



NORSK POLARINSTITUTT

RAPPORTSERIE

NR. 104 - OSLO 1997

GEIR WING GABRIELSEN, INGER GREVE ALSOS
& BENTE BREKKE

**UNDERSØKELSER AV PCB I JORD, FISK
OG SJØFUGL I OMRÅDET RUNDT
AVFALLSFYLLINGEN PÅ JAN MAYEN
(FBT lokalitet 1805 001)**





RAPPORT NR. 104

GEIR WING GABRIELSEN, INGER GREVE ALSOS & BENTE BREKKE

**UNDERSØKELSER AV PCB I JORD, FISK OG
SJØFUGL I OMRÅDET RUNDT
AVFALLSFYLLINGEN PÅ JAN MAYEN
(FBT LOKALITET 1805 001)**

(Utgitt i samarbeid med Forsvarets Bygningstjeneste,
Sentralledelsen, Oslo)

**NORSK POLARINSTITUTT
OSLO 1997**

© Norsk Polarinstitut, Oslo
Technical editor: Annemor Brekke
Printed October 1997
Gjøvik Trykkeri As
ISBN 82-7666-138-6

INNHold

1. FORORD	4
2. SAMMENDRAG	5
3. INNLEDNING	7
4. JAN MAYEN	7
4.1 Klima	7
5. PCB OG SKADEVIRKNINGER PÅ BIOTA	8
5.1 PCB	8
5.2 Grenserverdier og skadevirkninger i naturen	9
5.3 Langtransportert forurensning	10
5.3.1 Luft	11
5.3.2 Havstrømmer	12
5.3.3 Akkumulering i næringskjeder på Jan Mayen	13
6. NATURMILJØET PÅ JAN MAYEN	13
6.1 Flora	13
6.1.1 Karplanter	14
6.1.2 Mose	14
6.1.3 Lav og sopp	14
6.2 Fauna	14
6.2.1 Fugl	14
6.2.2 Pattedyr	14
6.2.3 Ferskvannsfisk	15
6.3 Marine kystnære økosystem	15
6.3.1 Fauna og flora i tidevannssonen	15
6.3.2 Marin bentisk mikroalgevegetasjon	16
6.3.3 Bunnfauna fra tidevannssonen til kontinentalsokkelen	16
6.3.4 Marine fisk ved Jan Mayen	17
7. AVFALLSFYLLINGEN PÅ JAN MAYEN	18
7.1 Bruk av avfallsfyllingen frem til i dag	18
7.2 Stabilitet av kystlinjen ved avfallsfyllingen	18
8. UNDERSØKELSER OG PRØVERESULTATER	19
8.1 Undersøkelser og prøvetaking	19
8.2 Prøveresultater	20
9. VURDERING AV RESULTATENE	24
9.1 Avfallsfyllingen	24
9.2 Biologiske prøver	25
9.3 Jordprøver fra Sør-Jan	26
10. RISIKO- OG KONSEKVENSVURDERING	26
11. OPPSUMMERING	27
12. REFERANSER	28
Vedlegg 1	31

1. FORORD

ENCO Environmental Consultans a.s og Norsk Polarinstitutt (NP) har på oppdrag for Forsvarets Bygningstjeneste, Sentralledelsen (FBT/S) forestått prøvetaking for miljøgiftanalyser ved Forsvarets tele- og datatjeneste (FTD) stasjon på Jan Mayen. Cand. scient Rolf E. Andersen har vært ENCOs ansvarlige på Jan Mayen. Dr. philos Geir Wing Gabrielsen, NP, har hatt ansvaret for prøvetaking fra fugler og Michaela Aschan, Fiskeriforskning, har hatt ansvaret for prøvetaking fra marine fisk. Ferskvannsfisk ble innsamlet av FBT, NP og ENCO. Kirsti Høgvard og Winfried Dallman (begge NP) har gjort en geologisk vurdering av erosjonsfaren av søppelfyllinga. Jordprøver ble sendt til SINTEF for kjemiske analyser, mens biologiske prøver ble analysert av Miljøtoks-laboratoriet/Norges veterinær høgskole (NVH) ved Janneche Utne Skaare. Prosjektleder for Forsvaret har vært Torgeir Mørch ved FBT/S. Representant for FBT/Region Nord-Norge har vært Åge Hansen. Bente Brekke, NP, har innledet arbeidet med rapporten, og Inger Greve Alsos, NP, har slutført rapporten. Vi takker alle for et godt samarbeid.

2. SAMMENDRAG

I avfallsfyllingen på Jan Mayen ble miljøgiften PCB (polyklorerte bifenyler) påvist i 1993 og 1994. PCB er en miljøgift som bl.a. påvirker reproduksjon, adferd og immunforsvar hos dyr. Fordi mange PCB-forbindelser er lite nedbrytbare, opphopes de i næringskjeden. Rovdyrene, som representerer toppen av næringskjeden, er derfor særlig eksponert for PCB forurensning.

Avfallsfyllingen på Jan Mayen har et antatt volum på 1.500 m³, og var i drift fra 1960 til 1995. Frem til 1989 ble det brent ca. 2.000-3.000 l smørølje, og deponert ca. 20 l white sprit og ca. 5 l maling per år. På 70-tallet ble 7 trafoer tømt for PCB-holdig olje, tilsammen opptil 1.400 l. Avfallsfyllinga ligger på en brink som består av porøse vulkanske bergarter. Brinken er utsatt for sjø- og vinderosjon, og det er usikkert hvorvidt avfallsfyllingen (noen meter inn på brinken) kan bli erodert. Det ble foretatt en geologisk befaring i 1996 for å vurdere hvor fort erosjonen vil skje.

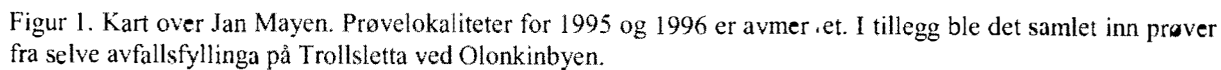
PCB kan lekke fra fyllingen med overflatevann eller ved vinderosjon. I 1995 ble Norsk Polarinstitutt engasjert av Forsvarets bygningstjeneste for å kartlegge om forurensningen i fyllingen har påvirket naturmiljøet på øya. ENCO a.s ble engasjert for å kartlegge omfanget av forurensningen i fyllingen og i landområdene omkring.

Jordprøver fra fyllingen viste PCB-konsentrasjoner mellom 0,06 og 35,80 mg/kg tørrstoff, med et gjennomsnitt på ca. 3 mg/kg. Ifølge kanadiske tiltakskriterier for arktiske områder, kan masser med PCB-konsentrasjoner på 1-5 mg/kg tørrstoff legges i landdeponier i Arktis. De gjennomførte undersøkelsene (jordprøver og informasjonsinnhenting) gir ikke grunnlag for å fastslå fyllingens innhold av PCB mer nøyaktig enn at mengden er mellom 10 og 2.000 kg.

Jordprøver hentet i en avstand på 20 m til 19,5 km fra avfallsfyllingen inneholdt mellom <0,002 og 0,06 mg PCB/kg tørrstoff. Disse verdiene tilsvarer bakgrunnsnivå og er antatt å skyldes langtransportert forurensning.

Det ble samlet inn og analysert vevsprøver fra 7 sjøfuglarter, 8 marine fiskearter og 1 ferskvannsfiskeart. Resultatene viste at PCB-nivået i fugl og fisk var på omtrent tilsvarende nivå som det som er funnet i andre arktiske områder. Dette, samt at forholdet mellom PCB og miljøgiften DDT (som ikke skyldes lokale utslipp) er i samsvar med andre arktiske områder, tyder på at dagens PCB-nivå i biota skyldes langtransport forurensning fra sørligere breddegrader. Det er svært mye lavtrykk over øya, noe som sørger for tilførsel av varm luft sørfra. Organiske miljøgifter vil, pga. nedkjøling, kunne kondensere og falle ned som nedbør over Jan Mayen. Havstrømmer kan også transportere miljøgifter, enten i vannmassene eller i havis.

De geologiske undersøkelsene gav ikke grunnlag til å fastslå hvor fort erosjon av avfallsfyllingen vil skje. Det er imidlertid meget stor sannsynlighet for at fyllingen vil eroderes før PCB-forurensningen i fyllingen er helt nedbrutt. PCB-forurensningen vil dermed tilføres det sårbare naturmiljøet. I følge kanadiske tiltaksvurderinger er PCB-nivået i deler av avfallsfyllingen så høye at de ikke skal lagres i Arktisk. En må imidlertid være klar over at flytting av de PCB-forurensete massene er risikofylt p.g.a. de klimatiske forholdene.



3. INNLEDNING

I forbindelse med en befaring i 1993, for å kartlegge om avfallsfyllingen på Jan Mayen inneholdt miljøgifter, ble det funnet polyklorete bifenyler (PCB) i fyllingsområdet. I det følgende året (1994) ble det tatt prøver i ulike deler og sjikt av fyllingen for å kartlegge omfanget av PCB-forurensningen. Denne undersøkelsen viste en gjennomsnittskonsentrasjon av PCB i fyllingen på 3 mg/kg tørrstoff. I 1995 ble Norsk Polarinstitutt engasjert av Forsvarets Bygningstjeneste (FBT) for å kartlegge om forurensningen i fyllingen påvirker naturmiljøet på øya. Ettersom fyllingen ved Olonkinbyen ligger relativt nært ferskvann (Nordlaguna) og kloss i strandsonen (Figur 1), var det naturlig å undersøke både den marine sonen utenfor fyllingen og ferskvannssonen i tillegg til det terrestre miljøet. Biologisk materiale ble derfor samlet inn sommeren 1995 og 1996. Denne rapporten presenterer problemstilling, prøvetaking, resultater, risiko og konsekvensvurdering, og tiltaksvurdering basert på det prøvematerialet som er samlet inn.

Søppelfyllingen ligger 2-5 meter innenfor bergskrenten ned mot havet. Erosjon fra bølger, is, frost o.a. vil med tiden bryte ned bergskrenten helt inn til og videre innover i fyllingen. Det ble derfor også forsøkt å fastslå en erosjonsrate for dette området.

4. JAN MAYEN

Jan Mayen ligger 550 km nord-øst for Island og 500 km øst for Grønland, mellom 70°5'N og 72°N, og mellom 7°5'V og 8°5'V. Øya er 53 km lang og dekker 380 km², og består i sin helhet av kvartære størkningsbergarter som ble dannet for opp til en million år siden (Winsnes 1988). Bergarten er hovedsaklig basisk lava, vulkanske bruddstykkbergarter og pimpstein, og de ligner mye på de bergarter man finner på den vestre del av Island. Island og Jan Mayen er begge del av den midtatlantiske fjellkjeden som ble dannet da vulkanske bergarter trengte opp og skjov Amerika og Europa/Afrika fra hverandre og dannet Atlanterhavet. Denne fjellkjeden ligger hovedsaklig under vann. Bevegelsen foregår fremdeles, og senest i 1985 var det utbrudd fra vulkanen Beerenberg på øya. Fremdeles stiger det damp fra fjellet. Beerenberg er forøvrig det høyeste fjellet på Jan Mayen, 2277 meter høyt. Fjellet er mer eller mindre dekket av isbreer.

4.1 Klima

Jan Mayens geografiske beliggenheten tilsier at øya har et arktisk-maritimt klima. Somrene er kjølige, med en middeltemperatur i lavlandet for den varmeste måned (august) på ca. +5°C. Vintrene er på den annen side relativt milde. Middelttemperaturen for de kaldeste månedene (februar-mars) ligger på ca. -6°C. Temperaturen sesongvariasjon er derfor moderat. Avgjørende i den forbindelse er den dempende virkningen av de omgivende havområder, som utgjør et enormt varmemagasin. Årsmidlet for lufttemperaturen ligger gjennomgående litt under frysepunktet, i gjennomsnitt nær -1°C. Den høyeste målte temperaturen etter den andre verdenskrigen er +18,1°C, den laveste er -28,4°C. Øya kan gjennom lengere perioder i vinterhalvåret være omgitt av havis. De verste is-månedene er februar-mars.

Utslagsgivende for værforholdene er videre at øya ligger i et område med stor hyppighet av vandrende lavtrykk. Særlig vinterstid kan lavtrykkene vært svært intense. Oftest er de forbundet med tilførsel av mild luft sørfra, foruten nedbør og sterk vind. I januar har gjennomsnittlig ca. 22 % av alle dager en maksimal vindstyrke på 6 Beaufort (dvs. liten kuling) eller mer. I juli er den tilsvarende prosentvise hyppighet redusert til omkring det halve. Dette gjelder den nåværende meteorologiske stasjonen på sør-øst-kysten. Vinden kan ellers variere mye fra sted til sted, avhengig av de topografiske forhold. Den høytragende vulkanen Beerenberg skaper ofte lunefulle vindforhold. Luften kan her komme i voldsomme, uberegnelige kast, noe som er spesielt farlig for mindre båter i kystnære farvann. Størsteparten av året er nordlige vinder fremherskende. Sørliche vinder gjør seg sterkest gjeldene om sommeren. Dette har sammenheng med luftsirkulasjonen omkring de vandrende lavtrykk, som gjerne har en mer sørlig bane om vinteren enn om sommeren.

