



NORSK POLARINSTITUTT

RAPPORTSERIE

NR. 86 - OSLO 1994

J. U. SKÅRE, Ø. WIIG & A. BERNHOFT

**KLORERTE ORGANISKE MILJØGIFTER;
NIVÅER OG EFFEKTER PÅ
ISBJØRN**



Naturens Tålegrenser

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

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

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

Arbeidsgruppen har for tiden følgende sammensetning:

Kjell Huseby - NP
Tor Johannessen - SFT
Else Løbersli - DN
Steinar Sandøy - DN

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

Henvendelse vedrørende programmet kan rettes til:

Direktoratet for naturforvaltning
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tel: 73 58 05 00

eller
Statens forurensningstilsyn
Postboks 8100 Dep
0032 Oslo 1
Tel: 22 57 34 00



RAPPORT NR. 86

JANNECHE UTNE SKÅRE, ØYSTEIN WIIG & AKSEL BERNHOFT

KLORERTE ORGANISKE MILJØGIFTER; NIVÅER OG EFFEKTER PÅ ISBJØRN



NORSK POLARINSTITUTT
Oslo 1994

Adresser:

Professor, dr. philos. Janneche Utne Skåre

Veterinærinstituttet/Norges veterinærhøgskole

Postboks 8156, Dep. 0033 Oslo/Postboks 8146, Dep., 0033 Oslo

Dr. philos. Øystein Wiig

Norsk Polarinstitutt/Zoologisk Museum

Postboks 5072 Majorstua, 0301 Oslo/Sarsgt. 1, 0562 Oslo

Dr. scient. Aksel Bernhoft

Norges Veterinærhøgskole

Postboks 8146, Dep., 0033 Oslo

© Norsk Polarinstitutt, Oslo

Omslagsfoto: Ø. Wiig

Trykt juli 1994

ISBN 82-7666-078-9

INNHold

Forord

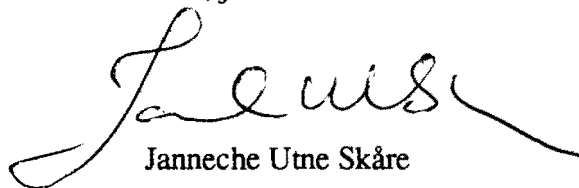
1. Bakgrunn	6
2. Prosjektets formål	9
3. Personell	9
4. Tilknytning til andre prosjekter	10
5. Gjennomføring	10
5.1 Prøvetaking av isbjørn.....	10
5.2 Satelitt-telemetri.....	10
5.3 Kjemiske analysemetoder.....	11
5.4 Klinisk-kjemiske analyser.....	12
5.5 Statistikk.....	12
6. Resultater og diskusjon	12
6.1 Forurensningskartlegging.....	12
6.1.1 Klorerte miljøgifter i fett.....	12
6.1.2 PCB i fett-, melk- og blodprøver.....	15
6.2 Effekter av PCB.....	16
6.2.1 Effekter på thyroïdormoner og vitamin A status	16
6.2.2 Effekter på reproduksjon.....	18
7. Oppsummering	19
8. Summary	19
9. Vurdering av resultatenes betydning / Resultatoppfølging	20
10. Publikasjoner / Rapporter	21
11. Referanser	21

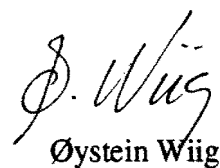
FORORD

Isbjørnen er en av karakterartene i Arktis. Den er ansett som en god indikatorart for forurensning. Nyere undersøkelser viser at forekomstene av forurensningsstoffer, spesielt PCB, i isbjørn er faretruende høye. Konsentrasjonene i isbjørn fra Svalbard synes å være ca. 6 ganger høyere enn i isbjørn fra Alaska. Dette er en foruroligende situasjon.

Ifølge "Naturens tålegrenser - rammer for videre aktivitet" har dette programmet bl.a. prioritert forurensningssituasjonen i arktiske strøk. Det har også vært uttrykt ønske om å forbedre kunnskapsgrunnlaget om tålegrenser for tungmetaller og polyklorete hydrokarboner. Rammeplanen understreker viktigheten av å finne fram til gode biomarkører for ulike typer forurensning. På denne bakgrunn startet et samarbeidsprosjekt mellom Norsk Polarinstittutt og Veterinærinstituttet/Norges veterinærhøgskole med støtte fra programmet Naturens tålegrenser, med den hensikt å belyse eventuelle effekter av det høye nivå av PCB som finnes i isbjørn ved Svalbard. Senere er også andre institusjoner trukket inn i arbeidet. Prosjektet er forutsatt å måtte gå over mange år før ende. I følge styringsgruppen for Naturens tålegrenser faller denne forskningen imidlertid utenfor hva programmet ønsker å støtte i kommende år. Denne rapporten er derfor en sluttrapport for det arbeidet som er utført med delvis støtte fra Naturens tålegrenser.

Oslo, juli 1994


Janneche Utne Skåre

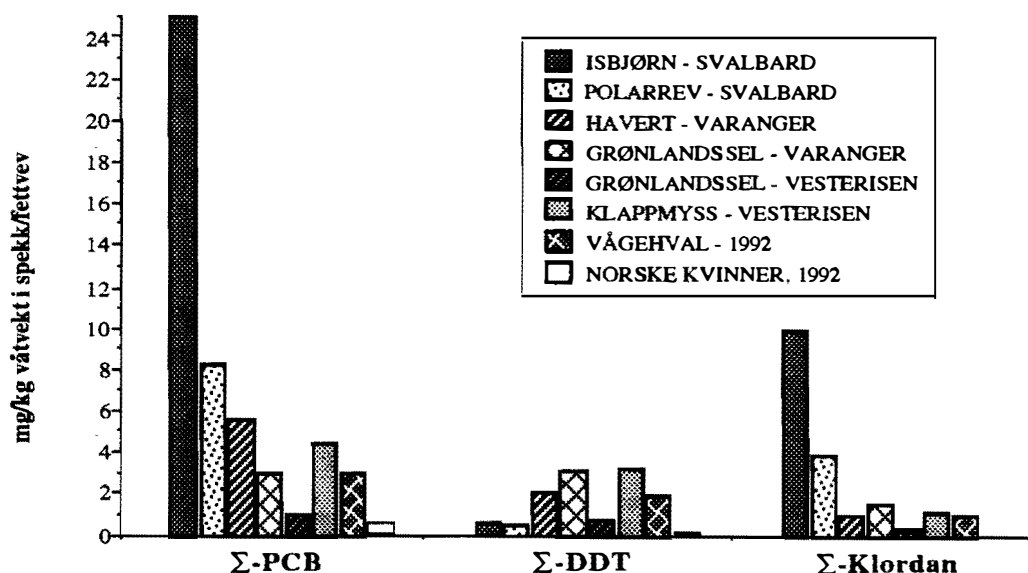

Øystein Wiig

1. BAKGRUNN

Klorerte organiske miljøgifter (organokloriner=OCs) i det marine økosystem inkluderer industrikjemikalier som polyklorerte bifenyler (PCB) og heksaklorbenzen (HCB), pesticider som DDT, klordan, aldrin/dieldrin, heksaklorsykloheksan (HCB) og biprodukter fra industriprosesser som polyklorerte dibenzodioxiner og dibenzofuraner (PCDD, PCDF). Disse forbindelsene er idag karakterisert som miljøgifter fordi de kan gi skadeeffekter på naturmiljøet selv ved lave konsentrasjoner. Skadene forårsakes av direkte giftighet av substans eller metabolitter og forsterkes av egenskaper som høy fettløselighet, lav nedbrytbarhet og bioakkumulerbarhet.

Kartlegging av klorerte miljøgifter har siden 1970-årene avslørt global spredning, der langtransport spesielt med luftstrømmer fra industrialiserte områder i Europa, Eurasia og USA, har resultert i opphopning av betydelige konsentrasjoner i Arktis (Gabrielsen et al. 1994; Muir et al. 1988; Norstrøm et al. 1988; Norheim et al. 1992). På grunn av høy fettløselighet og lav nedbrytbarhet oppkonsentreres de i organismers fettvev og biomagnifiseres i næringskjeder. I tillegg til spredning fra art til art kan miljøgifter spres fra generasjon til generasjon. Hos pattedyr skjer dette ved at miljøgiftene overføres til fosteret via placenta eller til unger via morsmelk. Overføring av OC forbindelser fra mor til unge er ulik for de forskjellige gruppene av miljøgifter, avhengig av struktur og polaritet (Espeland 1993).

