



**KLIMA- OG
FORURENSNINGS-
DIREKTORATET**

Statlig program for forurensningsovervåking
Rapportnr. 1072/2010

**Tilførselsprogrammet 2009
Overvåking av tilførsler og miljøtilstand i
Barentshavet og Lofotenområdet**

TA
2660
2010

Utført av



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Midt-Norge

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Tilførselsprogrammet 2009. Overvåking av tilførsler og miljøtilstand i Barentshavet og Lofotenområdet.	Løpenr. (for bestilling) 5980-2010	03.06.2010
	Prosjektnr. 29309	Sider 243
Forfatter(e) Norsk institutt for vannforskning (NIVA): Norman W. Green, Jarle Molvær, Øyvind Kaste, Corinna Schrum, Evgeniy Yakushev, Kai Sørensen, Ian Allan, Tore Høgåsen, Anne Bjørkenes Christiansen Havforskningsinstituttet (IMR): Hilde Elise Heldal, Jarle Klungesøyr, Stepan Boitsov, Knut Yngve Børsheim Nasjonalt institutt for ernærings og sjømatforskning (NIFES): Amund Måge, Kåre Julshamn Norsk institutt for luftforskning (NILU): Wenche Aas, Ole-Anders Braathen, Knut Breivik, Sabine Eckhardt Statens strålevern (NRPA): Anne Liv Rudjord, Mikhail Iosjpe, Anne Lene Brungot	Fagområde Marine miljøgifter	Distribusjon Fri
	Geografisk område Barentshavet	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif)	Oppdragsreferanse TA 2660/2010
--	-----------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Det er utført nye beregninger av tilførsel av olje, kjemikalier og radioaktive stoffer til Barentshavet. Hovedinntrykket er relativt liten tilførsel av miljøfarlige stoffer til Barentshavet – Lofotenområdet. Nå er imidlertid tørravsetning inkludert i atmosfærisk nedfall og gir vesentlig høyere tilførsel av PAH og PCB enn tidligere kjent. Tilførsel fra luft gir største bidrag til Barentshavet av PCB, PAH, kvikksølv, krom, bly og kadmium. Skipstrafikk dominerer mht. tilførsel av olje og tributyltinn. En ny modell er tatt i bruk for å bedømme transport av miljøfarlige stoffer til Barentshavet og fordelingen innad i havområdet.</p> <p>Overvåking av kjemikalier i sediment og torsk viste i hovedsak lave til moderate konsentrasjoner. Konsentrasjonen av radioaktive stoffer i vann, sediment og torsk var på samme nivåer som registrert på de øvrige overvåkingsstasjonene i Barentshavet. Det er fortsatt store kunnskapsmangler og usikkerheter både i datagrunnlag og i estimatene av tilførsler. Spesielt viktig for den neste rulleringen av programmet er forbedrede tall for tilførsler via luft og forbedring av de marine transport- og spredningsmodellene.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Miljøgifter Radioaktive stoffer Overvåking Barentshavet 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Contaminants Radionuclides Monitoring Barents Sea
---	---

Norman Green
Prosjektleder

Kristoffer Næs
Forskningsleder

Bjørn Faafeng
Seniorrådgiver

ISBN 978-82-577-5715-1





Forord

Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) har etablert et langsiktig program for overvåking av tilførsler av miljøfarlige stoff til forvaltningsplanområdene Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen (Tilførselsprogrammet). Tilførslene fordeles mellom bidrag fra 8 kilder og til 12 regioner. I 2009 ble programmet utvidet til å omfatte overvåking som primært skal dekke behov i forvaltningsplanene, og utfylle og supplere eksisterende programmer på nasjonalt og internasjonalt nivå.

Denne rapporten er utarbeidet av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) i partnerskap med Havforskningsinstituttet (IMR), Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES), Norsk institutt for luftforskning (NILU) og Statens strålevern (NRPA) ved kontrakt nr. 5009143. Rapporten gjelder undersøkelser av Barentshavet i 2009.

Vi vil takke senioringeniør Christine Daae Olseng, seniorrådgiver Erik Syvertsen og sjefingeniør Gunnar Skotte, alle fra Klif, for god oppfølging og støtte under gjennomføringen av prosjektet.

Ved IMR takkes forsker Hilde Elise Heldal (hovedkontakt) for vesentlig arbeid i forbindelse med planlegging og gjennomføring av IMRs feltarbeid, samt undersøkelse av radionuklider. I tillegg takkes også forsker Jarle Klungsøyr og forsker Stepan Boitsov for undersøkelse av miljøgifter i sediment, forsker Morten Skogen og forsker Henrik Søiland i forbindelse med modellering, forsker Knut Yngve Børsheim når det gjelder havforsuring. Videre takkes Ingrid Sværen, Grethe Tveit, Guri Nesje og Kjell Westrheim i forbindelse med analyser, Anders Fuglevik i forbindelse med feltarbeid og Kjell Bakkeplass i forbindelse med tegning av kart.

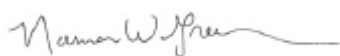
Ved NIFES takkes forsker Amund Måge (hovedkontakt) og forskningssjef Kåre Julshamn, samt Stig Valdernes, Kjersti Kolås og Britt Elin Øye for utført arbeid i forbindelse med undersøkelse av miljøgifter i torsk.

Ved NILU takkes seniorforsker Wenche Aas (hovedkontakt), avdelingsdirektør Ole-Anders Braathen, seniorforsker Knut Breivik og forsker Sabine Eckhardt for utførte beregninger av tilførsler med luftstrømmer.

Ved NRPA takkes forsker Mikhail Iosjpe for utførte beregninger av transport og spredning av radioaktive stoffer og for samarbeid med overingeniør Anne Lene Brungot og seksjonssjef Anne Liv Rudjord som hovedkontakt.

Seniorrådgiver Guttorm Christensen og seniorrådgiver Anita Evenset fra Akvaplan-niva takkes for utført arbeid i forbindelse med passive prøvetakere og innsamling av torsk.

Ved NIVA takkes forskningsleder Øyvind Kaste og forsker Anne Bjørkenes Christiansen som har utført arbeid i forbindelse med kilder til tilførsler; forsker Corinna Schrum og forsker Evgeniy Yakushev når det gjelder modellberegninger; seniorforsker Kai Sørensen i forbindelse med havforsuring; forsker Ian Allan når det gjelder passive prøvetakere; systemutviklere Tore Høgåsen og Jan Karud og forskningsleder John Rune Selvik for data koordinering og kartproduksjon; og seniorforsker Jarle Molvær for rapporteringarbeid. Forsker Norman Green har vært leder for hele prosjektet og har utført arbeid i forbindelse med rapportering. Forskningsleder Øyvind Kaste har vært faglig kvalitetssikrer for rapporten.



Norman W. Green
Oslo, mai 2010

SAMMENDRAG	5
EXTENDED SUMMARY	8
1 INNLEDNING.....	17
2 MATERIALE OG METODER.....	21
2.1 Kjemiske og radioaktive variable	21
2.2 Kilder, tilførsler, modeller og beregninger	22
2.2.1 Avrenning fra land/elver i Norge	23
2.2.2 Tilførsler via luftstrømmer og avsetning på havoverflaten	26
2.2.3 Tilførsel via havstrømmer - havmodeller	31
2.2.4 Petroleumsvirksomhet på norsk sokkel	39
2.2.5 Skipstrafikk i norske farvann	39
2.2.6 Utlekking fra havbunn	39
2.3 Overvåkingmetoder	40
2.3.1 Luft og nedbør	40
2.3.2 Sjøvann, sedimenter og torsk	42
2.3.3 Passive prøvetakere	45
2.3.4 Havforsuring	46
2.4 Konsentrasjoner og miljøklassifisering	46
2.5 Materiale til nasjonal miljøprøvebank	47
3 RESULTATER.....	48
3.1 Tilførsler	48
3.1.1 Avrenning fra land/elver i Norge	48
3.1.2 Langtransporterte tilførsler via luft	49
3.1.3 Tilførsler via havstrømmer	53
3.1.4 Tilførsler fra petroleumsvirksomhet på norsk sokkel	53
3.1.5 Tilførsler fra skipstrafikk i norske farvann	54
3.1.6 Tilførsler ved utlekking fra havbunn	56
3.1.7 Tilførsler av radioaktive stoffer	56
3.2 Beregnet spredning av miljøgifter i Region X og XI	57
3.3 Beregnede konsentrasjoner i bunnvann versus målte konsentrasjoner i sediment.....	76
3.4 Overvåkingresultater	80
3.4.1 Sedimenter og torsk	80
3.4.2 Radioaktive stoffer	97
4 DISKUSJON	98
4.1 Tilførsler og konsentrasjoner	98
4.2 Overvåking av tilstand.....	114
4.2.1 Miljøgifter i sedimenter	114

4.2.2	Miljøgifter i torsk.....	117
4.2.3	Radioaktive stoffer.....	118
5	SAMMENFATTENDE VURDERING OG ANBEFALINGER.....	120
5.1	Sammenfatning av resultater	120
5.2	Kunnskapsmangler og anbefalinger	121
6	REFERANSER	125
Vedlegg A	Oversikt over undersøkte stoffer	131
Vedlegg B	Oversikt over analytiske metoder	137
Vedlegg C	Klassifisering av tilstand – Klif-systemene og antatt “bakgrunn”	153
Vedlegg D	Måling av karbonat-system parametere.....	159
Vedlegg E	Beregnet tilførsel av miljøgifter pr. måned til regionene X og XI.....	173
Vedlegg F	Langtransporterte luftbårne forurensninger: Kilder på den nordlig halvkule	177
Vedlegg G	Resultater fra overvåking 2009.....	185
Vedlegg H	Tilførsler fordelt på kilde og region	229
Vedlegg I	Undersøkte miljøgifter på prioritetslister, og radionuklider	237

Sammendrag

Formål og organisering

Klima- og forurensningsdirektoratet har etablert et langsiktig overvåkingsprogram for marine områder (Tilførselsprogrammet) med følgende hovedkomponenter:

1. Beregning av tilførsler av miljøgifter på prioritetslisten, olje og radioaktive stoffer fra alle kilder til sjø,
2. Beregning av transport og konsentrasjoner av stoffene til havområdene ved bruk av modeller,
3. Overvåking av miljøgifter på prioritetslisten, olje og radioaktive stoffer i biota, sedimenter og vann.

Programmet skal supplere andre overvåkingsprogrammer ved å bidra med data, og benytte data fra disse.

Målsettingen er langsiktig og ambisiøs. Det omfatter bl.a. etablering av en ny stasjon for luftmålinger på Andøya og det ble satt ut passive prøvetakere i luft og sjø på Andøya, Jan Mayen og Bjørnøya i 2009. Data fra disse vil bli rapportert i 2011.

Programmet ledes av Norsk institutt for vannforskning i partnerskap med Havforskningsinstituttet, Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning, Norsk institutt for luftforskning og Statens strålevern. Det er planlagt et rullende 3-års program med fokus på et forvaltningsområde pr. år. Denne rapporten gjengir resultater for Barentshavet og Lofotenområdet i 2009.

Tilførsler av miljøskadelig stoffer

Tilførslene er kvantifisert i forhold til 8 kilder. Dette er dels tilførsel direkte til havområdet som utslipp fra land, offhoreinstallasjoner, skip, ved nedfall fra luft og utlekking fra havbunnen, og dels tilførsler med havstrømmer fra nærliggende regioner. Tilførsel med havstrømmer til Lofotenområdet kunne ikke beregnes fordi den marine modellen denne gang bare dekket to regioner i Barentshavet. Siden 2008 er de øvrige tilførselstallene oppdatert for regionene VIII-XI. De sikreste opplysningene finnes nå for tilførslene av olje, polyaromatiske hydrokarboner (PAH), polyklorerte bifenyler (PCB), kadmium, krom, kvikksølv, bly, tributyltinn, cesium-137, technetium-99, plutonium-239+240 og strontium-90.

Hovedinntrykket er at det er relativt liten tilførsel av miljøfarlige stoffer til forvaltningsområde Barentshav – Lofoten. Nedfall fra luft utgjør største kilde for tilførsel av PCB, PAH, kvikksølv, bly, krom og kadmium. Nye beregninger for Barentshavet inkluderer nå tørravsetningen, og viser dermed vesentlig større tilførsel av PCB og PAH enn beregnet tidligere. Dette betyr sannsynligvis at tilførselen fra luft til regionene i Nordsjøen og Norskehavet er mye større enn tidligere beregnet, og at transporten nordover med havstrømmene også er underestimert. Oppdaterte tall for nedfall fra luft må utarbeides for de andre forvaltningsplanområdene.

Tilførsler fra land er mindre enn tilførsler fra luft og har relativt sett størst betydning for krom og kadmium. Skipstrafikk er største kilden for tilførsel av olje og TBT.

For radioaktive stoffer er hovedkildene utstrømmende vann fra Kattegat (strontium-90), gjenvinningsanlegget Sellafield ved Irskesjøen (plutonium 239+240) og atmosfærisk nedfall.

En 3-dimensjonal modell er brukt for å beregne transporter med havstrømmene og tilhørende konsentrasjoner i vann og i sedimenter, men denne er ennå ikke ferdig utviklet. Modellen har bl.a. bedre oppløsning både horisontalt og vertikalt enn den tidligere versjonen. En ny biogeokjemisk ”delmodell” beskriver den sesongmessige variasjonen i dannelse og nedbrytning av organisk stoff i vannsøylen, og sediment/vann grenseflaten under varierende oksygenforhold. Foreliggende modellversjon ble brukt for å beregne transporten inn i Barentshavet og studere fordeling av miljøfarlige stoffer i havområdet. Sammenligning mellom beregnede konsentrasjoner i bunnvannet og konsentrasjoner i bunnsediment viser lovende resultater, men fortsatt gir beregning av

vannkonsentrasjonene for stor usikkerhet. Modellen ventes å gi vesentlig sikrere resultat når den i 2012 igjen anvendes på Barentshavet.

Overvåking av miljøskadelige stoffer og radioaktive stoffer i sjøvann, sediment og marine organismer

Miljøskadelige stoffer ble undersøkt i sediment (8 stasjoner) og torsk (4 stasjoner). Resultatene fra sedimentprøvene viste at konsentrasjonene av kvikksølv, bly, kadmium, kobber, nikkel, sink, PCB, heksaklorbenzen, DDT, lindan, polybromerte difenyletere og PAH i hovedsak var lave i sediment, dvs. tilsvarende tilstandsklassene ”meget god” eller ”god”. Klassifiseringssystemet og bruk av bakgrunnsnivå ble utviklet med hensyn til kystnære farvann og det må tas et visst forbehold om hvor godt det egner seg for bruk på prøver innsamlet fra åpne havområder. Konsentrasjonen av arsen i sediment var også lav med et unntak for en stasjon i Region XI hvor konsentrasjonen lå i tilstandsklasse ”dårlig”. Enkelte PAH-forbindelser (krysen, indeno(1,2,3-cd)pyren, og benzo(ghi)perylene) lå i tilstandsklasse ”dårlig” på noen stasjoner. THC (olje) var høyere nærmere Svalbard. Konsentrasjoner av polybromerte difenyletere var lave vurdert ut i fra pentabromdifenyleter som var i ”god” tilstand. For det perfluorerte stoffet PFOS i sediment var konsentrasjonene i tilstandsklasse ”god”.

Kvikksølvkonsentrasjonen i torskfilet lå i tilstandsklasse ”meget god”. Kadmium i torskelever var under antatt høy bakgrunnskonsentrasjon. Konsentrasjonene av PCB, DDT, HCB og lindan i torskelever var enten ”meget god” eller ”god”. Det finnes ikke ennå noe klassifiseringssystemet for PBDE og PFC i torsk.

Overvåkingen av radioaktive stoffer omfattet cesium-137, technetium-99, strontium-90, polonium-210, plutonium-239+240 og americium-241 i sjøvann (1 stasjon), sediment (2 stasjoner) og/eller torskfilet (3 stasjoner). Konsentrasjonene var generelt sammenlignbare med tidligere undersøkelser. Cesium-137 i torskfilet var langt under EUs grenseverdi.

Kunnskapsmangler og anbefalinger

Det er fortsatt betydelige kunnskapsmangler og arbeid før målsettingen er nådd. Dette gjelder både programmet generelt og Barentshavet spesielt. Stikkordsmessig nevnes:

1. Beregning av tilførsler av miljøskadelige stoffer

- *Tilførsler fra land og offshoreinstallasjoner:* Retensjon/ tilbakeholdelse av miljøfarlige stoffer innenfor grunnlinjen kan være betydelig og bør kvantifiseres bedre. Man bør vurdere om tilførsler til Barentshavet fra russisk del av havområdet bør inkluderes i tilførselsberegningene.
- *Utlekking av olje fra havbunnen:* Det kan være en betydelig tilførsel av olje fra naturlige ”olje-seeps” på norsk sokkel. Her bør beregnes sikrere estimater enn de som ble utført i 2006-2007.
- *Utslipp fra skip:* Det er sannsynlig at senere års utvikling mht. produserte mengder og avfallshåndtering er så betydelig at de spesifikke produksjonsfaktorer bør vurderes på nytt. Særlig gjelder dette olje.

2. Beregninger av transport og konsentrasjoner av stoffene til havområdene ved bruk av modeller

- *Nedfall fra luft:* Bidraget fra tørravsetning ble inkludert i beregningene for Barentshavet og man kan forvente at nye beregninger også for de andre havområdene vil kunne øke tilførselstallet vesentlig for enkelte stoffgrupper. Det trengs mer kunnskap om utveksling luft/hav. Utvikling av modeller bør også ta sikte på å framskaffe mer opplysninger om hvordan bidraget fordeler seg innad i regionene – og over året.
- *Transport og konsentrasjoner av radioaktive stoffer:* modellresultatene kan forbedres ved validering av modellparametre på basis av prøvetaking og i beskrivelse av interaksjoner mellom vann og sediment.

- *Modell for beregning av transport med havstrømmer og konsentrasjoner i vann og i sediment:*
Et betydelig arbeid gjenstår. Særlig nevnes:
 - Framskaffe opplysninger om konsentrasjon i vannet som strømmer inn i regionene utenfra
 - Beskrive bedre sedimentasjon, biologisk opptak og evt. nedbrytning
 - Validering av modellen ved hjelp av eksisterende og uavhengige data
 - Utvikle modellen til å tallfeste både den samlede tilførselen til den enkelte region og betydningen av tilførsler via luft og havstrømmer – og spesifikke kilder i spesifikke regioner. Det forventes at i løpet av de kommende to år vil modellen gi slike helhetlige oversikter.

3. Overvåking av konsentrasjoner i vann, sedimenter og marine organismer

Resultatene vil kunne gi viktig utfyllende informasjon i forhold til den øvrige overvåkingen i Barentshavregionen – og gi verifisering av beregningene av tilførsler og konsentrasjoner.

- Framskaffe bedre data for bakgrunnskonsentrasjon og klassifiseringskriterier for flere stoffer,
- Det er behov for mer kunnskap om nivåene av naturlige radionuklider i sedimenter og sjøvann i nærheten av olje- og gassinstallasjoner, og i hvilken grad dette tas opp i marine organismer i disse områdene.
- Vurdere behovet for flere av faste stasjoner og om prøvetakingsfrekvensen bør økes slik at prøver blir samlet inn hvert år.

Extended summary

Objective and organisation of the *Marine Pollution Monitoring Programme*.

The Climate and Pollution Agency has established a program for calculations of discharges, transport pathways and deposition of environmental hazardous substances in Norwegian marine areas. A monitoring programme was included in 2009, to supplement existing national and international programmes and to provide samples for the national environmental sample storage bank.

At present the program has three main components:

1. Calculation of discharges of environmental hazardous substances in the Norwegian economic zone.
2. Calculation of transport and concentration of the contaminants in these ocean regions.
3. Monitoring of hazardous contaminants in water, biota and sediments.

The program focuses on the environmental authorities' priority list of hazardous substances. In addition, it includes investigations of oil and radioactive substances including cesium-137, technetium-99, plutonium-239+240 and strontium-90. Eight sources for input of hazardous substances to marine areas have been defined (Table S1).

Table S1. Sources for hazardous substances.

Source	Description
1	Run-off from land/rivers in Norway (the main sources)
2	Emissions via air from Norway (the main sources)
3	Load via ocean currents from regions outside Norway including radioactive substances.
4	Emissions via air from areas outside Norway.
5	Petroleum activity on the Norwegian continental shelf
6	Ships and boats
7	Natural leakage from bedrock/sea floor (especially petroleum)
8	Leakage/remobilization from sediments/soil, if relevant

Norwegian Institute for Water Research (NIVA, contractor) leads the project in partnership with Institute of Marine Research (IMR), National Institute of Nutrition and Seafood Research (NIFES), Norwegian Institute for Air Research (NILU) and the Norwegian Radiation Protection Agency (NRPA). The project includes calculations of emissions, sampling, analyses and reporting and will be implemented for one administrative marine area (Barents Sea, Norwegian Sea and North Sea) per year, on a three-year cycle (Figure S1). This report presents results from the Barents Sea for 2009.

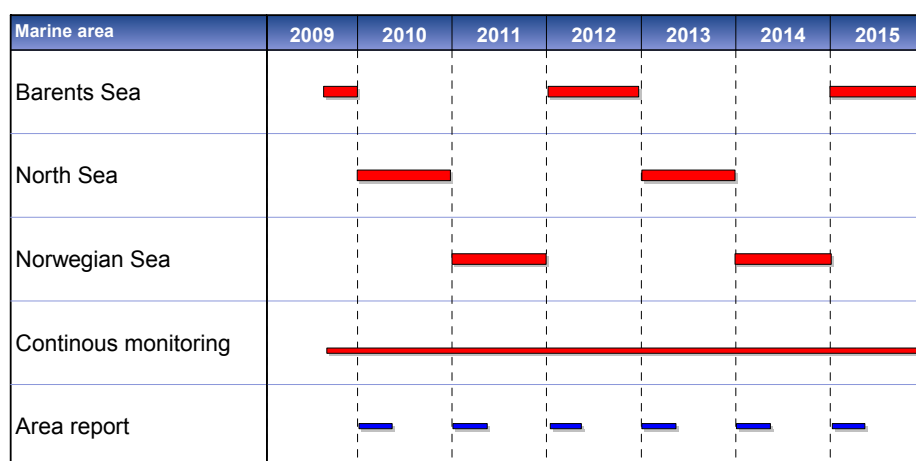


Figure S1. Time schedule for the program.

Calculations of loads and concentrations of hazardous substances in the Barents Sea and Lofoten area

Several models were used to estimate the loads of hazardous substances from landbased sources, atmospheric deposition and by ocean currents. However, for many of the substances there is still insufficient data to provide reliable calculations of the present loads and consequent estimates of concentrations in seawater. The best data is for loads of oil, PAH, PCB, cadmium, chrome, mercury, lead, tributyltin, cesium-137, technetium-99, plutonium-239+240 and strontium -90 - partly as discharges directly to the regions and partly as transport with ocean currents entering the regions.

In the project report for 2008, all sources for the 12 marine regions were calculated, and for the present Barents Sea report the data was updated for Regions VIII, IX, X and XI only, except for oil as discharges from ship was not updated. The main impression is that there are relatively small loads of contaminants to the Barents Sea.

Dry deposition was now included in the atmospheric component, which resulted in depositions of PAH and PCB much larger than what was calculated in 2008 for the Barents Sea. This indicates that deposition from air on the regions in the Norwegian Sea and the North Sea may be significantly underestimated, and also that the transport from southern to northern regions is underestimated. Deposition from air was found to be the dominating source for mercury and PCB (Figure S3) to the Barents Sea, as it is for PAH, cadmium, chrome and lead. Atmospheric deposition should also be recalculated for the Norwegian Sea and the North Sea.

The contribution from landbased sources is less than that from atmospheric deposition, and with cadmium and chrome as most significant components. The load may be higher as not-monitored land areas constitute approximately 40 % of the area that drains to the Barents Sea. Shipping is the main source for oil and tributyltin.

Regarding radioactive nuclides, the main sources are Baltic water flowing through the Kattegat into Norwegian waters (strontium-90), the Sellafield reprocessing plant at the Irish Sea (plutonium 239+240 and technetium-99) and atmospheric deposition. Figure S2 shows loads for strontium-90 and plutonium-239+240.

A 3-dimensional marine model (ECOSMO) is developed for calculation of transports and dispersion of contaminants with ocean currents, and associated concentrations in water and sediments. A preliminary version was used for the calculation of transport of a number of contaminants and their distribution within the Barents Sea under moderate and intense circulation. The distribution of mercury and lead, and to a lesser degree PCB, in deep water compared relatively well with concentrations found in surficial sediments (Figure S3), but still the uncertainty in calculated concentrations is considered too high.

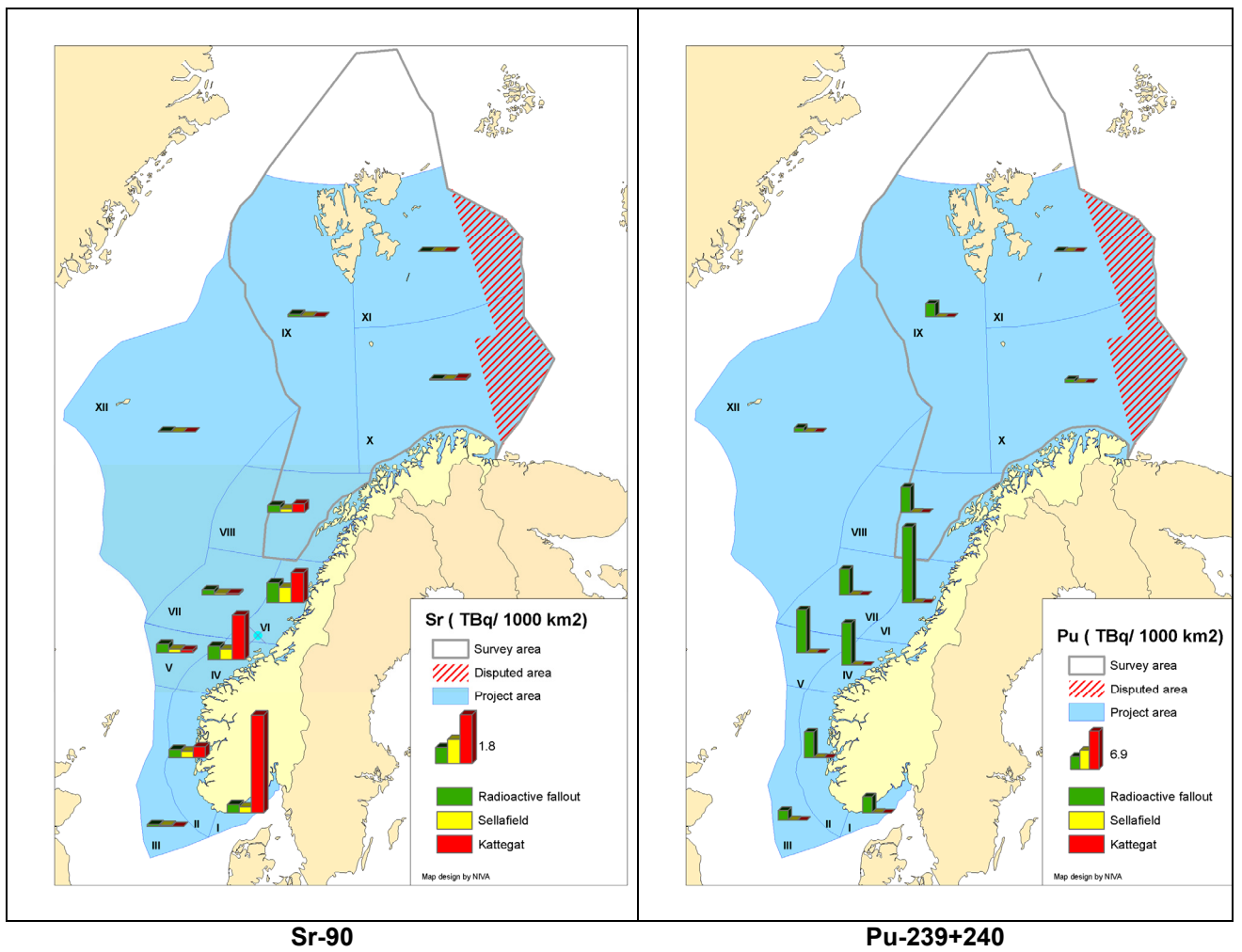


Figure S2. The calculated load of strontium-90 and plutonium-239+240. In this map Kattegat is considered a source for load of radionuclides to Norwegian waters, even though the nuclides originate from discharges to the Baltic.

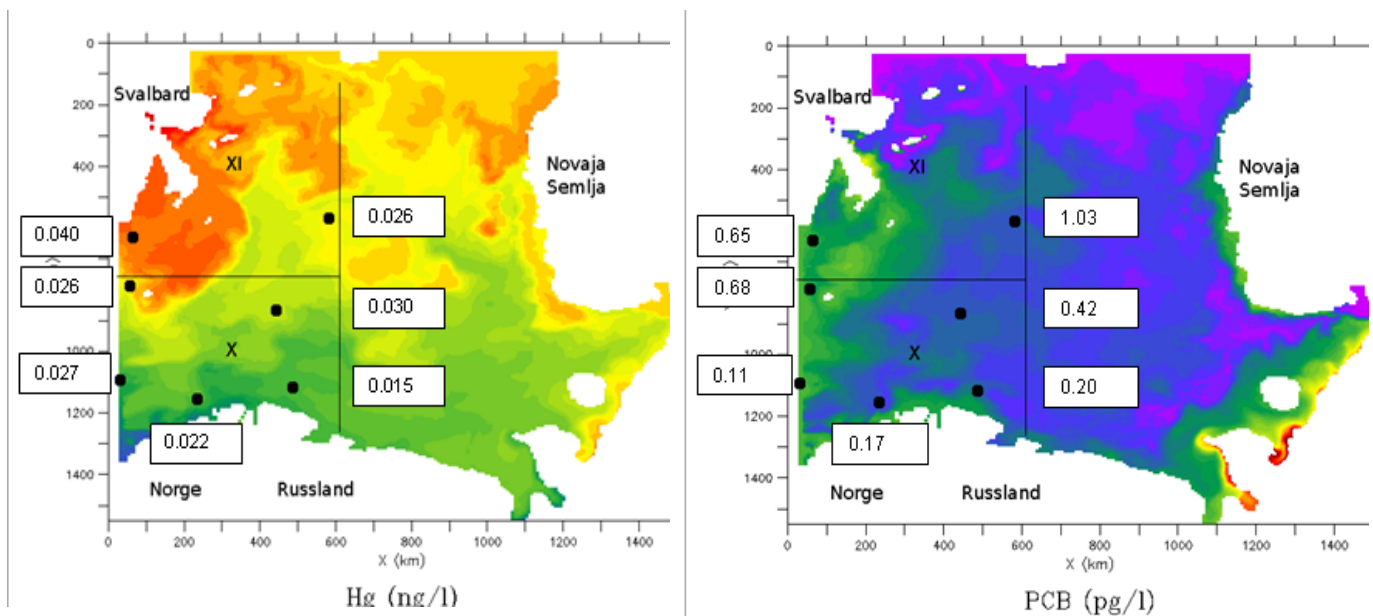
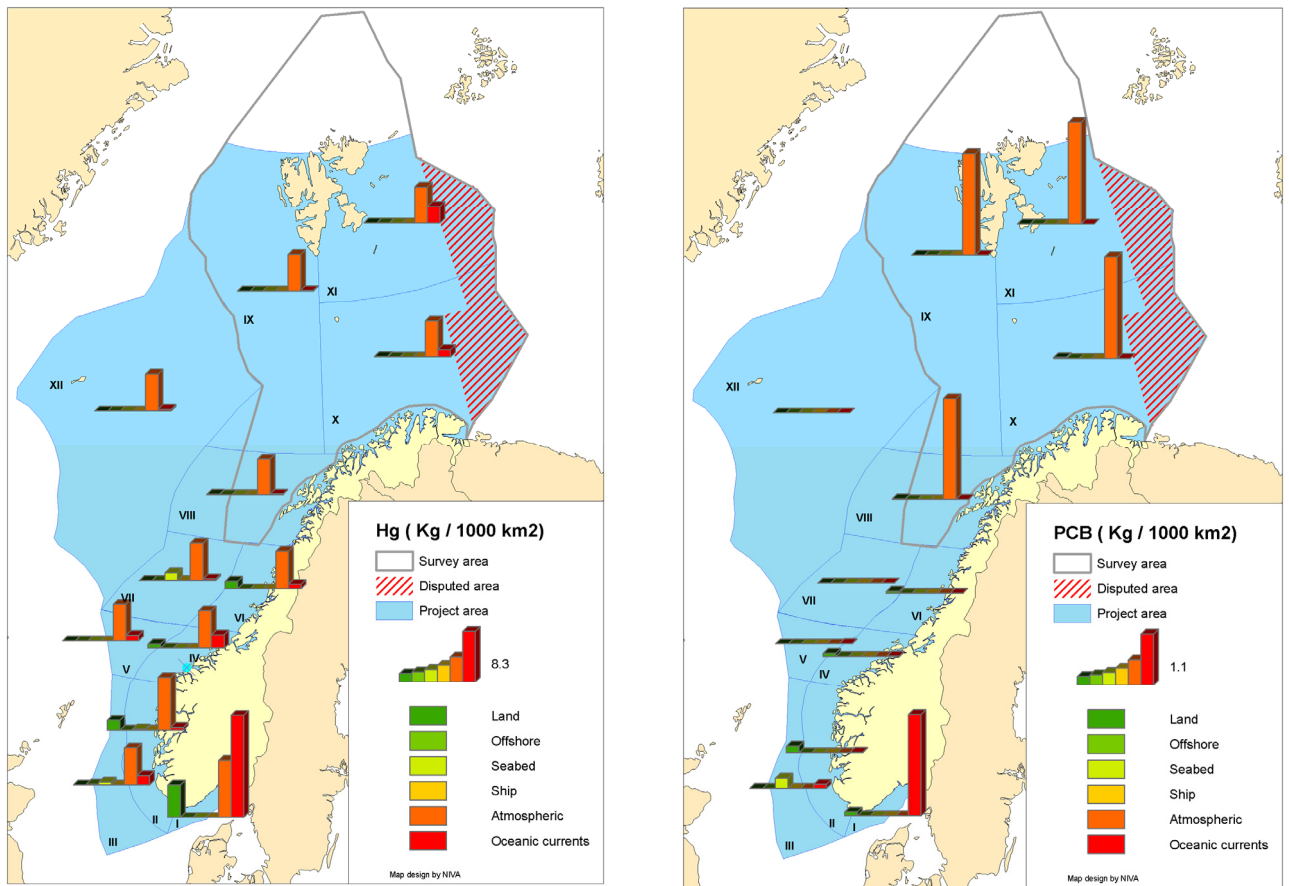


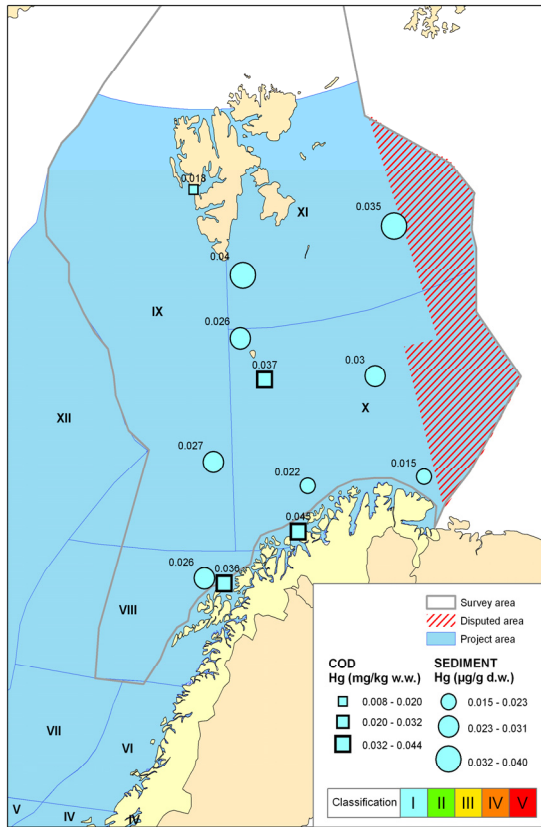
Figure S3. Load of mercury and PCB per region (top), concentrations in sediments and calculated concentrations of mercury and PCB in bottom water of the Barents Sea (bottom). Sediment stations are marked as circles. Note that atmospheric deposition in Regions VII-XI include dry deposition, while that is not the case for the other regions where the deposition is probably largely underestimated.

Monitoring of hazardous substances in sediments and marine organisms

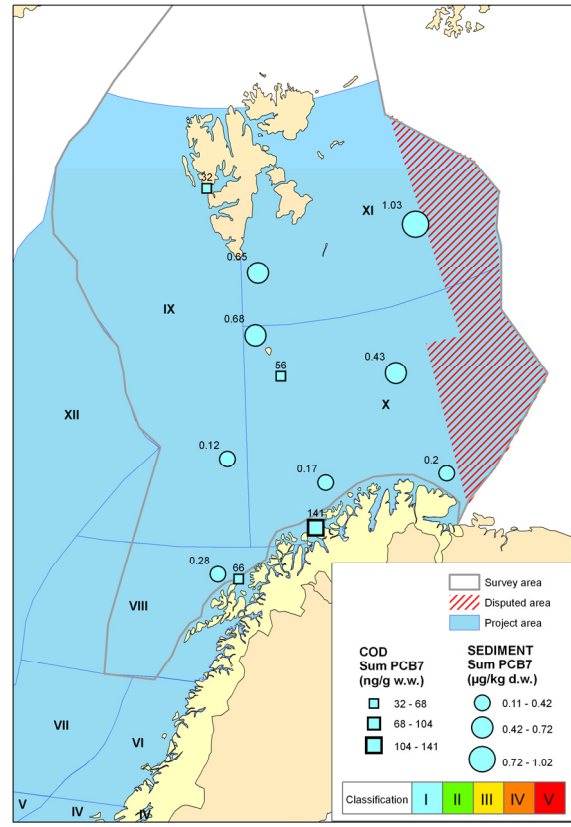
Hazardous substances were monitored at 8 sediment stations and at 4 cod monitoring stations in the Lofoten and Barents Sea area. The monitoring showed that the concentrations of mercury (Figure S4), lead, cadmium, copper, nickel, zinc, PCB (Figure S4), pesticide DDT (sum of DDT, DDE and DDD), hexachlorobenzene, and lindane in sediment indicated "Very good" or "Good" conditions according to Klif's classification system, or below presumed high background levels. The classification system and use of background values has been developed for coastal waters and their application to samples collected in open ocean areas is somewhat uncertain. Arsenic was in condition class "Bad" at one sediment station (in Region XI). The concentrations of PAH corresponded to "Very good" or "Good" conditions, but a few compounds were classified as "Bad" (Chrysen, indeno(1,2,3-cd)pyren, and benzo(ghi)perylene). THC (oil) was higher near Svalbard. The only class limit established for polybrominated diphenylethers (PBDE) in sediment is for pentabromdiphenylether where the upper limit of condition class "Good" (class II) is 62 µg/kg d.w. This was considerably higher than the levels of BDE (sum) found in this investigation. Only PFOS in sediment is included in the classification system for perfluorinated compounds (PFC). The concentrations of PFOS in sediment corresponded to "Good" conditions at all eight stations.

Mercury concentrations in cod filet were "Very Good" according to the Klif's classification system. Cadmium in cod liver were below "high background". Concentrations of PCB, DDT, HCB and lindane in cod liver were either "Very Good" or "Good". There is no classification system for PBDE or PFC in cod.

Monitoring of radioactive substances included cesium-137, technetium-99, strontium-90, polonium-210, plutonium-239+240 and americium-241 in seawater, sediment and/or cod filet. Concentrations were comparable to earlier investigations. Cesium-137 in cod filet was far below EU's limit for export.



Mercury



PCB

Figure S4. Examples of measured concentrations of mercury (Hg) and PCB in sediment and cod filet.

Knowledge gaps and recommendations

The project is long term and ambitious. There are still significant gaps in knowledge that need to be addressed in order to provide more precise data. In the following, a number of recommendations are listed for each source as well as the monitoring, *viz.*:

1. **Loads from land and offshore installations:** The present databases provide a relatively good basis for calculations of emissions of contaminants from land and offshore installations. Retention of polluting discharges in fjords and coastal waters is substantial and has significance both to the environmental state of the fjords and to the calculations of transports in coastal waters – oceans. This should be quantified better by using data for discharges and data for concentrations in sediment and water combined with models. Many of the substances focused on in the emission program are not measured in the RID-rivers. We therefore suggest passive samplers in some of the RID-rivers after same procedure as at Andøya, Jan Mayen and Bjørnøya. In addition, an estimate should be calculated of the emissions of heavy metals from not-monitored land areas (which constitute of approximately 40 % of the area that drains to the Barents Sea).

Transport of hazardous substances from Russian sources into the Norwegian part of Barents Sea is not known. One may consider if there is a need to include an estimate of this load in the future.

2. **Leaching of oil from the seabed:** There might be substantial leaching of oil from natural "oil seeps" on the Norwegian shelf, and the actual amount of oil leaching into the 12 regions might be twice as big as earlier estimates. Calculations should be done to ensure better estimates than those from 2006-2007.
3. **Discharges from ships:** The present calculation factors for estimation of produced amount of waste and wastewater from ships are based upon investigations from 1977 to present. It is likely that the development during the last years has been so substantial that the present production factors should be reconsidered.
4. **Depositions from air:** This is a significant source; however, there are large uncertainties regarding knowledge about sources, atmospheric transport and deposition of pollutants to the marine areas. Estimates of atmospheric dry deposition to the Barents Sea are now included in the model, and it is expected that new estimates for the remaining marine regions will increase the estimated deposition significantly for some pollutants. Future work should focus on regions and components where there are strong indications that atmospheric deposition is a significant source to the total loads of environmental hazardous.

It is necessary to obtain more knowledge about the ocean/air exchange and preferably through empirical studies in order to evaluate and improve the model results for the ocean regions. Further development of models should primarily aim to:

- Provide more precise estimates of atmospheric deposition in the various regions.
- Determine how the contribution from this source is distributed inside each region and how it varies with time.

The establishment of a new monitoring station at Andøya is an important supplement to the monitoring stations at Svalbard and Birkenes, and from 2010 these data will contribute to improve the results for the Barents Sea and the Norwegian Sea. If further studies show that the atmospheric deposition dominates in the total load, coordinated measurements in air and sea at selected stations may prove very useful.

5. **Transport and concentrations of radioactive substances:** It is possible to improve the results of the models by:

- Validation of model parameters on basis of sampling of water and sediment.
- Improvement of the description of the water – sediment interaction (especially important for description of remobilization of radionuclides from sediment).
- Including more radionuclides in the calculations
- Better coordination between the model of the Radiation Protection Agency and the *ECOSMO*-model.

6. **Model for calculation of transport with ocean currents and concentrations in water and sediment:** This is the tool that shall use emissions data and provide information about what sources dominate with respect to transport and concentrations of contaminants in different regions. Data and improved modules are needed (e.g. for sedimentation and biological uptake) to describe the transports and for validation of the results of the model. Significant improvements of the present model therefore remain, *viz*:

- Provide better data for background concentration for more substances, i.e. the concentration in the water entering the regions. The lack of knowledge is most evident for chlororganic compounds and “new contaminants”.
- Incorporate load from specific sources – like offshore installations – and calculate its transport and distribution.
- Describe the sedimentation, biological uptake and possibly degradation: most substances are associated with particles and will gradually settle to the seafloor. The model can calculate this, but the rate of sedimentation must be known for different substances/particles and maybe for different regions.
- Validation of the model (the current model and the water quality module) by means of existing and independent data. Existing knowledge about the sediments should be used, i.e. from MAREANO or other Norwegian or international research projects that have been conducted.
- Calculate with better resolution the concentrations within the regions, as basis for establishing monitoring stations in areas where high loads are expected.
- With respect to comprehensive evaluations, the model should quantify the contribution from emissions and ocean currents to specific regions. For example, the transport of substances that are released into Region II might turn out to be of significance for downstream Regions I, III and IV. Results from the model should in the future be used for such comprehensive evaluations.
- Furthermore, one should consider the need for including transport of contaminants from the Russian part of Barents Sea as a source for the Norwegian part of the Barents Sea.

7. **Monitoring of water, sediments and biota**

The monitoring part of the program is still in an early phase, but should provide Klif and other institutions with important supplementary information regarding the Barentshav environment. As the marine models improve, they should help identify areas with high loads or concentrations in water or sediments, and thus identify needs for adjusting or expanding the number of monitoring stations – or their positions.

- There is a specific need for more knowledge about the levels of natural radionuclides in sediments, seawater and marine organisms in areas with oil and gas installations.
- There is a general need for more knowledge regarding background concentrations and natural variations of toxic substances in marine waters and in sediments.

1 Innledning

Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) har etablert et langsiktig program for overvåking av tilførsler av miljøfarlige stoff til forvaltningsplanområdene Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen (*Figur 1*). I 2009 ble programmet utvidet til å omfatte overvåking av konsentrasjoner (i luft, vann, sedimenter, torsk) som primært skal dekke behov i forvaltningsplanene, og utfylle og supplere eksisterende programmer på nasjonalt og internasjonalt nivå. Programmet ledes av NIVA i partnerskap med Havforskningsinstituttet, Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning, Norsk institutt for luftforskning og Statens strålevern. Det er planlagt et rullerende 3-års program med fokus på ett forvaltningsområde pr. år. Denne rapporten gjengir resultater for Barentshavet i 2009.

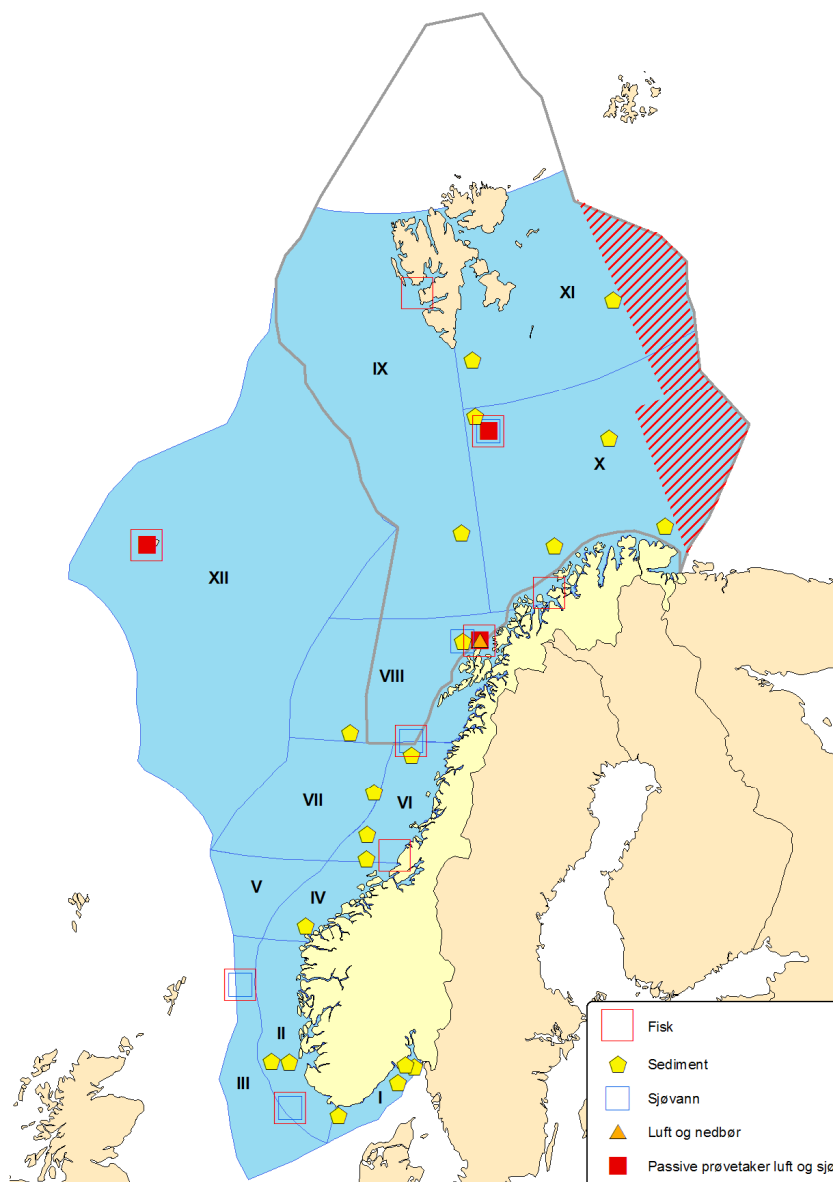
Med miljøfarlige stoffer menes i praksis miljøgifter, som definert i ”Miljøstatus i Norge”:
Miljøgifter er kjemikalier som er lite nedbrytbare, kan hobe seg opp i levende organismer (bioakkumulere) og er giftige. Når vi bruker begrepet giftig her, omfatter dette også langtidsvirkninger som kreft, reproduksjonsskader og arvestoffskader.

Her tas utgangspunkt i miljøvernmyndighetenes prioritetsliste for kjemikalier (*Tabell 1*) og spesielt stoffer som det er fokusert på i arbeidet med forvaltningsplanene for Barentshavet og Norskehavet.

Tabell 1. Prioritetsliste for kjemikalier som omfattes av nasjonalt resultatmål for helsefarlige kjemikalier (kilde: St.meld. nr. 26 (2006-2007) Regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand).

Stans i utslipp innen 2005:	Reduseres vesentlig, senest innen 2010:	Reduseres vesentlig innen 2010 også dersom stoffene oppfyller et av kriteriene under:
Høyklorerte, kortkjedete parafiner	Bromerte flammehemmere	1. Lite nedbrytbare stoffer som hoper seg opp i levende organismer og som a. har alvorlige langtidsvirkninger for helse, eller b. er svært giftige i miljøet. 2. Svært lite nedbrytbare stoffer som svært lett hoper seg opp i levende organismer (uten krav til kjente giftvirkninger) 3. Stoffe som gjenfinnes i næringskjeden i nivåer som kan gir tilsvarende grunn til bekymring 4. Andre stoffer, slik som hormonforstyrrende stoffer og tungmetaller, som gir tilsvarende grunn til bekymring.
PCB	Dietylheksylftalat (DEHP)	
Pentaklorfenol	1,2 Dikloreten (EDC)	
Nonylfenol og nonylfenoletoksilater	Dioksiner og furaner	
Oktylfenol og oktylfenoletoksilater	PFOS-relaterte forbindelser	
Enkelte tensider	Heksaklorbenzen	
	Høyklorerte mellomkjedete parafiner	
	Klorerte alkylbenzener (KAB)	
	Muskylene	
	Tetrakloreten (PER)	
	Triklorbenzen	
	Triklloreten (TRI)	
	PAH	
	Tributyltinnforbindelser	
	Trifenylytinnforbindelser	
	Bly	
	Arsen	
	Kadmium	
	Kobber	
	Kvikksølv	
	Krom	
	Perfluorinert oktansyre (PFOA)	
	2,4,6 tri-tert-butylfenol	
	Dodecylfenol m. Isomerer	
	Bisfenol A	
	Decametylcyklopentasiloxan (D5)	

I tillegg kommer olje (bestemt som Total Hydrocarbon Concentration: THC) og radioaktive stoffer som cesium-137 (^{137}Cs), technetium-99 (^{99}Tc), plutonium-239+240 ($^{239+240}\text{Pu}$) og strontium-90 (^{90}Sr).

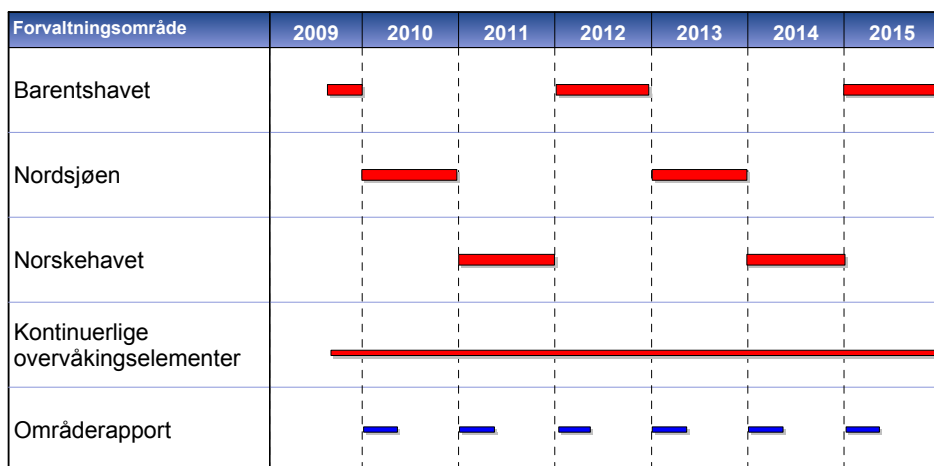


Figur 1. Havområdet med inndeling i 12 regioner (kilde: Kystverket), avgrensningen av forvaltningsplanområdet og planlagte overvåking i forbindelse med Tilførselsprogrammet 2009-2011.

Mer konkret skal programmet:

- Identifisere de viktigste kildene til olje og miljøfarlige stoffer
- Gi en oversikt over tilførslene og tilførselsveiene til forvaltningsplanområdene
- Dokumentere tilstanden i utvalgte forurensningsindikatorer (sedimenter og torsk)
- Kartlegge endringer i påvirkning og tilstand over tid
- Kartlegge forsuringen av havet på representative stasjoner

For å tilpasse programmet til arbeidet med forvaltningsplanene er det planlagt en rullerende overvåking, i første omgang i en treårig syklus. Forvaltningsplanen for Barentshavet skal oppdateres i 2010, og programmet fokuserte derfor på Barentshavet i 2009 I 2010 starter arbeidet med en forvaltningsplan for Nordsjøen starter i 2010 og dette året fokuserer programmet f derfor på dette havområdet for å bidra med grunnlagsdata for planarbeidet. Planen for Norskehavet ble ferdigstilt våren 2009 og dette havområdet står for tur i 2011 (**Figur 2**). Rulleringen gjelder beregning av tilførsler av miljøskadelig stoffer og overvåking av forurensningsindikatorene. Den generelle overvåkingen av luft vil foregå løpende, og omfattet i 2009 også utplassering av en ny målestasjon på Andøya og plassering av passive prøvetakere på Bjørnøya og Jan Mayen.



Figur 2. Tidsplan for perioden 2009-2015.

Det er definert 8 hovedkilder eller tilførselsveier for forurenset stoff til Barentshavet (*Tabell 2*).

Tabell 2. Hovedkilder eller tilførselsveier for forurenset stoff til Barentshavet. Dataleverandør er indikert.

Kilde	Beskrivelse	Leverandør
1	Avrenning fra land/elver i Norge (de viktigste kildene)	NIVA
2	Lufttilførsler fra Norge (de viktigste kildene)	NILU
3	Tilførsel via havstrømmer fra områder utenfor Norge, inkludert radioaktive stoffer	NIVA og NRPA
4	Tilførsel via luftstrømmer fra områder utenfor Norge	NILU
5	Petroleumsvirksomhet på norsk sokkel	Klif
6	Skipsfart/båttrafikk i norske farvann (internasjonal skipsfart, kysttrafikk, fiskebåter)	DNV
7	Naturlig utlekking fra berggrunn/havbunn (spesielt petroleum)	Klif
8	Utlekking/remobilisering fra sedimenter/jord, hvis relevant	Klif

For mange av disse hovedkildene er flere ”delkilder” som gir sine bidrag. ”Miljøstatus i Norge” gir en god oversikt over hvor stoffene på prioritetslista kommer fra, og vi nevner kort:

- Kommunalt avløpsvann bidrar ennå med metaller og organiske miljøgifter – men i avtakende mengder
- Utslipp av industrielt avløpsvann: metaller, organiske miljøgifter mv.
- Nedfall fra luft: PCB, metaller mv.
- Skipstrafikk: olje
- Utlekking og remobilisering fra havbunn og forurensete kyst- og havsedimenter: metaller, organiske miljøgifter, olje, radioaktive stoffer mv.

For oppdatering av kildene for tilførsel av miljøskadelige stoffer er de norske havområdene inndelt i 12 regioner (kfr. St.meld. nr. 8; 2005-2006). Grunnlaget for inndelingen er regionene for miljøovervåkingen for petroleumsvirksomheten

(<http://www.klif.no/no/Tema/Miljoovervakning/Miljoovervakning-pa-norsk-sokkel/>). Arealene er beregnet av Kystverket:

- Region I. Skagerrak: 18 858 km²
- Region II. Kyststrøm, Nordsjøen (sør for 62° N): 69 010 km²
- Region III. Nordsjøen (sør for 62° N) utenfor kyststrømmen: 70 960 km²
- Region IV. Kyststrøm, Norskehavet (62- 64°N): 40 940 km²
- Region V. Norskehavet (62- 64°N) utenfor kyststrømmen: 41 890 km²
- Region VI. Kyststrøm, Norskehavet (64-67 °N): 56 990 km²
- Region VII. Norskehavet (64-67 °N) utenfor kyststrømmen: 10 6370 km²
- Region VIII. Norskehavet (67-70 °N): 172 490 km²
- Region IX. Norskehavet (70-80 °N): 391 020 km²

- Region X. Barentshavet (70-75 °N) øst for 17 °Ø: 360 680 km²
 Region XI. Barentshavet (75-80 °N) øst for 17 °Ø: 283 510 km²
 Region XII. Norskehavet vest (vest for område VII og grense mot forvaltningsplan Barentshavet): 623 550 km²

Merk at størrelsen på arealene varierer mye, og arealet av region XII er faktisk 33 ganger større enn arealet av region I. Prosjektet inkluderer supplering av eksisterende overvåking i forbindelse med undersøkelse av miljøgifter og radioaktive stoffer i sediment (ikke radioaktivitet) og torsk (kfr. **Tabell 3**). Det er et rullerende program der tilførselsberegninger, innsamling av prøvemateriale med analyser samt sammenstilling gjøres for et forvaltningsområde pr. år (jfr. **Figur 2**).

Tilførselsprogrammet skal ses i sammenheng med aktiviteter som de enkelte partnere har i dag, og det er naturlig å koordinere programmet med eksisterende overvåkingsprogram, hvorav de viktigste er nevnt i **Tabell 3**.

