

MOSJ statusrapport 2011 Miljøgifter

Geir Wing Gabrielsen, Anita Evenset, Sylvia Frantzen, Justin Gwynn,
Ingeborg Gammelsæter Hallanger, Roland Kallenborn, Katrine Aspmo Pfaffhuber,
Heli Routti og Kjetil Sagerup



Rapportserie nr. 137

Report series no. 137

MOSJ statusrapport 2011 Miljøgifter

Geir Wing Gabrielsen, Anita Evenset, Sylvia Frantzen, Justin Gwynn,
Ingeborg Gammelsæter Hallanger, Roland Kallenborn, Katrine Aspmo Pfaffhuber,
Heli Routti og Kjetil Sagerup

Norsk Polarinstitutt er Norges sentralinstitusjon for kartlegging, miljøovervåkning og forvaltningsrettet forskning i Arktis og Antarktis. Instituttet er faglig og strategisk rådgiver i miljøvernaker i disse områdene og har forvaltningsmyndighet i norsk del av Antarktis.

The Norwegian Polar Institute is Norway's main institution for research, monitoring and topographic mapping in Norwegian polar regions. The Institute also advises Norwegian authorities on matters concerning polar environmental management.

Adresse

Norsk Polarinstitutt
Framsenteret
NO-9296 Tromsø
www.npolar.no

Kontaktpersoner MOSJ

Per Arneberg, per.arneberg@npolar.no
Gunnar Sander, gunnar.sander@npolar.no

Figur 10 og 11 var feil i opprinnelig versjon av rapporten. Figurene er korrigert i dette dokumentet.

Teknisk redaktør: Inger Lise Næss, Norsk Polarinstitutt
Design/layout: Audun Igesund, Norsk Polarinstitutt
Forsidefoto: Luftmålestasjonen på Zeppelinfjellet ved Ny-Ålesund. Foto: Hans Ole Sandring
Trykket: April 2012
ISBN: 978-82-7666-291-7
ISSN: 0803-0421

FORORD

Miljøovervåking Svalbard og Jan Mayen (MOSJ) er et system for å overvåke miljøet på disse arktiske øyene og i havområdene rundt dem. I MOSJ sammenstilles resultater fra en rekke overvåkningsprogrammer på en standardisert måte. Hensikten er å gjøre resultatene tilgjengelige og å bygge opp et system for å vurdere miljøet i området på en helhetlig måte på tvers av hvert enkelt overvåkningsprogram. Det gjøres gjennom å lage regelmessige rapporter om miljøets tilstand. Temaene varierer; det har tidligere vært gjort vurderinger av miljøet på land, i havet, klimaendringer og ferdsel. Med denne rapporten blir det for første gang laget en vurdering av miljøgifter.

Statusrapportene fra MOSJ har funnet en form hvor endringer i miljøet oppsummeres sammen med drøfting av årsaker til og virkninger av disse endringene. Dette blir vurdert opp mot statens miljømål. Der tilstanden ikke er tilfredsstillende, skal vurderingene peke på hvor det er behov for å gjøre tiltak. Slike anbefalinger oversendes fra MOSJ til de myndighetene som har ansvar for å utforme virkemidler. Det gjøres også vurderinger av behov for å forbedre overvåkingen.

Presset på polarområdene øker som en konsekvens av menneskers mulighet til å besøke områdene og menneskers ønske om å utnytte ressurser i Arktis. De pågående klimaendringene gjør at havisutbredelsen om sommeren minker og nye områder blir interessante for transport, fiske, olje- og gassvirksomhet. Langtransporterte forurensninger har i perioden etter den industrielle revolusjon vært en utfordring for mennesker og dyr i Arktis. Internasjonale reguleringer og forbud mot noen utvalgte miljøgifter har gitt gode resultater, og det er grunn til å være

optimistisk i forhold til forurensningsproblematikken i Arktis. Imidlertid produseres og brukes stadig nye kjemikalier. Det er derfor god grunn til å følge utviklingen av disse nye miljøgiftene både med hensyn til reguleringer, registreringer, nasjonalt og internasjonalt arbeid for et forurensningsfritt miljø. I dette er overvåkning og forskning på miljøgifter i nordområdene et viktig innsatsområde for å bedre naturmiljøet i nord.

MOSJ drives av Norsk Polarinstitutt (NP) i samarbeid med en rekke institusjoner som leverer informasjon fra sin overvåkning. Noen av disse sitter også i et faglig råd sammen med representanter for miljøforvaltningen. Sekretariatet for MOSJ på Polarinstituttet laget et forslag til mandat for denne vurderingen, som ble diskutert med det faglige rådet før det ble endelig fastsatt. Dette oppdraget ble så gitt til en gruppe forskere som skulle levere en uavhengig vurdering med svar på mandatet. Svaret vårt finnes i denne rapporten.

Vi som har skrevet rapporten har vært:

- Kjetil Sagerup, Ingeborg Gammelsæter Hallanger, Heli Routti og Geir Wing Gabrielsen, Norsk Polarinstitutt
- Anita Evenset, Akvaplan-niva
- Sylvia Frantzen, Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning
- Justin Gwynn, Statens strålevern
- Roland Kallenborn, Universitetet for miljø- og biovitenskap
- Katrine Aspmo Pfaffhuber, Norsk institutt for luftforskning

Rapporten har vært til faglig kvalitetssjekk hos de ulike deltakende faginstitusjonene og er gjennomgått og kommentert av Cynthia de Wit fra Stockholms universitet.

Mandatet gitt til oss var at rapporten skulle skrives i en populær form. Det er en utfordring på et fagfelt som er fullt av kjemiske formler og biologiske begreper. Gunnar Sander fra MOSJ-sekretariatet har bidratt med kommentarer i flere runder for å forenkle framstillingen. Inger Lise Næss har vært teknisk redaktør og billedredaktør og Audun Igesund har stått for layout av rapporten.

Arbeidet med rapporten hviler på en stor innsats fra mange som bidrar til overvåkning av og forskning på miljøgifter i Arktis. En stor takk rettes til en rekke nasjonale og internasjonale analyselaboratorier som har bidratt med analyser av miljøgifter i luft, sediment og biota. Vi vil også takke for hjelp og støtte fra teknisk personell tilknyttet Zeppelin- og Sverdrupstasjonene i Ny-Ålesund.

En rekke personer har bidratt til arbeidet med MOSJ-rapporten. Vi ønsker å rette en stor takk til Anne Lene Brungot, Torbjörn Gäfvert og Geir Rudolfson hos Statens strålevern, Tore Nordstad, Guttorm Christensen hos Akvaplan-niva samt Amund Måge og Kåre Julshamn hos Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning.

Vi ønsker videre å rette en takk til Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP) for tilgang til data, Klima- og forurensningsdirektoratet for finansiell støtte til overvåkningsprogrammet på Zeppelinstasjonen og for finansiering av screeningprogrammet for nye miljøgifter. En takk rettes også til Miljøverndepartementet for finansiering av NPs overvåkning av miljøgifter i Arktis.

En takk rettes også til NPs Miljø- og kartavdeling for bidrag og innspill til MOSJ-rapporten.

Tromsø, 22. mars 2012

Geir Wing Gabrielsen

Innholdsfortegnelse

| | |
|--|----|
| Forord | 3 |
| Sammendrag..... | 5 |
| 1 Innledning..... | 6 |
| 2 Nivåer, status og tidstrender | 7 |
| 2.1 Persistente organiske miljøgifter (POPer) | 7 |
| 2.2 Tilgjengelige data..... | 8 |
| 2.3 Polyklorerte bifenyler (PCBer) | 8 |
| 2.4 Klorerte plantevernmidler (HCB, HCH, DDT, klordaner, dieldrin, toksafen) | 11 |
| 2.5 Bromerte flammehemmere (BFR) | 12 |
| 2.6 Perfluorerte og polyfluorerte alkylerte stoffer (PFAS)..... | 14 |
| 2.7 Endosulfan | 15 |
| 2.8 Fosfororganiske flammehemmere (PFR) | 15 |
| 2.9 Tungmetaller..... | 15 |
| 2.10 Radioaktive stoffer | 18 |
| 3 Effekter av miljøgifter | 20 |
| 3.1 Vurdering av effekter fra organiske miljøgifter..... | 21 |
| 3.2 Vurdering av effekter fra tungmetaller..... | 21 |
| 3.3 Vurdering av effekter fra radionuklider..... | 21 |
| 3.4 Effekter av miljøgifter på arktiske dyr..... | 22 |
| 3.5 Miljøgifter og mattrygghet | 23 |
| 4 Miljøgifter og klimaendringer | 26 |
| 4.1 Organiske miljøgifter og klimaendringer | 26 |
| 4.2 Kvikksølv og klimaendringer..... | 27 |
| 4.3 Radionuklider og klimaendringer..... | 27 |
| 5 Evaluering og vurdering i forhold til nasjonale miljømål | 28 |
| 6 Behov for tiltak | 30 |
| 6.1 Tiltak mot spredning av lokal forurensning | 30 |
| 7 Råd om overvåking og forskning | 31 |
| 7.1 Hvilke stoffer bør overvåkes?..... | 31 |
| 7.2 Hvilke serier (indikatorer) bør inngå i MOSJ? | 32 |
| 8 Referanser | 36 |
| 9 Appendix 1: Faktaark fra Stockholmkonvensjonen..... | 43 |



Kulltipp og containere ved Svea Nord-gruva. Kullstøv som blåses bort eller transporteres med vann er en lokal kilde til forurensning på Svalbard. Foto: Anders Skoglund, Norsk Polarinstittutt

Sammendrag

Denne rapporten gir en oppdatering av status for miljøgifter som inngår i overvåkningssystemet MOSJ. Miljøgiftene er avgrenset til organiske miljøgifter, tungmetaller og radioaktive stoffer. Rapporten tar for seg status, trender og effekter for miljøgiftene og gir råd for videre overvåkning. Geografisk er rapporten avgrenset til Svalbard og Jan Mayen med omkringliggende havområder.

Kilder

Hovedkildene for miljøgifter i Arktis regnes å være tettere befolkede og industrialiserte deler av verden. Stoffene transporteres til Arktis via luft- og havstrømmer. Miljøgiftene akkumuleres i hovedsak i de marine næringskjedene. I de terrestriske næringskjedene i Arktis er det lave nivåer. De lokale kildene til miljøgifter på Svalbard og Jan Mayen er små og geografisk begrenset.

Bosettingene på Svalbard er kilder til miljøgifter på flere ulike måter. Kloakkutslipp fra bygninger fører til økt innhold av organisk materiale og tungmetaller i marine sedimenter. Det er også målt forhøyede verdier av en del organiske miljøgifter (bl.a. PAH, PCB, siloksaner, fluorerte forbindelser) utenfor bosettingene på Svalbard, noe som tyder på tilførsel via avløpsvann. Avfallsfyllinger er en kilde til miljøgifter, og sigevann fra disse vil kunne være en kilde til forurensning.

Gruveaktivitetene har vært, og er fremdeles, en lokal kilde for enkelte miljøgifter som PAH, tungmetaller og PCB. Utslipp av driftsvann fra gruver har tilført og tilfører en del metaller og PAH til det marine miljø. Videre vil luft- og vanntransporterte partikler fra kulldeponier, naturlig erosjon av kullholdig fjellgrunn og utlekking av naturlig dannede hydrokarboner bidra til forhøyede nivåer av PAH på Svalbard.

Organiske miljøgifter

Tidstrender av organiske miljøgifter i MOSJ-området varierer betydelig, avhengig av hvilke stoffer og hvor det måles. Luftmålingene viser en stigende trend for HCB, varierende trender for PCBer og nedadgående trender for HCH, klordaner og DDT. Det er ikke observert noen trender for PBDE, PFAS eller TBA, som er overvåket i luft siden 2006. Sammenlignet med andre områder i Arktis er det målt høye nivåer av PCB i luft og i innsjøsedimenter fra Svalbard.

Nivåene av PCB i dyr fra de norske arktiske områdene viser en nedadgående trend. Imidlertid er PCB fortsatt den dominerende miljøgiften i Arktis. Siden PCB brytes så sakte ned, vil denne miljøgiften forbli i miljøet i mange tiår fremover. De klorerte plantevernmidlene viser mer varierende trender, men hovedtrenden synes å være avtagende nivåer. Grupper av bromerte forbindelser som PBDE og PBB er observert å avta, mens andre bromerte forbindelser som α -HBCD øker. Tidstrendene for fluorforbindelser i Arktis er uklare og varierer mellom stoffene.

Forvaltningstiltak som forbud og utfasing fører til reduksjoner i utslipp og tilførsler. Vi ser at stoffer som PCB og klorerte sprøytemidler avtar fordi det er innført forbud mot produksjon og bruk, mens konsentrasjonene øker for stoffer hvor det ikke er innført internasjonalt forbud, for eksempel HBCD og noen av fluorforbindelsene. De «nye» miljøgiftene som oppdages i Arktis er bekymringsverdige og viser at flere stoffer enn de tradisjonelle POPene har potensial for langtransport. Konsentrasjonene av forurensende stoffer som har blitt forbudt og faset ut forventes å avta i fremtiden. Imidlertid skjer det en kontinuerlig økt produksjon og bruk av nye forbindelser som i fremtiden vil kunne påvirke miljøet i Arktis.

Tungmetaller

Tungmetallene kadmium, kvikksølv og bly blir sett på som en utfordring for arktiske områder. Kvikksølvutslipp har blitt redusert i Nord-Amerika og Europa siden 1990-årene, mens utslippene i Asia har økt sterkt. Reduksjon i bruken av blybensin har vært et svært effektivt tiltak for å få ned blyforurensningen. Det har ikke vært målt endringer i konsentrasjonen av kadmium og kvikksølv på Zeppelinstasjonen i Ny-Ålesund på Svalbard siden målingene startet i 1994, mens bly er redusert med 30 %. Det er mindre tungmetaller i innsjøsedimenter fra Svalbard enn fra Fastlands-Norge. Nivåene av kvikksølv og kadmium i dyr fra Svalbard er generelt lavere enn fra andre arktiske regioner.

Radionuklider

De viktigste kildene til menneskeskapt radioaktivitet har vært globalt nedfall fra atmosfæriske kjernefysiske våpentester, utslipp fra gjenvinningsanlegg i Europa og Tsjernobylulykken. Utslipp fra alle atomanlegg til nordeuropeiske farvann har generelt blitt redusert siden tidlig på 1990-tallet, og nivåene av radioaktivitet er kontinuerlig avtagende. Den forventede utviklingen i årene som kommer er at nivåene av menneskeskapt radioaktivitet vil fortsette å synke.

Effekter av miljøgifter

Studier på effekter av organiske miljøgifter er gjort i cellekulturer, på dyr i laboratorier og i felt. De har vist forskjellige typer av negative effekter som forstyrrelser av hormoner, nedsatt forplantningsevne, skader på nerve- og immunsystem og nedsatt overlevelse. Tungmetaller kan gi forandringer i nervesystemet, forstyrre hormoner, redusere forplantningsevne og gi lever- og nyreskader. Skader i nervesystemet er spesielt uheldig hos unge dyr under utvikling.

Det er rapportert negative effekter fra organiske miljøgifter på toppredatorene isbjørn, fjellrev, polarmåke, ismåke og storjo i Arktis. Tungmetallene ser ikke ut til å utgjøre en stor trussel, men hos enkelte marine fiskespisere, blant annet menneske, kan kvikksølv fortsatt være et problem siden dette både er stabilt og svært giftig. Tatt i betraktning de lave konsentrasjonene av menneskeskapt radionuklider som er målt i det marine og terrestriske miljøet på Svalbard, ligger disse dosene langt under grensenivåene for effekter.

Miljøgifter i mat

Sammenlignet med kysten av Fastlands-Norge er det relativt lave nivåer av miljøgifter i sjømat fra områdene nær Svalbard og Jan Mayen. Det er for eksempel svært lave nivåer av menneskeskapte radioaktive stoffer i både sjømat og vilt fra Barentshavet og Svalbard. De høyeste nivåene av organiske miljøgifter finnes i spekk fra sjøpattedyr og egg fra polarmåke. Disse brukes nesten ikke i det norske kostholdet og anses derfor ikke som et problem. Det er også lave nivåer av tungmetaller og organiske miljøgifter i fisk og reker fra Barentshavet. Unntaket er for lever fra torsk hvor det fremdeles er forhøyede verdier av organiske miljøgifter, og for stor blåkkeite hvor kvikksølvnivåene kan overskride grenseverdiene. Det er ikke gitt noen områdespesifikke kostholdsråd. For noen matvarer er det imidlertid generelle kostholdsråd som gjelder for de mest sårbare gruppene. Det mest aktuelle for disse områdene er kostholdsrådet som gjelder for torskelever, som kvinner i fruktbar alder og barn frarådes å spise. For gravide og ammende er det også anbefalt å unngå blåkkeite som veier mer enn 3 kg.

Klimaendringer

Arktis er av de områdene hvor virkningene av klimaendringer blir størst. Økt temperatur vil kunne påvirke miljøgiftens evne til å bli transportert nordover, samtidig som miljøgiftene som i dag er deponert i permafrost, is og vann vil kunne frigis og vaskes ut i vann og sjø, eller fordampe. Videre kan klimaforandringene endre artenes utbredelse og strukturen av næringskjedene i Arktis, noe som igjen kan påvirke konsentrasjonene av miljøgifter i toppredatorene.

Miljømål

De norske miljømålene er beskrevet innenfor en nasjonal ramme og er vanskelige å vurdere i forhold til en arktisk standard. Det norske målet om at Svalbard skal være den best forvaltede utmark i verden gjør at det bør utarbeides egne regionale miljømål for de arktiske områdene.

Miljøgifter som finnes på Svalbard, Jan Mayen og tilhørende havområder er hovedsakelig langtransporterte. Internasjonale lover og reguleringer er derfor de viktigste redskapene for å redusere tilførselen til arktiske områder. I tillegg er det viktig å opprettholde en sterk forvaltning knyttet til lokale utslipp i Arktis.



Cruiseraffikken i Arktis bidrar til utslipp av partikler og CO₂. Her fra et anløp i Ny-Ålesund.

Foto: Geir Wing Gabrielsen, Norsk Polarinstittutt

Råd om videre overvåkning og forskning

Denne rapporten peker på både styrker og svakheter ved overvåkningssystemet til MOSJ. Hovedkonklusjonen er at overvåkningen må fortsette, men at programmet justeres noe (Tabell 5). Det er stor forskjell i måloppnåelse innenfor hver av MOSJ sine indikatorer, noe som i all hovedsak skyldes finansiering. Målinger fra luft og av radioaktivitet tilhører definerte overvåkningsprogrammer, mens målinger fra sedimenter, fisk, pattedyr og fugl i hovedsak er biprodukter av forskning. Det er derfor ikke god nok regularitet og oppløsning på mange av disse seriene. Siden MOSJ mangler en basisfinansiering for overvåkning av miljøgifter, vil datainnsamlingen være bestemt av forskningsaktiviteten på miljøgifter. Det betyr at miljøgiftprogrammet i MOSJ i årene som kommer ikke vil klare å levere data etter intensjonene. Løsningen bør være å ha en basisfinansiering til miljøgifter i MOSJ som sikrer kjernen av overvåkningen. Det bør også avsettes midler til screening av nye miljøgifter for å sikre kartlegging av nye miljøgifter i Arktis, enten som en del av MOSJ eller ved at screeningprogrammet til Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) sterkere knyttes til Arktis. Det er svært viktig at det gjøres forskning på dataseriene til MOSJ. Det er i dag sterke forskningsmiljøer som håndterer dataseriene og som driver utstrakt forskning på modellering, trender og effekter av miljøgifter. Dette er en av styrkene til dagens MOSJ og det er svært viktig at denne forskningen opprettholdes.

1 Innledning

Polarområdene påvirkes av menneskelig aktivitet. Forurensninger fra industrialiserte og tett befolkede områder fraktes til nordområdene med luft- og vannmasser. Dette skjer samtidig som en opplever økt aktivitet i Arktis. Turiststrømmen til Svalbard har økt de siste ti årene og stadig flere ønsker å besøke nye steder på Øst-Svalbard. Befolkningen på øygruppen vokser samtidig som en opplever økning i forsknings- og utdanningsvirksomheten. Havisutbredelsen om sommeren i Arktis minker og nye områder blir interessante for transport, fiske, olje- og gassvirksomhet. På bakgrunn av endringene som nå skjer i Arktis er det viktig å fortsette overvåkningen og forskningen på miljøgifter i dette området. Dette for å kunne avdekke endringer og menneskelig påvirkning på den sårbare arktiske naturen.

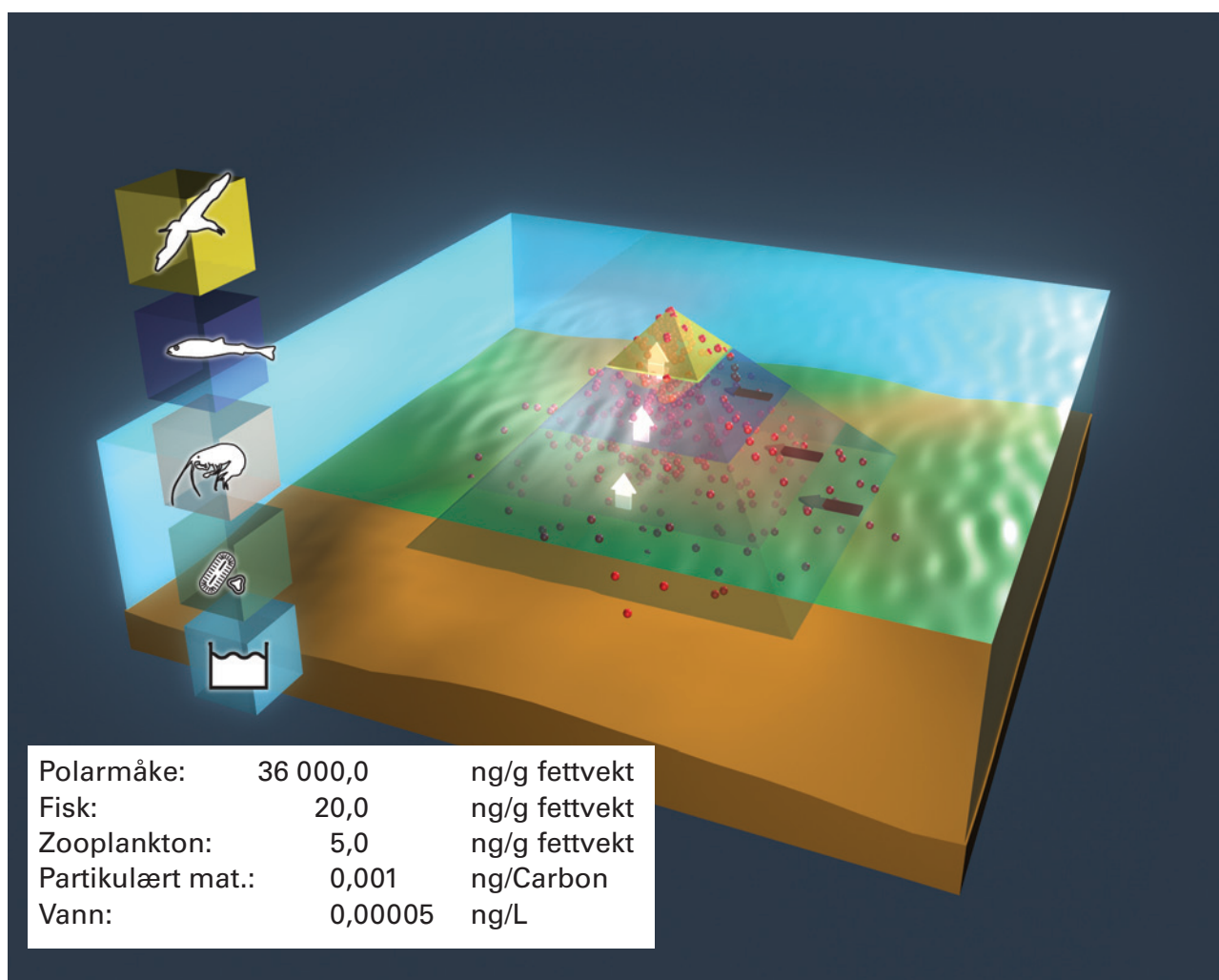
Miljøovervåking Svalbard og Jan Mayen (MOSJ) er et helhetlig overvåkningssystem for Svalbard, Jan Mayen og de omkringliggende havområdene. MOSJ ledes av Norsk Polarinstittutt (NP) og programmet samler og sammenstiller informasjon om klima, flora, fauna, kulturminner og påvirkninger på miljøet fra ferdsel, fiske og fangst, introduserte arter, jakt, naturinngrep og forurensning. Informasjonen presenteres på en nettside (<http://mosj.npolar.no>) og gir forvaltningsrettet informasjon og tolkninger av miljøsituasjonen i MOSJ-området. MOSJ skal i tillegg utarbeide regelmessige rapporter om miljøstatus i området. Denne

2.1 Persistente organiske miljøgifter (POPer)

rapporten oppsummerer kunnskap om persistente organiske miljøgifter, tungmetaller og radionuklider for den norske delen av Arktis, og disse stoffers eventuelle påvirkning på helsen til mennesker og dyr. Det gjøres videre en vurdering av de nasjonale miljømål for temaet miljøgifter. Rapporten gir også råd om behov for tiltak og anbefalinger for overvåkingen av miljøgifter i MOSJ i årene som kommer.

Mandatet har vært å utarbeide en rapport med vurdering av status for miljøgifter i norsk Arktis. Dette inkluderer å vurdere i hvilken grad relevante statlige miljømål er oppnådd og peke på behov for tiltak hvis det er nødvendig for å få bedre måloppnåelse. Vurderingene skal konsentrere seg om miljøgifter forstått som de tre stoffgruppene som inngår i MOSJ: Persistente organiske miljøgifter, tungmetaller og radioaktive stoffer. Geografisk er rapporten avgrenset til områdene Svalbard og Jan Mayen med omkringliggende havområder. Både luft, vann, jord, snø/is, flora og fauna på ulike trofiske nivåer dekkes av rapporten. Rapporten skal ta utgangspunkt i indikatorene som inngår i MOSJ. Rapporten skal også kunne gi et grunnlag for å vurdere revisjoner av indikatorene og parametrene i MOSJ.

Persistente organiske miljøgifter (POPer) er definert som forbindelser med fysiske og kjemiske egenskaper som gjør dem langsomt nedbrytbare i miljøet. De fleste POPene har lav vannløselighet, høy løselighet i fett og man finner de høyeste konsentrasjonene av POPer i dyr høyt opp i næringskjeden. Siden stoffene brytes sakte ned vil de akkumulere (bioakkumulere) i kroppen på et individ gjennom livet. Når dyret blir spist vil stoffene akkumuleres hos predatoren og den vil få høyere innhold av miljøgiften, en prosess kalt biomagnifisering (Figur 1). De nyere gruppene av miljøgifter som er funnet i miljøet det siste tiåret kan ha andre fysisk-kjemiske egenskaper. For eksempel binder den fluorholdige PFAS-gruppen (perfluoreerte og polyfluoreerte alkylerte stoffer) seg til proteiner i kroppen. Felles for POPene som er funnet i arktiske områder er at de har egenskaper som gjør at de kan transporteres i luft eller vann over lange avstander (Berg et al., 2004; Hung et al., 2010; Ma et al., 2011). POPer er et samlebegrep for mange halogenererte forbindelser med miljø- og helseskadelige effekter. 16 stoffer/stoffgrupper er identifisert som høyprioriterte problemstoffer



Figur 1. Svarte piler illustrerer bioakkumulering (opphepning i en levende organisme) og hvite piler illustrerer prosessen biomagnifisering (oppkonsentrering i næringskjeden). Konsentrasjonene er reelle eksempler fra næringskjeden i Arktis. Illustrasjon: Audun Igesund, Norsk Polarinstitutt

og er regulert globalt gjennom FNs Stockholmkonvensjon om POPer (Appendix 1) og regionalt gjennom konvensjonen Aarhus-protokollen om langtransporterte luftforurensninger (Long-range Transboundary Air Pollution – LRTAP Convention; www.unece.org/env/lrtap) (AMAP, 2004).

2.2 Tilgjengelige data

Det er etablert regionale og globale overvåkningsprogrammer for POPer. Norsk institutt for luftforskning (NILU) har på oppdrag fra Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) ansvar for et langtidsovervåkningsprogram for POPer i luft ved Zeppelinstasjonen ved Ny-Ålesund (Svalbard). Overvåkingen i luft startet i 1993 og pågår fremdeles. Resultatene er rapportert til flere internasjonale overvåkningsprogrammer, som AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme) og EMEP (UNECE – European Monitoring and Evaluation Programme, under LRTAP). Stoffene som inngår i dette programmet er oppført i tabell 1. Denne dataserien er i dag en av de lengste uavbrutte overvåkningsseriene for POPer i luft i verden. En tilsvarende langtidsovervåking av miljøgifter i luft gjøres ved Alert, Ellesmere Island i Canada.



Luftmålestasjonen ved Zeppelinfjellet, Ny-Ålesund. Målingene herfra har skaffet noen av de lengste tidsseriene for POPer i verden. Foto: Sebastian Gerland, Norsk Polarinstitutt

Vitenskapelige publikasjoner som bruker data fra Zeppelinstasjonen (Su et al., 2006; Becker et al., 2009; Ma et al., 2011) er også tatt med i denne rapporten for vurderinger av fordeling, spredning og lokal forurensning. Den årlige nasjonale rapporten om overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør (Aas et al., 2011) har også blitt brukt som kilde for trender og fordeling av POPer rundt Svalbard.

PCB er en prioritert forurensningsgruppe både for Stockholmkonvensjonen og AMAP. Som en del av et sirkumpolart nettverk av luftovervåkningsstasjoner spiller Zeppelinstasjonen en viktig internasjonal rolle i AMAPs langtidsovervåking av POPer.

Akvaplan-niva, Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES) og NP leverer data fra sediment og biologiske systemer til MOSJ slik at disse kan inngå i tidsserier for organiske miljøgifter. I dag inngår fire sedimentstasjoner (Adventfjorden, Colesbukta, Billefjorden og Grønfjorden), to arter fisk (lodde (*Mallotus villosus*) og polartorsk (*Boreogadus saida*)), to arter sjøfugl (polarmåke (*Larus hyperboreus*) og polarlomvi (*Uria lomvia*)) og tre arter pattedyr (isbjørn (*Ursus maritimus*), ringsel (*Phoca hispida*) og fjellrev (*Vulpes lagopus*)) i MOSJ for overvåking av organiske miljøgifter (MOSJ, 2011). I tillegg leverer Statens strålevern data for radioaktivitet i fisk (torsk (*Gadus morhua*), hyse (*Melanogrammus aeglefinus*), sei (*Pollachius virens*)) og i sjøvann.

2.3 Polyklorete bifenyler (PCBer)

Polyklorete bifenyler (PCBer) har blitt brukt som industri-kjemikalier fra 1940-tallet og frem til tidlig på 1980-tallet, da de ble forbudt å bruke i Europa. Global produksjon av PCB har blitt anslått til ca. 1,3 millioner tonn i perioden 1930–1992 (AMAP, 2004). PCB består av 209 enkeltkomponenter med 1–9 kloratomer i molekylet. PCBer er svært langsomt nedbrytbare og fraktes til arktiske strøk med hav- og luftstrømmer. PCB har vært brukt i en rekke produkter, som elektrisk utstyr, hydrauliske systemer, maling og isolasjon.