Som vinden er også nedbørmengden svært avhengig av de topografiske forhold. I området ved den meteorologiske stasjonen er årsmidlet omkring 700 mm. Imidlertid er nedbørmengden utvilsomt langt større på skrånende terreng som tvinger fuktige luftstrømmer til værs. Spesielt stor effekt i denne sammenheng må Beerenberg ha, men mangel på observasjoner gjør det vanskelig å gi en tallmessig vurdering. Høstmånedene er de mest nedbørrike, men den årlige variasjonen er ikke særlig markert. Ikke sjelden kan nedbøren komme som regn selv midtvinters i lavlandet. Mer uvanlig er et snøfall midt på sommeren.

Hyppigheten av tåke (sikt på under en km) er meget stor. Dette gjelder først og fremst om sommeren. Den typiske ishavståken dannes gjerne når relativt mild, fuktig luft kommer sigende over et kaldt underlag, som snø og is eller en kald havflate. De nederste luftlag avkjøles, slik at en del av vanndampen kondenseres til smådråper som holder seg svevende i luften. Ved met-stasjonen meldes tåke i nærmere 20 % av alle værobservasjoner i juli. I januar er hyppigheten redusert til omkring 4 %. Også skymengden er et dominerende trekk i værbildet. Klare dager hører til sjeldenhetene. I gjennomsnitt for året har bare mellom 1 % og 2 % av alle dager klar eller nesten klar himmel fra morgen til kveld. Mest klarvær er det senvinters og om våren.

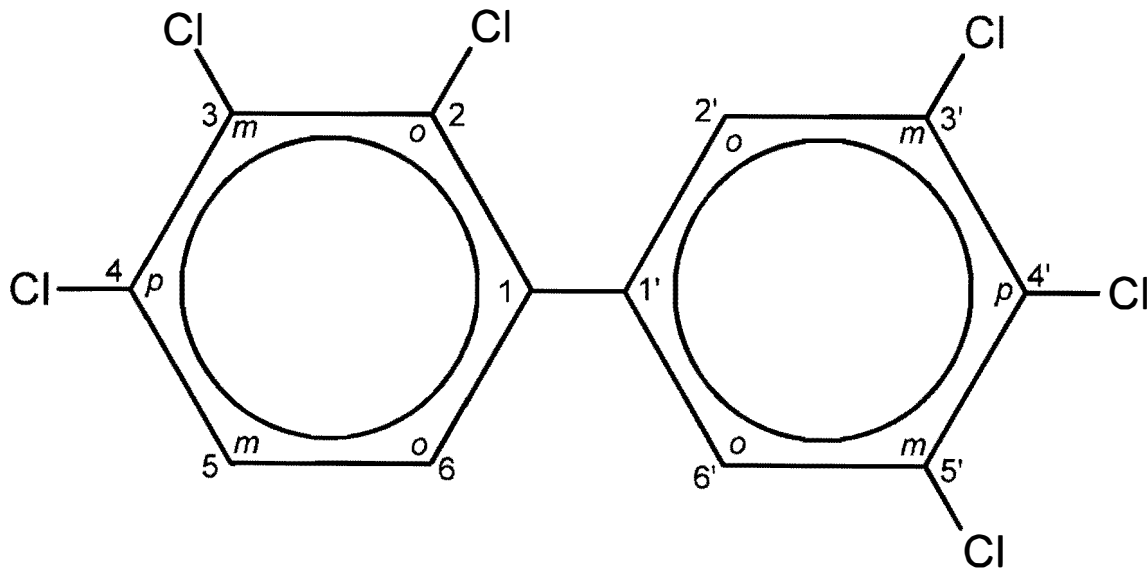
5. PCB OG SKADEVIRKNINGER PÅ BIOTA

5.1 PCB

Det har siden tidlig på 60-tallet blitt grundig dokumentert at menneskeskapte klororganiske forbindelser finnes over alt i naturen, og da særlig i det marine miljøet (Walker & Livingstone 1992). Disse forbindelsene er svært fettløselige, og de minst nedbrytbare har et stort potensiale for oppkonsentrasjon i fett gjennom næringskjedene. Relativt høye konsentrasjoner finnes derfor i dyr høyt oppe i marine næringskjeder, det vil si sjøfugl og marine pattedyr (Livingstone et al. 1992).

PCB (polyklorerte bifenyl) er en gruppe blant de klororganiske forbindelsene som har tildels svært forskjellige egenskaper og giftighet.. De produseres ved å klorere bifenyl. Bifenyl-molekylet kan binde til seg fra 1 til 10 kloratomer i forskjellige posisjoner. På den måten kan det teoretisk dannes 209 forskjellige klorerte bifenyl (Figur 2). Disse varierer sterkt i utbredelse, giftighet og persistens (McFarland & Clarke 1989). Industrielt framstilt PCB er blandinger av disse forskjellige forbindelsene. Disse PCB-blandingene har lav

elektrisk ledningsevne, lav vannløselighet, høy stabilitet og lav brennbarhet, noe som har ført til at de har vært tatt i bruk på en lang rekke områder. Eksempler er elektrisk utstyr (transformatorer o.l.), flammehemmende midler, smøre- og hydraulikkoljer, bygningsmasse, papir, trykksverte og mykere for maling.



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

PCB-forgiftning av forsøksdyr har avdekket en lang rekke giftige effekter, blant annet effekter på reproduksjon, atferd og immunfunksjon (Ahlborg et al. 1992a, Ahlborg et al. 1992b, Safe 1994). I Østersjøen og i USA har det vært påvist alvorlige reproduksjonsvansker hos frittlevende sel og sjøfugl med høye PCB-konsentrasjoner i kroppen (f. eks. Helle 1976, Kubiak et al. 1989).

PCB ble først påvist som mulig miljøgift på slutten av 60-tallet (Jensen 1966). Økt viten om giftigheten og utbredelsen i miljøet bidro til at produksjonen i de fleste land ble stoppet i løpet av 1970-årene. Mesteparten av verdensproduksjonen av PCB er imidlertid ikke sluppet ut i miljøet. Den er enten i bruk, lagret eller dumpet i fyllinger (Tanabe 1988). PCB-forurensning i de kommende år avhenger derfor mye av hvordan man klarer å hindre utslipp av det som allerede er produsert. Fra 1995 er bruk av PCB forbudt i Norge (Forskrift om polyklorerte bifenyl, Miljøverndepartementet 1990).

5.2 Grenseverdier og skadevirkninger i naturen

Det finnes svært få studier av grenseverdier for effekter av klororganiske forbindelser i naturen (Kleivane et al. 1994). I hovedsak er de undersøkelserne som er gjort overvåkingsstudier, der man søker å kartlegge nivået av klororganiske forbindelser og andre

forurensningsstoffer i ulike dyre- og plantearter. En lang rekke av slike studier har bidratt til å kartlegge utbredelsen av PCB i Arktis (Muir et al. 1992). Det har vist seg at marine dyrearter er spesielt utsatt for opphopning av klororganiske forbindelser, og at klororganiske forbindelser lett akkumuleres i marine næringskjeder.

PCB finnes i varierende konsentrasjoner i alle arktiske rovdyr, og ansees for å være det største forurensningsproblemet i det arktiske marine miljø. Høyest konsentrasjon av PCB er funnet i fettvevet hos arter på toppen av næringskjeden, f.eks. isbjørn, fjellrev, ringsel og polarmåke (Muir et al. 1992, Tatsukawa 1992, Espeland 1993, Wang-Andersen et al. 1993, Kleivane et al. 1994, Gabrielsen et al. 1995). Dagens forurensningsnivå mistenkes for å gi skadelige virkninger på isbjørn og polarmåker (Kleivane et al. 1994, Bernhoft et al. 1997, Gabrielsen et al. 1995). Klororganiske forbindelser akkumuleres lett i sjøfugl fordi deres enzymer uskadeliggjør klororganiske forbindelser relativt langsomt. Studier av døde polarmåker fra Svalbard oppgir meget høye verdier av PCB i hjerne- og levervev som en mulig dødsårsak (Gabrielsen et al. 1995). På Svalbard ble det våren 1996 funnet to isbjørnunger av hunnkjønn med penisanlegg (hermafroditter; Wiig, pers. medd.). Tvekjønnethet er tidligere observert hos fisk i britiske elver (Jobling and Sumpter 1993, Anderson 1993, Horizon 1993, Purdom et al. 1994, White et al. 1994), og feminisering av hanner og superfeminisering av hunner er observert i Florida hos krokodiller (Gross et al. 1994, Colborn & Clemets 1992). I Østersjøen og i USA har det vært påvist alvorlige reproduksjonsvansker hos frittlevende sel og sjøfugl med høye PCB- og/eller DDT-konsentrasjoner i kroppen (f. eks. Helle 1976, Reijnders 1980, Kubiak et al. 1989).

Ulike dyrearter har forskjellig evne til å metabolisere (forbrenne) og detoksifisere (omdanne) de ulike PCB-forbindelsene (Kleivane et al. 1994). En PCB-forbindelse (PCB-kongen) kan derfor være giftig for noen arter mens den er metaboliserbar for andre. Følgelig kan en finne ulike kombinasjoner av PCB-kongener i ulike arter (Boon et al. 1991, Norheim et al. 1992). I tillegg finner en forskjellige PCB-mønstre på forskjellige lokaliteter. F.eks. vil de mest flyktige og letteste PCBene bli transportert lengre med vinden enn de som er tyngre og mindre flyktige (Wania & Mackay 1993).

Ved sammenligning av konsentrasjoner av klororganiske forbindelser i dyr fra ulike studier bør man, hvis forskjellene er moderate, være forsiktig med å trekke bastante konklusjoner. Dette skyldes at forskjeller i prøvetaking, forskjeller i dyrenes ernæringstilstand og forskjeller i analysemetoder kan påvirke resultatene i betydelig grad. Hos ringsel er for eksempel innholdet av PCB mange ganger høyere ytterst i spekket enn det man finner i spekket innerst mot blodet (Severinsen pers. medd). Det innerste spekklaget forbrennes lettest, men ved sult forbrennes også det ytterste spekklaget og skadevirkningen av PCB kan derfor forventes å være størst i perioder med liten mattilgang.

5.3 Langtransportert forurensning

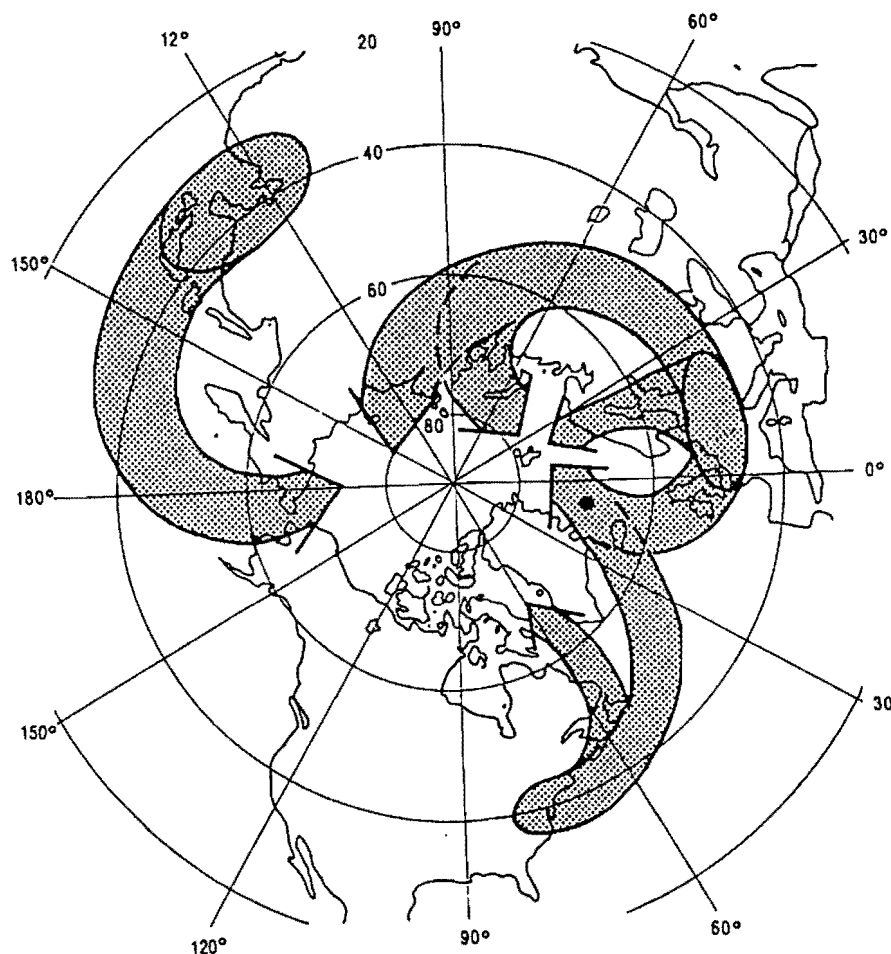
Menneskeskapte miljøgifter transporteres til Arktis hovedsaklig med hav- og luftstrømmer fra Nordamerika og Eurasia. Målinger har vist at miljøgifter, spesielt organiske miljøgifter, er tilstede i hele det globale økosystemet, og at de lar seg seg transportere over lange avstander.