Tabell 3. Sentrale overvåkingsprogrammer og aktiviteter i norske havområder.

Program	Beskrivelse
RID-prosjektet (Klif/NIVA)	Overvåking og sammenstilling av tilførsler av forurensende stoffer til norskekysten. Koordinering med <i>European Monitoring and Evaluation Programme</i> (EMEP) i forbindelse med langtransporterte forurensinger.
Kystovervåkingsprogrammet (Klif/NIVA)	Vannkvalitet (eutrofi) og biologisk tilstand i skjærgård og kystvann Ny stasjonsfordeling for hele norskekysten er under utvikling.
Luftovervåkingsprogrammet (Klif/NILU)	Ulike tilførselsprogram støttet av Klif og tilknyttet EMEP, AMAP og CAMP.
CEMP (Coordinated Environmental Monitoring Programme) (Klif/NIVA)	Vurdering av tilstand og utvikling av miljøgifter i sediment og biologiske materiale fra kystnære strøk. Parametergrupper: metaller, PCBer, pesticider, PAHer, bromerte flammehemmere (BFH), perfluorerte stoffer (PFC).
Miljøgifter i fisk, skalldyr og sedimenter i havområdene (IMR)	Undersøkelser av miljøgifter i sediment, skalldyr og fisk i tre hovedområder: Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen.
Radioaktive stoffer i marint miljø (Statens Strålevern - NRPA)	Koordinering med Statens strålevern (NRPA) innen for programmet <i>Radioactivity in the Marine Environment</i> (RAME). Prøveinnsamling og analyser ved Havforskningsinstituttet.
Overvåking av miljøgifter i sjømat (NIFES)	Koordinering med Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES) og arbeid med trygg sjømat. Prøveinnsamling ved Havforskningsinstituttet.
Arctic Monitoring and Assessment Programme (Klif/AMAP)	Overvåking av nivåer av forurensning og vurdere effekter av alle deler av det arktiske miljø.
MAREANO-programmet (IMR i samarbeid med NGU og Statens kartverk Sjø)	Kartlegging av dybde, bunnforhold, naturtyper og forurensning i sedimenter i norske havområder.

2 Materiale og metoder

2.1 Kjemiske og radioaktive variable

Et utvalg av metaller, klororganiske forbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), olje, polybromerte difenyletere (PBDE), perfluorerte forbindelser (PFC) og radioaktive stoffer ble undersøkt i Barentshav/Lofotenområdet i 2009. En oversikt over stoffer og kilde/provetakingsmedium er vist i **Tabell 4**, og flere detaljer er vist i Vedlegg A (**Tabell 36**) og Vedlegg I. Konsentrasjoner i sjøvann er målt både ved analyse av vannprøver og ved bruk av passive prøvetakere. Tidsplan for eksponering og analyse av de passive prøvetakerne er gitt i (**Tabell 12**).

Tabell 4. Oversikt over stoffer og stoffgrupper undersøkt i Lofoten/Barentshav-området 2009. (Se også mer detaljert beskrivelse i **Tabell 36** i Vedlegg A og Vedlegg I).

Beskrivelse	Tilførselsberegninger (8 kilder)	Sjøvann	Sedimenter (0-2 cm)	Torskelever / filet
Kvikksølv	X		X	X (filet)
Bly, kadmium, krom, arsen og andre metaller	X		X	X (lever)
PCB, DDT, HCB, lindan og andre POP ¹⁾	X		X	X (lever)
Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) ²⁾	X		X	
olje (THC) ³⁾	X		X	
Polybromerte difenyletere (PBDE) ⁴⁾			X	X (lever)
Perfluorerte stoffer (PFC) ⁵⁾			X	X (lever)
Radionuklider ⁶⁾	X	X	X	X (filet)

1) Persistente organiske miljøgifter. Inkluderer PCB kongenerene: CB-28,-82,-101,-108,-118,-138,-183,-186,-180, 209, 8-CB, OCS, DDT og enkelte metabolitter, HCB, lindan og enkelte andre isomerer av HCH.

2) Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Inkluderer (med NPDer): ACNE, ACNLE, ANT, BAP, BBJF, BEP, BGHIP, BKF, BAA, CHR, DBA3A, DBT, DBTC1, DBTC2, DBTC3, FLE, FLU, ICDP, NAP, NAPC1, NAPC2, NAPC3, PA, PAC1, PAC2, PAC3, PER, PYR.

3) Total hydrokarboner (THC)

4) Polybromerte difenyletere (PBDE). Inkluderer bromerte flammehemmere, bl.a. HBCDD og BDE kongenerene: -28, -47, -71, -77, -85, -99, -100, -119, -153, -154, -183, -196, -205, -206, -209-

5) Perfluorerte forbindelser (PFC). Inkluderer bl.a.: PFNA, PFOA, PFHpA, PFHxA, PFOS, PFBS, PFOSA.

6) Radionuklider i sjøvann inkluderer Cs-137, Sr-90, Po-210, Pu-239+240, Am-241, Tc-99, Ra-226 og Ra-228.

Radionuklider i torsk inkluderer Cs-137 og Po-210. Radionuklider i sedimenter inkluderer alle gamma-emittere.

2.2 Kilder, tilførsler, modeller og beregninger

Det er definert 8 kilder eller tilførselsveier for forurenset stoff til Barentshavet. Data for 2009 er innhentet ved å kombinere data fra måleprogram og offentlig statistikk med resultater fra bruk av modeller, som beskrevet i Tabell 5. *Figur 3* skisserer de viktigste kildene og transportveiene for en region.

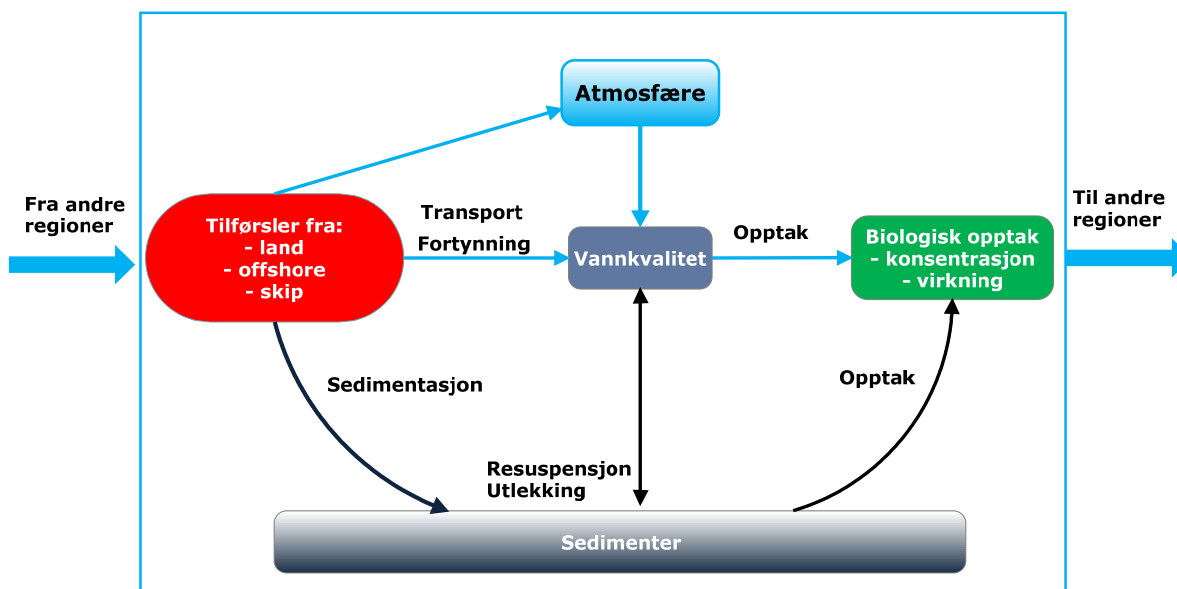
Programmet benytter seg av flere modeller og å få dem til å ”spille sammen” for å levere resultater av tilstrekkelig kvalitet og riktig format er en av de krevende oppgavene i prosjektet. I det etterfølgende beskrives i detalj metodikk og data for de enkelte kildene som ble benyttet for beregning av tilførsler til Barentshavet.

For svært mange av stoffene på den norske prioritetslista mangler ennå data som kan gi grunnlag for å beregne tilførsler, spredning og konsentrasjoner (Molvær *et al.* 2007, 2008). De sikreste opplysningene finnes for tilførslene av olje (THC), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), polyklorerte bifenyler (PCB), kadmium (Cd), kvikksølv (Hg), krom (Cr), bly (Pb), tributyltinn (TBT) samt radionuklidene cesium-137 (Cs-137), technetium-99 (Tc-99), plutonium 239+240 (Pu-239+240) og strontium-90 (Sr-90).

Tabell 5. Kildedata som ble benyttet til modellkjøringer for 2009.

Kilde	Datakilde	År	Kommentar
1. Tilførsel fra land i Norge	NIVA	2008	RID-Elvetilførselsprogrammet samt tilførselsmodellen TEOTIL (NIVA)
2. Lufttilførsler fra Norge	NILU	2007	FLEXPART og multimediamodell for havområdene VIII-XI (NILU). EMEP-modellen for Hg. Data hentet fra Molvær <i>et al.</i> (2008) for de andre havområdene
3. Tilførsler via havstrømmer		2006-2008	ECOSMO-modellen (NIVA) og NRPAs havmodell
4. Tilførsel via luftstrømmer fra områder utenfor Norge	NILU	2007	FLEXPART og multimediamodell for havområdene VIII-XI (NILU). EMEP-modellen for Hg. Data hentet fra Molvær <i>et al.</i> (2008) for de andre havområdene
5. Petroleumsvirksomhet på norsk sokkel	Klif	2008	Ingen data for Barentshavet (X og XI)
6. Skipsfart/båttrafikk	DNV	2006	Data hentet fra Molvær <i>et al.</i> (2008). Ingen nyere data forligger
7. Utlekking fra havbunn	Klif	2008	Ingen data for Barentshavet (X og XI)
8. Utlekking fra sedimenter/jord	Klif	2008	Ingen data for Barentshavet (X og XI)

Hvis tilførsel via havstrømmer fra områder utenfor norske havområder (kilde nr. 3) og tilførsel med havstrømmer mellom regionene holdes utenfor kan *Figur 3* illustrere hovedtrekkene for en region.



Figur 3. Skjematisk skisse over transportveier for miljøfarlige stoffer fra tilførsler.

2.2.1 Avrenning fra land/elver i Norge

Datagrunnlaget er hentet fra RID-Elvetilførselsprogrammet, som ledes av NIVA på oppdrag fra Klif (Skarbøvik *et al.* 2009). Tilførselsberegningene er basert på:

- Målte konsentrasjoner i elver
- Punktutslipp fra landbasert industri, inkludert raffinerier
- Punktutslipp fra kommunale avløpsrensaneanlegg
- Punktutslipp fra akvakultur

Oversikt over stoffer som måles i elver og rapporteres for punktkildene er angitt i Tabell 6 og hovedindustri og elver er visst i **Figur 4**. Data for industriutslipp er innhentet fra Klifs database "Forurensning", som inneholder årlige rapporterte utslippstall fra store og mellomstore bedrifter. Tall for utslipp fra rensaneanlegg er innhentet fra Statistisk sentralbyrås (SSB) database KOSTRA (KOMMune STAT og Rapportering). For tilførsler fra akvakulturnæringen er kobber (Cu) det eneste av de prioriterte miljøgiftene som er relevant (database holdes av Fiskeridirektoratet). Tilførsler fra kilder som ikke fanges opp av RID-stasjonene blir regnet ut som direkte tilførsler og lagt som tillegg til elvetilførslene. Dette gjelder utslipp fra industri og fiskeoppdrett. For kloakkrensaneanlegg rapporteres det hovedsakelig næringssalter og i mindre grad tungmetaller/miljøgifter. Det er ikke rapportert utslipp av tungmetaller/miljøgifter fra rensaneanlegg i regionene VIII og X.

Tabell 6. Oversikt over stoffer som måles i elver og rapporteres for punktkildene. Kilderegistrene "Forurensning" og "KOSTRA" administreres av hhv. Klif og SSB.

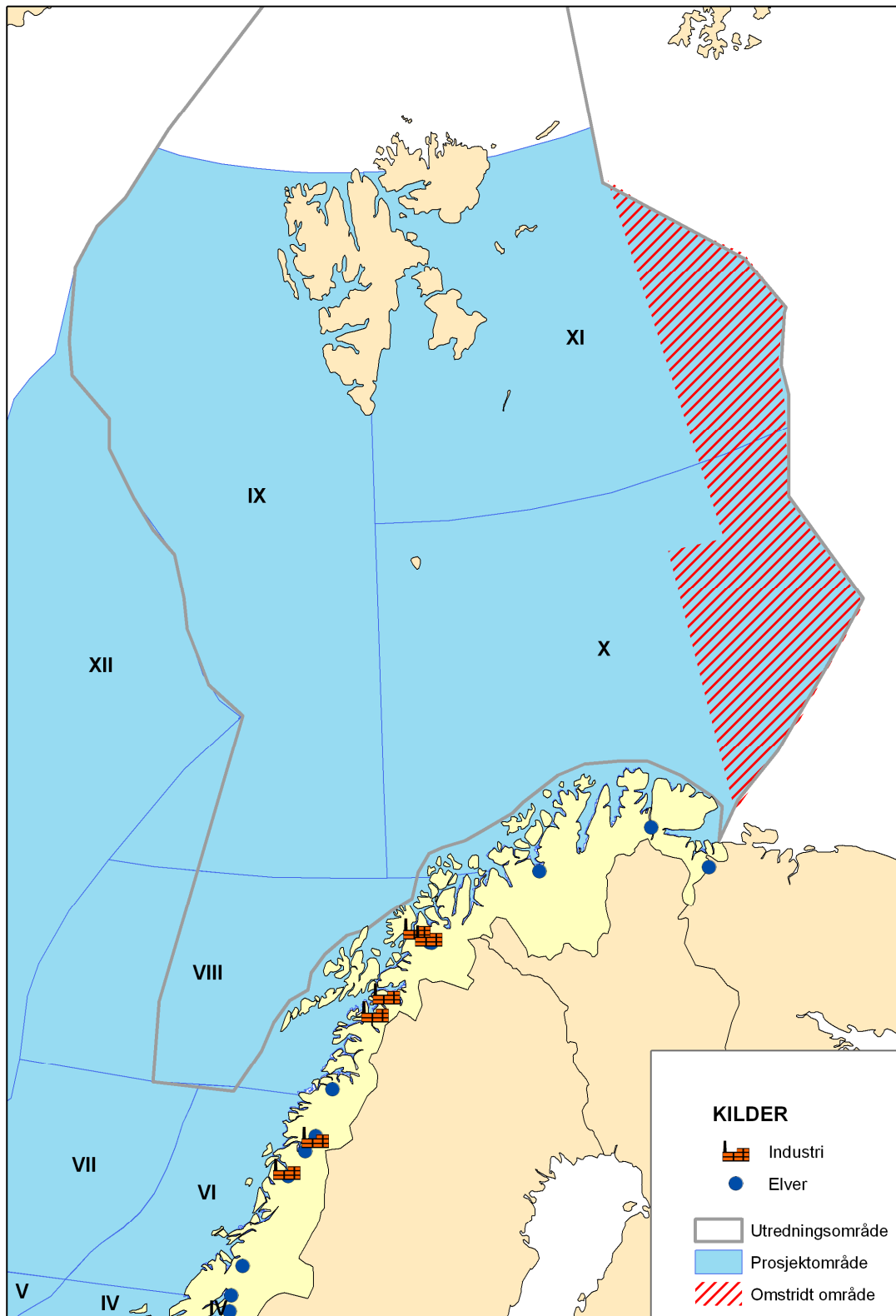
Stoff	Dataregister for punktkilder	Data fra elver
Arsen (As)	"Forurensning" og "KOSTRA"	X
Bly (Pb)	"Forurensning" og "KOSTRA"	X
Kadmium (Cd)	"Forurensning" og "KOSTRA"	X
Kobber (Cu)	"Forurensning" og "KOSTRA"	X
Krom (Cr)	"Forurensning" og "KOSTRA"	X
Kvikksølv (Hg)	"Forurensning" og "KOSTRA"	X
Olje(THC)	"Forurensning"	
Polyklorerte bifenyler (PCB)	"Forurensning" og "KOSTRA"	X
1,2-dikloretan (EDC)	"Forurensning" og "KOSTRA"	
Dioksiner (PCDD, PCDF) 1)	"Forurensning" og "KOSTRA"	
Heksaklorbenzen (HCB)	"Forurensning" og "KOSTRA"	
Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	"Forurensning" og "KOSTRA"	

1) Ikke undersøkt under overvåkingsprogrammet for dette prosjektet

Usikkerheten i data for miljøgiftutslipp er vanligvis stor fordi utslippskonsentrasjonene ofte er lave og kompliserte å måle. Analysekostnadene er store og antall analyser er ofte relativt få. For de fleste norske elvene er det store årlige variasjoner pga. store sesongvariasjoner i vannføring og erosjon som det eksisterende overvåkingsprogrammet ikke klarer å fange opp. Utslippsdataene må derfor betraktes som utslippsnivåer og ikke eksakt angivelse av mengder. Utslipp til vann fra diffuse kilder og fra industrikilder som er så små at de ikke er pålagt utslippsrapportering til Klif, er ikke inkludert i beregningene, men manglende data for disse utslippene antas ikke å endre utslippsbildet vesentlig.

Tilførsler av tungmetaller fra ikke-overvåkede norske områder (om lag 40 % av totalarealet) er ikke tatt med i beregningene fordi det hittil ikke er gjennomført noen systematisk studie på bakgrunns-konsentrasjoner av tungmetaller innenfor RID-programmet.

Tilbakeholdelsen (retensjon) av stoffer i fjorder og kystfarvann kan være stor, og med mangel på gode modellverktøy representerer dette en betydelig usikkerhetsfaktor ved beregning av stofftransport fra land til hav.



Figur 4. Kart over store og mellomstore elver (hovedelver og bielver fra RID-programmet) og industri med rapporterte utslipp av kvikksølv, bly, kadmium, krom eller arsen i perioden 2006 til 2008.

2.2.2 Tilførsler via luftstrømmer og avsetning på havoverflaten

I dette kapittelet har det blitt fokusert på atmosfæriske tilførsler av miljøgifter, herunder både organiske (POPer) og uorganiske (tungmetaller) forbindelser. Formålet var å beregne tilførsler av utvalgte miljøgifter *fra* luft *til* hav og i 2009 var fokus på Barentshavet (Region X og XI) samt diskutere tilførsler av utvalgte komponenter fra ulike kildeområder.

Atmosfærisk transport utgjør den mest effektive måten utslipp av organiske miljøgifter kan transporteres til avsidesliggende områder (Berg *et al.*, 2003; Eckhardt *et al.*, 2007). For de fleste typer forurensninger som spres via atmosfæren vil konsentrasjoner forventes å avta med avstand fra utslippskilden på grunn av atmosfærisk spredning, fortynning, nedbrytning og avsetning. For enkelte organiske miljøgifter har man derimot sett en økning i konsentrasjoner i vann med økende avstand fra kildeområder. Et lærebokeksempel er økende konsentrasjoner av α -HCH i sjøvann i Stillehavet med økende breddegrad, fra ekvator mot Arktis (Wania and Mackay, 1996). Nylig har tilsvarende resultater blitt publisert for HCB i Nord-Atlanteren (Lohmann *et al.*, 2009). For å forstå og eventuelt gjøre tiltak for å redusere belastningen av miljøgifter i disse havområdene er det nødvendig å forstå den absolutte og relative betydning av ulike tilførsler av organiske miljøgifter, herunder atmosfæriske tilførsler til havoverflaten. Dette er imidlertid en komplisert oppgave som er forbundet med store usikkerheter fordi det ikke foretas direkte målinger av disse tilførselsene for de områdene vi er interessert i. Det er videre betydelige metodiske utfordringer knyttet både til empiriske målinger samt teoretiske beregninger av atmosfæriske avsetningsprosesser, blant annet fordi mange organiske miljøgifter har et utstrakt potensiale for reversibel atmosfærisk avsetning (e.g. Wania *et al.*, 1998). Det er også et behov for videre forskning for å videreutvikle modeller som bedre kan forutsi atmosfæriske kilde-reseptor forhold relevant for Tilførselsprogrammet.

Man kan basere beregninger på atmosfæriske tilførsler til de aktuelle havområder hentet fra modeller og/eller observasjoner. Når det gjelder modeller for organiske miljøgifter kan man noe forenklet skille mellom multimedia modeller og atmosfæriske sirkulasjonsmodeller (e.g. Hansen *et al.*, 2006; Hollander *et al.*, 2008). Multimedia modeller har den fordel at de er utviklet med henblikk på å forstå miljøskjebnen av organiske miljøgifter på tvers av ulike medier som luft, vann, jord, sediment etc. og transporten mellom disse (e.g. Breivik and Wania, 2002; Mackay, 2001; Macleod *et al.*, 2005; Prevedouros *et al.*, 2004; Wania *et al.*, 1999). På den annen side opererer atmosfæriske sirkulasjonsmodeller med langt mer detaljerte og realistiske beskrivelser av atmosfærisk transport og med varierende detaljgrad i beskrivelser for utveksling av organiske miljøgifter mellom luft og ulike overflatemedier (e.g. Cohen *et al.*, 2002; Eckhardt *et al.*, 2009; Hansen *et al.*, 2004; Malanichev *et al.*, 2004; Semeena and Lammel, 2003). Slike atmosfæriske modeller har et særlig fortrinn i forhold til å tolke langtransportepisoder (e.g. Eckhardt *et al.*, 2007; Hansen *et al.*, 2008), se videre diskusjon i kapittel 3.1.6. EMEP-modellen som har blitt utviklet for å understøtte relevante aktiviteter under langtransportkonversjonen (e.g. Malanichev *et al.*, 2004) er nok den mest anvendte modellen i forvaltningsøyemed i Europa både når det gjelder organiske og metalliske miljøgifter. Denne modellen utvikles og drives av MSC/East (meteorological synthesizing centre – east) som et av sentrene under UN/ECE EMEP (<http://www.emep.int>).

En viktig målsetning til dette prosjektet er etablering og drift av en ny overvåkingsstasjon på Andøya. NILU er hovedansvarlig for dette i samarbeid med Andøya raketttskytefelt AS og Det norske Meteorologiske Institutt. Stasjonen ble etablert i desember 2009. Noen målinger av miljøgifter er kontinuerlig, mens andre prøvetas hver uke eller måned. Disse resultatene vil være et betydelig supplement til målestasjoner på Svalbard (Zeppelin) og i Sør-Norge (Birkenes). Resultater foreligger ikke ennå, men vil med stor fordel kunne knyttes til modelleringsarbeid som nevnt over og undersøkelse med passive prøvetakere nevnt under.

Langtransportert forurensning: Kilder på den nordlige halvkule

Modellberegninger kan gi oversikt over potensielle kilderegioner for forurensninger som påvirker havområdene. For denne utredningen har vi brukt simuleringer som er gjort med den atmosfæriske spredningsmodellen FLEXPART (Stohl *et al.* 1998; Stohl og Thomson 1999; Stohl *et al.* 2005 <http://transport.nilu.no/flexpart>). Modellen er basert på såkalt "Lagrange partikkelspredning" og har blitt validert gjennom flere ulike studier, for eksempel kontinental spredningseksperimenter (Stohl *et al.* 1998); transport av biomasse forbrenningsprodukter i Øst Europa til Arktis (Stohl *et al.*, 2006); langtransporterte luftforurensningsepisoder mellom kontinenter (Stohl *et al.*, 2003) og inn i Arktis (Eckhardt *et al.* 2003), samt langtransport av PCB-28 til Birkenesstasjonen i Sør-Norge (Eckhardt *et al.* 2009). Meteorologiske data for å drive modellen kommer fra European Centre for Medium Range Weather Forecast (ECMWF, 2002). ECMWF prognoser med $1^\circ \times 1^\circ$ oppløsning ble brukt til å drive modellen. I tillegg til analysene klokka 00:00, 06:00, 12:00 og 18:00 UTC, ble 3-timers prognoser klokka 03:00, 09:00, 15:00 og 21:00 UTC brukt.

FLEXPART har blitt brukt for tolkninger av in-situ målinger med lignende karaktertrekk som enkle trajektoriemodeller (Seibert og Frank, 2004). En slik modelltilnærming gjør det mulig å kvantitativt bestemme bidraget av forurensende stoffer ved å bruke den observerte konsentrasjon ved reseptor (målepunkt), og relatere dette til kartlagte utslipp og luftbaner i tid og rom. Denne tilnærmingen er mulig for inerte forbindelser med førsteordens tapsprosesser, for eksempel radioaktiv nedbrytning, tørravsetning, atmosfærisk utvasking, eller forbindelser som undergår lineær kjemisk omdanning. For hver reseptor slippes 100000 partikler ut i en liten boks ved målepunktet, og under prøvetakingsfrekvensen (til eksempel 2 døgn) fulgt bakover i tid i 20 dager. Skyen av partikler danner en såkalt retroplume.

Modellresultatet gir en tredimensjonal fordeling av potensiell utslippsfølsomhet (såkalt "potential emission sensitivity", PES). Seibert og Frank (2004) kalte denne mengden kilde-reseptor forholdet, men vi foretrekker begrepet PES, da dette forteller mer direkte at en denne simuleringen egentlig er en sensitivetsanalyse. Ordet potensiell skal minne brukeren om at følsomheten er basert på transportberegninger for en inert substans som ikke inkluderer tapsprosesser som vil redusere følsomheten. Verdien av PES (enhet $s \text{ kg}^{-1}$) i en bestemt rutenettcelle er proporsjonal med partikkelens oppholdstid i cellen. Resultatene av de tredimensjonale lagene refererer til det laveste laget på 100 m der atmosfæriske utslipp vanligvis er mest betydningsfulle, og det øverste laget som dekker resten av atmosfæren. Modellresultater produseres for hver 24. time.

For å bestemme det potensielle bidraget fra antropogene forurensningskilder, multipliseres det tredimensjonale PES fotavtrykket med egnet utslippsestimat (enhet $\text{kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). Romlig integrasjon gir videre den simulerte konsentrasjon på reseptorpunktet. For forbindelser med levetid lengre enn tidsskalaene som vurderes her, er det totalt blandingsforholdet kvantitativt sammenlignbart med den målte forhøyde verdien i forhold til bakgrunnsverdien. Det er brukt de globale PCB-28 utslippestimater av Breivik *et al.* (2007). For ytterligere detaljer om metoden, henviser vi til Eckhardt *et al.* (2009).

Simuleringer ble utført og analysert for stasjonene eller definerte punkter som er vist i **Tabell 7**. Det er to stasjoner hvor det er overvåking i dag (Andøya, Zeppelin) og fem lokaliteter valgt i Barentshavet. Sistnevnte steder ble fordelt utover prosjektområdet XI og X for å studere eventuell romlige variasjon i potensielle kildebidrag. For alle lokaliteter er ett år med data fra januar 2007 til desember 2007 blitt brukt fordi dette var siste år med et komplett datasett da beregningen ble gjort høsten 2009. Alle analyser ble utført med CO og PCB-28 som sporstoffer (tracer) som bør være representative for forbindelser som utsettes for OH-radikal reaksjoner og tørravsettes.

Tabell 7. Koordinater for de syv stasjonene/punktene brukt for simuleringen.

Nummer	Stasjon/Lokalitet	Koordinater
1	Zeppelin	78.9 N 11.9 E
2	Andøya	69.3 N 16 E
3	Barentshavet	78.9 N 25 E
4	Barentshavet	75.0 N 20 E
5	Barentshavet	75.0 N 28 E
6	Barentshavet	72.0 N 20 E
7	Barentshavet	72.0 N 28 E

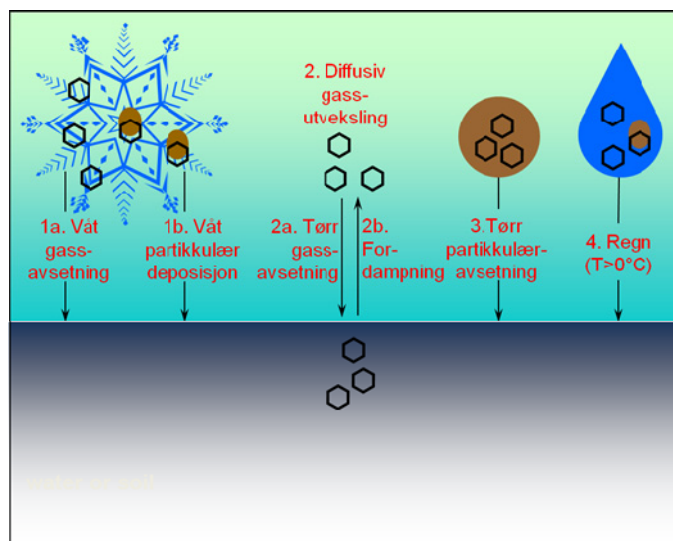
Beregning for organiske miljøgifter

Vi har her valgt å ikke benytte oss av beregnede tilførsler av organiske miljøgifter til havoverflaten ut fra modellberegninger. Årsaken er at det kun er et fåtall modeller som er operasjonelle for et større antall organiske miljøgifter og som har en romlig oppløsning som er relevant for å ekstrahere pålitelig informasjon for det geografiske området vi er interessert i her. Dernest – og mer fundamentalt – så er disse modellene avhengige av gode inngangsdata og beskrivelse av relevante prosesser for å kunne foreta pålitelige beregninger. Av relevante inngangsdata så er eksempelvis kunnskapen om utslipp av miljøgifter kanskje særlig mangelfull (Breivik og Alcock, 2002; Breivik *et al.*, 2006; Lohmann *et al.*, 2007), noe som innebærer at det er betydelige utfordringer knyttet til beregninger av kilde-reseptor forhold mellom utslipp til luft og avsetning til avsidesliggende havområder (e.g. Armitage *et al.*, 2006).

Vi har derfor – som forutgående år (Molvær *et al.*, 2008) – hovedsakelig valgt en empirisk tilnærming til beregninger av atmosfærisk avsetning til havoverflaten. Vi har imidlertid valgt å gå bort fra metoden som ble benyttet forutgående år ("Method 3") på grunn av usikkerhet om denne er særlig egnet for organiske miljøgifter med utstrakt potensiale for reversible atmosfærisk avsetning. "Method 3" beregner avsetning til det marine miljø på grunnlag av observert atmosfærisk avsetning (nedbørsmålinger). Slike nedbørsmålinger gir imidlertid ikke nødvendigvis noe pålitelig estimat på reelle tilførsler av organiske miljøgifter fra luft til hav, noe vi skal komme tilbake til. Derfor har vi denne gangen heller forsøkt å beregne avsetning til havoverflaten på basis av målte luftkonsentrasjoner.

Mer spesifikt har vi valgt en mekanistisk tilnærming ved å forsøke å kvantifisere de ulike aktuelle avsetningsprosesser individuelt (Figur 5). Nedenfor er disse prosessene i korthet beskrevet og i det etterfølgende presenterer vi en oppsummering av metoden.

Organiske miljøgifter i luft kan enten være bundet til partikler eller i fri form. Begge former kan vaskes ut via våtavsetning (snø- 1, regn - 4). Organiske miljøgifter kan også tørravsettes når de er bundet til atmosfærisk partikler (tørr partikulær avsetning). POPs kan også avsettes til havoverflaten i fri form ved hjelp av diffusjon fra luft til hav (2a). Den motsatte prosessen vil også kunne forekomme i form av fordampning (2b). Netto diffusiv gassutveksling er forskjellen mellom 2a og 2b. Retningen av diffusjonsutvekslingen vil være fra den fasen (luft eller hav) som har høyest kjemisk potensial (fugasitet) til den fasen med lavest kjemisk potensial. Prosessen vil også være sterkt vind- og temperaturavhengig. Den relative betydningen av de ulike formene for avsetning avhenger videre i stor grad av de fysikalsk-kjemiske egenskapene til hvert enkelt stoff og det kan være betydelige forskjeller innad i grupper av liknende forbindelser som gjerne grupperes sammen (for eksempel PAH). Det kan til og med være signifikante forskjeller blant forbindelser som har lik kjemisk formel, så som HCH, noe som igjen medfører at transportmønstret deres til avsidesliggende områder kan være svært forskjellige (Li *et al.*, 2002). Her har vi imidlertid kun forsøkt å kvantifisere tilførsler fra luft til hav, ettersom relevante sammenlignbare og pålitelige data for sjøvann mangler. Vi har videre valgt og ikke skille mellom ulike former for våtavsetning i beregningene da den mekanistiske forståelsen for avsetning med snø er svært begrenset (Lei og Wania, 2004). Det antas med andre ord at all våtavsetning kommer i form av regn.



Figur 5. Prosesser som er bestemte for avsetning og utveksling av organiske miljøgifter mellom luft og hav (modifisert etter Daly og Wania, 2004).

For begge modellregionene som dekker Barentshavet (X og XI) har vi benyttet luftmålinger fra Zeppelin (Svalbard) for 2007 (ettersom dette var siste år med et komplett datasett) som datagrunnlag for beregningene (Aas *et al.*, 2008). Det er ikke gjort noe forsøk på å ekstrapolere eller justere verdiene over region X og XI da vi ikke har pålitelig informasjon på romlig variabilitet i området og i første omgang vil unngå bruk av kritiske antagelser i beregningene. De videre beregninger av individuelle avsetningsprosesser som vi har inkludert (våtavsetning, tørr partikulær avsetning, diffusjon fra luft til hav) er gjort på basis av mekanistisk orienterte likninger. Dette innebærer at beskrivelsen av atmosfærisk avsetning tilnærmevis følger relevante modeller som tidligere har vist seg noenlunde i stand til å reprodusere observerte konsentrasjoner i miljøet (Breivik *et al.*, 2010; Breivik og Wania, 2002; Wania *et al.*, 2006; Wania og Daly, 2002; Wania *et al.*, 1999; Wania og Su, 2004). Fysikalsk-kjemiske egenskaper som inngår i beregningene (Beyer *et al.*, 2000b; Li *et al.*, 2003; Shen og Wania, 2005; Xiao *et al.*, 2004) er videre korrigert til aktuell temperatur som beskrevet i Wania *et al.* (2006). Meteorologiske data er i begge tilfeller (X og XI) basert på målinger fra Bjørnøya i 2007 (www.met.no) da denne stasjonen i første omgang antas å være mest representativ for de aktuelle havområdene.

Beregning for tungmetaller

For tungmetaller er det ofte påpekt at det er en stor underestimering av de rapporterte utslippene, og derfor store vanskeligheter med å få pålitelige modellresultater. Spesielt utfordrende er det videre å modellere avsetning av luftforurensninger til nordområdene som er relativt langt fra de største kildene. EMEP-modellen viser generelt også en underestimering av observasjonene, og for stasjonene i nordområdene underestimerte EMEP-modellene konsentrasjon i både luft og nedbør med en faktor 2-5, gjennomsnittlig en faktor 3 (EMEP, 2009). For kvikksølv derimot er nivået beregnet fra EMEP-modellen og målte kvikksølvkonsentrasjoner i luft og nedbør i Skandinavia er i samme størrelsesorden.

Vi har her derfor valgt å ikke benytte beregnede tilførsler av tungmetaller til havoverflaten ut fra modeller, utenom for kvikksølv. Som for organiske miljøgifter har vi også valgt å gå bort fra metoden som ble benyttet forutgående rapport der man benyttet den såkalte "Method 3" (Molvær *et al.*, 2008). Denne metoden tar ikke hensyn til tørravsetningsbidrag og dette kan føre til en signifikant underestimering. Derfor har vi denne gangen heller forsøkt å beregne avsetning til havoverflaten på basis av målte luft- og nedbørkonsentrasjoner.

De nærmeste overvåkingsstasjonene til Barentshavet ligger i Nord-Norge (Karasjok), Nord-Finland (Pallas) og på Svalbard (Zeppelin). Tungmetallanalyser i partikler gjøres på Pallas og Zeppelin, mens i nedbør på Karasjok og Pallas. Karasjok har kun målinger av Cd, Zn og Pb, mens Pallas har et utvidet måleprogram. Nivået av Cd og Pb er tilsvarende på de to stasjonene, mens Zn er mye høyere på Karasjok som muligens er påvirket av lokale eller nærliggende utslipp/kontaminering. Det er derfor kun valgt å bruke overvåkingsdataene fra Pallas. Dataene herfra rapporteres til EMEP (Aas og Breivik, 2009). Våtavsetningen på Pallas ble skalert slik at nedbørmengden som observeres her (ca 600 mm) tilsvarer hva som er forventet gjennomsnitt i regionen (ca 400 mm, fra www.met.no) samt at det er tatt hensyn til at Pallas ligger nærmere kildene. Konsentrasjonen av de aller fleste tungmetallene i luft er dobbelt så høye på Pallas som på Zeppelin (Aas og Breivik, 2009). Forholdet mellom nivåene på disse to stasjonene er brukt til å skalere ned konsentrasjonene i nedbør. Det antas at den gjennomsnittlige konsentrasjonen i Barentsregionen tilsvarer ca gjennomsnittet mellom Pallas og Zeppelin.

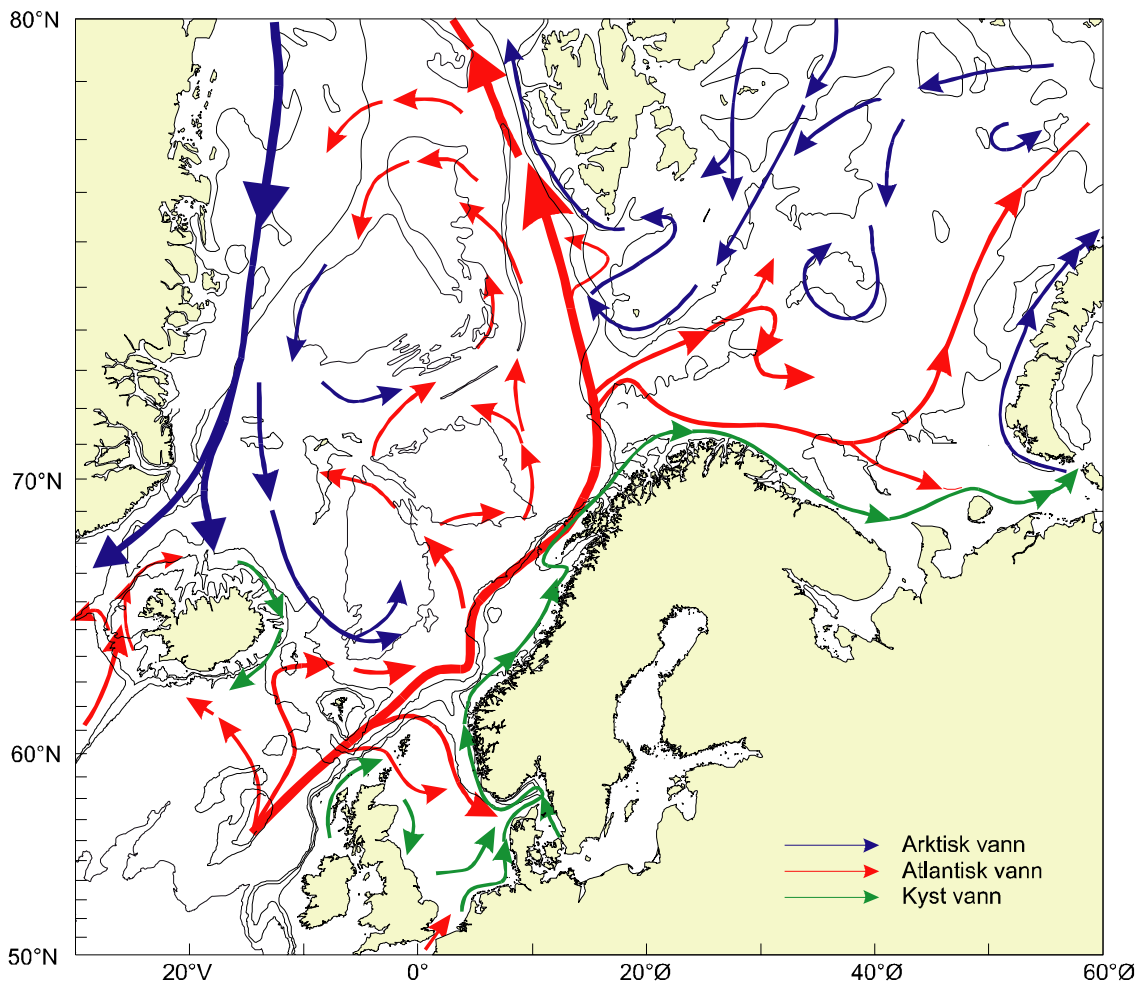
For å beregne tørravsetning må man estimere en tørravsetningshastighet som multipliseres med luftkonsentrasjonene. Tungmetaller bundet til partikler har en avsetningshastighet som er relatert til størrelsen på partiklene. Det er få målinger av størrelsesfordeling på tungmetaller i partikler, og det kompliseres videre ved at partikkelstørrelsen vokser ved at de tar opp sjøsalt over hav. Et rimelig estimat er 1 cm/s (Seinfeldt og Pandis, 2004), og det er også brukt her. Det kan være stor variasjon mellom metallene, noen som befinner seg hovedsakelig i finfraksjon mens andre i grovfraksjon. Det er det ikke tatt hensyn til her. Det vil si at det er store usikkerheter i disse bidragene. Ved å bruke en tørravsetningshastighet på 1 cm/s er bidraget av tørravsetning viktigere enn våtavsetningen for de fleste metaller, dette er nok som forventet da nedbørmengden er relativt lav.

For kvikksølv finnes det ikke noen nedbørmålinger i Nord-Skandinavia. I tillegg er det kun elementært kvikksølv som måles i gassfase og man vet at avsetningshastigheten for denne er lav. Det er derimot ikke tilfelle for partikulært kvikksølv, men dette måles kun i kampanjer. Her er det derfor vanskelig å bruke måledata for å beregne tilførselen. Ser man på resultater fra EMEP-modellen så gir den sammenfallende nivå må total gassfase kvikksølv og nedbørkonsentrasjon (Sør-Skandinavia) så det er valgt å bruke modelldata (EMEP, 2009) for å beregne tilførsel av kvikksølv til Barentshavet.

2.2.3 Tilførsel via havstrømmer - havmodeller

Tilførselsprogrammet omfatter havområdene fra Skagerrak til Barentshavet – områder som preges av markerte havstrømmer som enkelt sagt vil transportere forurensende stoffer fra sør mot nord (**Figur 6**). Dette betyr at havstrømmene både transporterer forurensende stoffer inn i havområdene fra utenforliggende kilder og transporterer stoffene på tvers av regionene. Svært mange av faktorene som påvirker stofftransporten – og bestemmer konsentrasjoner i vann og sediment – varierer både i tid og i rom, og matematiske modeller er helt nødvendige redskap for å oppnå en tilstrekkelig presis kvantifisering av disse størrelsene.

På litt lenger sikt skal modellene levere resultater som brukes i vurdering av havområder som er spesielt utsatt for forurensende stoffer, og plassering av overvåkingstasjoner.



Figur 6. Hovedveiene for havstrømmene i prosjektområdet (kilde: Havforskningsinstituttet).

Som påpekt ovenfor er det mange modeller som må ”samarbeide” og levere data til hverandre. Innen prosjektet er det derfor etablert en modellgruppe med representanter fra 5 institusjoner: NIVA, IMR, NILU, NRPA og NIFES. Gruppen skal blant annet sikre at:

- institusjonene har en felles strategi mht. bruk av modeller innen prosjektet,
- prosjektet utnytter institusjonenes samlede modellkompetanse
- modellene til å levere hensiktsmessige data til hverandre (for eksempel leveransen fra RID og EMEP til havmodellen)

I 2009 ble det brukt to havmodeller og disse beskrives kort nedenfor.

ECOSystem Modell (ECOSMO)

Den 3-dimensjonale modellen ECOSMO (Schrum et al., 2006) er brukt til å beskrive transportveiene og konsentrasjoner av olje og andre miljøgifter som blir tilført norske havområder fra 8 kilder og spres med havstrømmene. Dette gjelder også for endringer i klimasystemet som påvirker havstrømmene.

ECOSMO-modellen er opprinnelig satt opp for alle de 12 regionene, men i 2009 med fokus på Barentshavet (regionene X og XI) hvor det finnes detaljerte og tilgjengelige hydrografiske data for å beskrive sirkulasjonsforhold. Modellen er satt opp til å beregne konsentrasjoner i 16 vanddyb: 8, 16, 24, 32, 40, 50, 75, 100, 150, 200, 250, 300, 400, 500, 600 og 700m. I utgangspunktet ble modellen satt opp med 20 km horisontal oppløsning (Tilførselsprosjekts Fase II), mens den nå er satt opp med 7 km horisontal oppløsning.

For utarbeidelse av modell for sirkulasjon i Barentshavet og bruk av denne for å beregne konsentrasjoner av forurensende stoffer var prosjektets tidsramme (høsten 2009) og økonomi så stram at her måtte gjøres både forbedringer og begrensninger. Kort nevnes:

- horisontal oppløsning ble forbedret fra 20 km til 7 km
- vertikal oppløsning ble forbedret til 8 m nær overflata
- arbeid med å simulere nedbrytning og sedimentasjon ble påbegynt og langt på vei gjennomført
- tilførslene direkte til Barentshavet ble oppdatert
- man brukte en allerede validert hydrodynamisk modell som dekket selve Barentshavet
- tilførselen av stoffer fra regioner utenfor Barentshavet ble beregnet ved å fastsette typiske konsentrasjoner på grenseflata mot forvaltningsplanområde Norskehavet.

For 2009 inkluderer modellen beregninger av transport og konsentrasjoner av kvikksølv, bly, kadmium, krom, PCB, PAH, THC og TBT basert på følgende kriterier:

1. Klifs prioritetsliste over farlige stoffer
2. utvalget skal inneholde de mest bekymringsfulle stoffene
3. tilgjengelige data for tilførsler og konsentrasjoner i det marine miljø (tilstrekkelig romlig oppløsning til bruk i forhold til en 3D-modell)

Både tilførselsdataene og målte konsentrasjoner er hentet fra de seneste år, unntaksvis fra 2009. Til eksempel er beregningene av nedfall fra luft til havoverflata basert på data fra 2007. I 2009 var det viktigste siktemålet å beskrive den romlige variasjonen av forurensende stoffer i Barentshavet ved ulike hydrodynamiske situasjoner.

Til beregninger av konsentrasjoner brukes den hydrodynamiske delen av ECOSMO/HAMSOM (Schrum and Backhaus, 1999) som tidligere har blitt satt opp for Barentshavet (Schrum et al., 2005; Harms et al., 2005). Denne hydrodynamiske modellen er validert (Årthun og Schrum, in prep) og man konkluderte med at den på en god måte reproduserte de mellom-årlige variasjonene i hydrofysiske forhold. Modellen ble deretter brukt for å beregne transporten av forurensende stoffer i to år med svært ulik sirkulasjon: 1966=svak sirkulasjon og 1990=intens sirkulasjon. Dette er for å vise hvordan mulige ekstreme situasjoner kan influere på spredningsmønster og konsentrasjoner.

Man er ennå ikke klar for mer presise beregninger av konsentrasjoner basert på tilførsler av miljøfarlige stoffer direkte til Barentshavet eller tilførsel fra nærliggende regioner med havstrømmene.

Som påpekt i rapportene fra Tilførselsprosjekt Fase I og II (Molvær *et al.*, 2007; 2008) er det lite data for miljøgifter i vann. Dette gjelder spesielt for organiske miljøgifter, som det ofte ikke finnes noen informasjon om. Informasjon på bakgrunn av konsentrasjoner brukt i modellkjøringer ble i stor grad hentet fra International Council for the Exploration of the Sea (ICES) data Inventory (<http://www.ices.dk>) og fra tilgjengelige rapporter og informasjon fra Oslo Paris Commission (OSPAR, <http://www.ospar.org>). Denne mangelen på data som kan beskrive dagens nivåer i de store havområdene er et problem for oppsett av modellen og vurdering av resultatene.

Modellen inkluderte tilførsel av miljøgifter fra atmosfæren, tilførsler fra land og fra regioner og havområder utenfor Barentshavet, hvor data finnes. Tilførsler til regionene X og XI fra russisk del av Barentshavet er ikke kjent. Som vist i **Figur 6** vils sannsynligvis havstrømmene før tilførsler fra Kolahalvøya, Kvitsjøen og russiske elver i østlig retning. Betydningen av havis var tatt med under beregningene av miljøgifter fra luft til havoverflata, hvor data finnes. For eksempel ble konsentrasjonen av kvikksølv i havis antatt å ligge i samme intervall som rapporterte konsentrasjoner i snø og i havis (Douglas *et al.*, 2005, Garbedino *et al.*, 2002).

Grenseflate- og startbetingelsene for beregning av transport og konsentrasjon av miljøgifter ble hentet fra tidligere rapporterte estimater (Molvær *et al.* 2008), samt beregnet nedfall fra luft og tilførsler fra land (se tabeller med forutsetninger under kapittel 3.2). For enkelte stoffer ble konsentrasjoner langs yttergrensen av de modellerte regionene justert til å reflektere den relative forskjellen registrert med målinger i dette området. For kvikksølv – som eksempel – viste målinger vinteren 2010 økende konsentrasjoner fra syd til nord langs denne grensen (NIVA upubliserte data). For THC er det vist avtagende konsentrasjoner fra sydvest til nordøst i Region X (Nemirovskaya, 2008). Gjennomsnittsverdien for grenseflata ble imidlertid ikke endret.

Beregningene ble utført for to år med forskjellige hydrofysiske regimer (1966 med svak sirkulasjon og negativ Arctic Oscillation Index (AOI) og 1990 med intens sirkulasjon og positiv AOI), men med samme grenseflate- og initialbetingelser og samme tilførsler fra luft og fra land. Under disse betingelsene ble modellen kjørt i et år og beregnet da konsentrasjoner i forskjellige deler av Barentshavet, og i vannlag fra overflata og til bunn.

I følge Schrum *et al.* (2005) vil man forvente at oppholdstiden for vannmassene i Barentshavet er 2-3 år og beregninger for begge sirkulasjonstypene ble kjørt i minst 4 år. For å beregne innstrømming og fordeling av forurensende stoffer ble det valgt et sett med prosesser som bestemmer utveksling av stoff ved grenseflatene (atmosfærisk nedfall, tilførsler fra land) og transport med utsynking og nedbrytning. Sammen med adveksjon og turbulent transport vil disse prosessene bidra til simulere skjebnen til et forurensende stoff i Barentshavet og beskrive årsakene til fordelingen i rom og tid. En detaljert beskrivelse av parametriseringen av hvert stoff er gitt nedenfor.

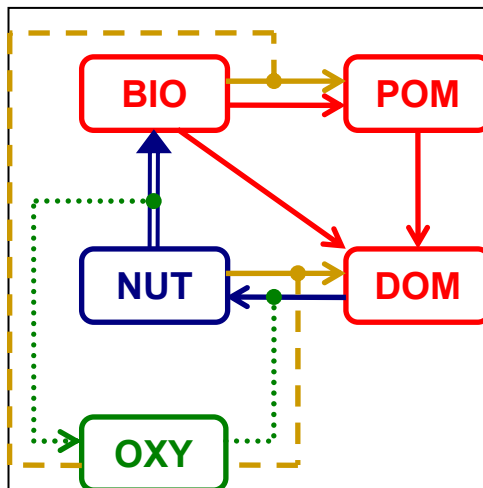
I modellen for Barentshavet anvendes følgende prosesser:

- Nedbrytning (decay): nedbrytningen av et forurensende stoff kan ha stor betydning for organiske forurensninger (POP, THC, PCB og flere), men kan være neglisjerbar for metaller.
- Utsynking: hvis et stoff i stor grad er bundet til marint organisk stoff vil det etter hvert synke nedover i vannmassen. Det er brukt en varierende synkehastighet med maksimum (11 m/døgn) i juni og minimum (1 m/døgn) i desember.
- Initialbetingelser: for alle stoff ble beregningene startet med en jevn fordeling i vannmassene. Startkonsentrasjonen ble hentet fra eksisterende data (Molvær *et al.*, 2008) og annen litteratur (Douglas *et al.*, 2005, Garbedino *et al.*, 2002, Nemirovskaya, 2008).
- Grenseflatebetingelser: konsentrasjonen ved grenseflatene mot andre regioner ble antatt å være konstant. Verdiene for de enkelte stoff ble hentet fra eksisterende data (Molvær *et al.*, 2008) og annen litteratur (Douglas *et al.*, 2005, Garbedino *et al.*, 2002, Nemirovskaya, 2008).
- Tilførsler fra land: tilførsler fra elver og større tettsteder ble beregnet for fastlagte koordinater for følgende parametre: kvikksølv, PCB, bly, krom, kadmium og arsen.

- Tilførsler fra skip: tilførsel av TBT, PAH og THC ble beregnet som en konstant fluks langs de viktigste skipsrutene. Verdiene ble hentet fra Molvær et al. (2008) siden årets prosjekt ikke har hatt tilgang til nyere data.
- Tilførsel ved utlekking fra sedimenter: det forelå ikke rapporterte data for Barentshavet da modellberegningene måtte gjøres (kapitell 2.2.6). Ved senere modellarbeid planlegges å beregne dette bidraget på nytt.
- Avsetninger fra atmosfæren: tilførselen av forurensninger til havflaten fra atmosfæren ble beregnet som en konstant fluks for kvikksølv, PCB, bly, krom, kadmium, PAH og arsen over hele havoverflata. Verdiene ble hentet fra Molvær et al. (2008) og nye beregninger fra NILU.
- Is: hvor der er et isdekke ble tilførselen fra atmosfæren satt som null. Ved smelting av sjøis ble en tilførsel av kvikksølv og bly beregnet med utgangspunkt i kjente konsentrasjoner i sjøis.
- Fordeling av organisk stoff: i denne modellversjonen har vi ikke beregnet mengden av organisk stoff i havet, og har i stedet antatt en årstidsvariasjon i utsynkingen (se ovenfor) som gjenspeiler opptak i organisk stoff.

Som en del av modellutviklingen utarbeides en enkel biogeokjemisk modell "OxyDep" med sikte på å beskrive den sesongmessige variasjonen i dannelse og nedbrytning av organisk stoff i de biogeokjemiske prosessene i vannsøylen, i sediment/vann grenseflaten i tillegg miljøet skifter fra oksisk til suboksiske – og fra suboksiske til anoksiske (*Tabell*). Målet er en enkelt redskap som kobles mot avanserte 3D-modeller som GETM og ROMS (Shchepetkin and McWilliams, 2005), HAMSOM (Schrum et al., 2000) for å beskrive retensjon (nedbrytning og sedimentasjon) bruk i fjorder, estuarer og skjærgård.

Valg av antall variable (C_i) og parametriseringen av koblingene mellom dem bør bestemmes av tidsskalaer for prosessene og konsentrasjonene. (Yakushev, 2002). Variablene er beskrevet i *Tabell* og et flow-diagram for prosessene i OxyDep er vist i *Figur 7*.



Figur 7. Flowdiagram for biogeokjemiske prosesser som beskrives i modellen OxyDep. BIO=biologiske prosesser, POM=partikulært organisk materiale, NUT=næringssalter, DOM=oppløst organisk materiale, OXY=oksygenkonsentrasjon.

Tabell 9. Tilstandsvariable i OxyDep. Konsentrasjonene er gitt som micromol nitrogen og micromol oksygen

Variabel	Forklaring	Enhet
BIO	Alle levende organismer fra bakterier til fisk. BIO øker pga. fotosyntesen, taper uorganisk stoff pga. Av respirasjon og taper totalt (partikulært og oppløst) organisk stoff gjennom metabolisme, dødelighet, kannibalisme osv.	$\mu\text{M N}$
NUT	Den oksyderte formen av næringssalter (i.e. NO_3 og NO_2 for N), som ikke behøver tilførsel av oksygen for nitrifikasjon.	$\mu\text{M N}$
POM	Alle former for labilt partikulært organisk stoff.	$\mu\text{M N}$
DOM	Alle typer av labilt oppløst organisk stoff og reduserte former av uorganiske næringssalter (i.e. NH_4 og Urea for N).	$\mu\text{M N}$
OXY	Konsentrasjon av oppløst oksygen, som endres med dannelse og mineralisering av organisk stoff i samsvar med Redfield-forholdet	$\mu\text{M O}$

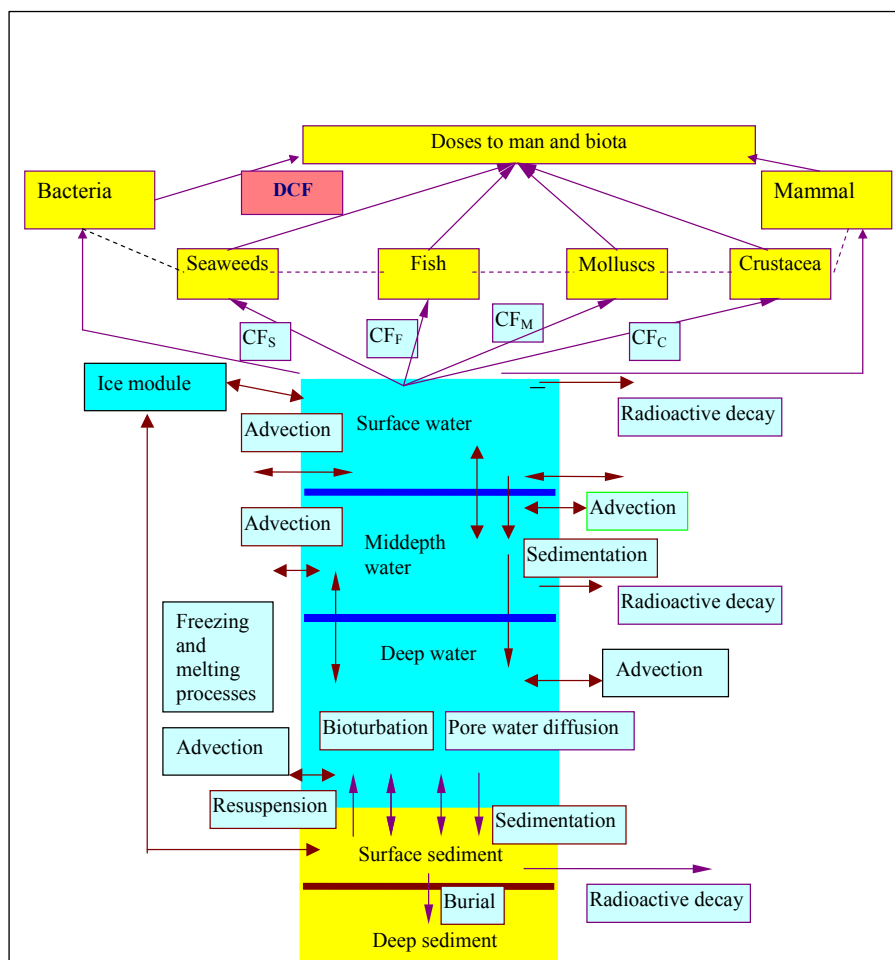
OxyDep-modellen nå er utprøvd på et fjordsystem. Modellen planlegges brukt for å beregne fordeling og sesongmessig variabilitet i organisk og uorganisk stoff, samt parametrisere opptak/utskillelse av forurensninger i organisk stoff. Dette vil i vesentlig grad øke muligheten for å modellere spredning og konsentrasjoner av forurensninger i kyst- og havområder.