Tabell 1. Persistente organiske forurensninger (POP) analysert i luftprøver fra Zeppelinstasjonen (Ny-Ålesund, Svalbard)

| Siden 1993: Polyklorete bifenyler (PCBer) | Siden 1993: Klorerte pesticider (plantevernmidler) | Siden 1993: Industrielle biprodukter |
|--|--|--------------------------------------|
| PCB-kongener nr. 18, 28, 31, 33, 37, 47, 52, 66, 74, 99, 101, 105, 114, 118, 122, 123, 128, 138, 141, 149, 153, 156, 157, 167, 170, 180, 183, 187, 189, 194, 206, 209. | Heksaklorsykloheksaner: α - og γ - HCH, klordaner: trans-/ cis-klordan, trans-/ cis-nonaklor Diklordifenyltriklorethan (DDT): o,p' -, p,p' - DDT, -DDD, -DDE | Heksaklorbenzen (HCB). |
| Etter 2006: Perfluorerte alkylerte stoffer (PFAS) | Etter 2006: Bromerte flammehemmere (BFR) | Etter 2006: Biogene stoffer |
| Perfluoroktansyre (PFOA) Perfluoroktylsulfonat (PFOS) Perfluoroktylsulfonamid (PFOSA) Perfluorbutylsulfonat (PFBS) Perfluordesylsulfonat (PFDCS) Perfluorbutansyre (PFBA) Perfluorheksansyre (PFHA) Perfluorheptansyre (PFHpA) Perfluornonansyre (PFNA) Perfluordekansyre (PFDA) Perfluorundekansyre (PFUnA) | Heksabromsyklododekan (HBCD): α -, β -, γ - HBCD Polybromerte difenyletere (PBDE)-kongener nr. 27, 47, 49+71, 66, 77, 85, 99, 100, 119, 138, 153, 154, 183, 196, 206, 209 | Tribromanisol (TBA) |

Ordforklaring

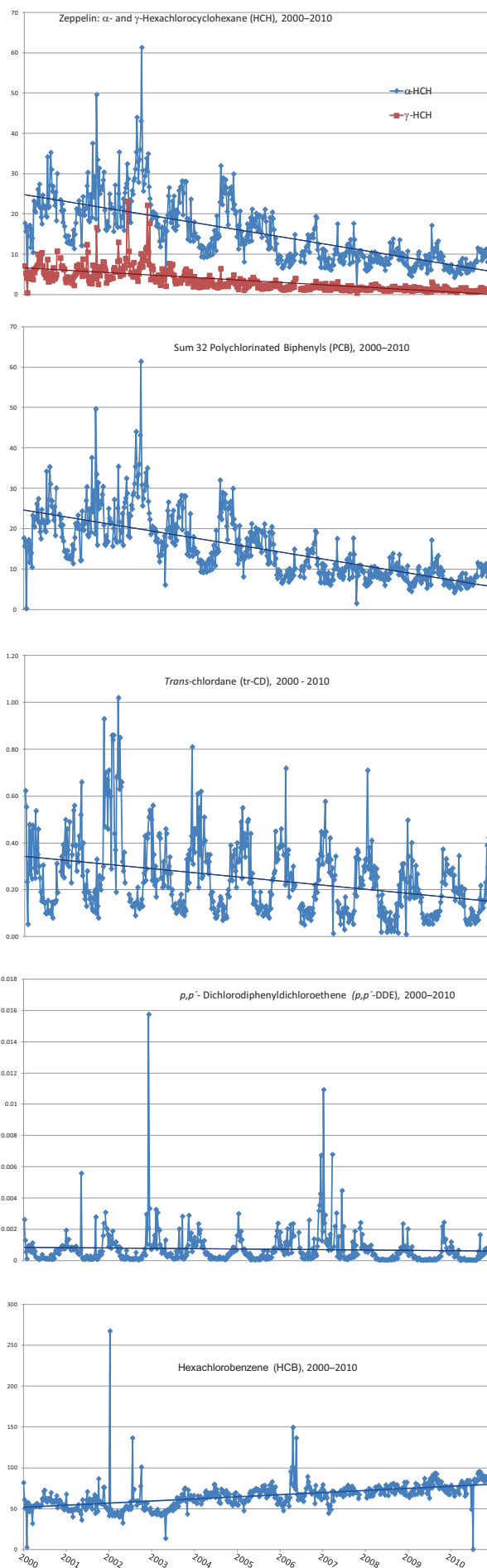
| | |
|-------------|--|
| Kongener | Forskjellige kjemiske former innen en gruppe. Det er for eksempel 209 kongener/ kjemiske former av PCB. Sum xx PCB betyr den summerte verdien av et gitt antall PCB-kongener. |
| Biota | Alle former for levende liv. Dagens systematikk deler livsformene inn i fem eller seks riker: Bakterier, arkebakterier (prokaryoter), protister, planter, sopp, dyr (eukaryoter). |
| Halogenerte | Betegnelse for hovedgruppe 17 i det periodiske system. Inneholder grunnstoffene fluor, klor, brom, jod og astat. |
| Endemisk | Brukes i biologien om arter med geografisk liten utbredelse og om isolerte grupper (populasjoner) innen en art. |
| Isotop | Alternativ form av et grunnstoff. En isotop skiller seg fra andre atomer i samme grunnstoff i antallet nøytroner i kjernen. Noen isotoper er ustabile (radioaktive) og disintegreres ved utsendelse av stråling. |

2.3.1 Lokale PCB-kilder

Sysselmannen på Svalbard og Klif har gjennomført et PCB-prosjekt på Svalbard. I prosjektet er PCB-holdig utstyr og lokale PCB-kilder fra industri og gruveaktivitet, søppelfyllinger, maling og byggartikler og elektriske artikler kartlagt (Jartun et al., 2007; Lundkvist et al., 2008; Jartun et al., 2009). Prosjektet har videre samlet inn og fjernet PCB-holdig utstyr og materialer fra Svalbard. Gjenværende lokale PCB-kilder er hovedsakelig knyttet til bygninger og forurenset jord, særlig i de russiske bosetningene (Jartun et al., 2007; Jartun et al., 2009). PCB-holdige produkter er fortsatt i bruk i gammelt utstyr som elektriske anlegg, bygninger og maling. PCB-forurensningen vil derfor fortsatt være en utfordring for Svalbard fremover, spesielt ved større klimaendringer (Ma et al., 2011; SWIPA, in prep).

En del hotspot-områder har blitt identifisert hvor det er påvist betydelig PCB-forurensning fra tidligere menneskelig aktivitet, blant annet i jordprøver fra Kinnvika på Nord-austlandet, hvor det var forskningsaktiviteter på 1950-tallet (Harris, 2008). I en nyere undersøkelse gjennomført i Kinnvika ble det imidlertid påvist lave nivåer av PCB i jordprøver (Evenset and Christensen, 2011). Dette gjaldt også jord fra de samme stasjonene som var undersøkt av Harris (2008). Økt avdamping og remobilisering av PCB fra lokale kilder har potensial for å eksponere mennesker og dyr på Svalbard direkte.

Lokale utslipp av PCB fra bosetningene på Svalbard har vært målt i sedimenter i 1998, 2005 og 2009. Utenfor Longyearbyen hadde PCB-nivåene gått ned fra 1998 til 2009, mens sedimenter utenfor Barentsburg hadde de høyeste nivåene i 2005. Den tidligere russiske bosetningen Pyramiden i Billefjorden ble forlatt i 1998. Forfall og lekkasjer fra gammelt utstyr har blitt kartlagt av Sysselmannen



Figur 2. Tidstrender for PCBer og klorerte plantevernmidler fra luftmålinger ved Zeppelinstasjonen (pg/m³).



Prøvetaking for PCB i mørtel og flislim i Grumantbyen.
Foto: Ono Lundkvist, Klif

på Svalbard og Klif. De forhøyede nivåene av PCB som ble funnet i 2005 utenfor Pyramiden ble forklart med økte lekkasjer fra forurenset jord, fordi en flom i 2005 var kraftigere enn normalt (Evenset et al., 2009a).

2.3.2 PCBer i luft

Ved Zeppelinstasjonen er PCBer alltid å finne i luftprøver med en minimumskonsentrasjon på rundt 5–15 pg/m³ for sum 32 PCB (Figur 2). Hovedbidraget til PCB-belastningen i svalbardluft er langtransport og avdamping fra sekundære kilder som is, land og havoverflater. PCB-konsentrasjonene i luft fra Zeppelinstasjonen er høyest av alle PCB-målinger fra arktiske luftmålestasjoner og ligger på samme nivå som Stórhöfði på Island. Stórhöfði-stasjonen ligger lengre sør og dermed nærmere potensielle kildeområder (Hung et al., 2010). I perioden 2005 til 2008 ble det observert en stigende trend for sum PCB, på grunn av økning i andelen av PCBer med seks og sju kloratomer (Hung et al., 2010). I årene 2009 til 2010 har konsentrasjonene gått ned igjen (Figur 2). Det antas at økningen i perioden 2005–2008 skyldtes økt langtransport av PCB-forurenset luft fra skogbranner i Øst-Sibir og Alaska.

2.3.3 PCBer i innsjøsedimenter

Fra 2005 til 2008 ble det gjort en landsomfattende undersøkelse av miljøgifter i innsjøer. Undersøkelsen omfattet følgende innsjøer på Svalbard: Ellasjøen og Øyangen på Bjørnøya, vann nord på Frankenhavøya på Barentsøya og Kongressvatnet, Linnévatnet, Arresjøen, Åsövatnet og Richardvatnet på Spitsbergen. Hovedfokus for undersøkelsen var kartlegging av POPer og metaller i sedimenter, men i enkelte innsjøer ble også fisk analysert. Undersøkelsen avslørte at innholdet av POPer i sedimenter fra innsjøer på Svalbard er relativt høyt, og betydelig høyere enn det som er funnet i andre områder av Arktis og i Nord-Norge (Christensen et al., 2008). Det er to mulige forklaringer på et høyere innhold av miljøgifter i nord. Miljøgifter som blir transportert nordover med luft faller ned, fordampes og blir fraktet videre («gresshoppeeffekten»). I nord blir miljøgif-

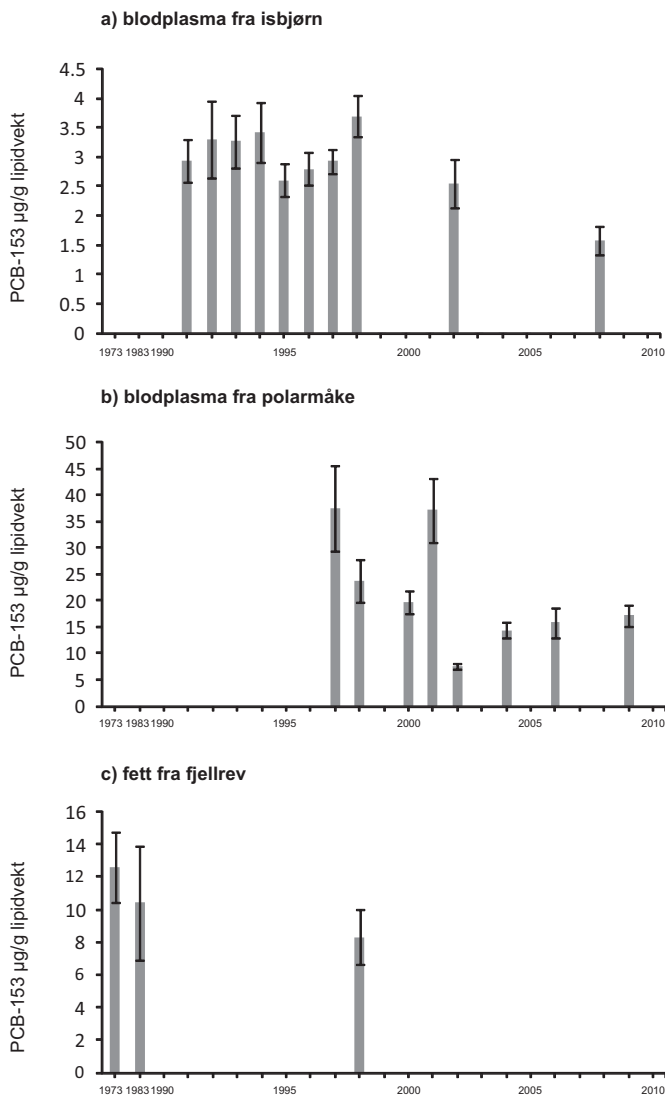
tene «fanget» siden fordampningen er mye mindre. Den andre forklaringen på høyere nivåer i innsjøsedimenter er at miljøgiftene kommer fra sjøfugl som vasker seg i innsjøene. Avføringen inneholder miljøgifter, og de undersøkte innsjøene på Svalbard kan ha større påvirkning fra sjøfugl enn innsjøene på fastlandet. Dette fenomenet er påvist som årsak til de høye nivåene av miljøgifter i Ellasjøen på Bjørnøya (Evenset et al., 2007a). Gjennomsnittskonsentrasjonen av sum 7 PCB i sedimenter fra innsjøene på Svalbard (n=5) var 10,1 ng/g tørrvekt (tv), mens gjennomsnittet for fastlandet (n=49) var om lag 1,9 ng/g tørrvekt. De høyeste konsentrasjonene av PCB ble målt i sedimenter fra Ellasjøen og Kongressvatnet med henholdsvis 24 og 16 ng/g tv, men også Åsövatnet hadde et relativt høyt nivå av sum 7 PCB (6 ng/g tv). Fra sedimentkjerner er den historiske deponeringen av PCB blitt målt til å øke jevnt fra 1930- til 1970-tallet for så å minke for 1980- og 1990-tallet (Evenset et al., 2007b). Nedgangen er imidlertid ikke større enn at sedimenter fra 1990-tallet har høyere konsentrasjon av PCB enn sedimenter fra 1950 (Evenset et al., 2007b).

2.3.4 PCBer i biota

PCB er fettløselig og har en tendens til å hope seg opp i de fettrike marine næringskjedene i Arktis (AMAP, 2004; Gabrielsen, 2007; Letcher et al., 2010; Verreault et al., 2010b). Forskjellen i nivået av miljøgifter i zooplankton og hos rovdyr på toppen av næringskjeden kan derfor bli enorm. Nye data fra 2010 viser for eksempel at zooplankton, lodde og polartorsk har 2-30 ng PCB per gram fett, mens polarmåke har 1000 ganger mer i blodplasma (Hallanger et al., 2011; Haugerud, 2011; MOSJ, 2011).

Kartlegginger av organiske miljøgifter i røye (*Salvelinus alpinus*) fra innsjøer på Svalbard har vist at nivåene generelt er høyere i innsjøer på Svalbard enn i innsjøer i Nord-Norge (Christensen et al., 2008; Christensen and Evenset, 2011). PCB er fremdeles den dominerende miljøgiften i røye fra alle de undersøkte innsjøene. Røye fra Ellasjøen på Bjørnøya har de høyeste nivåene av miljøgifter, men forhøyede nivåer finnes også i flere andre innsjøer på Svalbard (for eksempel Åsövatnet, Richardvatnet, Arresjøen, vann sørvest av Hakluythovden på Amsterdamøya og Nordlaguna på Jan Mayen) (Skjegstad and Gabrielsen, 1998; Christensen et al., 2008; Christensen and Evenset, 2011). Nivåene av PCB og dioksinlignende PCBer i røye fra Ellasjøen overskrider grenseverdier for humant konsum satt av US Environmental Protection Agency og EU.

PCB-nivåene i egg fra gråmåke (*Larus argentatus*), krykkje (*Rissa tridactyla*), lundefugl (*Fratercula arctica*), lomvi (*Uria aalge*) og polarlomvi er målt i 1972, 1983, 1993, 2003 og 2007 fra kysten av Nord-Norge og Svalbard. Disse målingene har vist en nedgang på 60–80 % for PCBer i alle fem sjøfuglartene (Barrett et al., 1996; Helgason et al., 2008; Helgason et al., 2012). Disse funnene er i overensstemmelse med tidstrend for PCB i blod hos polarmåke fra Bjørnøya (Bustnes et al., 2010; Verreault et al., 2010a). Blodprøver fra 1997 til 2006 viste en betydelig nedgang for PCB



Figur 3. Tidstrender av PCB-153 (ng/g lipidvekt) for a) blodplasma fra isbjørn b) blodplasma fra polarmåke og c) fett fra fjellrev. Data fra MOSJ.

(Figur 3). Den gjennomsnittlige endringen for PCB i alle tidsserier ($n = 40$) som inngår i AMAP sin 2010-rapport ble estimert til 1,9 % per år (Riget et al., 2011). Tidsseriene som inngår er fra Alaska, Canada, Færøyene, Grønland, Island, Norge og Sverige.

2.4 Klorerte plantevernmidler (HCB, HCH, DDT, klordaner, dieldrin, toksafen)

Klorerte organiske plantevernmidler er en gruppe med mange hundre forbindelser som tidligere har vært brukt i landbruket mot skadedyr eller ugress. Stort sett alle disse stoffene har blitt identifisert som miljøskadelige og er dermed underlagt sterke restriksjoner på bruk og lagring. En rekke plantevernmidler (aldrin, klordan, DDT, dieldrin, endrin, heptaklor, heksaklorobensen, mirex og toksafen) ble forbudt gjennom FNs Stockholmkonvensjon som trådte i kraft i 2004. Videre fulgte Stockholmkonvensjonen opp med å inkludere flere plantevernmidler i 2009 (klordekon, alfa- og beta-HCH, lindan og pentaklorobensen) (www.pops.int).

Den tekniske blandingen av HCH var et vanlig insektsmiddel fra 1940-tallet og på 1960- og 1970-tallet ble det brukt som erstatning for DDT. Lindan, som også er en HCH-blanding, var tillatt brukt i Norge frem til 1992. Fra rundt år 2000 ble teknisk HCH og lindan forbudt å bruke også i Kina og Frankrike, som var hovedbrukerlandene på slutten av 1990-tallet (Aas et al., 2011).

Klordaner er en stoffgruppe som har blitt brukt til insektbekjempelse stort sett i subtropiske strøk i USA, Mellom-Amerika og Asia. Bruken i Europa har vært svært liten. Derfor antar man i dag at atmosfærisk langtransport av klordan stort sett kommer fra Amerika og Asia.

DDT ble forbudt å bruke som insektsmiddel allerede tidlig på 1970-tallet. Hovednedbrytningsproduktet av DDT – *p,p'*-DDE – var hovedårsaken til eggskallfortynning hos mange rovfugler i Nord-Amerika, Vest-Europa og Skandinavia. Med bakgrunn i økte tilfeller av malaria i sørlige strøk og behovet for effektiv bekjempelse av dette, ble DDT-bruken igjen tillatt i tropiske land, men med betydelige restriksjoner i bruk og utslipp (UNEP/AMAP Expert group, 2011). Derfor finnes det fortsatt ferske kilder av DDT, spesielt knyttet til storskalabekjempelse av malariamygg i Asia og Afrika. DDT og dets nedbrytningsprodukter transporteres via hav- og luftstrømmene til arktiske strøk hvor de akkumuleres og anrikes (biomagnifiseres) i næringskjeden.

Heksaklorbenzen (HCB) er en forbindelse som tidligere ble brukt som soppmiddel, men som i dag hovedsakelig kommer som et industrielt biprodukt fra kjemisk industri. Tilstedeværelsen i miljøet skyldes derfor hovedsakelig industrielle utslipp.

Ingen lokale kilder for klororganiske plantevernmidler har vært registrert på Svalbard og Jan Mayen. Disse forbindelsene langtransporteres fra kilder lengre sør.

2.4.1 Klorerte plantevernmidler i luft

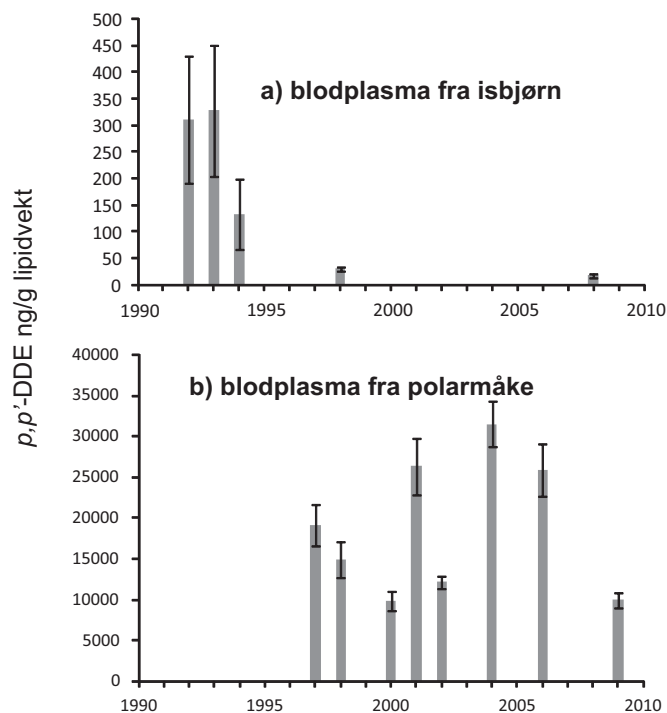
To varianter av HCH (α - og γ -HCH) dominerer i luftprøver fra Zeppelinstasjonen. Den gjennomsnittlige luftkonsentrasjonen av sum HCH var 8,7 pg/m³ i 2010. Gjennom året varierer konsentrasjonen fra 5,3 til 13,0 pg/m³ som vist i figur 2. Sum HCH viser så langt ingen klar sesongvariasjon, men har et noe høyere nivå på høsten enn resten av året. Årsmiddelkonsentrasjonen for HCH i tidsrommet 1996 til 2010 er gjengitt i tabell 2 og verdien for år 2010 var den laveste observert på Zeppelinstasjonen (Aas et al., 2011). I luftprøver fra Zeppelinstasjonen er konsentrasjonene av α -HCH vanligvis tre til ti ganger høyere enn γ -HCH (Figur 2). Nivå i luftprøver har hatt en nedadgående trend for hele perioden (Figur 2 og Tabell 2). Denne nedgangen skyldes høyst sannsynlig redusert bruk og utslipp av teknisk HCH, etterfulgt av globalt forbud mot lindan siden 2000. Eksempelvis brukte Kina i 1980 10 000 tonn α -HCH. Landet faset ut HCH i 1983 (Li et al., 1996). Generelt er opplysninger om nåværende og tidligere bruk av plantevernmidler vanskelige å finne og usikre.

I en nylig publisert artikkel har det blitt påvist at den nedadgående trenden for HCH (α - og γ -HCH) i luft svekkes betydelig på grunn av økende avdamping av HCH fra tidligere avsetninger i jord-, is-, vann- og havoverflater (Ma et al., 2011). Det forventes derfor en gradvis økning i forurensning fra slike sekundære kilder av HCH og andre flyktige POPer til luften i Arktis på grunn av varmere klima (Figur 15). Undersøkelser av HCH i arktisk overflatevann fra Canada viser at havet er overmettet med HCH i sommerhalvåret. Kombinasjonen av lavere luftkonsentrasjon som følge av redusert global bruk, og oppvarming av overflatevann om sommeren kan gi en nettotransport av α -HCH fra hav til luft om sommeren (McConnell et al., 1993; Jantunen and Bidleman, 1996; Willett et al., 1998; Ma et al., 2011).

Klordaner finnes kun i svært lave konsentrasjoner i luftprøver fra Svalbard. På Zeppelinstasjonen analyseres og kvantifiseres cis- og trans-klordan og cis- og trans-nonaklor. Disse fire forbindelsene representerer hovedkomponentene (90 %) i en teknisk klordanblanding som består av 210 mulige klordaner. Konsentrasjonen av klordaner (sum trans- og cis-klordan samt trans- og cis-nonaklor) varierte fra 0,58 til 2,11 pg/m^3 i 2010. En tydelig nedadgående trend er observert for alle klordanforbindelsene i luft for hele måleperioden (Figur 2). Dagens klordannivå er lavere enn det som ble påvist i canadisk Arktis (Alert) (Hung et al., 2010). Dette bekrefter teorien om at hovedbidraget for klordaner kommer fra Nord-Amerika eller Asia. Trans-klordan er mindre stabil enn cis-klordan og kan brytes ned av mikroorganismer i jord (Hung et al., 2005). Derfor finnes det også et sterkt sesongsignal for trans-klordan i Zeppelin-datasettet med høyere konsentrasjoner om vinteren enn om sommeren (Figur 2).

Nedbrytningsproduktet av DDT – DDE – dominerer DDT-komponentene i luftprøver fra Zeppelin. En stadig nedadgående trend er rapportert for alle DDT-komponentene. Konsentrasjonen av p,p' -DDT i luftprøvene fra Zeppelinstasjonen er i nærheten av det laveste nivået instrumentet kan måle (Aas et al., 2011). Middelkonsentrasjonen av sum DDT i 2010 var 0,63 pg/m^3 , som var laveste verdi målt for denne stoffgruppen gjennom hele måleperioden fra 1994 (Aas et al., 2011). Årsmiddelverdiene er sammenfattet i tabell 2. Konsentrasjonen for 2010 av sum DDT (som domineres av p,p' -DDE med 75–80 %) varierte mellom 0,05 og 2,27 pg/m^3 (Figur 2).

HCB-konsentrasjonene i luftprøver fra Zeppelinstasjonen viser en tydelig oppadgående trend (Figur 2). Fra år 2000 til 2010 økte gjennomsnittskonsentrasjonen fra 56 til 79 pg/m^3 (Tabell 2). Beregninger og modelleringer indikerer at luftmassene fra Vest-Russland, Hviterussland, Finland, Sverige og Norge kan bidra til HCB-forurensning over Svalbard (Aas et al., 2011). Det er mulig at de isfrie vintrene langs vestkysten av Spitsbergen har ført til økt avdamping av HCB gjennom vinterperioden, noe som igjen har bidratt til den stigende trenden i luftprøvene (Hung et al., 2010; Ma et al., 2011).



Figur 4. Tidstrender av klorerte plantevernmidler. a) HCH (ng/g lipidvekt) i blodplasma fra isbjørn for perioden 1992–2008. b) Nedbrytningsproduktet av DDT - p,p' -DDE (ng/g lipidvekt) i blodplasma fra polarmåke for perioden 1997–2009.

2.4.2 Klorerte plantevernmidler i innsjøsedimenter

Klorerte plantevernmidler ble målt i sedimenter fra de samme innsjøene som for PCB. Nivåene av HCB og DDT var betydelig høyere i sedimenter fra innsjøer på Svalbard enn innsjøer på fastlandet i Nord-Norge (Christensen et al., 2008).

2.4.3 Klorerte plantevernmidler i biota

På lik linje med PCB har organiske plantevernmidler et høyt potensial for bioakkumulering og biomagnifisering og er motstandsdyktige mot nedbrytning. I pattedyr og fugl dominerer plantevernmidlene β -HCH, toksafener, HCB, nedbrytningsproduktet oksyklordan fra teknisk klordan og nedbrytningsproduktet p,p' -DDE fra DDT. Den kontinuerlige nedgangen av HCH som er rapportert for luft reflekteres også i biota (Figur 4) (MOSJ, 2011). Konsentrasjonen av oksyklordan har vært stabil eller svakt synkende i perioden 1993 til 2009 og konsentrasjonen av p,p' -DDE og HCB har variert mye mellom år, men har totalt sett en svak nedgang for perioden 1992 til 2010 (Figur 4) (MOSJ, 2011).

2.5 Bromerte flammehemmere (BFR)

Bromerte flammehemmere (BFR) har vært brukt siden 1970-tallet for å gjøre produkter mindre brannfarlige. De har vært i bruk i byggematerialer, elektronikk, møbler, kjøretøy, plastikk og tekstiler. De mest brukte forbindelsene har vært polybromerte bifenyler (PBB), polybromerte difenyletere (PBDE), heksabromsyklododekan (HBCD) og tetrabrombisfenol A (TBBPA). Disse BFRene anses å ha fysiske egenskaper som ligner på de klorerte organiske miljøgiftene (PCB, DDT).

Tabell 2: Årlig middelkonsentrasjon av organiske plantevernmidler sum α - og γ -HCH, sum DDT, HCB, tetraBDE og TBA (pg/m³) i luftprøver fra Zeppelinstasjonen ved Ny-Ålesund, Svalbard (Aas et al., 2011).

| År | sum α - og γ -HCH | sum DDT | HCB | tetraBDE | TBA |
|------|---------------------------------|---------|-----|----------|------|
| 1993 | | | 93 | | |
| 1994 | | | 116 | | |
| 1995 | | | 98 | | |
| 1996 | 73,1 | 2,67 | 92 | | |
| 1997 | 66,0 | 1,87 | 99 | | |
| 1998 | 47,4 | 2,23 | 82 | | |
| 1999 | 42,8 | 2,00 | 88 | | |
| 2000 | 26,5 | 1,22 | 56 | | |
| 2001 | 27,1 | 1,45 | 55 | | |
| 2002 | 34,1 | 1,47 | 56 | | |
| 2003 | 23,2 | 1,46 | 54 | | |
| 2004 | 19,9 | 1,03 | 65 | | |
| 2005 | 17,8 | 1,01 | 67 | | |
| 2006 | 12,7 | 1,87 | 71 | 0,38 | 7,56 |
| 2007 | 11,1 | 2,02 | 67 | 1,07 | 7,72 |
| 2008 | 10,5 | 0,80 | 73 | 0,49 | 4,62 |
| 2009 | 9,5 | 0,67 | 76 | 0,18 | 6,96 |
| 2010 | 8,7 | 0,63 | 79 | 0,30 | 7,65 |

2.5.1 Lokale kilder til BFR

Den lange levetiden til produkter behandlet med bromerte flammehemmere vil føre til utslipp fra avfall i flere tiår fremover. Et nyere studium som undersøkte BFR på to forskningsstasjoner i Antarktis observerte høye konsentrasjoner av BFR i støv, ubehandlet kloakk og biota rundt kloakkutløpet. Disse resultatene indikerer at lekkasjer av BFR fra ubehandlet avløpsvann kan være en lokal kilde for BFR også i Arktis (de Wit et al., 2010)

2.5.2 BFR i luft

PBDE ble inkludert i Klif/AMAPs luftmåleprogram ved Zeppelinstasjonen allerede i 2006 (Aas et al., 2011). Høyeste verdi målt i 2010 var 4 pg/m³, målt i uke 33, men også i uke 34 var det en liknende episode med 2,2 pg/m³. Den forurensede luften kom delvis fra Grønland og fra Nord-Russland, men også luftmasser fra Beringstredet og Nord-Canada bidro til PBDE-forurensningen i uke 33 (Aas et al., 2011). Konsentrasjonene av årlige middelerdier for PBDE har vært relativt konstante gjennom hele overvåkingsperioden (Tabell 2).

HBCD ble inkludert i luftmålingene ved Zeppelinstasjonen i 2006. Middelerdien for sum HBCD (α -, β - og γ -HBCD) i luft var 0,63 pg/m³ i 2010. I arktiske luftprøver dominerer γ -HBCD. α -HBCD ble påvist i kun fem av 66 prøver i 2010 og β -HBCD ble kun påvist i én prøve (Aas et al., 2011).