PCB regnes idag for en av de alvorligste miljøgifter i Arktis. Teoretisk finnes 209 forskjellige PCB-forbindelser som har forskjellig kloreringsgrad og klorsubstitusjonsmønster. Bare 130 av disse er identifisert i tekniske blandinger. Når tekniske PCB-blandinger kommer ut i miljøet, vil forskjellige arter ha ulik evne til å metabolisere/omdanne PCB forbindelsene (avhengig av antall klor og klorsubstitusjonsmønster). Det betyr at det skjer en filtrering i næringskjeden som resulterer i at PCB mønsteret i f.eks. isbjørn vil være forskjellig fra tilsvarende mønster i sel (Bernhoft & Skåre 1994; Boon et al. 1991; Norheim et al. 1992). Isbjørn lever hovedsaklig av sel som de fanger på isen (Smith & Lydersen 1992). Det er først og fremst ringsel som fanges, men også storkobbe og antagelig grønlandsel er viktige næringsarter. Når det er mye sel tilgjengelig, spiser bjørnene først og fremst spekket av selene de fanger. I snitt spiser en voksen isbjørn mellom 50 og 100 sel per år. I norsk arktisk område er det funnet meget høye miljøgiftkonsentrasjoner i isbjørn på Svalbard (Norheim et al. 1992). I Figur 1 viser nivåer av noen klorerte miljøgifter i spekk/fettvev i noen utvalgte dyrearter.



Figur 1. Nivåer av klorerte miljøgifter i spekk/fettvev i noen utvalgte dyrearter. PCB og DDT nivåer i norske kvinner er tatt med for sammenligning.

Figure 1. Levels of chlorinated hydrocarbons in blubber/fat of selected species. All samples are analyzed by the same analytical method at NVH/VI. The results have been published earlier by Norheim et al. 1992; Wang Andersen et al. 1993; Espeland 1993; Kleivane et al. 1994; Johansen et al. 1994.

Når det skal foretas en vurdering av risiko forbundet med miljøgiftbelastning, er det nødvendig å integrere informasjon om effekter og eksponering.

Selv om det i flere tiår har vært drevet forskning på organiske miljøgifter, og det foreligger en del informasjon om forekomst og nivå i ulike dyrearter, foreligger det liten kunnskap om konsekvensene av miljøgiftbelastningen på populasjon, samfunn og økosystem-nivå.

Fra forsøk med dyr foreligger en del kunnskap om utvalgte miljøgifters effekter og om bakenforliggende mekanismer. For PCB er slike forsøk gjort hovedsaklig med tekniske blandinger eller med en eller få enkelt PCB forbindelser (kongener). Overføring av informasjon om effekter fra laboratoriedyr til f.eks. sel og isbjørn er vanskelig. Dette skyldes bl.a. at miljøgift-sammensetningen i f.eks. isbjørn er ulik tilsvarende i sel eller sjøfugl og helt forskjellig fra de blandinger som er benyttet i laboratorieforsøkene. Mange av miljøgiftene har relativt lav akutt giftighet, selv om effekten kan variere mye fra art til art. Unge dyr er ofte mer følsomme enn voksne, og følsomheten kan variere mellom kjønnene. For de fettløselige organiske miljøgiftene vil ernæringsstatus også være av stor betydning. Ved lavere konsentrasjoner enn de som fører til akutt død, kan det oppstå effekter som på lang sikt kan ha betydning for dyrenes evne til å overleve. Slike effekter kan være vanskelige å oppdage siden forgiftningssymptomene sjelden er direkte synlige.

Mange av miljøgiftene påvirker sannsynligvis mange av kroppens funksjoner.

I hvilken grad en PCB komponent vil virke toksisk vil i hovedsak være avhengig av kloreringsgrad og plassering av kloratomer på fenylingene. Toksiske effekter av PCB som vanligst er observert i forsøksdyr etter akutt, subkronisk og kronisk administrasjon av PCB inkluderer vekttap, hudforandringer, reproduksjonsforstyrrelser, svekket immunforsvar, hormonforstyrrelser, kreftutvikling og neurotoksiske effekter (Ahlborg et al. 1993). I flere studier med PCB eksponering av forsøksdyr og sjøpattedyr har nivåene av vitamin A og thyroidhormoner i plasma vist tildels drastisk reduksjon (Brouwer et al. 1989; Durham & Brouwer 1989). Reduserte plasmanivå av thyroidhormoner og vitamin A kan indikere mangel på disse viktige nøklene i kroppsmaskineriet, noe som kan resultere i reproduksjonsforstyrrelse, svekket immunforsvar og andre patologiske lidelser.

Undersøkelser der nivåer av organokloriner er forbundet med skadeeffekter eller reproduksjonsforstyrrelser i ville pattedyr, er først og fremst registrert i sjøpattedyrbestander fra svært forurensete områder (Ambio 1992).

På grunnlag av tidligere innsamling av vevsprøver av isbjørn på Svalbard er forekomst av PCB funnet å være spesielt høy (se figur 1), med et snitt på ca 30 ppm i fett og 13 ppm i lever. De høyeste enkeltverdiene var imidlertid på henholdsvis 90 ppm og 78 ppm (Norheim et al. 1992). Dette er høyere enn antatt grenseverdi for reproduksjonskader i sel, på ca 50 ppm i fett (Bergmann & Olsson 1985).

Internasjonalt er det uttrykt stor bekymring for miljøgiftbelastning i Arktis. For å kunne vurdere risikoen forbundet med miljøgiftbelastningen hos isbjørn i norsk arktisk område, bygge opp et nasjonalt kunnskapsgrunnlag om effekter av langtransporterte luftforurensninger og finne frem til egnede biomarkører for miljøgifteffekter, er det nødvendig å ha informasjon om forekomst og nivå, kunnskap om hvilke faktorer som påvirker miljøgiftbelastning og informasjon om effekter av slik belastning.

Som konklusjon kan sies at det foreligger en viss kunnskap om forekomst og nivå av utvalgte organiske klorerte miljøgifter i Arktis, og noe kunnskap om hvilke faktorer, både miljørelaterte og artsrelaterte, som påvirker nivåene. Det er imidlertid store kunnskapshull når det gjelder økologiske virkninger av miljøgiftene i det arktiske økosystem, det gjelder spesielt reproduksjons-, immunologiske- og adferdsmessige-effekter av langtidseksponering til subletale nivåer hos isbjørn.

Norsk Polarinstitut har et flerårig merkeprogram for isbjørn ved Svalbard hvor

bl.a. binner blir merket med satelittsendere. Resultatene fra dette programmet har gjort det mulig å følge enkeltindividens reproduktive suksess. Under merkeprogrammet blir det tatt spekkbiopsier og blodprøver av de merkede dyrene for analyse av PCB, thyroïd-hormoner og retinol (vitamin A). Thyroïdhormoner og vitamin A vil således bli utprøvd som potensielle biomarkører for PCB eksponering og effekter hos isbjørn. Ved å sammenfatte informasjon om PCB belastning og hormonelle forstyrrelser og reproduksjonssuksess, kan det være mulig på lengre sikt å få informasjon om eventuelle effekter av PCB på isbjørn og utvikle kriterier for tålegrenser og forstå kritiske grenseverdier.

Prosjektet har mottatt støtte fra programmet Naturens tålegrenser. Dette er sluttrapporten fra prosjektet.

2. PROSJEKTETS FORMÅL

Prosjektet har hatt som formål:

-å kartlegge og følge utvikling av forurensning, spesielt PCB, hos isbjørn

-å undersøke eventuelle effekter på hormonbalanse, vitaminstatus og reproduksjon

Et litteraturstudium over kjente effekter av OCs på pattedyr med relevans for isbjørn er utgitt som egen rapport (Kleivane et al. 1994).

Prosjektet har inngått i programmet Naturens tålegrense som har vært drevet av en arbeidsgruppe med representanter fra Direktoratet for naturforvaltning (DN), Statens forurensningstilsyn (SFT) og Norsk Polarinstitut (NP) i regi av Miljøvern-departementet (MD).

3. PERSONELL

Samarbeidende institusjoner: Norsk Polarinstitut¹ (NP) og Veterinærinstituttet/
Norges veterinærhøgskole² (VI/NVH).

Prosjektansvarlige: Øystein Wiig¹, dr. philos.
Janneche Utne Skåre², professor, dr. philos.

Vitenskapelig medarbeider ved NVH/VI: Aksel Bernhoft, dr. scient.

