Proc. VII Pan-Afr. Orn Congr. S. 171-189.
- de Boer, J., Wester, P. G., Rodriguez, P., Lewis, W. E. & Boon, J. P. 1998. Polybrominated biphenyls and diphenylesters in sperm whales and other marine mammals - a new threat to ocean life? - Organohalogen Comp. 35: 383-386.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1997. Natur i endring. Program for terrestrisk naturovervåking 1990-1995. - Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- 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.
- Frøslie, A., Holt, G. & Norheim, G. 1986. Mercury and persistent chlorinated hydrocarbons in owls *Strigiformes* and birds of prey *Falconiformes* collected in Norway during the period 1965-1983. - Environ. Pollut. Ser. B 11: 91-108.
- 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.
- Gilbertson, M., Elliott, J. E. & Peakall, D. B. 1987. Seabirds as indicators of marine pollution. - ICBP Tech. Publ. 6: 231-248.
- Hatch, W. R. & Ott, W. L. 1968. Determination of sub-microgram quantities of mercury by atomic absorption spectrophotometry. - Anal. Chem. 40: 2085-2087.
- 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.
- Herzke, D., Kallenborn, R., Nygård, T. & Sandanger, T. 2001. Species dependent distribution of polybrominated biphenyls and diphenylethers in eggs of Norwegian birds of prey. Brominated flame retardants. Stockholm. May 2001. S.
- 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.
- Hoyt, D. F. 1979. Practical methods of estimating volume and fresh weight of birds eggs. - Auk 96: 73-77.
- Kallenborn, R., Herzke, D. & Nygård, T. 2000. A comprehensive survey of persistent organic pollutants in Norwegian birds of prey eggs. Dioxin 2000. Monterey. S.
- Lead, W. A., Steinnes, E., Bacon, J. R. & Jones, K. C. 1997. Polychlorinated biphenyls in UK and Norwegian soils: Spatial and temporal trends. - Science of the Total Environment 193: 229-236.
- 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.
- Lindberg, P., Odsjö, T. & Reutergårdh, L. 1983. Residue levels of organochlorines and mercury in some

- bird species commonly preyed upon by the peregrine falcon *Falco peregrinus* in Sweden. - I Relations between the diet of Fennoscandian Peregrines *Falco peregrinus* and organochlorines and mercury in their eggs and feathers, with a comparison to the gyrfalcon *Falco rusticolus*. Paper II in Dissertation thesis. Dep. of zoology, Göteborg. S. 1-32.
- Løbersli, E. M., red. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. (Terrestrial monitoring in Norway. In Norwegian). DN-Rapport 8-1989: 1-98. - Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- 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.
- Nisbet, I. C. T. 1988. The relative importance of DDE and dieldrin in the decline of Peregrine Falcon populations. - I Cade, T. J. e. a., red. Peregrine Falcon populations. Their management and recovery. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho. S. . 351-375.
- Nygård, T. 1981. Eggskalltykkelse og miljøgiftpåvirkning hos fem arter av rovfugl i Norge (Eggshell thickness and pollutant load of five species of birds of prey in Norway). Cand. real. - Zool. Inst., University of Trondheim (In Norwegian), Trondheim. 112.
- Nygård, T. 1983. Pesticide residues and shell thinning in eggs of peregrines in Norway. - Ornis Scand. 14: 161-166.
- Nygård, T. 1995. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller i fjær av dvergfalk i Norge. - NINA Oppdragsmelding 373: 1-18.
- Nygård, T. 1997. Temporal and spatial trends of pollutants in birds in Norway: Birds of prey and Willow Grouse used as biomonitors. - Zoological institute, Norwegian University of Science and Technology,, Trondheim.
- 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. 1999c. Miljøgifter i landmiljøet. - I Knutzen, J., red. Miljøgifter og radioaktivitet i norsk fauna. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. S. 37-80.
- Nygård, T. & Gjershaug, J. O. 2001. The effects of low levels of pollutants on the reproduction of golden eagles in western Norway. - Ecotoxicology 10: 285-290.
- Nygård, T., Herzke, D. & Kallenborn, R. 2000. Environmental pollutants in the White-tailed Sea Eagle in Norway. - I Helander, B., red. Sea-Eagle 2000. Björkö, Sverige. 13-17 Sept. 2000. S.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skåre, J. U. 1994. Miljøgifter i dvergfalk i Norge. - NINA Forskningsrapport 56: 1-36.
- Nygård, T. & Skaare, J. U. 1998. Organochlorines and mercury in eggs of White-tailed Sea Eagles *Haliaeetus albicilla* in Norway 1974-1994. - I Chancellor, R. D., Blanco, F. & Meyburg, B.-U., red. Holarctic Birds of Prey. Adenex & WWGBP. S. 501-524.
- Nygård, T. & Skaare, J. U., red. 1999. Miljøgifter i havørnegg i Norge 1974-1994. NINAs strategiske instituttprogrammer 1991-95 NINA Temahefte 10. - NINA*NIKU, Trondheim.
- Parkinson, A. & Safe, S. 1987. Mammalian biologic and toxic effects of PCB. - Environmental toxin Ser. 1: 49-75.
- Ratcliffe, D. A. 1967. Decrease in eggshell weight in certain birds of prey. - Nature 215: 208-210.
- Romanoff, A. & Romanoff, A. 1949. The avian egg. - Wiley & Sons, New York.

- Skåre, J. U., Wiig, Ø. & Bernhoft, A. 1994. Klorerte organiske miljøgifter; nivåer og effekter på isbjørn. - Norsk polarinstitutt rapportserie: 1-23.
- Steinnes, E. 1997. Trace element profiles in ombrogenous peat cores from Norway: evidence of long range atmospheric transport. - *Water Air Soil Pollut.* 100: 405-413.
- Steinnes, E., Anderson, E. M. & Jakobsen, E.-B. 1995. Atmosfærisk nedfall av kvikksølv i Norge. (Atmospheric deposition of mercury in Norway. In Norwegian). Rapport 627/95. - Statens Forurensningstilsyn, Oslo.
- Vetter, W., Herzke, D., Kallenborn, R. & Nygård, T. 2001. Determination of bioaccumulative brominated flame-retardants and natural halogenated compounds in eggs of Norwegian birds of prey. *Dioxin 2001*. Kyongju, Korea. S.
- 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 miljöföroreningar - en översikt med exempel från yttre miljö och arbetsmiljö. - I Iversen, T.-H., red. *Kjemiske miljøgifter* 2. Universitetsforlaget, Oslo. S. 81-204.
- Wania, F. & Mackay, D. 1993. Global fractionation and cold condensation of low volatility organochlorine compounds in polar regions. - *Ambio* 22: 10-18.
- Wiemeyer, S. N., Bunck, C. M. & Stafford, C. J. 1993. Environmental contaminants in Bald Eagle eggs-1980-1984- and further interpretations of relationships to productivity and shell thickness. - *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 24: 213-227.
- 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.