2.5.3 BFR i innsjøsedimenter

Det ble funnet betydelig høyere nivåer av PBDE i innsjøsedimenter fra Svalbard enn i innsjøsedimenter fra Nord-

Norge (Christensen et al., 2008). Sedimentkjerner viser at gruppen PBDE kom til Ellasjøen på Bjørnøya etter 1940-tallet og har steget kraftig hvert tiår frem til 1990-tallet, som er endepunkt for denne målingen (Evenset et al., 2007b).

2.5.4 BFR i biota

De fleste bromerte flammehemmerne bioakkumuleres i arktiske næringskjeder (Evenset et al., 2005; Sørmo et al., 2006; Verreault et al., 2007b; de Wit et al., 2010). Flere av forbindelsene som inneholder få bromatomer, spesielt BDE-47 og BDE-153, oppkonsentreres i næringskjeden, mens de med flere tilknyttede bromatomer fortynnes oppover i næringskjeden. Den tekniske blandingen av HBCD består av tre varianter (α -, β - og γ -HBCD). Generelt tas α -HBCD opp av dyr, β -HBCD metaboliseres (omdannes) og γ -HBCD gjennomgår fortynning oppover i næringskjeden (Law et al., 2008; de Wit et al., 2010).

Få tidstrendstudier av BFR har blitt utført. Det finnes indikasjoner på at nivåene av de regulerte forbindelsene (penta- og octa-BDE) flater ut eller reduseres i miljøet, mens de forbindelsene som var i bruk frem til 2011 fortsatt øker (de Wit et al., 2010; Helgason et al., 2012). Mer data for BFR er nødvendig før konklusjoner angående tidstrender kan trekkes (de Wit et al., 2010; Helgason et al., 2012). Det finnes også en rekke nye BFR som i dag brukes som flammehemmere. Noen av disse har nylig blitt oppdaget i Arktis (de Wit et al., 2010; Sagerup et al., 2010).

Fordelingene av sum PBDE og HBCD i flere arter tyder på at europeisk Arktis er mer forurenset enn nordamerikansk Arktis, noe som kan tyde på lignende atmosfæriske transportveier for PBDE som for de tradisjonelle organiske miljøgiftene (PCB, DDT) (de Wit et al., 2010). Konsentrasjoner av PBDE i arktisk biota er lavere enn i biota fra sørlige breddegrader og er generelt lavere enn for de klororganiske forbindelsene (Carlsson et al., 2011).

2.5.5 Tribromanisol (TBA)

Noen halogenholdige stoffer kan ha både naturlig og menneskeskapt opprinnelse. Slike forbindelser oppstår hovedsakelig gjennom prosesser i marine mikroorganismer. Dette gjelder spesielt for bromerte stoffer, som for eksempel tribromanisol (TBA) (Vetter et al., 2010). TBA er også inkludert i luftmåleprogrammet ved Zeppelin som en indikator for naturlig tilførsel (Aas et al., 2011). Middelerdien av TBA for årene 2006 til 2010 er ført opp i tabell 2. Konsentrasjonene for TBA ligger i samme størrelsesorden som PCB-konsentrasjonene. I 2010 ble det høyeste nivået (28,2 pg/m³) målt i uke 30. Luft ble ført fra Canadas østkyst nordøstover via Island til Svalbard i prøvetakingsperioden. Nivåene av TBA varierer gjennom året, med høyest nivå sent på sommeren. Dette tyder på et naturlig marint signal av TBA, siden algevekst og prosesser i marine mikroorganismer er størst på sommeren.



Ekstraksjon av miljøgifter i laboratorium.
Foto: Kjetil Sagerup, Norsk Polarinstitutt

2.5.6 Nye bromerte flammehemmere

Flere «nye» bromerte flammehemmere er påvist i arktisk biota (Sagerup et al., 2010). Disse stoffene regnes som nye siden det ikke tidligere har vært mulig å analysere dem i biologiske prøver (Harju et al., 2009). Videre brukes noen av disse stoffene som erstatningsstoffer for blandinger av PBDE som nå er ulovlige å bruke. Stoffene TBB (2-ethylhexyl-2,3,4,5-tetrabromobenzoate) og BEHTBP (bis(2-ethylhexyl) tetrabromophthalate) ble funnet i lodde, ærfugl (*Somateria mollissima*), polarlomvi, krykkje og ringsel, mens TBB også ble funnet i fjellrev og isbjørn. Konsentrasjonene av disse nye bromerte flammehemmerne er mye lavere enn mange andre grupper av miljøgifter (Sagerup et al., 2010).

2.6 Perfluorerte og polyfluorerte alkylerte stoffer (PFAS)

Perfluorerte og polyfluorerte alkylerte stoffer (PFAS) tilhører forurensningstypen som i dag er høyest prioritert i arktiske undersøkelser av miljøgifter. Stoffgruppen er stabil og brytes sakte ned i miljøet. PFAS har vært inkludert i Klif/AMAPs overvåkningsprogram siden 2006. PFAS-gruppen inneholder stoffer med ulike egenskaper. Mange er verken vann- eller fettløselige og binder seg oftest til proteiner i dyr. Noen av stoffene er flyktige, mens andre er svært lite flyktige. De har et bredt bruksområde, og brukes blant annet i produksjon av teflon, til impregnering av klær, i brannslukningsmidler, skismøring og gulvvoks. PFAS har blitt produsert fra 1940 til i dag. I mai 2000 annonserte 3M, verdens ledende produsent for PFOS (perfluorooctansulfonate), at de frivillig skulle utfase PFOS og PFOS-relaterte produkter siden stoffene var blitt påvist ute i naturen. Andre PFAS-typer blir fremdeles produsert og brukes i stor grad i hele verden (Butt et al., 2010). PFOS er i henhold til Stockholmkonvensjonen forbudt, men det er mange unntak i denne reguleringen. Atmosfærisk transport og transport via havstrømmer er foreslått som mulige transportveier for PFAS til Arktis, men transportmønsteret er ikke godt kjent (Butt et al., 2010).

2.6.1 Lokale kilder av PFAS

Det er ikke avdekket betydelige lokale kilder til PFAS i Arktis, men informasjonen om dette er noe begrenset (Butt et al., 2010). Det betyr at PFAS i Arktis anses som langtransportert forurensning.

2.6.2 PFAS i luft

Det er en tydelig årsvariasjon av PFAS-konsentrasjoner i luft ved Zeppelinstasjonen. De høyeste konsentrasjoner er registrert i sommerhalvåret (Aas et al., 2011). Middelkonsentrasjonen for sum PFAS varierer mellom 0,25 og 0,81 pg/m³ (2008). Det er ikke identifisert noen tydelig trend for denne typen luftforurensning ved Zeppelin de siste fem årene (Aas et al., 2011). Beregning for prøven tatt i uke 25 med høyest konsentrasjonsnivå (1,07 pg/m³ sum PFAS) viser at luften ble transportert fra Alaska/Beringstredet og at noe kommer fra Nord-Russland (Aas et al., 2011).

2.6.3 PFAS i biota

PFAS har blitt funnet i alle undersøkte organismer i de marine næringskjedene, noe som indikerer at PFAS bioakkumuleres og til en viss grad også biomagnifiseres. I motsetning til de fleste organiske klorerte og bromerte forbindelsene som akkumuleres i fett, er PFAS-stoffene assosiert med proteiner. Derfor bør ikke PFAS biomagnifisere i samme utstrekning som de klorerte og bromerte organiske miljøgiftene (Butt et al., 2010).

Den eneste tilgjengelige tidsserien for PFAS i dyr fra MOSJ-området er fra polarlomvi. Denne viser et sammensatt bilde. En av gruppene innen PFAS (perfluorerte sulfonater, som PFOS og PFOSA) hadde reduserte nivåer fra 1993 til 2007, mens en annen gruppe av PFAS (perfluorerte karboksylsyrer, som PFUnA og PFDcA) viste stigende konsentrasjoner fra 1993 til 2007 (Miljeteig and Gabrielsen, 2010). De samme tidstrendene ble også observert for gråmåkeegg fra Nord-Norge hvor for eksempel PFOS viste en betydelig økning fra 1983 til 1993, etterfulgt av en utflating frem til 2003 (Verreault et al., 2007a). Nyere studier fra Nord-Europa og Arktis har påvist en overvekt av PFAS i forhold til sum POPer (Herzke et al., 2009; Sonne, 2010), som tidligere ikke har blitt observert i Arktis (Haukås et al., 2007; Verreault et al., 2007a). Den høye andelen av PFAS i arktisk sjøfugl kan gjenspeile økende eksponering for denne gruppen av miljøgifter.



Polarlomvi er den eneste arten fra MOSJ-området som er blitt undersøkt for PFAS over tid. Foto: Hallvard Strøm, Norsk Polarinstitutt

2.7 Endosulfan

Endosulfan er et klororganisk plantevernmiddel som har utstrakt bruk i mange deler av verden. Det har vært brukt i mer enn 50 år og er effektivt mot mange ulike insekter og midd. Det er delvis flyktig og relativt motstandsdyktig mot nedbryting. Endosulfan er et av de hyppigst påviste plantevernmidlene i overflatevann og er etter α - og γ -HCH det plantevernmiddelet som oftest er målt med høyest konsentrasjoner i luft (Weber et al., 2010). Langsiktig overvåkning gjennom 1990- og 2000-tallet viste at konsentrasjon-ene av endosulfan i både luft, sedimenter, snø og is og marin biota var stabile, sannsynligvis på grunn av verdensomspennende bruk (Weber et al., 2010). I 2011 vedtok partsmøtet under Stockholmkonvensjonen å stanse bruken av endosulfan (Stockholm Convention, 2011).

2.8 Fosfororganiske flammehemmere (PFR)

Fosfororganiske stoffer (PFR) brukes hovedsakelig som flammehemmere og plastmyknere i industrien. De brukes også som smøremiddel, som tilsetning i hydraulikkolje, gulvpolish og lim. PFRer ble regnet som ikke-skadelige stoffer og bruken av 14 forskjellige PFRer var i perioden 2000 til 2008 på omkring 4000 tonn per år i Skandinavia (SPIN2000, 2011). Det er ingen kjente lokale kilder for PFRer på Svalbard og Jan Mayen. Likevel fant to forskjellige studier av PFR totalt 11 av de 14 undersøkte forbindelsene i dyr fra Svalbardområdet (Evenset et al., 2009b; Sagerup et al., 2011). Forbindelsene må derfor ha egenskaper som gjør at de kan langtransporteres.

2.9 Tungmetaller

Betegnelsen tungmetaller brukes for stoffer med metalliske egenskaper og en tetthet høyere enn 5 g/cm^3 (fem ganger tyngre enn vann). Fordi tungmetaller er grunnstoffer er de ikke nedbrytbare i miljøet. Levende organismer har problemer med å skille dem ut, noe som gjør at stoffene akkumuleres i organismen.

Tungmetaller forekommer naturlig i alle økosystemer, men konsentrasjonene varierer med tilgjengeligheten i de lokale bergartene. Disse naturlige nivåene kan økes eller reduseres som følge av menneskelig aktivitet. Tungmetaller transporteres og redistribueres i Arktis via atmosfæriske og biologiske transportmekanismer og transportmekanismer i ferskvann, hav, is og sedimenter (AMAP, 2005).

Tungmetallene kadmium, kvikksølv og bly er regulert gjennom tungmetallprotokollen av 1998 (LRTAP Convention; http://www.unece.org/env/lrtap/hm_h1.html). Protokollen er ratifisert av 31 land og har som mål å få ned utslippene til under 1990-nivå ved å kutte utslippene fra industri, forbrenning og avfall. Videre er landene forpliktet til å fase ut blybensin og redusere bruken av bly i batterier og i elektrisk utstyr.

2.9.1 Kadmium

Kadmiumnivåer i det arktiske miljøet har økt siden før-industriell tid. Selv om nivåer i enkelte arter og marine organismer er høye nok til bekymring, har virkninger ennå ikke blitt påvist hos frittlevende organismer i Arktis (AMAP, 2005).

Kilder

Produksjon av sink og bly er de viktigste kildene til menneskeskapte kadmiumutslipp til atmosfæren. Kadmium har blitt brukt som fargestoff siden det 18. århundre og i forrige århundre ble kadmium brukt som rustbeskyttelse på jern og stål, som loddetinn og som stabilisator i plast. Kadmium brukes fortsatt i oppladbare nikkel-kadmium-batterier. Andre viktige kilder er stasjonær forbrenning av kull og olje, avfallshåndtering og sementproduksjon. Små mengder blir også frigjort fra jern- og stålproduksjon.

Den største bidragsyteren til utslipp av kadmium er Asia, etterfulgt av Nord-Amerika, Sør-Amerika, Europa, Afrika og Australia. Utslippene er synkende i Europa og Nord-Amerika. Mindre enn 2 % av luftbåren kadmium sluppet ut til den globale atmosfæren blir deponert i Arktis. Mengden av kadmium transportert med elver som drenerer til Polhavet kan sammenlignes med mengden kadmium transportert av atmosfæren (AMAP, 2005).

2.9.2 Kvikksølv

Kvikksølv har vært mye brukt i tusenvis av år som fargepigment, i kosmetikk, i medisin, for utvinning av gull og i amalgam som tannfyllingsmateriale. I dag brukes det primært til fremstilling av industrielle kjemikalier og i elektroniske produkter, for eksempel lysrør.

Kilder

Kvikksølv slippes ut i atmosfæren fra en rekke naturlige kilder (vulkaner, skogbranner, fordampning fra havet) og menneskeskapte kilder (forbrenning av kull, avfall) (Nriagu and Pacyna, 1988). Menneskeskapte utslipp av kvikksølv har endret seg dramatisk de siste 70 årene (Pacyna et al., 1995; Pacyna et al., 2006). Kvikksølvutslipp har blitt redusert i Nord-Amerika og Europa siden 1990-årene, mens utslippene i Asia har økt sterkt. Kina er nå det landet i verden



Den kulldrevne kraftstasjonen i Longyearbyen er en kilde til utslipp av bl.a. kadmium, kvikksølv og bly til atmosfæren.
Foto: Jon Aars, Norsk Polarinstitutt

med de største utslippene av kvikksølv (Pacyna et al., 2006). I atmosfæren opptrer kvikksølv hovedsakelig i gassform som elementært kvikksølv. Under normale forhold holder kvikksølvet seg relativt stabilt og kan fraktes langt med luftlagene (Slemr et al., 2003).

Kvikksølv har et usedvanlig komplekst kretsløp i Arktis. Dette inkluderer avsetning fra luft til is og snø, kopling til vannets kretsløp, inntreden i det organiske karbonkretsløp, frigjøring ved tining av permafrost, biomagnifisering eller bioakkumulering i næringskjeder, samt omforming til metylkvikksølv på grunn av endringer i våtmark eller organisk karbonsyklus (Macdonald et al., 2005). Arktis antas å være en global nedfallsplass for kvikksølv på grunn av et sett av ekstraordinære meteorologiske forhold som oppstår når solen kommer tilbake på våren. Elementært kvikksølv i gassform blir raskt oksidert og avsettes fra atmosfæren. Dette fenomenet, kalt «atmospheric mercury depletion events – AMDE», er et sirkumpolart fenomen. Under AMDEs blir kvikksølv i luft omdannet til oksidert form. Det forsvinner raskt fra atmosfæren og resulterer i et stort nedfall av kvikksølv på snø- og isoverflater (Lindberg et al., 2002; Steffen et al., 2008). Det er imidlertid knyttet usikkerhet til hva som skjer med kvikksølvet etter deponering på snø- og isoverflatene. Nyere forskning har diskutert muligheten for at deponert kvikksølv går tilbake til gassform i løpet av noen dager (AMAP, 2011).

2.9.3 Bly

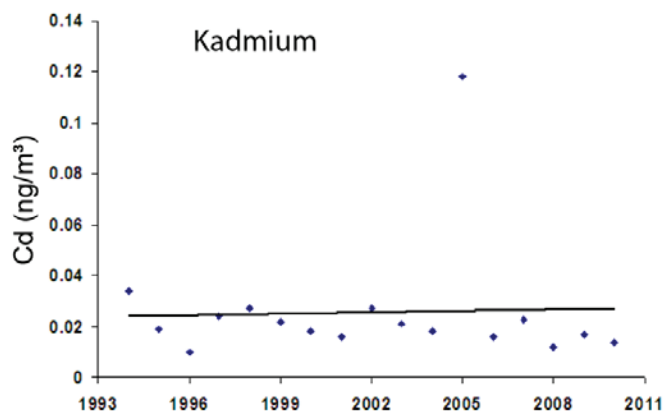
Bly har vært mye brukt i mer enn 6000 år i rør, bestikk, mynter og som fargestoff i maling. I dag er bly hovedsakelig brukt i bilbatterier og som beskyttelse mot røntgenstråling og radioaktiv stråling. Reduksjon i bruken av blyholdig bensin i hele verden har vært et effektivt tiltak for å få ned blyforurensningen (AMAP, 2005).

Kilder

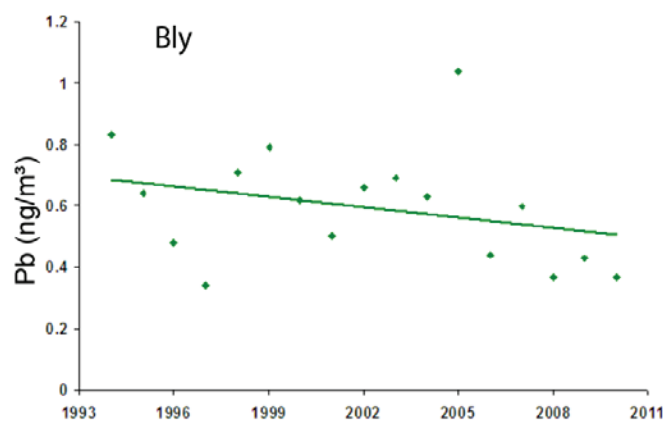
Biltrafikk har representert den primære kilden til utslipp av bly til luft. Fremstilling av metaller, stasjonær forbrenning av kull og olje og fremstilling av sement følger som sekundære kilder. De største bidragene til blyutslipp kommer fra Asia, etterfulgt av Europa, Nord-Amerika, Afrika, Sør-Amerika og Australia. Luftbåren bly til Svalbard og Jan Mayen har i hovedsak sitt opphav i Europa og Russland. Det er beregnet at 2–5 % av blyutslippene fra disse områdene avsettes i Arktis. Mengden bly som transporteres til Arktis gjennom elver som drenerer til Polhavet kan sammenlignes med mengden som fraktes inn med atmosfæren (AMAP, 2005).

2.9.4 Tungmetaller i luft

De fleste tungmetaller slippes ut som aerosoler (ørsmå partikler) med svært ulik partikkelstørrelse. Når de går inn i atmosfæren kan tungmetaller bli transportert over flere tusen kilometer, avhengig av partikkelstørrelse, og videre avsatt på land og hav. Konsentrasjonen av tungmetaller i svevestøv har vært målt på Zeppelinstasjonen ved Ny-Ålesund siden 1994. Konsentrasjonen er høyere om vinteren



Figur 5. Årlig konsentrasjon av kadmium på partikler i luft fra Zeppelinstasjonen ved Ny-Ålesund, Svalbard (1994–2010).

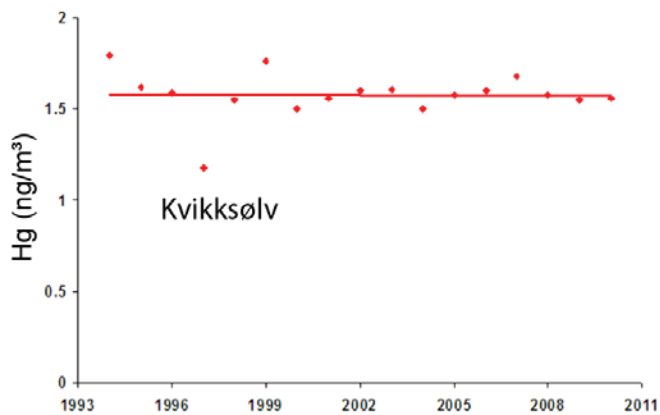


Figur 6. Årlig konsentrasjon av bly i luft fra Zeppelinstasjonen ved Ny-Ålesund, Svalbard (1994–2010).

enn om sommeren på grunn av stasjonens plassering i et storskala værsystem. Høytrykksystemet som ligger over Sibir skyver polarfronten sørover i løpet av vinteren og våren slik at viktige forurensningsområder faller innenfor arktiske luftmasser på denne tiden av året (Aas et al., 2011).

Fra 1994 til 2010 var den gjennomsnittlige årsmiddelkonsentrasjonen av kadmium i luft $0,026 \text{ ng/m}^3$ (Figur 5). Nivåene er sammenlignbare med de som er målt i Resolute i canadisk Arktis (Li et al., 2003). Det er ikke observert vesentlige endringer i kadmiumkonsentrasjonen på Zeppelin siden 1994 (Figur 5). Dette er i overensstemmelse med Berg et al. (2004), som fant at statlige reguleringer av kadmium ennå ikke har vist noen effekt på kadmiumnivåene målt på Zeppelin, eller at målingene ved stasjonen først startet etter at tiltakene hadde blitt innført. Lignende målinger fra canadisk Arktis viser en betydelig reduksjon av kadmium i luft fra 1973 til 2000 på grunn av reduksjoner i menneskeskapte utslipp (Li et al., 2003).

Fra 1994 til 2010 var den gjennomsnittlige konsentrasjonen av bly i luft $0,60 \text{ ng/m}^3$ med variasjon i årsgjennomsnittet fra 0,3 til 1 ng/m^3 . Siden 1994 er konsentrasjonen av bly i luft redusert med 30 % (Aas et al., 2011) (Figur 6). Blykonsentrasjoner ved Alert i Canada har gått ned fra 1980



Figur 7. Årlig konsentrasjon av elementært kvikksølv i luft fra Zeppelin-stasjonen ved Ny-Ålesund, Svalbard (1994–2010).

til midten av 1990-tallet, men fra midten av 1990-tallet har nedgangen flatet ut (Gong and Barrie, 2005). Innføringen av blyfri bensin i Europa og Nord-Amerika er årsak til et betydelig redusert blyutslipp. I Norge ble salget av lavoktan blybensin forbudt i 1987, mens høyoktan bensin ble forbudt i 1997. Utslippet av bly fra veitrafikken var størst i 1978 med over 500 tonn per år i Norge (www.klif.no).

Fra 1994 til 2010 var den gjennomsnittlige konsentrasjonen av elementært kvikksølv målt ved Zeppelin 1,58 ng/m³, med variasjon i årsgjennomsnittet fra 1,18 til 1,79 ng/m³ (Figur 7). Bakgrunnskonsentrasjonen av elementært kvikksølv på den nordlige halvkule er estimert til 1,5 til 1,7 ng/m³ (Slemr et al., 2003). Synkende konsentrasjoner har blitt observert ved noen målestasjoner i Europa og Nord-Amerika, for eksempel i Rörvik i Sverige (Wangberg et al., 2007), Mace Head i Irland (Ebinghaus et al., 2011) og stasjoner i nærheten av befolkningsentra i Toronto og Montréal i Canada (Temme et al., 2007). Arktis synes å reagere annerledes på utslippsendringene. Analyse av de to lengste tidsseriene i Arktis viser en svak, men betydelig reduksjon av årsmiddel-verdien ved Alert i Canada, men ingen endring i Ny-Ålesund (Figur 7) (Cole and Steffen, 2010; Berg et al., in prep). Bakgrunnen for disse trendene er usikre, men reduksjon av havis og en endring i hvor kvikksølv slippes ut geografisk, kan forklare noen av disse trendene (Cole et al., 2011).

2.9.5 Tungmetaller på land og i innsjøer

Vegetasjon er grunnlaget for næringskjeder på land. Noen vekster, som moser og lav, mangler rotsystem og absorberer forurensninger og næringsstoffer fra luft. Derfor er disse plantene svært egnet til å overvåke nedfall av forurensninger fra luft (Steinnes, 1995). Prøvetaking og analyse av mose og lav er en etablert metode for å studere avsetning fra luft på store geografiske skalaer. I Norge har overvåkning av nedfall av tungmetaller vært foretatt hvert femte år siden 1975.

Kadmiumkonsentrasjoner i mose falt frem til 2000, men har siden holdt seg konstant. Nivået og geografisk fordeling av kvikksølv i mose var relativt konstant fra 1985 til 2010 (Steinnes et al., 2011). Undersøkelsen har imidlertid også

vist økende konsentrasjoner av kvikksølv langs kysten mot Barentshavet, men årsaken til dette er foreløpig ukjent. Konsentrasjonen av bly i mose har sunket betraktelig, og i 2005 var konsentrasjonen mindre enn 10 % av det som ble funnet i 1977 (Berg and Steinnes, 1997; Steinnes et al., 2003; Steinnes et al., 2011).

Innsjøsedimenter fra Fastlands-Norge og Svalbard viser at nivået av kvikksølv er forhøyet sammenliknet med før-industriell tid (Boyle et al., 2004; Rose et al., 2004; Sun et al., 2006; Rognerud et al., 2008). Det er observert at innsjøsedimenter fra Fastlands-Norge har en liten økning i kvikksølvkonsentrasjon i nyere tid, mens en slik økning ikke er observert for innsjøer på Svalbard. De høyeste nivåene av kvikksølv i innsjøsedimenter fra Svalbard ble registrert i innsjøer som var påvirket av sjøfugl (Rognerud et al., 2008). I et område på 60–80 km rundt kraftverkene i Longyearbyen, Pyramiden og Barentsburg er det et lite, men målbart signal fra lokal forurensning i innsjøsedimenter (Boyle et al., 2004). Imidlertid er konsentrasjonen av tungmetaller i innsjøsedimenter lavere i Arktis enn i Fastlands-Norge (Rognerud et al., 2000).

Jordsmonn på Svalbard er påvirket av menneskelig aktivitet. I jord samlet rundt den gamle russiske gruvebyen Pyramiden fant man betydelig forhøye verdier av bly (Gulinska et al., 2003). Blyforurensningen kommer fra gammel gruvevirksomhet og nivåene var fem til ti ganger høyere enn europeiske grenseverdier. Langtransport ble ikke funnet å bidra til forurensningen.

2.9.6 Tungmetaller i planter og dyr

Det er anslått at 92 % av kvikksølvkonsentrasjonen i arktisk dyreliv er av menneskeskapt opprinnelse (Dietz et al., 2009). Basert på observasjoner av vevsprøver fra arktiske pattedyr og fugler har nivået av kvikksølv økt mer enn ti ganger siden midten av 1800-tallet (Outridge et al., 2005; Dietz et al., 2006a; Dietz et al., 2006b; Dietz et al., 2009; Outridge et al., 2009). Monometylkvikksølv er den mest giftige formen av kvikksølv og er den formen av kvikksølv som akkumuleres i næringskjeden, mens uorganisk kvikk-



Lys reinlav (*Cladonia arbuscula*) på Kongsøya, Svalbard. Lav mangler rotsystem og absorberer miljøgifter direkte fra luften.

Foto: Øystein Overrein, Norsk Polarinstitutt



Miljøgifter i polarmåke overvåkes ved å samle inn egg.
Foto: Geir Wing Gabrielsen, Norsk Polarinstittutt

sølv og elementært kvikksølv har liten evne til bioakkumulering (Mason et al., 1996). Monometylkvikksølv dannes fra uorganisk kvikksølv i vann (Lehnherret et al., 2011). Mengden monometylkvikksølv i vannet er således en viktig faktor som bestemmer konsentrasjonen av kvikksølv på høyere trofiske nivåer (Louis et al., 2011).

Nivåer av kvikksølv og kadmium i dyr på Svalbard er generelt lavere enn i andre arktiske regioner (Savinov et al., 2003; Riget et al., 2005; Helgason et al., 2008; Jæger et al., 2009; Riget et al., 2011). Selv døende polarmåker som inneholdt ekstremt høye verdier av POPer, hadde lave verdier av kvikksølv (Sagerup et al., 2009). Det er påvist at nivåene av kvikksølv er lavere og nivåene av kadmium er litt høyere i ringsel fra Svalbard enn fra Østersjøen, men det ble ikke funnet noen forskjeller for bly (Fant et al., 2001; Nyman et al., 2002). Til tross for at kadmium finnes i arktiske dyr er det med dagens kunnskapsnivå lite som tyder på at kadmium akkumuleres i næringskjedene (Dehn et al., 2006; Routti et al., unpubl.). Konsentrasjon av bly i dyr er generelt svært lav (Fant et al., 2001; Nyman et al., 2003). Tidstrendstudier av kvikksølv i sjøfuglegg (Helgason et al., 2008) og i pels fra isbjørn (Riget et al., 2011) viser ingen stigende trend for Svalbard. Noen studier viser økende konsentrasjoner av kvikksølv fra Grønland og canadisk Arktis (Riget et al., 2007).

2.10 Radioaktive stoffer

Radioaktive stoffer er ustabile isotoper av grunnstoffer som sender ut partikler eller gammastråler for å nå stabil tilstand. Sammensetningen kan endres ved at to protoner og to nøytroner sendes samlet ut av kjernen (alfapartikkel). Dessuten kan et proton omdannes til et nøytron, eller et nøytron til et proton, mens det sendes ut et elektron (betapartikkel). Ved kjerneomdanningene kan det i tillegg sendes ut overskuddsenergi (gammastråling). De ulike radionuklidene avgir ulike typer stråling.

Intensiteten av strålingen vil avta etter hvert som flere og flere atomer går over fra ustabil til stabil tilstand. Denne

nedbrytingen skjer i et helt bestemt tidsmønster som er karakteristisk for de ulike radioaktive stoffene. Halveringstiden varierer mye, fra brøkdeler av mikrosekunder til milliarder av år. På samme måte snakker man om biologisk halveringstid, som er tiden det tar før halvparten av et radioaktivt stoff er skilt ut fra et organ eller en levende organisme. Den biologiske halveringstiden varierer med alder, kjønn og individuelle ulikheter, og er forskjellig for ulike dyre- og plantearter.

Siden 1. januar 2011 har radioaktivt avfall i Norge vært regulert av forurensningsloven. Loven definerer når et stoff anses å være radioaktivt avfall. Alle utslipp av radioaktivt materiale krever tillatelse fra Statens strålevern. En av de største kildene til radioaktive utslipp til norske havområder er produsert vann fra olje- og gassindustrien, mens andre mindre kilder er sykehus, forskningslaboratorier og avfall fra atomrenseanlegg.