Siden det finnes ingen eller få undersøkelser knyttet til målinger av tungmetaller og radioaktivitet på Jan Mayen, og siden oppdraget til Norsk Polarinstitutt omfatter

undersøkelser av PCB, vil det i det følgende fokuseres på langtransportert forurensning av organiske miljøgifter.

5.3.1 Luft

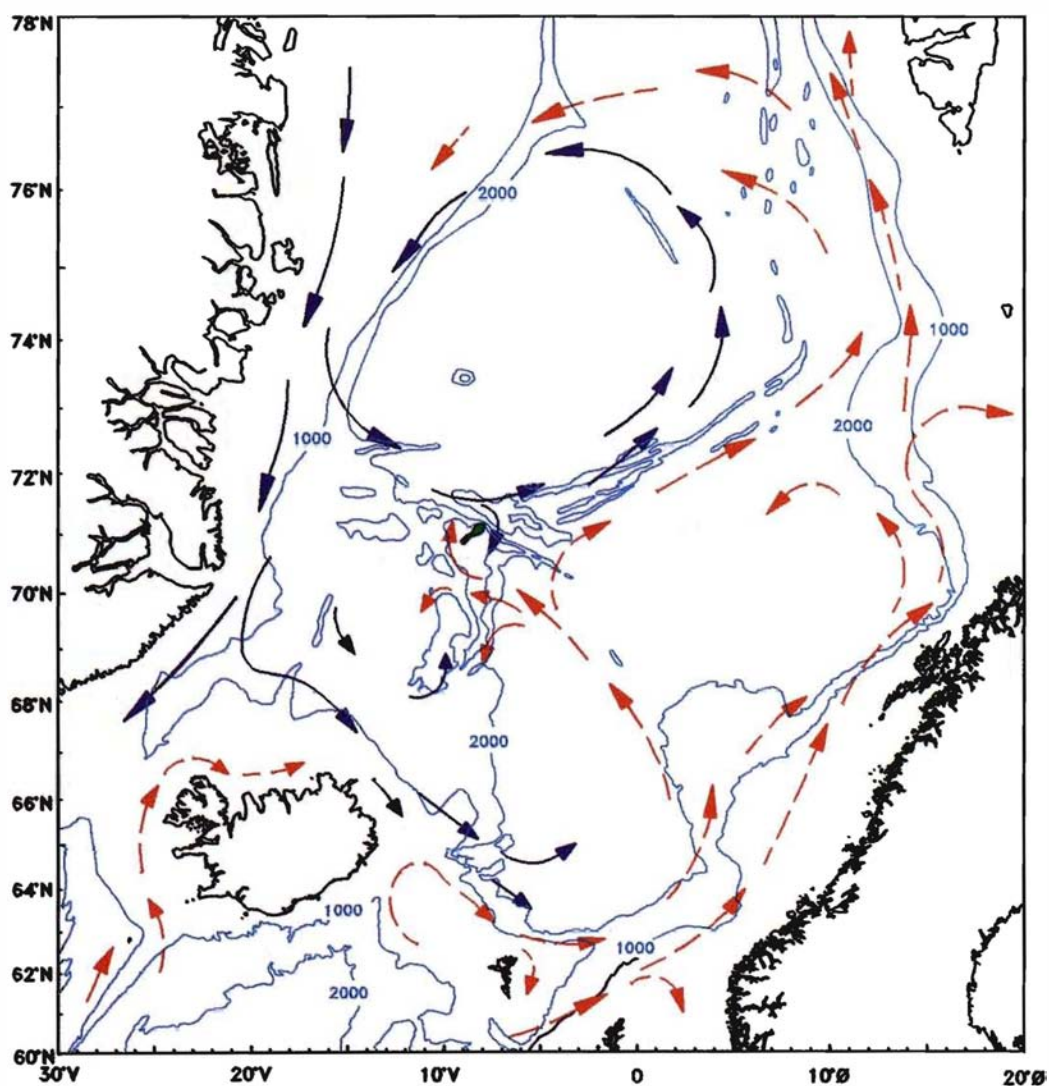
Vitenskapelige arbeider fra nordområdene viser at det foregår en betydelig transport av forurensning til nordområdene via atmosfæren (Pancyna & Oehme 1988; Barrie et al. 1992). Gjennom prosesser som global fraksjonering og kuldekondensasjon er polare områder spesielt utsatt for bestemte organiske miljøgifter (Wania & Mackay 1993). Luftmålinger av organiske miljøgifter, som ble utført i Ny-Ålesund, på Hopen, Bjørnøya og Jan Mayen i perioden 1982-84, viste tidvis forhøyede konsentrasjoner av enkelte komponenter (PCB, HCH, HCB og klordan) på flere av stasjonene (Oehme 1991). Dette indikerer langtransportert forurensning fra belastede tempererte områder til Arktis. Gjennom episodiske hendinger som styres av meteorologiske forhold vil organiske miljøgifter avsettes i miljøet på og nær øya. Det en stor hyppighet av lavtrykk i området, særlig om vinteren, som sørger for tilførsel av mild luft sørfra (Figur 3). Organiske miljøgifter i denne luften vil pga. avkjøling kunne kondenseres og falle ned med nedbøren på Jan Mayen. Siden årsmiddel av nedbør på Jan Mayen er ca. 700 mm, er potesialet for lufttransportert forurensning forholdsvis høyt.



Figur 3. Mulig transportvei for luft-transportert forurensning fra tempererte områder til Arktisk. • viser beliggenheten til Jan Mayen.

5.3.2 Havstrømmer

Når en sammenligner med lufttransportert forurensning så er det vanskelig å evaluere bidraget fra havtransport. Det vi vet er at transporten med havstrømmer tar lengre tid (år) sammenlignet med transport via luft (dager). Når det gjelder PCB, så er det estimert at sjøen inneholder mer en 60 % av den globale PCB belastning (ca. 700 000 tonn, Tanabe 1988). Det finnes i dag ikke data for konsentrasjon av organiske miljøgifter i vann og sedimenter ved Jan Mayen. Det er derfor vanskelig å beregne bidraget av organiske miljøgifter med havstrømmene til dette området. Organiske miljøgifter tilføres havet via nedbør, elvetilførsel og ved direkte avrenning fra land, og havstrømmene kan transportere stoffene til Arktis. Jan Mayen ligger i skillet mellom Øst-Grønland strømmen, som kommer nordfra, og en gren av Golf-strømmen, som kommer fra sør (Figur 4). Dette betyr at øya kan motta forurensning fra partikulert materiale, som kan være inkorporert i is nordfra, og at øya kan motta forurensning fra industrialiserte områder både i Nord-Amerika og Europa.



Figur 4. Hovedtrekk av overflate-strømmer i de Nordiske hav. Røde piler indikerer atlantisk vann og blå piler indikerer arktisk vann. Jan Mayen er markert med grønt. Havstrømmene kan variere noe fra år til år.

5.3.3 Akkumulering i næringskjeder på Jan Mayen

Forurensning transporteres til Jan Mayen enten via atmosfæren eller med havstrømmer (også med hav-is) hvor de blir inkorporert i næringskjeder i ferskvann og i havet (det marine miljø). Organiske miljøgifter tas lett opp av laverestående organismer pga. deres fettløslighet. I tillegg er mange av stoffene tungt nedbrytbare (persistente) og akkumuleres derfor i næringskjeden når laverestående organismer spises av høyerestående dyr.

I det marine økosystemet vil planteplankton ta opp organiske stoffer direkte fra vannet. Miljøgiftene følger med når planteplankton enten blir spist av dyreplankton eller synker ned og blir spist av bunnlevende dyr. Miljøgiftene er dermed inne i næringsgrunnlaget for fisk, marine pattedyr og sjøfugl. Hvert rovdyr spiser mange byttedyr, og miljøgiftene oppkonsentres for hvert trinn i kjeden. Overføringen av organiske miljøgifter skjer først til fisk, og forventes å nå sjøfugl/polarrev som utgjør toppen av det marine økosystemet på Jan Mayen. Av sjøfuglarter vil polarmåke og storjo være de arter hvor en vil forvente de høyeste PCB-nivå da disse spiser andre sjøfugler.

Til ferskvannsøkosystemet (Nordlaguna) vil deponering av organiske miljøgifter skje via atmosfæren eller via avføring fra sjøfugler. Miljøgiftene tas opp av planteplankton som igjen spises av dyreplankton. Dyreplankton er maten til røya som finnes i Nordlaguna. Siden det finnes både små (11-16 cm) og store (40-57 cm) røyer i Nordlaguna, er det grunn til å tro at de høyeste nivå av organiske miljøgifter finnes i stor fisk fra vannet. Dette fordi smårøye utgjør en vesentlig del av storøyas kosthold.

På Jan Mayen vil inngang av organiske miljøgifter til det terrestre økosystemet først og fremst være ved atmosfærisk deponering til jord og planter. En annen mulighet for tilførsel av organiske miljøgifter til Jan Mayens landmiljø er gjennom det marine økosystemet til det landøkologiske systemet. Oppkonsentreringen av organiske miljøgifter er mer effektivt i marine næringskjeder enn i næringskjedene på land. På Jan Mayen, som på Svalbard, er landområdenes produksjon avhengig av produksjonen i havet, med sjøfuglene som den viktige koblingen mellom systemene. Påvirkning av havområdene rundt Jan Mayen vil, gjennom transport av guano fra sjøfugl, dermed påvirke landområdene på øya. Siden det verken finnes rype eller rein på øya, vil organiske miljøgifter ikke oppkonsentreres i dette systemet.

6. NATURMILJØET PÅ JAN MAYEN

6.1 Flora

Jan Mayen ligger isolert i havet, og har ikke vært forbundet med andre øyer eller kontinenter. Plantene som lever her må derfor enten ha blitt spredt over havet med vind, på drivtømmer eller is, med mennesker, etc., eller ha utviklet seg på øya. Det finnes en del arter som er endemiske for Jan Mayen (Lyng 1939, Lid 1964), noe som antyder at i disse kan ha utviklet seg evolusjonsmessig på øya. Dersom øya lå under is gjennom den siste istiden må artene som lever her ha imigrert etter at isen trakk seg tilbake (Lyng 1939). Senere glacialgeologiske undersøkelser antyder at øya har vært dekket av bre under flere faser av weichseltiden (120.000 til 10.000 år før nåtid) (Anda 1980, Anda et al. 1985).

6.1.1 Karplanter

Det er funnet 73 arter av karplanter på Jan Mayen. Dette er i samme størrelsesorden som på Bjørnøya (63 arter), og ca. halvparten av artene finner man på begge øyer. Spesielt for Jan Mayen er en sterk representasjon av *Taraxaca* (løvetannfamilien), som er til stede med fem arter. Tre av disse er endemiske til øya (Lid 1964), dvs. at de ikke finnes noen andre steder.

6.1.2 Mose

Store deler av Jan Mayen domineres helt av mosedekke, først og fremst av heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*). Frisvoll (1983) aksepterer forekomsten av 174 mosearter på øya, hvorav 41 levermoser og 133 bladmoser. En moseart, øykurlemose (*Didymodon mamillosus*) finnes i Norge kun på Jan Mayen (Frisvoll et al. 1995). Vi har foreløpig ingen oversikt over mosenes fordeling i plantegeografiske grupper eller hvor mange mosearter som kan være endemisk for Jan Mayen.

6.1.3 Lav og sopp

Det var i 1939 funnet ca. 144 arter av lav på Jan Mayen (Lyng 1939), men det er antatt at det finnes mange flere lavarter der. Av de 144 artene, er syv endemiske til øya. Med unntak av Lynges besøk på noen timer 19. juli 1929, har øya ikke vært besøkt av noen lichenologer (lavspesialister). Fram til 1950 var det identifisert 18 arter av sopp på øya (Hagen 1950). Også innsamlingen av sopp har vært svært tilfeldig (Hagen 1950). Vår kunnskap om lav og sopp på øya er derfor mangelfull.

6.2 Fauna

6.2.1 Fugl

Det finnes ingen overvintrende fuglearter på Jan Mayen, men havhesten (*Fulmarus glacialis*) påtreffes året rundt. Bare rundt 20 fuglearter hekker fast på Jan Mayen. Havhestbestanden er estimert til rundt 200.000 hekkende og 300.000 ikke hekkende individer, og er den mest tallrike arten på øya. Jan Mayen har en rekke sjøfuglkolonier der man bl.a. finner havhest, krykkje (*Rissa tridactyla*) og alkefugl. Av "rovfugl" er polarmåke (*Larus hyperboreus*), svartbak (*Larus marinus*) de mest tallrike (Franeker et al. 1997).