Ved beregning av konsentrasjoner i Barentshavet ble det gjort en rekke forutsetninger for hvert stoff mht. startkonsentrasjon, tilførsel direkte til havområdet, sedimentasjon osv. I kap. 3.2 er dette beskrevet i detalj.

Statens stråleverns havmodell

Marine boksmodeller kan brukes for å beskrive transport av radionuklider i havområder over større avstander og over lengre tid. Modelleringen omfatter spredning av radionuklider i vann og utveksling av radionuklider mellom vann og sediment. Opptak i-, og doser til dyr og mennesker kan også beregnes. Boksinndelingen i Strålevernets marine boksmodell er basert på kunnskaper om bl.a. strømningsforhold, ulike miljøfaktorer, samt betydning av de ulike havområdene for eksempel for fiskeri eller nærhet til potensielle kilder. På grunnlag av informasjon om forhold som volum, dybde, strømningsforhold, suspenderte partikler, sedimenteringshastighet og interaksjon, samt fordeling/dynamikk mellom vann og sediment, benyttes modellen til å vurdere spredning til boksene over gitte tidsperioder.

Ved modellberegningene antas det videre at radionuklider i vannsøylen fins i løst form (som fritt ion i vannfasen) og assosiert med suspenderte partikler. Den partikkelassosierte aktiviteten sedimenterer med suspendert materiale, og blir således en del av bunnsedimentene. Utover dette inkluderer modellen: diffusjon av radionuklider i porevann, resuspensjon, blanding som følge av bioturbasjon, samt nedlekking av radionuklider til dypere sedimentlag. Det tas hensyn til radioaktivt henfall i alle bokser. Skjematisk oversikt av modell vises i Figur 8. En nærmere beskrivelse av modellen er gitt i Iosjpe *et al.* (2002) og Iosjpe (2006).



Figur 8. Statens strålevern boksmodell (skjematisk oversikt).

Statens stråleverns havmodell beskriver konsentrasjon av radionuklider i vann, sediment og biota som dynamisk funksjon av tid. For å forbedre vurdering av konsekvenser etter nedfall av radioaktive stoffer fra atmosfæriske prøvesprengninger av kjernevåpen er det bygget opp overflatebokser til alle

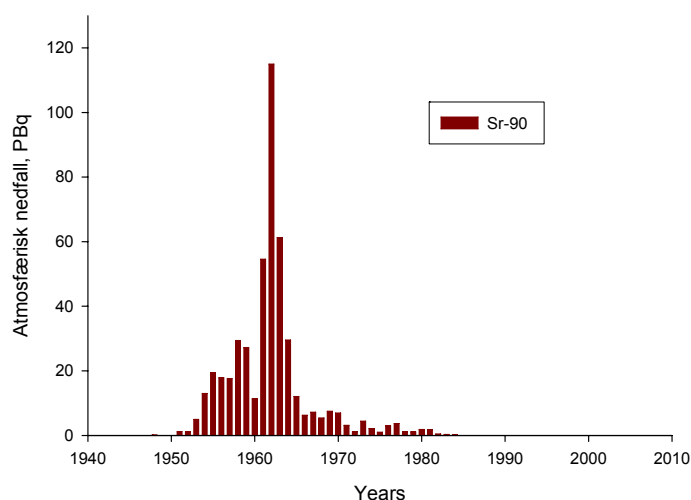
aktuelle områder med dybde mer enn 200 m. For å forbedre vurdering av remobilisering av radionuklider fra sjøsedimenter har det blitt brukt fleksibel beskrivelse av vann-sediment interaksjonen (MacKenzie og Nicholson 1987; Simmonds *et al.* 2002; Iosjpe *et al.* 2003).

Definisjon av tilførsel av radioaktive stoffer er ikke en triviell oppgave med hensyn til spredning av radionuklider i havområder. I denne rapporten blir det brukt definisjon som er basert på gjennomsnittlig innhold av radioaktivitet i havområdet i løpet av den definerte tiden og radioaktivitetstrømmer / og radioaktivitetsfluks til valgt havområde.

Kilder til radioaktiv forurensning av strontium-90 og plutonium.

Barentshavet har blitt tilført radioaktiv forurensning i et halvt hundreår. Prøvesprengninger i atmosfæren er globalt sett den største kilden til radioaktiv forurensning av miljøet. Totalt er det blitt estimert at 622 PBq strontium-90, 6,52 PBq plutonium-239 og 4,35 PBq plutonium-240 ble sluppet ut i miljøet (UNSCEAR, 2000). Nedfallet kom vesentlig med nedbør, og mesteparten på den nordlige halvkule. Om lag 60 % av aktiviteten falt ned i havet. Nedfallet fra de atmosfæriske kjernevåpentestene kan stadig måles i det marine miljø. Fordelingen av radionuklidene i dag avhenger av parametere som havstrømmer, diffusjon og sedimenteringshastigheter.

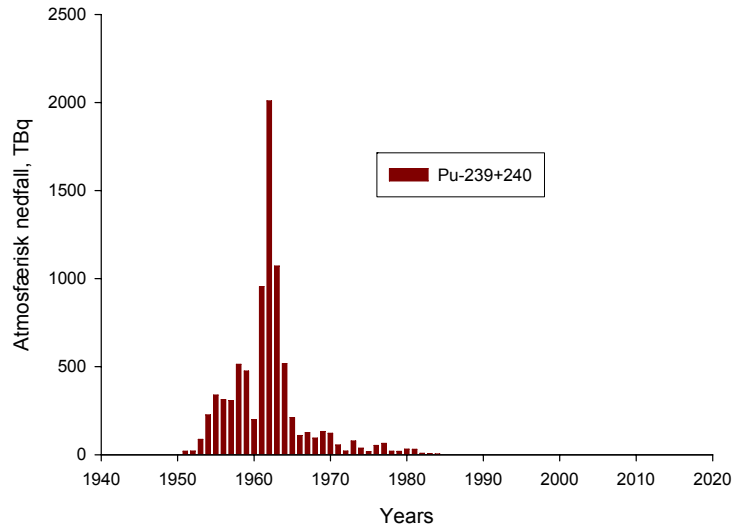
Figur 9 og **Figur 10** viser atmosfærisk nedfall av strontium-90 og plutonium-239+240 (UNSCEAR, 2000). Det er nødvendig å notere at radioaktive stoffer fra prøvesprengninger i atmosfæren føres med havstrømmer til forskjellige havområder (se for eksempel **Figur 6**).



Figur 9. Atmosfærisk nedfall for strontium-90 (nordlig hemisfære).

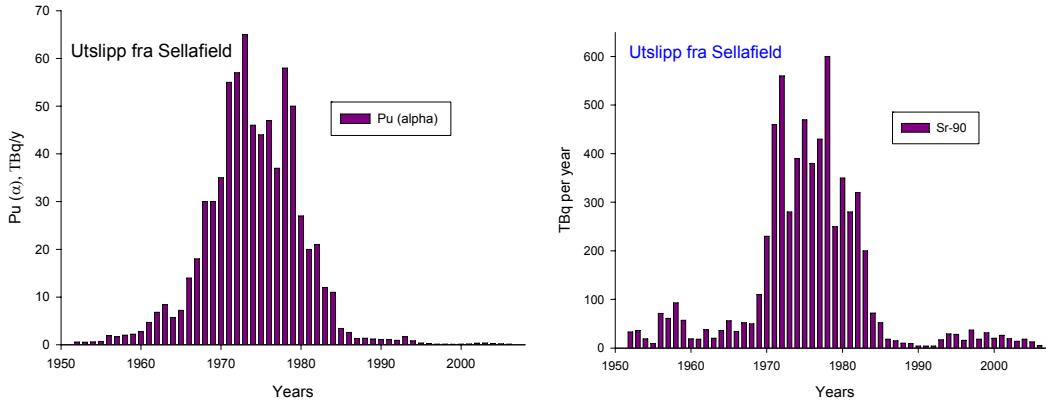
Utslipp fra europeiske gjenvinningsanlegg for brukt kjernefysisk brensel (Sellafield og La Hague) og Tsjernobyl-ulykken er også viktige kilder til radioaktiv forurensning. Østersjøen og landområdene rundt ble hardt rammet av Tsjernobyl-ulykken, og radioaktiv forurensning renner fremdeles ut av Østersjøen

Ifølge målene til dette prosjektet, er atmosfærisk nedfall og utslipp fra Sellafield-anlegget av $^{239+240}\text{Pu}$ og ^{90}Sr samt utslipp av ^{90}Sr fra Østersjøen av interesse. Andre kilder til radioaktiv forurensning i norske kyst- og havområder er detaljert beskrevet i tidligere rapporter fra Statens strålevern utgitt i perioden 2006-2008 (<http://www.nrpa.no>).



Figur 10. Atmosfærisk nedfall for plutonium-239+240 (nordlig hemisfære).

Utslipp av radioaktive stoffer fra Sellafield-anlegget kan føres nordover med forskjellige havstrømmer (**Figur 6**). Nuklidenes fysiske halveringstid og partikkelreaktivitet er avgjørende for i hvor stor grad de kan transporteres over store avstander. Mobile, langlivede radionuklider, som strontium-90 vil bli transportert langt av gårde fra utslippspunktet, mens partikkelreaktive stoffer, som plutonium og americium avsettes hovedsakelig nært utslippspunktet. Radionuklider i sedimentene kan imidlertid senere frigjøres fra sedimentene og føres av gårde med havstrømmene (remobilisering). Remobilisert plutonium fra sedimenter i Irskesjøen kan være en av viktige tilførselskilder til plutonium 239+240 i norske havområder (**Figur 11**).



Figur 11. Årlig utslipp av strontium-90 og plutonium-239+240 fra Sellafield-anlegget til Irskehavet (Jackson et al. 2000; Vives i Baïlle et al. 2007).

I den nåværende rapporten er det også vurdert ⁹⁰Sr som kommer med vannstrømmer fra Østersjøen. Scenariot er basert på gjennomsnittsverdi av ⁹⁰Sr-konsentrasjonen i Østersjøen i løpet av de siste 20 år (HELCOM, 2006).

2.2.4 Petroleumsvirksomhet på norsk sokkel

Opplysninger om utslipp av olje og metaller fra offshoreinstallasjoner rapporteres hvert år og samles i Environment Web (EW), en felles database for Oljeindustrien landsforening (OLF), Klif og Oljedirektoratet. Overvåkingsdata fra områdene omkring oljeinstallasjonene samles i miljøovervåkingsdatabasen MOD, som eies av operatørene og administreres av Veritas (DNV). Høsten 2009 forelå data per 2008, men ikke sortert etter havområde. Data fra selve Barentshavet var dermed ikke tilgjengelig, men bidraget fra petroleumsvirksomhet antas å være lite.

2.2.5 Skipstrafikk i norske farvann

Kilden inkluderer internasjonal skipsfart, kysttrafikk og fiskebåter. Utslipp til luft og til sjø fra skipstrafikk i norske farvann ble beregnet innen et eget prosjekt som NIVA og Det Norske Veritas (DNV) gjennomførte for Klif (Mjelde og Hustad 2008). Data fra undersøkelsene ble første gang benyttet i forbindelse med Fase II av Tilførselsprosjektet (Molvær *et al.* 2008), og den rapporten inneholder et sammendrag av metoder og data som er brukt (trafikkgrunnlag, utslippskomponenter og beregningsmetoder for utslipp til luft og vann). **Tabell 8** gir en oversikt over utslippskomponenter fra skip som var inkludert i DNV/NIVA-undersøkelsen.

Det er ikke gjennomført noen ny gjennomgang av utslipp til Barentshavet og ”oppstrømsregioner” mht. utslipp fra skip i 2009, og tallgrunnlaget vi har brukt i denne rapporten er derfor identisk med de som tidligere er rapportert av Molvær *et al.* (2008).

Tabell 8. Utslippskomponenter fra skipstrafikk (fra Mjelde og Hustad 2008).

Utslipp til luft (fra skipsmaskineri)	Utslipp til sjø og produserte mengder
- CO ₂	- Kloakk (svartvann + gråvann)
- CO	- Sjøppl
- NO _x	- TBT
- SO ₂	- Oljeholdig lensevann fra maskinrom (bilgevann)
- PM (Partikulært materiale)	- Oljeholdig vaskevann fra tankvasking (slopvann)
- CH ₄	- Oljeholdig avfall fra drivstoffseparatorer (sludge)
- nmVOC (flyktige organiske forbindelser)	- Annet oljeholdig avfall
- PAH (Polysykliske aromatiske hydrokarboner)	

2.2.6 Utlekking fra havbunn

Dataene som tidligere (Molvær *et al.* 2007; 2008) er benyttet i beregningene av fluks av metaller, PCB og PAH fra sedimenter er hentet fra EW- og MOD-databasene som er kort omtalt i kapitell 2.2.4). Databasen inneholdt høsten 2009 ikke rapporterte data for Barentshavet og dataene fra sedimenter i Barentshavet forelå ikke da beregningene måtte gjøres.

2.3 Overvåkingsmetoder

2.3.1 Luft og nedbør

Som en del av Tilførselsprogrammet ble det i desember 2009 etablert en ny luftovervåkingsstasjon på Andøya, med fokus på bedre romlig oppløsning av miljøgiftovervåking i nordområdene. I dag finansierer Klif dermed tre regionale overvåkingsstasjoner for luft og nedbør (Zeppelin, Andøya og Birkenes), som bl.a. inkluderer organiske miljøgifter som støtter opp om internasjonale forpliktelser (EMEP; AMAP; CAMP) og nasjonale overvåkingsbehov. For tungmetaller er det tilsvarende luftovervåking på de samme tre stasjoner. Metodene er nærmere beskrevet i overvåkingsrapportene for atmosfæriske tilførsel (Aas *et al.* 2008)

De organiske komponentene som er inkludert i måleprogrammet er stort sett i samsvar med anbefalingene fra “*Extended Board Meeting for AMAPII*” som ble holdt 1999. Målingene utføres ved at det hver uke tas to 2-døgns luftprøver ved å samle persistente organiske komponenter på polyuretanskum-propper og glassfiberfilter ved hjelp av høyvolum-luftprøvetaker. Prøvene analyseres med hensyn på polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), α - og γ -heksaklor-sykloheksan (HCH), heksaklorbenzen (HCB), polyklorerte bifenyler (PCB), cis- og trans-klordan, cis- og trans-nonaklor og DDT-gruppen. Bromerte flammehemmere (BFR) og perfluorerte alkylforbindelser (PFAS) ble i 2006 og 2007 inkludert i luftovervåkingsprogrammet. Nedbørprøver av miljøgifter prøvetas kun på Birkenes, men i 2010 vil det etableres full overvåking også på Andøya. I tillegg er det omfattende overvåking på WMO/GAW stasjonen Pallas i Nord-Finland som kan være relevant for tilførselsstudier for Barentshavet.

Flere metoder anvendes ved undersøkelse av luft (*Tabell 9*). Uorganiske hovedkomponenter i luft bestemt ved at gasser og partikler er tatt opp i en filterpakke bestående av et partikkelfilter av teflon (Zeflour 2 μ m), et alkalisk impregnert filter (Whatman 40 tilsatt kaliumhydroksid (KOH) og glycerol) og et surt impregnert filter (Whatman 40 tilsatt oksalsyre (COOH)₂). Nedbørprøver innsamles ved bruk av bulk (åpne) prøvetakere og pH analyseres ved potensiometri og ledningsevne ved konduktometri. Både anioner og kationer er bestemt ved ionekromatografi. NO₂ bestemmes med passiv prøvetaker og analyseres ved hjelp av spektroskopi

Tabell 9. Komponenter i luft og nedbør som inngår i Tilførselsprogrammet, og hvilke metoder som brukes i felt og laboratorium

Komponent	Stasjon	Metode i felt	Metode i lab	Tidsoppløsning
PAH i luft	Andøya	Høy vol.	GC-MS	48 timer pr uke
Pesticid + PCB i luft	Andøya	Høy vol.	GC-MS	48 timer pr uke
PFC i luft	Andøya	Høy vol.	LC/TOF-MS	48 timer pr uke
PBDE i luft	Andøya	Høy vol.	GC-MS	48 timer pr uke
Tungmetaller i luft	Andøya	Høy vol.	ICP -MS	48 timer pr uke
Uorganisk luft	Andøya	Filterpakke	Ionkromatograf	ukentlig
NO ₂ passiv	Andøya	passiv	Spektrofotometri	ukentlig
CO	Andøya	Monitor (Picarro)		1time
Hg	Andøya	Monitor (Tekran)		1time
Meteorologi	Andøya	Monitor (Vaisala)		1time
Nedbør (PAH, Pesticid, PCB)	Andøya	totalavsetning	GC-MS	grab samples
Uorganisk i nedbør	Andøya	Bulk	Ionkromatograf	ukentlig
Passive luft (PAH, Pesticid, PCB)	Andøya, Bjørnøya, Jan Mayen	passiv	GC-MS	måned

Totalt gassfasekvikksølv (TGM) måles med Tekran Hg-monitor hvor kvikksølvet samles opp på gullfeller i tidsintervaller på 5 minutter med en prøvetakings hastighet på 1,5 lpm. Deretter

varmedesorberes kvikksølv og detekteres ved bruk av atomfluorescenspektrofotometri. Luftprøver for persistente organiske miljøgifter og tungmetaller tas med en DIGITEL høyvolum luftprøvetaker. Luften tas gjennom et filtersystem med et partikkelfilter etterfulgt av to identiske polyuretanskumpropper (diameter 75 mm, lengde 40 mm og tetthet 25 kg/m³) for prøvetaking av gassfasekomponenter. Gjennomstrømningshastigheten er ca. 20 m³/time. For tungmetaller og enkelte av de organiske miljøgiftene er det ikke nødvendig med PUR filter i etterkant av partikkelfiltert. Ulike filter brukes for ulike komponenter: PAH og Klor og fluororganiske forbindelser med glassfiber filter Whatman Type AE, men bromorganiske med type GF/C. Tungmetaller samles på Whatman 41 papirfiltre.

Glassfiberfiltre og polyuretanskumpropper tilsettes isotopmerkede internstandarder og ekstraheres med heksan/dietyl-eter (9:1) og etter opparbeidelse og rensing analyseres de fleste organiske miljøgiftene med ved hjelp av gasskromatografi-massespektrometri (GC/MS). PFC analyseres ved hjelp av omvendt fase væskkromatografi kombinert med time-of-flight-massespektrometri. Tungmetaller analyseres med ICP/MS etter at filtrene blir oppsluttet med salpetersyre/hydrogenperoksid i mikrobølgeovn.

Totaldeposisjonsmålinger av organiske miljøgifter er en metode som er utarbeidet av IVL Svenska Miljöinstitutet AB, hvor nedfallet av partikler og nedbør avsettes på en 1x1m teflonbelagt overflate som luter svakt mot sentrum der en absorberende polyuretanbeholder er montert. Analytisk bestemmes miljøgiftene slik beskrevet for luftprøvene over. Tilsvarende gjelder for de passive luftprøvene som består av to metallokk montert mot hverandre med en liten åpning og passiv oppsamling av miljøgifter på polyuretanskumpropp i midten (jfr. Kap. 2.3.3).

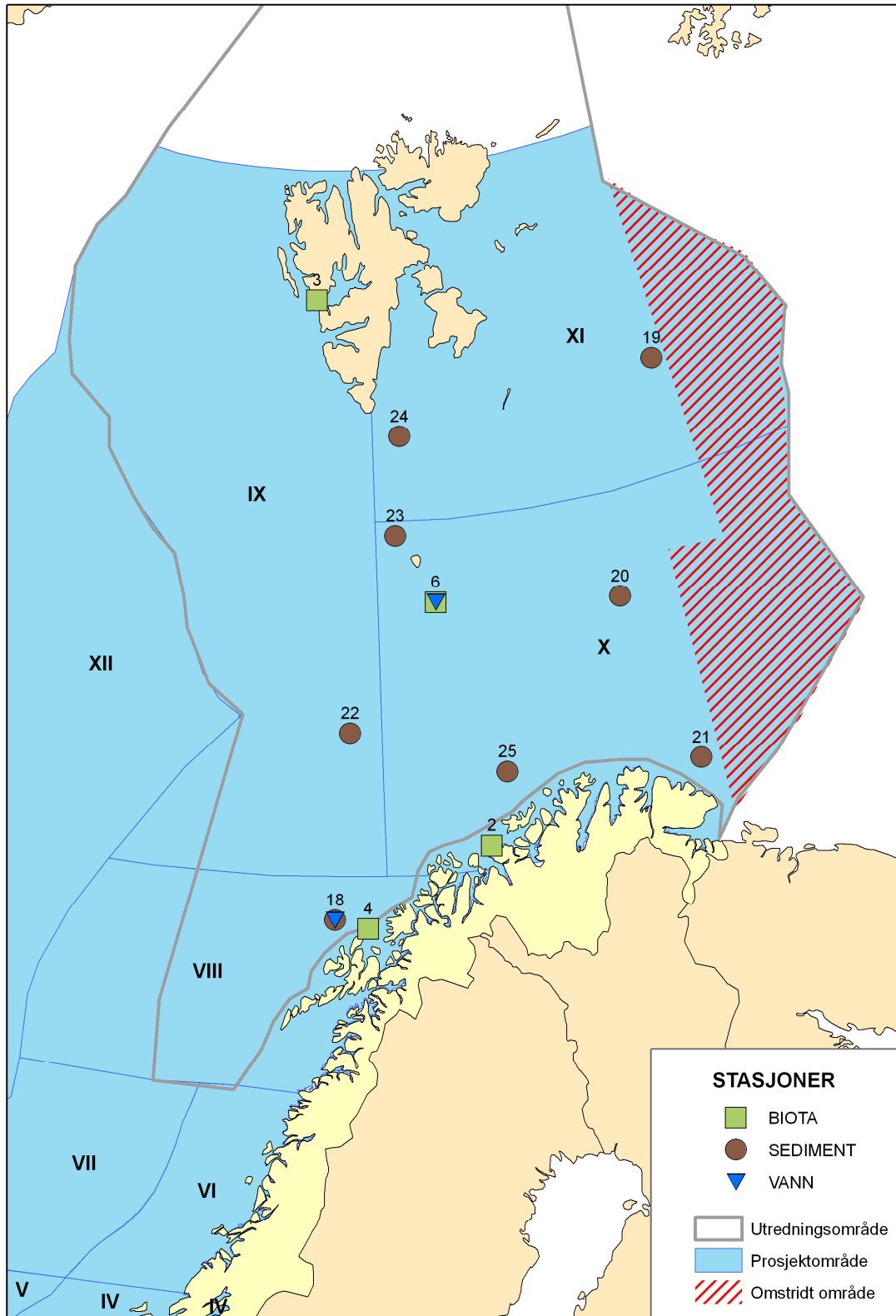
2.3.2 Sjøvann, sedimenter og torsk

Undersøkelse av miljøgifter i sediment og enkelte organismer vil gi en generell indikasjon av tilstand over tid, og er vanlige å bruke som indikatorer innen overvåking som for eksempel OSPARs *Coordinated Environmental Monitoring Programme* (CEMP). Miljøgifter og/eller radionuklider ble undersøkt i 2009 i sjøvann, i overflatesediment og i torsk som vist i **Tabell 10** og **Figur 12**. Flere detaljer om analyser som inngår i programmet og hvilke institusjon som utfører analysene er vist i Vedlegg A. En oversikt over metoder, koder og deteksjonsgrenser benyttet av hver institusjon er vist i Vedlegg B. En kort metodebeskrivelse følger under. Bruken av passive prøvetakere beskrives spesielt i kapittel 2.3.3.

Tabell 10. Oversikt over ansvarlige institusjon for innsamling og analyse for de forskjellige miljøfarlige stoff og stoff-grupper undersøkt i sjøvann, sedimenter og i torsk i 2009. Antall stasjoner undersøkt er angitt. (Se også **Figur 12** og mer detaljert beskrivelse i **Tabell 36** i **Vedlegg A**).

Beskrivelse	Sjøvann	Sedimenter (0-2 cm)	Torske- lever/filet
Innsamling	IMR	IMR	IMR/NIVA
Analyse	IMR/NRPA	IMR/NIVA	NIVA/NIFES
Kvikksølv		8	4 (filet)
Andre metaller		8	4
POP ¹⁾		8	4
PAHer ²⁾		8	
THC ³⁾		8	
PBDE ⁴⁾		8	4
PFC ⁵⁾		8	4
Radionuklider ⁶⁾	2 ⁷⁾	1 ⁸⁾	3 ⁹⁾ (filet)

- 1) Persistente organiske miljøgifter. Inkluderer PCB kongenerene: CB-28,-82,-101,-108,-118,-138,-183,-186,-180, 209, 8-CB, OCS, DDT og enkelte metabolitter, HCB, lindan og enkelte andre isomerer av HCH.
- 2) Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Inkluderer (med NPDer): ACNE, ACNLE, ANT, BAP, BBJF, BEP, BGHIP, BKF, BAA, CHR, DBA3A, DBT, DBTC1, DBTC2, DBTC3, FLE, FLU, ICDP, NAP, NAPC1, NAPC2, NAPC3, PA, PAC1, PAC2, PAC3, PER, PYR.
- 3) Total hydrokarboner (THC)
- 4) Polybromerte difenyletere (PBDE). Inkluderer bromerte flammehemmere, bl.a. HBCDD og BDE kongenerene: -28, -47, -71, -77, -85, -99, -100, -119, -153, -154, -183, -196, -205, -206, -209-
- 5) Perfluorerte forbindelser (PFC). Inkluderer bl.a.: PFNA, PFOA, PFHpA, PFHxA, PFOS, PFBS, PFOSA.
- 6) Radionuklider i sjøvann inkluderer Cs-137, Sr-90, Po-210, Pu-239+240, Am-241, Tc-99, Ra-226 og Ra-228. Radionuklider i torsk inkluderer Cs-137 og Po-210. Radionuklider i sedimenter inkluderer alle gamma-emittere.
- 7) Stasjoner 6 og 18
- 8) Stasjon 18
- 9) Stasjoner 3, 4 og 6



Figur 12. Kart over innsamlingssted for sjøvann, sediment og torsk (se også Tabell 10).

Prøvetakning av sjøvann

Sjøvann ble samlet inn direkte fra sjøvannsinntakene på F/F "Johan Hjort" og på F/F "G. O. Sars". Technetium-99-prøvene fra stasjonene 6 og 18 (**Figur 12**) ble oppkonsentrert om bord på Amberlite IRA-400 anionkolonner. Cesium-137-prøven fra stasjon 6 ble oppkonsentrert om bord ved bruk av filtre impregnert med $(\text{Cu}_2[\text{Fe}(\text{CN})_6])$. De resterende sjøvannsprøvene (inkludert ^{137}Cs -prøven fra stasjon 18) ble fylt i 25 L vannkanner, surgjort til pH=1 med HCl og transportert til IMR og NRPA for videre analyse.

Prøvetakning av sedimenter og torsk

IMR sto for innsamling av sedimentprøver på alle stasjonene og torsk på én stasjon. Sedimentprøvene ble innsamlet fra F/F "Johan Hjort" og F/F "G. O. Sars" ved bruk av en "Smøgen" boxcorer. Tre prøver fra havbunnens overflate (0-2cm) ble tatt fra hvert grabbkast (en til spormetall-analyse, en til analyser av organiske miljøgifter og en til analyser av radionuklider). Prøvene ble pakket i henholdsvis plast og godt merket med tusj (prøver til spormetall-analyser) og aluminiumsfolie og godt merket med blyant (prøver til analyser av organiske miljøgifter). Prøver til radioaktivitet ble pakket i aluminiumsskåler og godt merket med tusj. Prøvene ble frosset ned umiddelbart, og transportert til IMR, NRPA og NIFES for videre prøveoppbeiring og analyse. Prøvene til organiske miljøgifter ble inndelt i tre replikater før oppbeiring og analyse.

IMR sto for innsamling av torskefilet og torskelever fra stasjon 6 (**Figur 12**). Filet og lever fra 25 individer av atlantisk torsk (*Gadus morhua*) ble tatt fra trålen om bord på F/F "G. O. Sars". Filet til analyse av spormetaller ble pakket enkeltvis, mens filet til analyse av radioaktivitet ble pakket som samleprøver av de 25 individene. Prøvene ble frosset ned umiddelbart.

NIVA og Akvaplan-niva sto for innsamling av torsk fra de tre øvrige stasjonene (2, 3 og 4) ved hjelp av lokale fiskere. Det ble tatt sikte på å innsamle 25 individer av atlantisk torsk (*Gadus morhua*) innenfor fem størrelsesklasser (**Tabell 11**). Fisken ble frosset ned umiddelbart.

Tabell 11. Foretrukket størrelsesklasser for torsk.

Størrelsesklasser	Torskelengde (mm)
1	370-420
2	420-478
3	478-840
4	840-618
8	618-700

Innsamling, lagring og oppbeiring ble gjort, hvor praktisk mulig, etter OSPAR retningslinjer¹ (2003b, 2009).

I torsk er hovedvevet; lever og filet analysert for farlige substanser (cf. **Tabell 10**). Fiskefilet ble analysert for kvikksølv-innhold. I tillegg ble alder, kjønn og visuell patologiske tilstand bestemt for hvert individ. Andre målinger inkluderte: fiskevekt og –lengde, levervekt, tørrvekt av lever og fettinnhold (% totalt ekstrahert fett), filet tørrvekt og dens prosentvise fettinnhold.

Vedlegg B inneholder en nærmere beskrivelse av analytiske metoder og undersøkelse av radioaktive stoffer.

¹ OSPAR 2002, 2003b, see also <http://www.ospar.org/eng/> > measures > list of other agreements.

2.3.3 Passive prøvetakere

Denne metoden benytter kunstig materiale som eksponeres til luft eller sjøvann over tid og som deretter analyseres for miljøgifter ved tilnærmet samme metode som det gjøres for andre medier. Til dette prosjektet ble passive prøvetakere plassert på Bjørnøya, Jan Mayen og Andøya både i luft og i sjøen samtidig. Dermed er sammenheng mellom konsentrasjoner i luften og i sjøen lettere å undersøke.

Prøvetakerne ble plassert ut høsten 2009 for måling av lave konsentrasjoner av ikke-polare organiske miljøgifter (PAH, PCB og PBDE) i farvann rundt Andøya, Bjørnøya og Jan Mayen. Semipermeable membranprøvetakere (SPMD) ble plassert ut på 10 m dybde i standard SPMD-holdere for 3 måneders perioder fra september til oktober. I tillegg ble det utplassert SPMDer for seks måneders eksponering dersom det viste seg at 3 måneders utplassering var for kort tid til å akkumulere detekterbare nivåer av miljøgiftene. For målinger av de samme organiske miljøgiftene i luft ble det plassert ut passive prøvetakere av polyuretanskum (PUR). Utplassering av PUR ble gjort i samme tidspunkt som SPMDene. Prøvetakning for 2010 (første av fire etterfølgende 3-måneders perioder) ble startet opp i desember 2009 og januar 2010, og utplassering av disse skal være 3 måneder. En oppsummering som viser tidspunkt for utplassering og innhenting av de passive prøvetakerne er gitt i **Tabell 12**. Ingen resultater foreligger til denne rapporten.

Analyser vil bli utført på ekstrakter fra de passive prøvetakerne for å måle den gjennomsnittlige tidsintegreerte konsentrasjonen av PAH, PCB og PBDE i den løste fasen i vannsøylen.

Kvalitetskontroll blir optimalisert ved å inkludere en ”trip control” (tilsvarende en kontrollprøvetaker) i hvert parti av prøvetakere. Disse prøvetakerne vil bli ekstrahert og analysert på samme måte som de utplasserte prøvetakerne. Dette vil forsikre oss om at prøvetakerne ikke blir kontaminert under transport og håndteringen i felt. Siden utplassering og innhenting vil bli utført av ulik personell og under forskjellige forhold vil denne kvalitetskontrollen være en forsikring om at kvaliteten på dataene er gode. Kvalitet ble ytterligere ivaretatt ved at de fleste SPMD var fra samme parti.

Tabell 12. Tidsplan for eksponering av passive prøvetakere. De som innsamles fram til mai 2010 er antatt ferdig analysert i september 2010.

		Andøya	Bjørnøya	Jan Mayen
2009				
3 måneder – Vann	Utplasseringsdato	30/10/2009	28/08/2009	03/10/2009
	Innhentingsdato	01/02/2010*	Forsvunnet	Avhengig av tilgang på båt
6 måneder – Vann	Utplasseringsdato	30/10/2009	28/08/2009	03/10/2009
	Innhentingsdato	01/05/2010	01/03/2010*	Avhengig av tilgang på båt
3 måneder – Luft	Utplasseringsdato	30/10/2009	28/08/2009	05/10/2009
	Innhentingsdato	01/02/2010*	29/12/2009	05/01/2010
6 måneder – Luft	Utplasseringsdato	30/10/2009	28/08/2009	05/10/2009
	Innhentingsdato	01/05/2010	29/12/2009	03/04/2010*
2010				
3 måneder – Vann	Utplasseringsdato	30/01/2010	05/12/2009	Avhengig av tilgang på båt
3 måneder – Luft	Innhentingsdato	30/01/2010	29/12/2009	05/01/2010

* planlagt

2.3.4 Havforsuring

Langsiktig overvåking av forsuring av havet og systematiske målinger av pH både langs kysten og i åpent hav er planlagt i dette programmet. Målinger av pH i sjøvann er komplisert og det er behov for å harmonisere måleprotokoller og forbedre metodikker for måling av sjøvannets karbonatkjemi. Dette er relativt komplekse systemer og det kan være en utfordring å både måle og observere endringer av spesifikke mekanismer. NIVA og IMR, i nært samarbeid med Bjerknes senter (BCCR) knyttet til Universitet i Bergen, koordinerer og utvikler måleprogrammer for dette. Man vil utnytte IMRs eksisterende tokt for vannsøylemålinger, supplerte med prøvetagning og høyfrekvente automatiske målinger vha. ”FerryBox-systemet” på utvalgte kommersielle skipsruter. Dette gir et bedre datagrunnlag for prognoser av forsuring i havet regionalt og man vil dekke årstidsvariasjonene.

Det er fire målbare parametere for havforsuring: partialtrykket av CO₂ (pCO₂), total alkalitet (At), totalt oppløst uorganisk karbon (Ct), og pH. Når man kjenner de termodynamiske dissosiasjonskonstanter og antagelser om sjøvannets sammensetning som en funksjon av saltholdighet, kan fordelingen av alle karbonatkomponentene beregnes ut fra konsentrasjonene av to av de øvrige målbare mengder (Millero, 1995). De vanligste målingene for vannprøver for åpent hav er At og Ct. (Kleypas et al., 2006). Automatiske målinger (FerryBox-systemer eller bøyer) på pCO₂ og pH er nødvendige for å avdekke de høyfrekvente biologiske endringene.

Alle data vil da lagres under Carbon Ocean prosjektet i en database på BCCR. Historiske data vil kunne brukes som grunnlagsdata. I 2009 ble det gjennomført prøvetagninger på noen kyststasjoner og i Skagerrak for å teste metodikk (f.eks. fotometrisk pH) og foreta parallellanalyser av Ct og At mellom NIVA og BCCR. De foreløpige resultater er gode og f.eks. så har man oppnådd en repeterbarhet for den nye fotometriske pH metoden på 0,004 pH-enheter. Ingen enkeltresultater foreligger til denne rapporten, men en kort beskrivelse av metoder og en definisjon av måleusikkerhet ved analytiske teknikker er gjengitt i Vedlegg D.

En detaljerte beskrivelsen av moderne teknikker for målinger av havets karbonat-system kan finnes i “Guide to best practices for ocean CO₂ measurements” (Dickson et al., 2007), som er tilgjengelig på http://cdiac.ornl.gov/oceans/Handbook_2007.html.

Planene for 2010 blir å starte vannsøyleprøvetagningen i forvaltningsområdet Nordsjøen, gjennomføre overflateprøvetagninger med Ferrybox i Nordsjøen (Skagerrak) og i Barentshavet. Deretter vil vannsøyleprøvetagningen rullere til de andre forvaltningsområdene for 2011, men samtidig opprettholde høyfrekvent prøvetaking for oveflatevann gjennom Ferrybox-programmet.

2.4 Konsentrasjoner og miljøklassifisering

Som veiledende vurdering av miljøgiftenes nivå i sediment og torsk ble det benyttet klassifiseringssystemene fra Klif og eventuelle verdier for antatt ”bakgrunnsnivå” (se Vedlegg C). Det bør merkes at systemene er i utgangspunkt beregnet for bruk i kystnære områder, og ikke nødvendigvis gjelder for hele de norske havområdene. Klifs klassifiseringer av miljøkvalitet er basert på både konsentrasjon av forurensede forbindelser (Molvær *et al.* 1997) og effekter av disse (Bakke *et al.* 2007). Systemet beskrevet av Molvær *et al.* (1997) bruker fem klasser fra klasse I (ubetydelig – lite forurenset) til klasse V som er meget sterkt forurenset. Klifs reviderte klassifiseringssystem for sedimenter (Bakke *et al.* 2007) er endret slik at det nå er basert på effekter og er inndelt i fem klasser fra klasse I (bakgrunn) til klasse V (svært dårlig). Klassifiseringssystemet omfatter imidlertid ikke alle stoffene som inngår i de ulike vevene i undersøkelsen, så betegnelsen høy bakgrunnsverdi blir også brukt. Når konsentrasjonene overskrider høy bakgrunnsverdi blir betegnelsen overkonsentrasjon benyttet. Høy bakgrunnsverdi korresponderer med den øvre grense for klasse I som er ubetydelig – lite forurenset og er ikke statistisk begrunnet.

2.5 Materiale til nasjonal miljøprøvebank

Det er satt i gang prosesser for en nasjonal miljøprøvebank. Tilførselsprogrammet skal bidra med prøver fra enkelte stasjoner som prøvetas av IMR og NIVA. Det er foreløpig ingen nasjonal standard for innsamling og opparbeidelse av prøver til en nasjonal prøvebank. Innsamlingen ble derfor gjennomført i henhold til NIVAs prosedyrer. Instituttet har hatt i oppdrag fra Klif å samle inn, opparbeide, registrere og lagre sediment, blåskjell og fisk (også fra ferskvann) til dette formålet siden 2005.

3 Resultater

3.1 Tilførsler

I programmet er det definert 8 kilder (jfr. **Tabell 2**). Rapporten inneholder oppdaterte tilførselstall for kilde 1 (avrenning fra land), kildene 2 og 4 (tilførsler via luft), kilde 3 (tilførsler via havstrømmer fra områder utenfor Norge, inkludert radioaktive stoffer). Utslipp fra skipstrafikk (kilde 6) er basert på tall fra Fase II rapporten (Molvær *et al.* 2008). For kilde 5 (utslipp fra petroleumsvirksomhet) og 7-8 (utlekking fra havbunn) finnes det ikke tilgjengelige tall for Barentshavet. Nedenfor er resultatene sammenstilt og kommentert.

3.1.1 Avrenning fra land/elver i Norge

Tabell 13 og **Tabell 14** viser samlede tilførsler av hhv. tungmetaller og PCB/lindan til Barentshavet, rapportert fra det nasjonale RID-Elvetilførselsprogrammet i 2008 (Skarbøvik *et al.* 2009).

Lokalisering av større elver og industri er vist i **Figur 4**. Det gjøres oppmerksom på at tilførsler av tungmetaller fra ikke-overvåkede områder (om lag 40% av norsk landareal som drenerer til Barentshavet) er ikke tatt med i beregningene fordi det foreløpig ikke foreligger pålitelige tall på naturlig bakgrunnsnivå. Dette betyr at tungmetalltilførselen fra land til Barentshavet kan være underestimert med opptil 40%. Dette gjelder imidlertid ikke kobber, hvor utslipp fra fiskeoppdrett utgjør en betydelig del av de totale tilførselene. Merk at kun kvikksølv, bly, kadmium, krom, arsen og PCB er omtalt i det etterfølgende.

Tabell 13. Tilførsler av tungmetaller fra land og til Barentshavet i 2008 (Skarbøvik *et al.* 2009).

Stoff	kg/år
Arsen (As)	2410
Bly (Pb)	1380
Kadmium (Cd)	200
Kobber (Cu)	88020
Krom (Cr)	6990
Kvikksølv (Hg)	21
Nikkel (Ni)	27600
Sink (Zn)	47200

Tabell 14. Tilførsler av PCB og lindan (HCHG) fra elver med utløp til Barentshavet i 2008 (Skarbøvik *et al.* 2009).

Stoff	Mengde	Benevning
PCB	7,4	kg/år
HCHG (lindan)	0,91	kg/år

3.1.2 Langtransporterte tilførsler via luft

Organiske miljøgifter

Tabell 15 oppsummerer resultatene for beregningene av tilførsler fra luft til hav for Barentshavet i 2007 (Regionene X og XI).

Det bemerkes innledningsvis at verdiene i **Tabell 15** er betydelig høyere enn tidligere anslag (Molvær *et al.*, 2008). For eksempel ble tilførsler av ΣPCB_7 i 2006 til region X og XI beregnet til henholdsvis 28 og 20 kg/år, mens de nå er anslått til henholdsvis 770 og 610 kg/år for 2007. Det påpekes videre at resultatene er proporsjonale i forhold til forskjellene i areal mellom region X (360680 km²) og region XI (283810 km²). Tilførsler uttrykt per arealenhet er dermed identiske, ettersom beregningene er basert på identiske luftkonsentrasjoner og meteorologi.

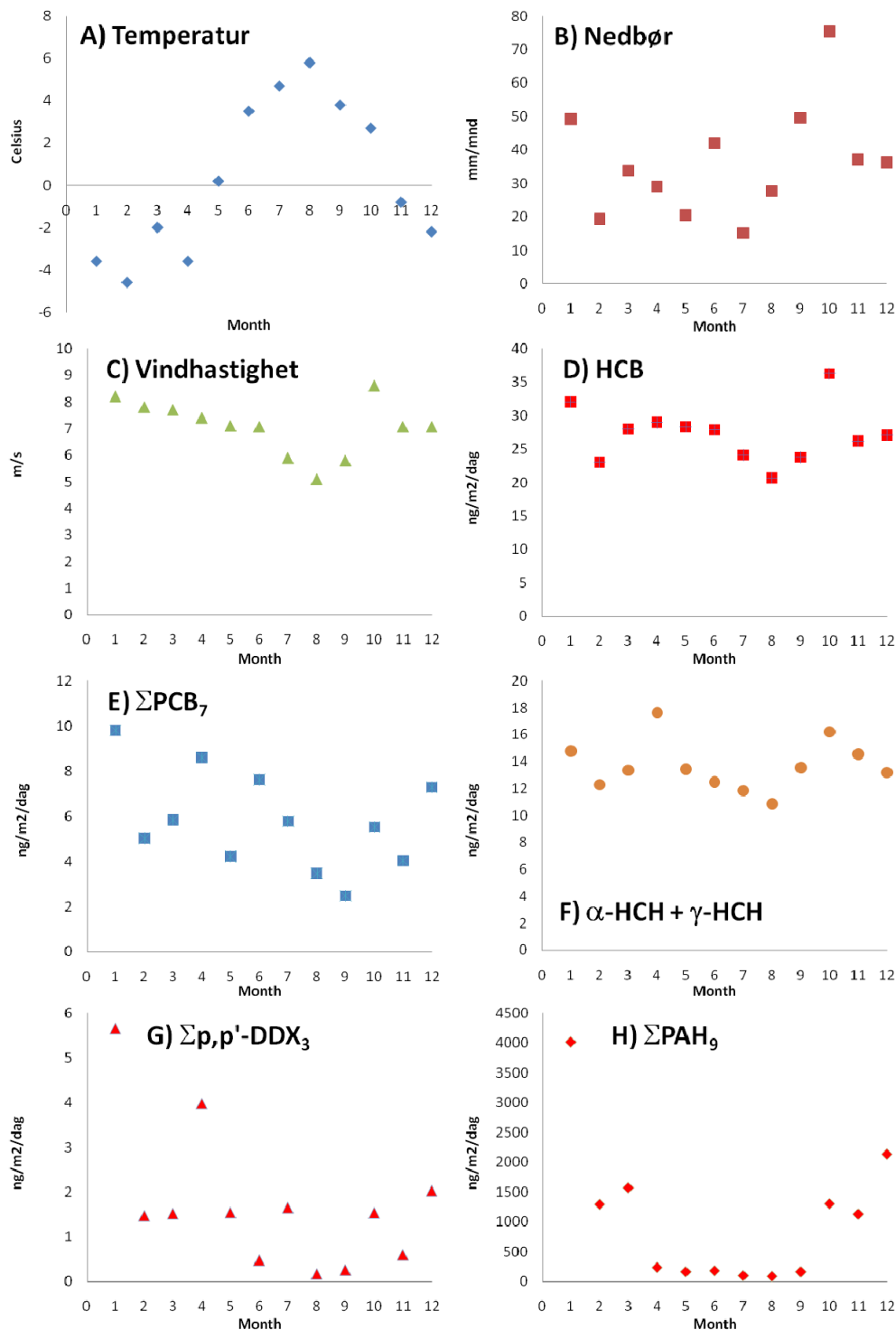
Når det gjelder de betydelige avvik mellom estimatene på tilførsler som er presentert her og tidligere estimat så ligger mye av forklaringen trolig i at tidligere data var beregnet på basis av empiriske nedbørsdata (Molvær *et al.*, 2008). Som antydnet ovenfor er disse av begrenset verdi for å kvantifisere tilførsler fra luft til hav da disse målinger ikke gir informasjon som relevant for kvantifisering av diffusjonsutveksling av organiske miljøgifter mellom luft og hav (**Figur 13**). Dette illustreres ut fra de nye beregningene som viser at de totale tilførsler av organiske miljøgifter fra luft til hav i betydelig grad domineres av gassavsetning. Dette illustrerer kanskje også at det kan være fornuftig å ha en mekanistisk tilnærming til denne type beregninger og at man i første omgang bør minimere bruk av eventuelle kritiske antakelser inntil man med rimelig sikkerhet kan anta at metodene som ligger til grunn er robuste og pålitelige – og da helst på basis av tilsvarende beregninger utført med andre metoder (evaluering).

Det presiseres videre at *netto* tilførsler fra luft til hav forventes å være mindre enn hva som er angitt i **Tabell 15**. Dette er naturligvis fordi stoffene også kan fordampe tilbake fra havet til atmosfæren (**Figur 5**). Effekt av fordamping varierer fra stoff til stoff og bl.a. avhengig ytre fysiske forhold. Dette er i stor grad ukjent. Det er ikke tatt hensyn til effekt av fordamping i denne undersøkelse.

Utenlandske forskningsgrupper har imidlertid tidligere gjennomført slike parallelle målinger av luft og havvann på tokt med forskningsskip. To studier som nylig ble publisert bør nevnes spesielt da de også forsøkte å kvantifisere forskjeller i kjemisk potensiale (fugasitet) mellom hav og luft for flere av de samme organiske miljøgiftene som er inkludert i **Tabell 15** (Gioia *et al.*, 2008; Lohmann *et al.*, 2009). Toktet ble utført sommeren 2004 og gikk nordover langs norskekysten mot Svalbard og deretter nordvest via iskanten og videre mot Grønland. Lohmann *et al.* (2009) rapporterer resultater for PAH, HCH, DDT, HCB og klordaner. Selv om de ikke går så langt at de forsøker å kvantifisere diffusjonsutvekslingen påpeker de at fugasitetsgradientene tilsier at det er en netto atmosfærisk avsetning via diffusjon for alle komponentene de studerte. På basis av data for PCB har imidlertid Gioia *et al.* (2008) beregnet en netto gassutveksling for ΣPCB_4 (PCB-28,82,118 og 138) mellom luft og sjøvann på mellom -6.3 og 0.1 ng ΣPCB_4 m⁻² dag⁻¹. En negativ fluks indikerer at diffusjon fra luft til hav dominerer, mens en positiv fluks indikerer at fordamping dominerer. Generelt påpeker de at selv om man tar hensyn til usikkerhetene i beregningene så tilsier resultatene at det var en netto avsetning fra luft til vann via diffusjon også for PCB. Til sammenligning tilsier våre beregninger, som ikke tar hensyn til fordamping, en beregnet diffusjonsfluks på -4 ng ΣPCB_4 m⁻² dag⁻¹.

Tabell 15. Beregnede tilførsler av utvalgte organiske miljøgifter fra luft til Barentshavet 2007 og tatt i betraktning tørravsetning (kg/år).

KOMPONENT	REGION X	REGION XI
HCB	3620	2880
PCB-28	330	260
PCB-82	180	120
PCB-101	68	83
PCB-118	88	46
PCB-138	49	38
PCB-183	94	74
PCB-180	22	17
α-HCH	1870	1240
γ-HCH	260	210
p,p'-DDT	20	16
p,p'-DDE	210	160
p,p'-DDD	33	26
trans-chlordane	28	22
cis-chlordane	62	49
Biphenyl	69800	84900
Acenaphthene	810	640
Fluorene	32400	28800
Phenanthrene	11800	9300
Anthracene	620	490
Fluoranthene	8900	4600
Pyrene	3700	2900
Benzo[a]pyrene	980	770
Benz[a]anthracene	660	820
ΣPCB ₇	770	610
ΣPAH ₉	127000	99600



Figur 13. Barentshavet. Meteorologiske data (A-C) samt tilførsler fra luft til hav for utvalgte komponenter og komponentgrupper (D-H) på månedsbasis for 2007.

Selv om man kan uttrykke skepsis til forenklingene som ligger til grunn for de nye beregningene som er presentert i **Tabell 15** er det altså ikke sikkert at en mer kompleks tilnærming vil gi bedre estimater. Forenklingene som er foretatt er snarere gjort med overlegg. Dette er basert på antagelsen om at kvaliteten i beregningene ikke primært er begrenset av oppløsningen på verdiene som presenteres (for eksempel at de er antatt identiske på arealbasis) men mer skyldes fundamentale usikkerheter i den grunnleggende kunnskapen om relevante prosessbeskrivelser som ligger til grunn for kvantifiseringen av individuelle utvekslingsprosesser mellom luft og hav samt mangelen på relevante empiriske data for de aktuelle havområdene. Ytterligere kompleksitet i form av bedre oppløsning i tid og rom av

såpass usikre anslag vil dermed ikke nødvendigvis gjøre beregningene bedre, og vil – etter vår mening – til dels være misvisende da det vil kunne fremstå som vi har mer kunnskap enn hva tilfellet er vedrørende tilførsler av miljøgifter fra luft til hav i de aktuelle områdene. Som tidligere nevnt er tilførsler uttrykt per arealenhet er identiske, ettersom beregningene er basert på identiske luftkonsentrasjoner og meteorologiske data for de to regioner. For likevel å antyde noe om forventet variabilitet i tilførsler fra luft til hav har vi beregnet tilførsler basert på månedsverdier i **Figur 13** og med detaljerte resultater for individuelle komponenter presentert i **Tabell 43** i Vedlegg E.

Det er også av betydelig interesse å forsøke å forstå - samt forutsi - hvordan ulike kilder og kilderegioner påvirker nivåer og tilførsler av organiske miljøgifter i luft over havområdene. Dette kan imidlertid kun belyses ved hjelp av matematiske modeller som er utviklet og parametrisert for dette formål. En slik modell har nylig blitt videreutviklet og evaluert ved NILU mht til studier av langtransport av utvalgte organiske miljøgifter til Zeppelin på Svalbard (Eckhardt *et al.*, 2007) samt Birkenes på Sørlandet (Eckhardt *et al.*, 2009). I sistnevnte studie ble det estimert at kun om lag 8% av forekomsten av PCB-28 og γ -HCH i luft på Birkenes over en fireårs periode kunne tilskrives tilførsler fra Skandinavia, mens resten ble tilskrevet tilførsler fra andre områder (Eckhardt *et al.*, 2009).

Tungmetaller

I **Tabell 16** har vi oppsummert resultatene for beregningene av tilførsler fra luft til hav for Barentshavet i 2007 (region X og XI) som er gjort i henhold til beskrivelsene i kapittel 3.

Tabell 16. Beregnede tilførsler av utvalgte metaller fra luft til Barentshavet 2007 og tatt i betraktning tørravsetning (kg/år).

Metall	X (kg/år)	XI (kg/år)
As	10 300	8 100
Cd	3 800	2 700
Cr	18 900	14 900
Cu	171 400	134 700
Pb	84 600	66 800
Ni	26 800	21 000
Zn	303 700	238 800
Hg	2 100	1 700

Verdiene for bly i **Tabell 16** er betydelig høyere enn tidligere anslag, men for kvikksølv og kadmium er de på samme nivå for (Molvær *et al.* 2008). Årsaken er at det er brukt ulike metoder for å beregne tilførslene, og begge metodene har signifikante usikkerheter. I tillegg tok man i 2008-rapporten ikke høyde for tørravsetning på havoverflata. I de nye beregningene utgjør dette mer enn 50% av det totale bidraget.

For de andre elementene ble det i 2008 ikke beregnet tilførsel for Barentshavregionen pga på grunn av begrenset tilgang til måledata, men nivået er lavere enn hva som ble observert for de mer sørlige havområdene (Molvær *et al.* 2008). Dette er som forventet pga store regionale forskjeller i forurensningsbelastningen fordi de mer sørlige havområdene er nærmere kildeområdene.

Totalavsetningen av bly og kadmium er også beregnet med EMEP-modellen og den gir et nivå på ca 1/3 av det som er estimert i **Tabell 16**. Dette er i overensstemmelse med forskjeller i modell og observerte konsentrasjoner i luft og nedbør (EMEP, 2009). Tilsvarende beregninger er gjort for månedsmiddel, se **Tabell 44** i Vedlegg E.

Det er viktig å fremheve at det er betydelige usikkerheter i disse tilførselsdataene. Størrelsen på usikkerheten er vanskelig å estimere, men om man studerer sensitiviteten til ved å forandre inngangsparametre (skalering av måledata og tørravsetning) er det mulig å variere avsetningen radikalt. For kvikksølv er usikkerheten også stor. Beregninger gjort av Environment Canada med en annen modell, GRAHAM (Dastoor and Larocque, 2004) gir en totalavsetning som er dobbelt så høy som EMEP. Flere detaljer om langtransportert forurensning på den nordlig halvkule finnes Vedlegg F.

3.1.3 Tilførsler via havstrømmer

Transportene

Disse tilførslene baseres på modell-kjøringer (se metodekapittel 2.2.3 i denne rapporten). Tilførslene fra områdene utenfor Norge og fra regionene som ligger ”oppstrøms” region X-XI er basert på en kombinasjon av beregnet innstrømning til Barentshavet og konsentrasjoner som ble funnet i Tilførselsprosjekt Fase II (Molvær *et al.* 2008). For regionene X-XI er de direkte tilførslene oppdatert (jfr. Kap. 3) og de samlede resultatene gjengitt i **Tabell 17**.

Tabell 17. Beregnede tilførsler for regionene X og XI, regnet pr. 1000 km². Tallene fra Molvær *et al.* (2008) og oppdatert mht regionene VIII, IX, X og XI, og revidert for PCB og PAH for de øvrige regionene for å ta hensyn til ny beregningsmetoder for luft (se metodebeskrivelse i kapittel 2.2.3 og Vedlegg H).

Reg.	Hg kg	Pb kg	Cd kg	Cr kg	TBT kg	PCB kg	PAH kg	THC kg	Pu MBq	⁹⁰ Sr GBq
X	7	250	12	72	<0,1	2,2	352	721	555	142
XI	9	256	13	53	<0,1	2,2	351	<1	106	5

3.1.4 Tilførsler fra petroleumsvirksomhet på norsk sokkel

Ved utarbeidelse av rapporten var det ikke tilgjengelige data om utslipp fra petroleumsvirksomhet i Barentshavet i 2008. Dette er en kilde som det i framtiden er viktig å ha oppdaterte tall for.

3.1.5 Tilførsler fra skipstrafikk i norske farvann

Resultatene mht. utslipp til luft og til vann pr. region sammenfattes i *Tabell 18* og *Tabell 19*. Merk at *Tabell 18* både viser mengden som er produsert om bord og mengden som slippes ut. Tallene er hentet fra Mjelde og Hustad (2008) som referert av Molvær *et al.*(2008).

Utslipp til luft av heksaklorbenzen, dioksiner, furaner og PCB inngikk ikke i beregningene pga. manglende datagrunnlag. IVL (Svenska Miljöinstitutet) har imidlertid gjennomført en undersøkelse av utslipp av heksaklorbenzen, dioksiner, furaner og PCB fra skip og til luft (Cooper 2004). Konklusjonen er at i svensk målestokk er utslippene relativt små og at utslippene av dioksiner og furaner var betydelig mindre enn tidligere kjent. Det er rimelig å anta at dette i hovedsak også gjelder utslipp i norske farvann.

Tallene i tabellene ovenfor forutsetter at produsert mengde i stor grad tas hånd om og ikke slippes til sjø. Dette er en rimelig antakelse, men andelen vil trolig variere med fartøytype og størrelse og her kan bære en betydelig andel ulovlige utslipp. De reelle tallene kan dermed være større enn det tabellene viser.