Tekniske medarbeidere ved NVH/VI:	Siri Føreid, avd. ing. Erna Stai, avd. ing.
Vitenskapelig medarbeider ved NP:	Lars Kleivane, cand. scient.
Medarbeidere ved andre institusjoner:	Egil Haug, dr. med. professor, overlege, U i Oslo, Aker sykehus Kaare R.Norum, dr. med., professor, U i Oslo

4. TILKNYTNING TIL ANDRE PROSJEKTER

NVH/VI: NFFRs Sjøpattedyrprogram-prosjektnr. 4001-250.005,

Forurensningstoffer i sjøpattedyr

NP: 11403 Isbjørmundersøkelser ved Svalbard.

NP: 11405 Miljøgifter i isbjørn ved Svalbard

5. GJENNOMFØRING

5.1. Prøvetaking av isbjørn

Feltarbeidet i prosjektet har foregått på Svalbard mars-april måned i 1990-1993. Isbjørnene ble bedøvet ved hjelp av injeksjonsgevær fra helikopter. Hver bjørn ble merket med et individuelt nummer i ørene og tatovert med samme nummer i leppen. En tann ble trukket for bruk til aldersbestemmelse. Inntil 50 ml blod ble tatt fra en femural vene fra hvert av dyrene. Blodet ble sentrifugert, og serum og blodceller frosset hver for seg (-20°C). Fra de fleste dyrene ble det tatt en fettbiopsi (ca. 0.5 g) fra utsiden av låret ved hjelp av en biopsikniv. Prøvene ble frosset umiddelbart (-20°C).

5.2. Satelitt-telemetri

Isbjørnene parrer seg om våren og får unger neste vinter (Wiig et al. 1992). Drektige binner ligger i hi fra november til april. Binner som ikke er drektige og hanner går ikke i hi i tilsvarende periode. Ungene følger binna i ca 2.5 år. En normal reproduksjonssyklus er derfor tre år. Binnene blir kjønnsmodne 4-6 år gamle.

Binner eldre enn tre år ble utstyrt med radiosendere som kan følges via

satelittsystemet Argos. Senderne blir aktivert seks timer hver sjettede dag og kan sende i ca 2 år. To satellitter som passerer over Svalbard ca 28 ganger i døgnet kan beregne posisjonen på senderen. I tillegg til posisjonen er det en temperatursensor og en aktivitetssensor i senderen. Målet for temperatur i senderen og registrering av aktiviteten til bjørnen blir overført via satellitten. Dataene tas ned og behandles i Toulouse, Frankrike, og sendes videre til Norsk Polarinstitutt over datanett eller på diskett.

Binnene er merket i parringssesongen om våren. Kjønnsmodne binner med to-års unger eller binner som er uten unger kan da regnes som "tilgjengelige" for parring. Ved hjelp av satelittsystemet er det mulig å avgjøre om en binne ligger i hi eller ikke. Konstant posisjon, høy temperatur og lav aktivitet vil være indikasjon på dette. "Tilgjengelige" binner som ikke har gått i hi har ikke fått unger og derved ikke fulgt en normal reproduksjonssyklus. Ved å sammenligne PCB-nivåer i binner som følger normal reproduksjonssyklus med binner som ikke følger normal syklus kan vi få belyst om høye PCB-verdier påvirker reproduksjonen.

5.3. Kjemiske analysemetoder

Norges veterinærhøgskole/Veterinærinstituttet har siden slutten av 1960 årene vært engasjert i overvåking av miljøgiftbelastning i mennesker og dyr i Norge. Metodene for å bestemme klorerte hydrokarboner, spesielt PCB, i biologiske prøver er under kontinuerlig utvikling. Metodene er meget ressurskrevende både med hensyn til personell (lang erfaring, høy kompetanse) og materiell. Allerede vel innarbeidete analysemetoder er blitt tilpasset de ulike prøvetyperne, fett og blod. Det er innarbeidet et omfattende kvalitetsikringssystem.

De fettløselige organiske miljøgiftene ble ekstrahert fra prøvene sammen med fett. Ekstraktet ble deretter opprenset, og de ulike klorerte forbindelsene separert gasskromatografisk (kapillær gc-ec) og kvantifisert ved sammenligning med kjente standardløsninger. Metodene er detaljbeskrevet av Norheim et al. (1992) og Skåre et al. (1988, 1990). Laboratoriet deltar periodisk i internasjonale interkalibreringsøvelser (WHO/UNEP, 1982, 1992; ICES/IOC/OSPARCOM 4 trinn, 1990-1993), og analysekvaliteten er bedømt som god. Sum PCB er summen av 22 individuelle PCB kongenere (forbindelser IUPAC numre 28, 52, 74, 66, 101, 99, 110, 149, 118, 153, 105, 141, 138, 187, 128, 156, 157, 180, 170, 194, 206, 209); sum klordan er summen av transnonaklor og oksyklordan; sum HCH er summen av α , β , γ -HCH; sum DDT er summen p,p'- og o,p'-DDT, DDE og DDD. Kvantifiseringsgrensene varierte fra 2- 15 ng/g fett for pesticidene og de enkelte PCB kongenere i fettprøvene, blod og melkeprøvene. Resultatene er angitt på fettvektsbasis.

5.4. Klinisk-kjemiske analyser

Thyroidhormonene, thyroxin (T4) og trijodthyronin (T3), frie og totale plasma-konsentrasjoner, ble kvantifisert i blodprøvene ved hjelp av fluoroimmunoassay teknikk (Delfia kit, Wallac, Turku, Finland). Analysene ble utført på Hormonlaboratoriet, Aker sykehus.

Vitamin A (retinol) ble bestemt i blod ved bruk av høytrykks-væske- kromatografi (HPLC). Analysene ble utført ved Institutt for ernæringsforskning, Universitetet i Oslo. Plasma-prøvene ble tilsatt indre standard, hydrolysert og ekstrahert med heksan. Heksanfasen ble inndampet og løst i metanol. HPLC kolonne anvendt var LC-8, Supelco og væskefase 15% vann i metanol.

5.5. Statistikk

For sammenligning av grupper, er dataene blitt logtransformert og Tukey-Kramers statistikkmetode anvendt. Signifikansnivå er satt til 5%.

6. RESULTATER OG DISKUSJON

I perioden 1990 til 1993 ble det tatt blodprøver og/eller fettbiopsier av 96 isbjørn. Isbjørnmaterialet er inndelt i 3 grupper med hensyn på alder, og hann og hunnbjørn er gruppert separat etter kjønnsmodning. Alders- og kjønnsfordeling er vist i Tabell 1. Tyve av binnene eldre enn tre år ble fulgt med satelittsender. Av disse ble 14 fulgt i ett år, 4 i to år, 1 i tre år og 1 i fire år.

6.1. Forurensningskartlegging

6.1.1. Klorerte miljøgifter i fett

Fettprøver tatt ved biopsi av levende bjørn er meget små, 0.2-0.6 g, noe som har krevd innkjøring av en mer tidkrevende analyseprosedyre enn den som vanligvis brukes ved NVH/VI. I analysemetoden identifiseres og kvantifiseres 22 enkelt-PCB-forbindelser (kongenere). I tillegg analyseres også DDT-gruppen, klordan-gruppen og HCH-gruppen. I denne rapporten er imidlertid hovedvekt lagt på PCB-gruppen da PCB ble funnet i de høyeste konsentrasjonene og regnes for å ha de alvorligste effekter.