Kilder

De viktigste kildene til menneskeskapt radioaktivitet som har påvirket nivåene i det norske marine miljøet er nedfall fra atmosfærisk kjernefysisk våpentesting på 1950- og 1960-tallet, utslipp av flytende avfall fra gjenvinningsanlegg i Sellafield (Storbritannia) og Cap de la Hague (Frankrike) og Tsjernobylulykken i 1986. Til tross for at Tsjernobylulykken inntraff for 25 år siden, fungerer Østersjøen fortsatt som en sekundær kilde for Cs-137 til norske havområder siden forurenset vann strømmer ut fra Østersjøen. Utslippene fra Sellafield har avtatt i de senere år, men sedimenter i Irskesjøen som er forurenset av utslippstopper i 1970- og 1980-årene fungerer fortsatt som kilder til Cs-137 og plutoniumisotoper (Cook et al., 1997; Leonard et al., 1999). Utslipp fra alle atomanlegg til nordeuropeiske farvann har generelt blitt redusert siden tidlig på 1990-tallet (OSPAR, 2010) og nivåene av radioaktivitet fra de atmosfæriske kjernefysiske våpentestene og Tsjernobylulykken er kontinuerlig avtagende.

Den forventede utviklingen i årene som kommer er at nivåene av menneskeskapt radioaktivitet vil fortsette å synke. En ytterligere kilde til utslipp av radionuklider er naturlig forekommende radioaktive stoffer fra ikke-nukleær industri, som for eksempel fra produsert vann fra olje- og gassindustrien. Produsert vann inneholder radiumisotoper i lave konsentrasjoner (Ra-226 og Ra-228). Selv om konsentrasjonen av radionuklider i produsert vann er lav, er mengden av produsert vann så stor at utslippene er betydelige. Utslipp av radioaktive stoffer fra produsert vann fra norsk olje- og gassindustri har vært relativt stabil de siste årene (NRPA, 2011). Den sunkne atomubåten Komsomolets som ligger på 1700 meters dyp 180 km sørvest for Bjørnøya, kan bli en lokal kilde til radioaktiv forurensning til Svalbardområdet. Forhøyede nivåer av Cs-137 i sedimenter i nærheten av den sunkne ubåten kan indikere lekkasje fra reaktorens kammer (Kolstad, 1995). Norge, inkludert Svalbard, fikk radioaktivt nedfall fra atmosfærisk kjernefysisk våpentesting på 1950- og 1960-tallet. Men mens sørlige deler av Norge

fikk betydelig nedfall fra Tsjernobyl-ulykken i 1986, var Svalbardområdet relativt upåvirket av denne hendelsen.

2.10.1 Forekomst i miljøet

I det marine miljøet kan radionuklider være knyttet til partikler og sedimenter (for eksempel Pu-isotoper og Am-241), eller de kan eksistere i en oppløst form og dermed transporteres bort fra utslippspunktet med havstrømmene (for eksempel Sr-90, Tc-99 og Cs-137). Radionuklider bundet til sedimenter kan gå tilbake til oppløst form og transporteres videre med strømmene. Etter utslipp til havet kan radionuklider akkumuleres i organismer som plankton, makroalger, virvelløse dyr, fisk og marine pattedyr. Biomagnifisering gjennom marine næringskjeder har bare vært observert for noen radionuklider, for eksempel Cs-137 (Dahlgaard, 1994; Andersen et al., 2006). På land kan radionuklider bindes til jordpartikler og være sterkt bundet til overflatejord (for eksempel Cs-137 og Pu-isotoper), eller være mer mobile (for eksempel Sr-90) og lekket inn i grunnvannet. Radionuklider kan bli absorbert av planter, enten gjennom direkte avsetning på planten eller via opptak gjennom rot-systemet. Planter overfører radioaktivitet effektivt gjennom terrestriske næringskjeder, som for eksempel overføring av Cs-137 i næringskjeden lav – rein – menneske.

2.10.2 Overvåkning

I Norge er det i dag to overvåkningsprogrammer for radioaktivitet i det marine miljøet som koordineres av Statens strålevern. Det ene er finansiert av Miljøverndepartementet og fokuserer på overvåkning av radioaktivitet i kystområdene og i åpent hav, og det andre er finansiert av Fiskeridepartementet og fokuserer på overvåkning av radioaktivitet i kommersielt viktige fiskearter. Hvert år tas det prøver av tang og sjøvann fra 13 kystnære stasjoner. Sjøvann, sedimenter og marine biota fra åpent hav blir samlet inn i samarbeid med Havforskningsinstituttet. Radioaktivitet er også inkludert i tilførselsprogrammet til Klif. I tilførselsprogrammet er imidlertid antall prøver som er analysert med hensyn på radioaktivitet lavt. I Svalbardområdet utføres terrestrisk overvåkning av radionuklider av Statens strålevern i samarbeid med Norsk Polarinstittutt og Sysselmannen på Svalbard. I tillegg er prøver av ulike planter, bær, sopp, jord, ferskvann, fisk og pattedyr samlet inn.

2.10.3 Geografiske trender

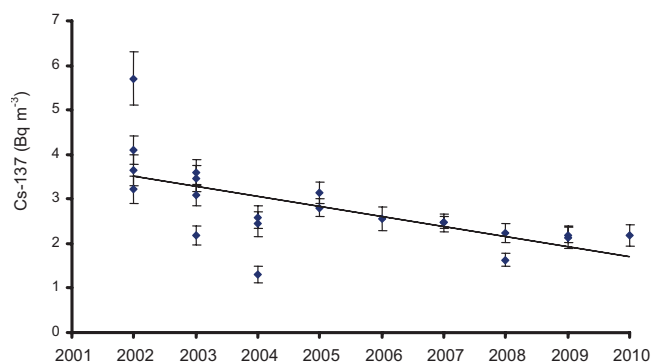
Globalt nedfall fra atmosfæriske kjernefysiske våpentester på 1950- og 1960-tallet (Cs-137, Sr-90 og plutoniumisotoper) var størst ved 40. til 50. breddegrad på den nordlige halvkule (UNSCEAR, 2000). I sektoren 70. til 80. breddegrad på den nordlige halvkule var mengden nedfall omkring en tiendedel av nedfallet ved 40. til 50. breddegrad (UNSCEAR, 2000). Fordelingen av dette nedfallet har vært påvirket av havstrømmer, fortynning og sedimentering. Golfstrømmen og den norske kyststrømmen har fraktet mye av nedfallet gjennom norske havområder og inn i Polhavet. Utslipp fra europeiske atomrenseanlegg har blitt transportert fra Irsesjøen (Sellafield) eller den engelske kanal (Cap de la Hague)

til Nordsjøen og deretter via den norske kyststrømmen inn i Barentshavet. En generell trend for disse radionuklidene er at nivåene i sjøvann synker med økt avstand fra utslippspunktet.

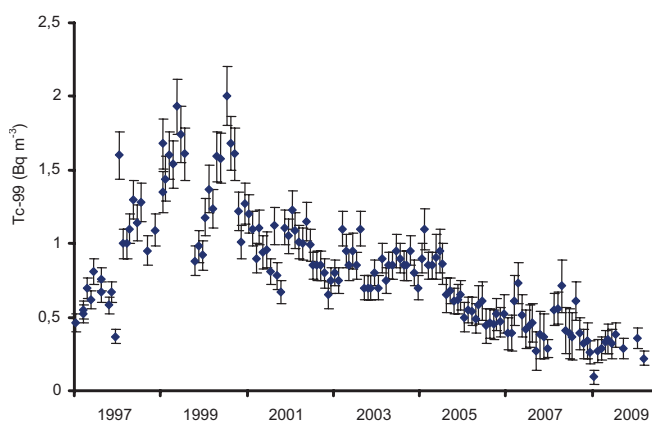
Tilgjengelige data fra landmiljø på Svalbard viser lave nivåer av radionuklider, spesielt i forhold til Fastlands-Norge. Tids-serier fra Svalbard er ikke tilgjengelige, men dagens lave nivå er forventet å bli ytterligere redusert over tid som følge av fysisk nedbryting.

2.10.4 Tidstrender

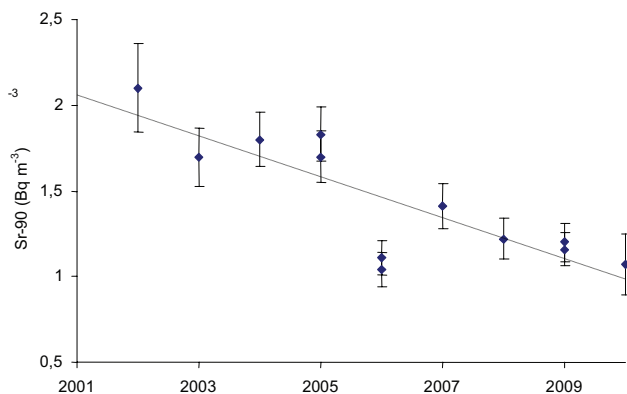
Nivået av menneskeskapte radionuklider i havet utenfor Nord-Norge er for øyeblikket lavt. Tidstrendene viser at konsentrasjonene enten er relativt konstante eller avtagende. Dette kan forklares med redusert utslipp, fysisk nedbryting, fortynning og sedimentering. Dagens nivåer av Cs-137, Sr-90 og Tc-99 i sjøvann er blant de laveste observert siden 1990-tallet eller tidlig 2000-tall.



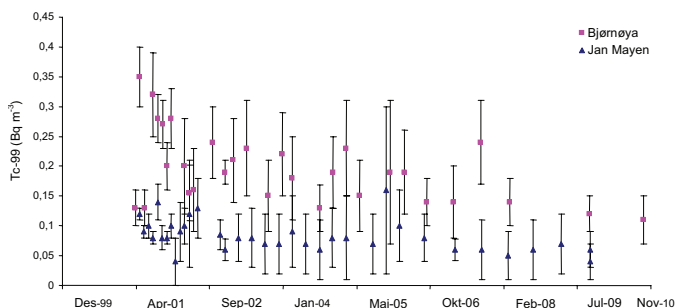
Figur 8. Cs-137 i overflatevann fra Hillesøy i Troms fylke for perioden 2002–2010.



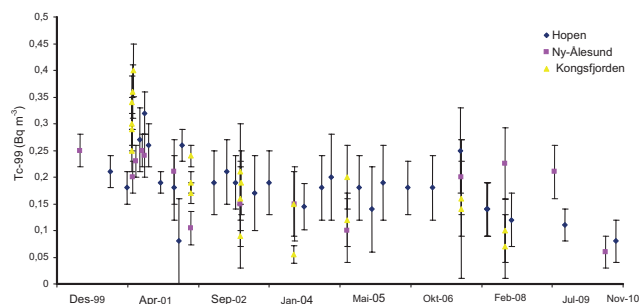
Figur 9. Tc-99 i overflatevann fra Hillesøy i Troms fylke for perioden 1997–2010.



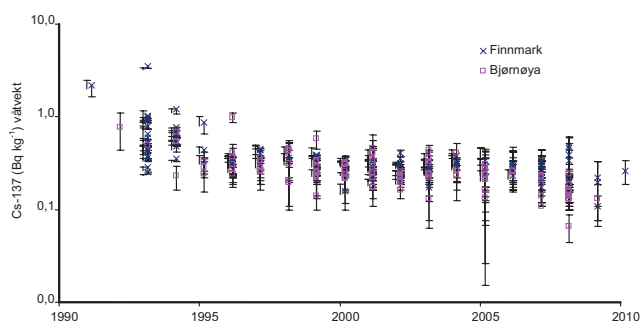
Figur 10. Sr-90 i overflatevann fra Hillesøy i Troms fylke for perioden 2002–2010.



Figur 11. Tc-99 i overflatevann fra Bjørnøya og Jan Mayen for perioden 2001–2010.



Figur 12. Tc-99 i overflatevann fra Hopen, Ny-Ålesund og Kongsfjorden for perioden 1999–2010.



Figur 13. Cs-137 i torsk (*Gadus morhua*) fra Finnmarksysten og havområdene rundt Bjørnøya for perioden 1991–2010.

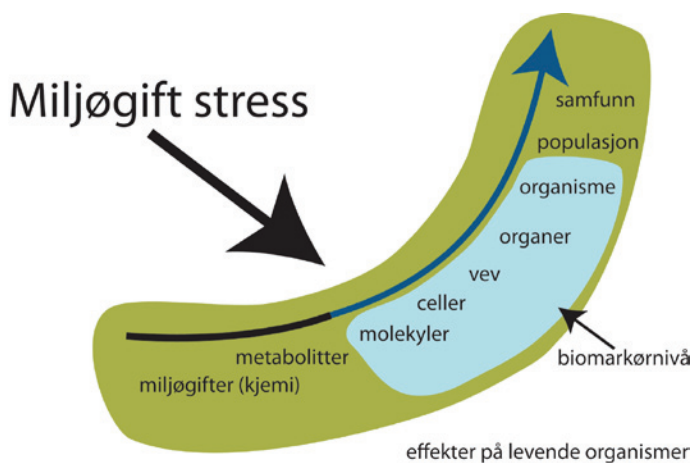
Basert på dagens situasjon og uten nye kilder til radioaktiv forurensning, er det forventet at nivåene av menneskeskapte radionuklider i norske havområder vil fortsette å synke. Imidlertid bør det bemerkes at det finnes potensielle nye kilder i MOSJ-området. Dette kan være en lekkasje fra reaktoren i den sunkne ubåten Komsomolets sørvest for Bjørnøya, en ulykke på et kjernefysisk anlegg i Europa eller Russland, eller en ulykke med et atomdrevet fartøy. Videre kan klimaendringene medføre mer transport av kjernefysisk materiale i nordområdene og økt olje- og gassaktivitet vil medføre et økt utslipp av produsert vann som kan inneholde naturlige radioaktive stoffer.

3 Effekter av miljøgifter

Vedvarende eksponering for miljøgifter kan ha helseskadelige virkninger på mennesker og dyr. Miljøgifter kan forstyrre molekyler, celler, vev eller individet som helhet. Hvis den negative effekten er liten kan individet utligne effekten, men ved vedvarende høy eksponering vil en skade oppstå. Miljøgift eksponering kan påvirke forplantningsevne og overlevelse hos dyr, noe som kan føre til effekter på populasjonen. I arktiske dyr har effekter av miljøgifter hovedsakelig blitt studert på molekyler, celler og vev hos toppredatorer som krykkje, polarmåke og isbjørn. Betydningen av miljøgifter på populasjonsnivå har kun vært studert for polarmåker på Bjørnøya. Resultatene viser at miljøgifter har negative effekter på forplantningsevne og voksenoverlevelse. Et nylig gjennomført modelleringstudium av polarmåker på Bjørnøya viser klart at nivået av miljøgifter har negative konsekvenser for bestandsutviklingen, se avsnitt 3.4.5.

Å studere effekter av miljøgifter i frittlevende organismer er utfordrende siden disse alltid er eksponert for en blanding av et ukjent antall miljøgifter (POPer, tungmetaller og radionuklider). I en blanding av miljøgifter samvarierer oftest konsentrasjonene for de ulike miljøgiftene. Dette gjør det vanskelig å etablere årsakssammenhengen for de spesifikke miljøgifter opp mot målbare forandringer. I tillegg til miljøgiftblandings sammensetning vil biologiske faktorer som alder, kjønn og kondisjon spille inn. For eksempel vil et dyr som faster mobilisere energi fra fettvev slik at de lagrede miljøgiftene i fett frigis til blodet. Dermed vil miljøgiftene sirkulere og kunne nå viktige organer som lever og hjerne (Helgason, 2011).

Skadelige effekter fra miljøgifter blir ofte vurdert ved å sammenholde miljøgiftkonsentrasjonen med en målt effekt, kalt biomarkør (Figur 14). Biomarkører er definert som målbare forandringer eller reaksjoner som er forårsaket av unaturlige (syntetiske) stoffer. Utfordringen ved bruk av biomarkører er at disse er naturlige prosesser i kroppen som har en naturlig variasjon. Det er derfor viktig å vite mye om både denne markøren og om dyrets fysiologiske status før konklusjoner om effekter kan trekkes.



Figur 14. Miljøgifters mulige påvirkning på en levende organisme. En biomarkør relaterer eksponering eller konsentrasjoner av miljøgifter til en målbar respons på ulike biologiske prosesser i en organisme. Figur: Norsk Polarinstitutt.

Risikovurderingen av negative helseeffekter i dyr har ofte blitt basert på grenseverdier, altså en sammenligning av miljøgiftsnivåer i frittlevende dyr med nivåer av miljøgifter fra eksperimentelle forsøk (de Wit et al., 2004; Sonne, 2010). Dessverre har denne metoden sine begrensninger. Ideelt burde det vært grenseverdier for hver art. Dette er av praktiske og økonomiske grunner ikke mulig. Inntil nylig var det også bare morkomponentene av miljøgiftene som hadde noen grenseverdi. Omdanningsproduktene (metabolittene), som ofte er giftigere, har det ikke blitt tatt hensyn til. Dette gjør at overføring av grenseverdier for effekter av miljøgifter fra forsøksdyr til frittlevende dyr er vanskelig.

3.1 Vurdering av effekter fra organiske miljøgifter

Studier på effekter av miljøgifter i cellekulturer, på dyr i forsøk og i felt har vist forskjellige typer av negative effekter. Effekter kan være forstyrrelser av hormoner, nedsatt forplantningsevne, skader på nerve- og immunsystem samt stressrelaterte effekter på celler i kroppen. Disse effektene kan alle forklares med dyrets eksponering for miljøgifter.

I leveren kan enzymer omdanne miljøgifter til to hovedtyper av metabolitter, hydroxy(OH)- og metylsulfonyl(MeSO_2)-metabolitter (Letcher et al., 2000). Disse metabolittene kan være giftigere enn de opprinnelige miljøgiftene (Letcher et al., 2000). Individets kapasitet til å omdanne miljøgifter øker med økt eksponering, og kapasiteten til omdanning er artsspesifikk. Hos arktiske dyr varierer denne kapasiteten fra høyest til lavest i denne rekkefølgen; isbjørn > ringsel > havhest (*Fulmarus glacialis*) > krykkje = polarmåke (Verreault et al., 2005; Gebbink et al., 2008a; Gebbink et al., 2008b; Routti et al., 2008; Routti et al., 2009a; Routti et al., 2009b; Helgason et al., 2010a).

De negative effektene fra PCB kan deles inn etter PCB-molekylets struktur. PCB-molekyler med struktur hvor de to fenylringene som danner ryggraden i molekylet er vridd ut av plan (ikke-dioksinlignende), har blitt koblet til effekter på nerve- og immunsystem. PCB-molekyler hvor de to

fenylringene ligger i et plan gir dioksinlignende effekter. De dioksinlignende effektene kan føre til endringer i enzymsystem, ødeleggelse av vev, celledød og unormal fosterutvikling (Giesy et al., 2006; Lyche et al., 2006).

Forstyrrelser av hormoner har blitt koblet til ulike typer av miljøgifter som PCB, klorholdige plantevernmidler og flammehemmere som PBDE. En hormonell endring kan ha store følger for individet siden hormoner kontrollerer viktige kroppsfunksjoner som forbrenning, vekst, forplantningsevne og organismens evne til å reagere på ytre påvirkninger.

Metabolitter av klorerte og bromerte miljøgifter kan forstyrre hormoner mer effektivt enn de opprinnelige miljøgiftene siden strukturen på metabolittene ofte er mer lik de naturlige hormonene. Disse miljøgiftene, ofte kalt «hormonhermere» eller «hormonhemmere», virker gjennom å forandre transporten av hormoner, eller ved å aktivisere eller hemme hormoner (van den Berg, 1990; Hamers et al., 2008; Mercado-Feliciano and Bigsby, 2008).

Potensielle helseeffekter fra fluorforbindelser har ikke blitt studert like intenst som de fra klorerte og bromerte miljøgifter. Nyere studier indikerer at eksponering for fluorforbindelser kan føre til negative forandringer i fettforbrenning, leverfunksjon, immunologi og cellerelatert stress (Wei et al., 2009).

3.2 Vurdering av effekter fra tungmetaller

Tungmetallet kvikksølv kan gi forandringer i nervesystemet, noe som er spesielt uheldig hos unge dyr og som kan gi lever- og nyreskader (Grandjean et al., 2004; Dietz et al., 2011). Det kan også forstyrre hormoner og virke negativt på binyrefunksjon og forplantningsevne (Tan et al., 2009).

3.3 Vurdering av effekter fra radionuklider

Kriteriet for beskyttelse av miljøet fra radioaktiv stråling var tidligere formulert slik: Dersom mennesker var beskyttet, så var miljøet rundt oss beskyttet (IAEA, 1999). Dette synet har siden blitt forandret med The International Commission on Radiological Protection (ICRP) som fastslår at et klart rammeverk trengs for andre arter enn mennesker for å vurdere forholdet mellom eksponering og dose, dose og effekter, og til slutt konsekvensen av effektene. Det mest relevante for å bestemme risiko for arter i økosystemet er dødsrater, sykdomsresistens og forplantningsevne.

På Svalbard og Jan Mayen er det ikke tilgjengelige data for biologiske effekter av radioaktiv stråling, verken på molekylært nivå eller populasjonsnivå. Grenseverdien for effekt av stråling i planter og dyr har blitt rapportert til å være mellom 0,5–1 mGy per dag for strålingseksponering (Sazykina et al., 2003). Tatt i betraktning de lave konsentrasjonene av menneskeskapte radionuklider som er målt i det marine og terrestriske miljøet på Svalbard, ligger disse dosene langt under grensenivåene for effekter.

3.4 Effekter av miljøgifter på arktiske dyr

3.4.1 Isbjørn

Isbjørnene rundt Svalbard og i Barentshavet har høyere nivåer av miljøgifter enn isbjørner i resten av Arktis (Letcher et al., 2010). Denne populasjonen har blitt nøye studert for eventuelle effekter fra miljøgifter de siste 15 årene. Disse studiene har hovedsakelig brukt prøvemateriell fra levende isbjørn, noe som reduserer antall mulige biomarkører. Hovedvekten av studiene har fokusert på hormon- og immunsystem. Studier har påvist både positive og negative sammenhenger mellom sum PCB og hormoner avhengig av kjønn og type hormon (fritt/total thyroxin og triiodotyronin) (Braathen et al., 2004). Nylige tester av isbjørnplasma fra Svalbard tyder på at setene for binding av hormoner til et gitt transportprotein (transtyretin for thyroindhormoner) er totalt mettet av metabolitter fra miljøgifter (Gutleb et al., 2010). Dette bekreftes av Bytingsvik et al. (2011) som fant at miljøgifter i isbjørnunger bindes til disse bindingssetene. Hun fant at nivåene av miljøgifter gikk betydelig ned mellom 1998 og 2008 hos både voksne hunner og hos årsunger (Bytingsvik et al., 2012). Videre gikk bindingsaffiniteten til transportproteinene fra ungenes miljøgiftblanding ned mellom 1998 og 2008, noe som betyr at mengden miljøgift med denne egenskapen også er redusert i samme tidsperiode (Bytingsvik et al., 2011). Forstyrrelser i kjønnshormonnivåene har også blitt koblet med miljøgifter i isbjørn fra Barentshavet. Oskam et al. (2003) viste at de isbjørnene som hadde høyest nivå av miljøgifter hadde de laveste testosteronnivåene. Videre er det vist at mengden progesteron øker med miljøgiftkonsentrasjon, mens det ikke er noen sammenheng til østradiol (Haave et al., 2003). Et nyere studium støtter tidligere studier om at kjønnshormoner kan være påvirket av miljøgifter i isbjørn (Ciesielski et al., 2011).

Vaksinasjonsstudier utført på isbjørner fra Barentshavet og Hudson Bay viser at immunforsvaret kan være svekket av miljøgifter (Lie et al., 2004; Lie et al., 2005), noe som betyr at dyrene er mer utsatt for sykdommer.

3.4.2 Seler

Effekter av miljøgifter har blitt studert nøye i ringsel de siste årene, da denne arten har blitt anbefalt som modellart for effekter av miljøgifter i arktiske pattedyr (de Wit et al., 2004; Letcher et al., 2010). Et studium har blitt utført med ca. 50 voksne ringsel fra Svalbard som «ren» referansepopulasjon for den sterkt forurensede populasjonen i Østersjøen. Ringsel fra Svalbard er antatt å være fra en frisk populasjon (Tryland et al., 2006), mens effekter som nedsatt forplantningsevne, forstyrrelser av hormoner og vitamin A og E har blitt koblet til høye nivåer av miljøgifter i ringsel fra Østersjøen (Helle et al., 1976; Nyman et al., 2003; Routti et al., 2010). I tillegg ses et endret signal (genuttrykk) for fettforbrenning hos ringsel fra Østersjøen i forhold til seler fra Svalbard (Routti et al., unpublished).

3.4.3 Hvaler

Det finnes få studier om effekter av miljøgifter i hvalarter fra Svalbardområdet. Et nylig publisert studium har vist negative sammenhenger mellom nivåer av bromerte flammehemmere og hormoner (Villanger et al., 2011).

3.4.4 Fjellrev

Det finnes ingen effektstudier på frittlevende fjellrev fra Svalbardområdet. Eksperimentelle studier har derimot vist at eksponering for miljøgifter kan lede til forandringer i både vekst- og kjønnshormoner, men disse effektene er ikke like fremtredende i alle aldersgrupper (Hallanger, 2006; Rogstad, 2007).



Fangst av fjellrev på Svalbard er et verdifullt bidrag til forskningen på miljøgifter. Alle skrotter leveres inn og forskerne får tatt fullstendige prøver. Foto: Tore Nordstad, Norsk Polarinstitutt

3.4.5 Polarmåke

Overvåkning av polarmåke på Svalbard har vist at denne arten akkumulerer et vidt spekter av miljøgifter som organiske og uorganiske metallforbindelser, samt halogenerte og ikke-halogenerte organiske forbindelser. Nivåene målt i polarmåke fra Bjørnøya overskrider grenseverdier for negative helseeffekter i fugl. Studier fra Bjørnøya har vist både biologiske og økologiske effekter av miljøgifter (oppsummert i: Verreault et al., 2010a). Dette er både effekter målt på molekyl-, celle- og populasjonsnivå (Figur 14). Mer spesifikt har forskning avdekket effekter på leverenzymaktivitet, vitaminer, hormoner, hvileforbrenning, temperaturregulering, immunsystem, regulering av gener, eggstruktur, forplantningsevne, oppførsel og overlevelse. I sum utgjør disse negative effektene en stor belastning. Hekketiden er en periode hvor de voksne individene bruker mye energi for å få frem unger. Miljøgiftbelastningen kommer derfor som et ekstra stress i denne fysiske anstrengende perioden. En modellberegning som tar hensyn til naturlig stress og det streset som miljøgiftene utgjør, viser at forurensningen har negative konsekvenser for bestandsutviklingen til polarmåke på Bjørnøya (Erikstad and Strøm, 2012). Miljøgifter hos polarmåke kan derfor ha vært en medvirkende årsak til den negative utviklingen polarmåkebestanden har hatt på Bjørnøya (Strøm, 2007; Erikstad and Strøm, 2012).

3.4.6 Ismåke

Ismåke (*Pagophila eburnea*) er en sjelden art med færre enn 14 000 hekkende par (Gilchrist and Mallory, 2005). Ismåker ansees å være opportunistiske i matvalget, men føden består hovedsakelig av mindre fisk og makrozooplankton. Ismåker er imidlertid også åtseletere og spiser derfor spekk fra marine pattedyr. Bare noen få studier har målt miljøgiftsnivåer i ismåker, og bare ett studium har sett på helseeffekter. Dette studiet rapporterte om 7–17 % tynnere eggskall i de eggene som hadde de høyeste konsentrasjoner av miljøgifter (Miljeteig et al., 2009). Generelt anser en at en eggskalltynning på 16–18 % kan føre til lavere hekkesuksess og dermed en bestandsnedgang. Miljøgiftsnivåene målt i ismåker overstiger nivåene målt i polarmåke og det er derfor mulig at helseskadelige effekter også kan forekomme hos ismåker.

3.4.7 Havhest

Havhest akkumulerer høye nivåer av dioksinlignende komponenter i forhold til andre arktiske sjøfugler med tilsvarende fødevalg (Helgason et al., 2010b). Potensialet for effekt fra dioksin og dioksinlignende PCB kan måles gjennom EROD-aktivitet. I havhest har det blitt observert en sterk positiv sammenheng mellom EROD-aktivitet og dioksinlignende PCB, noe som betyr at systemet var aktivert av miljøgiftene og at det dermed påvirker fuglene (Helgason et al., 2010b).

3.4.8 Andre sjøfugler

Det er sannsynlig at miljøgifter kan påvirke helsen til andre arktiske sjøfugler enn dem som er listet over. Søkelyset har blant annet blitt rettet mot storjo (*Stercorarius skua*) siden det er målt høye nivåer av miljøgifter i denne arten. Sjøfugler høyt i næringskjeden anses å være mest utsatt for helseskadelige effekter av miljøgifter (Letcher et al., 2010).

3.4.9 Ferskvannsfisk

Til tross for at høye nivåer av miljøgifter er dokumentert i flere røybestander på Svalbard er det gjort lite for å undersøke hvilke effekter dette eventuelt har på fiskebestandene (Evenset et al., 2004; Evenset et al., 2005). Det er dokumentert at røye fra Ellasjøen på Bjørnøya, som inneholder svært høye nivåer av organiske miljøgifter, har økt EROD-aktivitet i lever sammenlignet med røye fra Øyangen, en innsjø med lavere miljøgiftsnivåer (Skotvold et al., 1999; Wiseman et al., 2011). Røye fra Ellasjøen har også høyere nivå av enkelte stressrelaterede biomarkører enn røye fra Øyangen (Wiseman et al., 2011).

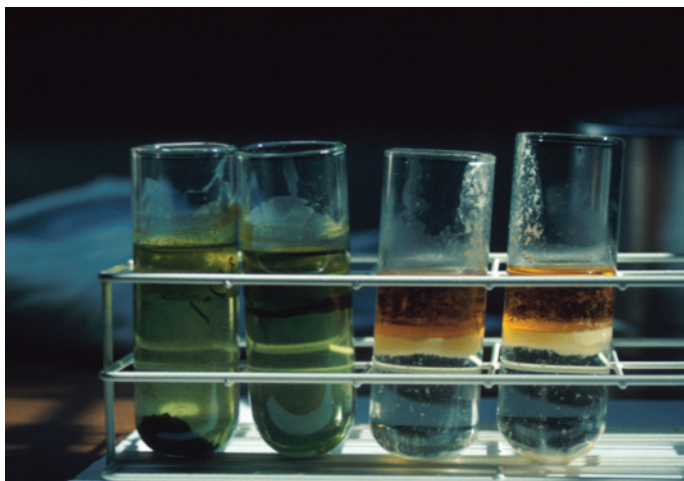


Studier av polarmåker på Bjørnøya har dokumentert at miljøgifter påvirker bestanden negativt.