Tabell 18. Beregnede utslipp (olje fra oljeholdig lensevann, olje fra oljeholdig vaskevann og TBT) og totale produserte mengder (oljeholdig fast avfall, oljeholdig avfall i væskeform, sludge, gråvann, sortvann og søppel) per region per år (Mjelde og Hustad, 2008).

Region	Utslipp av olje fra oljeholdig lensevann, liter	Utslipp av olje fra oljeholdig vaskevann, tonn	Utslipp av TBT, kilo	Produsert mengde oljeholdig (fra fast avfall), tonn	Produsert mengde oljeholdig avfall i væskeform, m ³	Produsert mengde sludge, m ³	Produsert mengde gråvann, m ³	Produsert mengde sortvann, m ³	Produsert mengde søppel, tonn
X	168,4	260	46	300	1622	8096	824303	118783	8122
XI	19,6	0	3	28	146	946	10178	3098	66
Total	188	260	49	328	1768	9042	834481	121881	8188

Tabell 19. Totale utslipp til luft per region per år (Mjelde og Hustad, 2008).

Region	Utslipp i tonn per år							
	CO ₂ (1000 tonn)	CO	NOx	SO ₂	PM	PAH	CH ₄	nmVOC
Region X	398,7	923	8860	1222	482	0,199	28,7	299
Region XI	29,6	69	898	83	11	0,018	2,2	22
Total	428.3	992	9758	1305	493	0.217	30.9	321

3.1.6 Tilførsler ved utlekking fra havbunn

Ved utarbeidelse av rapporten var det ikke oppdaterte data om utlekking fra havbunn i Barentshavet i 2008. Dette er en kilde som det i framtiden er viktig å ha oppdaterte tall for.

3.1.7 Tilførsler av radioaktive stoffer

Tabell 20 viser beregnede tilførsler til og konsentrasjoner i Barentshavet havområder av strontium-90 (^{90}Sr) og plutonium ($^{239+240}\text{Pu}$) i 2008. Videre henvises til **Figur 50** og **Figur 51** hvor tilførselen til samtlige regioner er vist.

Tabell 20. Beregnede tilførsler av strontium-90 (^{90}Sr) og plutonium 239+240 ($^{239+240}\text{Pu}$) til Barentshavet basert på målinger i 2008.

Havområde	Konsentrasjon av ^{90}Sr (Bq/m^3)	Tilførsel av ^{90}Sr	Konsentrasjon av $^{239+240}\text{Pu}$ (Bq/m^3)	Tilførsel av $^{239+240}\text{Pu}$
X	1,0	48,0	0,0009	0,20
XI	0,8	1,3	0,0007	0,03
Totalt		49,0		0,23

3.2 Beregnet spredning av miljøgifter i Region X og XI

Som er beskrevet i (kapittel 2.2.3) er det under gitte forutsetninger gjort beregninger av konsentrasjonen av miljøgifter i Region X og Region XI. For hvert stoff beskrives først de konkrete forutsetningene og deretter resultatene. Vi minner om at modellen er brukt for å beregne transporten av forurensende stoffer i to år med svært ulik sirkulasjon: 1966=svak sirkulasjon og 1990=intens sirkulasjon. Dette er for å vise hvordan ekstreme situasjoner kan influere på spredningsmønster og konsentrasjoner.

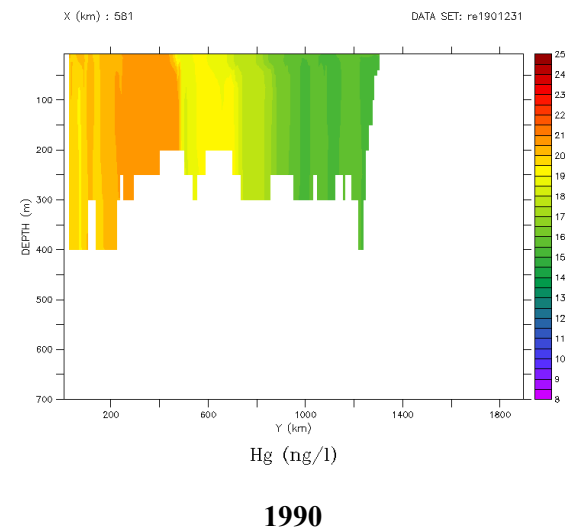
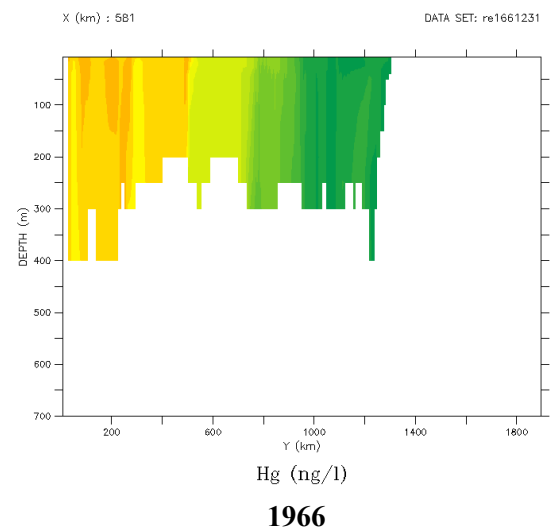
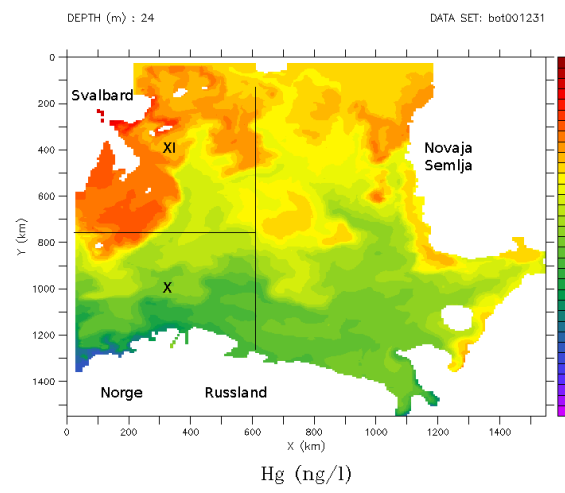
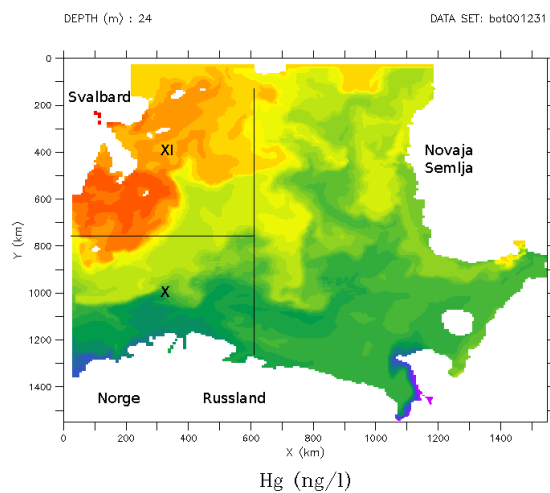
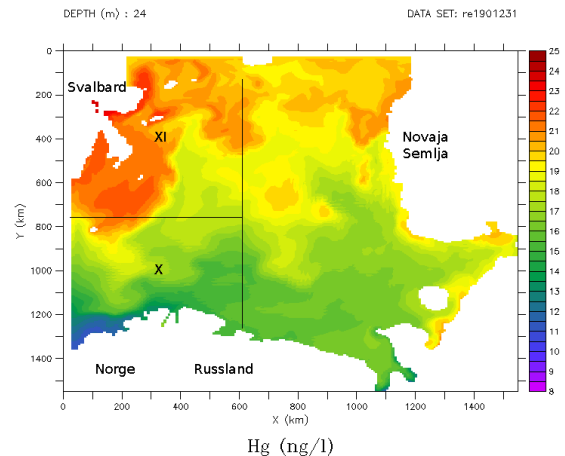
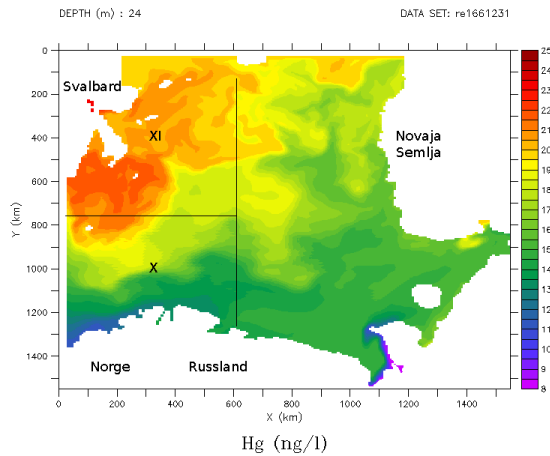
Vi understreker at arbeidet med den marine modellen ikke har kommet så langt at man kan å gjøre presise beregninger av konsentrasjoner av miljøfarlige stoff i Barentshavet. Til dette kreves bl.a. mer utvikling av modellen, kjøring som inkluderer tilførsel til alle regioner og transporten til Barentshavet fra nærliggende regioner, med tilførsel og volumtransport som varierer i både tid og i rom. I tillegg til må modellen kunne simulere den betydningen som sedimentasjon og biologisk opptak har for konsentrasjonene i vann og i sedimenter.

Kvikksølv

Forutsetninger for beregningene er vist i **Tabell 21**. Resultatene viser at ved intens sirkulasjon kan det forventes høyere konsentrasjon av kvikksølv i den østlige delen av havområdet enn ved svak sirkulasjon (**Figur 14**). Fordelingen av kvikksølv i bunnlaget følger generelt fordelingen i overflatelaget.

Tabell 21. Forutsetninger for modellberegninger for kvikksølv (Hg) i regionene X og XI.

Nedbrytning	Ingen. Det forutsettes total kvikksølv i alle former (partikulært, løst, organisk bundet osv.)
Utsynking	Det forutsettes at kvikksølv er organisk bundet i partikler som synker med varierende hastighet avhengig av årstid med maksimum (11 m/d) i juni og minimum (1 m/d) i desember (Schrum <i>et al.</i> 2006).
Initial-betingelser	20 ng/l
Grenseflate-betingelser	<ul style="list-style-type: none">• Lik fordeling fra overflate til bunn• Grense i vest – lineær gradient fra 10 ng/l i syd (norske fastlandet) til 22 ng/l ved Svalbard• Nordre grense - 20 ng/l.
Elvetilførsler	I henhold til. <i>Skarbøvik et al. (2009)</i> .
Forurensninger fra skip	Ingen
Tilførsler fra havbunn	Ingen. Ingen data for Barentshav-regionene rapportert under Fase II (Molvær <i>et al.</i> 2008)
Tilførsler fra luft	0,163 ng/dm ² /dag (beregnet fra oppdaterte tall, kfr. Vedlegg H).
Is	Ingen fluks mellom luft og havoverflaten når is er tilstede. Fluks til overflatevann i tilfelle ismelting. Det antas at is har 300 ng/l (Garbedino <i>et al.</i> 2002)



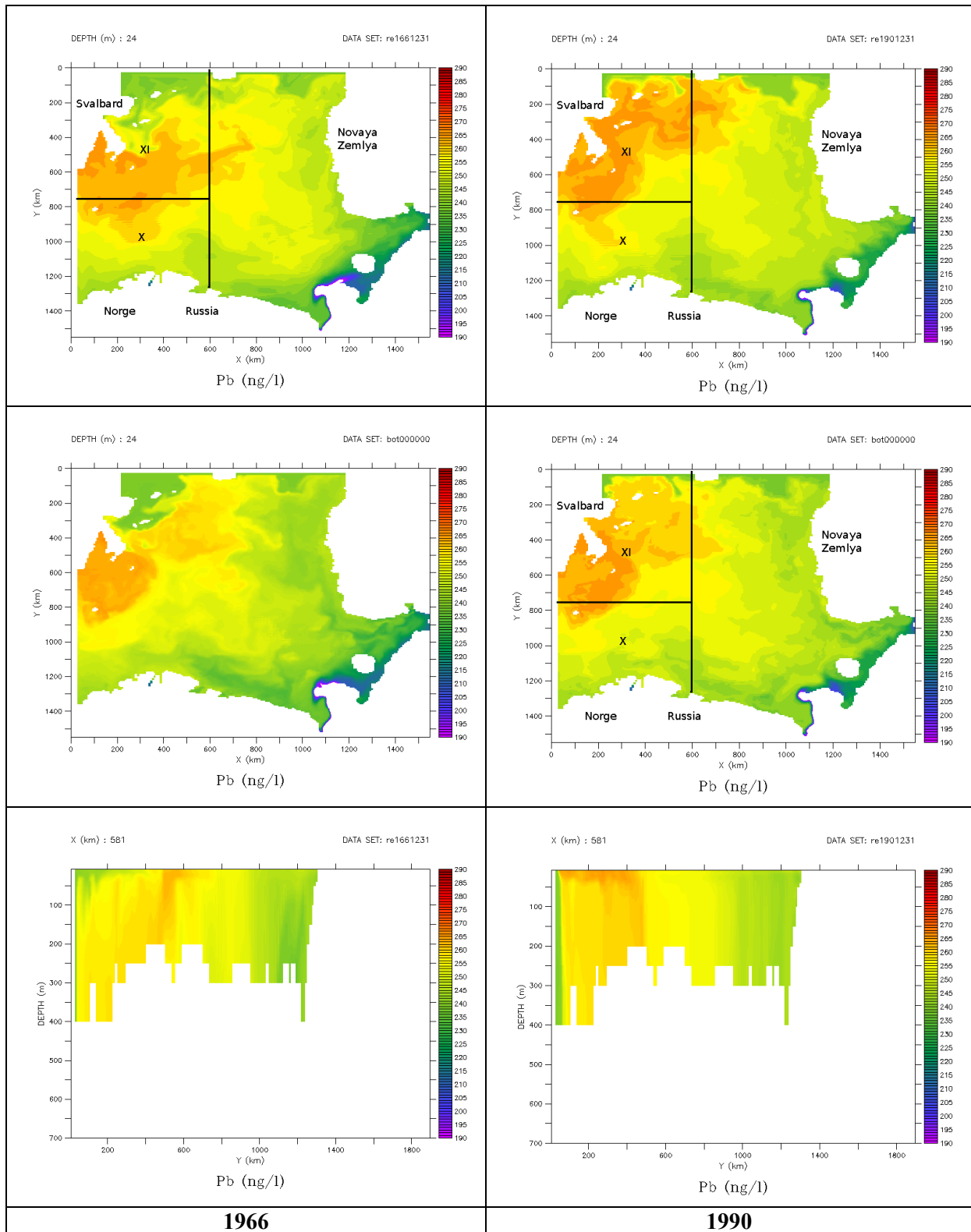
Figur 14. Beregnede konsentrasjoner av kvikksølv (ng/l) i 24m dyp (øverst), i bunnvann (midten) og transekt (overflate-bunn) langs den østre grense til Regionene XI og X fra nord til syd (nederst). Beregningene gjelder for svak sirkulasjon (1966) og intens sirkulasjon (1990).

Bly

Forutsetninger for beregningene er vist i **Tabell 22**. I likhet med kvikksølv øker konsentrasjonen av bly fra norskekysten mot Svalbard. Resultatene fra modellsimuleringene viser at ved tilfeller av intens sirkulasjon kan det forventes høyere konsentrasjon av bly i den østlige delen av havområdet enn ved svak sirkulasjon (**Figur 15**). Fordelingen av bly i bunnlaget følger generelt fordelingen i overflatelaget.

Tabell 22. Forutsetninger for modellberegninger for bly (Pb) i regionene X og XI.

Nedbrytning	Ingen. Det forutsettes total bly i alle former (partikulært, lost, organisk bundet osv.)
Utsynking	Det forutsettes at bly organisk bundet i partikler som synker med varierende hastighet avhengig av årstid med maksimum (11 m/d) i juni og minimum (1 m/d) i desember (Schrum <i>et al.</i> 2006).
Initial-betingelser	255 ng/l.
Grenseflate-betingelser	<ul style="list-style-type: none">• Lik fordeling fra overflate til bunn• Grense i vest – lineær gradient fra 245 ng/l i syd (norske fastlandet) til 265 ng/l i nord• Nordre grense – 240 ng/l
Elvetilførsler	I henhold til Skarbøvik <i>et al.</i> (2009).
Forurensninger fra skip	Ingen
Tilførsler fra havbunn	Ingen. Ingen data for Barentshav-regionene rapportert under Fase II (Molvær <i>et al.</i> 2008)
Tilførsler fra luft	6.43 ng/dm ² /dag (beregnet fra oppdaterte tall, kfr. Vedlegg H).
Is	Ingen fluks mellom luft og havoverflaten når is er tilstede. Fluks til overflatevann i tilfelle ismelting Det antas at is har 400 ng/l



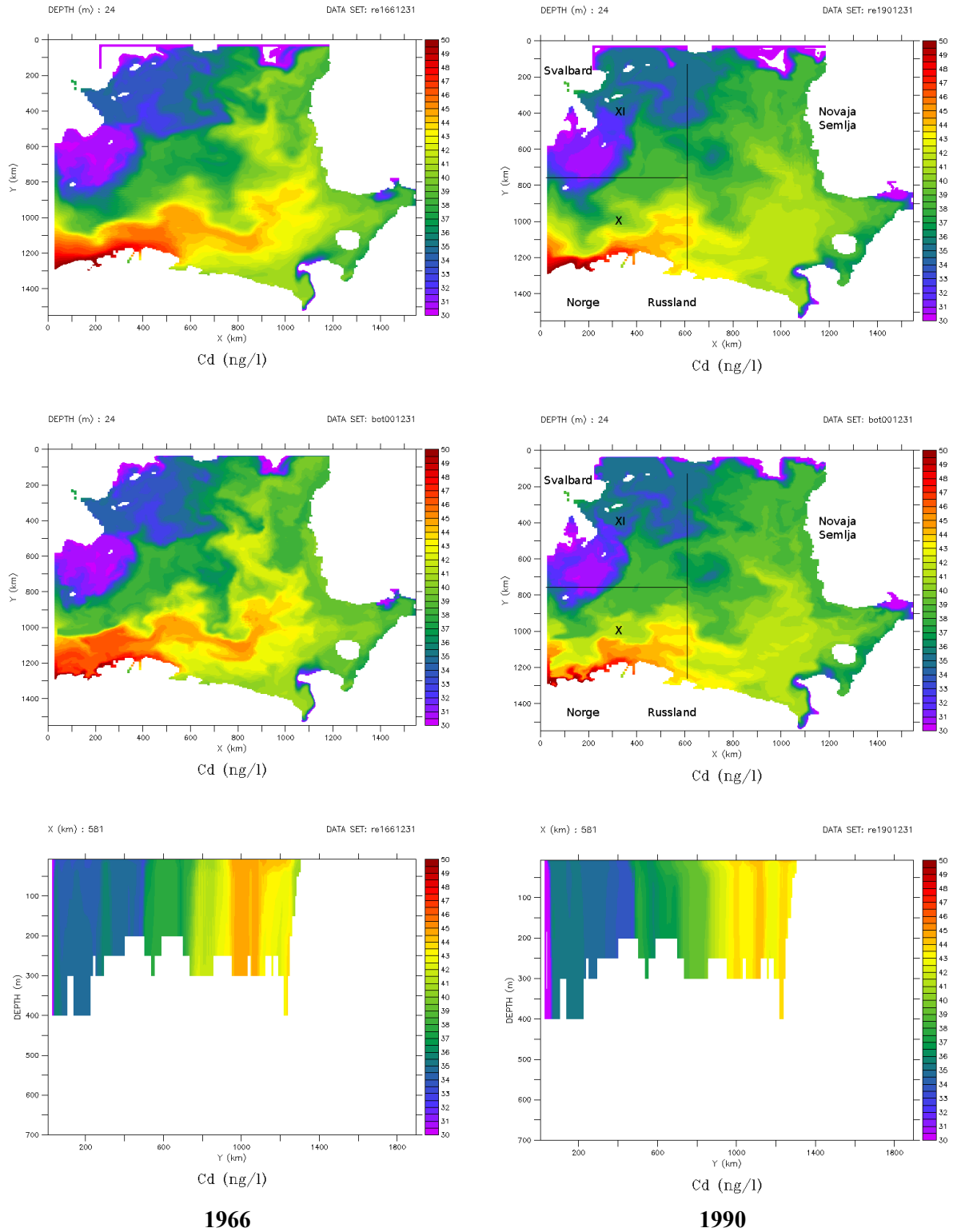
Figur 15. Beregnede konsentrasjoner av bly (ng/l) i 24m dyp (øverst), i bunnvann (midten) og transekt (overflate-bunn) langs den østre grense til Regionene XI og X fra nord til syd (nederst). Beregningene gjelder for svak sirkulasjon (1966) og intens sirkulasjon (1990).

Kadmium

Forutsetninger for beregningene er vist i **Tabell 23**. Av tilførsler fra elvene utgjør kadmium og krom et relativ større andel enn andre miljøgifter, og dermed er effekt av disse stoffene langs kysten mer tydelig i modellberegningene enn for de andre miljøgiftene. For kadmium viser modellen at intens havsirkulasjon vil generelt føre til lavere konsentrasjon av denne parameteren i de sentrale og nordlige områdene av havet, på grunn av mindre utveksling av vann mellom kysten og det åpne havet, enn ved lav sirkulasjon (**Figur 16**). I dette tilfellet er det bare kystregionene som får økt konsentrasjon av kadmium i vannet.

Tabell 23. Forutsetninger for modellberegninger for kadmium (Cd) i regionene X og XI.

Nedbrytning	Ingen. Det forutsettes total kadmium i alle former (partikulært, løst, organisk bundet osv.)
Utsynking	Det forutsettes at kadmium er organisk bundet i partikler som synker med varierende hastighet avhengig av årstid med maksimum (11 m/d) i juni og minimum (1 m/d) i desember (Schrum <i>et al.</i> 2006).
Initial-betingelser	40 ng/l
Grenseflate-betingelser	<ul style="list-style-type: none">• Lik fordeling fra overflate til bunn• <u>Grense i vest</u> – lineær gradient fra 50 ng/l i syd (norske fastlandet) til 30 ng/l ved Svalbard• <u>Nordre grense</u> - 30 ng/l
Tilførsler fra land	I henhold til Skarbøvik <i>et al.</i> (2009).
Tilførsler fra skip	Ingen
Tilførsler fra havbunn	Ingen. Ingen data for Barentshav-regionene rapportert under Fase II (Molvær <i>et al.</i> 2008)
Tilførsler fra luft	0,273 ng/dm ² /dag (beregnet fra oppdaterte tall, kfr. Vedlegg H).
Is	Ingen



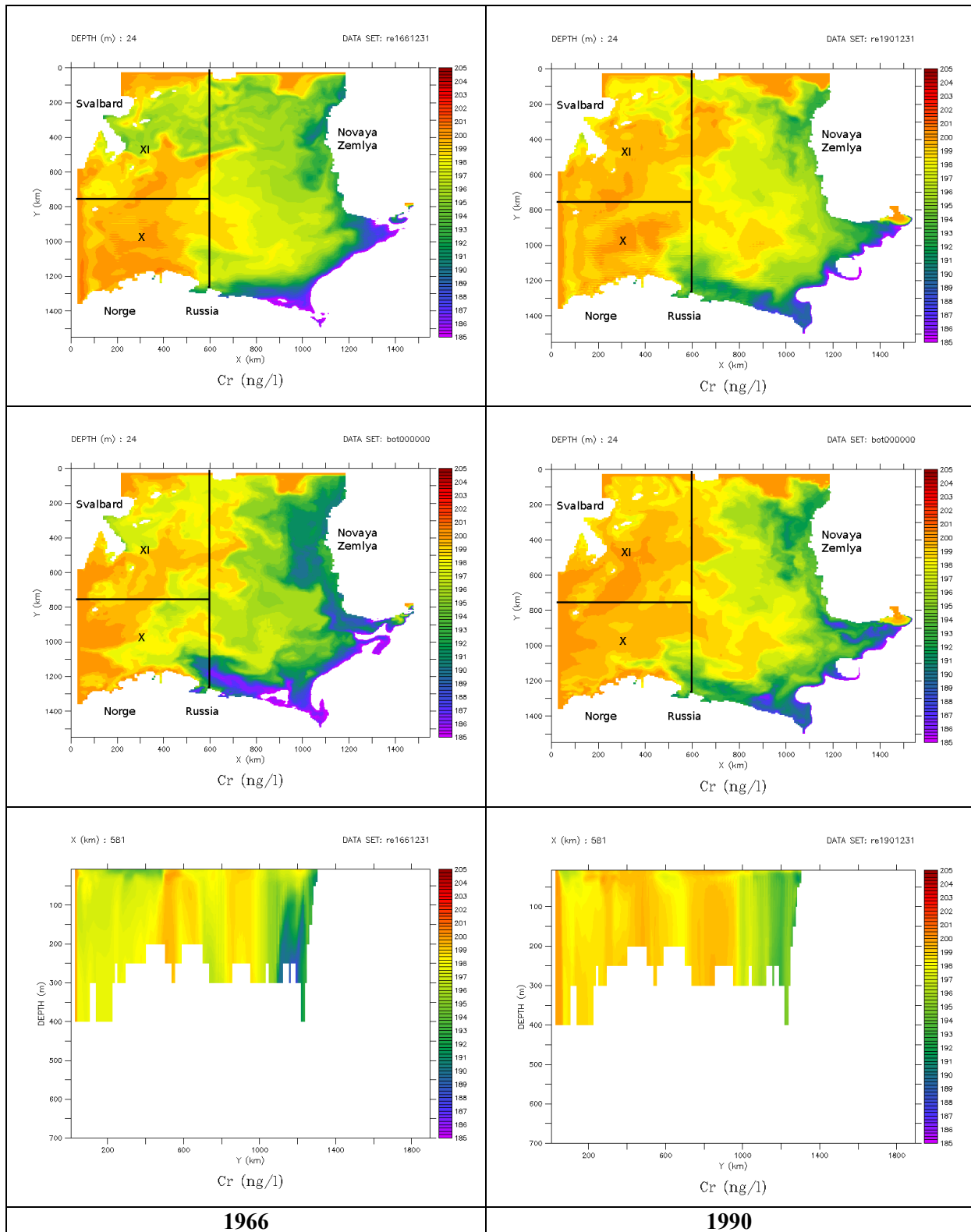
Figur 16. Beregnede konsentrasjoner av kadmium (ng/l) i 24m dyp (øverst), i bunnvann (midten) og transekt (overflate-bunn) langs den østre grense til Regionene XI og X fra nord til syd (nederst). Beregningene gjelder for svak sirkulasjon (1966) og intens sirkulasjon (1990).

Krom

Forutsetninger for beregningene er vist i **Tabell 24**. Av tilførsler fra elvene utgjør kadmium og krom et relativt større andel enn andre miljøgifter, og dermed er effekt av disse stoffene langs kysten mer tydelig i modellberegningene enn for de andre miljøgiftene. Men i motsetning til kadmium er tilførsel av krom fra luften relativt mye større enn fra tilførsel fra elvene, og dette medfører en jevnere fordeling av konsentrasjonene i regionene X og XI. Intens sirkulasjon i havet fører generelt til lavere konsentrasjon av krom i disse regionene. Det er generelt lavere konsentrasjoner i Region X i forhold til Region XI med intens sirkulasjon (**Figur 17**).

Tabell 24. Forutsetninger for modellberegninger for krom (Cr) i regionene X og XI.

Nedbrytning	Ingen. Det forutsettes total krom i alle former (partikulært, løst, organisk bundet osv.)
Utsynking	Det forutsettes at krom er organisk bundet i partikler som synker med varierende hastighet avhengig av årstid med maksimum (11 m/d) i juni og minimum (1 m/d) i desember (Schrum <i>et al.</i> 2006).
Initial-betingelser	200 pg/l.
Grenseflate-betingelser	<ul style="list-style-type: none">• Lik fordeling fra overflate til bunn• <u>Grense i vest</u> – 200 pg/l• <u>Nordre grense</u> – 200 pg/l.
Tilførsler fra land	I henhold til Skarbøvik <i>et al.</i> (2009).
Tilførsler fra skip	Ingen
Tilførsler fra havbunn	Ingen. Ingen data for Barentshav-regionene rapportert under Fase II (Molvær <i>et al.</i> 2008)
Tilførsler fra luft	1.44 ng/ ng/dm ² /dag (beregnet fra oppdaterte tall, kfr. Vedlegg H).
Is	Ingen



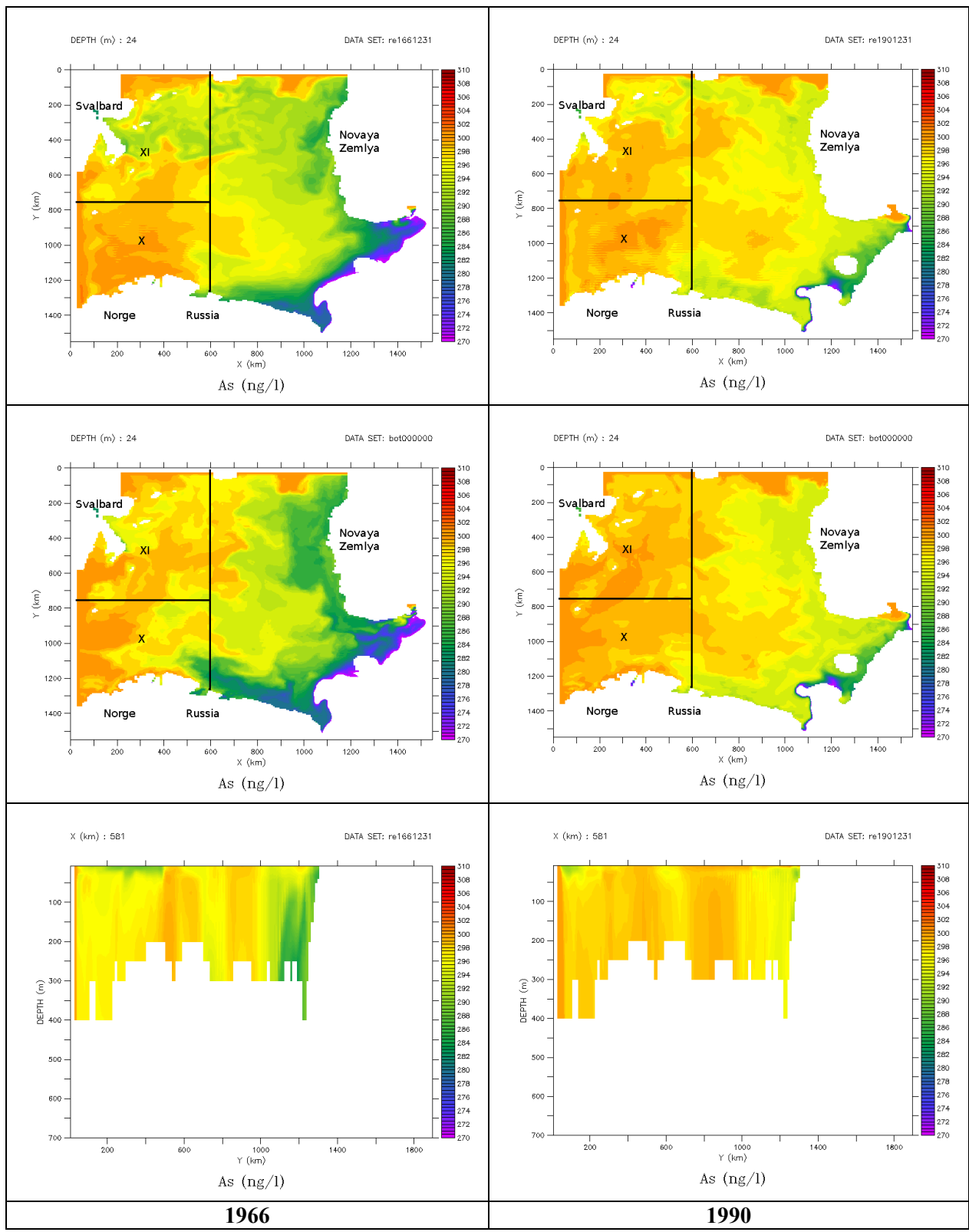
Figur 17. Beregnede konsentrasjoner av krom (ng/l) i 24m dyp (øverst), i bunnvann (midten) og transekt (overflate-bunn) langs den østre grense til Regionene XI og X fra nord til syd (nederst). Beregningene gjelder for svak sirkulasjon (1966) og intens sirkulasjon (1990).

Arsen

Forutsetninger for beregningene er vist i **Tabell 25**. Resultatene viser avtakende konsentrasjoner av arsen fra vest til øst i både i tilfeller med svak og intens havsirkulasjon, men med større spredning ved intens sirkulasjon (**Figur 18**).

Tabell 25. Forutsetninger for modellberegninger for arsen (As) i regionene X og XI.

Nedbrytning	Ingen. Det forutsettes total arsen i alle former (partikulært, løst, organisk bundet osv.)
Utsynking	Det forutsettes at arsen er organisk bundet i partikler som synker med varierende hastighet avhengig av årstid med maksimum (11 m/d) i juni og minimum (1 m/d) i desember (Schrum <i>et al.</i> 2006).
Initial-betingelser	300 fg/l.
Grenseflate-betingelser	<ul style="list-style-type: none">• Lik fordeling fra overflate til bunn• <u>Grense i vest</u> – 300 ng/l• <u>Nordre grense</u> - 300 ng/l
Tilførsler fra land	I henhold til Skarbøvik <i>et al.</i> (2009).
Tilførsler fra skip	Ingen
Tilførsler fra havbunn	Ingen. Ingen data for Barentshav-regionene rapportert under Fase II (Molvær <i>et al.</i> 2008)
Tilførsler fra luft	0.783 ng/ ng/dm ² /dag (beregnet fra oppdaterte tall, kfr. Vedlegg H).
Is	Ingen



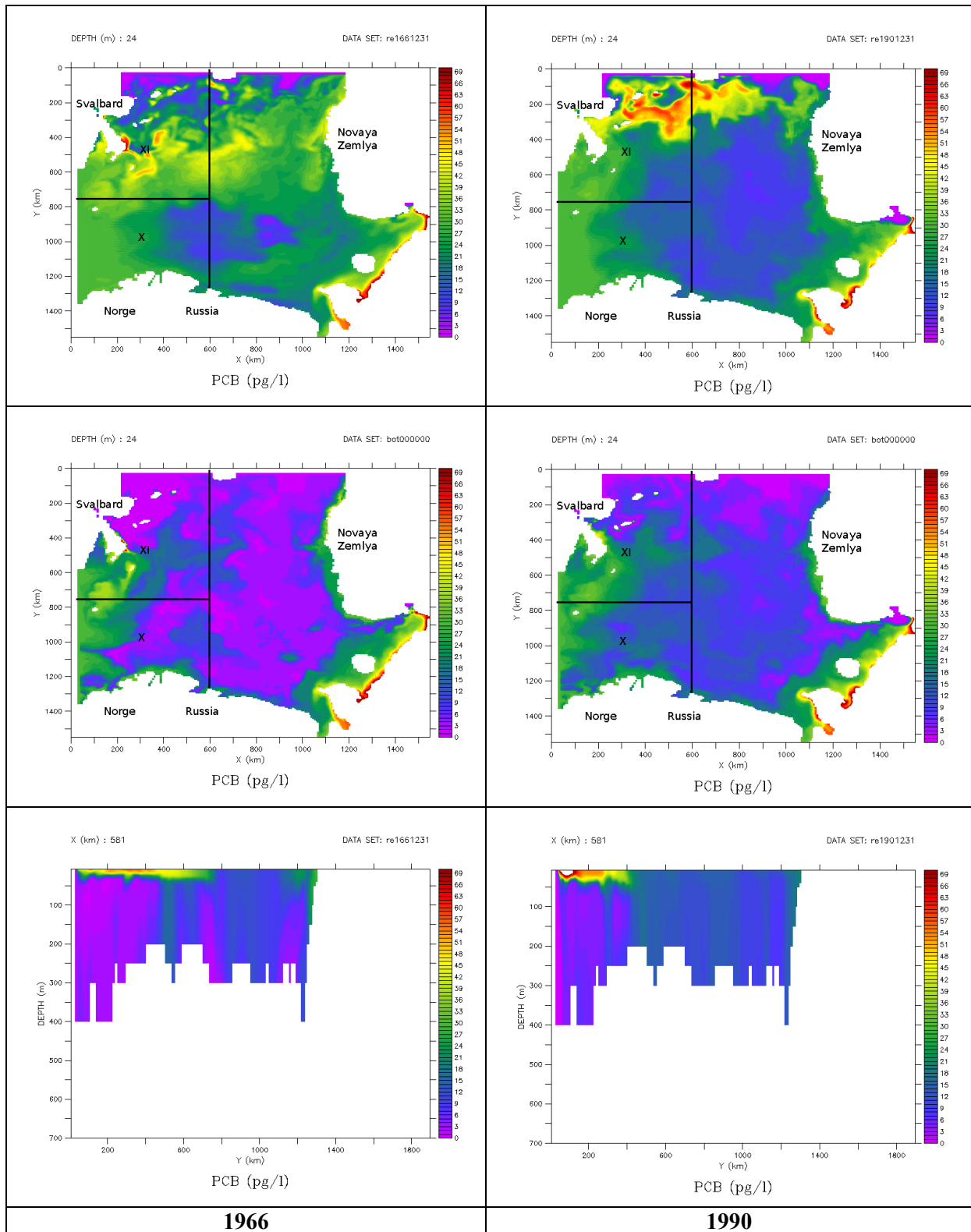
Figur 18. Beregnede konsentrasjoner av arsen (ng/l) i 24m dyp (øverst), i bunnvann (midten) og transekt (overflate-bunn) langs den østre grense til Regionene XI og X fra nord til syd (nederst). Beregningene gjelder for svak sirkulasjon (1966) og intens sirkulasjon (1990).

PCB

Forutsetninger for beregningene er vist i **Tabell 26**. Resultatene viser at ved tilfeller med intens havsirkulasjon kan det forventes høyere konsentrasjoner av PCB som forplanter seg langt i havet - og høyere konsentrasjon i vannmassene ved bunnen, enn i situasjoner med svak sirkulasjon (**Figur 19**). Resultatene kan tyde på høyere konsentrasjoner av PCB i overflatelaget i den vestlige delen av Barentshavet i situasjoner med lite vind og svak sirkulasjon. De beregnede PCB-konsentrasjonene dekker hele spekteret fra 0 til 40 pg/l, som indikerer stor grad av romlig variasjon av PCB i Barentshavet. Spesielt kan konsentrasjonen av PCB i vannmassene ved bunnen variere mye mellom nærliggende områder.

Tabell 26. Forutsetninger for modellberegninger for PCB i regionene X og XI.

Nedbrytning	Det forutsettes som 1 st grads reaksjon med nedbrytningskonstant $K_{pc}=0.003$ 1/dag (beregnet fra Mackay, 2001).
Utsynking	Det forutsettes at PCB er organisk bundet i partikler som synker med varierende hastighet avhengig av årstid med maksimum (11 m/d) i juni og minimum (1 m/d) i desember (Schrum <i>et al.</i> 2006).
Initial-betingelser	1 pg/l.
Grenseflate-betingelser	<ul style="list-style-type: none">• Lik fordeling fra overflate til bunn• <u>Grense i vest</u> – lineær gradient fra 30 pg/l i syd (norske fastlandet) til 2 pg/l ved Svalbard• <u>Nordre grense</u> - 2 pg/l.
Tilførsler fra land	I henhold til Skarbøvik <i>et al.</i> (2009).
Tilførsler fra skip	Ingen. Ingen data for Barentshav-regionene rapportert under Fase II (Molvær <i>et al.</i> 2008)
Tilførsler fra havbunn	ingen
Tilførsler fra luft	59 pg/dm ² /dag (beregnet fra oppdaterte tall, kfr. Vedlegg H).
Is	Ingen fluks mellom luft og havoverflaten når is er tilstede. Fluks til overflatevann i tilfelle ismelting. Det antas at is har 30 pg/l



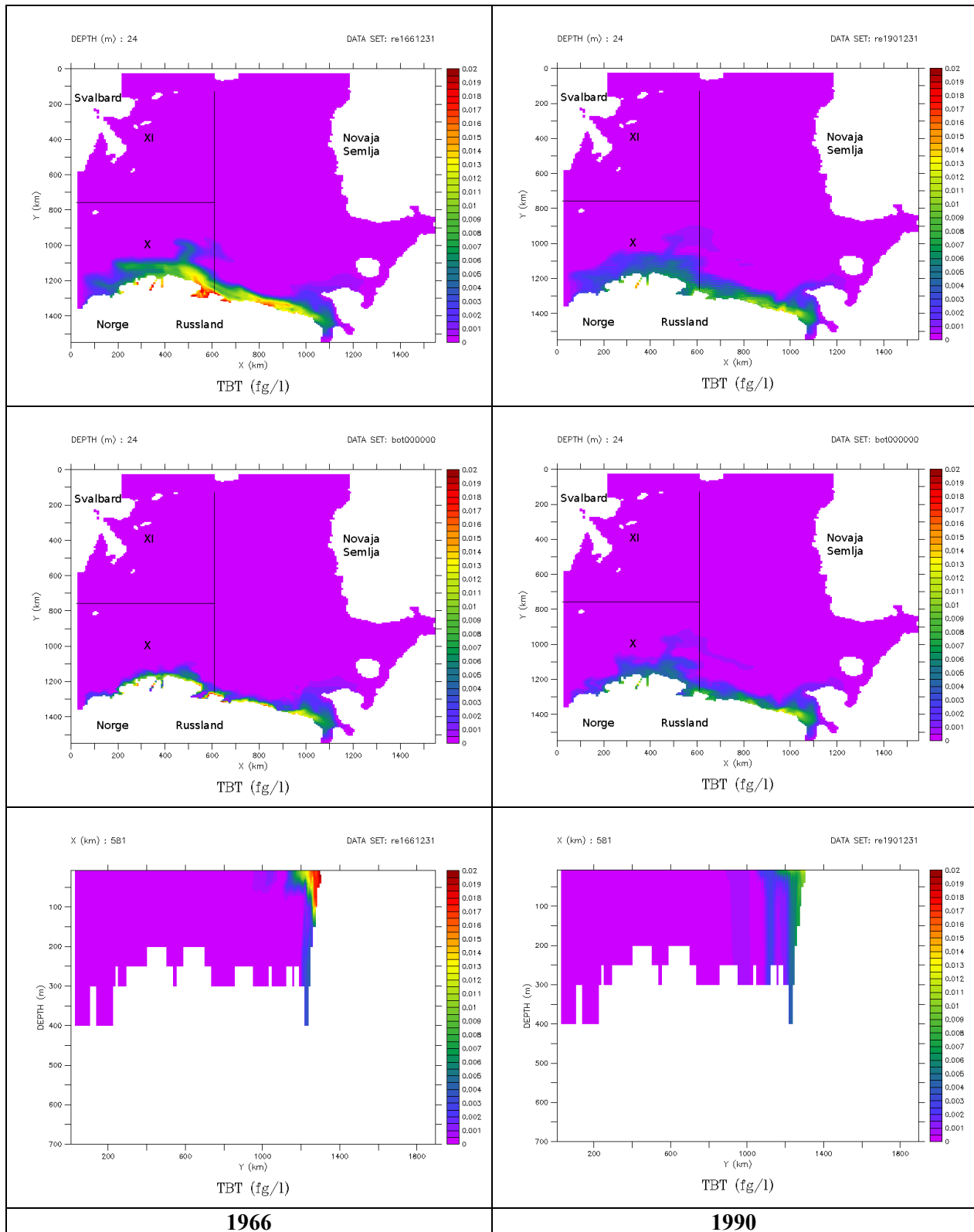
Figur 19. Beregnede konsentrasjoner av PCB (pg/l) i 24m dyp (øverst), i bunnvann (midten) og transekt (overflate-bunn) langs den østre grense til Regionene XI og X fra nord til syd (nederst). Beregningene gjelder for svak sirkulasjon (1966) og intens sirkulasjon (1990).

TBT

Forutsetninger for beregningene er vist i **Tabell 27**. Resultatene - basert på kun på en kilde (tilførsler fra skip) - tyder på at TBT er konsentrert til et smalt belte i den sørlige delen av Region X. Konsentrasjoner i regionen forøvrig - og Region XI - er ubetydelig. Ved intens havsirkulasjon er konsentrasjoner høyre lenger nord enn ved svak sirkulasjon (**Figur 20**).

Tabell 27. Forutsetninger for modellberegninger for TBT i regionene X og XI.

Nedbrytning	Ingen. Det forutsettes total TBT i alle former (partikulært, løst, organisk bundet osv.)
Utsynking	Det forutsettes at TBT er organisk bundet i partikler som synker med varierende hastighet avhengig av årstid med maksimum (11 m/d) i juni og minimum (1 m/d) i desember (Schrum <i>et al.</i> 2006).
Initial-betingelser	0 pg/l.
Grenseflate-betingelser	<ul style="list-style-type: none">• Lik fordeling fra overflate til bunn
Tilførsler fra land	Ingen. Ingen data for Barentshavregionene rapportert under Fase II (Molvær <i>et al.</i> 2008)
Tilførsler fra skip	46 kg/år (Region X) og 3 kg/år (Region 11) antatt langs den norske nordkysten og Kola halvøya i hovedskipsrutene.
Tilførsler fra havbunn	Ingen. Ingen data for Barentshavregionene rapportert under Fase II (Molvær <i>et al.</i> 2008)
Tilførsler fra luft	Ingen
Is	Ingen



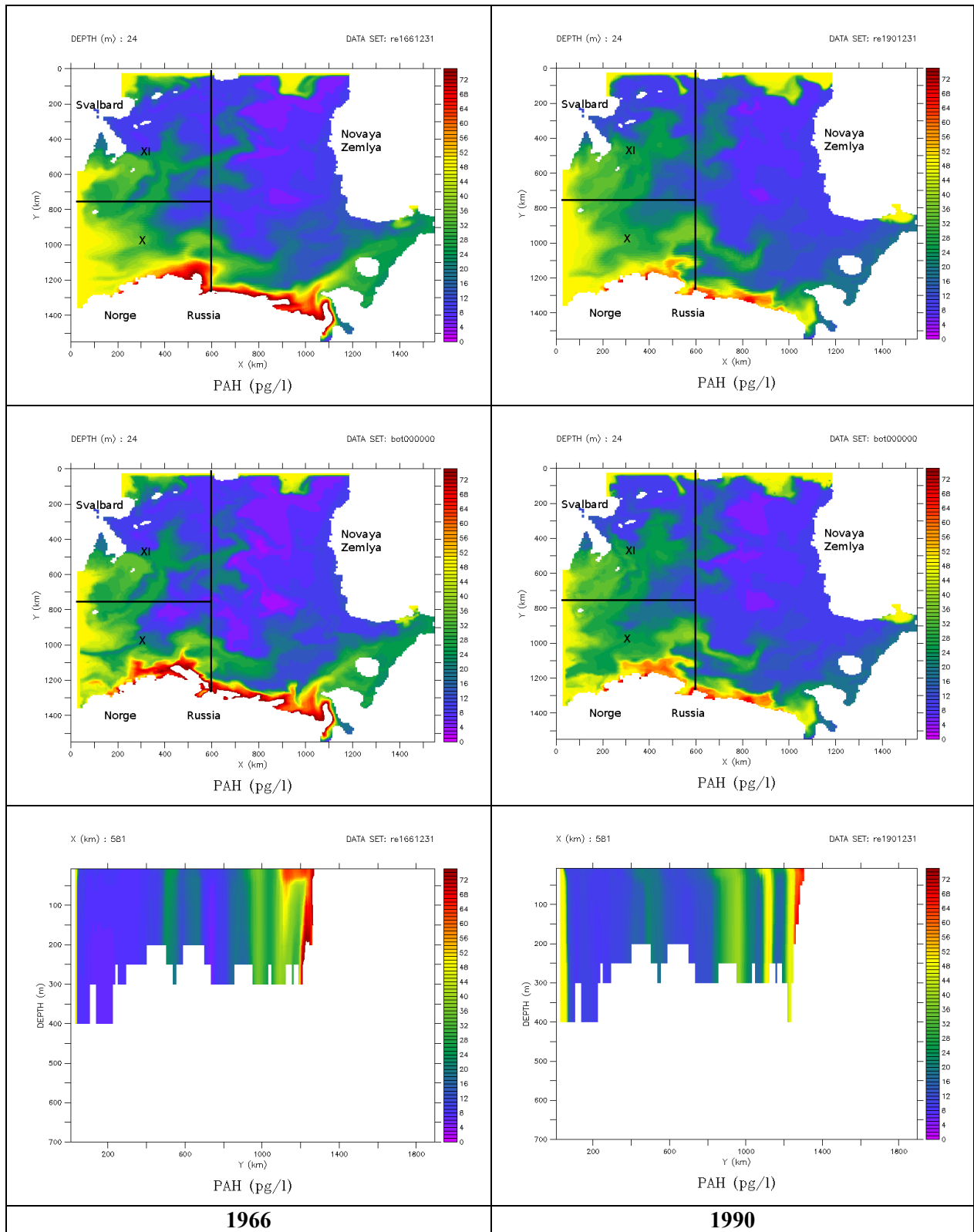
Figur 20. Beregnede konsentrasjoner av TBT (fg/l = femtogram/l = 10^{-15} g pr.liter) i 24m dyp (øverst), i bunnvann (midten) og transekt (overflate-bunn) langs den østre grense til Regionene XI og X fra nord til syd (nederst). Beregningene gjelder for svak sirkulasjon (1966) og intens sirkulasjon (1990).

PAH

Forutsetninger for beregningene er vist i **Tabell 28**. Atmosfærisk tilførsel er hovedkilden. Resultatene av modellberegninger viser høyeste konsentrasjoner i den vestlige delene av Region X og XI. I tilfeller med intens havsirkulasjon kan det forventes høyere konsentrasjoner av PAH i den sentrale delen av Region X (**Figur 21**).

Tabell 28. Forutsetninger for modellberegninger for PAH i regionene X og XI.

Nedbrytning	Ingen. Det forutsettes total PAH i alle former (partikulært, løst, organisk bundet osv.)
Utsynking	Det forutsettes at PAH er organisk bundet i partikler som synker med varierende hastighet avhengig av årstid med maksimum (11 m/d) i juni og minimum (1 m/d) i desember (Schrum <i>et al.</i> 2006).
Initial-betingelser	50 ng/l
Grenseflate-betingelser	<ul style="list-style-type: none">• Lik fordeling fra overflate til bunn• <u>Grense i vest</u> – 50 ng/l• <u>Nordre grense</u> - 50 ng/l
Tilførsler fra land	Ingen
Tilførsler fra skip	Ingen. Ingen data for Barentshavregionene rapportert under Fase II (Molvær <i>et al.</i> 2008)
Tilførsler fra havbunn	Ingen. Ingen data for Barentshavregionene rapportert under Fase II (Molvær <i>et al.</i> 2008)
Tilførsler fra luft	9655 ng/dm ² /dag. (beregnet fra oppdaterte tall, kfr. Vedlegg H).
Is	Ingen



1966

1990

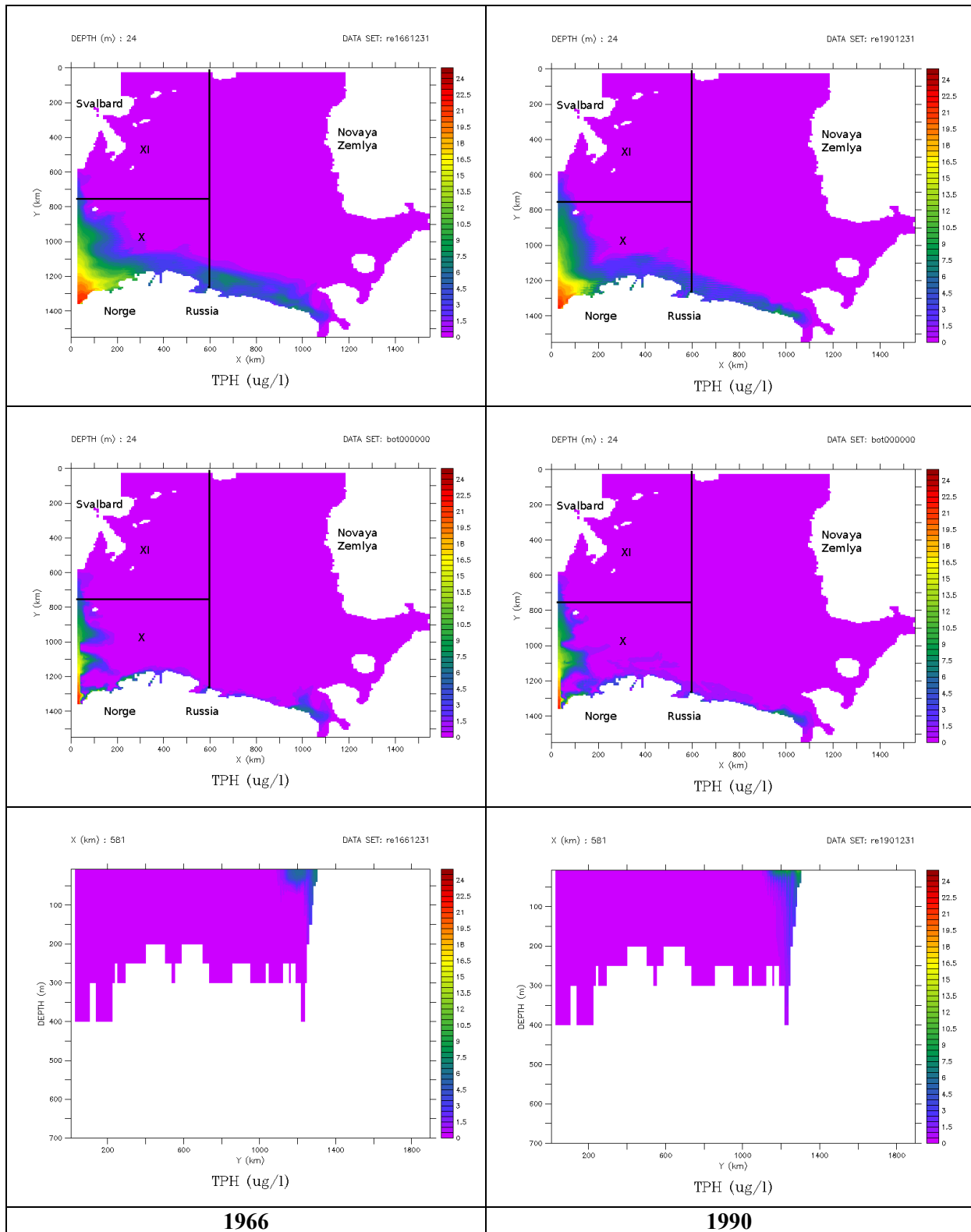
Figur 21. Beregnede konsentrasjoner av PAH (pg/l) i 24m dyp (øverst), i bunnvann (midten) og transekt (overflate-bunn) langs den østre grense til Regionene XI og X fra nord til syd (nederst). Beregningene gjelder for svak sirkulasjon (1966) og intens sirkulasjon (1990).

Olje

Forutsetninger for beregningene er vist i **Tabell 29**. Beregning av olje i sjøvann, her vist som *Total Hydrocarbon Concentration (THC)*, er i hovedsak basert på utslipp fra skip. Resultatene viser relativt høye konsentrasjoner langs norskekysten og Kolahalvøya. Bredden av denne sonen er større ved svak havsirkulasjon enn ved intens sirkulasjon. (**Figur 22**). THC kan være opp til 90 µg/l i regioner hvor fiskeflåten er aktiv (Nemirovskaya, 2008).

Tabell 29. Forutsetninger for modellberegninger for olje (som THC) i regionene X og XI.

Nedbrytning	Det forutsettes som 1 st grads reaksjon med nedbrytningskonstant $K_{pc}=0.003$ 1/dag (beregnet fra Mackay, 2001).
Utsynking	Det forutsettes at THC er organisk bundet i partikler som synker med varierende hastighet avhengig av årstid med maksimum (11 m/d) i juni og minimum (1 m/d) i desember (Schrum <i>et al.</i> 2006).
Initial-betingelser	0 µg/l. <ul style="list-style-type: none">• Lik fordeling fra overflate til bunn
Grenseflate-betingelser	<ul style="list-style-type: none">• <u>Grense i vest</u> – lineær gradient fra 20 µg/l i syd (norske fastlandet) til 0 µg/l ved Svalbard (Nemirovskaya, 2008)• <u>Nordre grense</u> - 0 µg/l.
Tilførsler fra land	Ingen
Tilførsler fra skip	260000 kg/år (Region X) og 0 kg/år (Region 11) antatt langs den norske nordkysten og Kola halvøya i hovedskipsrutene (Molvær <i>et al.</i> 2008).
Tilførsler fra havbunn	Ingen. Ingen data for Barentshav-regionene rapportert under Fase II (Molvær <i>et al.</i> 2008)
Tilførsler fra luft	Ingen
Is	Ingen



Figur 22. Beregnede konsentrasjoner av THC (mg/l)¹ i 24m dyp (øverst), i bunnvann (midten) og transekt (overflate-bunn) langs den østre grense til Regionene XI og X fra nord til syd (nederst). Beregningene gjelder for svak sirkulasjon (1966) og intens sirkulasjon (1990).