Tabell 1 viser sum PCB-konsentrasjoner i hele isbjørnmaterialet med hensyn på alder og kjønn. Fettløselige persistente miljøgifter er kjent for å akkumulere med alder i sjøpattedyrhanter (Kleivane et al. 1994; Skåre et al. 1990). Tilsvarende tendens ble funnet hos isbjørn. Forskjellene mellom voksne hanner og de andre gruppene var imidlertid ikke signifikante, noe som kan tilskrives liten utvalgsstørrelse. Høyeste gjennomsnittskonsentrasjon av PCB, ca 25 µg/g fett, funnet i

hannbjørn 7 år og eldre, var signifikant høyere enn tilsvarende nivå i voksne binner ($p < 0.05$). Tre hannbjørner hadde sum PCB-konsentrasjoner høyere enn 55 $\mu\text{g/g}$ fett. Dette er ca 5 ganger høyere enn tilsvarende gjennomsnittsnivå i voksne steinkobbe hanner fanget langs kysten av Sør-Norge (Bernhoft og Skåre 1994) og sammenlignbart med gjennomsnitts PCB konsentrasjoner rapportert i voksne gråsel- og steinkobbe hanner fra den svært forurensete Østersjøen (Blomquist et al. 1992; Skåre et al. 1990). I over 10 år, 1980-1990, har man fra Svalbard rutinemessig innsamlet isbjørnmateriale fra dyr som er skutt eller funnet døde. Prøver av spekk og lever fra dette materialet er blitt analysert ved NVH/VI (Norheim et al. 1992). Det ble ikke gjort systematisk alders- og kjønnsbestemmelse på dette materialet, og informasjon om ernæringsstatus var kun fragmentarisk. PCB-nivåene varierte fra 2.6 til 90 $\mu\text{g/g}$ fett. Gjennomsnittet for isbjørn eldre enn 2 år var ca 31 $\mu\text{g/g}$ fett noe som er sammenlignbart med gjennomsnittet i voksne hannbjørner i denne undersøkelsen. Det er imidlertid mange faktorer som påvirker PCB-nivåene i isbjørn, bl.a. vil ernæringsstatus spille en vesentlig rolle. For å avsløre eventuelle tidstrender i miljøgiftbelastning må derfor prøvetaking standardiseres med hensyn på alder, kjønn, ernæringsstatus, årstid osv. Sammenligning med den tidligere undersøkelsen er ikke mulig på grunn av ikke sammenlignbart prøvemateriale. I denne undersøkelsen er tidsaspektet for kort til å avsløre tidstrender i miljøgiftbelastning hos isbjørn ved Svalbard.

Ved fødsel veier en isbjørnunge ca 0.5 kg. Klorerte miljøgifter utskilles med morsmelk som hos isbjørn inneholder 40-50% fett. Lakterende binner overfører en vesentlig del av sin miljøgift- belastning til ungene sine. Når en binne med unger kommer ut av hiet veier ungen ca 10 kg. Moren har fastet i seks måneder og begynner å fange sel på isen. Ett og to-åringene hadde en betydelig PCB-belastning som var tilsvarende den som ble funnet i kjønnsmodne binner. De hadde imidlertid lavere konsentrasjoner av PCB sammenlignet med ikke-kjønnsmoden isbjørn og kjønnsmodne hannbjørner. Tilsvarende tendens til akkumulering med alder ble funnet for de mest giftige PCB-komponentene, mono-ortho PCB (summen av konsentrasjonene av 4 mono-ortho PCB). Mono-ortho PCB utgjorde gjennomsnittlig 2.4% av sum PCB (sum av konsentrasjonene av 22 PCB-kongenere), og konsentrasjonene av sum mono-ortho PCB og sum PCB var sterkt korrelert ($r=0.92$, $p < 0.05$).

DDT-metabolitten p,p' -DDE utgjør den største del av stoffer i DDT-gruppen funnet i isbjørn. Tabell 1 viser konsentrasjonene av p,p' -DDE i fett fra isbjørn gruppert etter alder og kjønn. De høyeste DDE-konsentrasjon ble funnet i 1-2 åringer, og det ble ikke påvist alders-akkumulering. Dette var ikke uventet siden isbjørn har evne til å metabolisere DDT-komponenter, noe som gjenspeiles i de relativt høye nivåene av forholdstallet sum PCB/ sum DDT i isbjørn sammenlignet med andre dyrearter i

Tabell 1. Sum PCB (sum av konsentrasjonene av 22 undersøkte kongener) og pp'-DDE ($\mu\text{g/g}$ ekstraherbart fett) i prøver av isbjørn fanget på Svalbard i perioden 1990-93. Resultatene er angitt som median (gjennomsnitt i parentes) og total spredning. **Table 1.** Sum PCB (sum of concentrations of 22 congeners) and pp'-DDE ($\mu\text{g/g}$ extractable fat) in samples of polar bear caught at Svalbard during 1990-93. The median values (mean in parentheses) and ranges are given.

	Subkutant fett		Blodplasma		Blodceller	
	Sum PCB	ppDDE	Sum PCB	ppDDE	Sum PCB	ppDDE
1-2 år (begge kjønn)	8.66 (10.4)	0.53 (0.64)	5.69 (8.21)	0.26 (0.34)	5.19 (5.90)	0.11 (0.19)
	4.81-16.1 n=5	0.30-1.12 n=5	5.34-13.2 n=5	0.03-0.99 n=5	2.17-11.6 n=8	<0.04-0.76 n=8
3-6 år (begge kjønn)	13.5 (16.7)	0.25 (0.32)	7.39 (8.86)	0.12 (0.16)	7.10 (10.2)	0.10 (0.12)
	5.45-36.7 n=20	<0.002-0.86 n=20	3.1-21.4 n=22	0.02-0.58 n=22	2.89-40.1 n=35	<0.04-0.71 n=35
Binner 7 år og eldre	9.19 (14.9)	0.28 (0.34)	6.25 (6.84)	0.07 (0.09)	7.00 (8.64)	0.07 (0.10)
	3.23-41.5 n=19	<0.002-1.22 n=19	2.22-18.7 n=22	<0.007-0.33 n=22	2.22-32.9 n=32	<0.04-0.43 n=32
Hanner 7 år og eldre	23.9 (27.8)*	0.24 (0.28)	8.50 (9.75)	0.05 (0.11)	6.48 (8.71)	0.07 (0.08)
	8.50-57.5 n=16	<0.002-1.01 n=16	2.01-27.3 n=14	0.01-0.60 n=14	1.12-28.9 n=19	<0.04-0.35 n=19

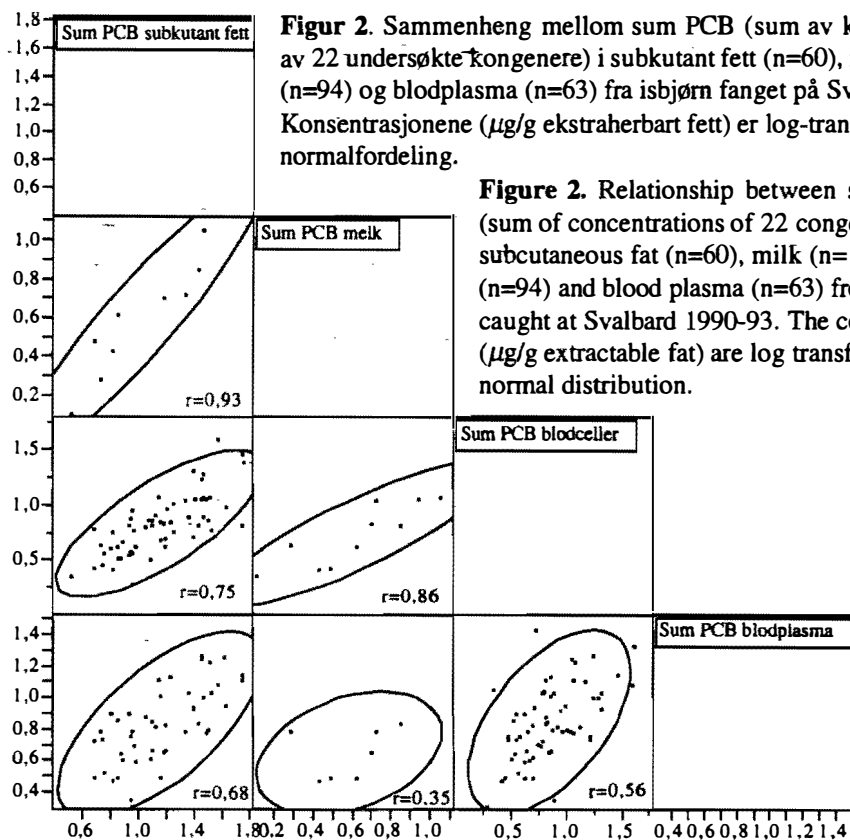
* Sum PCB nivået i gruppen av hanner 7 og eldre var signifikant forskjellig fra nivået i gruppen binner 7år og eldre (Tukey-Kramers statistikk-metode av log-transformerte verdier ($p<0.05$)).

Arktis. Evnen til å metabolisere fremmedstoffer er lavere hos spedyr enn hos voksne. Tilsvarende forholdsvis lave DDT-konsentrasjoner i isbjørn er tidligere rapportert i isbjørn fra kanadisk Arktis og fra Svalbard (Norstrom et al. 1988; Norheim et al. 1992).