6.2.2 Pattedyr

Av terrestre pattedyr finner man kun fjellreven (*Alopex lagopus*). Tidlig i dette århundre var det flere hundre fjellrev på Jan Mayen. Som følge av intens jakt ble bestanden kraftig redusert i løpet av en 20-års periode. Til tross for at fjellreven på Jan Mayen ble fredet i 1978 er det usikkert om det finnes en revebestand på øya i dag. De senere år er det registrert rev eller revespor, og senest ble det ved tre ulike anledninger sett revespor våren 1996. Høsten 1995 ble det også funnet et revekadaver. Det er imidlertid mange år siden det ble konstatert yngling her.

Klappmyss (*Cystophora cristata*) og grønlandsel (*Phoca groenlandica*) har viktige kaste- og hårfellingsområder nordvest for Jan Mayen, og enkelte år er isforholdene slik at kasteområdene havner helt inn på Jan Mayens strender. Ringsel (*Phoca hispida*) og storkobbe (*Erignathus barbatus*) påtreffes også jevnlig rundt Jan Mayen. Av hvalartene som lever her er vågehval (*Balaenoptera acutorostrata*) og finnhval (*Balaenoptera physalus*) de mest tallrike (Lydersen pers. medd.).

Isbjørn (*Ursus major*) er ikke vanlig på Jan Mayen. Det hender at øya får isbjørnbesøk når isforholdene ligger til rette for det, og i hvalfangstperioden på 1600-tallet kunne store antall bjører samles her, antakelig tiltrukket av lukten fra hvalkadaverene. For eksempel ble det i 1926 skutt 70 bjørner på Jan Mayen.

6.2.3 Ferskvannsfisk

Med unntak av Nordlaguna tørker samtlige innsjøer på Jan Mayen inn om sommeren. Også flere elver forsvinner i tørre perioder. Av ferskvannsøkosystem er det derfor bare Nordlaguna som har blitt studert. Nordlaguna har ikke utløp til havet. En fem meter høy og 150-200 m bred strandvoll skiller laguna fra stranda. På grunn av at saltvann slår over vollen under stormer er vannet i innsjøen svakt brakt (Skreslet 1969). De to innløpende elvene fører bare vann i snøsmeltingsperioder. Nordlaguna er forholdsvis næringsrik fordi sjøfugl tilfører vannet næringsstoffer gjennom avføring. Floraen og faunaen er imidlertid fattig sammenlignet med i innsjøer andre steder i Arktis. Den eneste fiskearten vi finner her er røye (*Salmo alpinus*). Røybestanden domineres av små, seintvoksende individer som lever av larver og mark, men med en og annen stor og fetere kannibal.

6.3 Marine kystnære økosystem

6.3.1 Fauna og flora i tidevannssonen

Tidevannssonen i arktiske strøk er oftest fattig på dyreliv. Slik er det også rundt Jan Mayen. Hovedgrunnen til dette er særlig isskuring og frost. I tillegg kommer Jan Mayens utsatte posisjon for vær og vind som ofte gir kraftige bølgebrenninger langs land og derav følgende påkjenninger for organismene som lever i tidevannssonen. På Jan Mayen er også lavaen meget porøs, den brytes lett i stykker av bølger, og fastsittende organismer mister lett sitt feste.

Mest iøynefallende av dyreliv øverst i strandsonen på Jan Mayen er små, røde strandmidd. Ellers er den eneste vegetasjonen her spredte flekker av *Verrucaria*-lignende lav. Sand og rullesteins-strendene har ingen algevekst på grunn av den stadige skuringen av partikler mot hverandre. Den eneste algevekst i tidevannssonen er tynne belegg av grønnalger på forholdsvis stabile underlag.

Typisk for tidevannssonen på Jan Mayen er ellers store mengder drivtømmer som bl.a. kommer fra sibirske elver.

6.3.2 Marin bentisk makroalgevegetasjon

Kjenskapen til den marine algevegetasjonen ved Jan Mayen er svært begrenset både når det gjelder mangfoldet av arter, og når det gjelder strukturen i vegetasjonen.

En vel utviklet algevegetasjon eksisterer i arktiske strøk bare på fast substrat, fortrinnsvis fjell og større steiner. Det er ikke foretatt systematisk kartlegging av utbredelsen av vegetasjonen rundt Jan Mayen. Med bakgrunn i fordelingen av substrat kan en forvente at den sublittorale algevegetasjonen kan være velutviklet på sørpissen av øya fra Kapp Wien til Guinea-bukten. Fjell og større stein finnes videre på nordspissen, vestover mellom Nordkapp og noe vest for Vakta, samt sørover ved Aust-bukta.

De to viktigste marine ressursene ved Jan Mayen er dypvannsreke (*Pandalus borealis*) og haneskjell (*Chlamys islandica*). De norske fiskerier av reke ved Jan Mayen startet i 1974 selv om det også tidligere er registrert reker ved Jan Mayen. I 1980-årene ble det satt i gang fangst på forekomster av haneskjell i nordområdene. Jan Mayen var det første området der norske fabrikktrålere startet fiske etter haneskjell i stor skala, og dette skjedde i 1985.

6.3.3 Bunnfauna fra tidevannssonen til kontinentalsokkelen

Artsliste over den marine fauna rundt Jan Mayen inneholder 276 taxa innenfor det dyp man vanligvis definerer som dypet for kontinentalsokkelen (2-300 m).

Det er registrert 23 svamparter rundt Jan Mayen (Tendal 1983). Fem av disse er rent arktiske, mens de resterende 18 har en videre utbredelse i det nordlige Atlanterhav. Ved kysten av Øst-Grønland er det eksempelvis registrert 60 arter innenfor samme dybdeintervall (Hentschel 1929, Burton 1934, Tendal 1983).

Artsantallet for molluskene (bløtdyr) er 103 (Sneli & Steinnes 1975, Sneli 1977). Prosobranche snegler (19 arter) og muslinger (17 arter) er hyppigst.

Stenboremuslingen (*Hiatella arctica*) er den hyppigste muslingen, og stedvis kan den forekomme i svært høye tettheter. På de nye områdene, som ble dannet etter vulkanutbruddet i 1970, var det eksempelvis ikke uvanlig å finne tettheter på mer enn tusen individer per m². Sneli (1977) gjorde en dyregeografisk analyse og sammenlignet forekomsten av prosobranche snegler og muslinger med artene som er registrert ved Spitsbergen og Øst Grønland. Han fant at faunaen hadde flest likhetpunkter med den som er registrert ved de sydøstlige kyst av Grønland, og at innslaget av arter med en høy-arktisk utbredelse var lav.

Skjæveland (1973) har registrert 30 pigghudarter ved Jan Mayen.

Andre hyppige dyregrupper ved Jan Mayen er Cnidaria (nesledyr) med mer enn tyve arter, Polychaeta (mangebørsteormer) med ca. 30 arter, Crustacea (krepsdyr) med nær 40 arter og Tunicata (sjøpunger) med ca. 10 arter.

Artene som her er nevnt har oftest sine største tettheter på hardere bunntyper. Grunne leirbunnslokaliteter er ikke hyppige. Under inventeringene i 1972 (Gulliksen 1974) ble imidlertid slike områder funnet utenfor Sørbreen på østsiden av øya og nær Guineabukta på

sørvestsiden. I og like utenfor Guineabukta ble store individer av dypvannsreke registrert i skrapeposen på relativt grunt vann (40-100 m).

Sandbunnsområdene utenfor de midtre deler av øya har en arts- og individ-fattig fauna. Den svarte grovkornede lavasanden er sannsynligvis i stadig bevegelse og miljøet stiller harde krav til organismene som lett kan males i stykker av sanden. Det ble eksempelvis funnet kraftige bølgeslagsmerker ned til over 20 m dyp. De eneste individer som fantes i forholdsvis store mengder var krepsdyrene amphipoder.

6.3.4 Marine fisk ved Jan Mayen

Totalt er det registrert mellom 20-25 marine fiskearter ved Jan Mayen. Om vi tar med oss fiskearter som er registrert nær Jan Mayen, men dypere enn kontinentalsokkel-dyp (200-300 m) vil artsantallet være noe høyere.

Polartorsk (*Boreogadus saida*) og lodde (*Mallotus villosus*) er de hyppigste artene av økonomisk betydning, men det er ingen omfattende fiskerier etter disse artene i farvannene rundt øya. Vår kunnskap om forekomst av fisk er i hovedsak basert på bifangster i forbindelse med rekeundersøkelser (se Aschan et al. 1996).

Lokaliseringen av Jan Mayen, i et oseanografisk område med blandingsvann fra den kalde Øst-Grønlandstrømmen og den noe varmere Nord-Atlantiske strømmen gjør også at fiskefaunaen vil variere fra år til år. Eksempelvis ble et høyt antall kolmule (*Micromesistius potassou*) registrert i 1979, men antallet var lavere i 1980 og 1981. Torsk (*Gadus morhua*) ble også registrert i 1979-1981, men både kolmule og torsk manglet i bifangstene fra 1994 og 1995.

Antallet av blåkkeite (*Reinhardtius hippoglossoides*) har minnet fra begynnelsen av 1980-årene. Bruskfiskene *Raja hyperborea* og *Breviraja spinicauda* ble observert både i 1994 og 1995 (Aschan et al. 1996).

På grunt vann er vanlig ulke (*Myoxocephalus scorpius*) svært hyppig. Det er heller ikke sjelden å finne den lille rognkjeks-lignende vortekjeks (*Eumicrotremus spinosus*). Denne arten synes å være svært variabel, og det er beskrevet flere underarter, bl.a. en underart (*Eumicrotremus spinosus eggvini*) fra Eggvingrunnen like vest for Jan Mayen.

Forekomst av organismer knyttet til de pelagiale (frie) vannmassene og/eller drivisen ved Jan Mayen er i stor grad knyttet til den til enhver tid gjeldende oseanografiske situasjon. Øya ligger i et grenseområde mellom kalde vannmasser fra Øst-Grønlandsstrømmen og varmere vannmasser fra den Nord-Atlantiske strømmen (Figur 4). Hvilke av vannmassene som dominerer ved øya kan variere fra år til år. Noen pelagiske fiskearter kan derfor periodevis være hyppige ved Jan Mayen, mens de andre år kan mangle helt. Det gjelder f.eks. arter som lodde, kolmule og torsk. Noe av det samme forhold gjelder organismer knyttet til drivisen og det har forekommet at sel (grønlandssel, klappmys) har kasteområdene nær øya, mens de normalt kaster lengere unna. Jan Mayens bestander av bentiske organismer (bunnlevende organismer) som haneskjell og reke viser mindre naturlig variasjon fra år til år enn de pelagiske fordi de er mer stedbundne.

7. AVFALLSFYLLINGEN PÅ JAN MAYEN

7.1 Bruk av avfallsfyllingen frem til i dag

Avfallsfyllingen ved Olonkinbyen ble brukt i 35 år, fra 1960 til 1995. På hver side av denne finnes det to eldre nedlagte grovavfallsfyllinger på bergskrenten ned mot havet. Fra disse har avfall hovedsaklig blitt dumpet i havet, og avfall har også tidvis blitt dumpet i havet hele veien langs brinken mellom Båtvika og Helenesanden. Dette avfallet ligger nå på dypere vann et stykke ut fra kysten og er ikke synlig langs land.

Avfallsfyllingen har et antatt volum på 1.500 m³. Arealet er beregnet til 750 m², og gjennomsnittlig dybde til 2 m (Andersen 1994). Fyllingen ble tilført ca. 100 m³ avfall årlig, og dette ble dekket til av løsmasser (sand, grus og stein) etter hvert. Hovedmengden av nyere avfall er husholdnings- og bygningsavfall (papir, matrester, trevirke, metall osv.).

Alt spesialavfall har siden 1989 blitt fraktet til fastlandet. Før 1989 ble det brent ca. 2000-3000 l smøreolje, og deponert ca. 20 l white sprit og ca. 5 l maling årlig. Før 1994 ble brennbart avfall på fyllingen jevnlig tilført autodiesel og antent. En del av denne dieselen rant ned i dypere lag av fyllingen. I 1994 ble det imidlertid bygget en forbrenningsplass med nettingvegger og tett bunn ved fyllingen, slik at dieselmengden brukt og avrenningen fra denne til grunnen skulle reduseres, og forbrenningen forbedres. På slutten av 70-tallet ble syv trafoer tømt for PCB-holdig olje. Oljen ble tømt ut i fyllingen og forsøkt antent. PCB er imidlertid meget lite brennbart. Hver trafo inneholdt rundt 200 l olje (Kristensen, pers. medd.). Til sammen kan derfor så mye som 1.400 l PCB-olje ha blitt deponert i avfallsfyllingen. Dette kan være opphavet til de forholdsvis høye verdiene av PCB som er funnet i deler av fyllingen.