Foto: Odd Harald Selboskar, Norsk Polarinstitutt

3.5 Miljøgifter og mattrygghet

Miljøgifter kan påvirke menneskers helse ved at man blir eksponert gjennom den maten man spiser. Om de har noen helseeffekt avhenger av mengden miljøgifter det er i ulike typer matvarer, hvor mye man spiser av de ulike matvarene, og hvor giftige de ulike stoffene er. På bakgrunn av kunnskap om giftighet av ulike stoffer blir det beregnet grenser for hvor mye en person kan få i seg over tid uten helseeffekt, såkalt tolerabelt inntak (månedlig, ukentlig eller daglig). Beregningene tar utgangspunkt i de mest sårbare gruppene, det vil ofte si fostre og små barn. På bakgrunn av slike inntaksgrenser og kunnskap om mengde miljøgifter ulike grupper blir eksponert for gjennom mat, har EU satt øvre grenseverdier for miljøgifter i mat (EU, 2006). Disse grenseverdiene er også vedtatt av norske myndigheter. Ved fastsettelsen av grenseverdiene blir det som regel også tatt hensyn til hvor mye av stoffene som naturlig finnes i ulike organismer, altså naturlig bakgrunnsnivå. For eksempel når det gjelder fisk, vil store rovfisk som sverdfisk, kveite



Prøver av planteplankton og dyreplankton under analyse.
Foto: Katrine Borgå, Norsk Polarinstittutt

og en rekke andre arter fort komme opp i konsentrasjoner av kvikksølv som overstiger grenseverdien, selv i områder som er lite forurenset. For at disse artene likevel skal kunne omsettes, har EU satt en høyere grenseverdi for disse artene spesielt. Det er også en bevissthet om at fisk, selv om de noen ganger kan inneholde relativt mye miljøgifter, også inneholder mange viktige næringsstoffer. Det er et generelt ønske at folk skal spise mer fisk fordi de positive helsevirkningene i stor grad overskygger de eventuelle negative effektene fra miljøgiftene (Alexander et al., 2006).

3.5.1 Radionuklider i mat

Mattilsynet i Norge har satt en øvre grense for lovlig nivå av stråling fra cesium (Cs-134 og Cs-137) i mat. Denne er fra 370 Bq/kg (becquerel) i melk og mat beregnet til barn og opp til 3000 Bq/kg i reinkjøtt, vilt og ferskvannsfisk. For andre matvarer som honning, sopp og bær er det en grense på 600 Bq/kg. På grunn av kort halveringstid av Cs-134 (to år i motsetning til 30 år for Cs-137), og det relative bidraget fra radioaktiv stråling fra andre kilder, anser en at bare Cs-137 finnes i svalbardmiljøet. Nivåene av Cs-137 i svalbardrein (*Rangifer tarandus platyrhynchus*) og svalbardrype (*Lagopus muta hyperborea*) har de siste årene blitt målt til å være generelt under 1 Bq/kg (Gwynn et al., 2005; unpublished data).

For sjømat har Mattilsynet satt en øvre grense på Cs-137 på 600 Bq/kg, som er i samsvar med EU sine grenseverdier for importerte matvarer (Tabell 3). Nivåene av Cs-137 målt i fisk og skalldyr fra Norskehavet og Barentshavet ligger generelt under 0,5 Bq/kg (NRPA, 2007; 2009; 2011). Lignende nivåer av Cs-137 har blitt observert i flere jaktbare selarter som oppholder seg i farvannene rundt Svalbard (Gwynn et al., 2005; unpublished data). For tiden er det ikke målt Cs-137 i sopp på Svalbard, men gitt nivåene av Cs-137 i jord forventes strålingsverdiene å være under den definerte grenseverdien (Gwynn et al., 2004). Det er ikke antatt at de målte nivåene av radioaktiv stråling på Svalbard kan føre til helseskadelige effekter ved konsum av lokal mat eller ved opphold på øygruppen.

3.5.2 Tungmetaller og organiske miljøgifter i mat

For befolkningen på Svalbard og Jan Mayen er det trolig fisk som vil utgjøre den største risikoen for inntak av miljøgifter. I andre arktiske områder utgjør marine pattedyr en større del av dietten, spesielt hos urfolk, og i disse områdene vil hoveddelen av miljøgifter i kosten komme fra marine pattedyr. Grenseverdiene som gjelder for sjømat i EU og Norge er gitt i tabell 3.

For visse typer mat, som for eksempel brunmat av krabbe, er det gjort unntak for grenseverdiene, samtidig som de mer sårbare befolkningsgruppene blir rådet til å unngå eller begrense inntaket.

I august 2011 vedtok EU nye øvre grenseverdier for PAH som vil gjelde fra og med september 2012 (EU, 2011). EU har også vedtatt nye grenseverdier fra 1. januar 2012 for dioksiner og dioksinlignende PCB og for summen av seks såkalte indikator-PCBer (PCB6) (Tabell 3). Det er mange uønskede stoffer som EU og Norge ikke har satt grenseverdier for, fordi det mangler kunnskap om hvor giftige de er for mennesker. Et eksempel er arsen, som det finnes relativt mye av i sjømat generelt, men arsenet i sjømat finnes stort sett som arsenobetain, en ikke-giftig form av arsen. Det finnes imidlertid relativt lite data på det faktiske innholdet av de mest giftige, uorganiske formene av arsen i ulike typer mat. Derfor har European Food Safety Authority (EFSA) etterlyst mer data på innholdet av uorganisk arsen i blant annet sjømat, og NIFES har kartlagt innholdet av uorganisk arsen i mange ulike fiskeslag (Julshamn et al., 2011). Foreløpige resultater viser at det er svært lave konsentrasjoner av uorganisk arsen i fisk. Et annet eksempel er polybromerte difenyletere, PBDE, der kunnskapen om giftighet for mennesker er usikker, samtidig som data om inntak er mangelfulle (JECFA, 2006).

3.5.3 Overvåking av miljøgifter i sjømat fra Barentshavet

Siden forvaltningsplanen for Barentshavet kom i 2006, har NIFES gjennomført årlig overvåking av miljøgifter i torsk, reker, lodde og polartorsk fra Barentshavet. Resultatene blir publisert i årlige rapporter fra overvåkningsgruppa for Barentshavet (Fossheim, 2010) og blir også publisert på miljøstatus.no. Det ble også analysert en del stikkprøver av torsk før forvaltningsplanen kom, og her finnes data tilbake til 1995 (www.nifes.no/sjømatdata). I 2011 har datagrunnlaget på miljøgifter i torsk blitt styrket gjennom en stor basisundersøkelse. Filet og lever fra hele 800 torsk fra Barentshavet har blitt analysert. Denne undersøkelsen danner et unikt datagrunnlag for fremtidig overvåking. Videre er innholdet av miljøgifter i blåkkeite (*Reinhardtius hippoglossoides*) også kartlagt (Julshamn et al., 2006; Nilsen et al., 2010; Julshamn et al., 2011).

Torsk

Nivåene av kvikksølv kan ofte overstige grenseverdier hos rovfisk som blir stor og gammel, selv om nivåene i miljøet ellers ikke er særlig høye. Kvikksølvinnholdet i filet av torsk er derfor av stor interesse for mattrykgheten. I Barentshavet

Tabell 3. Oversikt over Norges og EUs øvre grenseverdier for miljøgifter i ulike typer sjømat (EU, 2006; 2011).

| | Fiskefilet | Fiskelever | Skjell | Krepsdyr ^a |
|---|-------------------------|------------|--------|-----------------------|
| Cesium-137 (Bq/kg) | 600 | 600 | 600 | 600 |
| Kvikksølv (mg/kg vv) | 0,5 (1,0) ^b | | 0,5 | 0,5 |
| Kadmium (mg/kg vv) | 0,05 (0,1) ^c | | 1,0 | 0,5 |
| Bly (mg/kg vv) | 0,3 | | 1,5 | 0,5 |
| Sum dioksiner og furaner (ng 1998-TE/kg vv) | 4,0 | | 4 | 4 |
| Sum dioksiner, furaner og dioksinlignende PCB (ng 1998-TE/kg vv) | 8,0 (12) ^d | 25 | 8 | 8 |
| PAH: Benzo(a)pyren (µg/kg vv) | 2,0 (5) ^e | | 10 | 5 |
| Sum dioksiner og furaner (ng 2005-TE/kg vv) fra 1. januar 2012 | 3,5 | | 3,5 | 3,5 |
| Sum dioksiner, furaner og dioksinlignende PCB (ng 2005-TE/kg vv) fra 1. januar 2012 | 6,5 (10) ^d | 20 | 6,5 | 6,5 |
| PCB6 (µg/kg vv) fra 1. januar 2012 | 75,0 (300) ^d | 200 | 75 | 75 |
| PAH: Benzo(a)pyren (µg/kg vv). Gjelder fra 1. september 2012 | 5,0 ^e | | 5 | 5 ^e |
| Sum 4 PAH: Summen av benzo(a)pyren, benz(a)anthracene, benzo(b)fluoranthen og krysen. Gjelder fra 1. september 2012 | 30,0 ^e | | 30 | 30 ^e |

^a Kun klokjøtt (ingen grenseverdier gjelder for brunmat)

^b Stor rovfisk, bl.a. kveite, steinbit, breiflabb, uer, ål, tunfisk, sverdfisk

^c Noen arter bl.a. makrell, ål, sardiner, tunfisk

^d Ål

^e Røkte produkter

har innholdet av kvikksølv i torskefilet vært stabilt lavt i hele overvåkningsperioden, med gjennomsnittlige konsentrasjoner rundt 0,04 mg/kg våtvekt. Det har aldri blitt funnet verdier over grenseverdien på 0,5 mg/kg våtvekt.

Lever av torsk er svært fettrik (ofte over 50 % fett) og akkumulerer ofte mye av de organiske miljøgiftene. I Barentshavet har årlig gjennomsnittskonsentrasjon av sum dioksiner og dioksinlignende PCB vært rundt 20 ng TE/kg våtvekt. Relativt mange enkelttorsk har vist konsentrasjoner i lever over grenseverdien på 25 ng TE/kg våtvekt, og i 2007 og 2008 var det enkeltfisk med konsentrasjoner over 100 ng TE/kg våtvekt. I noen områder var også gjennomsnittet for 25 torsk på, eller like over grenseverdien. Det kan se ut til at konsentrasjonene av de organiske miljøgiftene i torskelever er høyest nær norskekysten og avtar nærmere Svalbard. Torsk fra Barentshavet har lavere konsentrasjoner av organiske miljøgifter enn torsk fanget langs norskekysten.

Mattilsynet fraråder kvinner i fruktbar alder og barn å spise fiskelever. En undersøkelse av torskelever fra 15 ulike fjorder og havner i Norge utført i 2009 viste generelt høye konsentrasjoner av dioksiner og dioksinlignende PCB i torskelever (Nilsen et al., 2011). Dette førte til at Mattilsynet frarådet den generelle befolkningen å spise lever av torsk (og sei) fanget ved selvfangst langs norskekysten.

Reker

Kokte, pillede reker fra Barentshavet har generelt lavt innhold av miljøgifter. Konsentrasjonen av arsen er relativt høy, men dette er mest sannsynlig de ikke-giftige organiske formene. Metylkvikksølv kan akkumuleres i rekemuskel fordi det binder seg til protein. I pillede reker fra Barentshavet varierte totalkonsentrasjonen av kvikksølv i samleprøver mellom 0,03 og 0,21 mg/kg våtvekt, det vil si godt under grenseverdien på 0,5 mg/kg våtvekt. Kadmiuminnholdet

er nokså høyt i hele reker, men i pillede reker, som er den spiselige delen, er nivået fra 0,033 til 0,23 mg/kg våtvekt, noe som er godt under grenseverdien på 0,5 mg/kg våtvekt. Konsentrasjonene av organiske miljøgifter var svært lave i både pillede og hele reker.

Lodde og polartorsk

Lodde og polartorsk er arter som overvåkes på grunn av deres viktige roller i økosystemet i Barentshavet. Når bestanden er stor nok benyttes lodde til produksjon av fiskemel og fiskeolje som igjen benyttes i fiskefôrindustrien.

Polartorsk er en lite utnyttet ressurs i Norge, men i Russland benyttes den som mat. Samleprøver av hel lodde og polartorsk inneholder lave konsentrasjoner av de fleste miljøgifter. Hel polartorsk har i noen prøver vist kadmiumkonsen-



Skreimølje med lever og rogn.
Foto: Eva Brænd, Norges sjømatråd

trasjoner over grenseverdien på 0,05 mg/kg våtvekt, men siden det er hel fisk som er analysert er det ikke helt relevant å sammenligne med grenseverdien som gjelder spiselige deler. Analysen er relevant dersom hele fisken blir spist. For lodde har kadmiumkonsentrasjonene vært lave.

Konsentrasjonene av de organiske miljøgiftene i lodde og polartorsk er stort sett svært lave sett i forhold til mattrygghet. Nivåene av heksaklorbenzen (HCB) og dieldrin i lodde har til dels vært noe høyere enn de grenseverdiene som gjelder for omsetning av føremidler, men disse grenseverdiene gjelder bare dersom tørket lodde brukes som råvare til fiskefôr uten at den først videreforedles til fiskemel og fiskeolje. Det er ikke satt grenseverdier for disse stoffene i mat. For polartorsk ser det ut til at det har vært en nedgang i nivået av lavere bromerte PBDE (sum av PBDE-28, 47, 99, 100, 153, 154, 183) siden 2006.

Blåkveite

Blåkveite fanget langs Eggakanten mellom Bjørnøya og Svalbard har vist konsentrasjoner av kvikksølv i filet over grenseverdien på 0,5 mg/kg våtvekt. En større kartlegging av miljøgifter i blåkveite i hele det norske området der den fiskes (basisundersøkelse) viste at kvikksølvnivået i blåkveite fanget i området Bjørnøya–Svalbard var høyere enn hos blåkveite fanget lengre sør (ikke publiserte data fra NIFES). Dette kan trolig forklares med at blåkveite fanget lengst nord både var større, eldre og magrere enn blåkveite fanget lengre sør langs norskekysten. Kvikksølvkonsentrasjonen i filet av blåkveite øker med økende alder og størrelse og avtar med økende fettinnhold.

Filet av blåkveite har også relativt høye konsentrasjoner av organiske miljøgifter, men her er konsentrasjonene lavere lengst nord. Likevel hadde mellom 8 og 22 % av fisken fanget ved ulike posisjoner i området Bjørnøya–Svalbard konsentrasjoner av sum dioksiner og dioksinlignende PCB over grenseverdien på 8 ng TE/kg våtvekt. Gjennomsnittskonsentrasjonene var imidlertid ikke over grenseverdiene verken for kvikksølv eller dioksiner og dioksinlignende PCB. Blåkveite fanget i Barentshavet utenfor Øst-Finnmark hadde kun lave nivåer både av kvikksølv og organiske miljøgifter. Mattilsynet fraråder gravide og ammende å spise blåkveite over 3 kg.

Sammenlignet med kysten av Fastlands-Norge er det relativt lave nivåer av miljøgifter i sjømat fra områdene nær Svalbard og Jan Mayen. Det er for eksempel svært lave nivåer av menneskeskapte radioaktive stoffer i både sjømat og vilt i Barentshavet og på Svalbard. De høyeste nivåene av organiske miljøgifter finnes i spekk fra sjøpattedyr og egg fra polarmåke. Disse brukes nesten ikke i det norske kostholdet og anses derfor ikke som et problem. Det er også lave nivåer av tungmetaller og organiske miljøgifter i fisk og reker fra Barentshavet. Unntaket er for lever fra torsk hvor det fremdeles er forhøyede verdier av organiske miljøgifter og for stor blåkveite hvor kvikksølvnivåene kan overskride grenseverdiene. Det er ikke gitt noen områdespesifikke kostholdsråd. For noen matvarer er det imidlertid generelle

kostholdsråd som gjelder for de mest sårbare gruppene. De mest aktuelle for disse områdene er kostholdsrådet som gjelder for torskelever, som kvinner i fruktbar alder og barn frarådes å spise. For gravide og ammende er det også anbefalt å unngå blåkveite som veier mer enn 3 kg.

4 Miljøgifter og klimaendringer

Arktis er av de områdene hvor virkningene av klimaendringer blir størst (IPCC, 2007). Noen av endringene har allerede skjedd – som smelting av innlandsis, mindre flerårsis, økt tilførsel av ferskvann fra elver, tining av permafrost, smelting av isbreer, høyere overflatetemperaturer og høyere innstrømming av atlantiske vannmasser. Klimaforandringene kan endre både arters utbredelse og strukturen av næringskjedene i Arktis (Stirling et al., 1999; Regehr et al., 2007; UNEP/AMAP_Expert_group, 2011; Wassmann et al., 2011), men også eksponeringen av det arktiske miljøet til miljøgifter. Økt temperatur i atmosfæren og havoverflaten vil påvirke miljøgifters evne til å bli transportert nordover, samt utlekking og fordamping fra depoter i permafrost, is og vann (Macdonald et al., 2003; Macdonald et al., 2005; Noyes et al., 2009; Guay et al., 2010; UNEP/AMAP Expert group, 2011). Modellering og sensitivitetsanalyser har identifisert sjøis, temperatur, nedbør og endret primærproduksjon til å ha den største innvirkningen på miljøgiftenes potensial for transport og akkumulering i det arktiske miljøet (AMAP, 2003; Hassol, 2004; Lamon et al., 2009; Borga et al., 2010).

4.1 Organiske miljøgifter og klimaendringer

Ma et al., (2011) har kombinert overvåkningsdata fra Zepelinstasjonen med utslippsmodellering, og har beregnet fremtidige konsentrasjoner av miljøgifter i svalbardluft (Figur 15) basert på en sannsynlig temperaturøkning i Arktis (IPCC, 2007). Hvis den gjennomsnittlige omgivelsestemperaturen øker med 0,7 °C innen år 2100, forventes det en kontinuerlig økning av nivået av flyktige miljøgifter i luft. Flyktige PCBer som PCB-28 og -52 vil øke frem til ca. 2030, for så å få en kontinuerlig nedgang. PCB-153 er ikke flyktig og transporteres i partikkelbundet form i luft. Den kommer til å øke kontinuerlig frem mot år 2100.

Hovedkilden for disse miljøgiftene antas å være direkte avdamping og remobilisering fra hav- og jordoverflaten (Ma et al., 2011).

Forandringer i næringsnett og sjøisutbredelse vil bli reflektert i toppredatorenes miljøgiftsnivåer. Mindre sjøis og tidligere isgang har blitt relatert til diettskifte og høyere miljøgiftsnivåer i isbjørn og sel i Hudson Bay (Gaden et al., 2009; McKinney et al., 2009; McKinney et al., 2010). Prosjektet COPOL, som var en del av det internasjonale polaråret 2007–2008, fant at økningen i varmtvannsstrømmingen og dermed redusert is i Kongsfjorden i 2007 og 2008 gjorde at det ble mindre av kaldtvannsarter av

zooplankton og fisk. Dette førte til et diettskifte hos krykkje og alkekonge som indirekte førte til endringer i eksponeringer for miljøgifter. I tillegg måtte disse fuglene fly lengre for å finne mat.

Mindre sjøisareal har ført til nedgang i kroppskondisjon, forplantningsevne, overlevelse og utbredelse av isbjørn (Stirling et al., 1999; Regehr et al., 2007). I tider uten is har isbjørner begrenset tilgang på føde og er avhengige av å kunne tære på fettreservene for å overleve (Atkinson et al., 1996; Polischuk et al., 2001). Mobilisering av fettreserver vil frigjøre miljøgifter lagret i fett.

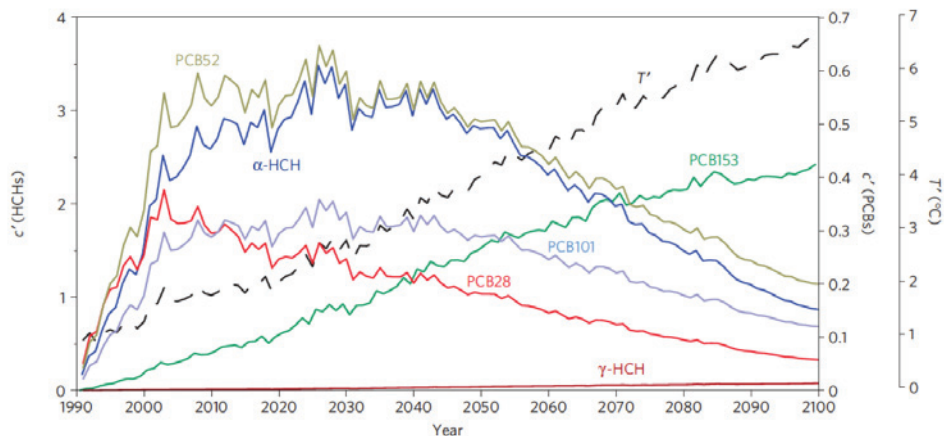
Miljøgiftene vil kunne bli transportert via blodsirkulasjonen til viktige organer som lever og hjerne (Helgason, 2011). Det kan føre til negative effekter hos dyret gjennom enzymaktivering, hormon-påvirkning og svekket immunforsvar, som igjen kan føre til lavere forplantningsevne og overlevelse.

4.2 Kvikksølv og klimaendringer

Temperatur og is er avgjørende for kvikksølv dynamikken observert i Arktis. Klimaendringer vil derfor endre det atmosfæriske nedfallsmønsteret til kvikksølv. Arktis vil sannsynligvis bli en effektiv felle for kadmium og bly fordi det er forventet vesentlig mer nedbør (Macdonald et al., 2005). Atmosfærisk kvikksølvutfelling, eller AMDEs, er sterkt knyttet til isrelaterte prosesser. Redusert isdekke i det sentrale Polhavet vil derfor direkte påvirke AMDE-relaterte prosesser. Dessuten vil det oppstå endringer i kildeområdene til kvikksølv med endringer i hvor utslippene skjer. Europa og Amerika har redusert sine kvikksølvutslipp, mens utslippene i Asia øker. Alle disse faktorene forventes å ha betydelige effekter på transportmekanismer for kvikksølv til Arktis.



Prøver av zooplankton (krill og parathemisto) til analyse av nye miljøgifter i Arktis. Foto: Geir Wing Gabrielsen, Norsk Polarinstitutt



Figur 15. Temperaturavhengige trendestimater for utvalgte PCB-kongenere og HCH (Ma et al., 2011).

Til tross for sin kompleksitet, er kvikksølvets dynamikk i det fysiske miljøet i Arktis bedre forstått enn dynamikken til kvikksølv i biologiske systemer. Et studium fra canadisk Arktis viser imidlertid at økte nivåer av kvikksølv i lake (*Lota lota*) allerede er relatert til økte temperaturer og redusert isdekke (Carrie et al., 2010). Videre er lengden av den isfrie sesongen relatert til kvikksølvnivåer i ringsel fra canadisk Arktis (Gaden et al., 2009). Den potensielt viktigste virkningen av klimaendringer kan være dannelse av monometylkvikksølv i akvatiske økosystemer i Arktis (Outridge et al., 2008). Klimaendringers virkning på kvikksølvsyklusen er fortsatt et lite utforsket område.

4.3 Radionuklider og klimaendringer

Enhver endring av næringskjeders struktur og sammensetning som følge av klimaendringer, kan påvirke overføring av radionuklider mellom arter i næringskjedene. Endringer i nedbør og tining av permafrosten vil kunne resultere i økt mobilitet og opptak av radionuklider i terrestriske miljøer (AMAP, 2003; Dowdall, 2005). Økte nedbørsmengder og økt avrenning fra isbreer som smelter kan også føre til endringer i mengden radionuklider som vaskes ut i havet.

På grunn av usikkerheten om endringene i det marine systemet kan det kun gis noen betraktninger om klimaendringer og radionuklider. Med et redusert isdekke, spesielt om sommeren, vil betydningen av havisen som et transportmiddel for radionuklider bli redusert. I tillegg kan det resultere i større vertikal blanding i arktiske havområder, som igjen fører til lengre oppholdstid for radionuklider som kommer inn gjennom Nordsjøen, og dermed en redusert eksport via Framstredet i overflatevann (Karcher et al., 2010). En forventet reduksjon i isdekke kan føre til at nye kilder til radioaktiv forurensning kan oppstå som en konsekvens av olje- og gassutvinning med tilhørende utslipp av produsert vann, samt at skipstrafikken med radioaktive materialer i regionen kan øke.

5 Evaluering og vurdering i forhold til nasjonale miljømål

De norske miljømålene for miljøgifter er generelt beskrevet innenfor området internasjonalt samarbeid og spesifikt innen resultatområdet giftfritt miljø i Stortingsproposisjon 1 for 2011–2012 (Miljøverndepartementet, 2011). Miljøgifter som finnes på Svalbard, Jan Mayen og tilhørende havområder er hovedsakelig langtransporterte. Lokalt finnes det kun få og små kilder. Internasjonale lover og reguleringer er de viktigste redskapene for å redusere tilførselen av miljøgifter til Arktis. I tillegg er det viktig å opprettholde en sterk forvaltning knyttet til lokale utslipp. På Svalbard er det Sysselmannen på Svalbard som utøver denne funksjonen og som har ansvar for å rydde opp i gammel forurensning rundt bosetningene og i områder hvor tidligere aktivitet har forurenset naturmiljøet på Svalbard. Når det gjelder Jan Mayen har Fylkesmannen i Nordland dette ansvaret.

Miljømålene er beskrevet innenfor en nasjonal ramme (Stortingsproposisjon 1 for 2011–2012) (Miljøverndepartementet, 2011). På Svalbard og Jan Mayen er det lite industri og en lav befolkningstetthet når en sammenligner med fastlandet. I tillegg er det et uttalt mål for regjeringen at Svalbard skal være den best forvaltede utmark i verden. Dette gjør at det bør utarbeides egne regionale miljømål for miljøgifter i de arktiske områdene.

Når en foretar en vurdering av de nasjonale miljømålene for MOSJ-området (Tabell 4) ser en at tre av seks miljømål kan rapportere gode resultater som en konsekvens av ulike risikoreduserende tiltak. Dette gjelder «7. Avgrense påverknad og risiko for påverknad på miljøet i nord- og polarområda som følge av menneskeleg aktivitet», «9.2. Risiko for at utslepp og bruk av kjemikalier er årsak til skade på helse og miljø skal minimerast» og «9.5. Utslepp, risiko for utslepp

og spreing av radioaktive stoff som kan forårsake helse- og miljøskade skal holdast på lågast mogleg nivå. Alt radioaktivt avfall skal handterast forsvarleg på godkjent måte». Det er imidlertid stor usikkerhet til hvordan effektene av radioaktivitet på helse skal måles. I Stortingsmelding 11 (2009–2010) (Utenriksdepartementet, 2010) som tar for seg samarbeidet med Russland om atomvirksomhet og miljø i nordområdene, har man gjennomgått oppnådde resultater og veien videre. Norsk innsats vil i årene fremover blant annet fokusere på utfordringer i Andrejevabukta, opplæring og informasjonstiltak i kjernekraftsektoren, myndighetssamarbeid, tilsyn, miljøovervåking og beredskap. I tillegg kommer overvåking av ubåtvraket Komsomolets i Norskehavet og K-159 i Murmanskfjorden. Brannen i atomubåten i Severomorsk, nord for Murmansk, i desember 2011 minnet oss nok en gang på at de potensielle kildene faktisk kan bli reelle.

For tre av miljømålene er resultatoppnåelsen ikke tilfredsstillende. Dette gjelder «9.1. Utslepp og bruk av kjemikalier som utgjør ein alvorleg trussel mot helse og miljø skal kontinuerleg reduserast med det målet å stanse utsleppa innan 2020», «9.3. Spreing av miljøgifter frå forureina grunn skal stansast eller reduserast vesentleg. Spreing av andre helse- eller miljøfarlege kjemikalier skal reduserast på bakgrunn av ei konkret risikovurdering» og «9.4. Sediment (botnmassar i sjø) som er forureina med helse- eller miljøfarlege kjemikalier, skal ikkje medføre fare for alvorlege forureiningsproblem». Hovedårsakene til at måloppnåelsen vurderes som lite tilfredsstillende er i hovedsak knyttet til mangel på kunnskap for MOSJ-området. Videre er den forventede klimaendringen med et varmere og mer nedbørsrikt klima vurdert til å kunne påvirke avrenning og fordampning fra sekundære kilder.