Nest etter PCB, ble klordanrelaterte forbindelser funnet i de høyeste konsentrasjonene. Den viktigste klordankomponenten var oksyklordan. Klordan-konsentrasjonene er sammenlignbare med tilsvarende nivå tidligere rapportert fra Svalbard (Norheim et al. 1992). Stoffer fra HCH-gruppen ble funnet i lave konsentrasjoner.

6.1.2. PCB i fett-, melk- og blodprøver

Det ble funnet positiv signifikant interkorrelasjon mellom PCB nivå i fett, melkefett, blodceller og plasma (Figur 2).



6.2 Effekter av PCB

6.2.1. Effekter på thyroidhormoner og vitamin A status

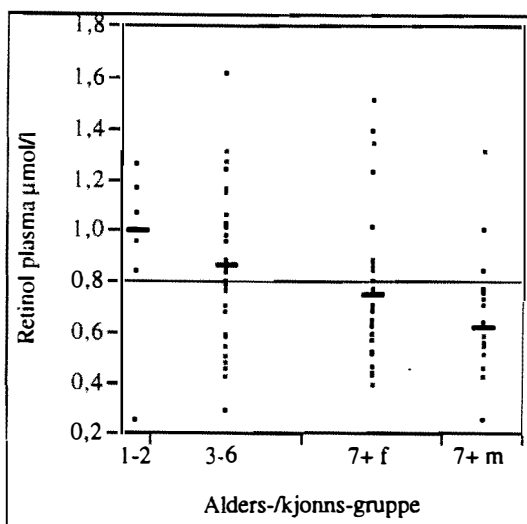
Undersøkelser der nivåer av klorerte hydrokarboner, spesielt PCB, er forbundet med skadeeffekter, er nesten uten unntak registrert i sjøpattedyrbestander i svært forurensete farvann. Selbestandene i Østersjøen er de mest studerte (Ambio 1992). Reproduksjonsforstyrrelser og nedsatt immunforsvar mot infeksjoner i sel er satt i sammenheng med høy belastning med klorerte miljøgifter, spesielt PCB (Brouwer et al. 1989). Som vist i denne og en tidligere undersøkelse fra Svalbard (Norheim et al. 1992), er isbjørnen i norsk Arktis spesielt utsatt for PCB belastning.

Mekanisme-studier på PCB-indusert toksisitet i dyre-eksperimenter har indikert en viktig rolle for vitamin A og thyroidhormoner (thyroxin, T4 og trijodthyronin, T3) (Brouwer et al. 1988; Durham & Brouwer 1989). Vitamin A har antiinfektive egenskaper. Vitamin A-mangel påvirker epitel-cellelaget i mukosa-overflater noe som resulterer i facilitert penetrasjon av infektiose agens. Organokloriner, slik som hydroksylerte PCB-metabolitter, er antatt å binde seg til transthyretin i plasma og interferere med transporten av både thyroxin og vitamin A, som resulterer i lavere plasma nivå av vitamin A og thyroid-hormoner. Redusert plasma retinol- og thyroidhormon-konsentrasjoner kan føre til nedsatt immunforsvar, reproduksjonsforstyrrelser og andre patologiske forandringer.

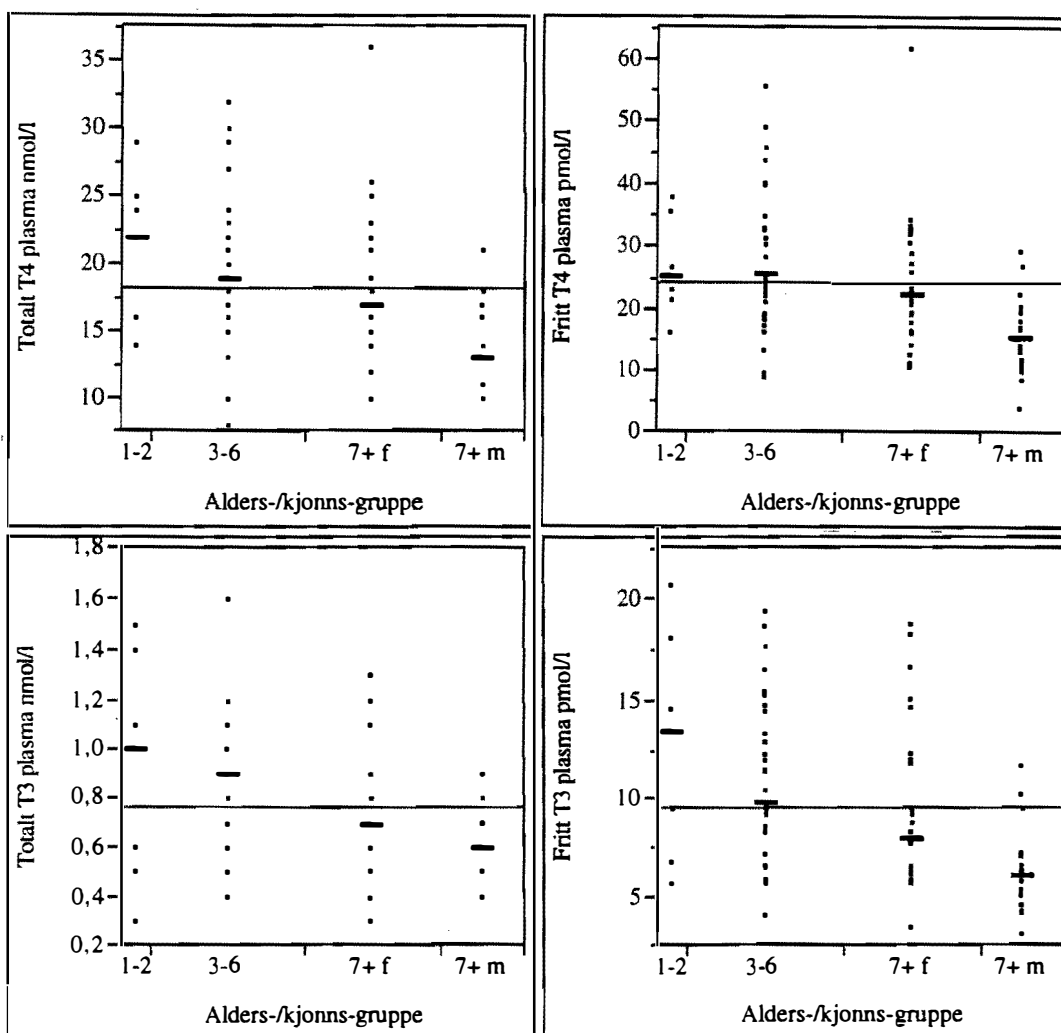
I kombinasjon med bestemmelse av PCB i blodprøver er det mulig at vitamin A og thyroid-hormoner kan benyttes som markør for PCB effekter i isbjørn. Det er imidlertid nødvendig å vite noe om naturlig variasjon av disse forbindelsene i isbjørn.

Det ble funnet signifikant positiv korrelasjon mellom de ulike thyroid hormonene total T4, fritt T4, total T3 og fritt T3 ($r > 0.7$, $p < 0.05$)

Figurene 3 og 4 viser variasjonen av retinol og thyroidhormon-nivå (T4, T3, fritt og totalt) med hensyn på alder og kjønn. Unge dyr har de høyeste nivåene og det er vist reduksjon med alder. De laveste nivåene er påvist i voksne hannbjørn som har signifikant lavere thyroidhormon-nivå sammenlignet med de andre aldersgruppene ($p < 0.05$). Tilsvarende variasjon med alder er påvist hos havert langs norskekysten (Jenssen et al. 1994).