¹ I Figuren kalt TPH

3.3 Beregnede konsentrasjoner i bunnvann versus målte konsentrasjoner i sediment

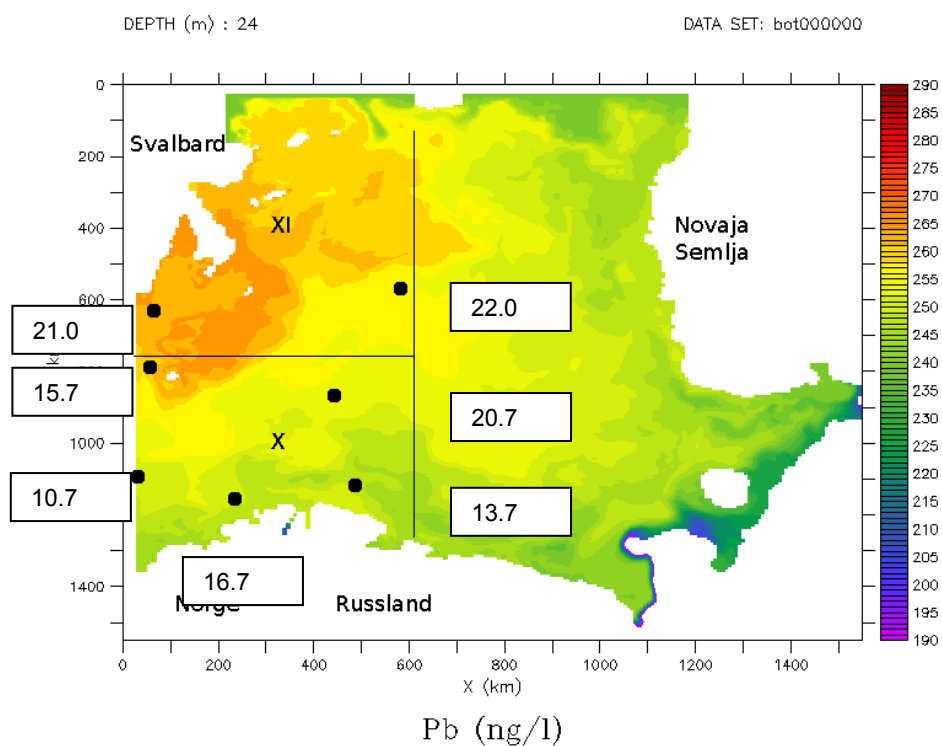
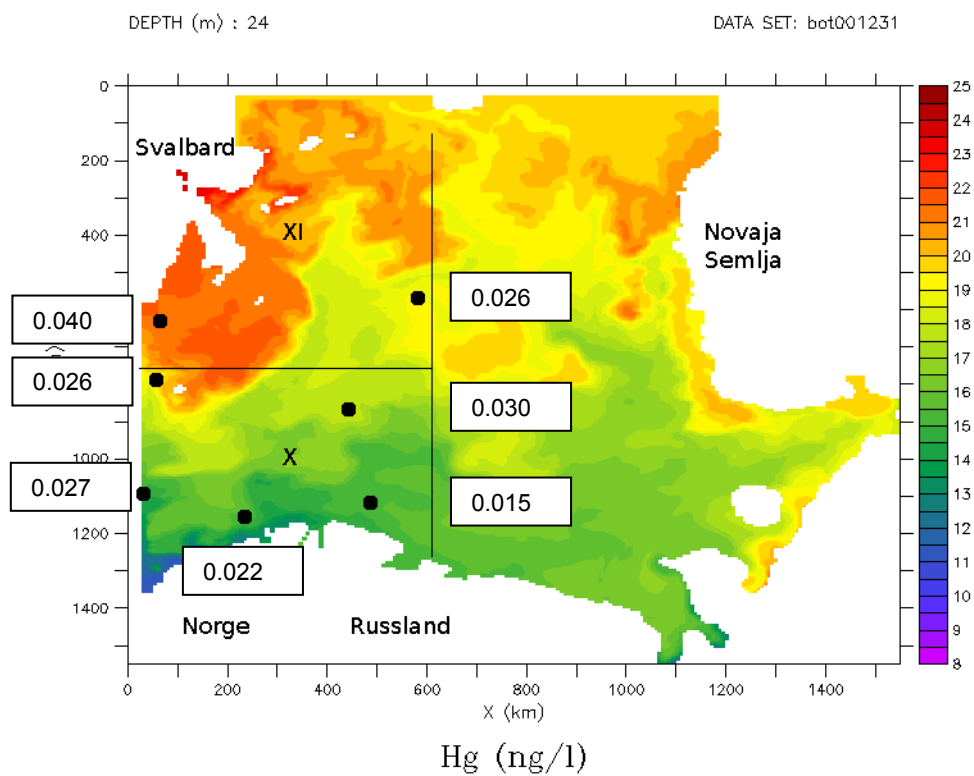
Arbeidet med den marine modellen ikke har kommet så langt at man kan å gjøre presise beregninger av konsentrasjoner av miljøfarlige stoff i vannmasser eller sedimenter. Til dette kreves bl.a. mer utvikling av modellen, kjøring som inkluderer tilførsel til alle regioner og transporten til Barentshavet fra nærliggende regioner, med tilførsel og volumtransport som varierer i både tid og i rom. I tillegg til må modellen bedre simulere den betydningen som sedimentasjon og biologisk optak har for konsentrasjonene i vann og i sedimenter.

En sammenligning mellom målt konsentrasjon av forurensede stoff i sediment og beregnede konsentrasjoner i bunnvann kan imidlertid gi grunnlag for å bedømme hvor gode beregningene er allerede nå. I *Figur 23*, *Figur 24* og *Figur 25* er konsentrasjoner av kvikksølv, bly, kadmium, arsen, PCB, PAH og THC i sediment på syv stasjoner i Region X og Region XI vist sammen med beregnede konsentrasjoner i bunnvann. For kadmium var konsentrasjonen over deteksjonsgrensen i bare 5 av 24 sedimentprøver og ingen god sammenligning kunne gjøres.

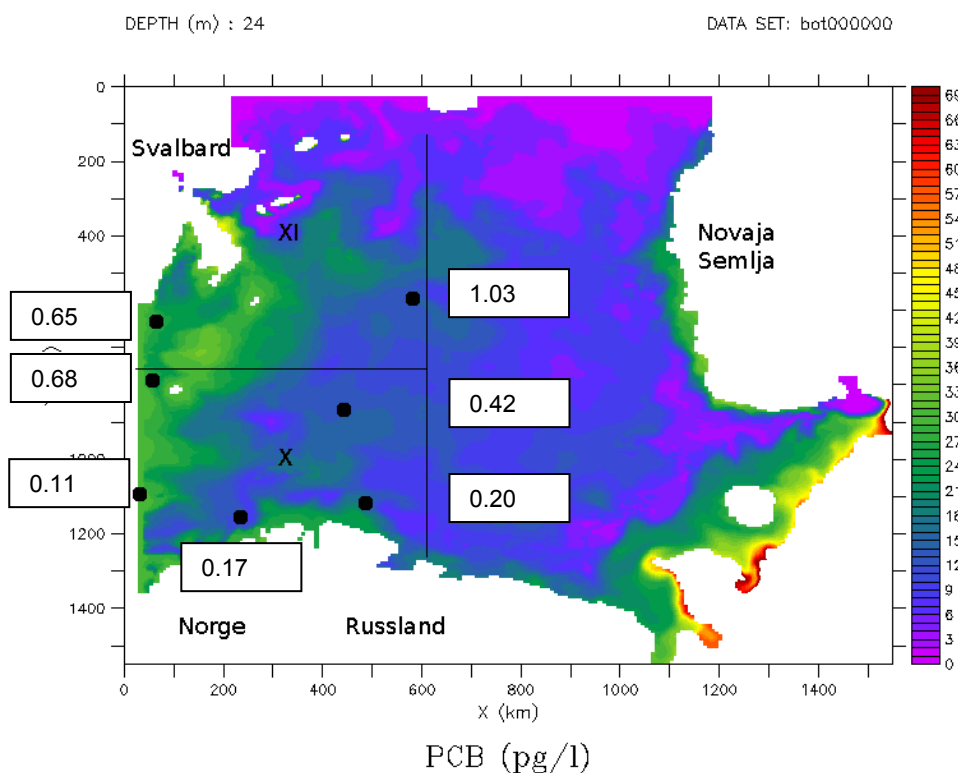
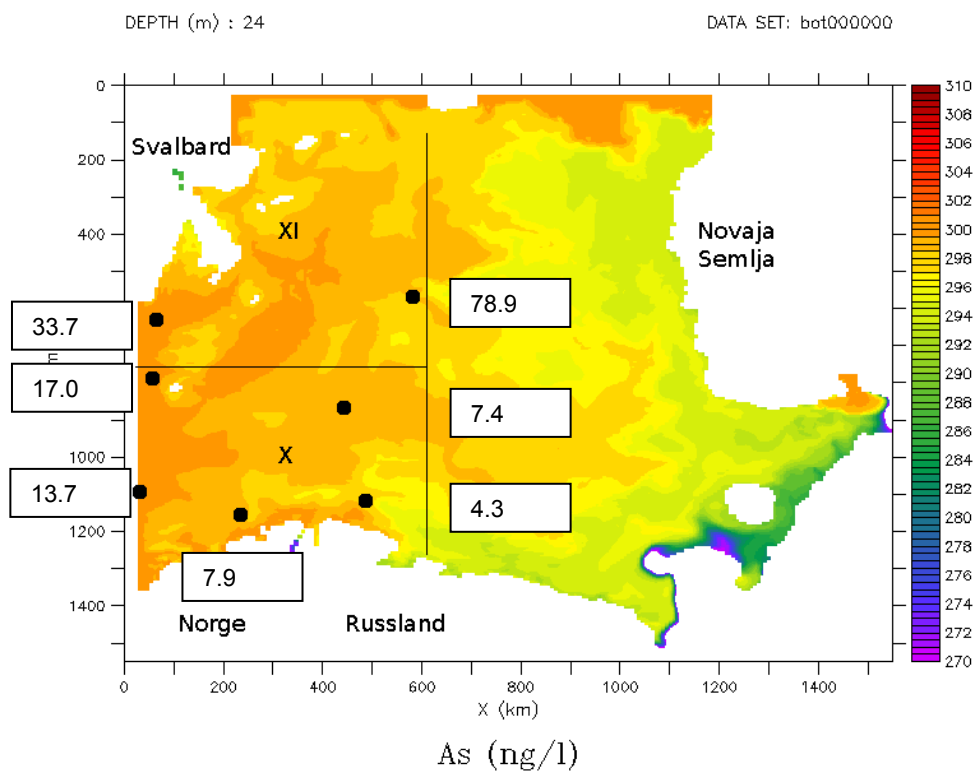
For kvikksølv og bly var det i hovedtrekk bra samsvar mellom beregnede konsentrasjoner i bunnvannet og målte konsentrasjoner i sediment. Det var relative lave konsentrasjoner i bunnvann og i sediment i syd i forhold til lenger nord.

For PCB var det i hovedtrekk relative lave konsentrasjoner i bunnvann og i sediment i syd i forhold til lenger nord og dermed rimelig bra samsvar mellom de to datasettene.

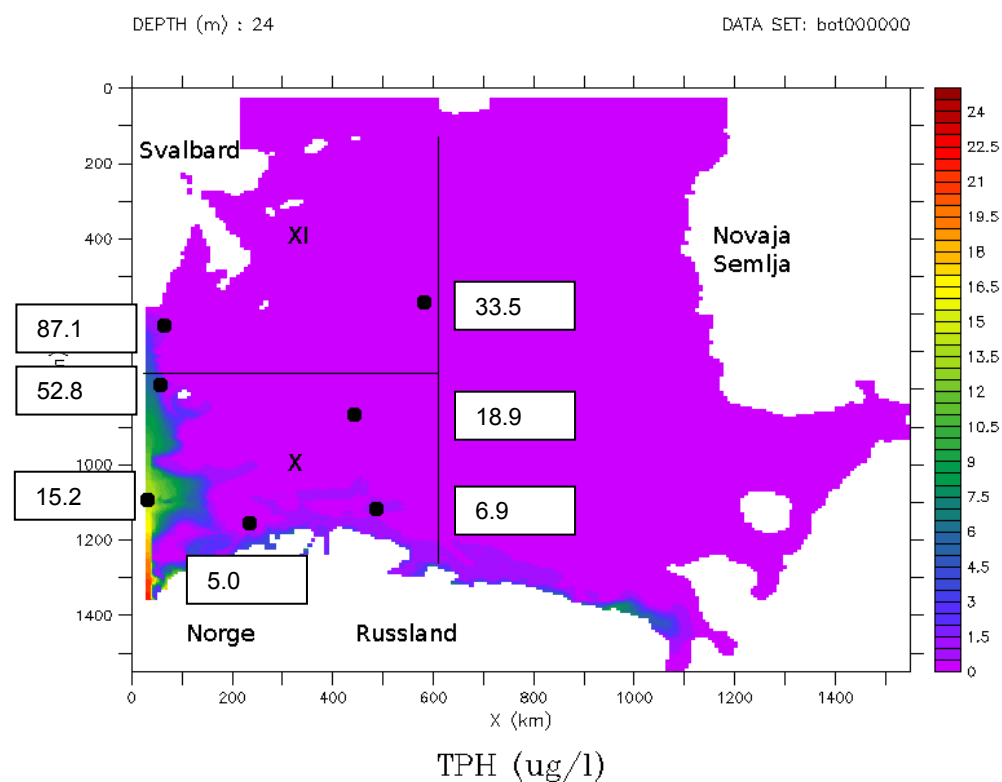
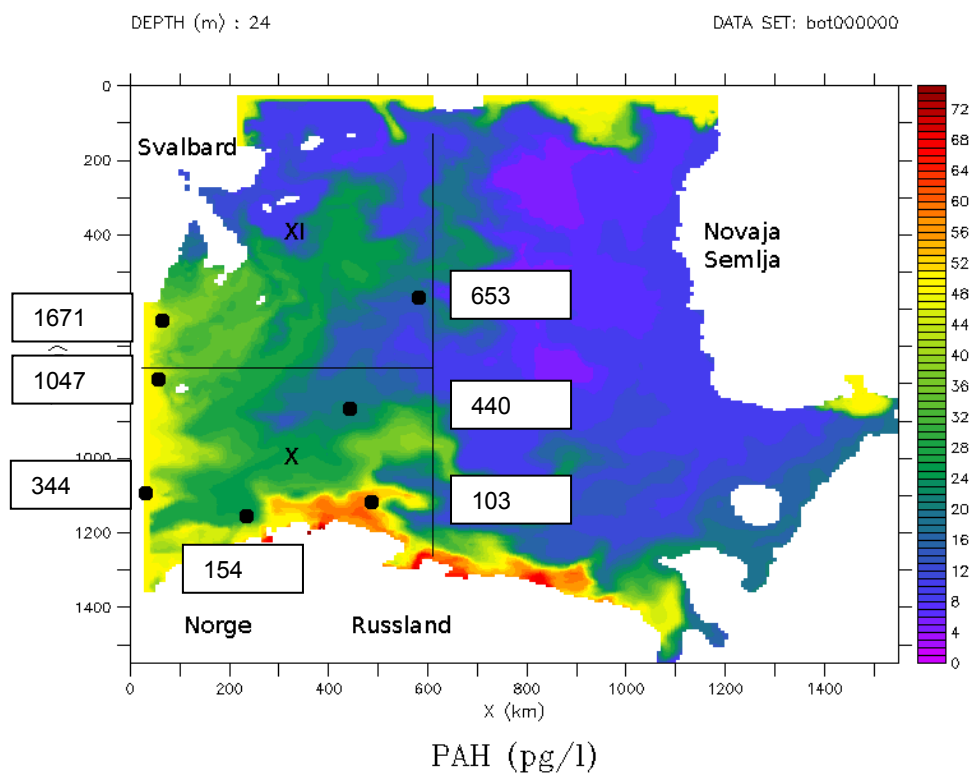
I Tilførselsprosjektets Fase II ble det beregnet høyere konsentrasjoner av arsen, PAH og THC i region X enn i region XI (Molvær *et al.* 2008, se også **Vedlegg H**). Denne forskjellen inngikk i forutsetninger for modellberegninger i denne undersøkelsen og det ble dermed antatt en avtagende gradient fra norske nordkysten til Svalbard for disse stoffene. En relativ dårlig sammenheng mellom de beregnede konsentrasjonene for sjøvann og de målte konsentrasjoner i sediment for arsen og PAH og THC kan indikere at denne antakelsen neppe er helt korrekt.



Figur 23. Konsentrasjoner av kvikksølv (Hg) og bly (Pb) i bunnvann (ng/l, beregnet for en intens sirkulasjon) og i sediment (mg/kg t.v., stasjonsposisjon markert med svart sirkel). Konsentrasjonsskala er vist i figurens høyre kant.



Figur 24. Konsentrasjoner av arsen (*As*) og PCB i bunnvann (pg/l, beregnet for en intens sirkulasjon) og i sediment (hhv. mg/kg t.v. og µg/kg t.v., stasjonsposisjon markert med svart sirkel). Konsentrasjonsskala er vist i figurens høyre kant.



Figur 25. Konsentrasjoner av PAH (fg/l = femtogram/l = 10^{-15} g pr.liter) og olje (TPH, her sammenlignbart med THC) (μ g/l) i bunnvann (beregnet for en intens sirkulasjon) og konsentrasjoner av PAH (μ g/kg t.v.) og olje (THC, mg/kg t.v.) i sediment (stasjonsposisjon merket med svart sirkel). Konsentrasjonsskala er vist i figurens høyre kant.

3.4 Overvåkingsresultater

I 2009 ble miljøgifter, olje og/eller radioaktive stoffer overvåket i sjøvann på to stasjoner, i overflatesediment på åtte stasjoner og i torsk på fire stasjoner (se *Figur 12* og *Tabell 30*). Rådata er lagret på NIVA og en kort oppsummering av resultatene følger.

Regelmessige undersøkelser av miljøgifter i luft og nedbør på NILUs nye målestasjon på Andøya startet i desember 2009. Disse resultatene rapporteres i 2011. Dette gjelder også analyseresultatene fra passive prøvetakere på Andøya, Bjørnøya og Jan Mayen, hvor de første settene ble eksponert høsten 2009.

3.4.1 Sedimenter og torsk

Gjennomsnittskonsentrasjoner av enkelte miljøfarlige stoffer i sediment og torsk er vist på kart i *Figur 26* til *Figur 40*. Her vises prioriterte stoff med tilstrekkelig data over deteksjonsgrensen og som kan være representativ for en stoffgruppe (for eksempel sum PCB, sum PAH16, sum PBDE). I tillegg er det lagt vekt på stoffer hvor det også finnes tilførselsdata. Resultatene er presentert med konsentrasjon i sediment og torsk på samme kart. Symbolenes farge og størrelse indikerer nivå og klassifisering i klassifiseringssystemet for kyst. Klassifiseringssystem for bruk på data fra havområder foreligger ikke.

Data for alle stoff og stasjoner er vist i Vedlegg G. Stasjonene er vist i *Figur 12*.

Metaller

Konsentrasjoner av kvikksølv, bly og kadmium i sediment (hhv. *Figur 26* til *Figur 28*) var ubetydelig og innenfor tilstandsklasse I ("ubetydelig forurenset") i Klifs klassifiseringssystem. Det samme gjaldt konsentrasjoner for kvikksølv i torskefilet (*Figur 26*). Klif har ingen klassifisering for de øvrige metallene i torsk, men konsentrasjonene for kadmium var under antatt høy bakgrunnskonsentrasjon (*Figur 28*). Resultatene for krom i torskelever variert lite (2.92-5.61 mg/kg v.v., *Figur 29*). Med ett unntak var konsentrasjoner av arsen, kobber, nikkel og sink i sediment innenfor tilstandsklasse I eller II ("god"). Unntaket gjaldt arsen på st.19 i Region XI (se *Figur 12*) som var i tilstandsklasse IV ("dårlig") *Figur 30*.

PCB og pesticider

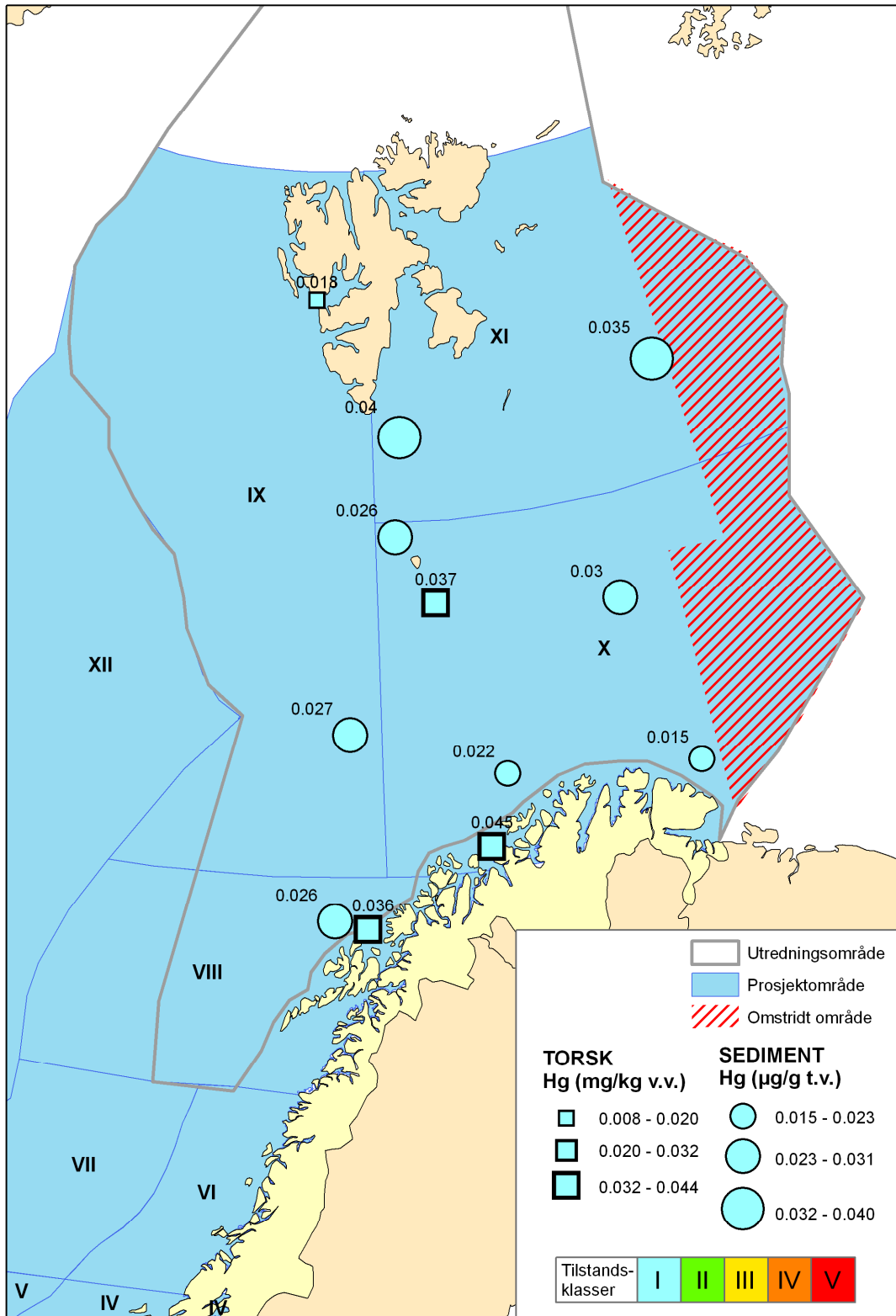
Gjennomsnittlige konsentrasjoner av PCB i sediment og torskelever var ubetydelig og innenfor tilstandsklasse I ("meget god") (*Figur 31*). For DDT (her uttrykt som sum av DDT, DDE og DDD), HCB og lindan i sediment var konsentrasjonene enten "meget god" (klasse I) eller "god" (klasse II). Dette gjaldt også for DDT, HCB og lindan i torskelever (se *Figur 32* og *Figur 33* for hhv. DDT og HCB). Konsentrasjonen av DDT i sediment var høyest i Region XI (st.19 og deretter st.24 -se *Figur 12*) og nord i Region X nord for Svalbard (st.23). For DDT i torsk var konsentrasjonene høyest ved Kvæningen (st.2) og nest høyest på Bjørnøya (st.6). HCB i sediment var høyest nær syd for Svalbard og nest høyest nord for Bjørnøya (st.23), begge i Klasse II. HCB i torskelever var høyest på stasjonen syd for Bjørnøya (st.6).

PAH og olje

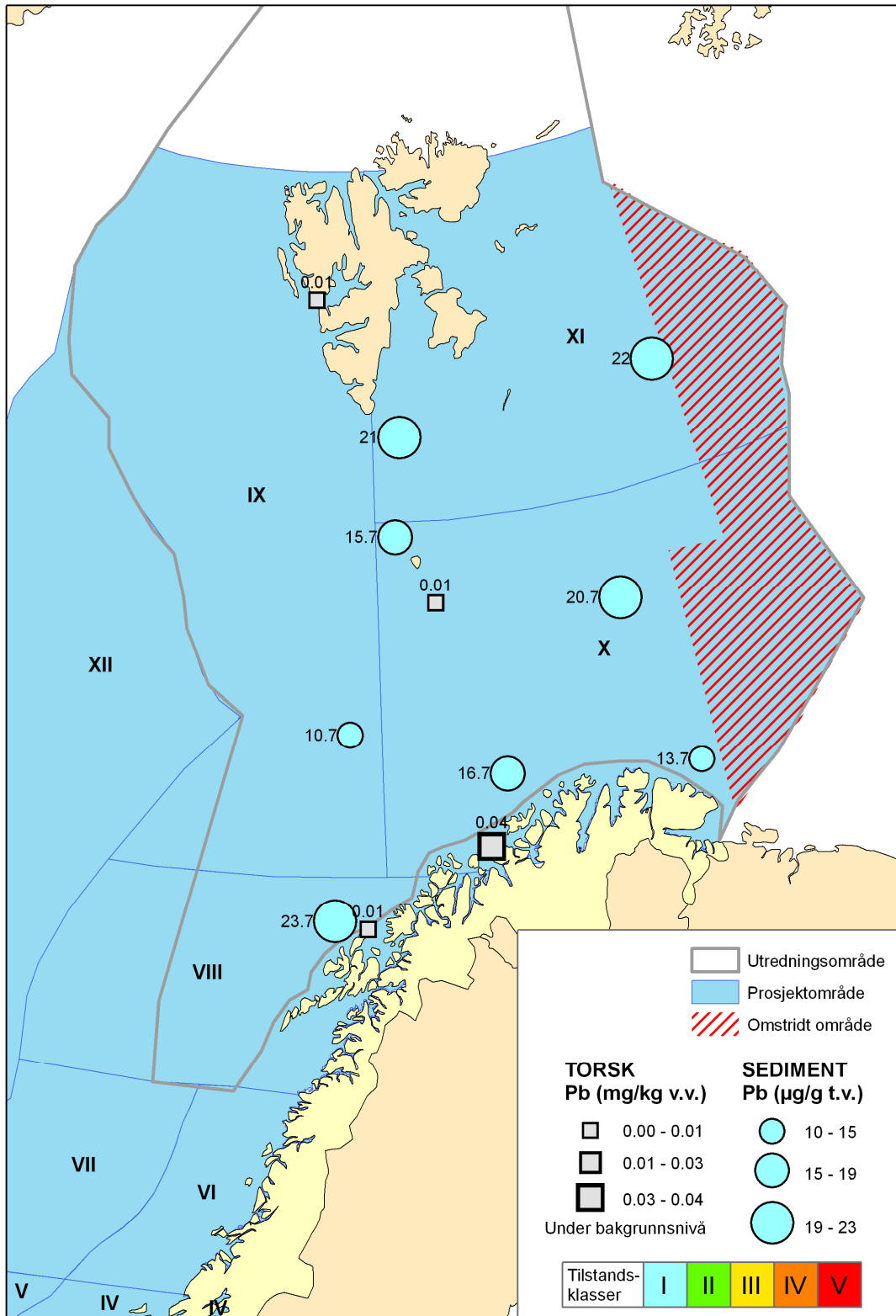
Gjennomsnittskonsentrasjon av 16 PAH og benzo(a)pyren i sediment lå i tilstandsklasse I ("meget god") eller klasse II ("god") (*Figur 34* og *Figur 35*). Enkelte forbindelser lå i klasse IV ("dårlig"), og disse var krysen (st.23 og 24, se *Figur 12*), indeno(1,2,3-cd)pyren (st.18, nordvest for Andøya) og benzo(ghi)perylene (alle stasjoner unntatt st.25 og 20). Det foreligger ingen klassifiseringsgrenser for THC (olje) i sediment. Konsentrasjonene var høyest på st.19, 23 og 24, høyere jo nærmere stasjonen lå Svalbard *Figur 36*).

Tabell 30. Prøvetaking stasjoner 2009 for sediment og biota

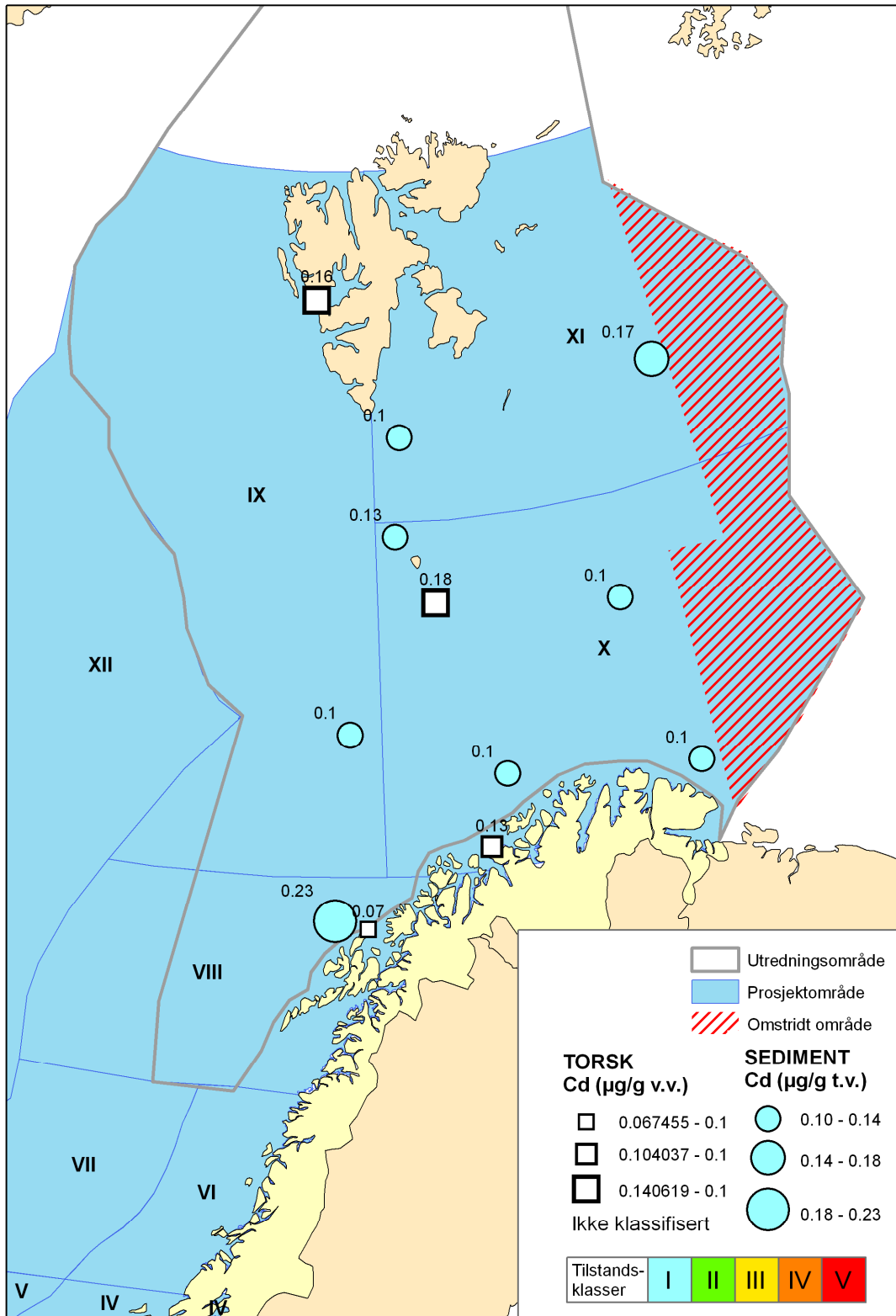
Institutt ansvarlig for innsamling	Tilførsels-program-stasjonskode	Institusjonens stasjonskode	Region, ca. posisjon – nærliggende stedsnavn	Innsamlings dyp (m)	Kornstørrelse % <63µm (sediment)	Total organisk karbon (sediment)	Innsamlings dato	Bredde-grad nord	Lengde-grad øst	Matrise	vev/snitt
NIVA	2	43B	X, syd – Kvæningen				14.10.2009	70.32	21.44	torsk	lever filet
NIVA	4	145B	VIII, nordøst – Andøya				30.10.2009	69.25	16.17	torsk	lever filet
NIVA	3	147B	IX, øst – Svalbard				06.09.2009	78.17	13.46	torsk	lever filet
IMR	6	2009-1264/1	X, nordvest - Bjørnøya	180-300			26.08.2009	73.83	19.92	torsk	lever filet
IMR	23	S23	X, nordvest	294	75.3	1.89	28.08.09	74.81	18.02	sediment	0-2cm
IMR	24	S24	XI, vest	252	64.7	1.93	31.08.09	76.22	18.57	sediment	0-2cm
IMR	22	S22	IX, sydøst	672	52.7	0.59	03.09.09	72.02	15.50	sediment	0-2cm
IMR	18	S18	VIII, nordøst	1481	82.7	1.20	09.10.09	69.37	14.83	sediment	0-2cm
IMR	19	S19	XI, øst	182	79.0	2.15	07.09.09	76.62	34.46	sediment	0-2cm
IMR	21	S21	X, sydøst	277	71.0	0.69	17.09.09	71.00	30.94	sediment	0-2cm
IMR	20	S20	X, nordøst	405	93.0	1.59	24.09.09	73.50	29.14	sediment	0-2cm
IMR	25	S25	X, syd	429	87.0	0.68	26.09.09	71.33	22.47	sediment	0-2cm



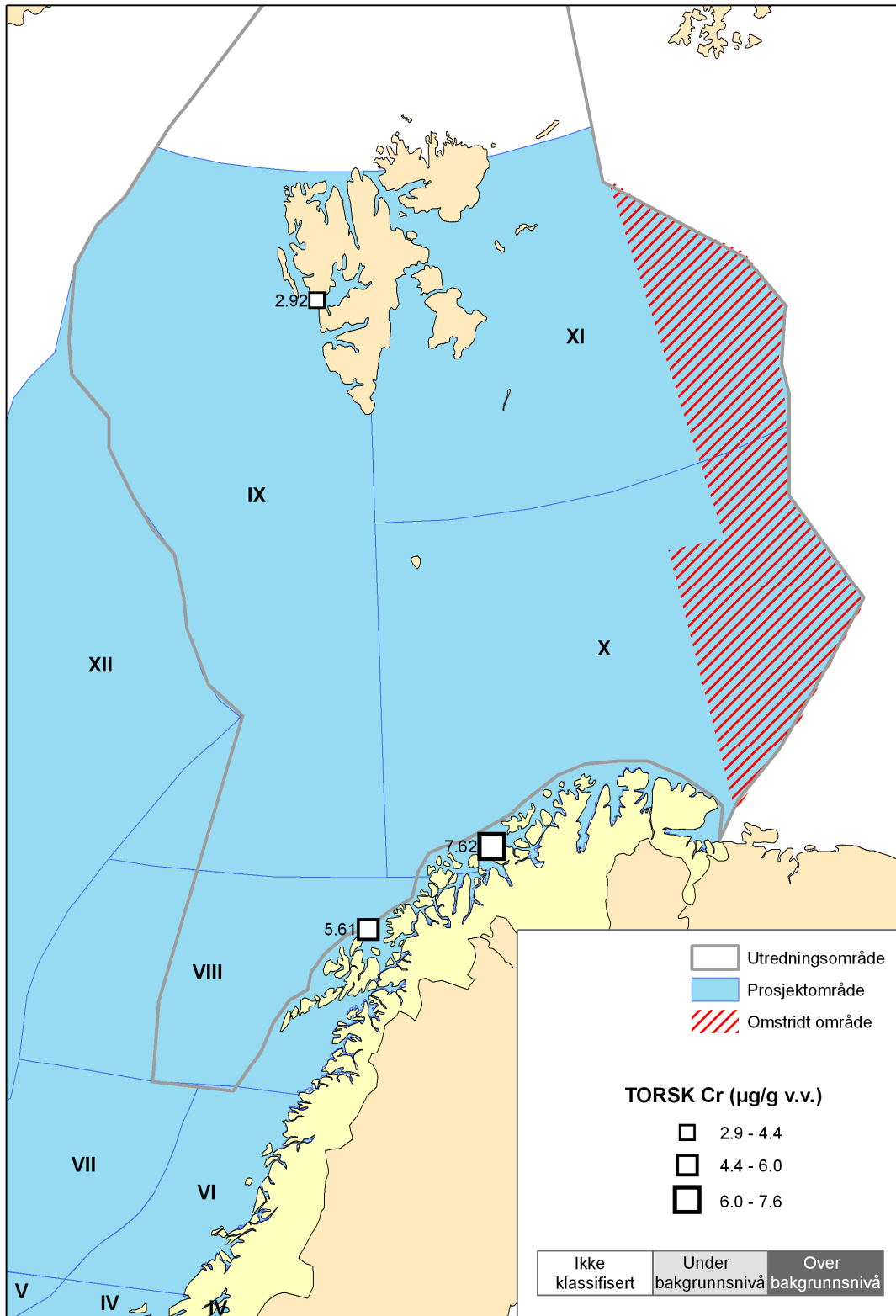
Figur 26. Gjennomsnittskonsentrasjoner av kvikksølv i overflatesediment (mg/kg tørrvekt) og i torskfilet (mg/kg våtvekt) i 2009. Tilstandsklassene gjelder sediment.



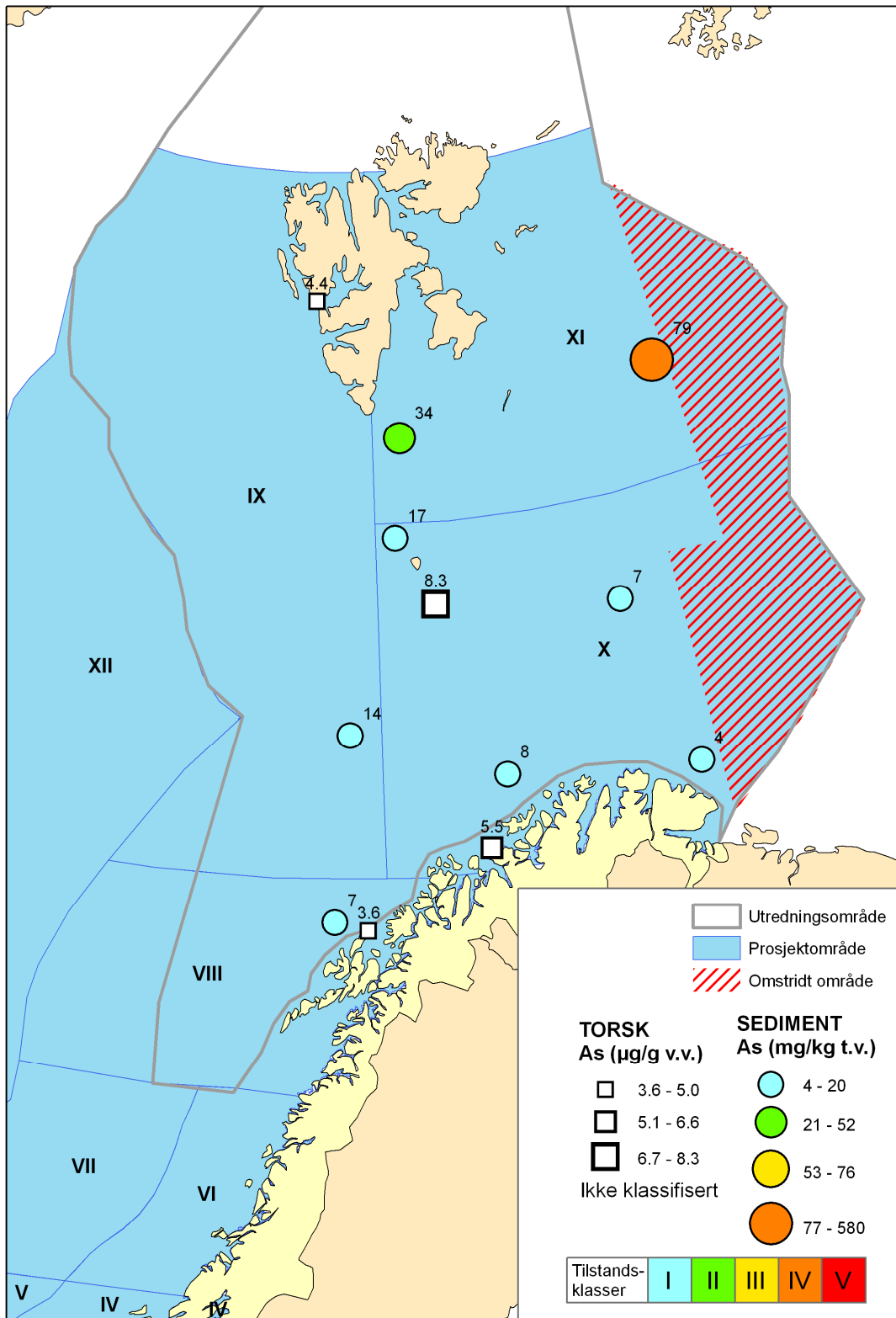
Figur 27. Gjennomsnittskonsentrasjoner av bly i overflatesediment (mg/kg tørrvekt) og i torskelever (mg/kg våtvekt) i 2009. Tilstandsklassene gjelder sediment.



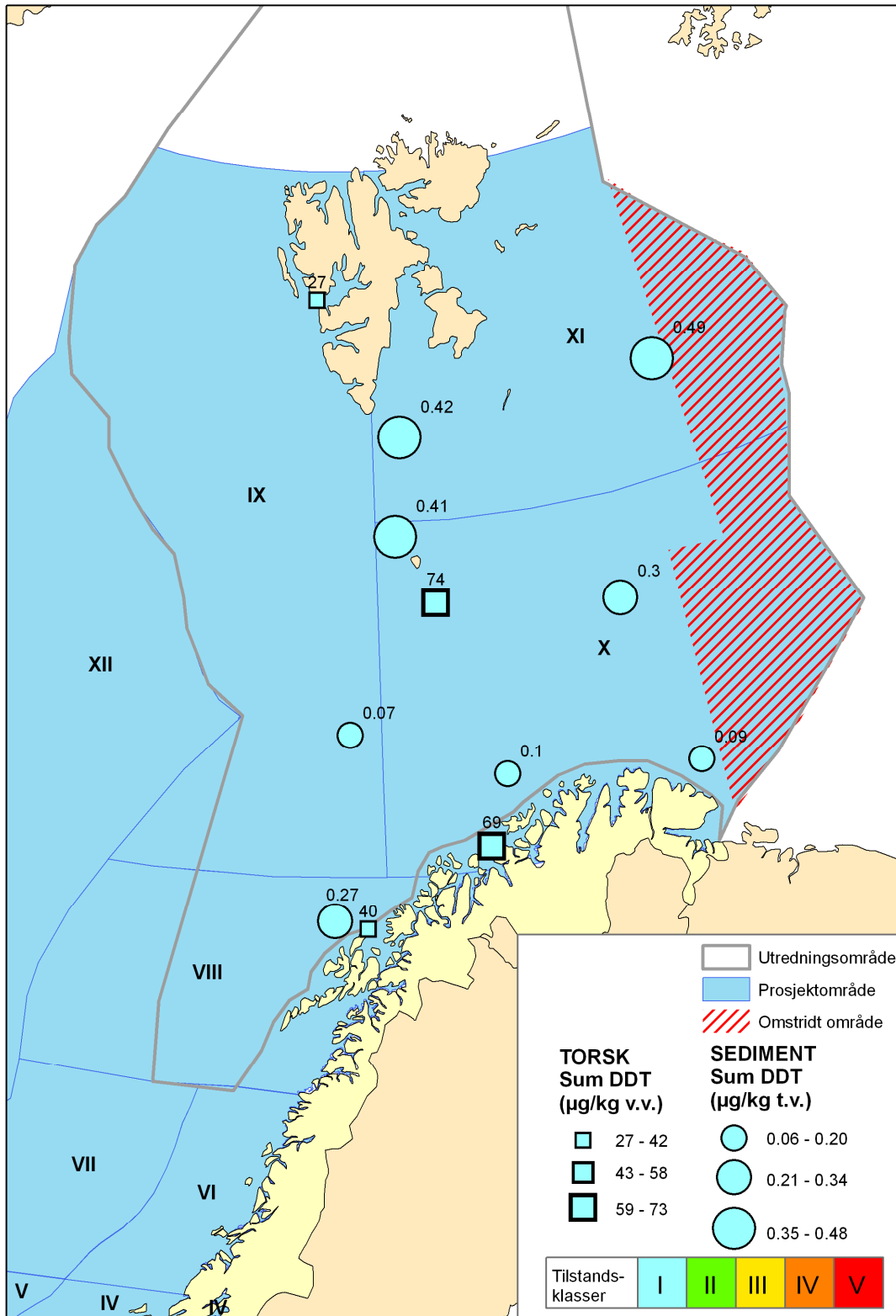
Figur 28. Gjennomsnittskonsentrasjoner av kadmium i overflatesediment (mg/kg tørrvekt) og i torskelever (mg/kg våtvekt) i 2009. Tilstandsklassene gjelder sediment.



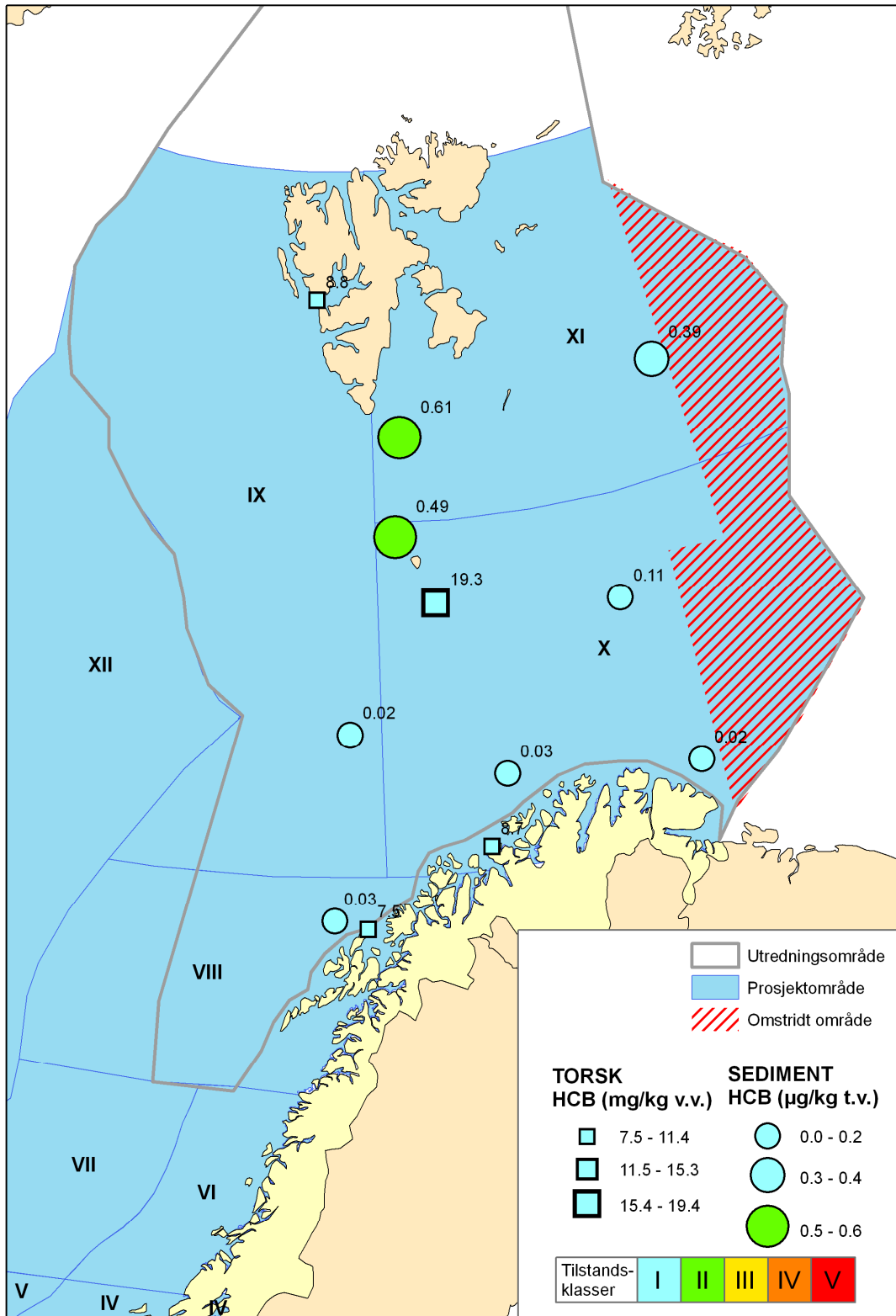
Figur 29. Gjennomsnittskonsentrasjoner av krom i torskelerver (mg/kg våtvekt) i 2009. (Krom ble ikke undersøkt i torsk ra Bjørnøya (st.6).



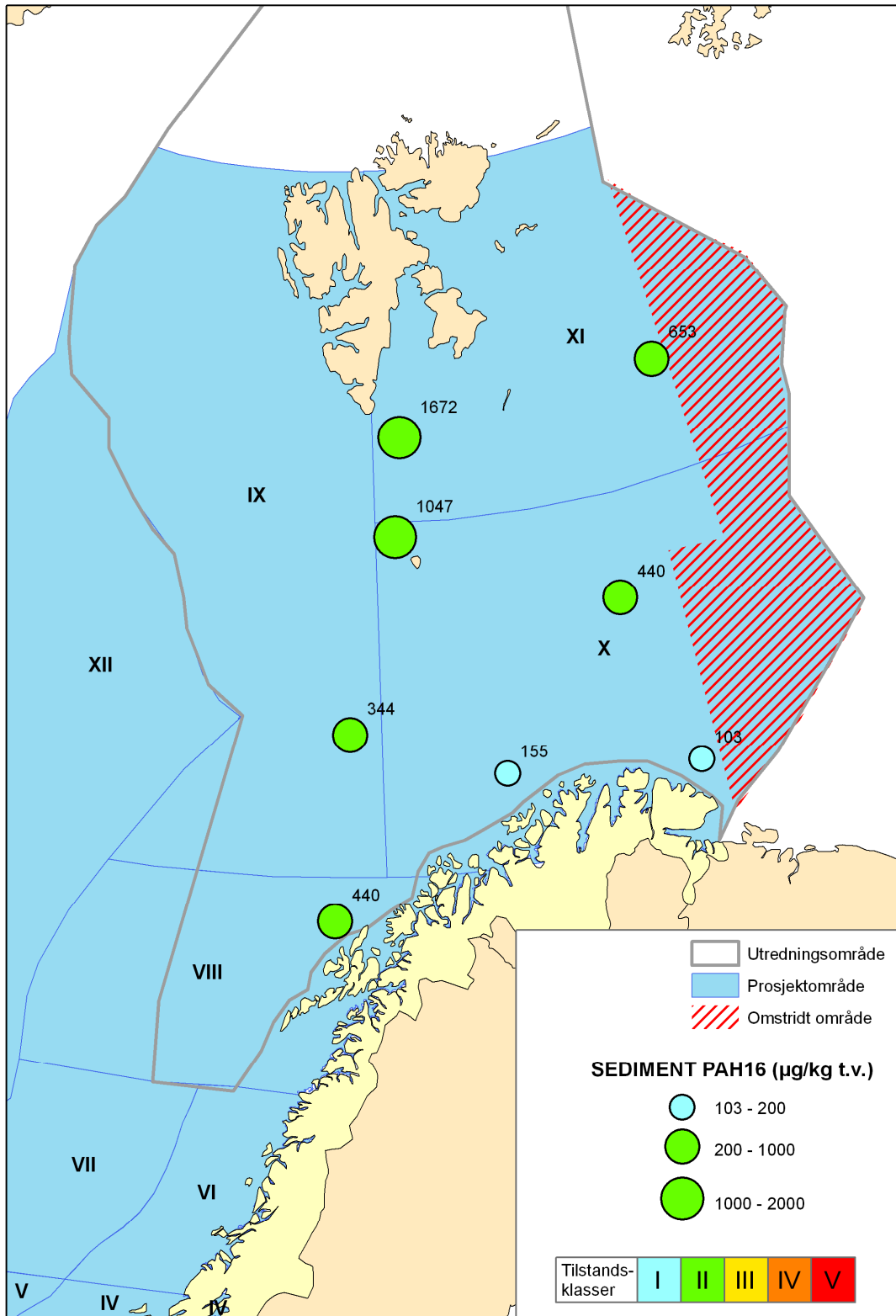
Figur 30. Gjennomsnittskonsentrasjoner av arsen i overflatesediment ($\mu\text{g/kg tørrvekt}$) og i torskelever (mg/kg våtvekt) i 2009.



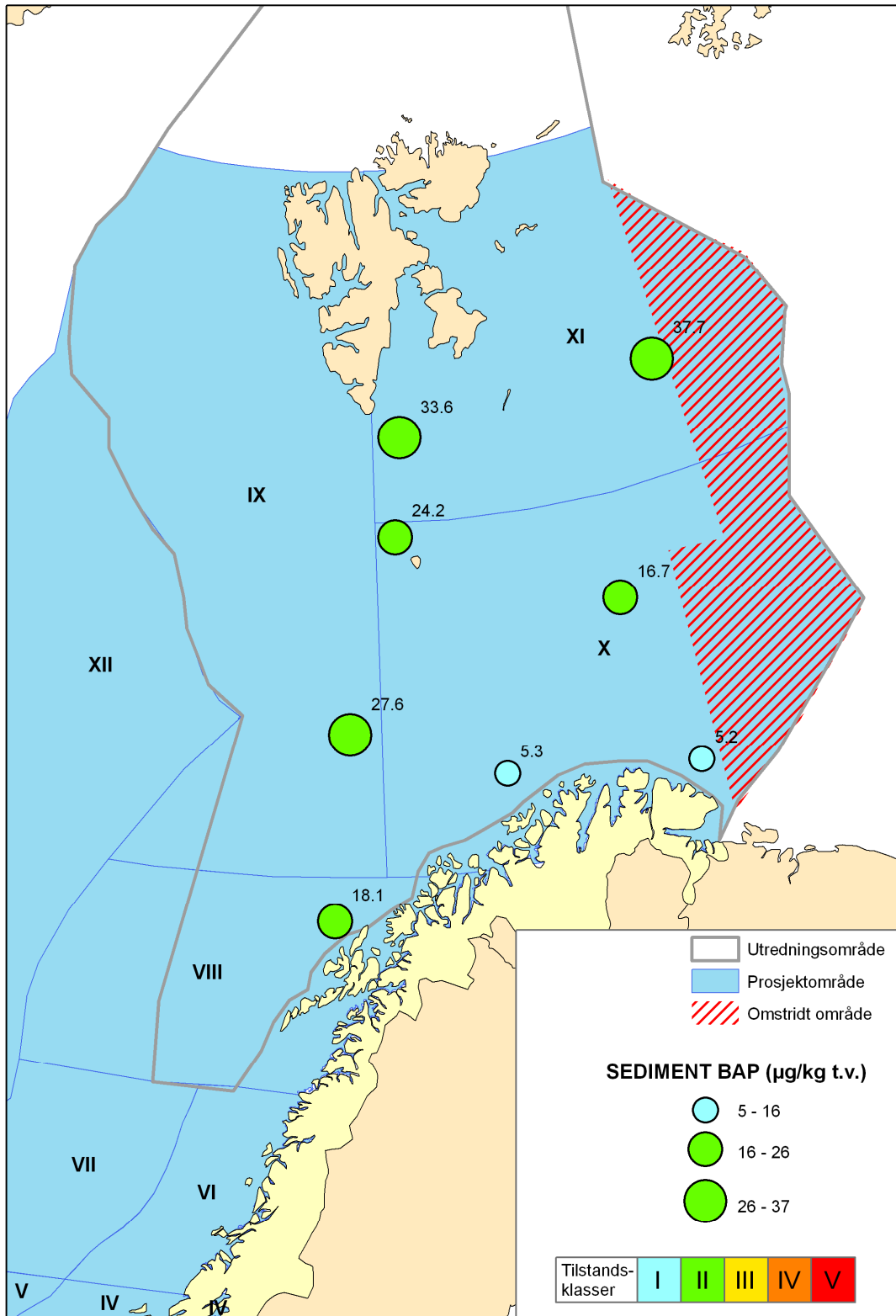
Figur 32. Gjennomsnittskonsentrasjoner av sum DDT i overflatesediment (µg/kg tørrvekt) og i torskelever (µg/kg våtvekt) i 2009.



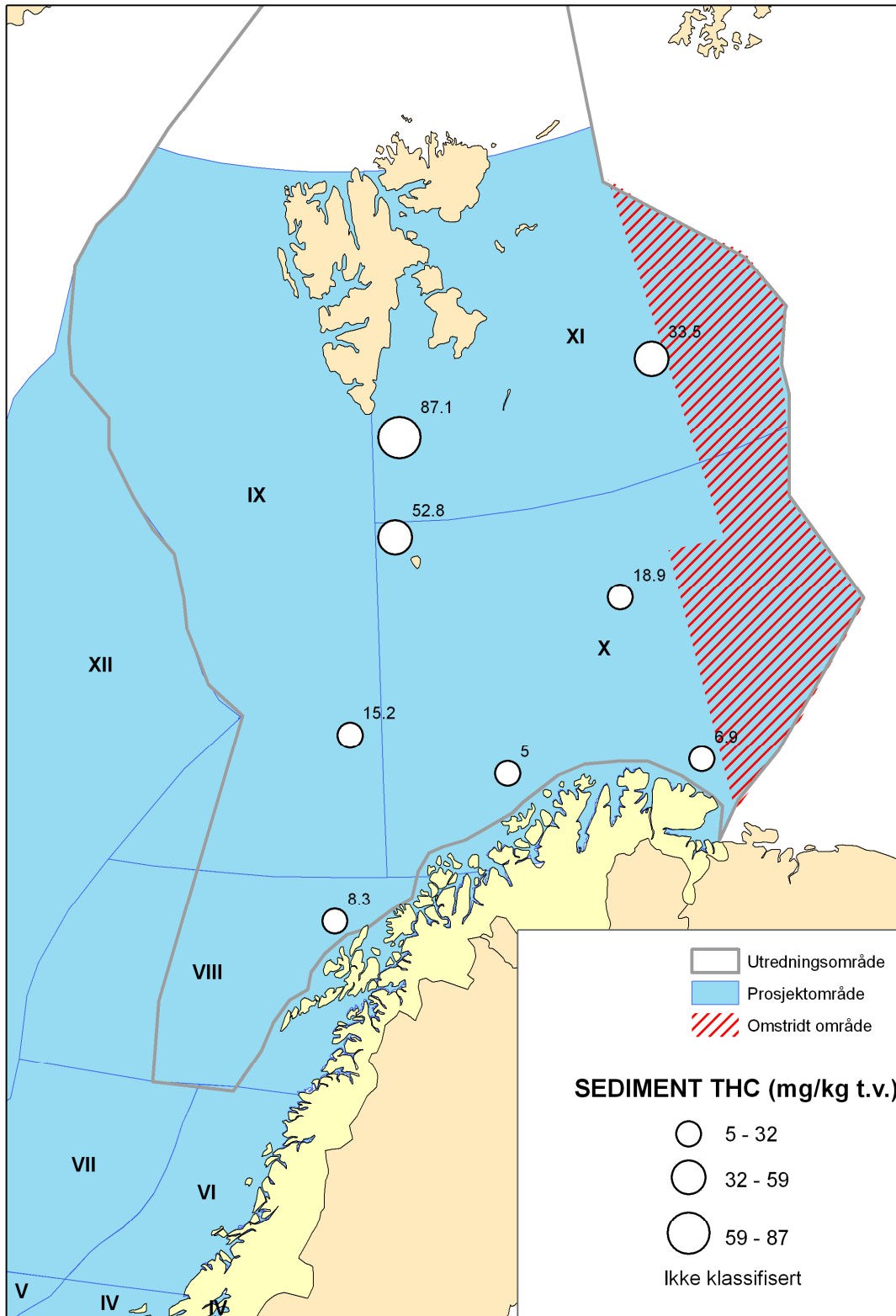
Figur 33. Gjennomsnittskonsentrasjoner av HCB i overflatesediment ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt) og i torskelever ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) i 2009.