Fyllingen blir ikke lenger brukt av Forsvaret for tømning av avfall. FBT har gjennomført et midlertidig tiltak ved at fyllingsoverflaten er blitt dekket med filterduk som igjen er blitt dekket med overdekningsmasser. Filterduken ble brukt for å skille fyllingsmassen fra overdeknings-massen. Tiltaket har til hensikt å hindre spredning av PCB ved vinderosjon og utvaskning.

7.2 Stabilitet av kystlinjen ved avfallsfyllingen

Kystlinjen fra Båtvika til Vesle Vedbukta (Helenesanden) består av en 10 til 25 m høy sammenhengende bergskrent av basaltlava. Løsmateriale i form av sand, stein og blokk finnes som 2-5 m brede lommestrender 2 steder langs Trollsetta. Kystlinjen brytes opp av en rekke fremstikkende odder. Oddene står igjen som erosjonsrester, og ytterst på enkelte går de høye bergskrentene over i bergstrender. Bergstrendene er omlag 5-20 m brede og for smale til å gi effektiv beskyttelse mot brenningene av bergskrenten i bakkant. Bergstranden vil derimot bryte bølgene og gi disse større erosjonsevne idet de treffer bergskrenten. Mangel av løsmateriale i strandsonen vitner om at kysten utsettes for jevn basalerosjon. Det eroderte materialet fjernes og kysten blottlegges for videre erosjon.

De vulkanske bergartene langs kystlinjen er unge, forholdsvis porøse og oppsprukkede. I overgangen mellom ulike lavastrømmer dannes svakhetssoner. Svakhetssonene finnes også

der lavaen under størkning dannet ulike flytestrukturer som lavatunneler, renner og valker. Brenningshull og nisjer dannes lett i disse svakhetssonene som igjen vil øke bølgenes angrepspunkt.

Foruten basalerosjon fra bølgene vil også frostforvitring og skråningsprosesser som blokkfall, utrasning av enkeltpartikler og sørpeskred påvirke utviklingen av en kystlinje. Disse prosessene virker periodisk, men ofte kan et antall med korte og medium store utrasninger være viktigere enn en stor en. Sjøpelfyllingen ligger omlag 2-5 m innenfor bergskrenten. Langsmed bergskrenten videre sør for fyllingen ligger rester etter bygningsmateriale. Dette ligger på kanten og er delvis rast ned utfor bergskrenten.

På grunn av de svært sjeldne flyavgangene til og fra Jan Mayen, ble feltbefaringen i 1996 på bare 4 dager. Å fastslå en erosjonsrate er svært vanskelig utifra en så kort feltbefaring. Erosjon av bergskrenten foran sjøpelfyllingen foregår i dag, men om det vil ta noen få år eller 100 år før den tilbakeskridende erosjonen har nådd inn til kanten av fyllingen er umulig å fastslå. At større utrasninger kan/vil forekomme er sannsynlig utifra den tildels porøse og oppsprukkede basalten i området.

For å kunne gi et bedre bilde av tidsperspektivet på erosjonen er det nødvendig med undersøkelser over tid. Sammenlikning av flybilder fra ulike årstall vil kunne gi kvantitative mål for utviklingen av kystlinjen. Vertikale flybilder over Jan Mayen finnes fra 1975, og vil kunne brukes sammen med en eventuell nyfotografering. Sammenlikning av vertikalbilde fra 1949 og 1975 viste ingen tydelig erosjon, men bildene var tatt under ulike forhold (bølger på det ene og rolig sjø på det andre). Skråbildefotografering vil også kunne gi sammenlikningsgrunnlag for utviklingen. I kombinasjon med innmåling av profiler langs kysten relatert til fastpunkter vil en kunne få mål for erosjonsraten. Direkte målinger av volum av nedfall på stranden er umulig å gjennomføre på Jan Mayen.

8. UNDERSØKELSER OG PRØVERESULTATER

8.1 Undersøkelser og prøvetaking

Følgende undersøkelser har blitt foretatt i forbindelse med funn av PCB i avfallsfyllingen:

PCB-analyse av jordprøver fra fyllingen i 1993

På bakgrunn av funn av miljøgifter i søppelanlegg i Canada ble det tatt prøver fra søppelfyllingen på Jan Mayen for å undersøke om også denne kunne inneholdt miljøgifter.

PCB-analyse av jordprøver fra fyllingen i 1994

For å få kartlagt omfanget av innholdet av PCB i søppelanlegget ble en rekke prøver fra ulike dyp og lokaliteter i fyllingen analysert for PCB i 1994.

PCB-analyse av jordprøver fra fyllingen og området rundt i 1995

Det ble tatt nye jordprøver fra og rundt søppelfyllingen i 1995 for å supplere resultatene fra 1994, samt for å undersøke om det var PCB også i omgivelsene rundt fyllingen (Figur 1).

PCB-analyse av jordprøver fra Sør-Jan i 1996

Det ble i 1996 tatt jordprøver fra ulike steder rundt om på Sør-Jan for å undersøke om PCB-konsentrasjonen her avviker fra det man har funnet i og rundt fyllingen (Figur 1).

Miljøgift-analyse av sjøfugl, røye og saltvannsfisk i 1995

Det ble i 1995 foretatt innsamling av sjøfugl til PCB-analyser for å undersøke om PCB-ansamlingen på søppelfyllingen kunne ha noen påvirkning på de fugleartene som henter sin næring i området nær fyllingen. Man vurderte også muligheten for at PCB-forurensningen kunne ha spredt seg til det terrestre og marine økosystemet på/ved øya. Det ble derfor samlet inn prøver også fra røye og marine organismer i nærheten av Olokinbyen. De marine prøvetakingspunktene er vist i figur 1.

8.2 Prøveresultater

Der ikke annet er nevnt, er det i det følgende gjennomsnittssummen av PCB kongener som er oppgitt.

Jordprøver 1993 (FBT/ENCO)

Det ble i første omgang tatt en prøve i september med spade fra overflaten av fyllingen. Prøven ble analysert for totalt innhold av hydrokarboner (THC) og PCB. Resultatene viste et innhold i prøven på 13.400 mg/kg tørrstoff THC og 0,2 mg/kg tørrstoff PCB. P.g.a. disse analyseresultatene ble det i november/desember tatt tre nye prøve fra fyllingen fra en meter dyp sjakt, som ble gravd ut spesielt for prøvetakingen. To av prøvene inneholdt PCB. På 0,3 m dyp ble det funnet 0,3 mg/kg tørrstoff PCB, og på 0,6 m dyp ble det funnet 3,1 mg/kg tørrstoff PCB. På en meters dybde ble det ikke funnet spor av PCB. Det ble samtidig tatt prøver fra en av dieseltankene på Jan Mayen. Her ble det heller ikke funnet spor av PCB (Andersen 1994). På bakgrunn av disse resultatene ble det anbefalt å foreta nye prøvetakinger for å få et representativt bilde av PCB-innholdet i fyllingen.

Jordprøver 1994 (ENCO)

Det ble gravd fem nye sjakter i fyllingen, og prøver ble tatt i intervallene 0,5-1,0 m, 1,0-1,5 m og 1,5-2,0 m. Det ble også tatt en samleprøve fra hele profilet fra hver sjakt. Resultatene viste verdier på mellom 0,06 mg/kg tørrstoff og 35,80 mg/kg tørrstoff. Høyest verdi ble funnet i et lag av fyllingen i en av sjaktene, som besto av metallskrap, brent trevirke og glass, på mellom 0,5 og 1,0 m dyp. Også jordlagene videre nedover i denne sjakten hadde høyere verdier av PCB enn prøvene fra de øvrige sjaktene (Andersen 1994).

Jordprøver 1995 (FBT/ENCO)

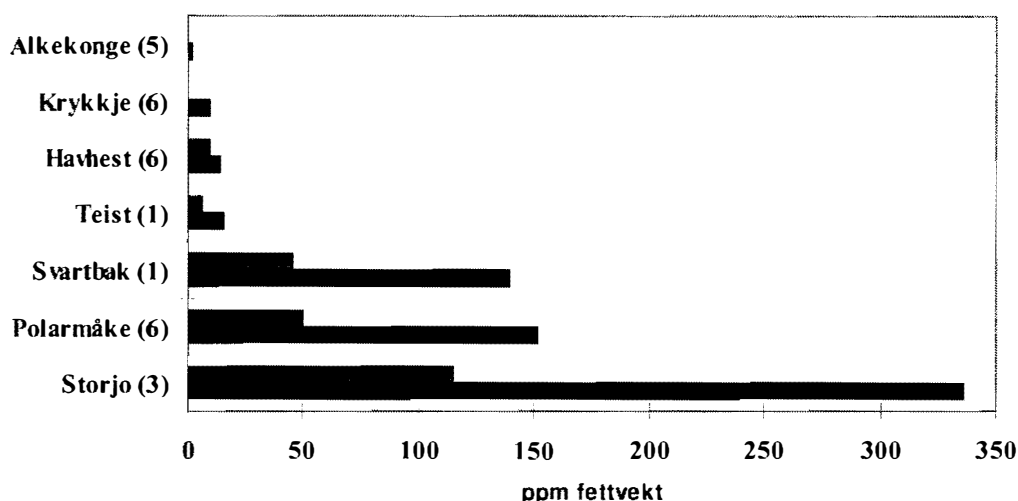
Mens "94-prøvene" ble tatt fra ulike dyp i selve fyllingen, ble "95-prøvene" hentet mellom 20 m og 19,5 km utenfor fyllingsområdet, alle fra 0 m dyp. "95-jordprøver" inneholdt betydelig lavere nivåer av PCB (0,002 - 0,06 mg/kg tørrstoff) enn prøvene fra 1994. De høyeste verdiene ble funnet i prøvene tatt 5,5 km og 19,5 km fra fyllingsområdet (henholdsvis 0,05 og 0,03 mg/kg tørrstoff), samt i prøver tatt 20 m SØ for, 20 m NV for og 100 m NØ for fyllingsfronten (henholdsvis 0,03, 0,03 og 0,06 mg/kg tørrstoff) (SINTEF 1995, Laugesen Andersen 1996).

Jordprøver fra Sør-Jan 1996 (NP)

Disse jordprøvene (8 prøver fra 7 områder) ble tatt 1 til 13 km fra fyllingområdet. Det ble ikke påvist PCB-konsentrasjoner som oversteg deteksjonsgrensen (0,002 mg/kg tørrstoff) i 7 av prøvene. I prøven fra område 2 (Camp Vera) var deteksjonsgrensen for enkeltkongenerer (enkeltpåvirkninger) 0,004 mg/kg tørrstoff (SINTEF 1996b).

Prøver av sjøfugl 1995 (NP)