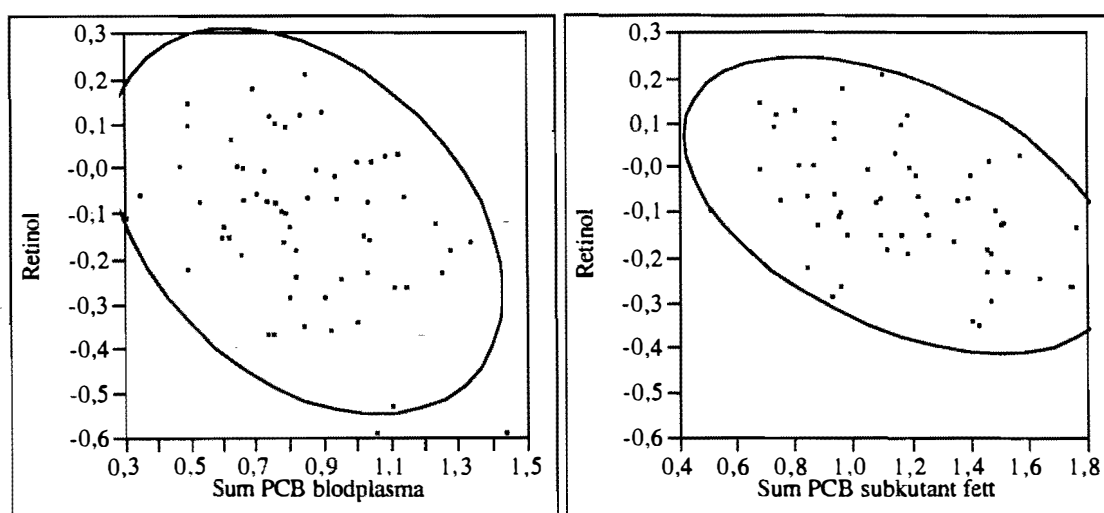
Figur 3. Konsentrasjon av retinol i plasma fra isbjørn fanget på Svalbard i perioden 1990-93. Enkeltresultatene er vist og medianen angitt for aldersgruppe 1-2 år (n=7), 3-6 år (n=34), hunner 7 år og eldre (n=31), og hanner 7 år og eldre (n=18).
Figure 3. Concentration of retinol in plasma from polar bear caught at Svalbard 1990-93. Individual results are shown and the median marked for age group 1-2 years (n=7), 3-6 years (n=34), females 7 years and older (n=31) and males 7 years and older (n=18).



Figur 4. Konsentrasjoner av thyroidhormonene T4 og T3, totalt og fritt, i plasma fra isbjørn fanget på Svalbard 1990-93. Enkeltresultatene er vist og median-konsentrasjonen angitt for aldersgruppe 1-2 år (n=7), 3-6 år (n=33), hunner 7 år og eldre (n=29), og hanner 7 år og eldre (n=18).

Figure 4. Concentrations of thyroid hormones T4 and T3, total and free, in plasma from polar bear caught at Svalbard 1990-93. Individual results are shown and the median marked for age group 1-2 years (n=7), 3-6 years (n=33), females 7 years and older (n=29), and males 7 years and older (n=18).

I denne undersøkelsen ble det funnet en signifikant negativ korrelasjon mellom retinol og sum PCB nivå i plasma ($r=-0.37$, $p=0.003$) og subkutant fett ($r=-0.46$, $p=0.0003$) (Figur 5). Denne korrelasjonen var signifikant også når dataene var korrigeret for alder og kjønnsforskjeller. En negativ korrelasjon ble også funnet mellom thyroïdhormon-nivåene og sum PCB, men denne var ikke signifikant.



Figur 5. Korrelasjon mellom retinol og sum PCB i plasma ($n=62$), og mellom plasma retinol og sum PCB i subkutant fett ($n=57$) fra isbjørn fanget på Svalbard 1990-93. Konsentrasjonene av retinol ($\mu\text{mol/l}$) og PCB ($\mu\text{g/g}$ ekstraherbart fett) er log-transformerte for å oppnå normalfordelinger.

Figure 5. Correlation between retinol and sum PCB in plasma ($n=62$), and between plasma retinol and sum PCB in subcutaneous fat ($n=57$) of polar bear caught at Svalbard 1990-93. The concentrations of retinol ($\mu\text{mol/l}$) and PCB ($\mu\text{g/g}$ extractable fat) have been log transformed to obtain normal distributions.

6.2.2. Effekter på reproduksjon

Av de undersøkte binnene har 20 vært fulgt via satellitt. Ti eldre enn 6 år har vært "tilgjengelige" for parring og de har vært fulgt til den etterfølgende vår. Åtte av disse hadde en vellykket forventet reproduksjon. Tabell 2 viser sum PCB-nivåene for gruppene. Det synes ikke å være noen forskjell på PCB-nivå mellom gruppene. Imidlertid er utvalgs-størrelsen altfor liten for å trekke en sikker konklusjon.

Tabell 2: Sum PCB i blodceller ($\mu\text{g/g}$ ekstraherbart fett) fra isbjørmbinner "tilgjengelig" for parring. Binnene er fulgt ved hjelp av satellittelemetri den følgende vinter. Resultatene er gitt som median med total spredning i parentes.

Table 2. Sum PCB in blood cells ($\mu\text{g/g}$ extractable fat) from female polar bears "available" for mating. The bears have been followed by means of satellite telemetry the following winter. The results are given as median and range (in parenthesis).

	n	Sum PCB	Alder (år)
Binner i hi neste vinter	8	7.92 (4.09-32.9)	11 (7-15)
Binner <u>ikke</u> i hi neste vinter	2	8.74 og 22.7	14 og 7

7. OPPSUMMERING

Denne undersøkelsen har bekreftet at isbjørn på Svalbard har en særdeles høy PCB-belastning. Vevs-konsentrasjonen øker med alder hos hanner, og voksne hanner har i gjennomsnitt de høyeste nivåene. Voksne binner ser ut til å kvitte seg med PCB gjennom unge-produksjon og laktasjon. Dette er et mønster som er gjennomgående i pattedyr. Det ble funnet positiv korrelasjon mellom sum PCB i ekstraherbart fett i subkutant fett, melk, blodceller og plasma.

DDE utgjør hovedkomponenten i DDT-gruppen. DDE-nivået i isbjørn er lavt, og viser ingen oppkonsentrering med alder.

Nest etter PCB ble de høyeste konsentrasjonene funnet av klordan-relaterte forbindelser. Oksyklordan er den viktigste klordankomponenten.

Det ble påvist relativt lave konsentrasjoner ble påvist av stoffer i HCH-gruppen og av HCB.

Det ble funnet signifikant positiv korrelasjon mellom de ulike thyroide-hormonene (T3 og T4, fritt og totalt).

Unge dyr har de høyeste nivåene av retinol og thyroide-hormoner. De laveste nivåene ble funnet hos voksne hanner.

Det ble funnet signifikant negativ korrelasjon mellom retinol og sum PCB også etter at dataene var korrigert for alder og kjønn. Den samme tendensen ble funnet mellom thyroidehormon-nivået og sum PCB (ikke signifikant).

Utvalgstørrelsen var for liten til å påvise eventuelle effekter av PCB på reproduksjonssuksess.

Undersøkelsen antyder at retinol og thyroidehormoner kan anvendes som biomarkører for eksponering og effekt av PCB i isbjørn.

8. SUMMARY

The aims of the investigation have been to determine the organochlorine levels, particularly PCB in polar bears at Svalbard, and study possible effects of PCB on hormonestatus, vitaminstatus and reproduction.

This investigation has confirmed previous results that polar bears at Svalbard have a very high PCB contamination. The contamination level increased with age, and the highest PCB concentrations were found in adult males. Adult females reduce the body burden by production of infants, which is a general pattern in mammals. Positive correlations were found between sum PCB in extractable fat of subcutaneous fat, milk, bloodcells and plasma.

DDE was the major DDT-related compound.

Next after PCB the highest concentrations were found of the chlordanes. Oxychlordanes were the most important chlordane-related compound.

Relatively low concentrations were found of the hexachlorocyclohexanes and HCB.

Significant positive correlations were found between the thyroid hormones, T3 and T4, free and total.

Young bears had the highest levels of retinol and thyroid hormones. The lowest levels were found in adult males.

A significant negative correlation was found between retinol and sum PCB. This correlation was significant even after correction for the influence of age and sex. The same tendency was found for the thyroid hormones (not significant).

The polar bear sample was too small to reveal potential effects of PCB on reproduction.

The investigation suggests that retinol and thyroid hormones can be used as biomarkers for exposure and effects of PCB in polar bear.

9. VURDERING AV RESULTATENES BETYDNING / RESULTATOPPFØLGING

I dette prosjektet har vi forsøkt å påvise eventuelle effekter av høye PCB-nivåer som er funnet i isbjørn ved Svalbard. Vi har kombinert reproduksjonsdata med PCB-nivå og nivå av fysiologiske biomarkører i et tilfeldig utvalg av enkeltindivider. Ved igangsetting av prosjektet var det klart at for å fremskaffe holdbare konklusjoner på sammenhenger mellom de undersøkte parametre måtte undersøkelsene gå over mange år. Resultatene som er fremkommet så langt

understreker nødvendigheten av dette. Skal man påvise forurensningseffekter på store pattedyr, tror vi at vår modell vil kunne gi resultater. Vi kjenner ikke til tilsvarende undersøkelser på andre lenge-levende pattedyr, og ved internasjonal presentasjon av forløpige resultater har prosjektet fått stor oppmerksomhet.