Figur 34. Gjennomsnittskonsentrasjoner av PAH i overflatesediment ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt) i 2009.



Figur 35. Gjennomsnittskonsentrasjoner av Benzo[a]pyrene (BAP) i overflatesediment (µg/kg tørrvekt) i 2009.

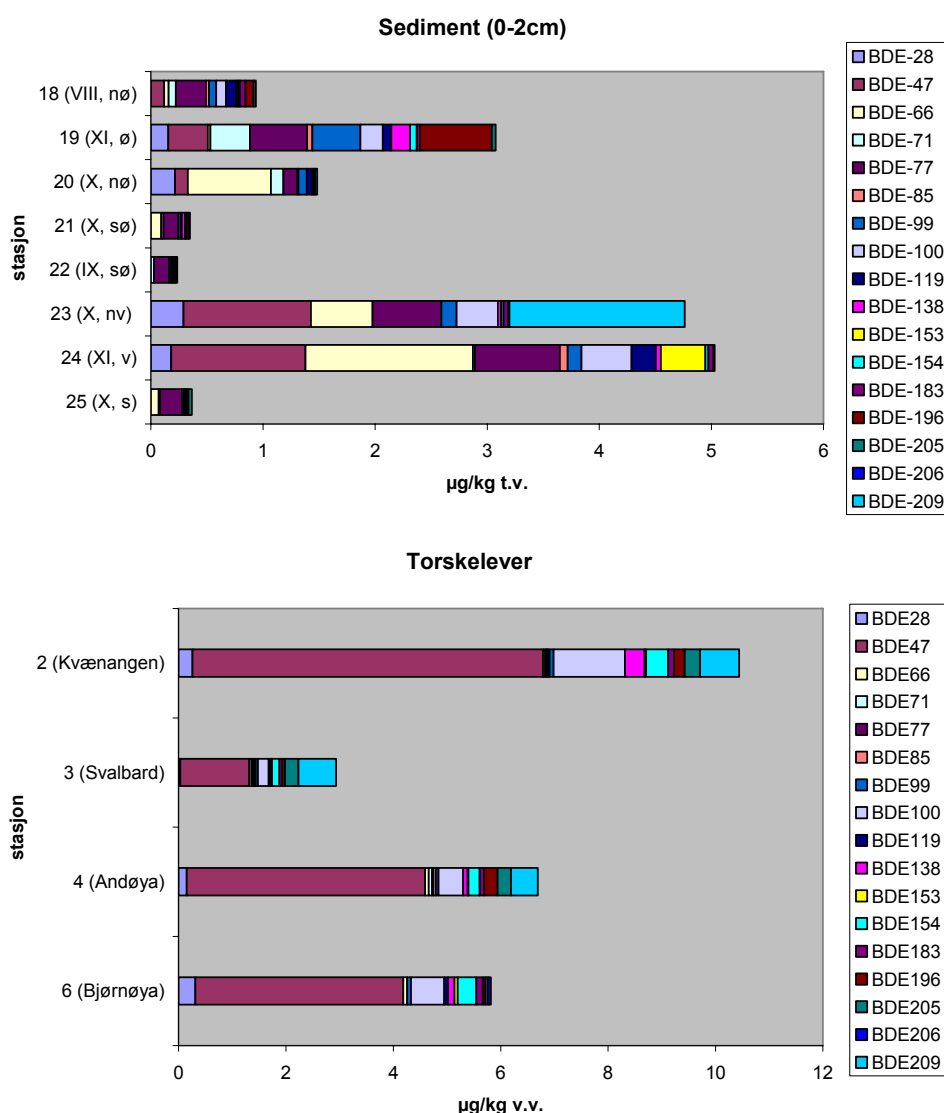


Figur 36. Gjennomsnittskonsentrasjoner av THC i overflatesediment (mg/kg tørrvekt) i 2009. Det er ingen klassifisering for THC.

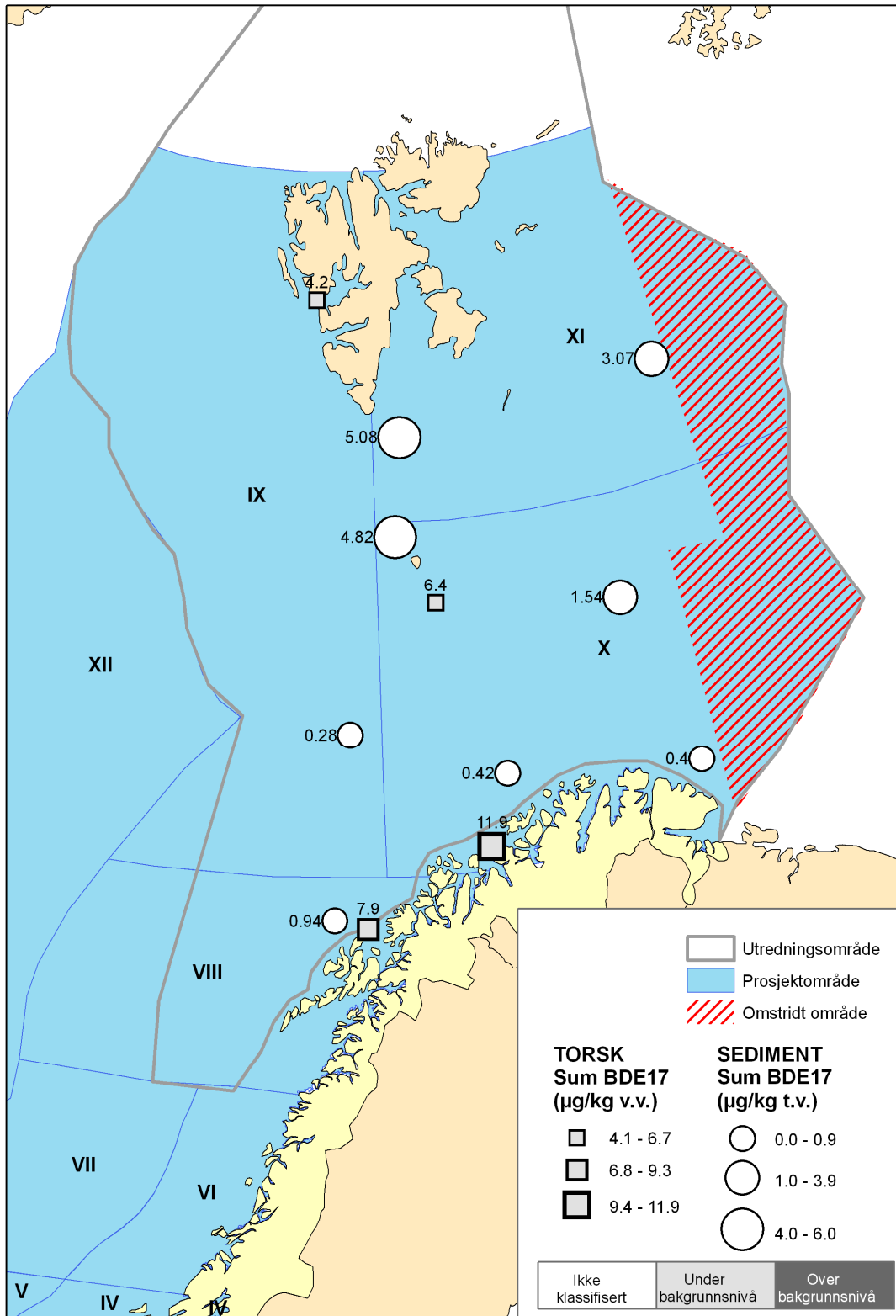
PBDE

Konsentrasjonen av polybromerte difenyletere (PBDE) ble i hovedsak vurdert på summen av 17 forbindelser (BDE-28, -47, -60, -71, -77, -85, -99, -100, -119, -138, -153, -154, -183, -196, -205, -206 og -209). For denne summen lå gjennomsnittskonsentrasjonene i sediment mellom 0.2 og 7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt, med de høyeste konsentrasjonene mellom Bjørnøya og Svalbard (st.23 og st.24) (**Figur 37**). Høyeste gjennomsnittskonsentrasjon var på st.24 (syd for Svalbard). Den eneste grensen for PBDE gjelder for pentabromdifenyleter hvor øvre grense til ”god” tilstand (Klasse II) er på 62 $\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v., dvs. betydelig høyere enn sum BDE funnet i denne undersøkelsen. Konsentrasjonene i torskelever lå mellom 4 og 12 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v., med høyeste konsentrasjon ved Kvænangen (2). De dominerende forbindelsene i sedimentet var i hovedtrekk tetrabrom-forbindelsene BDE-47, BDE-66 og BDE-77 (**Figur 37**). Dekabrom-forbindelse BDE-209 ble detektert bare på en av de 24 undersøkte sediment replikatene, og det var fra st.23 hvor snitt av tre replikater var 1.56 $\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v. Også i torskelever dominerte en tetrabrom-forbindelse (BDE-47).

Tre former av heksabromosyklododekan (HBCDD, alpha, beta og gamma) i torsk fra Svalbard, Kvænangen og Andøya ble undersøkt, og summen av disse var hhv. 6.8, 7.0 og 8.7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.



Figur 37. Gjennomsnittskonsentrasjoner av de forskjellige PBDE forbindelser i overflatesediment ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt) og i torskelever ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) i 2009. Innen for parentesene er det angitt region og posisjon innen regionen (sediment) eller stedsnavn (torsk).

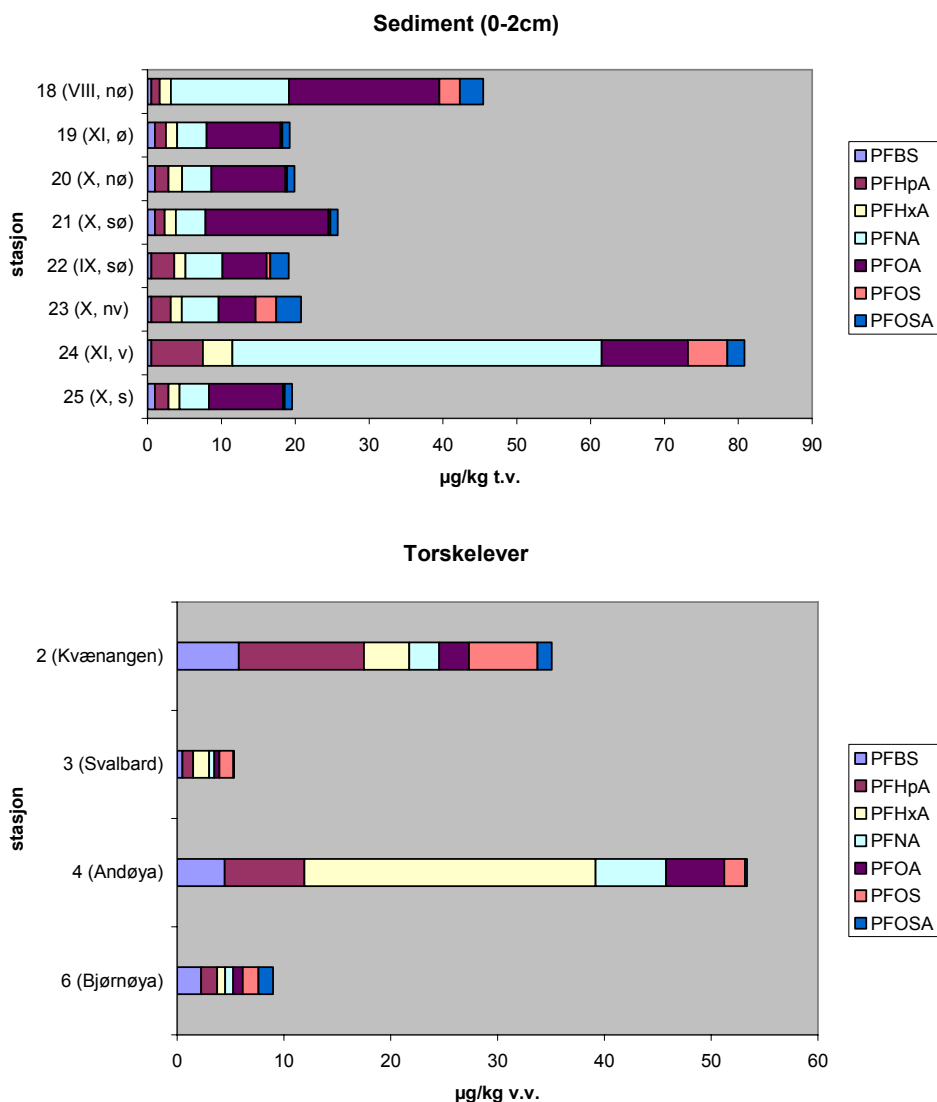


Figur 38. Gjennomsnittskonsentrasjoner av PBDE (her ved BDE17) i overflatesediment (µg/kg tørrvekt) og i torskelever (µg/kg våtvekt) i 2009.

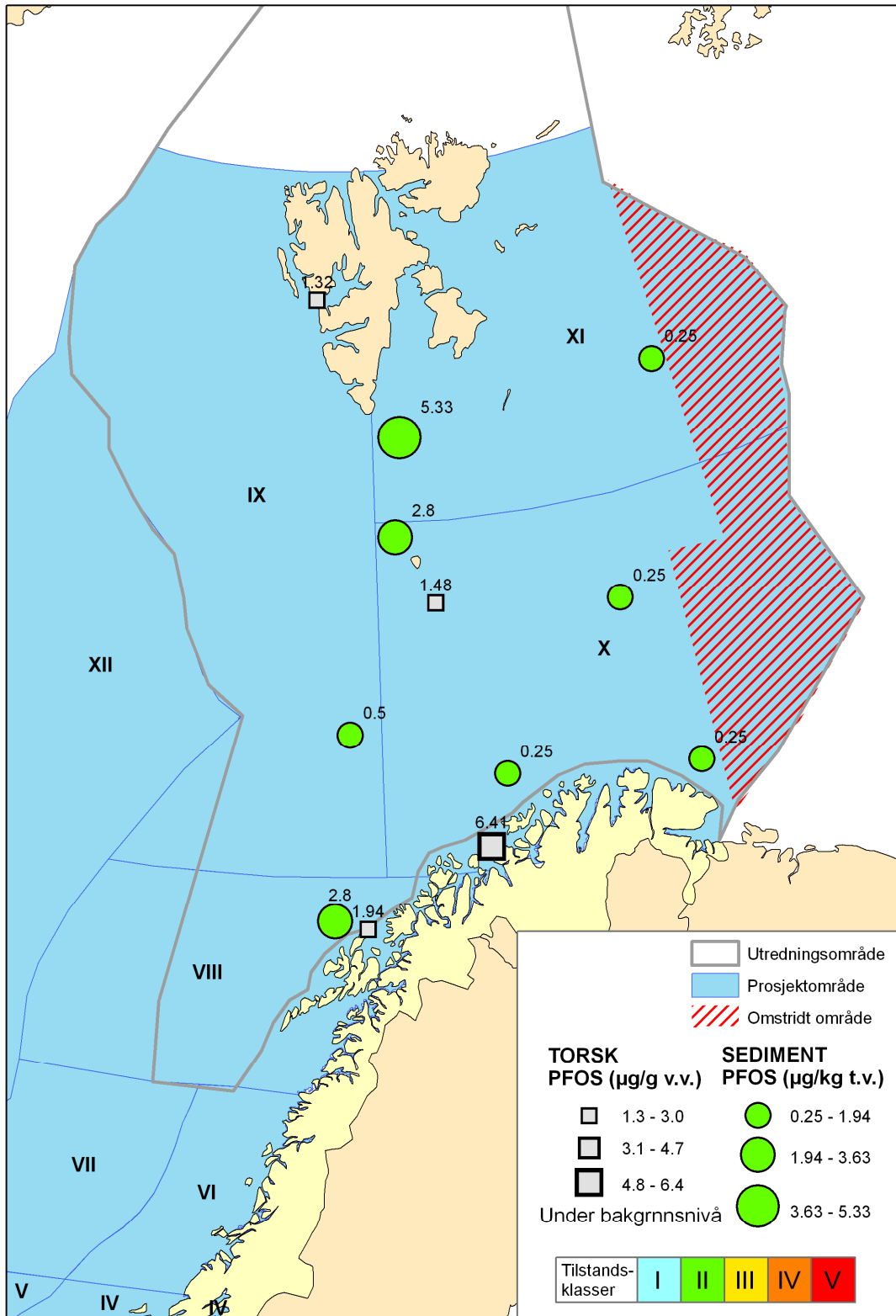
PFC

Vurderingen av perfluorerte stoffer (PFC) er fokusert på syv forbindelser som ble analysert i både sediment og fisk: tre perfluorerte syrer (PFBS, PFOS og PFOSA) og fire perfluorerte sulfonater (PFHpA, PFHxA, PFNA og PFOSA). Bare PFOS i sediment er inkludert i klassifiseringssystemet. Gjennomsnittskonsentrasjon av PFOS i sediment for alle åtte stasjoner var ”god” (Klasse II). Den høyeste konsentrasjonen var syd for Svalbard (st.24) med 5.33 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt (**Figur 40**).

Gjennomsnittskonsentrasjoner for PFOS i torskelever varierte fra 1.3 til 6.4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt, med høyeste konsentrasjon i torsk fra Kvænangen (st.2, **Figur 40**). I sediment hadde perfluoromonansyre (PFNA) høyest konsentrasjon med 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt for en enkelt forbindelse, og i torsk var det perfluorhexansyre (PFHxD), med høyest konsentrasjon for en enkelt forbindelse (27.2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt, **Figur 39**).



Figur 39. Gjennomsnittskonsentrasjoner av de forskjellige PFC-forbindelser i overflatesediment ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt) og i torskelever ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) i 2009. Innen for parenteser er det angitt region og omtrentlig posisjon innen regionen (sediment) eller stedsnavn (torsk). Merk at verdier under deteksjonsgrense er regnet som halvdelen av grensen.



Figur 40. Gjennomsnittskonsentrasjoner av PFOS i overflatesediment ($\mu\text{g/kg tørrvekt}$) og i torskelever ($\mu\text{g/kg våtvekt}$) i 2009. NB: halvparten av deteksjonsgrense brukt. For sediment ble PFOS bare detektert på st.18, st. 23 og st. 24.

3.4.2 Radioaktive stoffer

Sjøvann

Konsentrasjonene av cesium-137 (Cs-137) i overflatevann fra stasjonene 6 og 18 var på henholdsvis 1,5 og 2,2 Bq/m³ (*Tabell 30, Figur 12*).

Konsentrasjonene av technetium-99 (Tc-99) i overflatevann fra stasjonene 6 og 18 var på henholdsvis 0,11 og 0,06 Bq/m³.

Strontium-90 ble målt til 1,09 Bq/m³ ved stasjon 18 i kyststrømmen og 0,76 Bq/m³ ved Bjørnøya. Konsentrasjonene av polonium-210 var 0,4 Bq/m³ og 1,2 Bq/m³ ved henholdsvis stasjon 18 og Bjørnøya (stasjon 6).

Sediment

I prøven av overflatesediment fra stasjon 18 ble det målt 19,1 Bq/kg av cesium-137, 65 Bq/kg av radium-226, 31 Bq/kg av radium-228, 1,5 Bq/kg av plutonium-239+240 og 1,8 Bq/kg av americium-241.

Torskefilet

Konsentrasjonene av cesium-137 (Cs-137) i samleprøver av torskefilet fra 25 individer fra hver av områdene Finnmarkskysten, Bjørnøya, Svalbard og Andøya var på 0,2 -0,3 Bq/kg fersk vekt.

Konsentrasjonene av Po-210 i torsk varierte mellom 0,2-0,6 Bq/m³.

4 Diskusjon

4.1 Tilførsler og konsentrasjoner

Arealene av regionene er svært forskjellig, fra Region I med ca. 18800 km² til Region XII med ca. 623000 km². Den samlede tilførselen av kvikksølv, bly, kadmium, krom, TBT, PCB, PAH, olje, plutonium og strontium-90, normalisert til 1000 km², er vist i **Tabell 31 og Figur 41 - Figur 51**. I hovedsak er det bare for regionene XIII, IX, X og XI at tallene er oppdatert i forhold til Fase II (Molvær et al. 2008). Tallene for havstrømmer inkluderer transporten fra en region til en annen.

Det er relativ små tilførsler av de fleste stoffene til forvaltningsområdet Barentshav og Lofoten (her omfattet av Regionene VIII - XI). Unntaket gjelder spesielt PCB og PAH hvor ny modellberegninger som tar i betraktning tørravsetning fra luft til havoverflata viser langt større deponering enn tidligere beregninger. Dette er riktigere verdier enn i 2008-rapporten. Den noe ulike fordelingen av plutonium og strontium 90 skyldes at hovedkilden til førstnevnte er Sellafield-anlegget ved Irskesjøen, mens strontium-90 i stor grad føres med vann ut fra Østersjøen og til Kattegat – Skagerrak og der fanges opp av den norske kyststrømmen. Disse hovedtrekkene stemmer altså godt med hvordan utslippene ligger i forhold til de dominerende havstrømmene (**Figur 6**).

Beregningene omfatter ikke tilførsler til regionene X og XI fra russisk del av Barentshavet. Sannsynligvis vil havstrømmene i hovedsak føre tilførsler av miljøgifter og radioaktive stoffer fra Kolahalvøya, Kvitsjøen og russiske elver i østlig retning (**Figur 6**), og at en mindre andel føres vestover med strømmen i Barentshavets nordlige del. Men man kan ikke helt utelukke en viss tilførselen vestover også i Barentshavets sørlige del.

Mens **Tabell 31** viser belastningen på de enkelte regionene, så viser **Tabell 32** hvilke kilder som dominerer i forvaltningsområdet Barentshavet og Lofoten (her betraktet som hele regionene VIII – XI). Tilførslene via luften og fra skip dominerer for miljøgifter og olje, og for ⁹⁰Sr og ²³⁹⁺²⁴⁰Pu er hovedkildene utstrømmende vann fra Kattegat og atmosfærisk nedfall.

Luft over Polhavet og Nord Atlanteren er hovedkilde for flere miljøgifter til Barentshavet. Disse havområdene viser forhøyede konsentrasjoner av miljøgifter som sannsynligvis skyldes økt gassutveksling med atmosfæren og økt atmosfærisk avsetning, som skjer lettere ved lave vanntemperaturer og tilstedeværelse av sjøis. Utslipp fra elver er viktigste kilde til forurensing av havområdet når det gjelder krom og kadmium, men er en mindre viktig tilførselskilde for kvikksølv, bly og PCB.

I følge Hung (*et al.* 2009) er hovedtrenden at PCB og de klororganiske pestisidene (HCB, lindan (γHCH), og DDT) i atmosfæren har avtatt i arktisk område siden tidlig i nittiårene. Men det er en stor år-til-år variasjon; noe som kan skyldes endret forbruk i andre regioner og også mulige effekter av klimaendring som for eksempel temperaturøkning og mindre isdekke. Nedgangen har vært mindre den siste delen av perioden (for eksempel for HCB og klordaner) og for HCB har det vært en økning i perioden 2003-2006 på Svalbard (resultater på NILUs Zeppelin). Undersøkelse av PBDE i luften i Nord-Canada (st. Alert) har vist en økning i perioden 2002-2005.

Tilførsler fra land har noe mindre påvirkning enn tilførsler fra luft og skip. Det relative bidraget fra elvene er størst med hensyn til krom og kadmium, mens de er en mindre viktig tilførselskilde for kvikksølv, bly og PCB. Alta er den eneste RID-elven i Nord-Norge som har tilstrekkelig datagrunnlag for trendanalyser, men den antas å være nokså representativ for landsdelen. Alta viser signifikante nedgående trender i perioden 1990-2008 for konsentrasjoner av kadmium, kobber, nikkel og sink (Skarbøvik *et al.* 2009). Når det gjelder tilførsler (flukser) er det vanskelig å spore trender på grunn av store år-til-år variasjoner i vannføring. Et unntak er fluks av kobber, som viser en nedadgående trend i Alta. For PCB og lindan er trendene usikre fordi en stor del av målingen ligger under deteksjonsgrensen. Deteksjonsgrensene er endret for flere av stoffene siden 1990 (gradvis lavere deteksjonsgrense), og dette medfører også usikkerhet i trendanalysene (nedgangen kan ha analytiske årsaker heller enn faktiske miljøendringer).

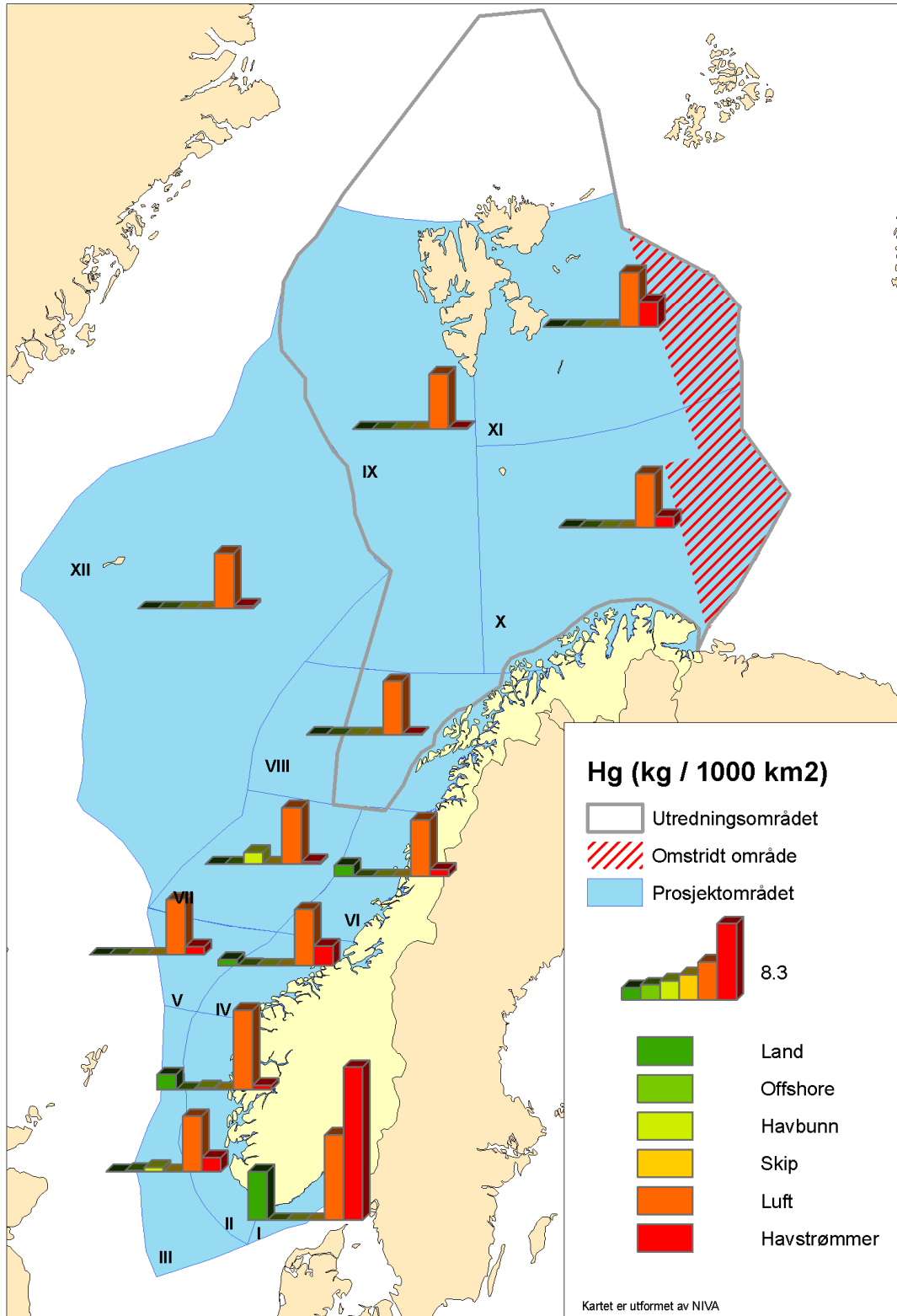
Vannvolumene som transporteres med havstrømmene er så store at selv konsentrasjoner på bakgrunnsnivå kan framstå som store transporter og dermed gi et misvisende bilde - særlig for metaller. Med bedre datagrunnlag kan eventuelt denne "bakgrunnstransporten" trekkes fra slik at det rene antropogene bidraget vises. Likeledes kan det være aktuelt å "normalisere" i forhold til vannlag og for eksempel vise transporter og konsentrasjoner i 0-100 m dyp. Ulempen ved en slik framstilling vil være at bidraget fra bunnsedimenter praktisk talt elimineres i regioner med store vanddyb.

Tabell 31. Beregnede tilførsler pr. region, regnet pr. 1000 km². For hvert stoff er de 3-4 regionene med størst belastning markert med oransje farge og de etterfølgende 3-4 regioner markert med gul farge. Øvrige regioner er markert med blått. Utenom plutonium og strontium⁹⁰ har de fleste stoffene størst tilførsel til regionene I-III, mens de radioaktive stoffene har overvekt på regionene IV-VIII. Tallene fra Molvær et al. (2008) er oppdatert mht Regionene VIII, IX, X og XI, og etter nye beregningsmetoder for luft (se metodebeskrivelse i kap. 2.2.3 og Vedlegg H).

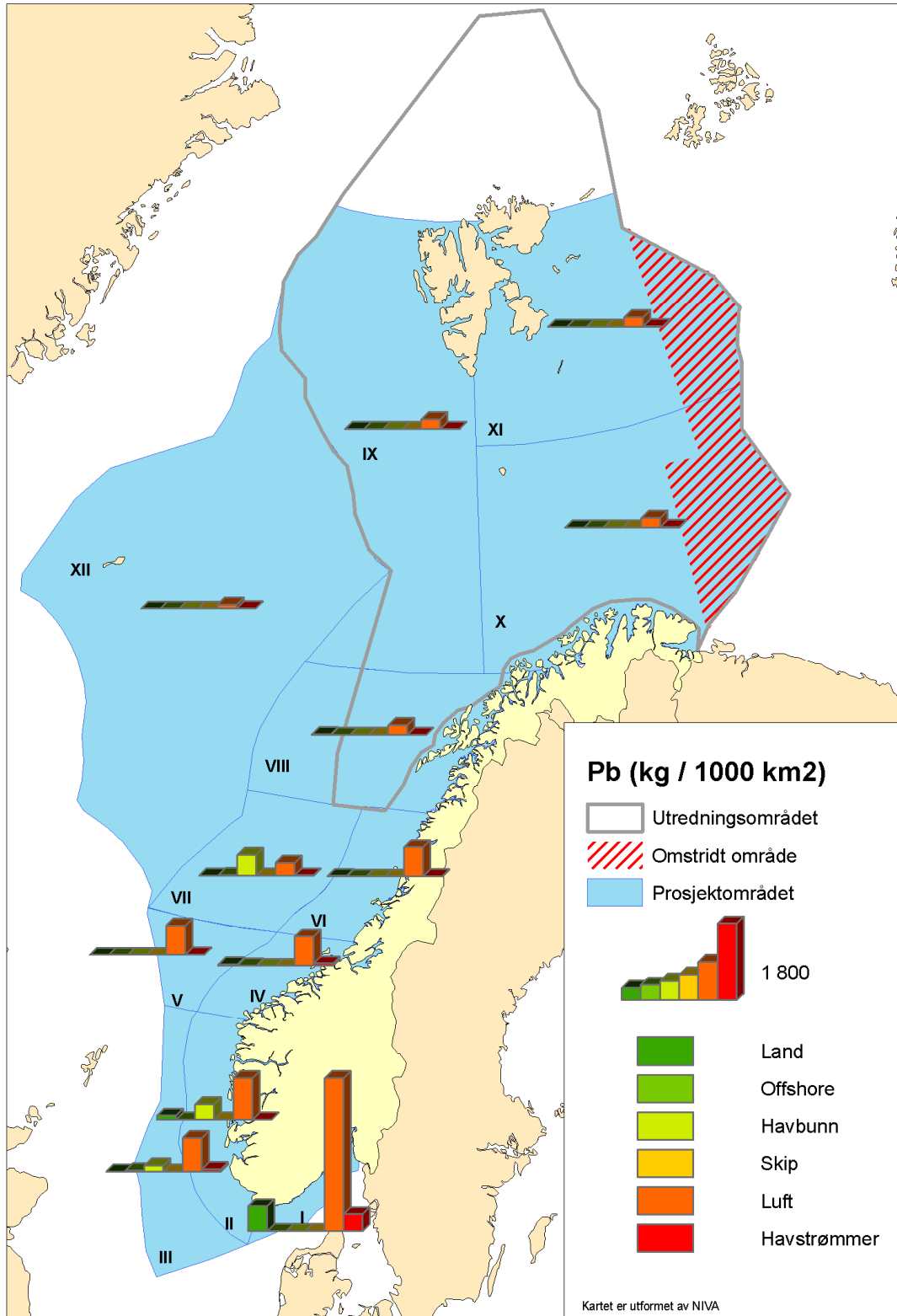
Reg.	Hg kg	Pb kg	Cd kg	Cr kg	TBT kg	PCB kg	PAH kg	THC kg	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu MBq	⁹⁰ Sr GBq
I	31	4663	175	80501	6	2,2	8	416	2948	4030
II	11	1479	62	869	3	0,1	334	21641	4738	930
III	8	1014	51	3537	1	0,3	2531	51170	1777	137
IV	9	800	44	147	0,6	0,1	3	57042	7716	2484
V	7	708	20	2	0,5	<0,1	<0,2	3342	7837	556
VI	8	723	21	28	0,4	<0,1	8	6720	13835	2355
VII	8	805	19	645	0,2	<0,1	48	2388	4659	288
VIII	6	255	14	65	0,4	2,2	352	1345	4632	705
IX	6	235	11	53	<0,1	2,2	351	358	2420	142
X	7	250	12	72	<0,1	2,2	352	721	555	142
XI	9	256	13	53	<0,1	2,2	351	<1	106	5
XII	6	103	10	<1	<0,1	<0,1	<0,1	225	768	44

Tabell 32. Dominerende kilder for de beregnede tilførslene pr. 1000 km² for Region VIII, IX, X, og XI, hvor tilførselskildene er: "2/4" for luft, "6" for skip.

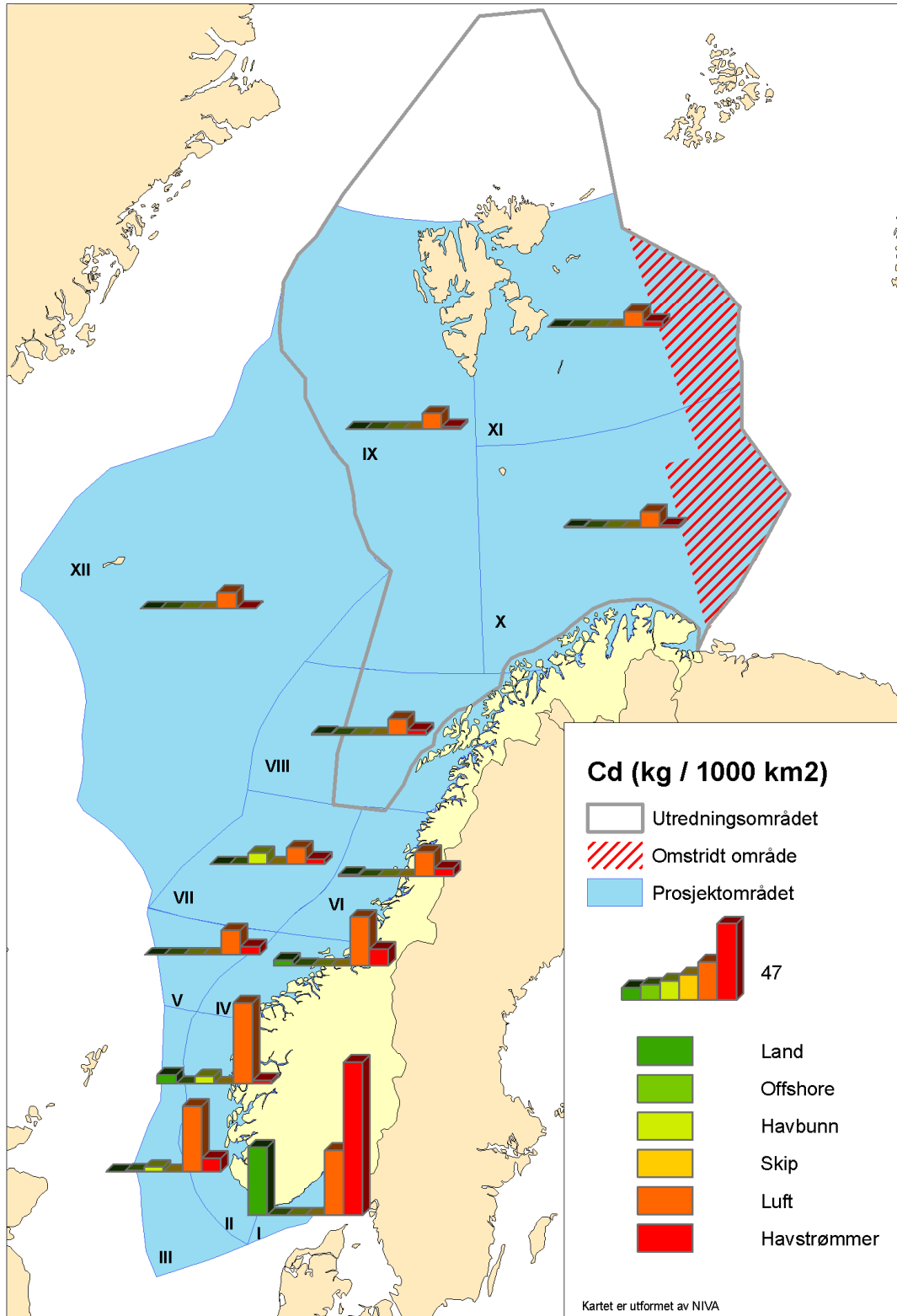
Stoff	VIII	IX	X	XI	kommentarer
Hg	2/4	2/4	2/4	2/4	ny modellberegning for luft
Pb	2/4	2/4	2/4	2/4	ny modellberegning for luft
Cd	2/4	2/4	2/4	2/4	ny modellberegning for luft
Cr	2/4	2/4	2/4	2/4	ny modellberegning for luft
TBT	6	6	6	6	
PCB	2/4	2/4	2/4	2/4	ny modellberegning for luft
PAH	2/4	2/4	2/4	2/4	ny modellberegning for luft
THC	6	6	6	-	
²³⁹⁺²⁴⁹ Pu	Atm. nedfall	Atm. nedfall	Atm. nedfall	Atm. nedfall	
⁹⁰ Sr	Kattegat	Atm. nedfall	Kattegat	Atm. nedfall	



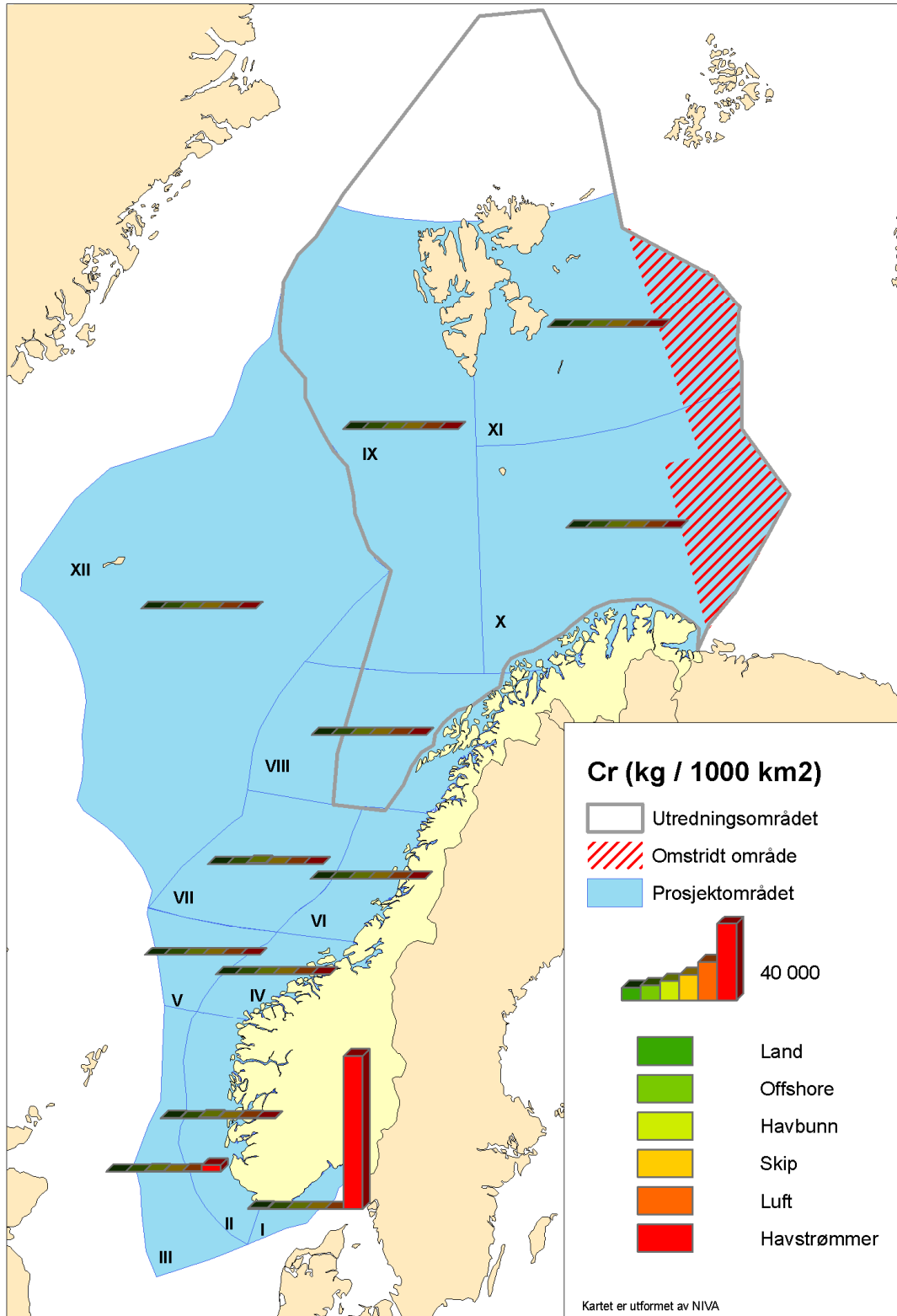
Figur 41. Tilførsler av kvikksølv (Hg) regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. NB. Merk at kun regionene VIII – XI har blitt oppdatert i forhold til Fase II (Molvær et al. 2008) med tall for 2008, og at for disse regionene er tilførslene fra luft beregnet med en annen metode enn for regionene I-VII og XII.



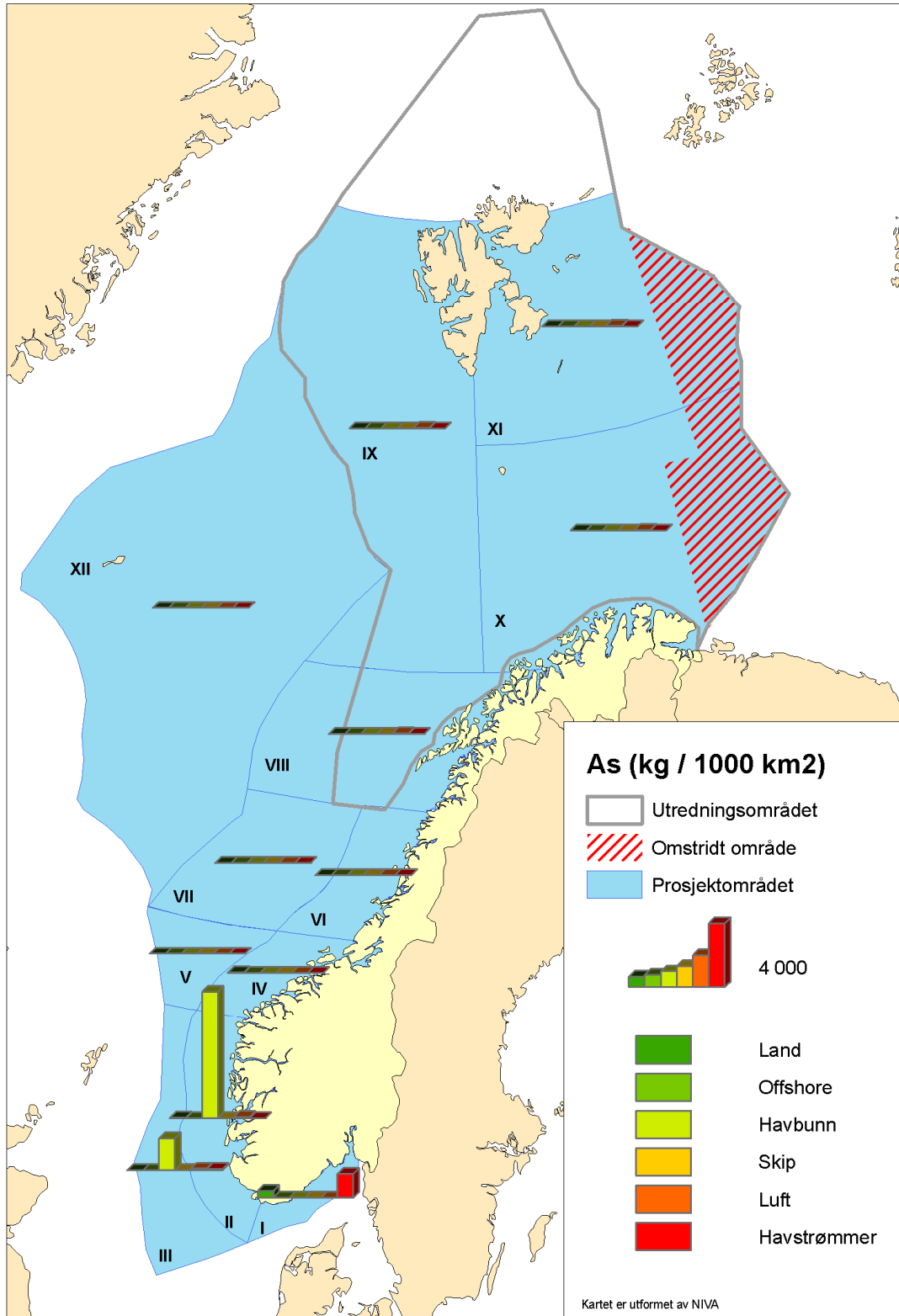
Figur 42. Tilførsler av bly (Pb) regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. Merk at kun regionene VIII – XI har blitt oppdatert i forhold til Fase II (Molvær et al. 2008) med tall for 2008, og at for disse regionene er tilførslene fra luft beregnet med en annen metode enn for regionene I-VII og XII.



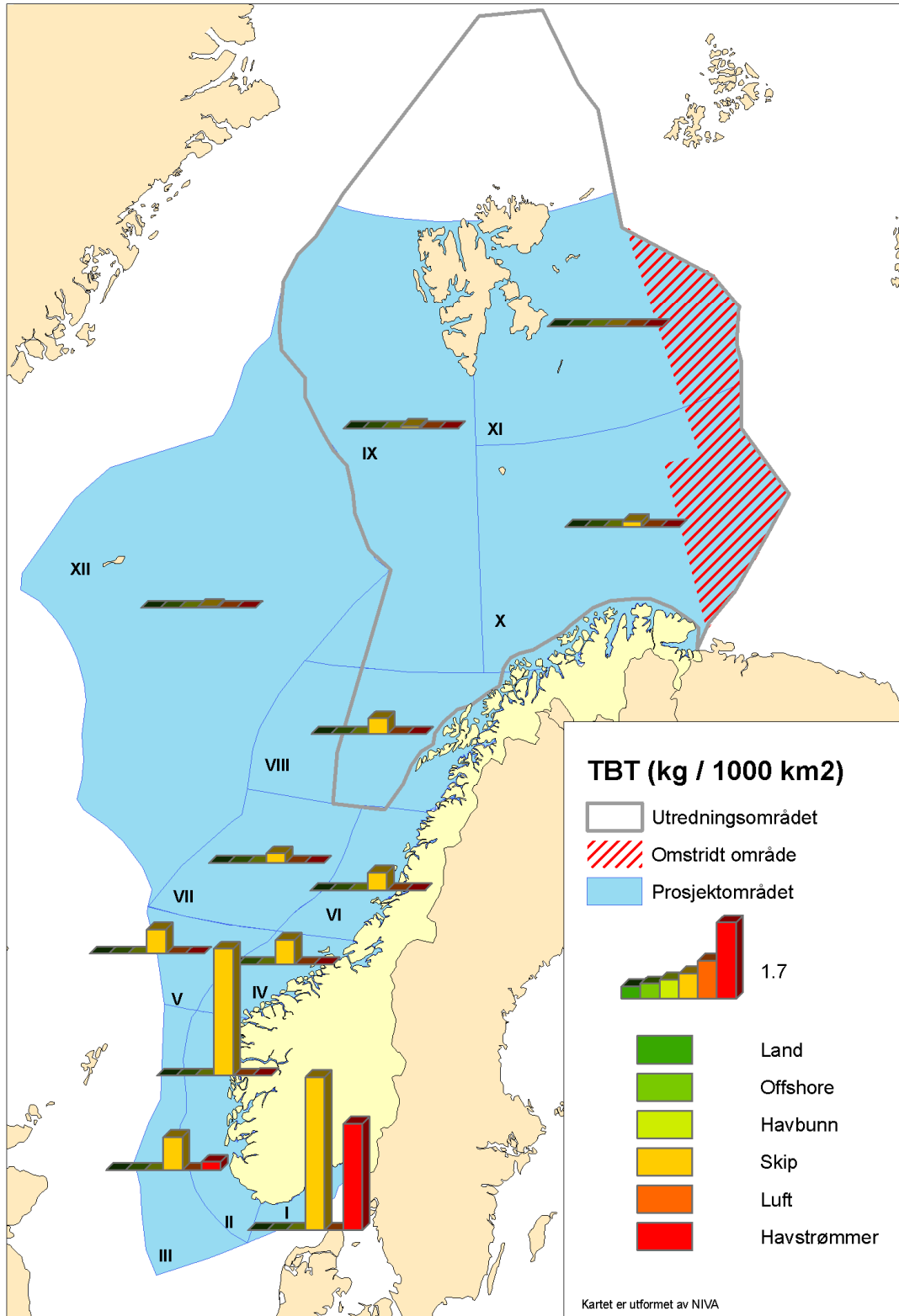
Figur 43. Tilførsel av kadmium (Cd) regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. Merk at kun regionene VIII – XI har blitt oppdatert i forhold til Fase II (Molvær et al. 2008) med tall for 2008, og at for disse regionene er tilførslene fra luft beregnet med en annen metode enn for regionene I-VII og XII.



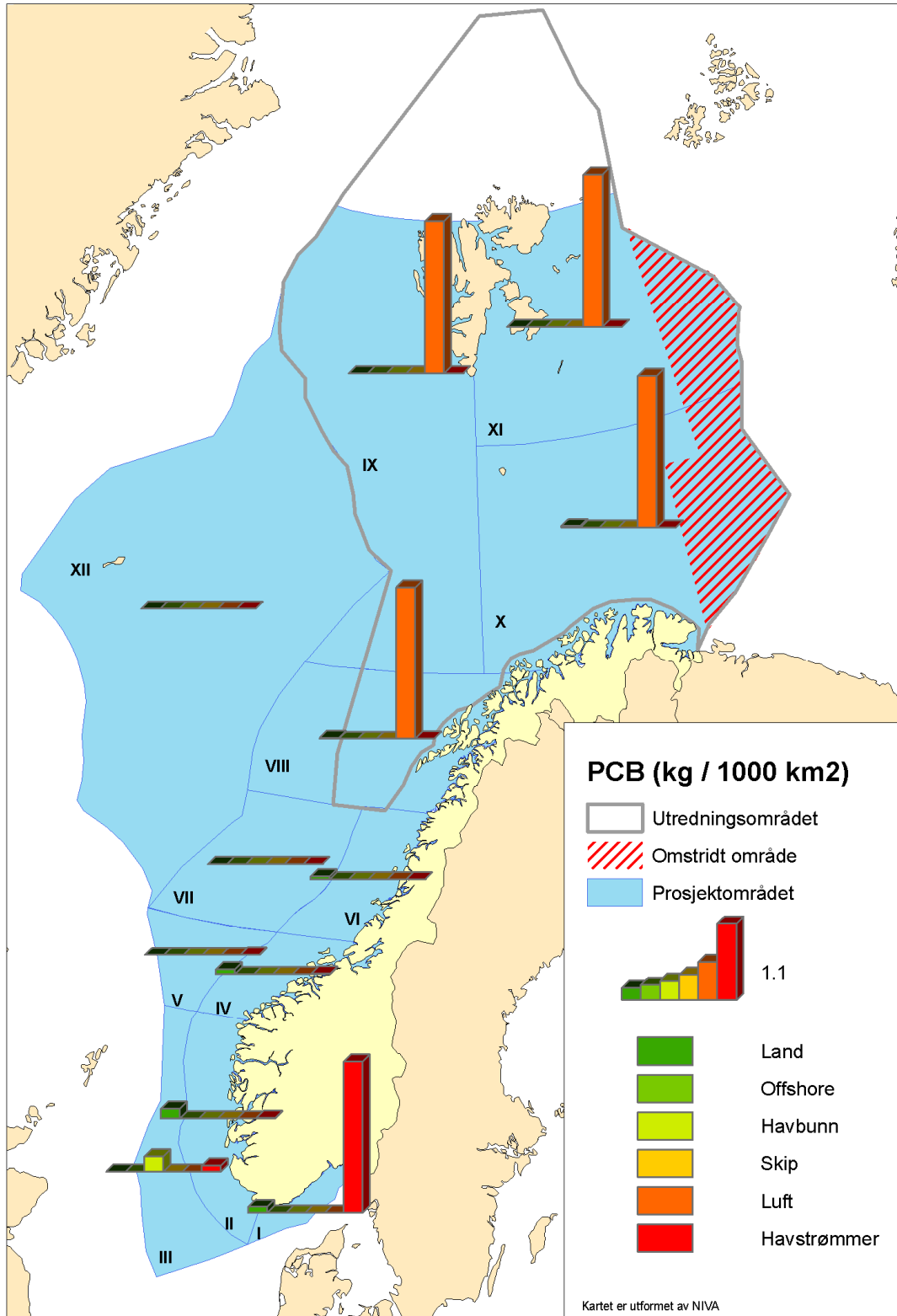
Figur 44. Tilførsel av krom (Cr) regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. Merk at kun regionene VIII – XI har blitt oppdatert i forhold til Fase II (Molvær et al. 2008) med tall for 2008, og at for disse regionene er tilførslene fra luft beregnet med en annen metode enn for regionene I-VII og XII.