Forskerne Heli Routti og Kjetil Sagerup tar prøver fra en polarlomvi for analyse av miljøgifter. Foto: Tor Ivan Karlsen, Norsk Polarinstitutt

Tabell 4: Evaluering av de nasjonale miljømål tilhørende miljøgifter. I denne tabell er kun miljømål som gjelder for Svalbard og Jan Mayen vurdert.

| Hva evalueres | Er målet nådd? | Begrunnelse | Hvis målet ikke er nådd, er utviklingen i retning av bedring ↑, forverring ↓, eller status quo ↔ | Grad | Begrunnelse | Hvor stor er usikkerheten i måleevalueringen? | Kommentarer | Indikator |
|--|--|--|--|---|---|--|--|--|
| «7. Avgrense påvirknad og risiko for påvirknad på miljøet i nord- og polare områda som følgje av menneskeleg aktivitet.» | Ja | Internasjonale regelverner har ført til at nivåene av de regulerte miljøgiftene går ned. | | Lav | Usikkerheten er knyttet til sekundære kilder som deponering i bakken, i vann, i snø/is og lekkasje fra søppelhyllinger. | Klimaendringer kan påvirke nivåene av miljøgifter i Arktis (kapittel 3). | | «Nivå av utvalde forurensningskomponentar i det arktiske miljøet.» |
| «9.1. Utslepp og bruk av kjemikalier som utgjer ein alvorleg trussel mot helse og miljø skal kontinuerleg redusereast med det målet å stanse utsløppa innan 2020.» | Nei | Med de gamle regulerete stoffene har vi oppnådd mye. Der er sykkende konsentrasjoner (nedadgående trend) i miljøet. For nye miljørelevante stoffer er det fortsatt stor kunnskapsmangel på spredning og effekter. | For «gamle» regulerte stoffer ↑ De «nyere» og «nye» stoffene ↑/↔ | Lav for de gamle miljøgiftene, høy for nye. Utslipp fra de primære kildene er under kontroll. | Stor usikkerhet er knyttet til sikkerhetsvurdering fra langt transportert forurensninger. Økt aktivitet i nordområdene vil kunne øke risiko for påvirkning. | Vi må ta hensyn til regional og global transportsystem av vann, luft og sjøis. Kunnskapsbehov: Vi trenger mer viten om lite stabile stoffer i legemidler og kosmetikk (PPCP). Gjennom MOSJ er det behov for egne screeningsprogrammer som er tilpasset arktiske områder. | | Ingen indikator nevnt i beskrivelsen av nasjonale miljømål. |
| «9.2. Risiko for at utsløpp og bruk av kjemikalier er årsak til skade på helse og miljø skal minimerast.» | Ja | Gjennom internasjonale reguleringer er målene nådd. Det finnes ingen industri som kan slippe ut kjemikalier i stort omfang i området. Urtakene er kraftverkene i bosetningene på Svalbard. Videre er kullproduksjon på Svalbard en betydelig forureningskilde som kan gi et bidrag. | | Høy | Potensielle kildeområder utenfor MOSJ inkluderes i vurderingen. Indikatorer til dette målet mangler. Store hull i reguleringen, både hvilke stoffer som er regulert, hvor effektivt de settes og hvilke land som er bundet av reguleringene. | | «Risikoindikator for potensiell eksponering for helse- og miljøfarlige kjemikalier» Hvordan denne indikatoren skal måles er uklart forfatterne av denne rapporten. | |
| «9.3. Spreiing av miljøgifter frå forureina grunn skal stansast eller redusert vesentleg. Spreiing av andre helse- eller miljøfarlege kjemikalier skal redusereast på bakgrunn av ei konkret risikovurdering.» | Nei | Lekkasje fra Pyramiden er identifisert. Det er gjennomført tiltak for lukking av forurenset grunn (fylling) på Jan Mayen. PCB-prosjektet til Strysemannen og Klif er et godt eksempel på kartlegging og opprydding av PCB-holdig avfall. Imidlertid er fjerning av forurenset grunn ikke inkludert i prosjektet. | ↑ / ↔ | Lav | Det er noe usikkerhet knyttet til gamle fyllinger og noen få områder hvor grunnene ikke er undersøkt. | Klimaendringer, spesielt knyttet til reduksjon av permafrost, vil kunne påvirke stabiliteten til forurenset grunn. Endring i nedbørsmønstre og dreneringsmønstre vil også kunne påvirke avrenning. Longving og kulturminner hindrer opprydding av områder som potensielt kan være forurenset. Opprydding av forurenset grunn på Jan Mayen, i Barentsburg, Pyramiden, Longyearbyen, Ny-Ålesund og Colesbukta bør vurderes. | «Tallet på kjende lokaliteter med alvorleg grunnforureining.» | |
| «9.4. Sediment (bottmassar i sjø) som er forureina med helse- eller miljøfarlege kjemikalier, skal ikkje medføre fare for alvorlege forureiningsproblemm.» | Nei | Sedimenter utenfor Pyramiden (tilstandsklasse 3). I henhold til praksis på fastlandet vil det ikke bli igangsatt tiltak. I tillegg er det identifisert to hotspots, Nordlaguna på Jan Mayen og Elvasjøen på Bjørnøya. | ↔ | Høy | Tidstrender for miljøgifter i sedimentene bør undersøkes i hotspotene. Hotspotene må overvåkes, spesielt forhold til klimaendringer og endringer i permafrosten. | Det er ingen mudring innenfor MOSJ-området. Noen områder motar tilsig fra forurenset grunn (Barentsburg, Pyramiden og evt. Jan Mayen). Mangler kunnskap om tiltaksgrænser i Arktis. | «Mengd utvalte helse- og miljøfarlege stoff som er handtert ved mudring/tildekking slik at dei ikkje lenger utgjer kjelde til alvorlege forureiningsproblemm.» Sedimenter utenfor tre av bosetningene er inkludert som indikator i MOSJ. | |
| «9.5. Utslepp, risiko for utsløpp og spreiing av radioktive stoff som kan forårsake helse- og miljøskade skal haldeast på lågast mogleg nivå. Alt radioktivt avfall skal handtereast forsvarleg på godkjent måte.» | Ja, men målet er en kon-tinuerlig prosess. | Stærk reduksjon av utslipp fra Europøiske gjenvinningsanlegg. Opphuggingen av de 120 utrangerte atomubåtene i Nordvest-Russland ble fullført i 2010. I 2009 ble siste strontiumbatteri i Tyskland uterfor Nordvest-Russland fjernet. I 2006 ble Svalbard og Jan Mayen inkludert i den norske atomberedskapen. | ↑ / ↔ | Høy | Gode tidsseerier fra kyststasjoner. Det er noen usikkerheter rundt tilførsler av langtransporterte radioktive stoffer som fraktes langs Norskekysten og opp til Nordområdene, samt utslipp og tilførsler til norske havområder fra elvtransport inne i Nordvest-Russland. | Ved økt menneskelig aktivitet i Nordområdene er det en risiko for ryve kilder. Overvåking er et av flere risikoreduserende tiltak, som er spesielt viktig i arktiske strøk. Det er viktig å fortsette overvåkingen og se på trender og utvikling over tid. Det er grunn til å anta at tilstedeværelse av flere ulike kontaminanter på en gang vil kunne gi synergieffekter og dermed bidra til en større påvirkning enn bidragene hver for seg. Avfalls håndtering på land i forbindelse med petroleumsvirksomhet kan bli nødvendig, og dette kan resultere i utslipp. Nukleære anlegg og lagre for brukt brønsløp og radioktivt avfall er fortsatt dekkingsfull og eventuelle klimaendringer vil kunne påvirke stabiliteten av anlegg/lagre med påfølgende risiko for ulykker og utslipp. | «Samla årleg utsløpp av utvalde radioktive stoff frå nasjonale kjelder.» «Nivå i miljøet av utvalde radioktive stoff.» «Del av ulike typar radioktive avfall som er handtert på godkjent måte.» «Bereina risiko for utsløpp frå utvalde utanlandske kjelder som kan påverke Nor eg.» I Norskshavet er utslipp fra petroleumsanlegg for eslått som egen indikator i forvaltningssplanene for Norskshavet. | |

6 Behov for tiltak

Den norske atomhandlingsplanen og det bilaterale samarbeidet mellom norske og russiske myndigheter har ved hjelp av flere risikoreduserende tiltak minsket risikoen for spredning og utslipp av radioaktivt materiale i våre nordområder.

- I 2010 ble opphuggingen av 120 utrangerte atomubåter i Nordvest-Russland fullført. Norge har finansiert opphuggingen av fem av disse ubåtene.
- I 2009 ble det siste strontiumbatteriet fjernet fra fyrlyktene i Nordvest-Russland.
- De siste tiårene er det igangsatt flere risikoreduserende tiltak ved kjernekraftverket på Kola, noe som har ført til en reduksjon i antallet hendelser ved kraftverkene.

Svalbard og Jan Mayen har blitt inkludert i den norske atomberedskapsplanen, og arbeidet her foregår fortsatt. Det vil være viktig å følge utviklingen i nordområdene, særlig med tanke på eventuell bruk av ny teknologi som flytende kjernekraftverk. Kraftverkets effekt når det blir satt i drift vil være tilsvarende et reaktordrevet fartøy, og vil benyttes til kraftproduksjon i arktiske strøk. Det er i dag ikke bestemt hvor et slikt kraftverk skal ligge.

I tillegg kommer de reaktordrevne fartøyene som trafikkerer norske havområder, og som i stor grad dreier seg om reaktordrevne isbrytere og ubåter. I våre nordområder er det i dag to havarerte ubåter med reaktorer ombord, Komsomollets i norsk sone og K-159 i russisk sone, hvor det er behov for overvåking i tillegg til eksisterende overvåking av det marine økosystemet.

6.1 Tiltak mot spredning av lokal forurensning

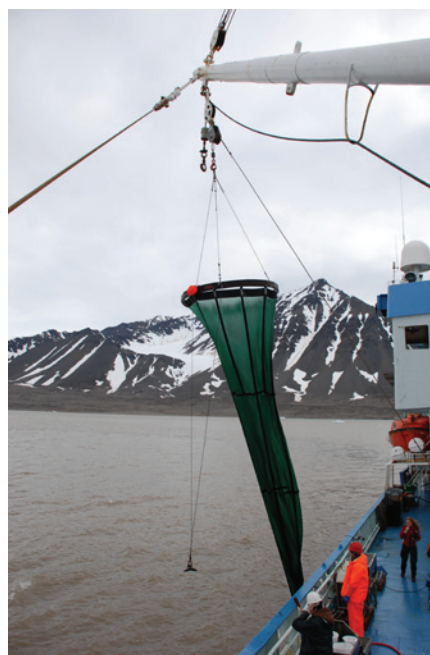
På Svalbard er de høyeste nivåene av miljøgifter påvist i maling og jord fra de russiske bosettingene (Pyramiden og Barentsburg). Forurensningen har til en viss grad spredt seg til de marine sedimentene i fjordene utenfor bosettingene, og i disse områdene kan det være behov for å sette i gang tiltak for opprensning. Tiltak mot forurenset jord og sedimenter er svært kostbart, spesielt på Svalbard. Avgjørelsene om slike tiltak bør bygge på et godt datamateriale. En risikovurdering for marine bunnsedimenter, basert på det begrensede datamaterialet, konkluderer med at det først og fremst bør iverksettes tiltak på land for å hindre spredning av miljøgifter til marint miljø (Evenset, 2010). I følge Evenset (2010) bør følgende tiltak gjennomføres på land (gjelder alle områder med forurenset grunn om ikke annet er anmerket):

- Avfall og PCB-holdig materiale bør fjernes og deponeres på en forskriftsmessig måte.
- Avfallsplaner må utarbeides og følges opp. Disse må omfatte planer for avhending og deponering av rivningsavfall.
- Jordmasser med svært høye miljøgiftsnivåer (hotspots) bør fjernes og deponeres forskriftsmessig. Fjerning av forurenset masse bør også vurderes i områder med bratt terreng, hvis det her er fare for utglidninger mot sjø.



Fjerning og sanering av elektrisk høyspentutstyr som har lekkende PCB, Pyramiden.

Foto: Halvard R. Pedersen, Sysselempmannen på Svalbard



Innsamling av zooplankton i Kongsfjorden under et tokt med forskningsskipet «Lance». Foto: Geir Wing Gabrielsen, Norsk Polarinstitutt

- Tildekking med rene masser bør gjennomføres i områder med moderate til høye konsentrasjoner. Vindtransport er sannsynligvis en aktiv prosess som bidrar til spredning av miljøgifter, spesielt i Barentsburg der det er større, bare jordflater. Overflatejord er spesielt tilgjengelig for vindtransport etter lengre tørre perioder samt ved barfrost, da det under slike forhold ikke vil være fuktighet i jordoverflaten som binder partiklene.
- Grøfter som drenerer vannet utenom de mest forurensete områdene bør etableres eller vedlikeholdes i områder hvor slike allerede er etablert (finnes allerede i Barentsburg, men de er ikke optimalt konstruert og er til dels i meget dårlig forfatning). Disse vil lede sigevann og overflatevann utenom de mest forurensete områdene og minke transport av miljøgifter fra forurenset grunn til sjø. På grunn av et lavt innhold av organisk karbon i det arktiske jordsmonnet vil sannsynligvis en relativt stor andel av PCB-forurensningen være tilgjengelig for vanntransport (ikke veldig sterkt bundet til partikler).

7 Råd om overvåkning og forskning

MOSJ – Miljøovervåking Svalbard og Jan Mayen – er et overvåkningssystem som sammenstiller data og tolkninger fra ulike overvåkningsprogrammer fra Norges nordligste områder, Svalbard og Jan Mayen. MOSJ ble etablert ved Norsk Polarinstitutt i 1999 (Sander, 2005). De ulike overvåkningsprogrammene som inngår i MOSJ har ulik organisering, ulike finansieringskilder og ulik dataoppløsning. For forurensning, som denne rapporten omhandler, finnes de beste data for forurensninger i luft og for radionuklider i sjøvann og fisk. Disse dataseriene har en oppløsning på ett år og sammenlignbare målinger er utført siden måleseriene startet. For luftforurensninger er oppløsningen i NILU sitt overvåkningsprogram bedre enn det som presenteres på MOSJ sine nettsider.

I henhold til indikatoroversikten til MOSJ (MOSJ, 2011) skal prøver fra sedimenter analyseres hvert fjerde år og prøver fra artene lodde og polartorsk hvert år. Prøver fra isbjørn, fjellrev og polarmåke skal analyseres hvert tredje år. I tillegg skal prøver fra ismåke, polarlomvi og ringsel analyseres hvert tredje til femte år og prøver fra hvalross, storkobbe og hvithval hvert tiende år (Tabell 5). I tillegg har intervallene for prøvetaking blitt justert underveis siden oppstart av MOSJ i 1999.

Miljøgifter i sedimenter, fisk, pattedyr og fugl varierer mer med hensyn på hvilke intervaller analysene er planlagt utført og om analysene faktisk har blitt utført ved det bestemte intervall. Siden det er et avvik mellom ønsket og faktisk intervall på mange av miljøgiftindikatorerne, anser vi at målene for disse indikatorerne i hovedsak ikke er nådd. Dette skyldes at data ikke har blitt levert i henhold til de beskrevne intervallene.

Hovedårsaken til at målene for analyse av miljøgifter ikke er oppnådd i MOSJ skyldes i hovedsak mangelfull økonomi



Nicholas Warner fra NILU håndterer en sedimentprøve som skal analyseres for nye miljøgifter (bl.a. bestemmelse av siloksaner).
Foto: Geir Wing Gabrielsen, Norsk Polarinstitutt

til å dekke analysekostnader. Kostnadene for analyser av miljøgifter (særlig nye) er svært høye. Analyser av prøver fra sedimenter, fisk, fugl og pattedyr er avhengig av finansiering fra forsknings- eller forvaltningsoppdrag for å kunne rapportere miljøgiftdata til MOSJ. Frem til nå har midler fra forvaltning til MOSJ vært svært begrenset (med unntak for luft). Dataene som har blitt levert til MOSJ for sedimenter, fisk, fugl og pattedyr har i hovedsak vært biprodukter fra forskningsprosjekter og oppdrag fra næringsliv. Siden MOSJ-programmet mangler en basisfinansiering for overvåkning av miljøgifter vil datainnsamlingen være bestemt av forskningsaktiviteten på miljøgifter. Dette betyr at miljøgiftprogrammet i MOSJ i årene som kommer ikke vil klare å levere data etter intensjonene. Løsningen vil være å ha en basisfinansiering til miljøgifter i MOSJ som sikrer kjernen av miljøgiftovervåkingen. Det bør også avsettes midler til screening av nye miljøgifter for å sikre kartleggingen av nye miljøgifter i Arktis.

Den lokale forurensningen i Arktis er begrenset til små, avgrensede områder. De arktiske områdene kan derfor fungere som viktige referanseområder for å kunne identifisere nye miljøgifters evne til langtransport. Så fremt det ikke er lokale kilder til et kjemisk stoff i Arktis, vil en påvisning av stoffet her være en svært sterk indikasjon på at stoffet både er stabilt i miljøet og at det kan langtransporteres. Om en også kan dokumentere at stoffet akkumulerer i arktiske næringskjeder, har en dekket tre av fire kriterier oppgitt av Stockholmkonvensjonen for å kunne definere et stoff som en miljøgift (persistens, langtransport og akkumulering). Forskning og overvåkning innenfor MOSJ har vært viktig for å avdekke nye stoffers stabilitet, langtransport og akkumulering i Arktis. Denne kunnskapen har vært viktig for å kunne regulere produksjon og bruk av stoffer både nasjonalt og internasjonalt gjennom konvensjoner og samarbeidsprogrammer som Stockholmkonvensjonen, REACH, AMAP, OSPAR og OECD. Inkludering av endosulfan i Stockholmkonvensjonen i 2010 skjedde blant annet på bakgrunn av funn i snø og is fra Austfonna på Svalbard (Stockholm Convention, 2011).

I årene som kommer vil det være viktig å koble overvåkingen av miljøgifter mot effekter på mennesker og dyr. Det er gjennomført studier i Arktis som viser klare effekter av miljøgifter på enkeltindivider eller populasjoner. Slike data gjør at MOSJ også kan bidra med data til Stockholmkonvensjonens fjerde kriterium (effekter) som kan resultere i at uheldige stoffer fjernes fra markedet.

7.1 Hvilke stoffer bør overvåkes?

MOSJ bør kunne gi trender av gamle og nye stoffer koblet mot regulering av stoffer og klimaendringer. Selv om mange av de gamle stoffene har vært forbudt i et titalls år, bør disse ikke nedprioriteres. De gamle stoffene som PCB og klorerte plantevernmidler utgjør fortsatt hovedandelen av total belastning av miljøgifter i arktisk biota. De gamle stoffene er også svært giftige, og de utgjør en trussel mot toppredatorene. Dette er dokumentert i en rekke vitenskapelige artikler

publisert i 2010 (Letcher et al. 2010; Verreault et al. 2010; Sonne 2010). Selv om utslipp fra de primære kildene er under kontroll, finnes det stor usikkerhet knyttet til utslipp av miljøgifter fra sekundære kilder (grunn, vann, sedimenter, snø, is og lekkasje fra deponi) som kan være sterkt påvirket av klimaendringer. Av nye stoffer er det viktig å følge opp de stoffene som inngår i konvensjonsarbeidet inkludert PBDEs, HBCD, PFAS, endosulfan og klorerte parafiner.

Det anbefales også oppfølgende undersøkelser av tilstanden til forurensede områder (hotspot-områder) på Svalbard og Jan Mayen. Konkret gjelder dette oppfølging av grunn- og sedimentforurensninger i Ellasjøen på Bjørnøya, i Nordlaguna på Jan Mayen og landfyllinger i Pyramiden og i Barentsburg.

Den industrielle aktiviteten i MOSJ-området må overvåkes, og strenge miljøkrav må stilles til industrien. Gruveindustrien er den viktigste nåværende industrielle aktiviteten. Det er også forventet økt offshoreaktivitet og skipstrafikk i alle deler av Arktis hvis klimaendringene fører til større isfrie områder. Klimaendringer, økt skipstrafikk og økt industriell aktivitet viser et klart behov for overvåkning av miljøgifter i Arktis.

Det finnes i dag ikke noen gode parametere som anbefales brukt for å overvåke effekter av miljøgifter på arktiske dyr. Vi anbefaler derfor at effektstudier gjøres som forskningsbaserte studier og fokuserer på én art, ett stoff eller ett effektendepunkt om gangen. Effektstudier bør gjøres på arter med relativt høye nivåer av miljøgifter. Dette kan være toppredatorer som isbjørn, fjellrev, hvithval, polarmåke, storjo eller ismåke. I kontrollerte forsøk kan det være aktuelt å bruke plankton eller fisk som modelldyr. I forbindelse med effektstudier er det svært viktig å undersøke nivåer av både miljøgifter og deres metabolitter og at det tas hensyn til fysiologiske forskjeller og kjønn.

7.2 Hvilke serier (indikatorer) bør inngå i MOSJ?

MOSJ har i dag et sett av indikatorer som ønskes overvåket for miljøgifter (Tabell 5). Indikatorene har blitt evaluert og justert flere ganger siden oppstart av MOSJ. Tabell 5 viser at miljøgifter og radionuklider skal måles i flere abiotiske medier og i plankton, fisk og flere arter av pattedyr og fugl. Intervallene mellom hver prøvetaking varierer fra ett til ti år. Dette til tross for at analyser av overvåkningsserier for organiske miljøgifter og tungmetaller helt klart anbefaler at prøver bør tas hvert år (Henriksen et al., 2001; Bignert et al., 2004; Riget et al., 2011). Vi anbefaler derfor at indikatorene revideres på nytt med bakgrunn i anbefalinger gitt i denne rapporten.

Generelt anbefaler vi at de abiotiske indikatorene beholdes som i dag. Videre anbefaler vi at overvåkingen av miljøgifter i plankton og fisk beholdes som i dag. For pattedyr og fugl anbefaler vi at det gjøres større endringer. Endringene som foreslås er å minke intervallet mellom hver prøvetaking fra 3 år til hvert år, siden dette vil øke den statistiske utskraften (Henriksen et al., 2001; Bignert et al., 2004;



Miljøgifter i isbjørn bør måles årlig.
Foto: Nick Cobbing, Norsk Polarinstittutt

Riget et al., 2011) og videre at færre arter inngår. Årsaken til dette er delvis at tidstrendstudier viser samme utviklingsmønster for de fleste artene. For undersøkelse av tidstrender er det derfor ikke behov for å inkludere mange arter. Når det i praksis også viser seg at intensjonene for analyse av miljøgifter i pattedyr og fugl ikke kan oppfylles av økonomiske årsaker, er det nødvendig å gjøre prioriteringer. Endringene som foreslås er oppsummert i tabell 5.

Vi foreslår økning i målefrekvens for artene isbjørn, fjellrev, polarmåke og polarlomvi (Tabell 5). Alle disse artene er arktiske toppredatorer som er eksponert for høye nivåer av miljøgifter. Overvåkning av disse er viktig for å kunne påvise endringer i miljøgifttrender og med tanke på helsen til disse artene. Isbjørn, polarlomvi og polarmåke presenterer marint miljø, mens fjellrev er tilknyttet både marint og terrestrisk miljø. Ingen av disse artene må avlives for prøvetaking.

For å se på mulig klimarelatert endring i diett og effekt av dette i miljøgiftsnivåer, anbefales det at nivåene måles på ti års intervaller på artene ringsel, steinkobbe, hvithval og hvalross.

Under gir vi en stikkordmessig argumentasjon for de foreslåtte endringene.

1. Miljøgifter i isbjørn

- Endres til årlig intervall.
- Isbjørn er en sirkumpolar marin toppredator. Arten er utsatt for høye nivåer av miljøgifter som kan føre til nedsatt helse. En rekke negative effekter fra miljøgifter er vist for isbjørn fra Svalbard, Grønland og Canada. Som toppredator mottar isbjørnen høye nivåer av miljøgifter gjennom maten og kan opparbeide tilsvarende høye nivåer av stoffer som den ikke metaboliserer. Isbjørn har god kapasitet til å metabolisere en rekke miljøgifter. Nyere forskning på isbjørn har vist at metabolittene er en viktig del av totalbelastningen for miljøgifter og at disse metabolittene kan ha viktige funksjoner for å forårsake effekter. Ved hver analyse vil metabolitter fra miljøgiftene inngå siden det nå er etablert standard metoder for analyse av disse.
- Plasmaprøver av ti voksne hunner.
- Prøvetaking gjøres i forbindelse med årlig isbjørn forskning.

2. Miljøgifter i fjellrev

- Endres til årlig intervall.
- Fjellrev er en toppredator både i det terrestriske og marine miljøet. Arten er, som isbjørn, utsatt for høye nivåer av miljøgifter som kan gi negative helseeffekter. Arten er ikke like godt studert med hensyn på miljøgifter som andre arktiske arter, noe som gjenspeiles i MOSJ med tre målepunkter siden 1973.
- Leverprøver av ti unge individer årlig.
- Prøvetaking gjøres fra innlevert fangstmaterial. Dette materialet blir obdusert av Norges veterinærinstitutt og NP hvert år.

3. Miljøgifter i polarmåke

- Endres til årlig intervall.
- Polarmåke er en sirkumpolar marin toppredator. Den er utsatt for til dels svært høye nivåer av miljøgifter og har vært intensivt studert med henblikk på effekter. En rekke negative effekter fra miljøgifter har blitt avdekket. Polarmåken oppholder seg i Arktis hele året og vil gjenspeile miljøgifter som blir langtransportert.
- Egg av ti individer årlig.
- Prøvetaking i forbindelse med NPs årlige sjøfuglstudier.

4. Miljøgifter i ismåke

- Tas ut av indikatorsettet til MOSJ.
- Ismåke er en sjøfuglart som er svært isavhengig og som derfor er svært utsatt for klimaendringer. Arten har også høye nivåer av miljøgifter og er i overvåkningssammenheng interessant, men dens biologi gjør at innsatsen for å få tak i prøver er svært krevende og kostbar. Arten er derfor lite egnet for overvåkning. Vi anbefaler derfor at denne tas ut av indikatorlisten og at miljøgiftaspektet hos arten blir forskningsrettet.

5. Miljøgifter i ringsel

- Endres til ti års intervall.
- Ringsel er en sirkumpolar isavhengig selart. Den er hovedføden til isbjørn. Ringsel har vært med i MOSJ noen år, men overvåkingen av miljøgifter i denne arten har vært vanskelig. Ulike forskningsprosjekter har levert data, men på grunn av forskjellig innfallsvinkler til de ulike forskningsprosjektene har ikke dataene vært sammenlignbare. Prøver fra ringsel har vært samlet inn på våren når denne arten er mulig å finne liggende på fjordisen på Svalbard. Årsaken til at ringselen oppholder seg på isen i denne perioden er at den skifter pels (molting). I denne perioden spiser ikke selene, noe som betyr at de forbrenner opplagsnæring (fett). Hvor lenge selene har ligget på isen er derfor svært avgjørende for nivået av miljøgifter siden konsentrasjonen av fettløselige miljøgifter stiger i takt med at mengden fett går ned. Tiden en sel har ligget på isen kan variere mellom individer og mellom år. Det er derfor ikke sikkert at seler skutt på samme dato i forskjellige år har ligget like lenge på isen. Mellomårsvariasjon av miljøgiftkonsentrasjon kan derfor skyldes tiden selen har ligget på isen og ikke virkelig mellomårsvariasjon i miljøgifter. Ringsel er derfor en art som ikke egner seg godt for overvåkning. Vi foreslår derfor at denne inngår som en forskningsart og at data til MOSJ endres til tidsintervallet ti år.

6. Miljøgifter i polarlomvi

- Endres til årlig intervall.
- Polarlomvi er en sirkumpolar art som spiser fisk og bløtdyr. Arten overvåkes for miljøgifter i de andre arktiske landene i forbindelse med AMAP-arbeidet. Norge bør følge opp AMAP og inkludere polarlomvi i overvåkningsserien. Arten trekker ikke langt sørover om vinteren, men vest mot Labrador-havet (mellom sørspissen av Grønland og Newfoundland) og vil derfor reflektere miljøgifter i nordområdene.
- Egg av ti individer årlig.
- Prøver samles inn i forbindelse med årlig sjøfuglarbeid til Norsk Polarinstitutt.

7. Radioaktivitet erstattes av tre nye linjer i tabellen for å beskrive aktiviteten mer presist enn det som fremkommer i dagens indikatoroversikt for MOSJ. Samtidig tas de tre linjene som i dag beskriver målinger av radioaktivitet i MOSJ ut av tabellen. De tre nye linjene er:

- Radioaktivitet i torsk.
- Radioaktivitet i vann.
- Radioaktivitet i isbjørn. Radioaktivitet i isbjørn blir målt i de individene som blir skutt på Svalbard. Dette er bjørner skutt i selvforsvar og de forvaltes av Sysselmannen på Svalbard. Det skytes vanligvis mellom null og tre isbjørner hvert år på Svalbard.

8. Miljøgifter i svalbardrype

- Tas ut av indikatorsettet til MOSJ.
- Det er svært lite organiske miljøgifter i svalbardrype. Dette er en terrestrisk art som ikke er påvirket av dagens forurensningssituasjon i Arktis. Tungmetallkonsentrasjonen til svalbardrype reflekterer sannsynligvis bakgrunnskonsentrasjoner i berggrunnen. Miljøgifter i rype anbefales derfor som en forskningsoppgave og at denne helt tas ut som indikator i MOSJ.

9. Miljøgifter i røye

- Røye er en fiskeart som kan ha mye miljøgifter.
- Det er funnet effekter på røyer fra Ellasjøen på Bjørnøya. Siden denne arten er utsatt, bør intervallet endres fra hvert tiende år til hvert femte år.

10. Miljøgifter i innsjøsedimenter

- Ny indikator.
- Innsjøsedimenter kan brukes til å måle deponering av miljøgifter over et svært langt tidspunkt siden sedimentlagene kan aldersbestemmes. Topplaget av sedimenter kan gi informasjon om de siste års deponering av miljøgifter og er derfor egnet både som indikator for miljøgifter som overvåkes og for screening av nye miljøgifter. Siden AMAP og Klif har intensjon om overvåking av innsjøsedimenter hvert tiende år foreslår vi at disse dataene tas inn som en del av MOSJ.

11. Miljøgifter i svalbardrein

- Tas ut av indikatorsettet til MOSJ.
- Det er svært lite miljøgifter i svalbardrein. Dette er en terrestrisk art som ikke er påvirket av forurensningssituasjonen i Arktis. Lave, til dels ikke målbare nivåer av både «gamle» og «nyere» organiske miljøgifter og Cesium-137, er registrert i svalbardrein (Gwynn et al., 2005; Polder et al., 2009). Miljøgifter (organiske og radionuklider) i svalbardrein anbefales derfor som en forskningsoppgave og at denne helt tas ut som indikator i MOSJ.



12. Miljøgifter i gås

- Tas ut av indikatorsettet til MOSJ.
- Det finnes tre arter av gås på Svalbard som alle har forskjellig biologi og overvintringssted. Det er generelt lite organiske miljøgifter i gjessene. Undersøkelser har vist at overvintringssted påvirker sammensetningen av miljøgiftene (Steindal, 2009). Disse tre terrestriske artene er ikke like påvirket av forurensninger som marine arter. Miljøgifter i gås anbefales derfor som forskning og at denne indikatoren tas ut av MOSJ.

13. Miljøgifter i storjo

- Tas ut av indikatorsettet til MOSJ.
- Storjo er en toppredator på linje med polarmåke. Det har vært avdekket høye nivåer av miljøgifter i storjo, men arten er ikke spesielt tallrik på Svalbard. Den største kolonien av storjo finnes i dag på Bjørnøya. Bestanden har vært i vekst siden begynnelsen av 1900-tallet, og storjoen har gradvis utvidet sitt hekkeområde nord- og østover, inn i Barentshavet (Strøm, 2006). Det at arten har høye nivåer av miljøgifter gjør den interessant for overvåking, men siden den i dag hekker spredt er det knyttet relativt store kostnader til innsamling av prøver. Prøver fra polarmåke dekker behovet for å overvåke toppredatorene innenfor sjøfuglene. Vi anbefaler derfor at denne tas ut av indikatorlista og at miljøgiftaspektet i arten blir forskningsrettet.

14. Forslag til ny indikator: Miljøgifter i steinkobbe

- Steinkobbe foreslås lagt til indikatorlista med prøvefrekvens hvert tiende år.
- Steinkobbe er en selart med svært stort utbredelsesområde. Til tross for dette finnes en endemisk isolert bestand av steinkobbe på vestsiden av Svalbard, med kjerneområde på Prins Karls Forland (Kovacs and Lydersen, 2006). Steinkobben på Svalbard gjør heller ingen vandringer ut av dette området og er derfor den marine pattedyrarten med snevrest utbredelsesområde. Steinkobbe har hårfellingsperiode på høsten, noe som gjør at sommeren blir ideell for prøvetaking.
- Fettbiopsi av ti individer hvert tiende år.
- Prøvetaking i forbindelse med overvåking av marine pattedyr på Svalbard.