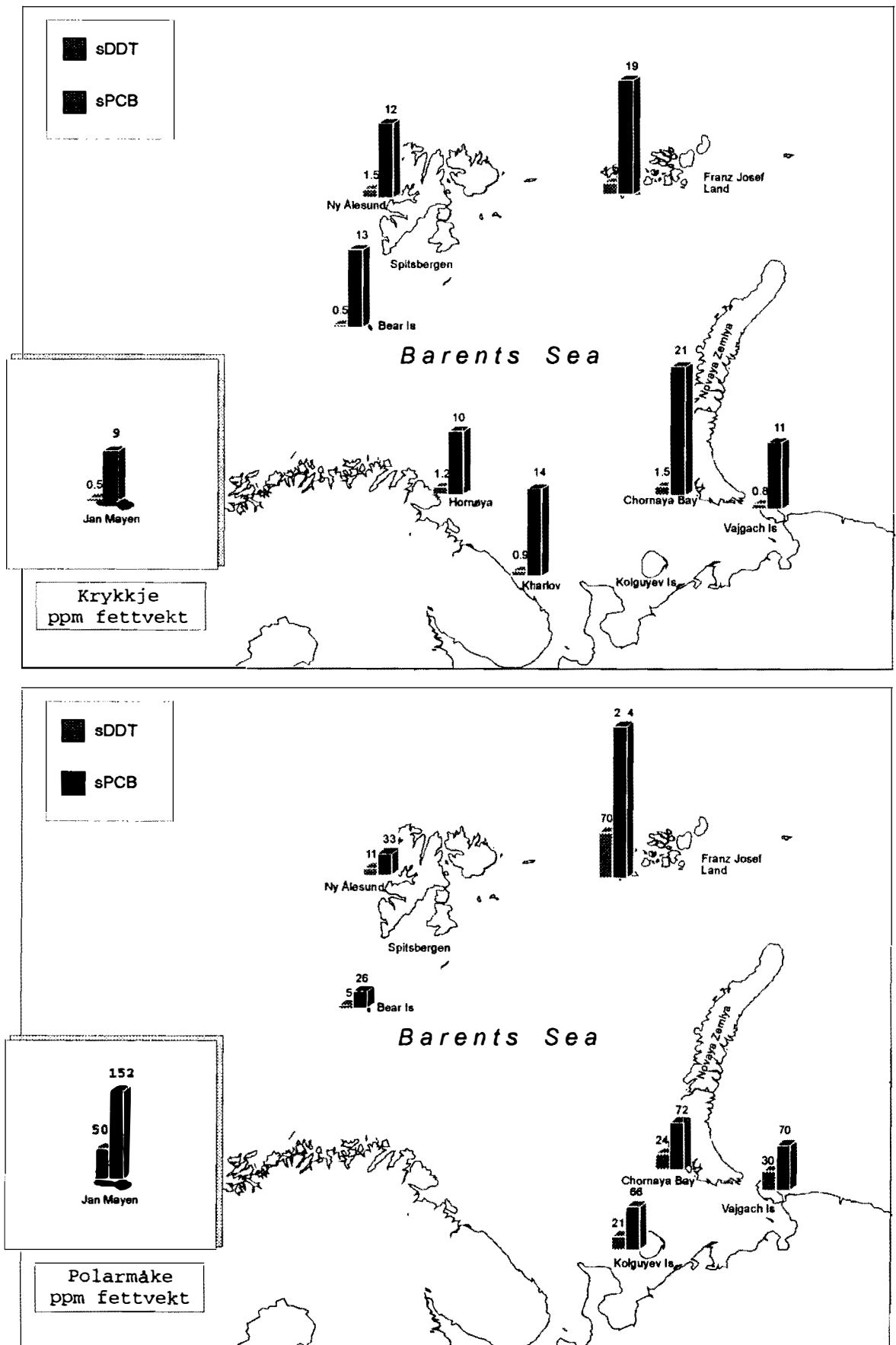
For å kartlegge om forurensningen fra avfallsfyllingen påvirker det biologiske miljøet på Jan Mayen ble det samlet inn individer fra artene havhest, alkekonge, teist, krykkje, polarmåke, svartbak og storjo. Vevsprøver fra disse ble analysert for sum HCB, sum HCH, sum klordaner, sum DDT, mirex og sum PCB (NVH 1996a, vedlegg 1). Mens en finner de laveste PCB-nivåene (0,1-1,2 ppm) hos alkekonge, teist, krykkje og havhest finner vi de høyeste PCB-nivå (2,5 til 23,5 ppm) hos svartbak, polarmåke og storjo (vedlegg 1, Figur 5).



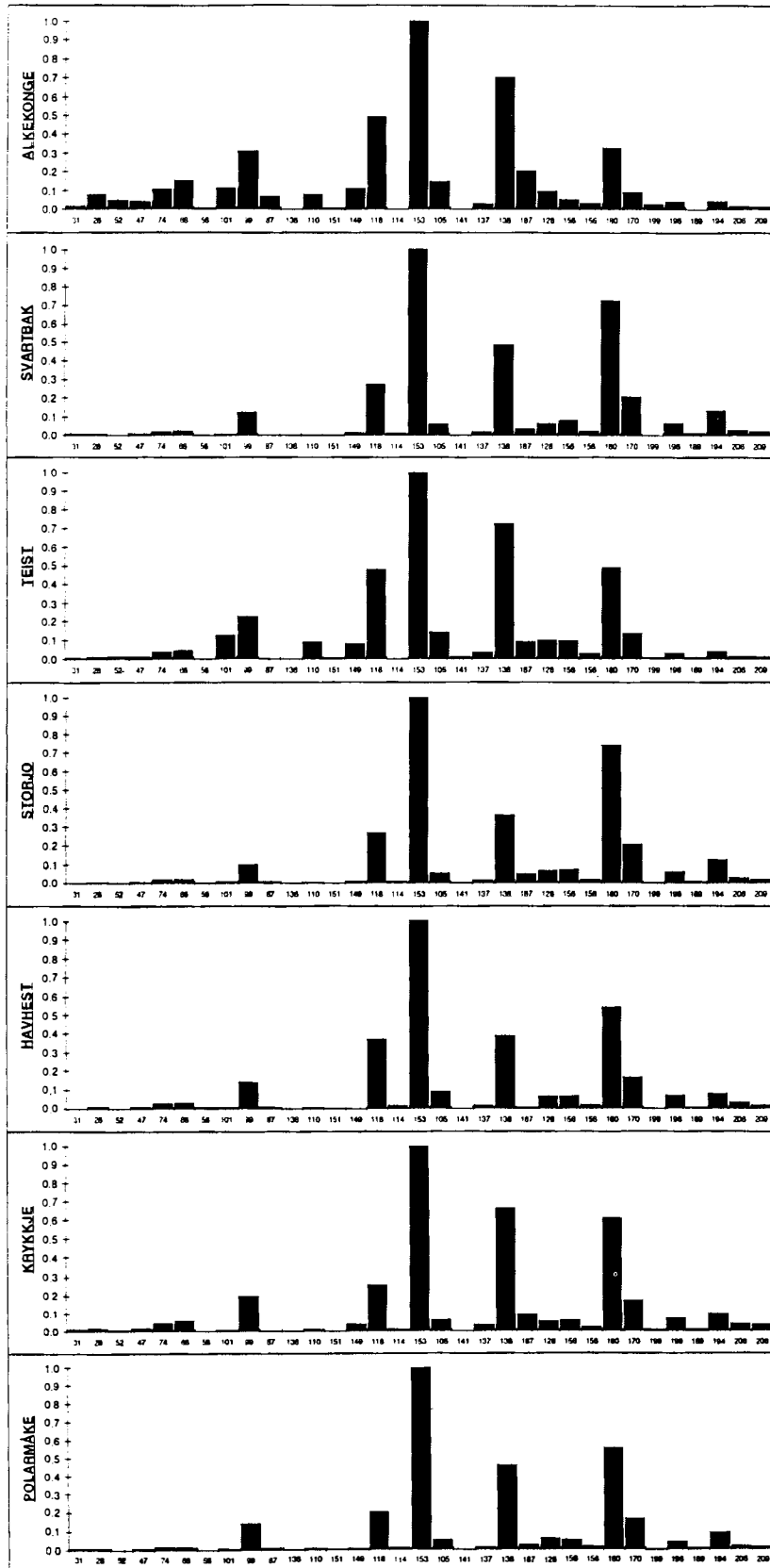
Figur 5. Gjennomsnittlig sum av PCB og DDT i fugler ved Jan Mayen 1995. Verdiene er angitt i ppm av fettvekt. Antall analyserte prøver innen hver art er oppgitt i parentes. En selvdød polarmåke (se tekst) er ikke inkludert i gjennomsnittet.

Med unntak av prøver fra en polarmåke (selvdød, 113 ppm av fettvekt), lå PCB-verdiene i sjøfugl innenfor det en ville forvente ut fra andre studier i nordområdene (Savinova et al. 1995a, Gabrielsen et al. 1995 og 1997). Når en sammenligner PCB-nivåene hos Jan Mayen fugler (krykkje og polarmåke) med fugler fra andre områder (Svalbard, Frans Josef Land, Novaja Zemlja, Finnmark og Kola kysten), så ser en at hos krykkje er nivået lavt (9 ppm i fettvekt fra lever) på Jan Mayen (Figur 6). Når det gjelder polarmåke så er PCB-nivået på Jan Mayen høyere (152 ppm i fettvekt fra lever) en det en finner på Svalbard og Novaja Zemlja. Nivået hos polarmåke på Jan Mayen er derimot lavere en det en finner hos fugler fra Frans Josef Land (Figur 6).

Når en sammenligner PCB-kongenerkonsentrasjon og sammensetning hos ulike sjøfuglarter med undersøkelser av de samme arter fra andre områder, så viser det seg være stor likhet i konsentrasjon og mønster hos de fleste arter. Når det gjelder kongenersammensetning hos alkekonge så er det et særtrekk at en finner en lavere klorering hos alkekonge sammenlignet med de andre artene (Figur 7).



Figur 6. PCB og DDT nivå i krykkje (*Rissa tridactyla*) og polarmåke (*Larus hyperboreus*) på Jan Mayen sammenlignet med andre arktiske områder.



Figur 7. Sammensetning av PCB-kongener (PCB-forbindelser) hos arktiske sjøfugler. Tallene på x-aksen er nummeret på PCB-kongener, og y-aksen angir kongenerkonsentrasjonen.

Det er ingen kjente utslippskilder for miljøgiften DDT på Jan Mayen. Ved å sammenligne sum DDT mot sum PCB, kan en derfor si noe om mulig påvirkning av et lokalt PCB utslipp. Hos krykkje, havhest og polarmåke på Jan Mayen er forholdet DDT/PCB henholdsvis 0,05, 0,68 og 0,31. Disse resultater er i samme størrelsesorden som prøver fra de samme artene fra andre områder (Savinova et al. 1995b, Gabrielsen et al. 1997). En kan derfor ikke si at PCB er sterkere oppkonsentrert i forhold til DDT på Jan Mayen enn på andre steder. Det samme er forholdet mellom sum PCB mot sum klordaner.

Prøver av røye 1995 (FBT/NP/ENCO)

Det ble samlet inn 8 røyer fra Nordlaguna. Lever- og muskelprøver fra disse fiskene ble analysert for HCB, sum HCH, sum klordaner, sum DDT og sum PCB (NVH 1996b). Analyseresultatene fra disse er presentert i vedlegg I. Det ble funnet høye verdier av PCB både i lever og muskel hos røye (6200 ng/g på fettvektbasis i lever). Når en sammenligner denne PCB-verdien med Svalbard og fastlandet (50 til 200 ng/g på fettvektbasis) så er dette høyt. Sammenligner en derimot dette resultatet med Bjørnøya (ca. 50 000 ng/g på fettvektbasis, Skottvold, pers. medd.) så er denne verdien fra røyer på Jan Mayen lav. Også DDT verdien i røye på Jan Mayen var høy (2826 mg/kg fettvekt).

Prøver av saltvannsfisk 1995 (Fiskeriforskning)

For å undersøke om PCB fra fyllingen påvirker det marine miljøet utenfor fyllingsområdet, ble det samlet inn individer fra artene gapeflyndre, lodde, nordlig knurr, polartorsk, sei, tiskjegg, tverrhalet langebarn og ålebrosmé. Leverprøver fra disse ble analysert for HCB, sum HCH, sum klordaner, sum DDT og sum PCB (NVH 1996b). Analyseresultatene fra disse er presentert i vedlegg I. De fleste PCB-verdiene i lever fra saltvannsfiskene var lave (122 til 2650 ng/g på fettvektbasis). Fra den minst fettrike arten (lodde) ble det også gjort analyser på muskelprøver. Omregnet til fettvekt ga denne omtrent samme bilde som leveranalysen. Sammenlignet med andre PCB studier fra Arktis lå resultatene noe lavere eller i samme område som disse (Stange et al. 1996). Et unntak var gapeflyndre, som hadde noe høyere PCB innhold enn funnet ved Island (Stange et al. 1996).

9. VURDERING AV RESULTATENE

9.1 Avfallsfyllingen

Det foreligger ikke spesielle grenseverdier for PCB-forurensset jord i arktiske strøk i Norge. Den kanadiske DEW Line Cleanup Criteria (DCC, tiltakskriterier for forurensede områder i tilknytning til det kanadiske forsvarets fjernvarslingsradaranlegg) er utformet spesielt for opprydding rundt de arktiske DEW Line stasjonene i Canada. I følge denne skal masser med PCB-konsentrasjoner høyere enn 5 mg/kg tørrstoff fjernes fra det arktiske økosystemet, mens masser med PCB-konsentrasjoner mellom 1 mg/kg tørrstoff og 5 mg/kg tørrstoff kan legges i landdeponi i Arktis.

Bortsett fra prøvene fra sjakt 3 i 1994-prøvetakingen, har alle jordprøvene som hittil er analysert fra Jan Mayen PCB-konsentrasjoner lavere enn 5 mg/kg tørrstoff. Dersom de fem sjaktene fra 1994 er representative for hele fyllingen, vil gjennomsnittlig konsentrasjon i fyllingen være ca. 3 mg/kg tørrstoff (Andersen 1994). Etter kanadiske kriterier kan disse massene bli i Arktis, men de skal oppbevares i egnet landdeponi.

Prøvene fra sjakt 3 hadde imidlertid PCB-konsentrasjoner på mellom 5,13 og 35,80 mg/kg tørrstoff, med en gjennomsnittsverdi på 8,7 mg/kg tørrstoff. Det er uvisst hvor stor utstrekning område med rundt 35 mg/kg tørrstoff har i fyllingen.

Andersen (1994) konkluderer i sin rapport med at de gjennomførte undersøkelsene (jordprøver og informasjonsinnhenting) ikke ga grunnlag for å fastslå fyllingens innhold av PCB mer nøyaktig enn at mengden er mellom 10 og 2.000 kg. De konkluderer videre i sin innledende tiltaksvurdering at fyllingen avsluttes og dekket med membran eller filterduk og rene overdekningsmasser for å hindre vinderosjon og utvasking. De anbefaler å etablere ny fylling annet sted, og at grovavfall fra de nedlagte fyllingene i nærheten samles og deponeres i den nye fyllingen.