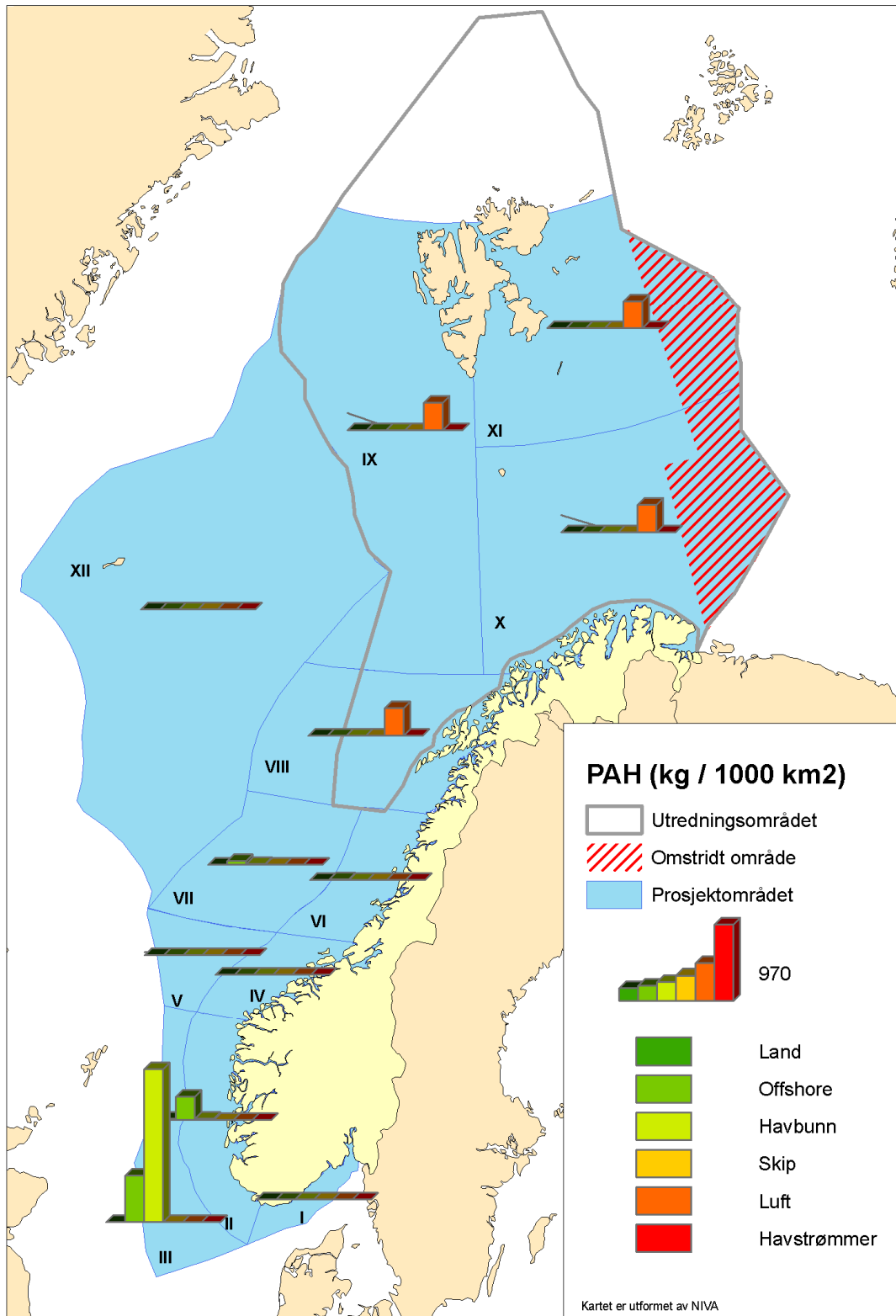
Figur 45. Tilførsel av arsen (As) regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. Merk at kun regionene VIII – XI har blitt oppdatert i forhold til Fase II (Molvær et al. 2008) med tall for 2008, og at for disse regionene er tilførslene fra luft beregnet med en annen metode enn for regionene I-VII og XII.



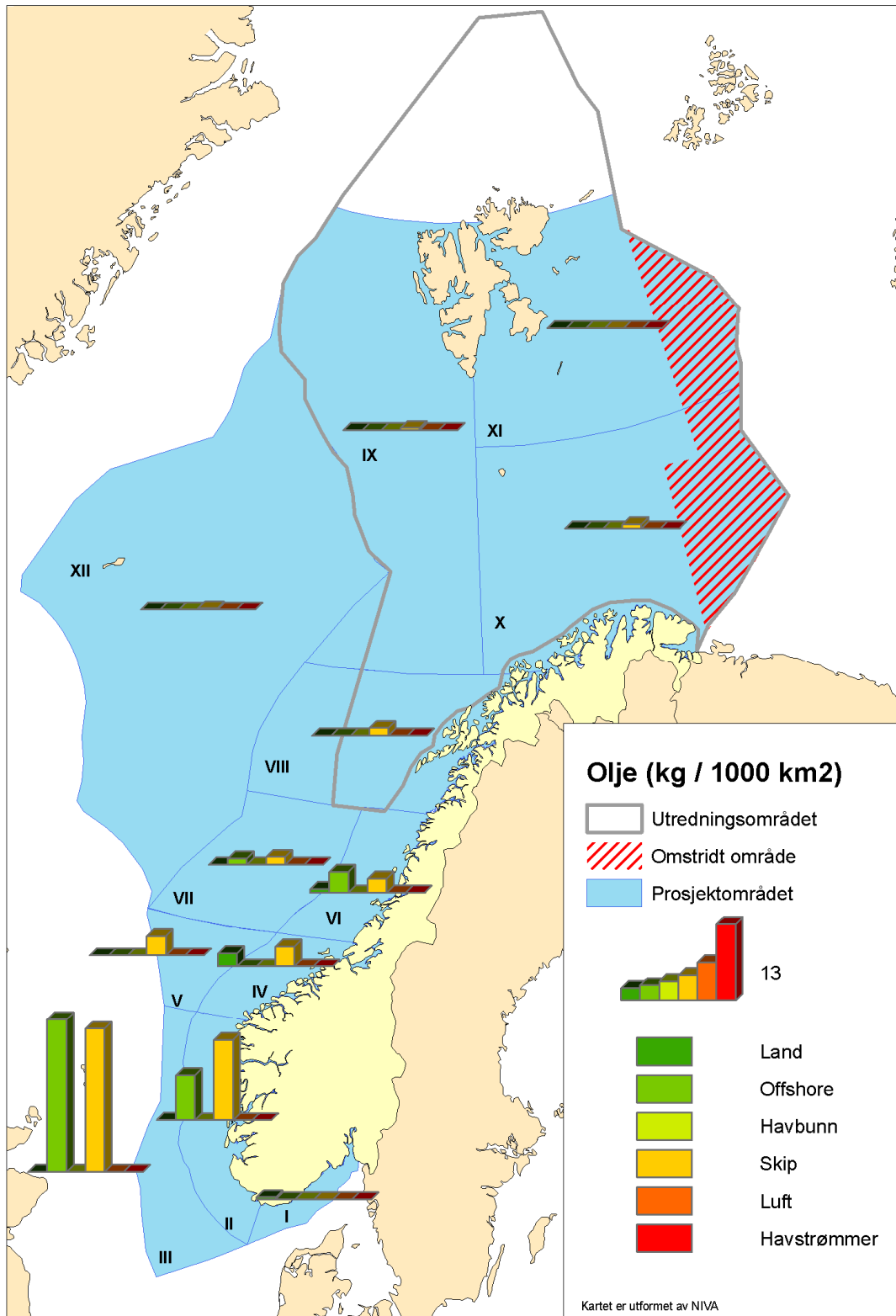
Figur 46. Tilførsel av tributyltinn (TBT) regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. Merk at kun regionene VIII – XI har blitt oppdatert i forhold til Fase II (Molvær et al. 2008) med tall for 2008, og at for disse regionene er tilførslene fra luft beregnet med en annen metode enn for regionene I-VII og XII.



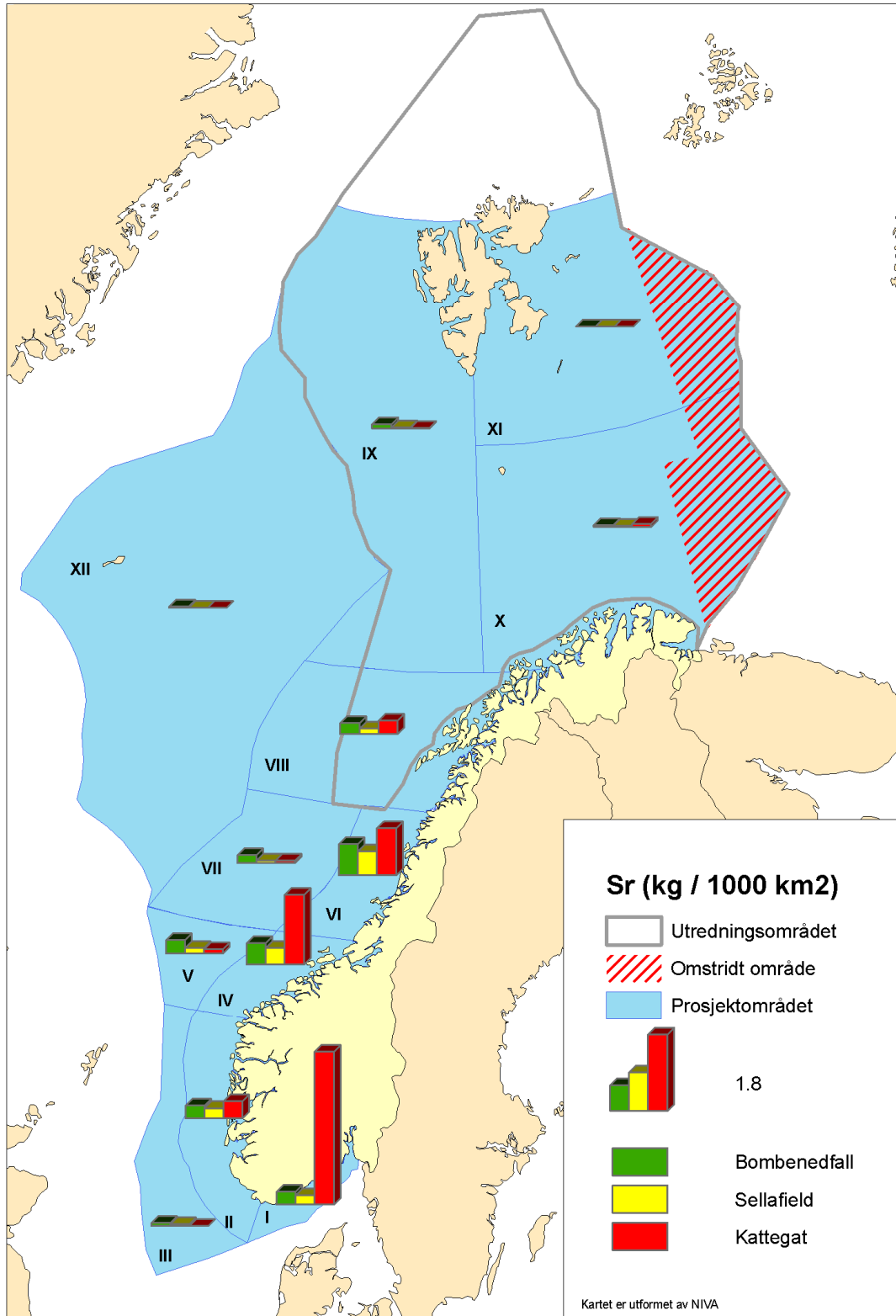
Figur 47. Tilførsel av polyklorerte bifenyler (PCB – sum av kongenerne: CB28, -52, -101, -118, -138, -153, -180) regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. Merk at kun regionene VIII – XI har blitt oppdatert i forhold til Fase II (Molvær et al. 2008) med tall for 2008, og at for disse regionene er tilførslene fra luft beregnet med en annen metode enn for regionene I-VII og XII.



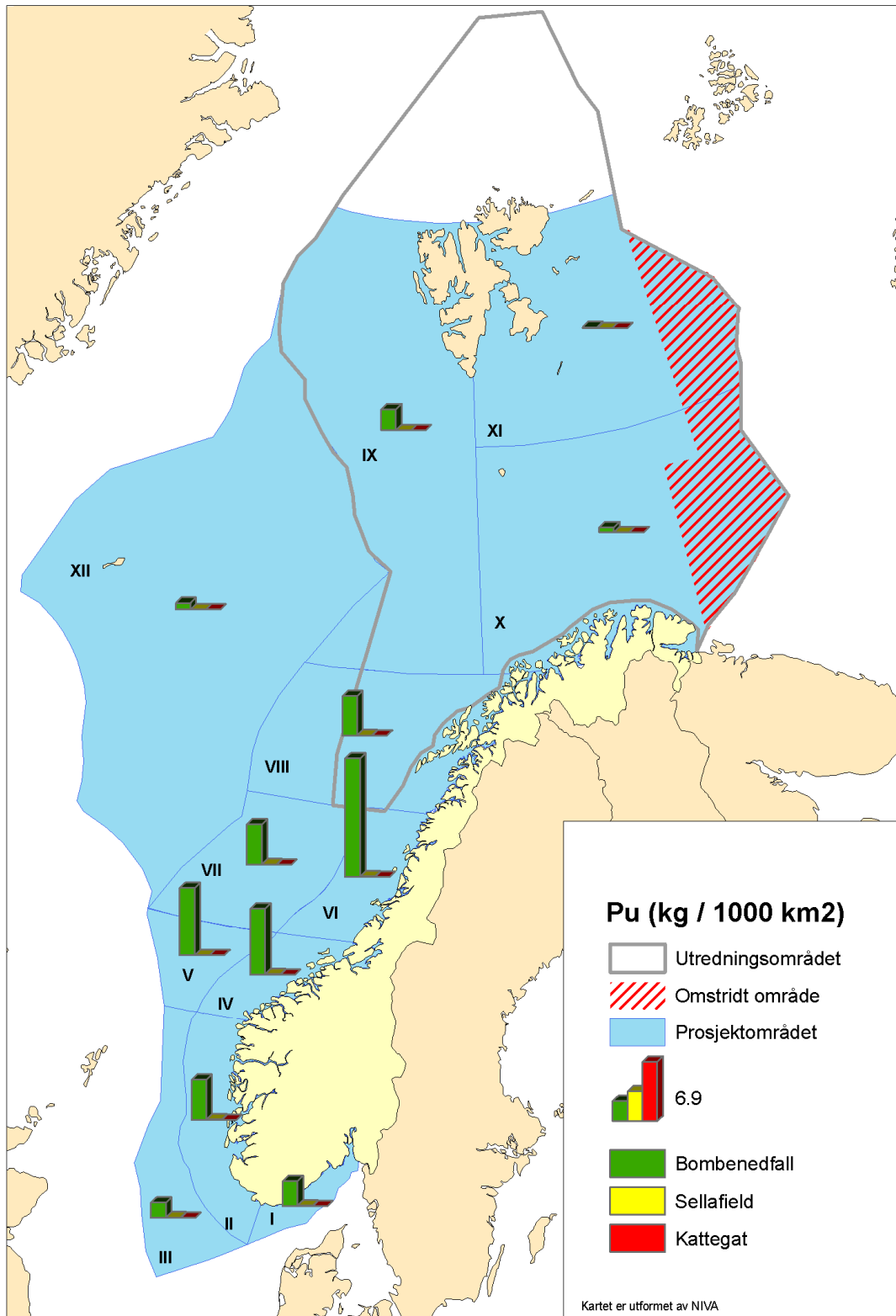
Figur 48. Tilførsel av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH – sum av 16 forbindelser, se **Tabell 36**) regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. Merk at kun regionene VIII – XI har blitt oppdatert i forhold til Fase II (Molvær et al. 2008) med tall for 2008, og at for disse regionene er tilførslene fra luft beregnet med en annen metode enn for regionene I-VII og XII.



Figur 49. Tilførsel av olje (THC = total hydrocarbon) regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. Merk at kun regionene VIII – XI har blitt oppdatert i forhold til Fase II (Molvær et al. 2008) med tall for 2008.



Figur 50. Tilførsel av Strontium-90 regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. Merk at kun regionene VIII – XI har blitt oppdatert i forhold til Fase II (Molvær et al. 2008) med tall for 2008.



Figur 51. Tilførsel av plutonium 239+240 regnet pr. 1000 km² havoverflate pr. år. Merk at kun regionene VIII – XI har blitt oppdatert i forhold til Fase II (Molvær et al. 2008) med tall for 2008.

Tabell 33 gir en oversikt over hvilke stoffer som rapporteres for de ulike kildene – og til hvilke havområder det er beregnet tilførselsdata. Tabellen viser at det er relativt store forskjeller mellom de ulike kildekategoriene. For kilde 1 (avrenning fra land) rapporteres det eksempelvis bare data for tungmetaller samt PCB og lindan. Enkelte av de andre stoffene hadde vært mulig å inkludere i programmet ved å plassere ut passive prøvetakere i et utvalg av elvene. Ytre havområder som ikke tangerer kysten (regionene III, V, VII, IX, XI, XII) vil ikke påvirkes direkte av tilførsler fra land.

Manglende tilførselstall for enkeltstoffer og –kilder kan enten karakteriseres som et kunnskapshull (manglende prøvetaking), eller at noen parametre ikke er relevante for vedkommende kilde (f.eks. TBT eller THC i nedbør). **Tabell 33** kan således brukes som et utgangspunkt for en optimalisering av overvåkingsprogrammene med tanke på å gi best mulig tilførselsestimer for de ulike kildene. En slik optimalisering er viktig for å kunne nå målsetningene om å modellere konsentrasjoner av miljøfarlige stoffer i tid og rom, som grunnlag for målrettet overvåking og forvaltningen av havområdene.

Tabell 33. Oversikt over tilgjengelig data for tilførsler av metaller og organiske miljøgifter til de 12 havområdene fra 8 ulike kilder (fra Vedlegg H).

Stoff	Land (Kilde 1)	Luft (Kildene 2/4)	Havstrømmer (Kilde 3)	Offshore (Kilde 5)	Skip (Kilde 6)	Havbunn (Kildene 7, 8)
Arsen	data	kun data for 2,3,8-11	data	ukjent	ukjent	kun data for 2 og 3
Kadmium	data	data	data	kun data for 2-7	ukjent	kun data for 2, 3 og 7
Krom	data	kun data for 2,3,8-11	data	ukjent	ukjent	kun data for 2, 3 og 7
Kvikksølv	data	data	data	kun data for 2-4 og 7	ukjent	kun data for 2, 3 og 7
Bly	data	data	data	kun data for 1-4, 6 og 7	ukjent	kun data for 2, 3 og 7
PAH	data	kun data for 8-11	data	kun data for 2-4, 6 og 7	ukjent	kun data for 2, 3 og 7
THC	ukjent	ukjent	kun data for 1 og 3	kun data for 2-4, 6 og 7	ukjent	ukjent
PCB	data	kun data for 8-11	ukjent for 11 og 12	ukjent	ukjent	kun data for 3
TBT	ukjent	ukjent	ukjent for 4-12	ukjent	data	ukjent

De beregnede konsentrasjonene av kvikksølv, kadmium, bly, krom, arsen, TBT, PCB, og PAH i Barentshavet kan klassifiseres som “bakgrunn” eller “god” etter Klifs klassifiseringsystem (Bakke *et al.* 2008) (**Tabell 34**). Det bør merkes at systemene er i utgangspunkt beregnet for bruk i kystnære områder, og ikke nødvendigvis gjelder for hele de norske havområdene. Konsentrasjoner av kvikksølv er noe høyere i Barentshavet sammenlignet med Nordsjøen – hhv. 8-37.5 og <7 ng/l) (Molvær *et al.* 2008). Denne observasjonen stemmer med nyere resultater som rapporterer forhøyede konsentrasjoner mot de høyere breddegrader (f.eks. Andersson *et al.* 2008). Lignende forskjeller fins for bly, med hhv. 251-261 og 0.6 ng/l, og kadmium, med hhv. 30-50 og 10 ng/l) (Molvær *et al.* 2008). Konsentrasjonene av krom var noe lavere i Barentshavet sammenlignet med nivåer i Nordsjøen, hhv. 0.4-40 og 2,7 µg/l. Beregnede PCB-konsentrasjoner i Barentshavet lå i intervallet 1.6-2.8 fg/l og var også lavere enn konsentrasjoner funnet i Nordsjøen (7490 fg/l), men høyere enn de funnet i Atlanterhavet (0.004 fg/l). Konsentrasjonene av TBT var ubetydelig, og konsentrasjonene av PAH var ubetydelig i Region XI og lav i Region X i forhold til tidligere beregninger (Molvær *et al.* 2008).

Tabell 34. Beregnede konsentrasjoner for kvikksølv (Hg), bly (Pb), kadmium (Cd), krom (Cr), arsen (As), TBT, PCB, PAH og olje (THC) i Barentshavet og tilstandsklasse. Snitt for både Region X og XI.

Stoff	Beregnet konsentrasjon (denne undersøkelsen)	Tilstandsklasse (Bakke <i>et al.</i> 2008)
Hg, ng/l	8 – 37.5	II (God)
Pb, ng/l	200 - 270	II (God)
Cd, ng/l	30 – 50	II (God)
Cr, ng/l	175 – 205	I (Meget god), II (God)
As, ng/l	300 – 500	II (God)
TBT, fg/l	0	I (Meget god)
PCB, pg/l	0 – 30	I (Meget god)
PAH, pg/l	0 – 200	I (Meget god), II (God)
THC, µg/l	0 – 93 (Nemirovskaya, 2008)	

Modellberegninger viser hvordan varierende sirkulasjon kan endre spredningen av miljøgifter i regionene X og XI og dermed påvirker gjennomsnittskonsentrasjonene (**Tabell 35**). De beregnede konsentrasjonene av kvikksølv, bly og PCB var høyere i Region XI enn Region X og forskjellen økte når sirkulasjonen ble mer intens. Konsentrasjonene av krom og kadmium var i større grad påvirket av elvene som drenerer til Barentshavet. For disse stoffene førte svak sirkulasjon til større forskjell mellom regionene enn intens sirkulasjon. Ved intens sirkulasjon var blandingen større i begge regionene og forskjellen ble mindre.

Modellen demonstrerer dermed hvordan varierende sirkulasjonsforhold påvirker spredningen av miljøgifter i Barentshavet, og dermed akkumulering i sediment og organismer.

Tabell 35. Modellberegnete gjennomsnittskonsentrasjoner for kvikksølv (Hg), bly (Pb), kadmium (Cd), krom (Cr), arsen (As), TBT, PCB, PAH og olje (THC) for hele vannmassen i Region X og Region XI for svak og intens sirkulasjon. NB: merk enhetene.

Stoff	Region X	Region XI
	Svak / Intens sirkulasjon	Svak / Intens sirkulasjon
Hg, ng/l	17.7 / 19.6	19.7 / 20.0
Pb, ng/l	252.8 / 252.8	254.4 / 258.6
Cd, ng/l	38.1 / 36.8	34.2 / 34.9
Cr, ng/l	198.8 / 199.2	198.4 / 199.2
As, ng/l	298.2 / 299.1	297.5 / 298.6
TBT, fg/l	6.9E-04 / 6.8E-04	2.6E-07 / 2.9E-07
PCB, pg/l	18.27 / 19.14	12.43 / 15.41
PAH, pg/l	35.51 / 33.93	19.39 / 20.46
THC, µg/l	1.79 / 1.65	0.45 / 0.39

4.2 Overvåking av tilstand

4.2.1 Miljøgifter i sedimenter

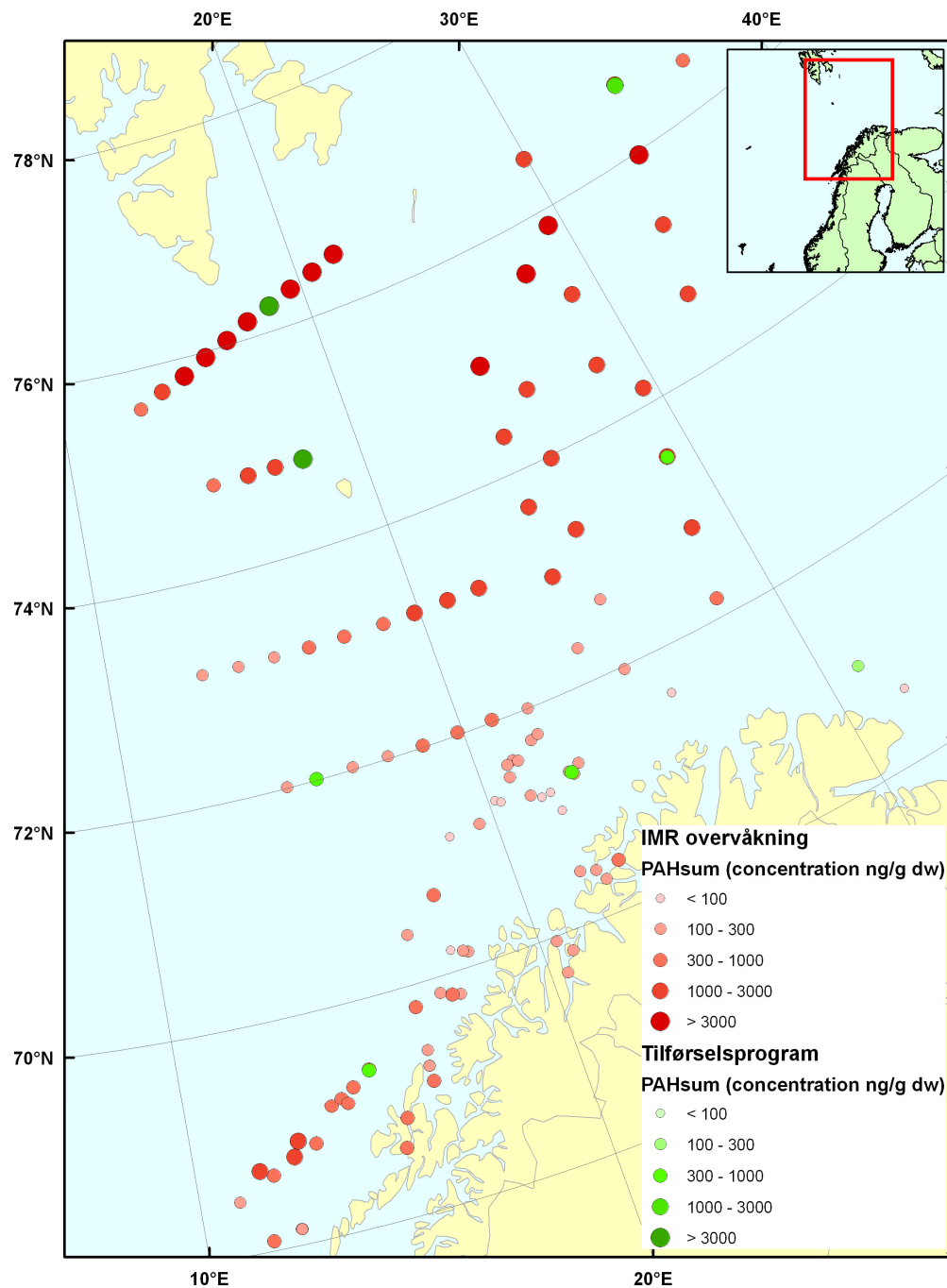
Havforskningsinstituttet har i de senere år utført regelmessig overvåking av hydrokarboner (både THC og PAH) i sedimenter fra Barentshavet (i alt 140 lokaliteter i perioden 2003-2009). I 2003 og 2004 ble dette gjort som del av Havforskningsinstituttets overvåkningsprogram som dekker hele den norske delen av Barentshavet, mens siden 2006 har dette inngått som en del av MAREANO-programmet, som går på detaljert kartlegging av havbunnen på norsk sokkel i Barentshavet og utenfor Lofoten og Vesterålen. Resultatene fra 2003-2008 (vist som røde punkt på kart i **Figur 52** og **Figur 53**) viser store variasjoner i nivåer av hydrokarboner i sedimenter i forskjellige deler av Barentshavet, opptil 3 størrelsesordener for summerte PAH-nivåer og 2 størrelsesordener for THC-nivåer. De høyeste nivåene finner man nær land sør og sørøst for Svalbard. Dette skyldes erosjon av kullholdige bergarter i området og er dermed et naturlig fenomen. I sørlige og sørvestlige deler av Barentshavet er nivåene generelt lave og ingen betydelig forurensning er påvist. Mer detaljerte data er tilgjengelig på www.mareano.no.

Resultatene fra Tilførselsprogrammet stemmer bra overens med resultater funnet i Havforskningsinstituttets overvåkningsprogram og MAREANO-programmet (grønne punkt på **Figur 52** og **Figur 53**). I Tilførselsprogrammet finner vi de høyeste nivåene av både Sum PAH og THC i området sør for Svalbard, ved stasjonene 23 og 24. Stasjon 24 viser det høyeste nivået av SumPAH, over 6000 µg/kg tørrvekt, og bekrefter resultatene fra 2004 for nærliggende lokaliteter. De laveste nivåene finner man i stasjonene lengst sør og sørøst i havet. Noe variasjon i nivåene her forklares til dels av variasjoner i kornstørrelsen i sedimentene. De mest finkornete sedimentene inneholder de største mengdene av organisk materiale, og dermed også de høyeste konsentrasjonene av hydrokarboner.

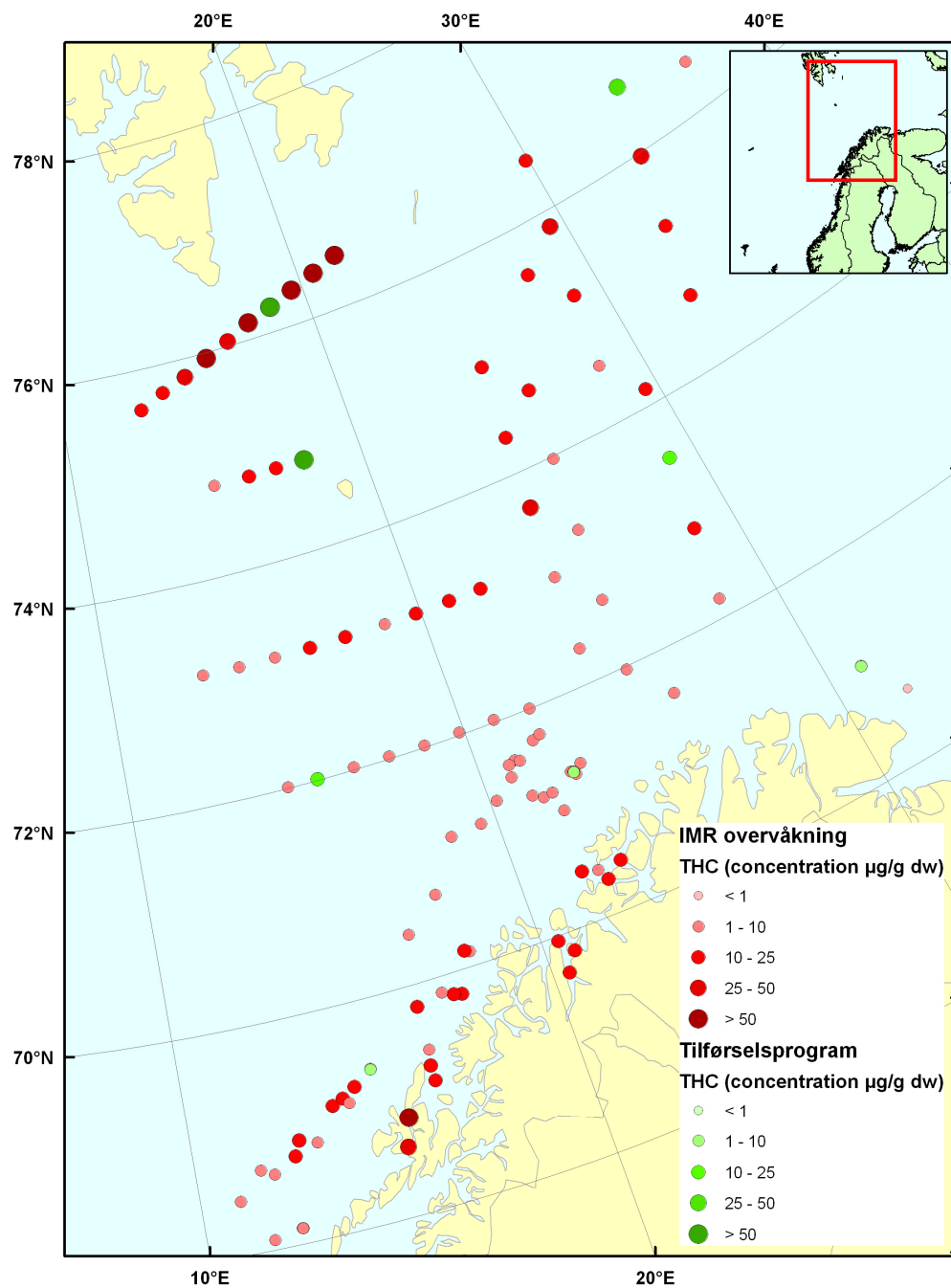
Det er ikke utført regelmessig overvåking av klorerte miljøgifter (PCB og pesticider) i sedimenter fra Barentshavet. Det er heller ikke analysert bromerte flammehemmere (PBDE) i sedimenter fra dette området tidligere. Det mangler derfor datagrunnlag for å sammenligne dataene fra Tilførselsprogrammet med andre resultater fra samme lokaliteter. Det er imidlertid planlagt å sette i gang overvåking av disse forbindelsene i sedimenter, og det er nå etablert analytiske metoder for dette på Havforskningsinstituttet. For PCB og pesticider undersøkt i CEMP-programmet var mediankonsentrasjonene på bakgrunnsnivå eller i tilstandsklasse I (Green *et al.* 2010).

Overvåking av metaller i sedimenter fra Barentshavet har blitt utført av Norges Geologiske Undersøkelse (NGU) ved samme lokaliteter som Havforskningsinstituttet har brukt for PAH- og THC-overvåking (se ovenfor). NGU har analysert sedimentene for bly, kadmium, kobber, krom, kvikksølv, nikkel, sink, sølv, arsen og barium. Det er funnet kun lave nivåer av alle disse miljøgiftene i de sørlige og sørvestlige delene av Barentshavet, og de fleste av disse har naturlige kilder, med unntak av bly og kvikksølv. I nordlige deler av Barentshavet er det funnet forhøyede nivåer av arsen (opptil Klif tilstandsklasse III – ”moderat”) og nikkel (opptil Klif tilstandsklasse II), mens andre tungmetaller ligger i tilstandsklasse I – ”bakgrunn”, selv om nivåene er noe høyere enn i sør. Det bør merkes at systemene er i utgangspunkt beregnet for bruk i kystnære områder, og ikke nødvendigvis gjelder for hele de norske havområdene. Mer detaljerte data er tilgjengelig på www.mareano.no. For PAH og metaller undersøkt i CEMP-programmet var mediankonsentrasjonene på bakgrunnsnivå eller i tilstandsklasse I (Green *et al.* 2010).

Tidligere overvåkningsresultater stemmer bra med resultatene fra Tilførselsprogrammet som har funnet arsen-nivåer i klasse IV (”Dårlig”) ved stasjon 19, men ellers lave nivåer av tungmetaller og med noe økning mot nord. Årsaken til de relativt høye arsennivåene er forløpig ukjent.



Figur 52. Summerte PAH nivåer i overflatesedimenter fra Barentshavet, ng/g tørrvekt. Røde punkter viser resultatene fra Havforskningsinstituttets overvåkningsprogram 2003-2008, mens grønne punkter viser resultatene fra Tilførselsprogrammets prøvetaking i 2009.



Figur 53. THC nivåer i overflatesedimenter fra Barentshavet, $\mu\text{g/g}$ tørrvekt. Røde punkter viser resultatene fra Havforskningsinstituttets overvåkningsprogram 2003-2008, mens grønne punkter viser resultatene fra Tilførselsprogrammets prøvetaking i 2009.

4.2.2 Miljøgifter i torsk

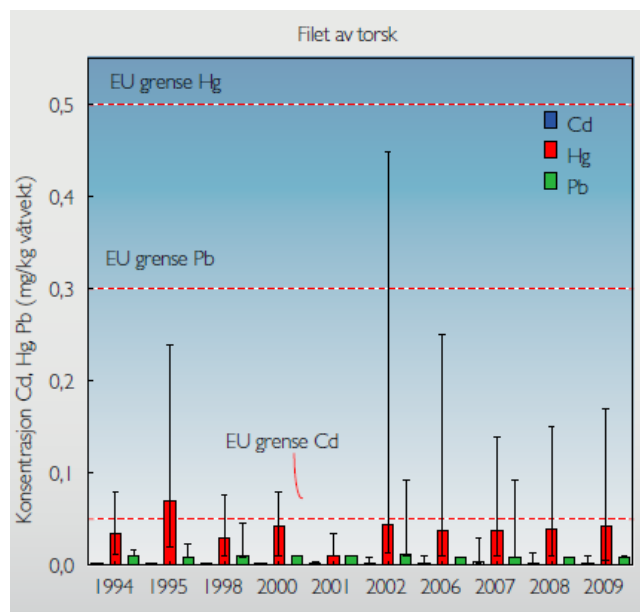
For undersøkelser av miljøgifter i biota, ble torsk brukt som prøveart. Torsk er naturlig å velge da man har lengst sammenhengende overvåkning i Barentshavet av denne arten i forbindelse med annet overvåkingsprogrammer i området, for eksempel undersøkelse av fisk med hensyn til risk ved konsum eller bidrag til internasjonal overvåking som (CEMP). Torsk er også brukt som indikatororganisme for overvåkingen som ble satt i gang i forbindelse med forvaltningsplanen for Barentshavet. Det som vil være en viktig utvikling videre er at det her blir valgt faste stasjoner mens mye av det tidligere arbeid er gjort ut fra å fangste torsk der som den til enhver tid er og den blir fisket.

I filet av torsk er det kvikksølv som er den mest interessante komponent som den eneste som normalt akkumulerer til forhøyede nivåer, mens de organiske miljøgiftene blir studert i den fettrike leveren. Data fra denne overvåkingen viser at kvikksølvverdiene i filet var synkende fra kysten av Finnmark med det snitt på 0,045 mg Hg/kg via 0,037 ved Bjørnøya til 0,018 ved Svalbard. Dersom vi her sammenligner med verdier som er vanlige ute i Barentshavet ligger verdiene i samme område-, eller lavere enn det som er rapportert blant annet i forbindelse med forvaltningsplanen for Barentshavet (*Figur 54*). I forhold til Klif sin miljøklassifisering er alle stasjonene klassifisert som lite eller ubetydelig forurenset av kvikksølv. Det bør merkes at systemene er i utgangspunkt beregnet for bruk i kystnære områder, og ikke nødvendigvis gjelder for hele de norske havområdene. Resultatene fra Tilførselsprogrammet er i overensstemmelse med CEMP-undersøkelser av torskefilet fra Lofoten og Varangerfjorden som viste at konsentrasjonen av Kvikksølv lå i tilstandsklasse I (Green *et al.* 2010). Det ble registrert signifikant nedadgående trend for torsk i Varangerfjorden.

Når det gjelder metaller i lever så er det funnet generelt lave nivåer i denne undersøkelsen. Nivåer i området 0,1 til 0,3 mg Cd/kg er typiske verdier og på linje med det som har blitt rapportert i forbindelse med overvåkingen av Barentshavet. Resultatene fra Tilførselsprogrammet er i overensstemmelse med CEMP-undersøkelser av torskelever fra Lofoten og Varangerfjorden som viste at konsentrasjonen av metaller lå på bakgrunnsnivå (Green *et al.* 2010). Det ble registrert signifikant nedadgående trend for kadmium og bly i torsk fra Varangerfjorden.

Dersom vi går over til de mange organiske miljøgifter som er målt i lever, er PCB fremdeles ett av de viktigste problemstoffene. Man finner PCB i godt målbare nivåer i torskelever på alle fire stasjoner. Summen av 7 PCB-kongenere som inkluderer PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180 er mye brukt som indikator. Materialet viser en interessant fordeling der Andøya og Bjørnøya viser ganske like verdier rundt 60 µg/kg ved denne prøvetakning. Stasjonen på Svalbard har omkring halve nivået, mens ved stasjonen på Finnmarkskysten er nivåene dobbelt så høye. Dette kan lett tolkes dit hen at det er spesielt lave verdier på Svalbard og at stasjonene Andøya og Bjørnøya er noe mindre påvirket enn Kvænangen. I forhold til forvaltningsplanens pågående overvåking i de frie havområder er disse dataene (Bjørnøya, Andøya) i nedre området. Men det er behov for et større generelt kunnskapstilfang, spesielt i forbindelse med mulige forklaringsfaktorer for variasjon slik som størrelse, sesong, kjønn. Denne oppbyggingen av kunnskap foregår gjennom et basis-studium for torsk ved NIFES slik at en i løpet av et års tid vil kunne ha bedre sammenligningsgrunnlag for normalverdier og spredning. Denne har dog ikke med de fluorerte forbindelsene som analyseres i programmet. Resultatene fra Tilførselsprogrammet er i overensstemmelse med CEMP-undersøkelser av torskelever fra Lofoten og Varangerfjorden som viste at konsentrasjonen av PCB lå i tilstandsklasse I. Det ble registrert en signifikant nedadgående trend for PCB i torsk fra Varangerfjorden.

For de fluorerte forbindelsene ser vi videre at det er lite konkrete verdier for de ulike stoffene og at det kun er PFOS som faktisk lar seg detektere. Det er også relativt lave verdier og nokså stor variasjon i materialet når det gjelder pesticider. Vi fant igjen de laveste verdier ved stasjonen på Svalbard.



Figur 54. Konsentrasjoner (mg/kg våtvekt) av kadmium(Cd), kvikksølv (Hg) og bly (Pb) i filet av torsk prøvetatt årlig i tidsrommet 2006-2009 og enkelte år tilbake til 1994. Gjennomsnitt ± største og minste verdi er vist (kopi fra Frantzen et al., 2010).

4.2.3 Radioaktive stoffer

Sjøvann

Konsentrasjonene av cesium-137 (Cs-137) i overflatevann fra stasjonene 6 og 18 stemmer bra overens med andre målinger i det vestlige Barentshavet. Konsentrasjonene av Cs-137 har ligget ganske stabilt på rundt 2-3 Bq/m³ i dette området de siste 10 årene.

Konsentrasjonene av technetium-99 (Tc-99) er i samsvar med konsentrasjoner funnet de siste årene. I 2006 og 2007 lå konsentrasjonene av Tc-99 i sjøvann i overflatevann i det vestlige Barentshavet på rundt 0,1-0,2 mBq/L (NRPA 2008, 2009). Konsentrasjonene er imidlertid noe lavere enn de vi fant sent på 90-tallet og tidlig på 2000-tallet. Årsaken er at Sellafield reduserte utslippene av Tc-99 i 2003/2004. Vi trenger resultater fra flere målinger for å avgjøre om konsentrasjonene i 2009 har gått ytterligere ned.

Strontium-90 i sjøvann har omtrent de samme kildene som Cs-137. De observerte konsentrasjonene ved Bjørnøya og ved stasjon 18 i kyststrømmen samsvarer med konsentrasjoner funnet i Barentshavet i 2007.

Konsentrasjonene av plutonium 239+240 og americium-241 i sjøvann fra stasjonen ved Bjørnøya og på stasjon 18 viste også verdier på nivå med det som er detektert tidligere. Oppførselen til disse stoffene i marint miljø er komplisert på grunn av at de generelt er partikkelreaktive, og særlig plutonium kan forekomme i ulike oksydasjonstrinn med ulike egenskaper. Konsentrasjonene i Barentshavet er generelt noe lavere enn det som er observert i Nordsjøen. Dette kan forklares med bidrag av utslipp fra Sellafield og La Hague, samt remobilisering av plutonium fra sedimenter i Irskesjøen.

Det finnes lite data fra tidligere undersøkelser i norske havområder om polonium-210 i sjøvann. De målte konsentrasjonene synes imidlertid rimelige sammenlignet med data fra andre havområder.

Sediment

For cesium-137 i sediment ble det observert marginalt høyere konsentrasjon sammenlignet med observasjoner fra 2007 i Barentshavet og fjorder i nord-Norge ($< 0,8$ til $14,0 \text{ Bq/m}^3$). Det er ikke uvanlig med variasjoner mellom ulike sedimentprøver, og den ene prøven som er analysert i Tilførselsprogrammet 2009 gir ikke grunnlag for å konkludere at nivåene av cesium-137 i sediment er økende.

Konsentrasjonene av de naturlig forekommende radium-isotopene er mer enn 10 ganger høyere enn konsentrasjonene av plutonium-239+240 og americium-241 som blant annet stammer fra atmosfæriske prøvesprengninger av atomvåpen.

Torskefilet

Konsentrasjonene av cesium-137 (Cs-137) i samleprøver av torskefilet er i samsvar med nivået vi finner i andre overvåkingsprogrammer (NRPA, 2009), og representerer et svært lavt nivå. EUs grenseverdi for eksport og import av sjømat i dag på 600 Bq/kg fersk vekt, mens resultatene som ble observert her og i andre overvåkningsprogram bekrefter at nivåene i Barentshavet dag er mindre enn en promille av dette.

Polonium-210 (Po-210) er et naturlig forekommende radioaktivt stoff som kan oppkonsentreres i næringskjeden. Det er et datterprodukt i uranserien, som hele tiden produseres i miljøet, og halveringstiden er ca. 138 dager. De observerte konsentrasjonene av Po-210 i torsk varierte mellom $0,2$ - $0,6 \text{ Bq/m}^3$. Til sammenligning kan nevnes at gjennomsnittet av 19 torsk fanget i 2007 i Barentshavet var $0,15 \pm 0,09 \text{ Bq/m}^3$. Med et så lite datagrunnlag er det ikke grunnlag for å si at resultatene fra 2007 og 2009 er forskjellige. Radiologisk er Po-210 betydelig mer giftig enn Cs-137 ved inntak, og det er vel dokumentert at mer enn 90 % av stråledosen fra inntak av sjømat skyldes Po-210. Det er ikke etablert grenseverdier for Po-210 i næringsmidler.

5 Sammenfattende vurdering og anbefalinger

5.1 Sammenfatning av resultater

Tilførselsprogrammet har tre hovedkomponenter:

1. Beregninger av tilførsler av miljøgifter på prioritetslisten, olje og radioaktive stoffer fra alle kilder til norske havområder
2. Beregninger av transport og konsentrasjoner av stoffene til havområdene ved bruk av matematiske modeller
3. Overvåking av miljøgifter på prioritetslisten, olje og radioaktive stoffer i biota, sedimenter og vann

De tre komponentene er nært knyttet sammen ved at modelleringen av transport og konsentrasjoner i havområdene (punkt 2) er avhengig av at tilførselsestimatene fra de ulike kildene (punkt 1) er oppdaterte og av god kvalitet. Sistnevnte innebærer også at dataene har best mulig oppløsning i tid og rom. Overvåkingen av miljøfarlige stoffer i biota, sediment og vann (punkt 3) har flere funksjoner: a) Dokumentere nivåer (respons) i ulike deler av økosystemet, b) generere inputdata til modellarbeidet og c) kontrollere/kvalitets sikre modell-resultatene. Resultatene som er som framkommer i denne rapporten for Barentshavet/Lofotenområdet viser at det fortsatt er et stort forbedringspotensial innenfor- og på tvers av tre hovedkomponentene i Tilførselsprogrammet.

Beregning av tilførsler

For mange av stoffene på den norske prioritetslista mangler data som kan gi grunnlag for pålitelige beregninger. De sikreste opplysningene finnes for tilførselene av olje, PAH, PCB, kadmium, krom, kvikksølv, bly, tributyltinn, cesium-137, technetium-99, plutonium-239+240 og strontium-90. Dette er dels utslipp direkte til regionene og dels tilførsler med havstrømmer inn i regionene. Tabell S1 sammenfatter resultatene, men det understrekes at siden 2008 er tilførselstallene bare oppdatert for regionene VIII-XI. Når det gjelder radioaktive stoffer er det fokusert på tilførsler av strontium-90 og plutonium-239+240.

Nedfall fra luft utgjør største kilde for tilførsel av PCB, PAH, kvikksølv, bly og kadmium (nye tall for nedfall fra luft til Barentshavet). Nye beregninger for nedfall fra luft kan etter hvert også endre tallene for de andre regionene. Selv om hovedtrekkene er at tilførselene avtar nordover, med mulig unntak for PCB og PAH, er det registrert høye lufttilførsler av f.eks. PCB i Barentshavet. Dette settes i sammenheng med økt gassutveksling med atmosfæren og økt atmosfærisk avsetning ved lave vanntemperaturer og tilstedeværelse av sjøis. Tilførsler fra land har noe mindre påvirkning enn tilførsler fra luft og skip. Det relative bidraget fra elvene er størst med hensyn til krom og kadmium, mens de er en mindre viktig tilførselskilde for kvikksølv, bly og PCB.

Tilførsler av miljøfarlige stoffer som føres med havstrømmer fra russisk del av Barentshavet er ikke inkludert. Sannsynligvis vil havstrømmene i hovedsak føre tilførsler av miljøgifter og radioaktive stoffer fra Kolahalvøya, Kvitsjøen og russiske elver i østlig retning, slik at en mindre andel føres vestover med strømmen i Barentshavets nordlige del. Man kan likevel ikke helt utelukke en viss tilførsel vestover også i Barentshavets sørlige del.

Modellering av transport og konsentrasjoner

Det arbeides med en ny versjon av ECOSMO-modellen som brukes for å beskrive transporten av miljøskadelige stoffer til forvaltningsområdet fra kildene i omkringliggende regioner. På grunnlag av tall for direkte utslipp til området og transporten fra omkringliggende kilder skal modellen med god oppløsning i rom og tid beregne konsentrasjoner vann og sedimenter. Dette vil gi oversikt over betydningen av tilførselen fra de enkelte kildene og regionene, og identifisere områder og vanddyp der konsentrasjoner i vann og sedimenter forventes å være særlig høye.

Modellen ble brukt til å beregne konsentrasjoner av miljøgifter i ulike deler av Barentshavet med to regioner, men ikke satt opp for transport fra sørlige (og oppstrøms) regioner. Når modellen er satt opp for alle regionene vil den føre til sikrere resultat. Denne gangen ble modellen kjørt med et antall forutsetninger om initial- og grenseflatebetingelser, for et år med svak sirkulasjon og et år med intens sirkulasjon (kfr. kapittel 3.2). Forutsetningene gjaldt bl.a. nedbrytning, sedimentasjon, tilførsler fra ulike kilder og hvordan konsentrasjoner er fordelt på grenseflatene. En fluks fra overflatevann i tilfelle ismelting ble også forutsatt. Resultatene illustrerte hvordan ulike sirkulasjon påvirker spredningsmønstre og konsentrasjoner. Spredningsmønsteret i bunnvannet samsvarte noenlunde med konsentrasjonene som ble målt i overflatesediment for kvikksølv og bly og i mindre grad for PCB.

Arbeidet med modellen ventes i hovedsak ferdig når forvaltningsplanområde Barentshav neste gang skal undersøkes i 2012. Enhver modell inneholder mange forenklinger og forutsetninger, men flere av de nevnt ovenfor blir sannsynligvis uaktuelle og andre blir justert på grunnlag av bedre data. Eksempelvis ble det her antatt en avtagende gradient fra fastlandet til Svalbard for arsen, PAH og THC, men undersøkelse av underliggende sediment tydet et annet forhold. Dette misforhold kan kanskje elimineres med bedre datagrunnlag.

Overvåking av miljøfarlige stoffer i sediment og marine organismer

Miljøfarlige stoffer ble undersøkt på 8 sedimentstasjoner og 4 torskestasjoner i Lofoten/Barentshavområdet. Undersøkelsen viste at konsentrasjonene av kvikksølv, bly, kadmium, kobber, nikkel, sink, PCB, DDT, HCB og lindan tilsvarte tilstandsklassene ”Ubetydelig forurenset” eller ”God” i henhold til Klifs klassifiseringssystem. For stoffer som ikke inngår i systemet, lå verdiene under antatt høy bakgrunnskonsentrasjon der denne er kjent. Én stasjon i Region XI lå i tilstandsklasse ”Dårlig” (klasse 4) med hensyn til arsen.

Konsentrasjoner av PAH (sum av 16 forbindelser) var ”Ubetydelig” eller ”God”, men på noen få stasjoner ble klassifiseringen ”Dårlig” for enkelte forbindelser. For polybromerte difenyletere (PBDE) er det kun etablert grenseverdier for pentabromdifenyleter, hvor øvre grense for ”God” tilstand (klasse II) er 62 µg/kg t.v. Dette er betydelig over de nivåene for sum BDE som er funnet i denne undersøkelsen. For perfluorerte stoffer (PFC) i sediment er det kun etablert grenseverdier for PFOS. Nivåene av PFOS på de åtte undersøkte sedimentstasjonene tilsvarte tilstandsklasse ”God”. Når det gjelder radioaktive stoffer er konsentrasjonen av disse i Barentshavet generelt lave.

5.2 Kunnskapsmangler og anbefalinger

Programmet er langsiktig og ambisiøs. Det gjenstår fortsatt betydelige kunnskapsmangler forbundet med tilførsler og nivåer av miljøgifter og radioaktive stoffer. Kunnskapsmanglene bidrar i stor grad til usikkerhet og begrensninger i resultatene fra programmet. Dette er i neste omgang et problem både for tilstandsvurdering og utarbeidelse av eventuelle tiltaksprogrammer for de ulike havområdene.

De største kunnskapsmanglene som ble identifisert i Fase I av Tilførselsprosjektet (Molvær *et al.* 2007) var knyttet til utslipp fra skipsfart og båttrafikk, samt langtransporterte tilførsler. Utslipp fra skipsfart fikk man vesentlig bedre oversikt over i løpet av Fase II (Molvær *et al.* 2008), men modellprosjektene som beregner langtransporterte tilførsler som nedfall fra luft og transport med havstrømmer er langt fra fullført. Modellene bør oppdateres til å inkludere frigjøring av miljøgifter og radionuklider fra sekundære kilder som isbreer og havis for, relatert til eventuelle klimaendringer.

Beregning av tilførsler

Tilførsler fra land og offshoreinstallasjoner:

RID-programmet og opplysninger fra Klif gir et relativt godt grunnlag for beregninger av tilførsel av forurensende stoffer fra land og offshoreinstallasjoner. Retensjon/ tilbakeholdelsen av forurensende utslipp innenfor grunnlinjen kan være stor, og med betydning både for tilstanden i fjordene og for

beregningene av transporter i kystvann-hav. Den bør kvantifiseres bedre ved bruk av utslippstall, data for konsentrasjon/mengder i sedimenter og vann kombinert med modeller.

Mange av stoffene det fokuseres på i Tilførselsprogrammet måles ikke i RID-elvene. Det foreslås derfor å sette ut passive prøvetakere i noen av RID-elvene, etter samme prosedyre som ved på Andøya, Jan Mayen og Bjørnøya. I tillegg bør det gjøres et estimat på tilførsler av tungmetaller fra ikke-overvåkede landområder (som utgjør om lag 40% av landarealet som drenerer til Barentshavet).

Før programmet neste gang fokuserer på Barentshavet – i 2012 – bør man vurdere om tilførsler til regionene X og XI fra russisk del av havområdet kan være så betydningsfulle at man skal forsøke å inkludere dem i tilførselsberegningene.

Utlekking av olje fra havbunnen:

Det kan være en betydelig tilførsel av olje fra naturlige ”olje-seeps” på norsk sokkel og den faktiske mengden av olje som tilføres norske havområder kan være opptil det dobbelte av tidligere estimater. Av den grunn bør det gjennomføres beregninger med bruk av ajourførte data og utlekkingskoeffisienter.

Utslipp fra skip:

Det er sannsynlig at de senere års utvikling skipstrafikken er så betydelig at de foreliggende spesifikke produksjonsfaktorer bør vurderes på nytt. Underlagsdataene for produksjon og om bord behandling for fraksjoner som fast avfall, matavfall, bioslam, oljeholdig slam, aske, bilge vann, slopvann, toalettavløp og ulike typer gråvann bør gjennomgås og evt. korrigeres. Ved å innhente nye opplysninger som foreslått over vil ajourførte og riktigere tall for de totale årlige forurensningsutslipp fra skip til sjø kunne framskaffes for Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet.

Hovedtrafikkårene for skip bør avgrenses bedre geografisk, slik at det kan tas hensyn til i den romlige modelleringen. Det er usikkert om skipstrafikken fra Russisk side er tilstrekkelig kartlagt.

Nedfall fra luft:

Det gjenstår betydelige kunnskapsmangler vedrørende utslippskilder til luft, atmosfærisk transport og avsetning av miljøfarlige stoffer til de aktuelle havområdene. Det anbefales derfor at innsatsen fremover fokuserer på de komponenter og havområder der man allerede nå har en sterk indikasjon om at avsetning fra luft til hav utgjør et signifikant bidrag til miljøgiftbelastningen, for å redusere usikkerheten i det totale miljøgiftregnskapet man forsøker å etablere for disse havområdene. Beregningene for Barentshavet viser at tørravsetningen er stor og det er definitivt behov for å inkludere denne komponenten i beregninger for de andre forvaltningsplanområdene. Bedre kunnskap om utslipp og tilførselsveier har også åpenbar relevans og verdi for evaluering av mulige fremtidige kontrolltiltak, nasjonalt og/eller internasjonalt for de komponenter hvis tilstedeværelse i hovedsak domineres av atmosfæriske tilførsler.

Det trengs mer kunnskap om utveksling luft/hav og aller helst gjennom empiriske studier for å evaluere/validere modellberegningen for havområdene. Utvikling av modeller bør også ta sikte på å framskaffe mer opplysninger om:

- Størrelsen av bidraget fra enkeltkilder knyttet til de ulike regionene
- Hvordan bidraget fordeler seg innad i regionene: grunnlag for å fastsette overvåkingstasjoner
- Hvordan bidraget fordeler seg over året

Etablering av en ny overvåkingsstasjon på Andøya er et viktig supplement til målestasjoner på Svalbard og Birkenes (Aust-Agder), og fra 2010 vil disse dataene bidra til å forbedre resultatene for Barentshavet og Norskehavet.

Nødvendigheten av samlokaliserte og koordinerte målinger i luft og hav ved bruk av aktiv prøvetakningsmetodikk bør vurderes på nytt, særlig dersom atmosfæriske tilførsler av organiske miljøgifter til havområdene skulle vise seg å dominere i forhold til andre tilførsler. Hvis slike

undersøkelser vil bli foretatt anbefales det på det sterkeste å foreta kjemiske analyser på samme laboratorium for å oppnå så sammenlignbare resultater som overhodet mulig.

Transport og konsentrasjoner av radioaktive stoffer:

Det er mulig å forbedre resultatene ved:

- Verifikasjon og validering av modellparametre gjennom prøvetaking av vann og sediment
- Forbedring av beskrivelse av vann-sediment interaksjon (spesielt viktig for beskrivelse av remobilisering av radionuklider fra sediment).
- Bedre samordning mellom Statens Strålevern sin modell og ECOSMO-modellen som beskrives nedenfor.

Modell for beregning av transport med havstrømmer og konsentrasjoner i vann og i sediment, for ikke-radioaktive stoffer

Dette er verktøyet som skal sammenfatte input fra alle kilder og levere informasjon til myndigheter om hvilke kilder som dominerer i forhold til stofftransport og konsentrasjoner i ulike regioner. Som beskrevet ovenfor mangler ennå data og moduler (bl.a. sedimentasjon og biologisk opptak) og validering av modellens resultater. I dette planlegges større grad av samkjøring av de marine modellene som dekker havområdene (Statens Strålevern sin modell og NIVAs ECOSMO-modell, samt IMRs transport module og North Sea modell-systemet.).