Svalbardrein ved Kongsfjorden. Arten foreslås tatt ut av indikatorsettet til MOSJ. Foto: Anders Skoglund, Norsk Polarinstittutt

Tabell 5: Komprimert utgave av parametre fra MOSJ: Hovedoversikt for påvirkningsfaktoren «påvirkning» og indikatoren «forurensning». Forslag til endringer i høyre kolonne.

| Indikator | Parameter | Pri | Hypighet | Forslag til endring |
|--|--|-----|----------|--------------------------------|
| Luftforurensning i Ny-Ålesund | sum10PCB, sumDDT, HCB, HCH, klordaner, PFAS, PBDE, HBCD | A | Årlig | |
| Luftforurensning i Ny-Ålesund | Hg, Cd, Pb, H ₂ SO ₄ , NO ₃ +HNO ₃ , CO ₂ , metan, KFK, lystgass, aerosoler, black carbon | A | Årlig | |
| Miljøgifter i isbjørn | PCB153, DDT, klordaner, HCB, HCH, dieldrin, toksafen, PBDE, PFAS, Hg | A | 3 år | årlig |
| Miljøgifter i fjellrev | PCB153, DDT, klordaner, HCB, HCH, dieldrin, toksafen, PBDE, PFAS, Hg | A | 3 år | årlig |
| Miljøgifter i polarmåke | PCB153, DDT, klordaner, HCB, HCH, dieldrin, toksafen, PBDE, PFAS, Hg | A | 3 år | årlig |
| Miljøgifter i ismåke | PCB153, DDT, klordaner, HCB, HCH, dieldrin, toksafen, PBDE, PFAS, Hg | A | 3-5 år | Tas ut |
| Miljøgifter i ringsel | PCB153, DDT, klordaner, HCB, HCH, dieldrin, toksafen, PBDE, PFAS, Hg | B | 5 år | 10 år |
| Miljøgifter i polarlomvi | PCB153, DDT, klordaner, HCB, HCH, dieldrin, toksafen, PBDE, PFAS, Hg | B | 5 år | årlig |
| Miljøgifter i polartorsk | Organiske miljøgifter, metaller | B | - | |
| Miljøgifter i lodde | Organiske miljøgifter, metaller | B | - | |
| Miljøgifter i dyreplankton | Organiske miljøgifter, metaller | B | - | |
| Strandsøppel | Breibogen, Isflakbukta, Brucebukta: årlige mengder | B | Årlig | |
| Radioaktivitet i luft | Luft, vann, tang | C | Årlig | Erstattes av tre nye linjer *: |
| * Radioaktivitet i torsk | Cesium-137 | A | Årlig | |
| * Radioaktivitet i vann | Cesium-137, Technesium-99 | A | Årlig | |
| * Radioaktivitet i isbjørn | Cesium-137 | B | - | |
| PCB i bunnsedimenter i ved bosettinger | Longyearbyen, Barentsburg, Pyramiden, Colesbukta, Jan Mayen, Barentshavet | C | 5 år | Beholdes |
| Miljøgifter i hvalross | PCB153, DDT, klordaner, HCB, HCH, dieldrin, toksafen, PBDE, PFAS, Hg | C | 10 år | Beholdes |
| Miljøgifter i storkobbe | PCB153, DDT, klordaner, HCB, HCH, dieldrin, toksafen, PBDE, PFAS, Hg | C | 10 år | Beholdes |
| Miljøgifter i hvithval | PCB153, DDT, klordaner, HCB, HCH, dieldrin, toksafen, PBDE, PFAS, Hg | C | 10 år | Beholdes |
| Miljøgifter i svalbardrype | Metaller | C | 10 år | Tas ut |
| Miljøgifter i røye | Organiske miljøgifter, Hg | C | 10 år | 5 år |
| Miljøgifter i innsjøsedimenter | Organiske miljøgifter, Hg | C | 10 år | NY |
| Miljøgifter i isbjørn | Cesium, Strontium, Technesium | E | | Tas ut + se forslag over |
| Miljøgifter i torsk | Organiske miljøgifter, metaller | E | | |
| Radioaktivitet i torsk og polartorsk | Cesium-137 | E | | Tas ut + se forslag over |
| Miljøgifter i reke | Organiske miljøgifter, metaller | E | | |
| Miljøgifter i svalbardrein | Metaller | E | 10 år | Tas ut |
| Miljøgifter i gås | Organiske miljøgifter, metaller | E | | Tas ut |
| Ozonedbrytende stoffer | | E | | |
| Miljøgifter i storjo | PCB153, DDT, klordaner, HCB, HCH, dieldrin, toksafen, PBDE, PFAS, Hg | - | - | Tas ut |
| Forsuring | pH i sjøvann | - | Årlig | |
| Miljøgifter i steinkobbe | PCB153, DDT, klordaner, HCB, HCH, dieldrin, toksafen, PBDE, PFAS, Hg | C | 10 år | NY |

8 Referanser

- Alexander, J., Frøyland, L., Hemre, G.I., Jacobsen, B.K., Lund, E., Meltzer, H.M., Skaare, J.U., 2006. Et helhetssyn på fisk og annen sjømat i norsk kosthold. Vitenskapskomiteen for mattrygghet, Oslo, p. 171.
- AMAP, 2003. AMAP assessment 2002: The influence of global change on contaminant pathways to, within, and from the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo.
- AMAP, 2004. AMAP assessment 2002: Persistent organic pollutants in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norway.
- AMAP, 2005. AMAP assessment 2002: heavy metals in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norway.
- AMAP, 2011. AMAP Assessment 2011: Mercury in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. xiv+193 pp.
- Andersen, M., Gwynn, J.P., Dowdall, M., Kovacs, K.M., Lydersen, C., 2006. Radiocaesium ((CS)-C-137) in marine mammals from Svalbard, the Barents Sea and the North Greenland Sea. *Science of the Total Environment* 363, 87-94.
- Atkinson, S.N., Nelson, R.A., Ramsay, M.A., 1996. Changes in the body composition of fasting polar bears (*Ursus maritimus*): The effect of relative fatness on protein conservation. *Physiological Zoology* 69, 304-316.
- Barrett, R.T., Skaare, J.U., Gabrielsen, G.W., 1996. Recent changes in levels of persistent organochlorines and mercury in eggs of seabirds from the Barents Sea. *Environmental Pollution* 92, 13-18.
- Becker, S., Halsall, C.J., Kallenborn, R., Schlabach, M., Manø, S., 2009. Changing sources and environmental factors reduce the rates of decline of organochlorine pesticides in the Arctic Atmosphere. *Atmos. Chem. Phys. Discuss* 9, 515-540.
- Berg, T., Kallenborn, R., Mano, S., 2004. Temporal trends in atmospheric heavy metal and organochlorine concentrations at Zeppelin, Svalbard. Arctic, Antarctic, and Alpine Research 36, 284-291.
- Berg, T., Pfaffhuber, K.A., Cole, A.S., Steffen, A., in prep. Long-term atmospheric mercury measurements in the Norwegian Arctic: trend analysis.
- Berg, T., Steinnes, E., 1997. Recent trends in atmospheric deposition of trace elements in Norway as evident from the 1995 moss survey. *Science of the Total Environment* 208, 197-206.
- Bignert, A., Riget, F., Braune, B., Outridge, P., Wilson, S., 2004. Recent temporal trend monitoring of mercury in Arctic biota - how powerful are the existing data sets? *Journal of Environmental Monitoring* 6, 351-355.
- Borga, K., Saloranta, T.M., Ruus, A., 2010. Simulating climate change-induced alterations in bioaccumulation of organic contaminants in an arctic marine food web. *Environmental Toxicology and Chemistry* 29, 1349-1357.
- Boyle, J.F., Rose, N.L., Appleby, P.G., Birks, H.J.B., 2004. Recent environmental change and human impact on Svalbard: the lake-sediment geochemical record. *Journal of Paleolimnology* 31, 515-530.
- Braathen, M., Derocher, A.E., Wiig, Ø., Sørmo, E.G., Lie, E., Skaare, J.U., Jenssen, B.M., 2004. Relationships between PCBs and Thyroid Hormones and Retinol in Female and Male Polar Bears, *Environmental Health Perspectives*. Superintendent of Documents, pp. 826-833.
- Bustnes, J.O., Gabrielsen, G.W., Verreault, J., 2010. Climate Variability and Temporal Trends of Persistent Organic Pollutants in the Arctic: A Study of Glaucous Gulls. *Environmental Science & Technology* 44, 3155-3161.
- Butt, C.M., Berger, U., Bossi, R., Tomy, G.T., 2010. Levels and trends of poly- and perfluorinated compounds in the arctic environment. *Science of the Total Environment* 408, 2936-2965.
- Bytingsvik, J., Lie, E., Aars, J., Derocher, A.E., Wiig, O., Jenssen, B.M., 2012. PCBs and OH-PCBs in polar bear mother and cub pairs: A comparative study based on plasma levels in 1998 and 2008. *Science of the Total Environment*.
- Bytingsvik, J., Simon, E., Jenssen, B.M., Lie, E., Aars, J., Wiig, O., Derocher, A.E., Leonards, P.E., Lamoree, M., Hamers, T., 2011. Temporal trend in thyroid hormone disruption in polar bear (*Ursus maritimus*) cubs-of-the-year from Svalbard measured by the use of TTR-binding assay, in: Jensen, L.M., Madsen, J. (Eds.), *The Arctic as a messenger for global processes - climate change and pollution*. Aarhus University, Copenhagen, p. 110.
- Carlsson, P., Herzke, D., Wedborg, M., Gabrielsen, G.W., 2011. Environmental pollutants in the Swedish marine ecosystem, with special emphasis on polybrominated diphenyl ethers (PBDE). *Chemosphere* 82, 1286-1292.
- Carrie, J., Wang, F., Sanei, H., Macdonald, R.W., Outridge, P.M., Stern, G.A., 2010. Increasing Contaminant Burdens in an Arctic Fish, Burbot (*Lota lota*), in a Warming Climate. *Environmental Science & Technology* 44, 316-322.
- Christensen, G.N., Evenset, A., 2011. Mijøgifter i røye fra innsjøer på Svalbard, Akvaplan-niva rapport. Akvaplan-niva, Tromsø, p. 30+.
- Christensen, G.N., Evenset, A., Rognerud, S., Skjellkvåle, R., Palerud, R., Fjeld, E., Røyset, O.K., 2008. Nasjonal innsjøundersøkelse 2004 - 2006, Del III: AMAP. Status for metaller og miljøgifter i innsjøer og fisk i den norske delen av AMAP regionen, Akvaplan-niva rapport. Akvaplan-niva, Tromsø.
- Ciesielski, T., Bytingsvik, J., Hansen, I.T., Gustavson, L., Styrihave, B., Hansen, M., Aars, J., Lie, E., Jenssen, B.M., 2011. Steroid levels in serum from polar bear, *Ursus maritimus*, in relation to age gender and POPs, in: Jensen, L.M., Madsen, J. (Eds.), *The Arctic as a messenger for global processes - climate change and pollution*. Aarhus University, Copenhagen, p. 148.
- Cole, A.S., Poissant, L., Pilote, M., Pfaffhuber, K.A., Berg, T., 2011. Trends in atmospheric mercury concentrations in the northern hemisphere: Why is the Arctic different?, 10th International Conference on Mercury as a Global Pollutant, Halifax.
- Cole, A.S., Steffen, A., 2010. Trends in long-term gaseous mercury observations in the Arctic and effects of temperature and other atmospheric conditions. *Atmospheric Chemistry and Physics* 10, 4661-4672.
- Cook, G.T., MacKenzie, A.B., McDonald, P., Jones, S.R., 1997. Remobilization of Sellafield-derived radionuclides and transport from the north-east Irish Sea. *Journal of Environmental Radioactivity* 35, 227-241.
- Dahlgaard, H., 1994. Marine Radioecology, in: Holm, E. (Ed.), *Radioecology: lectures in environmental radioactivity*. World Scientific, Singapore.
- de Wit, C., Fisk, A.T., Hobbs, K.E., Muir, D.C.G., Gabrielsen, G.W., Kallenborg, R., Krahn, M.M., Norstrom, R.J., Skaare, J.U., 2004. AMAP Assessment 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway, pp. xvi-310.
- de Wit, C.A., Herzke, D., Vorkamp, K., 2010. Brominated flame retardants in the Arctic environment - trends and new candidates. *Science of the Total Environment* 408, 2885-2918.
- Dehn, L.A., Follmann, E.H., Thomas, D.L., Sheffield, G.G., Rosa, C., Duffy, L.K., O'Hara, T.M., 2006. Trophic relationships in an Arctic food web and implications for trace metal transfer. *Science of the Total Environment* 362, 103-123.

- Dietz, R., Basu, N., Braune, B., O'Hara, T., Scheuhammer, T., Sonne, C., 2011. What are the toxicological effects of mercury in Arctic Biota? , AMAP Assessment 2010: Mercury in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norway.
- Dietz, R., Outridge, P.M., Hobson, K.A., 2009. Anthropogenic contributions to mercury levels in present-day Arctic animals - A review. *Science of the Total Environment* 407, 6120-6131.
- Dietz, R., Riget, F., Born, E.W., Sonne, C., Grandjean, P., Kirkegaard, M., Olsen, M.T., Asmund, G., Renzoni, A., Baagoe, H., Andreassen, C., 2006a. Trends in mercury in hair of greenlandic polar bears (*Ursus maritimus*) during 1892-2001. *Environmental Science & Technology* 40, 1120-1125.
- Dietz, R., Riget, F.F., Boertmann, D., Sonne, C., Olsen, M.T., Fjeldsa, J., Falk, K., Kirkegaard, M., Egevang, C., Asmund, G., Wille, F., Moller, S., 2006b. Time trends of mercury in feathers of West Greenland birds of prey during 1851-2003. *Environmental Science & Technology* 40, 5911-5916.
- Dowdall, M., 2005. Arctic climate change: potential implications for Arctic radioecology and radioprotection? *Journal of Environmental Radioactivity* 84, 315-320.
- Ebinghaus, R., Jennings, S.G., Kock, H.H., Derwent, R.G., Manning, A.J., Spain, T.G., 2011. Decreasing trends in total gaseous mercury observations in baseline air at Mace Head, Ireland from 1996 to 2009. *Atmospheric Environment* 45, 3475-3480.
- Erikstad, K.E., Strøm, H., 2012. Effekter av miljøgifter på bestanden av polarmåke på Bjørnøya. Sluttrapport til Svalbards miljøvernfond, Kortrapport. Norsk Polarinstitut, Tromsø, p. 16.
- EU, 2006. Commission regulation (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs, Official Journal of the European Union. European Union, pp. 5-24.
- EU, 2011. Commission regulation (EU) No 835/2011 of 19 August 2011 amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels for polycyclic aromatic hydrocarbones in foodstuffs, Official Journal of the European Union. European Union, pp. 4-8.
- Evenset, A., 2010. Forurensning ved bosettinger på Svalbard. Behov for oppfølgende undersøkelser og tiltak. Akvaplan-niva, Tromsø, p. 39.
- Evenset, A., Carroll, J., Christensen, G.N., Kallenborn, R., Gregor, D., Gabrielsen, G.W., 2007a. Seabird guano is an efficient conveyer of persistent organic pollutants (POPs) to Arctic lake ecosystems. *Environmental Science & Technology* 41, 1173-1179.
- Evenset, A., Christensen, G., 2011. Undersøkelse av forurensningstilstand i Kinnvika, Nordaustlandet, Svalbard, 2011. Akvaplan-niva, Tromsø, p. 26 + vedlegg.
- Evenset, A., Christensen, G.N., Carroll, J., Zaborska, A., Berger, U., Herzke, D., Gregor, D., 2007b. Historical trends in persistent organic pollutants and metals recorded in sediment from Lake Ellasjøen, Bjørnøya, Norwegian Arctic. *Environmental Pollution* 146, 196-205.
- Evenset, A., Christensen, G.N., Kallenborn, R., 2005. Selected chlorobornanes, polychlorinated naphthalenes and brominated flame retardants in Bjørnøya (Bear Island) freshwater biota. *Environmental Pollution* 136, 419-430.
- Evenset, A., Christensen, G.N., Palerud, R., 2009a. Miljøgifter i marine sedimenter i Isfjorden, Svalbard 2009. Undersøkelser utenfor Longyearbyen, Barentsburg, Pyramiden og Colesbukta, Akvaplan-niva rapport. Akvaplan-niva, Tromsø.
- Evenset, A., Christensen, G.N., Skotvold, T., Fjeld, E., Schlabach, M., Wartena, E., Gregor, D., 2004. A comparison of organic contaminants in two high Arctic lake ecosystems, Bjørnøya (Bear Island), Norway. *Science of the Total Environment* 318, 125-141.
- Evenset, A., Leknes, H., Christensen, G.N., Warner, N., Remberger, M., Gabrielsen, G.W., 2009b. Screening of new contaminants in samples from the Norwegian Arctic : Silver, Platinum, Sucralose, Bisphenol A, Tetrabrombisphenol A, Siloxanes, Phtalates (DEHP), Phosphororganic flame retardants. Klima og forurensningsdirektoratet (KLIF), Oslo, p. 43.
- Fant, M.L., Nyman, M., Helle, E., Rudback, E., 2001. Mercury, cadmium, lead and selenium in ringed seals (*Phoca hispida*) from the Baltic Sea and from Svalbard. *Environmental Pollution* 111, 493-501.
- Fossheim, M., 2010. Forvaltningsplan Barentshavet - Indikatorrapport fra overvåkingsgruppen 2010, in: Fossheim, M. (Ed.), Fisken og havet. Havforskningsinstituttet, Bergen, p. 135.
- Gabrielsen, G.W., 2007. Levels and effects of persistent organic pollutants in arctic animals, in: Ørbæk, J.B., Kallenborn, R., Tombre, I.M., Hegseth, E.N., Falk-Petersen, S., Hoel, A.H. (Eds.), Arctic Alpine Ecosystems and People in a Changing Environment. Springer, Berlin, pp. 390-412.
- Gaden, A., Ferguson, S.H., Harwood, L., Melling, H., Stern, G.A., 2009. Mercury trends in ringed seals (*Phoca hispida*) from the western Canadian Arctic since 1973: Associations with length of ice-free season. *Environmental Science & Technology* 43, 3646-3651.
- Gebbink, W.A., Sonne, C., Dietz, R., Kirkegaard, M., Born, E.W., Muir, D.C.G., Letcher, R.J., 2008a. Target tissue selectivity and burdens of diverse classes of brominated and chlorinated contaminants in polar bears (*Ursus maritimus*) from East Greenland. *Environmental Science & Technology* 42, 752-759.
- Gebbink, W.A., Sonne, C., Dietz, R., Kirkegaard, M., Riget, F.F., Born, E., Muir, D.C.G., Letcher, R., 2008b. Tissue-specific congener composition of organohalogen and metabolite contaminants in East Greenland polar bears (*Ursus maritimus*). *Environmental Pollution* 152, 621-629.
- Giesy, J.P., Kannan, K., Blankenship, A.L., Jones, P.D., Newsted, J.L., Norris, D.O., Carr, J.A., 2006. Toxicology of PCBs and related compounds, Endocrine disruption: Biological bases for health effects in wildlife and humans. Oxford University Press, New York, pp. 245-331.
- Gilchrist, H.G., Mallory, M.L., 2005. Declines in abundance and distribution of the ivory gull (*Pagophila eburnea*) in Arctic Canada. *Biological Conservation* 121, 303-309.
- Gong, S.L., Barrie, L.A., 2005. Trends of heavy metal components in the Arctic aerosols and their relationship to the emissions in the Northern Hemisphere. *Science of the Total Environment* 342, 175-183.
- Grandjean, P., Murata, K., Budtz-Jørgensen, E., Weihe, P., 2004. Cardiac autonomic activity in methylmercury neurotoxicity: 14-year follow-up of a Faroese birth cohort. *Journal of Pediatrics* 144, 169-176.
- Guay, C.K.H., Zhulidov, A.V., Robarts, R.D., Zhulidov, D.A., Gurtovaya, T.Y., Holmes, R.M., Headley, J.V., 2010. Measurements of Cd, Cu, Pb and Zn in the lower reaches of major Eurasian arctic rivers using trace metal clean techniques. *Environmental Pollution* 158, 624-630.
- Gulinska, J., Rachlewicz, G., Szczucinski, W., Baralkiewicz, D., Kozka, M., Bulska, E., Burzyk, M., 2003. Soil contamination in high Arctic areas of human impact, central Spitsbergen, Svalbard. *Polish Journal of Environmental Studies* 12, 701-707.
- Gutleb, A.C., Ceniijn, P., van Velzen, M., Lie, E., Ropstad, E., Skaare, J.U., Malmberg, T., Bergman, A., Gabrielsen, G.W., Legler, J., 2010. In Vitro Assay Shows That PCB Metabolites Completely Saturate Thyroid Hormone Transport Capacity in Blood of Wild Polar Bears (*Ursus maritimus*). *Environmental Science & Technology* 44, 3149-3154.
- Gwynn, J.P., Andersen, M., Fuglei, E., Dowdall, M., Lydersen, C., Kovacs, K.M., Lind, B., 2005. Radionuclides in Marine and Terrestrial Mammals of Svalbard, StrålevernRapport 2005:7. Norwegian Radiation Protection Authority, Østerås.

- Gwynn, J.P., Dowdall, M., Davids, C., Selnaes, O.G., Lind, B., 2004. The radiological environment of Svalbard. *Polar Research* 23, 167-180.
- Hallanger, I.G., 2006. Vitamin and hormone status in PCB exposed juvenile male Arctic fox, *Alopex lagopus*. Norwegian University of Science and Technology, Trondheim.
- Hallanger, I.G., Ruus, A., Herzke, D., Warner, N.A., Evenset, A., Heimstad, E.S., Gabrielsen, G.W., Borgå, K., 2011. Influence of season, location, and feeding strategy on bioaccumulation of halogenated organic contaminants in Arctic marine zooplankton. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30, 77-87.
- Hamers, T., Kamstra, J.H., Sonneveld, E., Murk, A.J., Visser, T.J., Van Velzen, M.J.M., Brouwer, A., Bergman, A., 2008. Biotransformation of brominated flame retardants into potentially endocrine-disrupting metabolites, with special attention to 2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl ether (BDE-47). *Mol. Nutr. Food Res.* 52, 284-298.
- Harju, M., Heimstad, E.S., Herzke, D., Sandanger, T., Posner, S., Wania, F., 2009. Current state of knowledge and monitoring requirements: emerging "new" brominated flame retardants in flame retarded products and the environment, NILU. Norsk institutt for luftforskning, Lillestrøm, p. 112 s.
- Harris, E., 2008. Weathering Processes and Remediation Options for Polychlorinated Biphenyl and Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Contamination at Kinnvika Station, Svalbard. University of Tasmania.
- Hassol, S.J., 2004. *Konsekvenser av klimaendringer i Arktis*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Haugerud, A.J., 2011. Levels and Effects of Organohalogenated Contaminants on Thyroid Hormone Levels in Glaucous Gulls (*Larus hyperboreus*) from Kongsfjorden, Svalbard, *Environmental Toxicology and Chemistry*. NTNU, Trondheim, p. 92.
- Haukås, M., Berger, U., Hop, H., Gulliksen, B., Gabrielsen, G.W., 2007. Bioaccumulation of per- and polyfluorinated alkyl substances (PFAS) in selected species from the Barents Sea food web. *Environmental Pollution* 148, 360-371.
- Helgason, L.B., 2011. Levels and effects of halogenated organic contaminants in arctic animals: how does seasonal emaciation affect tissue distribution and biotransformation? University of Tromsø, Faculty of Biosciences, Fisheries, and Economics, Department of Arctic and Marine Biology, Tromsø.
- Helgason, L.B., Arukwe, A., Gabrielsen, G.W., Harju, M., Hegseth, M.N., Heimstad, E.S., Jorgensen, E.H., Mortensen, A.S., Wolkers, J., 2010a. Biotransformation of PCBs in Arctic seabirds: Characterization of phase I and II pathways at transcriptional, translational and activity levels. *Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology* 152, 34-41.
- Helgason, L.B., Barrett, R., Lie, E., Polder, A., Skaare, J.U., Gabrielsen, G.W., 2008. Levels and temporal trends (1983-2003) of persistent organic pollutants (POPs) and mercury (Hg) in seabird eggs from Northern Norway. *Environmental Pollution* 155, 190-198.
- Helgason, L.B., Sagerup, K., Gabrielsen, G.W., 2012. Temporal trends and contaminant profiles of persistent organic pollutants (POPs) in seabird eggs from Northern Norway and Svalbard, in: Loganathan, B.G., Lam, P.K.S. (Eds.), *Global Contamination Trends of Persistent Organic Chemicals*. Taylor & Francis, Boca Raton, pp. 547-570.
- Helgason, L.B., Verreault, J., Braune, B.M., Borga, K., Primicerio, R., Jenssen, B.M., Gabrielsen, G.W., 2010b. Relationship between persistent halogenated organic contaminants and TCDD-toxic equivalents on EROD activity and retinoid and thyroid hormone status in northern fulmars. *Science of the Total Environment* 408, 6117-6123.
- Helle, E., Olsson, M., Jensen, S., 1976. DDT and PCB levels and reproduction in ringed seals from the Bothnian Bay. *Ambio* 5, 188-189.
- Henriksen, E.O., Wiig, O., Skaare, J.U., Gabrielsen, G.W., Derocher, A.E., 2001. Monitoring PCBs in polar bears: lessons learned from Svalbard. *Journal of Environmental Monitoring* 3, 493-498.
- Herzke, D., Nygard, T., Berger, U., Huber, S., Rov, N., 2009. Perfluorinated and other persistent halogenated organic compounds in European shag (*Phalacrocorax aristotelis*) and common eider (*Somateria mollissima*) from Norway: A suburban to remote pollutant gradient. *Science of the Total Environment* 408, 340-348.
- Hung, H., Blanchard, P., Halsall, C.J., Bidleman, T.F., Stern, G.A., Fellin, P., Muir, D.C.G., Barrie, L.A., Jantunen, L.M., Helm, P.A., Ma, J., Konoplev, A., 2005. Temporal and spatial variabilities of atmospheric polychlorinated biphenyls (PCBs), organochlorine (OC) pesticides and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the Canadian Arctic: Results from a decade of monitoring. *Science of the Total Environment* 342, 119-144.
- Hung, H., Kallenborn, R., Breivik, K., Su, Y.S., Brorstrom-Lunden, E., Olafsdottir, K., Thorlacius, J.M., Leppanen, S., Bossi, R., Skov, H., Mano, S., Patton, G.W., Stern, G., Sverko, E., Fellin, P., 2010. Atmospheric monitoring of organic pollutants in the Arctic under the Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP): 1993-2006. *Science of the Total Environment* 408, 2854-2873.
- Haave, M., Ropstad, E., Derocher, A.E., Lie, E., Dahl, E., Wiig, O., Skaare, J.U., Jenssen, B.M., 2003. Polychlorinated biphenyls and reproductive hormones in female polar bears at Svalbard. *Environmental Health Perspectives* 111, 431-436.
- IAEA, 1999. *Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards*, Technical Reports Series. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IPCC, 2007. *Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability: contribution of Working Group II to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jantunen, L.M., Bidleman, T., 1996. Air-water gas exchange of hexachlorocyclohexanes (HCHs) and the enantiomers of alpha-HCH in arctic regions. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 101, 28837-28846.
- Jartun, M., Ottesen, R.T., Volden, T., Lundkvist, Q., 2009. Local Sources of Polychlorinated Biphenyls (PCB) in Russian and Norwegian Settlements on Spitsbergen Island, Norway. *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part a-Current Issues* 72, 284-294.
- Jartun, M., Volden, T., Ottesen, R.T., 2007. PCB fra lokale kilder i Barentsburg, Pyramiden og Longyearbyen på Svalbard. Geological Survey of Norway, Trondheim, p. 31.
- JECFA, 2006. *Polybrominated diphenyl ethers. Safety evaluation of certain contaminants in food*. Prepared by the 64th meeting of the Joint FAO/WHO Expert committee on Food Additives. WHO.
- Julshamn, K., Frantzen, S., Valdersnes, S., Nilsen, B., Maage, A., Nedreaas, K., 2011. Concentrations of mercury, arsenic, cadmium and lead in Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) caught off the coast of northern Norway. *Marine Biology Research* 7, 733-745.
- Julshamn, K., Grosvik, B.E., Nedreaas, K., Maage, A., 2006. Mercury concentration in fillets of Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) caught in the Barents Sea in January 2006. *Science of the Total Environment* 372, 345-349.
- Jäger, I., Hop, H., Gabrielsen, G.W., 2009. Biomagnification of mercury in selected species from an Arctic marine food web in Svalbard. *Science of the Total Environment* 407, 4744-4751.

- Karcher, M., Harms, I., Strandring, W.J.F., Dowdall, M., Strand, P., 2010. On the potential for climate change impacts on marine anthropogenic radioactivity in the Arctic regions. *Marine Pollution Bulletin* 60, 1151-1159.
- Kolstad, A.K., 1995. Expeditions to Komsomolets in 1993 and 1994, StrålevernRapport 1995:7. Norwegian Radiation Protection Authority, Østerås.
- Kovacs, K.M., Lydersen, C., 2006. Birds and mammals of Svalbard. Norsk Polarinstitutt, Oslo.
- Lamon, L., von Waldow, H., MacLeod, M., Scheringer, M., Marcomini, A., Hungerbühler, K., 2009. Modeling the Global Levels and Distribution of Polychlorinated Biphenyls in Air under a Climate Change Scenario. *Environmental Science & Technology* 43, 5818-5824.
- Law, R.J., Herzke, D., Harrad, S., Morris, S., Bersuder, P., Allchin, C.R., 2008. Levels and trends of HBCD and BDEs in the European and Asian environments, with some information for other BFRs. *Chemosphere* 73, 223-241.
- Lehnher, I., St Louis, V.L., Hintelmann, H., Kirk, J.L., 2011. Methylation of inorganic mercury in polar marine waters. *Nature Geoscience* 4, 298-302.
- Leonard, K.S., McCubbin, D., Blowers, P., Taylor, B.R., 1999. Dissolved plutonium and americium in surface waters of the Irish Sea, 1973-1996. *Journal of Environmental Radioactivity* 44, 129-158.
- Letcher, R.J., Bustnes, J.O., Dietz, R., Jenssen, B.M., Jorgensen, E.H., Sonne, C., Verreault, J., Vijayan, M.M., Gabrielsen, G.W., 2010. Exposure and effects assessment of persistent organohalogen contaminants in arctic wildlife and fish. *Science of the Total Environment* 408, 2995-3043.
- Letcher, R.J., Klasson-Wehler, E., Bergman, Å., Paasivirta, J., 2000. Methyl sulfone and hydroxylated metabolites of polychlorinated biphenyls, in: Paasivirta, J. (Ed.), *The Handbook of Environmental Chemistry*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, pp. 315-359.
- Li, C.S., Cornett, J., Ungar, K., 2003. Long-term decrease of cadmium concentrations in the Canadian Arctic air. *Geophysical Research Letters* 30.
- Li, Y.F., McMillan, A., Scholtz, M.T., 1996. Global HCH usage with 1 degrees x 1 degrees longitude/latitude resolution. *Environmental Science & Technology* 30, 3525-3533.
- Lie, E., Larsen, H.J.S., Larsen, S., Johansen, G.M., Derocher, A.E., Lunn, N.J., Norstrom, R.J., Wiig, Ø., Skaare, J.U., 2005. Does high organochlorine (OC) exposure impair the resistance to infection in polar bears (*Ursus maritimus*)? Part II: Possible effect of OCs on mitogen- and antigen-induced lymphocyte proliferation. *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A* 68, 457-484.
- Lie, E., Larsen, H.J.S., Larsen, S., Johnsen, G.M., Derocher, A.E., Lunn, N.J., Norstrom, R.J., Wiig, Ø., Skaare, J.U., 2004. Does high organochlorine (OC) exposure impair the resistance to infection in polar bears (*Ursus maritimus*)? Part I: effect of OCs on the humoral immunity. *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A* 67, 555-582.
- Lindberg, S.E., Brooks, S., Lin, C.J., Scott, K.J., Landis, M.S., Stevens, R.K., Goodsite, M., Richter, A., 2002. Dynamic oxidation of gaseous mercury in the Arctic troposphere at polar sunrise. *Environmental Science & Technology* 36, 1245-1256.
- Louis, V.L.S., Derocher, A.E., Stirling, I., Graydon, J.A., Lee, C., Jocksch, E., Richardson, E., Ghorpade, S., Kwan, A.K., Kirk, J.L., Lehnher, I., Swanson, H.K., 2011. Differences in Mercury Bioaccumulation between Polar Bears (*Ursus maritimus*) from the Canadian high- and sub-Arctic. *Environmental Science & Technology* 45, 5922-5928.
- Lundkvist, Q., Pedersen, H.R., Ottesen, R.T., Volden, T., Jartun, M., Gabrielsen, G.W., Skåre, J.U., Kallenborn, R., Ruus, A., Dahle, S., Evensen, A., Vongraven, D., Jenssen, B.M., Ekker, M., Hindrum, R., 2008. PCB on Svalbard, status of knowledge and management, April 2008. Sysselmannen på Svalbard, Longyearbyen, p. 39.
- Lyche, J.L., Larsen, H.J.S., Skaare, J.U., Tverdal, A., Johansen, G.M., Ropstad, E., 2006. Perinatal exposure to low doses of PCB 153 and PCB 126 affects maternal and neonatal immunity in goat kids. *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A* 69, 139-158.
- Ma, J., Hung, H., Tian, C., Kallenborn, R., 2011. Revolatilization of persistent organic pollutants in the Arctic induced by climate change. *Nature Clim. Change* 1, 255-260.
- Macdonald, R.W., Harner, T., Fyfe, J., 2005. Recent climate change in the Arctic and its impact on contaminant pathways and interpretation of temporal trend data. *Science of the Total Environment* 342, 5-86.
- Macdonald, R.W., Mackay, D., Li, Y.F., Hickie, B., 2003. How will global climate change affect risks from long-range transport of persistent organic pollutants? *Human and Ecological Risk Assessment* 9, 643-660.
- Mason, R.P., Reinfelder, J.R., Morel, F.M.M., 1996. Uptake, toxicity, and trophic transfer of mercury in a coastal diatom. *Environmental Science & Technology* 30, 1835-1845.
- McConnell, L.L., Cotham, W.E., Bidleman, T.F., 1993. Gas exchange of hexachlorocyclohexane in the Great Lakes. *Environmental Science & Technology* 27, 1304-1311.
- McKinney, M.A., Peacock, E., Letcher, R.J., 2009. Sea ice-associated diet change increases the levels of chlorinated and brominated contaminants in polar bears. *Environmental Science & Technology* 43, 4334-4339.
- McKinney, M.A., Stirling, I., Lunn, N.J., Peacock, E., Letcher, R.J., 2010. The role of diet on long-term concentration and pattern trends of brominated and chlorinated contaminants in western Hudson Bay polar bears, 1991-2007. *Science of the Total Environment* 408, 6210-6222.
- Mercado-Feliciano, M., Bigsby, R.M., 2008. Hydroxylated metabolites of the polybrominated diphenyl ether mixture DE-71 are weak estrogen receptor-alpha ligands. *Environmental Health Perspectives* 116, 1315-1321.
- Miljeteig, C., Gabrielsen, G.W., 2010. Contaminants in Brünnich's guillemots from Kongsfjorden and Bjørnøya in the period from 1993 to 2007, Kortrapportserie. Instituttet, Tromsø, p. 33 s.
- Miljeteig, C., Strøm, H., Gavrilov, M.V., Volkov, A., Jenssen, B.M., Gabrielsen, G.W., 2009. High Levels of Contaminants in Ivory Gull *Pagophila eburnea* Eggs from the Russian and Norwegian Arctic. *Environmental Science & Technology* 43, 5521-5528.
- Miljøverndepartementet, 2011. Prop. 1 S (2011-2012) Proposisjon til Stortinget (forslag til stortingsvedtak). Miljøverndepartementet, Oslo, p. 343.
- MOSJ, 2011. Miljøovervåking Svalbard og Jan Mayen – MOSJ, nettside: <http://mosj.npolar.no/no/>, Norwegian Polar Institute, Tromsø.
- Nilsen, B.M., Frantzen, S., Julshamn, K., 2011. Fremmedstoffer i villfisk med vekt på kystnære farvann. En undersøkelse av innholdet av dioksiner og dioksinlignende PCB i torskelever fra 15 fjorder og havner langs norskekysten 2009, Bergen.
- Nilsen, B.M., Frantzen, S., Nedreaas, K., Julshamn, K., 2010. Basisundersøkelse av fremmedstoffer i blåkkeite (*Reinhardtius hippoglossoides*), Bergen.
- Noyes, P.D., McElwee, M.K., Miller, H.D., Clark, B.W., Van Tiem, L.A., Walcott, K.C., Erwin, K.N., Levin, E.D., 2009. The toxicology of climate change: Environmental contaminants in a warming world. *Environment International* 35, 971-986.