Det pågår for tiden utvidete blodanalyser, analyse av diverse kjønnshormoner, på det innsamlete materialet. Når alle resultater foreligger, vil de bli endelig bearbeidet for vitenskapelig publisering i et internasjonalt tidsskrift. Det vil bli søkt om finansiering for å fortsette prosjektet.

10. PUBLIKASJONER / RAPPORTER

Kleivane L, Skåre JU, Wiig Ø: Klorerte organiske miljøgifter i isbjørn. Forekomst, nivå og mulige effekter. Norsk Polarinstitut. Medd.xxx, 1994

Skåre JU: Er Svalbard isbjørnstamme truet? 1993, 4V no.3, (Forum for de veterinære institusjoner NVH, VI, VESO, Veterinæravdelingen, LD). ISSN-0803-4745

Bernhoft A, Wiig Ø, Skåre JU: Chlorinated hydrocarbons, especially related to reproduction in polar bears (*Ursus maritimus*) from Svalbard. Foredrag gitt ved International Symposium on the Ecological Effects of Arctic airborne Contaminants. Reykjavik, Island 4-8 oktober, 1993

Resultatene fra det rapporterte studiet er under bearbeiding for internasjonal publisering

11. REFERANSER

Ahlborg U, Hanberg A, Kenne K: Risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs) Nord 1992:26,1-99

AMBIO: Temahefte 1993, 21

Bernhoft A, Skåre JU: Levels of selected individual polychlorinated biphenyls in different tissues of harbour seals from the southern coast of Norway. 1994, Environ. Pollut., 86, in press

Bergmann A & Olsson M: Pathology of Baltic seal and ringed seal females. 1985,

- Finnish Game Res., 44, 47-62
- Blomquist G, Roos A, Jensen S, Bignert A, Olsson M: Concentration of sDDT and PCB in seals from Swedish and Scottish waters. 1992, *Ambio* 21, 539-545
- Boon J.P. et al: The toxicokinetics of PCBs in mammals with special reference to possible interactions of individual congeners with the cytochrome P450-dependent monooxygenase system. 1991; *NIOZ*, 29, 1-30
- Brouwer A, Blaner WS, Kukler A, Van den Berg KJ: Study on the mechanism of interference of 3,4,3',4'-tetrachlorobiphenyl with the plasma retinolbinding proteins in rodents. 1988, *Chem.-Biol. Interact.*, 68, 203-217
- Brouwer A, Reijnders PJA, Koeman JH: Polychlorinated biphenyl (PCB)-contaminated fish induced vitamin A and thyroid hormone deficiency in the common seal. 1989, *Aquat. Toxicol.*, 15, 99-106
- Durham SK, Brouwer A: 3,4,3',4'-tetrachlorobiphenyl-induced effects in the rat liver. I. serum and hepatic retinoid reduction and morphological changes. 1989, *Toxicol. Pathol.*, 17, 536-544
- Espeland O: Klorerte organiske miljøgifter i arktiske og kystnære selarter fra Nord-Norge og Vesterisen. Hovedfagsoppgave, cand.scient. U i Oslo, 1993
- Gabrielsen GW, Skåre JU, Polder A, Bakken V: Chlorinated hydrocarbons in glaucous gulls at the southern part of Svalbard. 1994, *Science total Environ.*, in press
- Jenssen BM, Skåre JU, Ekker M, Vongraven D, Silverstone M: Blood sampling as a non-destructive method for monitoring and effects of organochlorines (PCB and DDT) in seal. 1994. *Chemosphere*, 28, no 1, 3-10
- Johansen HR, Becher G, Polder A, Skåre JU: Congener specific determination of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in human milk from Norwegian mothers living in Oslo. 1994, *J Toxicol. Environ. Health*, 42, 157-171
- Kleivane L, Skåre JU, Wiig Ø: Klorerte organiske miljøgifter i isbjørn. Forekomst, nivå og mulige effekter. *Norsk Polarinstittutt, Medd.* xxx, 1994
- Kleivane L, Skåre JU, Bjørge A, Ruitter E de, Reijnders PJH: Organochlorine

- pesticide residues and PCBs in harbour porpoise incidentally caught in Scandinavian waters. 1994, *Environ. Pollut.*, in press
- Muir DCG, Wagemann R, Grift NP, Norstrøm RJ, Simon M, Lien J: Organochlorine chemical and heavy metal contaminants in white-beaked dolphins and pilot whales from the coast of Newfoundland. 1988, *Arch. Environ. Contam. toxicol.*, 17, 613-630
- Norheim G, Skåre JU, Wiig Ø: Some heavy metals, essential elements, and chlorinated hydrocarbons in polar bear at Svalbard. 1992, *Environ. Pollut.*, 77, 51-57
- Norstrøm RJ, Simon M, Muir DCG, Schweinburg RE: Organochlorine contaminants in arctic marine food chains: identification, geographical distribution and temporal trends in polar bears. 1988, *Environ. Sci. Technol.* 22 1063-1071
- Savinova T, Polder A, Gabrielsen GW, Skåre JU: Chlorinated hydrocarbons in seabirds from the Barents sea region. 1994, *Sci. total Environ*, in press
- Skåre JU, Markussen NH, Norheim G, Haugen S, Holt G: Levels of polychlorinated biphenyls, organochlorine pesticides, mercury, cadmium, copper, selenium arsenic and zinc in the harbour seal in Norwegian waters. 1990, *Environ. Pollut.*, 66, 309-324
- Skåre JU, Tuveng JM, Sande HA: Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in maternal adipose tissue, blood, milk, and cord blood from mothers and their infants living in Norway. 1988, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 17, 55-63
- Smith TG, Lydersen C: Availability of suitable land-fast ice and predation as factors limiting ringed seal populations, *Phoca hispida*, in Svalbard. 1991. *Polar Research* 10, 585-594
- Wang Andersen G, Skåre JU, Prestrud P, Steiness E: Levels and congener pattern of PCBs in arctic fox, *Alopex lagopus*, in Svalbard. 1993, *Environ. Pollut.*, 82, 269-275
- Wiig Ø, Gjertz I, Hansson R, Thomassen J: Breeding behaviour of polar bears in Hornsund, Svalbard. 1992, *Polar Rec.* 28, 157-159

Naturens Tålegrenser - Oversikt over utgitte rapporter

- 1 Nygaard, P. H., 1989. Forurensningers effekt på naturlig vegetasjon en litteraturstudie. Norsk institutt for skogforskning (NISK), Ås.
- Uten nr. Jaworovski, Z., 1989. Pollution of the Norwegian Arctic: A review. Norsk polarinstitutt (NP), rapportserie nr. 55. Oslo
- 2 Henriksen, A., Lien, L. & Traaen, T.S. 1990. Tålegrenser for overflatevann. Kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89210.
- 3 Lien, L., Henriksen, A., Raddum, G. & Fjellheim, A. 1989. Tålegrenser for overflatevann. Fisk og evertebrater. Foreløpige vurderinger og videre planer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89185.
- 4 Bølviken, B. & medarbeidere, 1990. Jordforsuringsstatus og forsuringfølsomhet i naturlig jord i Norge. Norges geologiske undersøkelse (NGU), NGU-rapport 90.156. 2 bind (Bind I: Tekst, Bind II: Vedlegg og bilag).
- 5 Pedersen, H. C. & Nybø, S. 1990. Effekter av langtransporterte forurensninger på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO₂, NO_x og tungmetaller. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Utredning 005.
- 6 Frisvoll, A. A., 1990. Moseskader i skog i Sør-Norge. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 018.
- 7 Muniz, I. P. & Aagaard, K. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på ferskvannsdyr i Norge - virkninger av en del sporelementer og aluminium. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Utredning 013.
- 8 Hesthagen, T., Berger, H. M. & Kvenild, L. 1992. Fiskestatus i relasjon til forsuring av innsjøer. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Forskningsrapport 032.
- 9 Pedersen, U., Walker, S.E. & Kibsgaard, A. 1990. Kart over atmosfærisk avsetning av svovel- og nitrogenforbindelser i Norge. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 28/90.
- 10 Pedersen, U. 1990. Ozonkonsentrasjoner i Norge. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 28/90.
- 11 Wright, R. F., Stuanes, A. Reuss, J.O. & Flaten, M.B. 1990. Critical loads for soils in Norway. Preliminary assessment based on data from 9 calibrated catchments. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89153.
- 11b Reuss, J. O., 1990. Critical loads for soils in Norway. Analysis of soils data from eight Norwegian catchments. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89153.
- 12 Amundsen, C. E., 1990. Bufferprosent som parameter for kartlegging av forsuringfølsomhet i naturlig jord. Universitetet i Trondheim, AVH (stencil).
- 13 Flatberg, K.I., Foss, B., Løken, A. & Saastad, S.M. 1990. Moseskader i barskog. Direktoratet for naturforvaltning (DN), notat (under trykking)
- 14 Frisvoll, A. A., & Flatberg, K.I., 1990. Moseskader i Sør-Varanger. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 55.
- 15 Flatberg, K.I., Bakken, S., Frisvoll, A.A., & Odasz, A.M. 1990. Moser og luftforurensninger. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 69.
- 16 Mortensen, L.M. 1991. Ozonforurensning og effekter på vegetasjonen i Norge. Norsk landbruksforsk. 5:235-264.
- 17 Wright, R.F., Stuanes, A.O. & Frogner, T. 1991. Critical Loads for Soils in Norway Nordmoen. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89153.