Kvartærgeologisk vurdering

Det viste seg å være umulig å fastslå en erosjonsrate i fyllingen ut fra en så kort feltperiode. Bergskrenten foran fyllingen eroderes kontinuerlig, men med den kunnskapen som foreligger i dag er det uvisst om det vil ta noen få eller 100 år før erosjonen har nådd helt inn til fyllingen.

9.2 Biologiske prøver

De fleste biologiske prøvene lå lavere eller på samme nivå som tilsvarende prøver fra andre steder i Arktis (Savinova et al. 1995a, Stange et al. 1996, Gabrielsen et al. 1997, Skottvold, upubl.). Også forholdet mellom PCB og DDT var som ellers i Arktisk (Savinova et al. 1995a). Dette tyder på at dagens PCB belastning i fugl skyldes langtransportert forurensning og ikke spredning fra avfallsfyllingen. En polarmåke (selvdød) viste seg å ha en svært høy PCB-verdi og en tilsvarende høy konsentrasjon av DDT. Et høyt PCB og DDT innhold er også tidligere påvist hos døde og døende polarmåker på Bjørnøya (Gabrielsen et al. 1995). Dette skyldes primært avmagring hvor PCB og DDT oppkonsentreres i organer som har fett (Henriksen et al. 1996). Det ble også hos storjo påvist høye konsentrasjoner av PCB. Undersøkelser av storjo fra Skottland på 80-tallet viser nivå som er høyere enn det som er påvist på Jan Mayen (Furness, pers. medd.).

Når det gjelder de marine prøvene, så var de fleste prøvene både i konsentrasjon og sammensetning likt det vi finner hos marine fisk i Arktis (Stange et al. 1996). Det ble hos gapeflyndre påvist noe høyere PCB-konsentrasjon enn det som ble funnet ved Island av Stange et al. (1996). Da gapeflyndre ikke beveger seg over store områder og disse fiskene kan bli gamle (vi kjenner ikke alderen på vår fisk) så er det mulig at et høyere PCB-nivå ved Jan Mayen skyldes høyere alder.

Analyseresultatene fra leverprøver fra røye viste høye verdier både av PCB og DDT. Verdiene av PCB er høyere enn tilsvarende verdier fra fem innsjøer på Svalbard, men er betydelig lavere enn resultater fra Bjørnøya (Skottvold pers. medd.). Hverken på Svalbard eller Bjørnøya er lokale kilder for PCB-forurensning i nærheten av innsjøene kjent. Da røyen på Jan Mayen, i likhet med røyen på Bjørnøya, er stasjonær, kan dette indikere at de observerte nivåene av PCB hos denne arten skyldes langtransportert luftforurensning. En analyse av PCB kongenersammensetning i røya og PCB sammensetningen i fyllingen indikerer at opprinnelsesstedet for den observerte PCB-forurensningen ligger utenfor Jan Mayen.

Totalt sett indikerer de observerte PCB-nivåene og kongenersammensetningen i biologisk materiale fra Jan Mayen at oppkonsentreringen av PCB i fugl og fisk i hovedsak skyldes langtransportert forurensning (gjennom luft- og havstrømmer).

9.3 Jordprøver fra Sør-Jan

De høyeste konsentrasjonene av PCB i jordprøvene tatt utenfor fyllingsområdet på Sør-Jan lå på mellom 0,002 og 0,06 mg/kg tørrstoff. Statens forurensningstilsyns foreløpige grenseverdi for PCB-forurensset jord for "mest følsom arealbruk" på fastlands Norge er 0,02 mg/kg tørrstoff, mens antatt bakgrunnsverdi i arktisk Canada har en middelvei på 0,0024 og maksimalverdi 0,0051 mg/kg. Verdiene i 6 av de 16 prøvene fra Jan Mayen ligger over dette. Sammenlignet med Canada, er de klimatiske forholdene med mye lavtrykk og mye nedbør på Jan Mayen slik at lufttransportert forurensning forventes å være høyere der. De observerte PCB-verdiene i jordprøver på Sør-Jan antas derfor å stamme fra langtransportert luftforurensning. Selv om enkelte av jordprøvene fra Sør-Jan hadde PCB-nivå som var høyere enn SFTs grenseverdi, er det grunn til å anta at det skyldes lokal akkumulering av langtransportert forurensning (flere av dem var tatt fra finstoff i uttørkede bekkelar).

10. RISIKO- OG KONSEKVENSVURDERING

PCB-forurensningen i fyllingen brytes ned svært langsomt. Den vil, hvis ikke varige tiltak settes inn, før eller siden tilføres det sårbare arktiske miljøet. På kort sikt (årlig) kan dette skje i form av vinderosjon, eller ved at forurensede partikler blir vasket ut med regnvann/snøsmelting og ender opp i sjøen. De foreløpige undersøkelsene har ikke vist at dagens vinderosjon og utvaskning har medført spredning av PCB til andre områder på Jan Mayen eller til dyrelivet på og omkring øya.

Avfallsfyllinga ligger 2-5 m fra sjøen, på en brink som består av porøs og oppsprukket basalt. Mangel av løsmasser i strandsonen viser at kysten utsettes for jevn bølgeerosjon. I tillegg utsettes brinken også for erosjon i form av frostsprengning, blokkfall, utrasing av enkeltpartikler og sørpeskred. På lengre sikt vil hele fyllingen eroderes vekk, men det er vanskelig å si om dette vil skje i løpet av tiår eller hundreår. Det er imidlertid overveiende sannsynlig at dette vil skje før PCB-forurensningen i fyllingen er helt nedbrutt.

Etter at fyllinga ble dekket med ny, uforurensset fyllmasse i 1995, er faren for vinderosjon og overflateavrenning av PCB-holdige partikler minimal. Det mest sannsynlige er derfor at PCB-forurensninga vil havne på havet før eller siden p.g.a. erosjon av kysten.

Når en foretar en beregning av hvor mye PCB som er produsert opp gjennom tidene, hvor mye PCB som er tapt til miljøet totalt (20-30 %) og kjenner til at sjøen inneholder mer en 60 % av den globale PCB belastning (700 000 tonn, Tanabe 1988), så vil utslippet av 200-1400 liter av PCB holdig olje til havet på Jan Mayen bidra med mindre enn en promille av den totale belastningen på havmiljøet. Havstrømmene utenfor Jan Mayen er forholdsvis sterke, og sannsynligvis vil PCB som lekker ut i havet transporteres vekk før skaden på lokalmiljøet er stor. Dette er en grei vurdering, men vi føler at en ikke under noen omstendigheter bør tilføre PCB til naturmiljøet.

11. OPPSUMMERING

Med unntak av de jordprøver som ble tatt sentralt i avfallsfyllingen, så viser våre og ENCOs analyseresultater at PCB-nivået på Jan Mayen ligger på bakgrunnsnivå. PCB-nivået i jordprøver fra Jan Mayen er sammenlignbart med det en har funnet i andre tilsvarende undersøkelser fra Arktis. Når en ser bort fra selve fyllingen og foretar en analyse av PCB-kongener-sammensetning i jordprøvene fra ulike områder på Jan Mayen, så kan en konkludere med at forurensningen skyldes langtransportert luftforurensning.

Hos røye på Jan Mayen er det påvist et relativt høyt nivå av PCB når en sammenligner dette med Svalbard og fastlandet. Siden det er funnet betydelig høyere nivå og tilsvarende PCB-kongenersammensetning hos røye på Bjørnøya, kan vi konkludere med at det observerte PCB-nivået hos røye på Jan Mayen i hovedsak skyldes langtransportet luftforurensning.

Analyser av marine fisker fra området ved Jan Mayen viser for de fleste arter tilsvarende PCB-nivå som en har funnet i andre områder. En analyse av PCB-kongener-sammensetning indikerer ikke en lokal PCB kilde, men at det observerte PCB-nivået skyldes langtransportert forurensning gjennom hav- og luftstrømmer.

Resultatene fra sjøfuglene viser at arter på toppen av næringskjeden har høye PCB-nivåer, mens arter som beiter på lavere nivåer i næringskjeden har lavere PCB-nivåer. Dette er i samsvar med andre undersøkelser fra Arktis. Siden vi ikke finner en forskjellig kongenersammensetning, og vi ved en sammenligning av sum PCB mot sum-DDT ikke finner et forhøyet PCB-nivå, kan vi konkludere med at de observerte PCB-nivå hos sjøfugl på Jan Mayen ikke skyldes en lokal forurensningskilde.

En geologisk vurdering av erosjonshastigheten er vanskelig. Selv om det i et tidsperspektiv på 20 år ikke er registrert nevneverdig erosjon av fyllingskanten, er det meget usikkert når erosjonen inntreffer (jf. s. 18). Det er således en viss sjanse for at deler av fyllingen kan eroderes bort innenfor et nokså kort tidsrom, slik at massene som inneholder PCB kan spres i naturmiljøet.

Undersøkelsene viser at PCB-nivået i fyllinga er på mellom 0,06 og 35 mg/kg tørrstoff. Det er usikkert hvor stor utstrekning område med rundt 35 mg/kg tørrstoff har i fyllingen. Et strengt kanadisk regelverk forbyr at masser som inneholder PCB-konsentrasjoner større en 5 mg/kg tørrstoff lagres i arktiske områder. En håndtering av denne saken på linje med det kanadiske regelverk skulle tilsi at de deler av fyllingsmassene som inneholder PCB-konsentrasjoner på større en 5 mg/kg tørrstoff burde fjernes straks fra Jan Mayen. En bør imidlertid være klar over at det på grunn av de klimatiske forholdene vil være en risikabel operasjon.

12. REFERANSER

- Ahlborg, U. G., A. Hanberg, and K. Kenne 1992a. Risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs). Nord 1992:26. Nordisk Ministerråd/Nordisk Råd.
- Ahlborg, U. G., A. Brouwer, M. A. Fingerhut, J. L. Jacobson, S. W. Jacobson, S. W. Kennedy, A. A. F. Kettrup, J. H. Koeman, H. Poiger, C. Rappe, S. H. Safe, R. F. Seegal, J. Tuomisto, & M. van den Berg 1992b. Impact of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, and biphenyls on human and environmental health, with a special emphasis on application of the toxic equivalency factor concept. *Eur. J. Pharmacol. - Environ. Toxicol. Pharmacol. Section* 228:179-99.
- Anda E. 1980. *En glasiologisk-geologisk undersøkelse på Jan Mayen*. Unpubl. Cand. real. Thesis, University of Bergen. 130 pp.
- Anda E., O. Orheim & J. Magnerud 1985. Late Holocene glacier variations and climate at Jan Mayen. *Polar research* 3:129-140.
- Andersen, R. E. 1994. *FTDs stasjon Jan Mayen. Vurdering av FBT-lok. 1805 001 etter befaring og feltundersøkelser i august 1994*. Environmental Consultant a.s.
- Anderson, C 1993. Twisted fish sex scare. *Science* 259:1119.
- Aschan M., E. M. Nilsen, L. H. Ofstad & S. Torheim 1996. Catch statistics and life history of shrimps, *Pandalus borealis*, in the Jan Mayen area. *ICES CM 1996/K:11* (in prep.).
- Barrie, L. A., D. Gregor, B. Hargrave, R. Lake, D. Muir, R. Shearer, B. Tracey & T. Bidleman 1992. Arctic contaminants: Sources, occurrence and pathways. *Sci. Tot. Environ.* 122:1-74.
- Bernhoft, A., Wiig, Ø., & Skaare, J. U. 1997. Organochlorines in polar bears (*Ursus maritimus*) at Svalbard. *Environ. Pollut.* in prep.
- Boon, J.P., V.E. Arnhem, S. Jansen, N. Kannan, G. Petrick, D. Schultz, J.C. Duinker, J.P.H. Reijnders & A. Goksøyr 1991: The toxicokinetics of PCBs in marine mammals with special reference to possible interactions of individual congeners with the cytochrome P450-dependent monooxygenase system -an overview -. Applied Science Project of *The Netherlands Institute for Sea Research (NIØZ 29)* 29: 1-30.
- Burton, M. 1934. Zoological results of the Norwegian Scientific Expedition to East Greenland. III. Report on the sponges of the Norwegian Expedition to East Greenland (1930, 1931 and 1932). *Skr. Svalb. og Ishavet* 61:3-33.
- Colborn, T. & C. Clements 1992. *Chemically-induced alterations in sexual and functional development: The wildlife human connection*. Princeton Scientific Publishing co. Advances in modern environmental toxicology.
- Espeland, O. 1993. *En studie av klorerte organiske miljøgifter (PCB, DDT, Klordan, HCH, og HCB) i arktiske og kystnære selarter*. Cand. Scient. oppgave, Universitetet i Oslo.
- Franeker, van J. A., C. J. Camphuysen & F. Mehlum (1997, in press.). The birds of Jan Mayen. *Circumpolar Journal*.
- Frisvoll, A. A. 1983. Bryophytes from Jan Mayen. *Journal of Glaciology* 4:439-448.
- Frisvoll, A. A., A. Elvebakk, K. I. Flatberg & R. H. Økland 1995. Sjekklister over norske moser. Vitenskapelige og norske navneverk. *NINA Temahefte* 4. Trondheim.
- Gabrielsen, G. W., J. U. Skaare, A. Polder, & V. Bakken. 1995. Chlorinated hydrocarbons in glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) in the southern part of Svalbard. *Sci. Total Environ.* 160/161:337-46.
- Gabrielsen, G. W., T. N. Savinova, V. N. Savinov, & J. U. Skaare 1997 (in prep). Chlorinated hydrocarbons in seabirds from the Barent Sea and south-eastern part of the Norwegian Sea, 1991-1993.
- Gross, T. S., L. J. Guilette, H. F. Percival, G. R. Masson, J. M. Matter & A. R. Woodward 1994. Contaminant-induced reproductive anomalies in Florida. *Comparative pathology bulletin* 26:1.
- Gulliksen, B. 1974. Marine investigations at Jan Mayen in 1972. *Miscellanea. Det Kongelige Vitenskapers Selskap. Museet*. 19:1-46.