- Nriagu, J.O., Pacyna, J.M., 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333, 134-139.
- NRPA, 2007. Radioactivity in the Marine Environment 2005. Results from the Norwegian National Monitoring Programme (RAME), StrålevernRapport 2007:10. Norwegian Radiation Protection Authority, Østerås, p. 45.
- NRPA, 2009. Radioactivity in the marine environment 2007. Results from the Norwegian Marine Monitoring Programme (RAME), StrålevernRapport 2009:15. Norwegian Radiation Protection Authority, Østerås, p. 44.
- NRPA, 2011. Radioactivity in the marine environment 2008 and 2009. Results from the Norwegian Marine Monitoring Programme (RAME), StrålevernRapport 2011:4. Norwegian Radiation Protection Authority, Østerås, p. 48.
- Nyman, M., Bergknut, M., Fant, M.L., Raunio, H., Jestoi, M., Bengs, C., Murk, A., Koistinen, J., Backman, C., Pelkonen, O., Tysklind, M., Hirvi, T., Helle, E., 2003. Contaminant exposure and effects in Baltic ringed and grey seals as assessed by biomarkers. *Marine Environmental Research* 55, 73-99.
- Nyman, M., Koistinen, J., Fant, M.L., Vartiainen, T., Helle, E., 2002. Current levels of DDT, PCB and trace elements in the Baltic ringed seals (*Phoca hispida baltica*) and grey seals (*Halichoerus grypus*). *Environmental Pollution* 119, 399-412.
- Oskam, I.C., Ropstad, E., Dahl, E., Lie, E., Derocher, A.E., Wiig, O., Larsen, S., Wiger, R., Skaare, J.U., 2003. Organochlorines affect the major androgenic hormone, testosterone, in male polar bears (*Ursus maritimus*) at Svalbard. *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part A* 66, 2119-2139.
- OSPAR, 2010. Liquid discharges from nuclear installations in 2008. Radioactive substances series, London.
- Outridge, P.M., Hobson, K.A., Savelle, J., 2009. Long-term changes of mercury levels in ringed seal (*Phoca hispida*) from Amundsen Gulf, and beluga (*Delphinapterus leucas*) from the Beaufort Sea, western Canadian Arctic. *Science of the Total Environment* 407, 6044-6051.
- Outridge, P.M., Hobson, K.A., Savelle, J.M., 2005. Changes in mercury and cadmium concentrations and the feeding behaviour of beluga (*Delphinapterus leucas*) near Somerset Island, Canada, during the 20th century. *Science of the Total Environment* 350, 106-118.
- Outridge, P.M., Macdonald, R.W., Wang, F., Stern, G.A., Dastoor, A.P., 2008. A mass balance inventory of mercury in the Arctic Ocean. *Environmental Chemistry* 5, 89-111.
- Pacyna, E.G., Pacyna, J.M., Steenhuisen, F., Wilson, S., 2006. Global anthropogenic mercury emission inventory for 2000. *Atmospheric Environment* 40, 4048-4063.
- Pacyna, J.M., Scholtz, M.T., Li, Y.F., 1995. Global budget of trace metal sources. *Environmental Reviews* 3, 145-159.
- Polder, A., Skaare, J.U., Tryland, M., Ropstad, E., Gabrielsen, G.W., Vikøren, T., Arnemo, J.M., Mørk, T., Siw, K., Pim, L., Lie, E., 2009. Screening of halogenated organic compounds (HOCs) in wild living terrestrial mammals in Svalbard, Norway and Northern Sweden. *Statens forurensningstilsyn*, SFT, Oslo, p. 55.
- Polischuk, S.C., Hobson, K.A., Ramsay, M.A., 2001. Use of stable-carbon and -nitrogen isotopes to assess weaning and fasting in female polar bears and their cubs. *Canadian Journal of Zoology* 79, 499-511.
- Regehr, E.V., Lunn, N.J., Amstrup, S.C., Stirling, L., 2007. Effects of earlier sea ice breakup on survival and population size of polar bears in western Hudson bay. *Journal of Wildlife Management* 71, 2673-2683.
- Riget, F., Braune, B., Bignert, A., Wilson, S., Aars, J., Born, E., Dam, M., Dietz, R., Evans, M., Evans, T., Gamberg, M., Gantner, N., Green, N., Gunnlaugsdóttir, H., Kannan, K., Letcher, R., Muir, D., Roach, P., Sonne, C., Stern, G., Wiig, O., 2011. Temporal trends of Hg in Arctic biota, an update. *Science of the Total Environment* 409, 3520-3526.
- Riget, F., Moller, P., Dietz, R., Nielsen, T.G., Asmund, G., Strand, J., Larsen, M.M., Hobson, K.A., 2007. Transfer of mercury in the marine food web of West Greenland. *Journal of Environmental Monitoring* 9, 877-883.
- Riget, F., Muir, D., Kwan, M., Savinova, T., Nyman, M., Woshner, V., O'Hara, T., 2005. Circumpolar pattern of mercury and cadmium in ringed seals. *Science of the Total Environment* 351, 312-322.
- Rognerud, S., Fjeld, E., Skjellkvåke, B.L., Christensen, G.N., Røyset, O.K., 2008. National lake survey 2004-2006, part 2: Sediments. *Pollution of metals, PAH and PCB*. SFT, Oslo.
- Rognerud, S., Wartena, E.M.M., Skotvold, T., 2000. Heavy metals and persistent organic pollutants in sediments and fish from lakes in Northern and Arctic regions of Norway. *SFT/Apn*, Oslo, p. 97.
- Rogstad, T.W., 2007. Vitamin and hormone status in PCB exposed male *Alopex lagopus*. Norwegian University of Science and Technology, Trondheim.
- Rose, N.L., Rose, C.L., Boyle, J.F., Appleby, P.G., 2004. Lake-sediment evidence for local and remote sources of atmospherically deposited pollutants on Svalbard. *Journal of Paleolimnology* 31, 499-513.
- Routti, H., Arukwe, A., Jenssen, B.M., Letcher, R.J., Nyman, M., Backman, C., Gabrielsen, G.W., 2010. Comparative endocrine disruptive effects of contaminants in ringed seals (*Phoca hispida*) from Svalbard and the Baltic Sea. *Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology* 152, 306-312.
- Routti, H., Letcher, R., Born, E., Branigan, M., Dietz, R., Evans, T.J., McKinney, M.A., Peacock, E., Sonne, C., unpubl. Food web influence on spatial variation of mercury and other selected trace elements in polar bears (*Ursus maritimus*) from circumpolar subpopulations.
- Routti, H., Letcher, R.J., Arukwe, A., van Bavel, B., Yoccoz, N.G., Chu, S.G., Gabrielsen, G.W., 2008. Biotransformation of PCBs in Relation to Phase I and II Xenobiotic-Metabolizing Enzyme Activities in Ringed Seals (*Phoca hispida*) from Svalbard and the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology* 42, 8952-8958.
- Routti, H., Letcher, R.J., Chu, S.G., Van Bavel, B., Gabrielsen, G.W., 2009a. Polybrominated Diphenyl Ethers and Their Hydroxylated Analogues in Ringed Seals (*Phoca hispida*) from Svalbard and the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology* 43, 3494-3499.
- Routti, H., Letcher, R.J., van Bavel, B., Arukwe, A., Chu, S., Gabrielsen, G.W., 2009b. Concentrations, patterns and metabolites of organochlorine pesticides in relation to xenobiotic phase I and II enzyme activities in ringed seals (*Phoca hispida*) from Svalbard and the Baltic Sea. *Environmental Pollution* 157, 2428-2434.
- Sagerup, K., Helgason, L.B., Polder, A., Strøm, H., Josefsen, T.D., Skåre, J.U., Gabrielsen, G.W., 2009. Persistent organic pollutants and mercury in dead and dying glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) at Bjørnøya (Svalbard). *Science of the Total Environment* 407, 6009-6016.
- Sagerup, K., Herzke, D., Harju, M., Evenset, A., Christensen, G.N., Routti, H., Fuglei, E., Aars, J., Strøm, H., Gabrielsen, G.W., 2010. New brominated flame retardants in Arctic biota. Statlig program for forurensningsovervåkning. Klima og forurensningsdirektoratet (Klif), Oslo, p. 32.
- Sagerup, K., Leonards, P., Routti, H., Fuglei, E., Aars, J., Strøm, H., Kovacs, K.M., Lydersen, C., Gabrielsen, G.W., 2011. Organophosphorous flame retardants in Arctic biota, Statlig program for forurensningsovervåkning. Klima og forurensningsdirektoratet (Klif), Oslo, p. 50.

- Sander, G., 2005. Miljøovervåking av Svalbard og Jan Mayen - MOSJ: en dokumentasjon av systemet og den første vurderingen av miljøstatus. Norsk Polarinstitutt, Tromsø.
- Savinov, V., Gabrielsen, G.W., Savinova, T., 2003. Cadmium, zinc, copper, arsenic, selenium and mercury in seabirds from the Barents Sea: levels, inter-specific and geographical differences. *Science of the Total Environment* 306, 133-158.
- Sazykina, T., Jaworska, A., Brown, J., 2003. Dose-effect relationships for reference (or related) Arctic biota. Deliverable report 5 for the EPIC project. Norwegian Radiation Protection Authority, Østerås.
- Skjeggstad, N., Gabrielsen, G.W., 1998. Forslag til miljømål for Jan Mayen med hensyn til håndtering av PCB i avfallsdeponi på øya, Rapportserie. Norsk Polarinstitutt, Tromsø.
- Skotvold, T., Wartena, E., Christensen, G.N., Fjeld, E., Schlabach, M., 1999. Organochlorine contaminants in biota and sediments from lakes on Bear Island. Statlig program for forurensningsovervåking SFT, Oslo.
- Slemr, F., Brunke, E.G., Ebinghaus, R., Temme, C., Munthe, J., Wangberg, I., Schroeder, W., Steffen, A., Berg, T., 2003. Worldwide trend of atmospheric mercury since 1977. *Geophysical Research Letters* 30.
- Sonne, C., 2010. Health effects from long-range transported contaminants in Arctic top predators: An integrated review based on studies of polar bears and relevant model species. *Environment International* 36, 461-491.
- SPIN2000, 2011. Database on the use of substances in products in the Nordic countries. Nordic Council of Ministers, Chemical group.
- Steffen, A., Douglas, T., Amyot, M., Ariya, P., Aspmo, K., Berg, T., Bottenheim, J., Brooks, S., Cobbett, F., Dastoor, A., Dommergue, A., Ebinghaus, R., Ferrari, C., Gardfeldt, K., Goodsite, M.E., Lean, D., Poulain, A.J., Scherz, C., Skov, H., Sommar, J., Temme, C., 2008. A synthesis of atmospheric mercury depletion event chemistry in the atmosphere and snow. *Atmospheric Chemistry and Physics* 8, 1445-1482.
- Steindal, E., 2009. Screening of persistent organic pollutants (POPs) in migrating waterfowl; barnacle goose *Branta leucopsis* and pink-footed goose *Anser brachyrhynchus*. University of Amsterdam, Amsterdam.
- Steinnes, E., 1995. A critical-evaluation of the use of naturally growing moss to monitor the deposition of atmospheric metals. *Science of the Total Environment* 160-61, 243-249.
- Steinnes, E., Berg, T., Sjobakk, T.E., 2003. Temporal and spatial trends in Hg deposition monitored by moss analysis. *Science of the Total Environment* 304, 215-219.
- Steinnes, E., Berg, T., Uggerud, H., Pfaffhuber, K.A., 2011. Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge, Landsomfattende undersøkelse 2010. Klif, Oslo.
- Stirling, I., Lunn, N.J., Iacozza, J., 1999. Long-term trends in the population ecology of polar bears in western Hudson Bay in relation to climatic change. *Arctic* 52, 294-306.
- Stockholm_Convention, 2011. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs).
- Strøm, H., 2006. Birds of Svalbard, in: Kovacs, K.M., Lydersen, C. (Eds.), *Birds and mammals of Svalbard*. Norwegian Polar Institute, Tromsø, pp. 86-191.
- Strøm, H., 2007. Distribution of seabirds on Bjørnøya, in: Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Bustnes, J.O., Erikstad, K.E., Fauchald, P., Lorentsen, S.H., Steen, H., Strøm, H., Systad, G.H., Tveraa, T. (Eds.), *SEAPOP studies in the Lofoten and Barents Sea area in 2006*. NINA, Trondheim, pp. 31-33.
- Su, Y.S., Hung, H., Blanchard, P., Patton, G.W., Kallenborn, R., Konoplev, A., Fellin, P., Li, H., Geen, C., Stern, G., Rosenberg, B., Barrie, L.A., 2006. Spatial and seasonal variations of hexachlorocyclohexanes (HCHs) and hexachlorobenzene (HCB) in the Arctic atmosphere. *Environmental Science & Technology* 40, 6601-6607.
- Sun, Q., Chu, G.Q., Liu, J.Q., Gao, D.Y., 2006. A 150-year record of heavy metals in the varved sediments of Lake Bolterskardet, Svalbard. *Arctic Antarctic and Alpine Research* 38, 436-445.
- SWIPA, in prep. Report on changes in the Arctic Cryosphere (SWIPA: Snow, Water, Ice and Permafrost in the Arctic), in preparation.
- Sørmo, E.G., Salmer, M.P., Jenssen, B.M., Hop, H., Baek, K., Kovacs, K.M., Lydersen, C., Falk-Petersen, S., Gabrielsen, G.W., Lie, E., Skaare, J.U., 2006. Biomagnification of polybrominated diphenyl ether and hexabromocyclododecane flame retardants in the polar bear food chain in Svalbard, Norway. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25, 2502-2511.
- Tan, S.W., Meiller, J.C., Mahaffey, K.R., 2009. The endocrine effects of mercury in humans and wildlife. *Critical Reviews in Toxicology* 39, 228-269.
- Temme, C., Blanchard, P., Steffen, A., Banic, C., Beauchamp, S., Poissant, L., Tordon, R., Wiens, B., 2007. Trend, seasonal and multivariate analysis study of total gaseous mercury data from the Canadian atmospheric mercury measurement network (CAMNet). *Atmospheric Environment* 41, 5423-5441.
- Tryland, M., Krafft, B.A., Lydersen, C., Kovacs, K.M., Thoresen, S.I., 2006. Serum chemistry values for free-ranging ringed seals (*Pusa hispida*) in Svalbard. *Veterinary clinical pathology* 35, 405-412.
- UNEP/AMAP_Expert_group, 2011. Climate change and POPs: Predicting the Impacts. UNEP/AMAP.
- UNSCEAR, 2000. Sources and Effects of Ionizing Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. United Nations, New York.
- Utenriksdepartementet, 2010. Samarbeidet med Russland om atomvirkosomhet og miljø i nordområdene. Regjeringen, Oslo.
- van den Berg, K.J., 1990. Interaction of chlorinated phenols with thyroxine binding sites of human transthyretin, albumin and thyroid binding globulin. *Chemico-Biological Interactions* 76, 63-75.
- Verreault, J., Berger, U., Gabrielsen, G.W., 2007a. Trends of perfluorinated alkyl substances in herring gull eggs from two coastal colonies in northern Norway: 1983-2003. *Environmental Science & Technology* 41, 6671-6677.
- Verreault, J., Gabrielsen, G.W., Bustnes, J.O., 2010a. The Svalbard Glaucous Gull as Bioindicator Species in the European Arctic: Insight from 35 Years of Contaminants Research, *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 205. Springer Science, pp. 77-116.
- Verreault, J., Gabrielsen, G.W., Bustnes, J.O., 2010b. The Svalbard Glaucous Gull as Bioindicator Species in the European Arctic: Insight from 35 Years of Contaminants Research. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 205, 77-116.
- Verreault, J., Gebbink, W.A., Gauthier, L.T., Gabrielsen, G.W., Letcher, R.J., 2007b. Brominated flame retardants in glaucous gulls from the Norwegian Arctic: More than just an issue of polybrominated diphenyl ethers. *Environmental Science & Technology* 41, 4925-4931.
- Verreault, J., Letcher, R.J., Muir, D.C.G., Chu, S.G., Gebbink, W.A., Gabrielsen, G.W., 2005. New organochlorine contaminants and metabolites in plasma and eggs of glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) from the Norwegian Arctic. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24, 2486-2499.

- Vetter, W., Recke, R.v.d., Ostrowicz, P., Rosenfelder, N., 2010. Liquid chromatographic enantioseparation of the brominated flame retardant 2,3-dibromopropyl-2,4,6-tribromophenyl ether (DPTE) and enantiomer fractions in seal blubber. *Chemosphere* 78, 134-138.
- Villanger, G.D., Lydersen, C., Kovacs, K.M., Lie, E., Skaare, J.U., Jensen, B.M., 2011. Disruptive effects of persistent organohalogen contaminants on thyroid function in white whales (*Delphinapterus leucas*) from Svalbard. *Science of the Total Environment* 409, 2511-2524.
- Wangberg, I., Munthe, J., Berg, T., Ebinghaus, R., Kock, H.H., Temme, C., Bieber, E., Spain, T.G., Stolk, A., 2007. Trends in air concentration and deposition of mercury in the coastal environment of the North Sea Area. *Atmospheric Environment* 41, 2612-2619.
- Wassmann, P., Duarte, C.M., Agusti, S., Sejr, M.K., 2011. Footprints of climate change in the Arctic marine ecosystem. *Global Change Biology* 17, 1235-1249.
- Weber, J., Halsall, C.J., Muir, D., Teixeira, C., Small, J., Solomon, K., Hermanson, M., Hung, H., Bidleman, T., 2010. Endosulfan, a global pesticide: A review of its fate in the environment and occurrence in the Arctic. *Science of the Total Environment* 408, 2966-2984.
- Wei, Y.H., Shi, X.J., Zhang, H.X., Wang, J.S., Zhou, B.S., Dai, J.Y., 2009. Combined effects of polyfluorinated and perfluorinated compounds on primary cultured hepatocytes from rare minnow (*Gobiocypris rarus*) using toxicogenomic analysis. *Aquatic Toxicology* 95, 27-36.
- Willett, K.L., Ulrich, E.M., Hites, R.A., 1998. Differential toxicity and environmental fates of hexachlorocyclohexane isomers. *Environmental Science & Technology* 32, 2197-2207.
- Wiseman, S., Jorgensen, E.H., Maule, A.G., Vijayan, M.M., 2011. Contaminant loading in remote Arctic lakes affects cellular stress-related proteins expression in feral charr. *Polar Biology* 34, 933-937.
- Aas, W., Solberg, S., Manø, S., Yttri, K.E., 2011. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør: atmosfærisk tilførsel, 2010. Klima- og forurensningsdirektoratet, Oslo.

Stockholm Convention Factsheet



Budget of Stockholm Convention for the biennium 2010-2011

| | |
|--------------------|---------------------|
| General Trust Fund | \$11,677,850 |
| Special Trust Fund | \$7,164,200 |
| Total | \$18,842,050 |



General trust funds are earmarked contributions while special trust funds are based on voluntary contributions

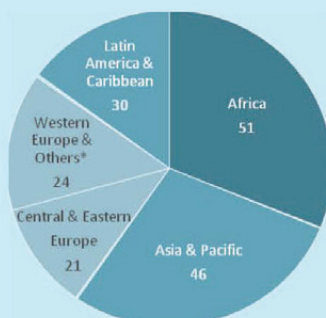
Top Five Donors to the General Trust Fund during 2010

| | |
|--------------|--------------------|
| Switzerland | \$1,873,536 |
| Japan | \$879,598 |
| Germany | \$489,984 |
| UK | \$379,442 |
| France | \$359,961 |
| TOTAL | \$3,982,521 |

Top Five Donors to the Voluntary Trust Fund during 2010

| | |
|--------------|--------------------|
| Norway | \$687,857 |
| USA | \$400,000 |
| Sweden | \$207,519 |
| Netherlands | \$204,200 |
| Germany | \$102,917 |
| TOTAL | \$1,602,493 |

Number of Parties per region



Total : 172 Parties as of 1 March 2011

What is the Stockholm Convention?

The Stockholm Convention on persistent organic pollutants (POPs) is a global treaty to protect human health and the environment from highly dangerous, long-lasting chemicals by restricting and ultimately eliminating their production, use, trade, release and storage.

Mission: To protect human health and the environment from POPs.

Key milestones:

- ◆ **February 1997** - UNEP/GC Decision 19/13C establishes POPs intergovernmental negotiating Committee (INC) to develop a global treaty on POPs
- ◆ **23 May 2001** - Conference of plenipotentiaries: 92 countries and EC sign the treaty
- ◆ **17 May 2004** - Entry into force of the Convention
- ◆ **May 2009** - COP4 : Amendments to the Convention to add 9 new POPs
- ◆ **26 August 2010** - Entry into force of the amendments on new POPs

What are the POPs covered under the Convention?

The first 12 compounds covered under the Convention are Aldrin, Chlordane, DDT, Dieldrin, Endrin, Heptachlor, Hexachlorobenzene, Mirex, Polychlorinated Biphenyls, Polychlorinated dibenzo-p-dioxins, Polychlorinated dibenzofurans, and Toxaphene.

The 9 new POPs added to the Convention are Alpha hexachlorocyclohexane, Beta hexachlorocyclohexane, Chlordecone, Commercial octabromodiphenyl ether (hexabromodiphenyl ether and heptabromodiphenyl ether), Commercial pentabromodiphenyl ether (tetrabromodiphenyl ether and pentabromodiphenyl ether), Hexabromobiphenyl, Lindane, Pentachlorobenzene, Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS), its salts and perfluorooctane sulfonyl fluoride (PFOS-F).

Areas of focus of the Convention

1. Intentional POPs

◆ Wastes and PCBs

Supports Parties in establishing, implementing and strengthening their national capacities to address POPs/contaminated wastes including PCBs. The Convention provides guidance and facilitates the exchange of information on environmentally sound management of wastes, equipments and oils containing PCBs.

◆ DDT

Evaluates the continued need to use DDT for malaria vector control. The Convention collaborates with other stakeholders to promote the development and deployment of alternatives to DDT.

2. Unintentional POPs

Encourages the reduction of the total release of unintentional POPs derived from different anthropogenic activities such as incinerators and open burning through the gradual implementation of best available techniques (BAT) and best environmental practices (BEP) for existing and new sources.

3. Consideration of future POPs candidates

Establishes a scientific committee consisting of government-designated experts to review new chemicals proposed for addition under the Convention.

4. Technical Assistance and Financial Mechanism

Facilitates the provision of technical and financial assistance for eligible Parties to assist them in implementing the Convention. The Global Environmental Facility serves as the principal entity entrusted with the operation of the financial mechanism. Established under the Convention.

5. Effectiveness Evaluation and Global Monitoring

Collects national reports and regional monitoring data to facilitate the evaluation of its implementation as an effective tool to protect human health and the environment from POPs.

Stockholm Convention key dates

Intergovernmental negotiations

First session
Montreal, 29 June-3 July 1998

Second session
Nairobi, 25-29 January 1999

Third session
Geneva, 6-11 September 1999

Fourth session
Bonn, 20-25 March 2000

Fifth session
Johannesburg, 4-9 December 2000

Sixth session
Geneva, 17-21 June 2002

Seventh session
Geneva, 14-18 July 2003

Conference of plenipotentiaries

Stockholm, 21-22 May 2001

Conference of the Parties

First meeting
Punta del Este, Uruguay, 2-6 May 2005

Second meeting
Geneva, 1-5 May 2006

Third meeting
Dakar, 30 April-4 May 2007

Fourth meeting
Geneva, Switzerland, May 2009

Simultaneous extraordinary meetings of the Conferences of the Parties to the Basel, Rotterdam and Stockholm Conventions
Bali, Indonesia, 22-24 February 2010

Fifth meeting
Geneva, Switzerland, April 2011

For more information please contact:
Secretariat of the Stockholm Convention
International Environment House
11-13, chemin des Anémones
CH-1219 Châtelaine, (Geneva)
Switzerland
Tel: +41 22 917 81 91; Fax: +41 22 917 80 98
E-mail: ssc@pops.int
Website: www.pops.int

30 March 2011

www.pops.int



Environmental and Health Effects of POPs

POPs have contributed to our general well-being like other chemicals. However, exposure to them can also cause serious health problems. Health and environmental concerns associated with POPs include:

- ◆ Persistence for long periods in the environment
- ◆ Travelling long distances and depositing far away from their sources of release
- ◆ Accumulating in the fatty tissues of living organisms
- ◆ Causing complications like cancer and birth defects
- ◆ Triggering adverse effect on the ecosystem and biodiversity
- ◆ Potentially disrupting immune and reproductive systems and even diminishing intelligence

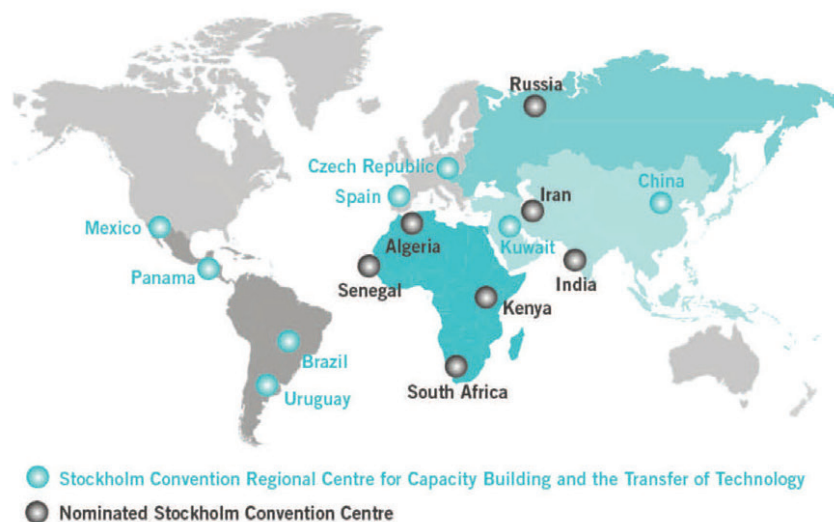
Regional Centres

There are 8 Stockholm Convention regional and sub-regional centres for capacity-building and the transfer of technology, located in:

- ◆ Sao Paulo, Brazil
- ◆ Beijing, China
- ◆ Brno, Czech Republic
- ◆ Kuwait City, Kuwait
- ◆ Mexico City, Mexico
- ◆ Panama City, Panama
- ◆ Barcelona, Spain
- ◆ Montevideo, Uruguay

There are 7 Nominated Stockholm Convention Centres located in:

- ◆ Algiers, Algeria
- ◆ Nagpur, India
- ◆ Teheran, Islamic Republic of Iran
- ◆ Nairobi, Kenya
- ◆ Moscow, Russian Federation
- ◆ Dakar, Senegal
- ◆ Pretoria, South Africa



Partners

The Stockholm Convention collaborates with many partners to meet its objectives, including:

- ◆ Basel Convention
- ◆ Rotterdam Convention
- ◆ Global Environment Facility
- ◆ United Nations Environment Programme
- ◆ Inter-Organization Programme for the Sound Management of Chemicals
- ◆ Non-Governmental Organizations
- ◆ United Nations Institute for Training and Research