- 18 Pedersen, H.C., Nygård, T., Myklebust, I. og Sæther, M. 1991. Metallbelastninger i lirype. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 71.
- 19 Lien, L., Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1991. Tålegrenser for overflatevann evertebrater og fisk. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Rapport O-89185,2.
- 20 Amundsen, C.E. 1992. Sammenligning av parametre for å bestemme forsuringfølsomhet i jord. NGU-rapport 91.265.
- 21 Bølviken, B., R. Nilsen, J. Romundstad & O. Wolden. 1992. Surhet, forsuringfølsomhet og lettløselige baeskationer i naturlig jord fra Nord-Trøndelag og sammenligning med tilsvarende data fra Sør Norge. NGU-rapport 91.250.
- 22 Sivertsen, T. & medarbeidere. 1992. Opptak av tungmetaller i dyr i Sør-Varanger. Direktoratet for naturforvaltning, DN-notat 1991-15.
- 23 Lien, L., Raddum, G.G. & A. Fjellheim. 1992. Critical loads of acidity to freshwater. Fish and invertebrates. Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Rapport O-89185,3
- 24 Fremstad, E. 1992. Virkninger av nitrogen på heivegetasjon. En litteraturstudie. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 124.
- 25 Fremstad, E. 1992. Heivegetasjon i Norge, utbredelseskart. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 188.
- 26 Flatberg, K.I. & Frisvoll, A. 1992. Undersøkelser av skader hos to sigdmoser i Agder. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 134
- 27 Lindstrøm, E.A. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90137/E-90440, rapport-2
- 28 Brettum, P. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Planteplankton. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90137/E-90440, rapport-3
- 29 Brandrud, T.E., Mjelde, M. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Makrovegetasjon. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90137/E-90440, rapport-1
- 30 Mortensen, L.M. & Nilsen, J. 1992. Effects of ozone and temperature on growth of several wild plant species. Norwegian Journal of Agricultural Sciences 6:195-204.
- 31 Pedersen, H.C., Myklebust, I., Nygård, T. & Sæther, M. 1992. Akkumulering og effekter av kadmium i lirype. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 152.
- 32 Amundsen, C.E. 1992. Sammenligning av relativ forsuringfølsomhet med tålegrenser beregnet med modeller, i jord. Norges geologiske undersøkelse. NGU-rapport 92.294.
- 33 Frogner, T., Wright, R.F., Cosby, B.J., Esser, J.M., Håøya, A.-O. & Rudi, G. 1992. Map of critical loads for coniferous forest soils in Norway. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-91147
- 34 Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S. & Taubøll, S. 1992. Tålegrenser for overflatevann - Kartlegging av tålegrenser og overskridelser av tålegrenser for tilførsler av sterke syrer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89210
- 35 Lien, L. Henriksen, A. & Traaen, T.S. 1993. Tålegrenser for sterke syrer på overflatevann -Svalbard. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90102.
- 36 Henriksen, A., Hesthagen, T., Berger, H.M., Kvenild, L., Taubøll, S. 1993. Tålegrenser for overflatevann - Sammenheng mellom kjemisk kriterier og fiskestatus. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-92122.
- 37 Odasz, A.M., Øiesvold, S., & Vange V. 1993. Nitrate nutrition in *Racomitrium lanuginosum* (Hedw.)Brd., a bioindicator of nitrogen deposition in Norway (in prep)

- 38 Espelien, I.S. 1993. Genetiske effekter av tungmetaller på pattedyr. En kunnskapsoversikt. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Utredning 051
- 39 Økland, J. & Økland, K.A. 1993. Database for bioindikatorer i ferskvann - et forprosjekt . Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI), Zoologisk Muesum, Oslo, Rapport 144, 1993.
- 40 Aamlid, D. & Skogheim, I. 1993. Nikkel, kobber og andre metaller i multer og blåbær fra Sør-Varanger, 1992. Norsk institutt for skogforskning (NISK), Skogforsk, rapport 14/93.
- 41 Kålås, J.A., Ringsby, T.H. & Lierhagen, S. 1993. Metals and radiocesium in wild animals from the Sør-Varanger area, north Norway. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 212
- 42 Fløisand, I. & Løbersli, E. (red.) 1993. Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger (TVLF) og Naturens tålegrenser. Sammendrag av foredrag og postere fra møte i Stjørdal, 15.-17.februar 1993. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 17/93.
- 43 Henriksen, A. & Hesthagen, T. 1993. Critical load exceedance and damage to fish populations. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89210
- 44 Lien, L., Henriksen, A. & Traaen, T.S. 1993. Critical loads of acidity to surface waters, Svalbard. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90102
- 45 Løbersli, E., Johannessen, T. & Olsen, K.V (red.) 1993. Naturens tålegrenser. Referat fra seminar i 1991 og 1992. Direktoratet for naturforvaltning, DN-notat 1993-6.
- 46 Bakken, S. 1993. Nitrogenforurensning og variasjon i nitrogen, protein og klorofyllinnhold hos barskogsmosen blanksigd (*Dicranum majus*). Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN (in prep)
- 47 Krøkje, Å. 1993. Genotoksisk belastning i jord . Effektstudier, med mål å komme fram til akseptable grenser for genotoksisk belastning fra langtransportert luftforurensning. Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN (in prep).
- 48 Fremstad, E. 1993. Heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*) som indikator på nitrogenbelastning. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmelding 239
- 49 Nygaard, P.H. & Ødegaard, T.H. 1993. Effekter av nitrogengjødsling på vegetasjon og jord i skog. Norsk institutt for skogforskning (NISK), Skogforsk 26/93
- 50 Fløisand, I. og Johannessen, T. (red.) 1994. Langtransporterte luftforurensninger. Tilførsler, virkninger og tålegrenser. Sammendrag av foredrag og postere fra møte i Grimstad, 7.-9.3.94. Norsk institutt for luftforskning NILU OR: 17/94
- 51 Kleivane, L. Skåre, J.U. & Wiig, Ø. 1994. Klorerte organiske miljøgifter i isbjørn. Forekomst, nivå og mulige effekter. Norsk Polarinstitut (in prep)
- 52 Lydersen, E., Fjeld, E. & Andersen, T. 1994. Fiskestatus og vannkjemi i norske innsjøer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) O-93172
- 53 Schartau, A.K.L. (red.) 1994. Effekter av lavdose kadmium-belastning på littorale ferskvannspopulasjoner og -samfunn. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Forskningsrapport (in prep)
- 54 Mortensen, L. (1994). Variation in ozone sensitivity of *Betula pubescens* Erh. from different sites in South Norway. Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN, Nr. 1994-6.
- 55 Mortensen, L. (1994). Ozone sensitivity of *Phleum alpinum* L. from different locations in South Norway. Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN, Nr. 1994-7.
- 56 Frogner, T., Wright, R.F., Cosby, J.B. and Esser, J.M. (1994). Maps of critical loads and exceedance for sulfur and nitrogen to forest soils in Norway. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) O-91147.
- 57 Flatberg, K.I. & Frisvoll, A.A. 1994. Moseskader i Agder 1989-92 (1994). Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding (in prep).

- 58 Hesthagen, T. & Henriksen, A. (1994). En analyse av sammenhengen mellom overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 288
- 59 Skåre, J.U., Wiig, Ø. & Bernhoft, A. (1994). Klorerte organiske miljøgifter; nivåer og effekter på isbjørn. Norsk Polarinstitut (in prep).

Henvendelser vedrørende rapportene rettes til utførende institusjon

Produsert av GCS A/S, OSLO