- Hagen, A. 1950. Notes on Arctic fungi, I. Fungi from Jan Mayen. *Norsk Polarinstitutt Skrifter* 93. Oslo.
- Helle, E. 1976. PCB levels correlated with pathological changes in seal uteri. *Ambio* 5, no. 5-6: 261-63.
- Henriksen, E. O., G. W. Gabrielsen & J. U. Skaare 1996. Levels and congener pattern of polychlorinated biphenyls in kittiwakes (*Rissa tridactyla*), in relation to mobilization of body-lipids associated with reproduction. *Environ. Pollut.* 92(1):27-37.
- Hentschel, E 1929. Die Kiesel- und Hörschwämme des Nördlichen Eismeers. *Fauna Arctica* 5:857-1042.
- Horizon 1993. *Assaults on the male*. Transcript on a BBC program transmitted 31. Oct.
- Jensen, S. 1966. Report of a New Chemical Hazard. *New Scientist* 32:612.
- Jobling, S. & J. P. Sumpter 1993. Detergent components in sewage effluent are weakly oestrogenic to fish: An in vitro study using Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) hepatocytes. *Aquatic toxicology* 27:361-372.
- Kleivane, L., J. U. Skåre & Ø. Wiig 1994. Klorerte organiske miljøgifter i Isbjørn. *Meddelelser nr. 132*, Norsk Polarinstitutt. 46 pp.
- Kubiak, T. J., H. J. Harris, L. M. Smith, T. R. Schwartz, D. L. Stalling, J. A. Trick, L. Sileo, D. E. Docherty, & T. C. Erdman. 1989. Microcontaminants and Reproductive Impairment of the Forster's Tern on Green Bay, Lake Michigan - 1983. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18:706-27.
- Laugesen, J. & R. E. Andersen 1996. Vurdering av analyseresultater av PCB-innhold i jord/sedimentprøver fra Jan Mayen (utenom avfallsfyllingen). Foreløpig notat skrevet for FBT/S.
- Livingstone, D. R., P. Donkin, & C. H. Walker. 1992. Pollutants in marine ecosystems: an overview. In *Persistent pollutants in marine ecosystems*. editors C. H. Walker, & D. R. Livingstone, 235-63. Oxford: Pergamon Press.
- Lid, J. 1964. The Flora of Jan Mayen. *Norsk Polarinstitutt Skrifter* Nr. 130. Oslo.
- Lynge, B. 1939. Lichens from Jan Mayen. *Norges Svalbard- og ishavsundersøkelser. Skrifter om Svalbard og Ishavet* Nr. 76. Oslo.
- McFarland, V. A., & J. U. Clarke. 1989. Environmental occurrence, abundance, and potential toxicity of polychlorinated biphenyl congeners: Considerations for a congener-specific analysis. *Environ. Health Perspect.* 81: 225-39.
- Muir, D. C. G., R. Wagemann, B. T. Hargrave, D. J. Thomas, D. B. Peakall, & R. J. Norstrom. 1992. Arctic marine ecosystem contamination. *Sci. Total Environ.* 122:75-134.
- Norheim, G., J. U. Skaare & Ø. Wiig 1992. Some heavy metals, essential elements and chlorinated hydrocarbons in polar bear, *Ursus maritimus*, at Svalbard. *Environ. Pollut.* 77:51-57.
- Oehme, M. 1991. Further evidence for long-range air transport of polychlorinated aromates and pesticides: North America and Eurasia to the Arctic. *Ambio* 20:293-297.
- Pancyna, J. M. & M. Oehme 1988. Long range transport of some organic compounds to the Norwegian Arctic. *Arctic. Atmos. Environ.* 22:243-257.
- Purdum, C. E., P. A. Hardiman, V. J. Bye, N. C. Eno, C. R. Tyler & J. P. Sumpter 1994. Estrogenic effects of effluents from sewage treatment works. *Chemistry and Ecology* 8:275-285.
- Reijnders, P. J. H. 1980. Organochlorine and heavy metal residues in harbour seals from the Wadden Sea and their possible effects on reproduction. *Neth. J. Sea Res.* 14:30-65.
- Safe, S. H. 1994. Polychlorinated biphenyls (PCBs): Environmental impact, biochemical and toxic responses, and implications for risk assessment. *Crit. Rev. Toxicol.* 24, no. 2:87-149.
- Savinova, T. N., A. Polder & G. W. Gabrielsen 1995a. Chlorine hydrocarbons in seabirds from the Barent Sea area. *Sci. Total Environ.* 160/161:497-504.
- Savinova, T. H., G. W. Gabrielsen & S. Falk-Petersen 1995b. Chemical pollution in the Arctic and Sub-Arctic marine ecosystems: an overview over current knowledge. *NINA fagrapport* 1:1-68.
- SINTEF 1995. PCB analyser av jordprøver fra Jan Mayen. Prøvingsrapport.
- SINTEF 1996. Analyser av PCB i jord. Prøvingsrapport.

- Skjæveland, S. H. 1973. Echinoderms of Jan Mayen Island. *Astarte* 6:69-74.
- Skreslet, S. 1969. The ecosystem of the Arctic lake Nordlaguna, Jan Mayen Island. I. General features and hydrography. *Astarte* 2:27-34.
- Sneli, J.-A. 1977. Jan Mayen molluscs. *Malacologia* 16(1):257-260.
- Sneli, J.-A. & A. Steinnes 1975. Marine mollusc of Jan Mayen Island. *Astarte* 8:7-16.
- Stange, K., A. Maage & J. Klungsøyr 1996. Contaminants in fish and sediments in the North Atlantic Ocean. *NMR Report Tema Nord*.
- Tanabe, S. 1988. PCB Problems in the Future: Foresight from Current Knowledge. *Environ. Pollut.* 50: 5-28.
- Tatsukawa, R. 1992. Contamination of chlorinated organic substances in the ocean ecosystem. *Water Sci. Technol.* 2511:1-8.
- Tendal, O. S. 1983. Sponges of Jan Mayen. *Astarte* 12(1979):53-55.
- NVH 1996a. 29 fugler fra Jan Mayen. Prøvingsrapport 17-96. Miljøtoks-laboratoriet, FMN, Norges veterinær høgskole.
- NVH 1996b. Fisk fra Jan Mayen. Prøvingsrapport 11-96. Miljøtoks-laboratoriet, FMN, Norges veterinær høgskole.
- Walker, C. H., & D. R. Livingstone. 1992. *Persistent pollutants in marine ecosystems*. Oxford: Pergamon Press.
- Wang-Andersen, G., J. U. Skaare, P. Prestrud & E. Steiness 1993. Levels and congener pattern of PCBs in Arctic fox, *Alopex lagopus*, in Svalbard. *Environ. Pollut.* 1993.
- Wania, F. & D. Mackay 1993. Global fractionation and cold condensation of low volatility organochlorine compounds in polar regions. *Ambio* 22.
- White, R., S. Joblin, S. A. Hoare, J. P. Sumpter and M. G. Parker 1994. Environmentally persistent alkylphenolic compounds are estrogenic. *Endocrinology* 135:175-182.
- Winsnes, T.S. 1988. Bedrock map of Svalbard and Jan Mayen. *Temakart nr. 3*. Norsk Polarinstitutt.

Vedlegg 1. Analyseresultater for biologiske prøver fra Jan Mayen 1995 og 1996. Verdiene er gjennomsnittsverdier oppgitt med ± 1 standard avvik. Fettprosenten er prosent av våtvekt, og alle andre komponenter er angitt i *ppb av våtvekt* ($\mu\text{g/kg}$). Antall analyser innen hver art er angitt i parentes. For lodde, nordlig knurr, røye, tiskjegg og tverhalet langebarn ble prøver fra flere fisker slått sammen i analysen. Forkortelsene står for følgende: HCB=hexachlorobenzene, HCH=hexachlorocyclohexanes, DDT=dechlorodiphenyltrichloroethane og PCB=polyklorete bifenyler.

NORSKE NAVN	LATINSKE NAVN	FETT(%)	HCB	HCH	KLORDANER	DDT	MIREX	PCB
Fisk								
Gapeflyndre (3)	<i>Hippoglossoides platessoides</i>	14,4 \pm 8,7	4,9 \pm 2,7	3,2 \pm 1,6	10,6 \pm 5,9	24,5 \pm 14,7		170,4 \pm 88,7
Lodde (2)	<i>Mallotus villosus</i>	1,7 \pm 0,7	0,4 \pm 0,2	0,4 \pm 0,2	0,8 \pm 0,1	2,8 \pm 1,4		12,5 \pm 5,5
Nord.knurr (2)	<i>Euirigla gurnardus</i>	7,7 \pm 4,4	2,2 \pm 1,7	1,3 \pm 1,1	6,9 \pm 6,3	9,4 \pm 9,4		27,1 \pm 22,7
Polartorsk (2)	<i>Boreogadus saida</i>	55,1 \pm 3,7	9,4 \pm 0,5	10,8 \pm 1,1	25,5 \pm 5,1	30,7 \pm 3,7		74,7 \pm 4,4
Røye (1)	<i>Salvelinus alpinus</i>	2,5	0,9	1,5	8,8	70,7		155,0
Sei (5)	<i>Pollachius virens</i>	51,5 \pm 5,9	8,4 \pm 1,1	10,5 \pm 1,1	25,2 \pm 4,7	24,1 \pm 2,2		62,6 \pm 6,2
Tiskjegg (2)	<i>Leptagonus decagonus</i>	11,2 \pm 4,5	3,8 \pm 1,6	2,3 \pm 1,1	18,0 \pm 8,9	30,9 \pm 15,0		91,6 \pm 21,8
Tverhalet langebarn (2)	<i>Lumpenus maculatus</i>	2,6 \pm 4,5	0,7 \pm 0,4	0,3 \pm 0,4	1,8 \pm 0,2	4,6 \pm 0,2		17,2 \pm 0,7
Ålebrosm (1)	<i>Lycodes vahli</i>	19,3	6,4	3,8	16,7	20,6		273,0
Fugl								
Alkekonge (5)	<i>Alle alle</i>	6,7 \pm 1,8	11,3 \pm 3,9	2,6 \pm 0,9	21,6 \pm 9,7	60,4 \pm 25,2	2,0 \pm 0,6	105,7 \pm 34,0
Havhest (6)	<i>Fulmarus glacialis</i>	4,8 \pm 0,7	36,4 \pm 19,4	0,6 \pm 0,3	172,0 \pm 75,7	467,8 \pm 488,4	10,5 \pm 8,5	686,0 \pm 735,0
Krykkje (6)	<i>Rissa tridactyla</i>	4,1 \pm 0,8	9,6 \pm 3,2	0,8 \pm 0,3	13,3 \pm 4,4	19,6 \pm 11,9	8,6 \pm 4,0	378,5 \pm 150,6
Polarmåke (7)	<i>Larus hyperboreus</i>	4,8 \pm 1,0	228,2 \pm 278,7	88,1 \pm 213,9	1658,6 \pm 3263,3	6983,3 \pm 11893,7	317,5 \pm 488,7	22727,4 \pm 40088,0
Storjo (3)	<i>Stercorarius skua</i>	4,7 \pm 0,2	237,7 \pm 101,6	17,3 \pm 6,0	911,5 \pm 911,9	5415,0 \pm 2229,1	262,0 \pm 94,7	15886,7 \pm 6674,2
Svarthak (1)	<i>Larus marinus</i>	6,9	195,0	26,3	543,0	3140,0	175,0	9565,0
Teist (1)	<i>Cephus grylle</i>	7,8	13,7	3,7	31,5	456,0	12,8	1197,0