Som påpekt i foregående kapitler gjenstår et betydelig arbeid før modellen gir de ønskede resultatene. Særlig nevnes:

- Beskrive sedimentasjonen, biologisk opptak og evt. nedbrytning: de fleste av stoffene er sterkt assosiert med partikler og vil etter hvert sedimentere. Modellen kan beregne dette, men forutsetningen er at man kjenner sedimentasjonsraten for ulike stoffer/partikler og kanskje også for ulike regioner.
- Validering av modellen (både av strømmodellen og av vannkvalitetsmodulen) ved hjelp av eksisterende og uavhengige data. Men her bør eksisterende kunnskap om sedimentene trekkes inn, for eksempel fra Mareano, samt andre norske eller internasjonale FOU-prosjekt som er gjennomført.
- Beregne konsentrasjoner innad i regionene, som grunnlag for valg av stasjoner for prøvetaking/overvåking av vann, biota og sedimentkonsentrasjon.
- Framskaffe bedre data for bakgrunnskonsentrasjon for flere stoffer, dvs. konsentrasjon i vannet som strømmer inn i regionene utenfra. Kunnskapshullet størst for klororganiske forbindelser og ”nye miljøgifter”. Om mulig; innrette overvåkingsprogrammet mot å bedre datagrunnlaget.
- Framskaffe bedre data for miljøgiftkonsentrasjoner i havis og for avsetningen fra luft (inkludert kunnskapsmangler vedrørende mekanismer og prosesser).
- Utvikle modellen til å tallfeste både den samlede tilførselen til den enkelte region og betydningen av tilførsler via luft og havstrømmer – og spesifikke kilder i spesifikke regioner. For eksempel kan transport av stoff som slippes til region I vise seg å være av betydning for regionene II, III og IV og V. I løpet av de kommende to år må modellen gi input til slike helhetlige vurderinger, som er særlig viktige for forvaltningsplanområdene Norskehavet og Barentshavet.
- Hvorvidt modellen i 2012 bør inkludere tilførsel av miljøfarlige stoffer fra den russiske delen av Barentshavet må vurderes.

I forhold til kombinerte effekter er det behov for kunnskap om en lang rekke biologiske endepunkter og kombinasjoner av blant annet strålingstyper og miljøgifter. Det er her behov for forskningsprosjekter som kan støtte oppunder den eksisterende overvåkingen, men eksperimentelle studier er antagelig nødvendig for å fylle kunnskapshullet.

Overvåking av vann, sediment og marine organismer

Overvåking er verktøyet som skal varsle myndigheter om uønskede tilstander, utvikling og effekter av miljøfarlige stoffer i havet. Resultater fra overvåking kan bidra til implementering av tiltak og vurdering om tiltak lykkes med tanke på havområdets betydning for Norge. Det foretas en vurdering av en eventuell økt risiko forbundet med økningen av aktiviteten i Barentshavregionen, klimaendringer relatert til økt avrenning fra land, smelting av is i arktiske områder samt spredning av miljøskadelige kjemikalier og radioaktive stoffer.

Overvåking må kunne omfatte både kortsiktige og langsiktige målsetninger, og ha en fleksibilitet til å takle nye utfordringer. Koordinering av nasjonale programmer, som MAREANO, RAME og CEMP, bidrag til internasjonale avtaler som EUs vanddirektivet, Stockholm konvensjonen, EMEP, AMAP og OSPAR må være en forutsetning. Overvåking ligger også sentralt i forbedring av modeller. Data fra felten danner et grunnlag for modellens beregninger. Av betydelig forbedringsbehov kan vi spesielt nevne:

- Framskaffe bedre data for bakgrunnskonsentrasjon og klassifiseringskriterier for flere stoffer, dvs. konsentrasjon i sediment og enkelte arter, særlig med hensyn til klororganiske forbindelser og ”nye miljøgifter”
- Etablering av faste stasjoner: I dag samles det inn prøver hvert 3. år i den norske delen av Barentshavet, i regi av Tilførselsprogrammet. På utvalgte stasjoner bør frekvensen vurderes økt slik at prøver blir samlet inn hvert år. Mer frekvente målinger vil øke utsagnskraften på tidstrender og eventuelle tiltak kan dermed verksettes tidligere. Resultatene må sees i nær tilknytning til den mer omfattende overvåkingen som ellers gjennomføres av institusjonene som deltar i Tilførselsprogrammet.
- Flere stoffer bør overvåkes, I tillegg til et rent observasjonsprogram for luftforurensing, bør det her gjennomføres undersøkelser av radionuklider i sjøvann og sedimenter. I tillegg til den norske listen av prioriterte stoffer, bør man også følge med på andre stoffer som er identifisert av OSPAR og EU.
- Det er i dag stor mangel på kunnskap om hvordan totalbelastningen av stoffer som for eksempel tungmetaller, radioaktive stoffer, organiske miljøgifter og oljekomponenter påvirker økosystemer. I tillegg vil samvirke med andre stressfaktorer som for eksempel klimaendringer, næringsmangel og sykdom/parasitter ytterligere kunne påvirke effektene på ulike økosystemer.
- Modellberegning kan være veiledende for plassering av overvåkingsstasjonene samt tolkning av resultatene fra disse. Bedre undersøkelse av miljøfarlige stoffer i sjøvann langs regiongrensene kan føre til bedre estimater både for transport mellom regionene og spredning innen regionene.

6 Referanser

- 2000/60/EC. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. [Water Framework Directive]. http://www.europa.eu.int/comm/environment/water/water-framework/index_en.html
- 2008/105/EC. Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/813/EEC, 84/186/EEC, 84/491/EEC, 86/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council. <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32008L0108:EN:NOT>
- 2008/86/EC. Directive 2008/86/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for Community action in the field of marine environmental policy. [Marine Strategy Framework Directive]. <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32008L0086:EN:NOT>
- 2009/90/EC. Directive 2009/90/EC of the European Parliament and of the Council of 31 July 2009 laying down, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, technical specifications for shemical analysis and monitoring of water status.
- Aas, W.; Breivik, K., 2009. Heavy metals and POP measurements, 2007. NILU, Norsk Institutt for luftforskning, Kjeller. EMEP/CCC-Report 3/2009
- Aas, W. Solberg, S., Manø, S. og Yttri, K.E., 2008. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2007. Kjeller, Norsk institutt for luftforskning, OR 29/2008 (SFT rapport nr 1033/2008).
- Andersson M.E., Sommar J., Gårdfeldt K., Lindqvist O., 2008. Enhanced concentrations of dissolved gaseous mercury in the surface waters of the Arctic Ocean, *Marine Chemistry*, 110, 190-194, doi:10.1016/j.marchem.2008.04.002.
- Armitage JM, Cousins IT, Hauck M, Harbers JV, Huijbregts MAJ., 2006. Empirical evaluation of spatial and non-spatial European-scale multimedia fate models: results and implications for chemical risk assessment. *Journal of Environmental Monitoring* 2006; 9: 872-881.
- Bakke, T., Fjeld, E., Skaare, B.B., Berge, J.A., Green, N., Ruus, A., Schlabach, M., Botnen, H., 2007a. *Kartlegging av metaller og utvalgte nye organiske miljøgifter 2007. Krom, arsen, perfluoralkylstoffer, dikoretan, klorbenzener, pentaklorfenol, HCBd og DEHP*. [Mapping of metals and selected new organic contaminants 2006. Chromium, Arsenic, Perfluorated substances, Dichloroethane, Chlorinated benzenes, Pentachlorophenol, HCBd and DEHP. Norwegian Pollution Control Authority (SFT) report no. 990/2007 (TA-2284/2007). NIVA report no. 8464-2007. 108pp. + annexes.
- Bakke, T., Ruus, A., Bjerkeng, B., Knutzen, J.A., Schlabach, M., 2007b. *Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2006* [Monitoring of contaminants in fish and shellfish from Grenland fjords 2006]. Norwegian Pollution Control Authority (SFT) report no. 998/2007 (TA-2319/2007). NIVA project no. O-24177, report no. 8804-2007. 93pp. ISBN no. 978-82-877-8239-2.
- Bakke, T., Breedveld, G., Källqvist, T., Oen, A., Eek, E., Ruus, A., Kibsgaard, A., Helland, A., Hylland, K., 2007c. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. SFT TA 2229/2007. Statens Forurensningstilsyn, Oslo. 12s.
- Bakke, T., Boitsov, S., Brevik, E.M., Gabrielsen, G.W., Green, N., Helgason, L.B., Klungsoyr, J., Leknes, H, Miljeteig, C., Måge, A., Rolfsnes, B.E., Savinova, T., Schlabach, M., Skaare, B.B., Valdernesnes, S., 2008. Mapping selected organic contaminants in Barents Sea 2007. SFT TA2400/2008. NIVA report 5589-2008. 117s
- Bakke, T., Ruus, A., Bjerkeng, B., Knutsen, J.A. (IMR), 2009. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjorden 2007. Monitoring of contaminants in fish and shellfish from Grenlandsfjordene 2007. NIVA report no. 8707-2009. 80pp
- Berg T, Kallenborn R, Mano S., 2003. Temporal trends in atmospheric heavy metal and organochlorine concentrations at Zeppelin, Svalbard. International Conference on Arctic-Alpine Ecosystems and People in a Changing Environment, Tromso, NORWAY, 2003, pp. 284-291.
- Beyer, A., Mackay, D., Matthies, M., Wania, F., Webster, E., 2000a. Assessing long-range transport potential of persistent organic pollutants. *Environmental Science & Technology* 2000; 34: 699-703.
- Beyer, A., Wania, F., Gouin, T., Mackay, D., Matthies, M., 2000b. Selecting internally consistent physicochemical properties of organic compounds. 21st Annual Meeting of the Society-of-Environmental-Toxicology-and-Chemistry, Nashville, Tennessee, 2000, pp. 941-983.
- Beyer, A., Wania, F., Gouin, T., Mackay, D., Matthies, M., 2003. Temperature dependence of the characteristic travel distance. *Environmental Science & Technology* 2003; 37: 766-771.

- Breivik, K., Alcock, R., 2002. Emission impossible? - The challenge of quantifying sources and releases of POPs into the environment. *Environment International* 2002; 28: 137-138.
- Breivik, K., Wania, F., 2002. Evaluating a model of the historical behavior of two hexachlorocyclohexanes in the Baltic sea environment. *Environmental Science & Technology* 2002; 36: 1014-1023.
- Breivik, K., Alcock, R., Li, Y.F., Bailey, R.E., Fiedler, H., Pacyna, J.M., 2004. Primary sources of selected POPs: regional and global scale emission inventories. *Environmental Pollution* 2004; 128: 3-16.
- Breivik, K., Vestreng, V., Rozovskaya, O., Pacyna, J.M., 2006. Atmospheric emissions of some POPs in Europe: a discussion of existing inventories and data needs. *Environmental Science & Policy* 2006; 9: 663-674.
- Breivik, K., A. Sweetman, A., Pacyna, J.M., Jones, K.C., 2007: Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners - A mass balance approach-3. An update. *Science of the Total Environment*, 377, 296-307.
- Breivik, K., Czub, G., McLachlan, M.S., Wania, F., 2010. Towards an understanding of the link between environmental emissions and human body burdens of PCBs using CoZMoMAN. *Environment International* 2010; 36: 86-92.
- Cohen MD, Draxler RR, Artz R, Commoner B, Bartlett P, Cooney P, Couchot, A, Dickar, H, Eisl, C, Hill, J, Quigley, J, Rosenthal, D, Neimi, D, Ratte, M, Deslauriers, R, Laurin, L, Mathewson-Brake and J. McDonald 2002. Modeling the atmospheric transport and deposition of PCDD/F to the Great Lakes. *Environmental Science & Technology* 36, 4831-4848.
- Cooper, D., 2004. HCB, PCB, PCDD and PCDF emissions from ships. IVL report B1620. 30 pp.
- Daly GL, Wania F. 2004. Simulating the influence of snow on the fate of organic compounds. *Environmental Science & Technology* 2004; 38: 4176-4186.
- Dastoor A.P. Larocque Y. 2004. Global circulation of atmospheric mercury: a modelling study. *Atmos Environ*, 38:147-61.
- Dickson, A.G., Sabine, C.L. and Christian, J.R. (Eds.) 2007. Guide to best practices for ocean CO₂ measurements. PICES Special Publication 3, 191 pp.
- Douglas, T. A., Sturm, M., Simpson, W.R., Brooks, S., Lindberg, S.E., Perovich, D.K., 2005. Elevated mercury measured in snow and frost flowers near Arctic sea ice leads. *Geophysical research letters*, vol. 32, no4, pp. L04502.1-L04502.4 (27 ref.).
- Douglas T, Strum, M, Simpson W, Blum J, Alvarez-Aviles L, Keeler G, Perovich D, Biswas A Johnson A. 2008. Influence of Snow and Ice Crystal Formation and Accumulation on Mercury Deposition to the Arctic, *ES&T*, 2008.
- Eckhardt, S., A. Stohl, S. Beirle, N. Spichtinger, P. James, C. Forster, C. Junker, T. Wagner, U. Platt, and S. G. Jennings, 2003. The North Atlantic Oscillation controls air pollution transport to the Arctic, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 3, 1769-1778
- Eckhardt S, Breivik K, Mano S, Stohl A. 2007. Record high peaks in PCB concentrations in the Arctic atmosphere due to long-range transport of biomass burning emissions. *Atmospheric Chemistry and Physics* 2007; 7: 4827-4836
- Eckhardt S, Breivik K, Li YF, Mano S, Stohl A. 2009. Source regions of some persistent organic pollutants measured in the atmosphere at Birkenes, Norway. *Atmospheric Chemistry and Physics* 2009; 9: 6897-6610.
- ECMWF (White, P. W., Ed.): IFS Documentation, ECMWF, Reading, UK, 2002.
- EMEP 2009. "Heavy Metals: Transboundary Pollution of the Environment". Meteorological Synthesizing Centre - East (EMEP/MSCE). Moscow, Russia Status Report 2/09: URL: http://www.msceast.org/reps/2_2009.zip
- Frantzen, S., Julshamn, K. og Måge, A., 2010. Forurensning i torsk fra åpne havområder. I Sunnana K, Fosshem M og Olseng C.D. (red.) : Forvaltningsplan Barentshavet – rapport fra overvåkingsgruppen 2010. Fisken og havet, særnr. 1b-2010.
- Gaden A, Ferguson SH, Harwood L, Melling H, Stern GA. 2009. *Environmental Science and Technology* doi: 10.1021/es803293z
- Garbedino J.R., Snyder-Conn E., Leiker T.J., Hoffman G.L. 2002. Contaminants in Arctic snow collected over northwest Alaskan Sea Ice. *Water, Air, and Soil Pollution* 139: 183-21
- Gioia R, Nizzetto L, Lohmann R, Dachs J, Temme C, Jones KC. 2008. Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in air and seawater of the Atlantic Ocean: Sources, trends and processes. *Environmental Science & Technology* 2008; 42: 1416-1422.

- Green, N.W., Schøyen, M., Øxnevad, S., Ruus, A., Høgåsen, T., Håvardstun, J., Rogne, Å.G., Tveiten, L., 2010. Hazardous substances in fjords and coastal waters – 2008. Levels, trends and effects. Long-term monitoring of environmental quality in Norwegian coastal waters. The Climate and Pollution Agency / *Klima- og Forurensningsdirektoratet*, Klif, report no. 1040/2009 TA no. 2866/2010. Norwegian Institute for Water Research report number 8867-2009, 284 pp. ISBN number 978- 82-877-8602-4.
- Gusev A, Rozovskaya O, Shatalov V, Sokovyh V, Aas W, Breivik K. 2009. Persistent Organic Pollutants in the Environment. EMEP Status Report 3/2009. MSC/E and CCC, 2009, pp. 84.
- Hansen KM, Christensen JH, Brandt J, Frohn LM, Geels C., 2004. Modelling atmospheric transport of alpha-hexachlorocyclohexane in the Northern Hemisphere with a 3-D dynamical model: DEHM-POP. *Atmospheric Chemistry and Physics* 2004; 4: 1128-1137
- Hansen KM, Prevedouros K, Sweetman AJ, Jones KC, Christensen JH. 2006. A process-oriented inter-comparison of a box model and an atmospheric chemistry transport model: Insights into model structure using alpha-HCH as the modelled substance. *Atmospheric Environment* 2006; 40: 2089-2104.
- Hansen KM, Christensen JH, Brandt J, Frohn LM, Geels C, Skjoth CA, and Li, Y.-F. 2008. Modeling short-term variability of alpha-hexachlorocyclohexane in Northern Hemispheric air. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* , 113., 2, D02310
- Harms, I. H., Schrum, C., Hatten, K., 2005. Numerical sensitivity studies on 704 the variability of climate-relevant processes in the Barents Sea. *J. Geophys. Res.* 110, C06002.
- HELCOM 2006, Zalewska T, Lipska J. 137Cs and 90Sr distribution in the Southern Baltic environment in 2004 and 2008, HELCOM MORS-PRO 11/2006, Document 3/2.
- Hollander A, Scheringer M, Shatalov V, Mantseva E, Sweetman A, Roemer M, . Baart, N. Suzuki, F. Wegmann, D. van de Meent. 2008. Estimating overall persistence and long-range transport potential of persistent organic pollutants: a comparison of seven multimedia mass balance models and atmospheric transport models. *Journal of Environmental Monitoring*, 10 1139-1147.
- Hung, H., Kallenbor, R., Breivik, K., Su, Y., Brorström-Lundén, Olafsdottir, K., Thorlacius, J.M., Leggänen, Bossi, R., Skov, H., Manø, S., Patton, G.W., Stern, G., Sverko, E., Fellin, P., 2009. Atmospheric monitoring of organic pollutants in the Arctic under the Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP): 1993–2006. *Science of the Total Environment* (2009) 2009), doi:10.1016/j.scitotenv.2009.10.044
- Iosjpe M, 2006. Environmental modelling: Modified approach for compartmental models, In: Povinec PP, Sanchez-Cabeza JA, eds, *Radionuclides in the environment: International conference on isotopes in environmental studies: Aquatic forum, Monaco 2004, Radioactivity in the Environment*, vol.8, Amsterdam: Elsevier, 2006: 463-476.
- Iosjpe, M., Brown, J., Strand, P. 2002. Modified approach for box modelling of radiological consequences from releases into marine environment, *Journal of Environmental Radioactivity* 2002; 60: 91-103.
- Iosjpe, M., Perianez, R, Aldridge J, Børretzen P, 2003. Radionuclide dispersion models for Arctic, Atlantic and Mediterranean seas, Estimation of radiological sensitivity of marine areas, A deliverable report for REMOTRANS, Project FIGE-CT-2000-00088, December 2003.
- Jackson, Lambers B, Gray J., 2000. Radiation doses to members of the public near to Sellafield, Cumbria, from liquid discharges 1982-98, *J. Radiol. Prot.* 20, 139-167.
- Julshamn, K., Grøsvik, B.E., Nedreaas, K. and Maage, A., 2006. Mercury concentrations in fillet of Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) caught in the Barents Sea in January 2006. *Science of the Total Environment*, 372: 345-349
- Kleypas, J. A., Feely, R. A., Fabry, V. J., Langdon, C., Sabine, C. L., and Robbins, L. L. 2006. Impacts of ocean acidification on coral reefs and other marine calcifiers: a guide for future research. Report of a workshop held 18 – 20 April 2005, St Petersburg, FL, sponsored by NSF, NOAA, and the US Geological Survey. 88 pp.
- Lei YD, Wania F. 2004. Is rain or snow a more efficient scavenger of organic chemicals? *Atmospheric Environment* 2004; 38: 3887-3871.
- Li NQ, Wania F, Lei YD, Daly GL. 2003. A comprehensive and critical compilation, evaluation, and selection of physical-chemical property data for selected polychlorinated biphenyls. *Journal of Physical and Chemical Reference Data* 2003; 32: 1848-1890.
- Li YF, Macdonald RW, Jantunen LMM, Harner T, Bidleman TF, Strachan WMJ. 2002. The transport of beta-hexachlorocyclohexane to the western Arctic Ocean: a contrast to alpha-HCH. *Science of the Total Environment* 2002; 291: 229-246.
- Lohmann R, Breivik K, Dachs J, Muir D. 2007. Global fate of POPs: Current and future research directions. *Environmental Pollution* 2007; 180: 180-168.

- Lohmann R, Gioia R, Jones KC, Nizzetto L, Temme C, Xie Z, Schulz-Bull D, Hand I, Morgan E. and Jantunen L. 2009. Organochlorine Pesticides and PAHs in the Surface Water and Atmosphere of the North Atlantic and Arctic Ocean. *Environmental Science & Technology*, 4, 8633-8639.
- Mackay D., 2001. *Multimedia Environmental Models: The Fugacity Approach*: CRC Press, Boca Raton, FL, 2001.
- MacKenzie J, and Nicholson S, 1987. COLDOS – A computer code for the estimation of collective doses from radioactive releases to the sea, SRD R 389, UK Atomic Energy Authority.
- Malanichev A, Mantseva E, Shatalov V, Strukov B, Vulykh N. 2004. Numerical evaluation of the PCBs transport over the Northern Hemisphere. *Environmental Pollution* 2004; 128: 279-289.
- Millero, F., 1995. Thermodynamics of the carbon dioxide system in the oceans. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 59, 661–677.
- Mjelde, A, og Hustad, H., 2008. Driftsutslipp til luft og sjø fra skipstrafikk. DNV-Rapport nr. 2007 – 2030. 28 sider.
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei J., Sørensen, J., 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. *Classification of environmental quality in fjords and coastal waters. A guide*. Norwegian Pollution Control Authority. TA no. TA-1467/1997. 36 s.
- Molvær, J., Barkved, L., Borgvang, S., Isachsen, P.E., Nilsson, H.C, og Selvik, J.R., 2007. Tilførsler av olje og kjemikalier til norske hav- og kystområder, SFT TA-nr. 2213/2006, NIVA-rapport nr. 8347-2007. 64 sider.
- Molvær, J., Barret, K., Barkved, L., Iosjpe, M., Jantsch, T., Kaste, Ø., Saloranta, T., Selvik, J., Skaare, B., Wehde, H. 2008. Tilførsler av olje og miljøfarlige kjemikalier til norske havområder, Fase II. [Discharges of oil and environmentally dangerous chemicals to Norwegian marine areas, phase II – in Norwegian]. SFT-rapport TA 2364/2008, NIVA-lnr 5624, 125 s.
- Nemirovskaya I.A., 2008. Oil hydrocarbon in the Ocean. *Priroda*, 2008(3) (in Russian) (<http://elementy.ru/lib/430582>).
- NRPA, 2008. Radioactivity in the Marine Environment 2007. Results from the Norwegian National Monitoring Programme (RAME). *StrålevernRapport 2008:14*. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2008.
- NRPA, 2009. Radioactivity in the Marine Environment 2007. Results from the Norwegian National Monitoring Programme (RAME). *StrålevernRapport 2009:15*. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2009.
- Prevedouros K, MacLeod M, Jones KC, Sweetman AJ. 2004. Modelling the fate of persistent organic pollutants in Europe: parameterisation of a gridded distribution model. *Environmental Pollution* 2004; 128: 281-261.
- Rannekleiv, S.B., Fjeld, E., Allan, I., Solheim, A.L., 2009. Forslag til stasjonsnett for miljøgifter i ferskvann – basisovervåking. *Proposed network of stations for surveillance monitoring of freshwaters under the EU Water Framework Directive*. NIVA-rapport nr.5884-2009. SFT-rapport TA-2579/2009. 64 s.
- Schrum, C., Backhaus, J. O., 1999. Sensitivity of atmosphere-ocean heat exchange and heat content in the North Sea and the Baltic Sea. *Tellus* 51 (4), 526–549.
- Schrum, C., Harms, I., Hatten, K., 2005. Modelling air-sea exchange in the Barents Sea by using a coupled regional ice-ocean model. Evaluation of modelling strategies. *Meteorol. Z.* 14 (6), 801–808.
- Schrum, C., Alekseeva, I., St John, M., 2006. Development of a coupled physical-biological ecosystem modell ECOSMO Part I: Modell description and validation for the North Sea, *J Mar Sys* 61, 79-99, doi:10.1016/j.jmarsys, 2006, 01,008.
- Seibert, P., Frank, A., 2004. Source-receptor matrix calculation with a Lagrangian particle dispersion model in backward mode, *Atmos. Chem. Phys.*, 4, 81– 63.
- Semeena S, Lammel G. 2003. Effects of various scenarios of entry of DDT and gamma-HCH on the global environmental fate as predicted by a multicompartment chemistry-transport model. *Parlar Scientific Publications (P S P)*, 2003, pp. 928-939.
- Simmonds J.R., Bexon A.P., Lepicard S., Jones A.L., Harvey M.P, Sihra K., Nielsen S.P, 2002. Radiological impact on EU member states of radioactivity in North European Waters, C6496/TR/004, 2002.
- Skarbøvik, E., Stålnacke, P.G., Kaste, Ø., Selvik, J., Tjomsland, T., Høgåsen, T., Pengerud, A., Aakerøy, P.A., Haaland, S., Beldring, S. 2009. Riverine inputs and direct discharges to Norwegian coastal waters - 2008. OSPAR Commission. SFT-report TA 2869/2009, NIVA-sno 8869, 78 pp. + Annexes.
- St.meld. nr. 8. 2005-2006. Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (forvaltningsplan). Miljøverndepartementet.
- Stohl, A. 2006. Characteristics of atmospheric transport into the Arctic troposphere. *J. Geophys. Res.* 111, D11306, doi:10.1029/2008JD006888.

- Stohl, A., M. Hittenberger, and G. Wotawa, 1998. Validation of the Lagrangian particle dispersion model FLEXPART against large scale tracer experiments. *Atmos. Environ.* 32, 4248-4264.
- Stohl, A., Thomson D.J., 1999. A density correction for Lagrangian particle dispersion models. *Bound.-Layer Met.* 90, 188-167.
- Stohl, A., C. Forster, S. Eckhardt, N. Spichtinger, H. Huntrieser, J. Heland, H. Schlager, S. Wilhelm, F. Arnold, and O. Cooper 2003. A backward modeling study of intercontinental pollution transport using aircraft measurements. *J. Geophys. Res.* 108, 4370, doi:10.1029/2002JD002862.
- UNSCEAR, 2000. United Nations Scientific Committee on the Effects on Atomic Radiation, Sources and effects of ionizing radiation: United Nations report to the general assembly, with scientific annexes, Volume I: Sources, New York: United Nations, 2000.
- Van den Berg, Birnbaum, L, Bosveld, A. T. C. Brunstrom, B., Cook, P., Feeley, M., Giesy, J. P., Hanberg, A., Hasegawa, R., Kennedy, S. W., Kubiak, T., Larsen, J. C., van Leeuwen, F. X., Liem, A. K., Nolt, C., Peterson, R. E., Poellinger, L., Safe, S., Schrenk, D., Tillitt, D., Tysklind, M., Younes, M., Waern, F., and Zacharewski, T., 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ Hlth. Perspect.* 106:775-792.
- Vives i Batlle J., Bryan, S., McDonald, P., 2007. A process-based model for the partitioning of soluble, suspended particulate and bed sediment fractions of plutonium and caesium in the eastern Irish Sea, *Journal of Environmental Radioactivity* xx (2007) 1-19.
- Wania F, Mackay D. 1996. Tracking the distribution of persistent organic pollutants. *Environmental Science & Technology* 1996; 30: A390-A396.
- Wania F, Axelman J, Broman D. 1998. A review of processes involved in the exchange of persistent organic pollutants across the air-sea interface. *Environmental Pollution* 1998; 102: 3-23.
- Wania F, Mackay D, Li YF, Bidleman TF, Strand A. 1999. Global chemical fate of alpha-hexachlorocyclohexane. 1. Evaluation of a global distribution model. *Environmental Toxicology and Chemistry* 1999; 18: 1390-1399.
- Wania F, Daly GL. 2002. Estimating the contribution of degradation in air and deposition to the deep sea to the global loss of PCBs. *Atmospheric Environment* 2002; 36: 8881-8893.
- Wania F, Su YS. 2004. Quantifying the global fractionation of polychlorinated biphenyls. *Ambio* 2004; 33: 161-168.
- Wania F, Breivik K, Persson NJ, McLachlan MS. 2006. CoZMo-POP 2 - A fugacity-based dynamic multi-compartmental mass balance model of the fate of persistent organic pollutants. *Environmental Modelling & Software* 2006; 21: 868-884.
- Wehde, H., Braathen O.A., Heldal, H.E., Iosjpe, M., Klungsøyr, J., Måde, A., Rudjord, A.L., Aas, W., Green, N., Kaste, Ø., Molvær, J., 2009. Tilførselsprogrammet fase III. Sammenstilling av grunnlagsdata for overvåking. [The Discharge program phase III: Summary of basic data for monitoring – in Norwegian]. SFT-rapport TA 2509/2009, NIVA-lnr 5797-2009, 63 s.
- Xiao H, Li NQ, Wania F. 2004. Compilation, evaluation, and selection of physical-chemical property data for alpha-, beta-, and gamma-hexachlorocyclohexane. *Journal of Chemical and Engineering Data* 2004; 49: 173-188.
- Yakushev E.V. 2002. On parameterization of biogeochemical processes in modelling objects at different time scales. *Electronic Journal Studies in Russia (Issledovano v Rossii)*. 141, 1587-1594, <http://zhurnal.ape.relarn.ru/articles/2002/141.pdf> (in Russian)
- Økland, T.E., Wilhelmsen, E., Bergfald, B. 2005. A study of the priority substances of the Water Framework Directive. SFT-rapport TA-2140. 106 s.
- Årthun M., Schrum, C. 2010. Ocean surface heat flux variability in the Barents Sea. *J. of Mar Sys*, submitted.

Vedlegg A Oversikt over undersøkte stoffer

Tabell 36. Oversikt over undersøkte stoffer og parametre med betegnelser fra “Environmental Quality Standard Directive – EQSD (2008/105/EC”) som enten prioriterte stoffer (PS), prioriterte farlige stoffer (PHS), eller andre stoffer (OS) som det er definert miljøkvalitetsstandarder for (Environmental Quality Standards) eller stoffer som er under betraktning for å bli inkludert som prioriterte stoffer (RS). Sjøvann, sediment og/eller torsk ble undersøkt av Havforskningsinstituttet (IMR), Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES), Norsk institutt for luftforskning (NILU) og Statens strålevern (NRPA) og Norsk institutt for vannforskning (NIVA).

Parameter	Kode	K	Ny ₁	CAS-nr. ²	EQSD	Sjø	Sedi ment	Torsk
Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)					PHS			
Acenaften	ACNE	a		83329			IMR	
Acenaftylen	ACNLE	a		208968			IMR	
Antracen	ANT	a		120127	PHS		IMR	
Benzo(a)antracen	BAA	a,b					IMR	
Benzo(a)pyren	BAP	a,b		50328	PHS		IMR	
Benzo(b)fluoranten	BBF	a,b		205992	PHS		IMR	
Benzo(j)fluoranten		a,b					IMR	
Benzo(e)pyren	BEP			1718521			IMR	
Benzo(g,h,i)perylen	BGHIP	a		191242	PHS		IMR	
Benzo(k)fluoranten	BKF	a,b		207089	PHS		IMR	
Krysen	CHR	a					IMR	
Dibenz(a,h)antracene	DBAHA	a,b					IMR	
Dibenzotiofen	DBT						IMR	
Fluoren	FLE	a		86737			IMR	
Fluoranten	FLU	a		206440	PHS		IMR	
Indeno(1,2,3-cd)pyren	ICDP	a,b		193395	PHS		IMR	
Naftalen	NAP			91203	PHS		IMR	
Fenantren	PA	a		85018			IMR	
Perylen	PER						IMR	
Pyren	PYR	a					IMR	
2,6-dimetylnaftalen			x				IMR	
1,3-dimetylnaftalen			x				IMR	
1,4-dimetylnaftalen			x				IMR	
1,3,7-Trimetylnaftalen			x				IMR	
2,3,5-Trimetylnaftalen	NAPTM		x				IMR	
1,2,3-Trimetylnaftalen	NAPT4		x				IMR	
1,4,6,7-Tetrametylnaftalen			x				IMR	
1,2,5,6-Tetrametylnaftalen			x				IMR	
4-metyldibenzotiofen			x				IMR	
3-metyldibenzotiofen			x				IMR	
2-Metylfenantren	PAM2		x				IMR	
9-Metylfenantren			x				IMR	
1-Metylfenantren	PAM1		x				IMR	
4-etyldibenzotiofen			x				IMR	
3,6-Dimetylfenantren	PADM1		x				IMR	
4-propyldibenzotiofen			x				IMR	
1,5+1,7-Dimetylfenantrener			x				IMR	
1,2-Dimetylfenantren			x				IMR	
2,6,9-Trimetylfenantren			x				IMR	
1,2,6-Trimetylfenantren			x				IMR	
1,2,5+1,2,7-Trimetylfenantrener			x				IMR	
1,2,6,9-Tetrametylfenantren			x				IMR	
1-Metylkrysen			x				IMR	
6-Etylkrysen			x				IMR	
6-Propylkrysen			x				IMR	
Total hydrokarbon	THC						NIVA	
Persistente organiske miljøgifter (POP)								
α-Heksaklorsyklusheksan (HCH)	HCHA				PHS		IMR	NIFES NIVA

Parameter	Kode	K	Ny ₁	CAS-nr. ²	EQSD	Sjø	Sedi ment	Torsk
β-Heksaklorsyklusheksan (HCH)	HCHB				PHS		IMR	
γ-Heksaklorsyklusheksan (HCH)	HCHG			608731	PHS		IMR	NIVA
β+γ-Heksaklorsyklusheksan (HCH)	HCH(B+G)			608731	PHS			NIFES
tr-klordan				5103742				NIFES
cis-klordan				5103719				
tr-Nonaklor	TNC			39765805			IMR	NIFES
cis-Nonaklor	CNC			5103731				NIFES
heksaklorbenzen	HCB			118741	PHS			
pentaklorbenzen	QCB		x					NIFES NIVA
2,4,4'-triklorbifenyl	CB28	c			RS		IMR	NIFES NIVA
2,2',5,5'-tetraklorbifenyl	CB52	c			RS		IMR	NIFES NIVA
2,2',4,5,5'-pentaklorbifenyl	CB101	c			RS		IMR	NIFES NIVA
2,3,3',4,4'-pentaklorbifenyl	CB105						IMR	NIFES NIVA
2,3',4,4',5-pentaklorbifenyl	CB118	c			RS		IMR	NIFES NIVA
2,2',3,4,4',5'-hexaklorbifenyl	CB138	c			RS		IMR	NIFES NIVA
2,2',4,4',5,5'-hexaklorbifenyl	CB153	c			RS		IMR	NIFES NIVA
2,3,3',4,4',5-hexaklorbifenyl	CB156						IMR	NIFES NIVA
2,2',3,4,4',5,5'-heptaklorbifenyl	CB180	c			RS		IMR	NIFES NIVA
2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-dekaklorbifenyl	CB209							NIVA
oktaklorstyren	OCS							NIVA
DDT (pp'DDT)	DDTPP			50293	OS		IMR	NIFES NIVA
DDD (pp'DDD)	DDDPP			72548	OS		IMR	NIFES NIVA
DDE (pp'DDE)	DDEPP				OS		IMR	NIFES NIVA
DDT (op'DDT)	DDTOP				OS			NIFES
DDD (op'DDD)	DDDOP				OS			NIFES
DDE (op'DDE)	DDEOP				OS			NIFES
Dieldrin			x		PS		IMR	
Polybromerte difenyletere (PBDE)								
4,4'-dibromdifenyleter	BDE 15		x				IMR	
2,2',4-tribromdifenyleter	BDE 17		x				IMR	
BDE 25	BDE 25		x				IMR	
2,4,4'-tribromdifenyleter	BDE 28	d		41318756	PS		IMR	NIFES NIVA
BDE 35	BDE 35		x				IMR	
2,2',4,4'-tetrabromdifenyleter	BDE 47	d		5436431	PS		IMR	NIFES NIVA
2,2',4,5'-tetrabromdifenyleter	BDE 49		x	243982823			IMR	NIVA
2,3',4,4'-tetrabromdifenyleter	BDE 66	d	x	187084615			IMR	NIFES NIVA
2,3',4',6-tetrabromdifenyleter	BDE 71	d		189084626			IMR	NIFES NIVA
BDE 75	BDE 75		x				IMR	
3,3',4,4'-tetrabromdiphenyleter	BDE 77	d		93703481			IMR	NIFES NIVA
2,2',3,4,4'-pentabromdifenyleter	BDE 85	d		182346210			IMR	NIVA
2,2',4,4',5-pentabromdifenyleter	BDE 99	d		60348609	PHS		IMR	NIVA
2,2',4,4',6-pentabromdifenyleter	BDE 100	d		189084648	PHS		IMR	NIFES NIVA
BDE 118	BDE 118		x				IMR	
2,3',4,4',6-pentabromdifenyleter	BDE 119	d,e		189084660			IMR	NIFES NIVA
2,2',3,4,4',5'-pentabromdifenyleter	BDE 138	d	x				IMR	NIFES NIVA
2,2',4,4',5,5'-hexabromdifenyleter	BDE 153	d		68631492			IMR	NIFES NIVA
2,2',4,4',5,6'-hexabromdifenyleter	BDE 154	d		207122154	PS		IMR	NIFES NIVA
BDE 181	BDE 181		x				IMR	
2,2',3,4,4',5',6'-heptabromdifenyleter	BDE 183	d		68928803			IMR	NIFES NIVA
BDE 190	BDE 190		x				IMR	
BDE 195	BDE 195		x				IMR	
2,2',3,3',4,4',5,6'-oktabromdifenyleter	BDE 196	d		32536520			IMR	NIFES NIVA
2,2',3,4,4',5,5',6'-oktabromdifenyleter	BDE 203		x				IMR	
2,3,3',4,4',5,5',6'-oktabromdifenyleter	BDE 205	d					IMR	NIFES NIVA
2,2',3,3',4,4',5,5',6-nonabromdifenyleter	BDE 206	d					IMR	NIFES
2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-decabromdifenyleter	BDE 209	d		13654096			IMR	NIFES NIVA
hexabromocyclododecane	HBCDD							
Perfluorerte forbindelser (PFC)								
fluorotelomer sulfonat	6:2 FTS							
Sulfuramid eller N-ethyl-	PFOSA			4151502				NIFES NIVA
1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-heptadekafluoro-				754916				

Parameter	Kode	K	Ny ₁	CAS-nr. ²	EQSD	Sjø	Sedi ment	Torsk
1-oktanesulfonamid								
perfluorbutan sulfonat	PFBS			2795393				NIFES NIVA
perfluorohexanoic sulfonat	PFHXS			432507				NIFES
perfluoroktansulfonat	PFOS			1763231	RS			NIFES NIVA
perfluorodekanoic sulfonat	PFDS			67906427				NIFES
perfluorbutanoiksyre	PFBA							NIFES
perfluorhexansyre	PFHxA			307244				NIFES NIVA
perfluorheptansyre	PFHpA			375859				NIFES NIVA
perfluoroktansyre	PFOA			335671				NIFES NIVA
perfluoromonansyre	PFNA			375951				NIFES NIVA
perfluordodekanoiksyre	PFDA							NIFES
perfluorundekanoiksyre	PFUDA							NIFES
perfluorpentadekanoiksyre	PFPEA		x					NIFES
	PFDODA		x					NIFES
	PFTRDA		x					NIFES
	PFTEDA		x					NIFES
	PFHXDA		x					NIFES
	PFODA		x					NIFES
Hovedkomponenter								
	sulfid	SO2						
	sulfat--	SO4--						
Sum (nitrat - + salpetersyre)		Sum (NO3- + HNO3)						
Sum (amonium ++ og amoniakk)		Sum (NH4+ + NH3)						
	natrondioksid	NO2						
	natron +	NA+						
	klorid -	Cl-						
	kalium eller potasium +	K+						
	kalsium ++	Ca++						
	magnesium ++	Mg++						
	kobolt	CO						
	Meterologi							
	surhetsgrad, picohenry	pH						
	ledningsevne							
	kornstørrelse (sediment)						NIVA	
	total organisk karbon						NIVA	
	tørrstoff						NIVA	NIFES NIVA
	fettvekt							NIFES NIVA
Tungmetaller								
	cadmium	Cd				PHS		NIFES NIVA
	bly	Pb				PHS		NIFES NIVA
	sink	Zn						NIFES NIVA
	kobber	Cu						NIFES NIVA
	nikkel	Ni				PS		NIFES NIVA
	kobolt	Co						NIFES
	arsen	As						NIFES NIVA
	mangan	Mn						NIFES
	kvikksølv	Hg				PHS		NIFES NIVA
	selen	Se	x					NIFES
	tinn	Sn	x					NIFES
	molybden	Mo	x					NIFES
	aluminium	Al	x					NIVA
	sølv	Ag	x					NIVA
Radionuklider								
	cesium 137	Cs-137				IMR		IMR
	polonium 210	Po-210				NRPA		
	radium 226	Ra-226						
	plutonium 239 og plutonium 240	Pu-239+240				NRPA		
	americium 241	Am-241				NRPA		
	radium 228	Ra-228						

Parameter	Kode	K	Ny ₁	CAS-nr. ²	EQSD	Sjø	Sedi ment	Torsk
	bly 210	Pb-210						
	strontium 90	Sr-90						
	technetium 99	Tc-99			NRPA	IMR		

- 1) I tillegg I forhold til opprinnelig plan
- 2) for noen stoffer var CAS-nr. Ikke funnet
- a) inngår i sum "PAH-16"
- b) kreftfremkallende PAH
- c) inngår i sum "PCB-7"
- d) inngår i sum "BDE-16"
- e) lite i naturen, ofte brukt som indre standard
- x) ny i forhold

Vedlegg B Oversikt over analytiske metoder

Kjemiske analyser av organiske miljøgifter, metaller og undersøkelse av radioaktive stoffer

En kort beskrivelse av analyse metoder for organiske miljøgifter, metaller og radioaktive stoffer følger nedenfor. I den foreliggende undersøkelse finnes det norske standard for deler av analysen men ikke for hele analysen. Instusjonene har akkreditert metoder for mange av deres metoder. Analyse av samme stoff på de forskjellige institusjonene er sammenlignbare (f.eks. undersøkelse av miljøgifter i torsk som ble gjort av NIFES og NIVA). Flere detaljer finnes i Vedlegg B.

Metaller i sediment og torskelever (NIVA metode)

Metaller i sediment fra åtte stasjoner og i torsk fra tre av de fire stasjonene har blitt analysert på NIVA. Sediment ble ekstrahert ved å benytte salpetersyre. Biotaprøver ble ekstrahert ved å bruke nitrilsyre nitric acid. Konsentrasjonene ble undersøkt ved å bruke Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS), bortsett fra krom som har blitt analysert ved GAAS eller ICP-Atomic Emission Spectroscopy (ICP-AES). Kvikksølv (total) har blitt analysert ved Cold-Vapour AAS (CVAAS).

PCB i torskelever (NIVA metode)

Polyklorerte bifenyler (PCB) eller andre klororganiske farlige stoffer i torskelever fra fire stasjoner har blitt analysert ved NIVA. Laboratoriet har benyttet gasskromatografi med kapillær kolonne (GC) og ”electron capture detector” (ECD). Fettinnhold ble ekstrahert ved å benytte en mikstur av sykloheksan og aceton på vevsmaterialet. Blant de individuelle PCBene som kvantifiseres, er Σ PCB-7 vanligvis benyttet for tolkning av resultater (*Tabell 36*).

PBDE i torskelever (NIVA metode)

Analyser av polybromerte difenyletere (PBDE) har blitt gjort ved NIVA. Analysene er basert på fettinnhold på vevet ved å benytte en GC-MSD-SIM. Noen alternativer trengte å analysere BDE196 og BDE209 *inter alia* med hensyn på temperaturprogram og trinn for for å redusere prøvenes eksponering for lys.

PFC i sediment og torsk (NIVA metode)

Perflourerte forbindelser (PFC) i sediment fra alle stasjoner og i torskelever fra tre av fire stasjoner er bestemt ved å benytte væske-kromatografi koblet til tandem MS (LC/MS/MS) opereret i elektro-spray-ionisering (electro-spray-ionisation, ESI) modus ved å benytte multiplere reaksjonsovervåking.

Metaller, torskefilet (NIFES metode).

Prøvene av torskefilet fra hver enkeltfisk ble homogenisert og frysetørket og deretter homogenisert igjen til et fint pulver etter akkreditert metode (Metode 377) ved vårt prøvemottak. Prøvene ble veid før og etter tørking, og tørrstoffinnholdet (%) regnet ut. Det ble veid inn to paralleller fra hver fisk til analyse for metall. Før sluttbestemmelse ble prøvene dekomponert i ekstra ren salpetersyre og hydrogenperoksid og varmet opp i mikrobølgeovn (Milestone-MLS-1200 microwave oven). Alle målinger vart utført med bruk av Agilent 7500c Induktiv koplet plasmamassespektrometer (ICPMS) med HP-datamaskin. Metoden er akkreditert og har metodenummer 197.

Leverprøvene ble homogenisert og prøvemateriale fordelt til ulike analyser.

Fett, lever.

Fett ble analysert gravimetrisk etter etylacetatmetoden (Akkreditert metode nr. 91)

Metaller, lever.

Leverprøvene ble oppsluttet direkte uten frysetørking og oppsluttet og analysert etter metode 197 som beskrevet over.

PCB i torskelever (NIFES metode)

Homogenisert prøve tilsettes internstandard (PCB 53) og blandes med hydromatriks før den ekstraheres med heksan på ASE 300 (Accelerated Solvent Extractor). Fettet brytes ned online ved at ASE-cellen pakkes med svovelsyreimpregnert silicagel. Ekstraktet syrebehandles videre med konsentrert svovelsyre for å bryte ned rester av fett. Prøven analyseres på GC/MS i SIM mode og kvantifiseringen av de ulike analyttene baseres på internstandard og en ett punkts kalibreringskurve, lineær gjennom origo. Metoden kvantifiserer PCB₇ (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180), PCB 105 og PCB 156.

Perfluorerte forbindelser, torskelever (NIFES metode 349).

For flourerte forbindelser ble innveid prøve tilsatt intern standard og ekstrahert med metanol i ultralydbad. Etter sentrifugering ble prøven filtrert og vann tilsatt før opprensing med ASPEC. Ekstraktet fra ASPEC ble rensert videre ved filtrering gjennom 3K ultrafilter. Prøvene ble til slutt analysert på LC-MS/MS og kvantifisert ved hjelp av intern standard. Metoden er nylig akkreditert, metode nr. 349.

Bromerte flammehemmere, GC/MS (NIFES metode nr. 238)

Homogenisert prøve tilsettes internstandard (PBDE-139) og blandes med hydromatriks før den ekstraheres med diklormetan: heksan på ASE 300 (Accelerated Solvent Extractor). Fettet brytes ned online ved at ASE-cellen pakkes med svovelsyreimpregnert silicagel. Ekstraktet syrebehandles videre med konsentrert svovelsyre for å bryte ned rester av fett. Prøven analyseres på GC/MS, NCI og kvantifiseringen av de ulike analyttene baseres på internstandard og en fem punkts kalibreringskurve. Metoden kvantifiserer PBDE₇ (PBDE-28, PBDE-47, PBDE-66, PBDE-99, PBDE-99, PBDE-100, PBDE-119, PBDE-153, PBDE-154), PBDE-138, PBDE-183 og total HBCD. NIFES sin standard metode inneholder ikke de fire tunge PBDE-kongenerne 196, 205, 206 og 209. Disse ble kvantifisert uakkreditert med en kortere kolonne.

Pesticider, torskelever (NIFES metode 380)

Homogeniserte prøver ble tilsatt intern standard og ekstrahert med heksan på ASE® 300 (Accelerated solvent Extractor). Ekstraktet ble delt i to fraksjoner til ulik opprensing og sluttbestemmelse. Den første fraksjonen ble rensert for fett ved behandling med konsentrert svovelsyre. Det rensede ekstraktet ble så oppkonsentrert og analysert på GCMS med elektronionisering. DDT og metabolitter, samt HCB ble bestemt med denne metoden.

Den andre prøvefraksjonen ble opprenset på ASPEC på tre SPE-kolonner; ChemElut, QuEChERS og C18. Det rensede ekstraktet ble så oppkonsentrert og analysert på GCMS med negativ kjemisk ionisering. De resterende klorerte pesticidene ble bestemt med denne metoden.

Organiske miljøgifter i sediment (IMR metode)

Opparbeiding av sedimentprøvene for analyse av PAH, THC, PCB/pestisider og BFH består av ekstraksjon på ASE (Accelerated Solvent Extractor), med direkte opprensing i ASE-cellen (i tilfelle PCB og BFH) eller videre opprensing på Si kolonne (PAH og THC), og videre analyse på GC-MS (EI) for PAH, GC-MS (NCI) for BFH, GC-FID for THC og GC-ECD for PCB og pestisider.

Technetium-99 i sjøvann (IMR metode):

⁹⁹Tc i sjøvann: 50-100 L sjøvann samles inn. ⁹⁹Tc bestemmes ved hjelp av radiokjemisk opparbeiding og beta-telling på en RISØ GM-25-5 beta-teller. KReO₄ benyttes som sporstoff. Den radiokjemiske opparbeidingen består i hovedtrekk av en preliminær ekstraksjon av Re/⁹⁹Tc på Amberlite IRA-400 anionkolonne, jernhydroksidfelling, videre ekstraksjon på Bio-Rad AG 1x8 (100-200 chloride) anionkolonne, sulfidfelling og til slutt felling av tetrafenylarsonium-saltene til Re/⁹⁹Tc. Disse monteres på passende "discer" og beta-telles. Utbyttet bestemmes gravimetrisk.

Technetium-99 i sjøvann (NRPA metode):

For å detektere aktivitetskonsentrasjonene av ⁹⁹Tc i sjøvann, må man i Barentshavet i dag samle inn 50 til 100 liter per prøve. Deteksjonsgrensene for metoden kan variere avhengig av kjemisk utbytte, telle- effektivitet og volum/masse av prøven. Etter forbehandling av prøvemateriale lages ^{99m}Tc-standardløsning og ^{99m}Tc-tracer tilsettes prøven.

Havvannsprøver filtreres først for å fjerne partikler over en viss størrelse før de føres direkte gjennom anionbytterkolonne, mens tangprøver først karboniseres med konsentrert H₂SO₄ og løses i konsentrert HNO₃ på varmeplate. Tracer av ^{99m}Tc ble tilsatt prøven for å kunne beregne kjemisk utbytte. Den kjemiske prosedyren er modifisert av Risø National Laboratory, Danmark (Chen *et al.*, 2001), og hovedprinsippene for metoden er: Technetium blir ved hjelp av ionebytte kromatografi separert fra prøvematriksen. Metoden benytter BIO-RAD AG1-X4 (100-200 mesh) kolonne og teknikker som utfelling av bunnfall og ekstraksjon, før technetium blir elektrolytisk deponert over på

en skive av rustfritt stål. Det kjemiske utbytte beregnes ved hjelp av tilsats av ^{99m}Tc -tracer og en Natriumjodid detektor (Scintillator detektor) plassert i en brønnkrystall. Prøven plasseres så for måling i en lav-bakgrunns antikoinsidens beta teller (Model Risø GM-25-5), og måles en uke.

Cesium-137 i sjøvann og fisk (IMR metode):

Cesium-137 (^{137}Cs) i sjøvann kan bestemmes på to måter. På tokt: Et bestemt volum (200-400 L) sjøvann fra sjøvannsinntaket om bord passerer filtre impregnert med en Cs-absorbent ($\text{Cu}_2[\text{Fe}(\text{CN})_6]$). Filteret tørkes, foraskes og overføres til polyetylen telle-bokser av passende geometri. På laboratoriet: Et kjent volum (50-100 L) sjøvann fylles i store kar og ^{137}Cs felles med ammonium-dodeca-molybdo-fosfat (AMP). Bunnfallet overføres til polyetylen telle-bokser av passende geometri og løses i 6M NaOH. ^{134}Cs brukes som indre standard. Konsentrasjonen av ^{137}Cs i telle-boksene bestemmes vha gamma-sprektroskopi på elektrisk kjølte HPGe-detektorer med relative effektiviteter mellom 30% og 60%. Havforskningsinstituttet har et lavbakgrunns-tellerom med olivinstein i veggene.

^{137}Cs i fisk: 50 - 200 g filet fra 25 fisk blandes og homogeniseres. Prøven frysetørkes og homogeniseres på nytt. En kjent mengde av den tørre prøven overføres til polyetylen telle-bokser av passende geometri. Konsentrasjonen av Cs-137 bestemmes vha gamma-sprektroskopi på elektrisk kjølte HPGe-detektorer med relative effektiviteter mellom 30% og 60%. Havforskningsinstituttet har et lavbakgrunns-tellerom med olivinstein i veggene.

Cesium-137 og andre gamma emittere i sedimenter og sjøvann (NRPA metode)

Cesium-137 i sjøvann kan bestemmes på to måter., enten via AMP, eller ved hjelp av cesiumabsorberende filter som beskrevet under cesium-137 (IMR-metode). Havvannsprøver i størrelsesorden på ca. 500 liter blir først kjørt gjennom et cesiumabsorberende filteroppsett (beskrevet over) med et forfilter og 2 cesiumabsorberende filter. Filtrene blir senere tørket ved 105°C , for så å foraskes ved 450°C , før de homogeniseres å puttes i prøvebokser.

Sedimentprøver blir delt inn i ulike sjikt og frysetørket, før prøvene blir homogenisert og plassert i ulike prøvebokser. Prøver av fisk og biota blir enten frysetørket eller tørket før de homogeniseres og plasseres i ulike prøvebokser. Prøvene setter deretter til måling på høy oppløselig gamma detektor (HPGe) i en periode på ca. 2 dager, og foregår i et spesialbygget lavbakgrunns laboratorium. Detektorene har en relativ effektivitet på 23% til 45%, og oppløsningen på detektorene ved 1332 keV er mindre enn 1,9 keV. Detektorene dekker et energiintervall i området 45-2000 keV, og også andre gamma-emittere som ligger innenfor oppgitt energiintervall detekteres.

Strontium-90 i sjøvann (IFE metode):

For å detektere aktivitetskonsentrasjonene av ^{90}Sr i sjøvann, må man i Barentshavet i dag, samle inn 50 liter per prøve, for å være sikker på å komme over deteksjonsgrensen. Deteksjonsgrensene for metoden kan variere avhengig av kjemisk utbytte, telle effektivitet og volum/masse av prøven. Etter forbehandling av prøvemateriale tilsettes ^{85}Sr -tracer prøven, og ved å beregne aktiviteten (tilveksten av aktivitet) til datterproduktet ^{90}Y , får man beregnet innholdet av ^{90}Sr . Metoden er en standardisert metode hvor man benytter rykende salpetersyre og EDTA (Varskog *et al.*, 1997). Prøven blir etterpå målt/detektert ved hjelp av en antikoinsidens, skjermet GM-teller.

Plutonium ($^{239+240}\text{Pu}$) i sedimenter og sjøvann (NRPA metode):

Prøver av plutonium er en kostbar og ressurskrevende metode, og for å detektere aktivitetskonsentrasjonene av $^{239+240}\text{Pu}$ i sjøvann samler man inn ca. 200 liter sjøvann. Etter forbehandling av prøvemateriale som sedimenter og sjøvann, tilsettes ^{242}Pu -tracer prøven. Deteksjonsgrensene for metoden varierer avhengig av kjemisk utbytte, telle effektivitet og volum/masse av prøven. Prøven tilsettes kjemikalier for å få en utfelling og mindre prøvelolum beskrevet av Chen *et al.* (1991). Plutonium i sediment og biota blir først forrasket ved 450°C , før de homogeniseres og behandles videre med kongevann, før man utfører en tilsvarende utfelling av bunnfall, som for sjøvann.

Separasjon av plutonium utføres deretter med hjelp av ekstraksjon med løsemidler og 10 % TIOA/Xylene fulgt av ionebytte med AG1-X4 kolonner og teknikker som utfelling av bunnfall og

inndaming før plutoniums fraksjonen blir elektrolytisk deponert over på en skive av rustfritt stål, og måles en til to uker ved hjelp av alfaspektrometri. Det kjemiske utbytte beregnes ved hjelp av prøvens innhold av tilsatt ^{242}Pu -tracer.

Beregning av gjennomsnitt og summering mht. deteksjonsgrense

Etter EUs vanndirektiv retningslinjer (2009/90/EC) skal verdier angitt som under deteksjon grense betraktes som halvparten av denne grensen i gjennomsnitts beregninger og som null den inngår i en sum variable, som for eksempel for sum av de syv PCB kongenerene (PCB7), sum av de 16 PAH forbindelsene (PAH16), sum av de PBDE og sum av DDT (dvs. sum av DDT, DDE og DDD (TDE)).

Parametere		sediment basis IMR	sediment det.gr. IMR	sediment metode IMR
Stoff	kode			
Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)		t.v.	0,5 µg/kg	Akkrediteret metode O21
Total hydrokarbon	THC	t.v.	2 mg/kg	Akkrediteret metode O22
Persistente organiske forbindelser (POP)				
α-Heksaklorsyκλοheksan (HCH)	HCHA	t.v.	0.005 µg/kg	Ikke akkrediteret
β-Heksaklorsyκλοheksan (HCH)	HCHB			
γ-Heksaklorsyκλοheksan (HCH)	HCHG	t.v.	0.013 µg/kg	Ikke akkrediteret
β+γ-Heksaklorsyκλοheksan (HCH)	HCH(B+G)			
tr-klordan				
cis-klordan				
tr-Nonaklor	TNC	t.v.	0.016 µg/kg	Ikke akkrediteret
cis-Nonaklor	CNC			
heksaklorbenzen	HCB	t.v.	0.004 µg/kg	Ikke akkrediteret
pentaklorbenzen	QCB			
2,4,4' triklorbifenylyl	CB28	t.v.	0.016 µg/kg	Ikke akkrediteret
2,2',5,5' tetraklorbifenylyl	CB52	t.v.	0.018 µg/kg	Ikke akkrediteret
2,2',4,5,5' pentaklorbifenylyl	CB101	t.v.	0.016 µg/kg	Ikke akkrediteret
2,3,3',4,4' pentaklorbifenylyl	CB105	t.v.	0.005 µg/kg	Ikke akkrediteret
2,3',4,4',5 pentaklorbifenylyl	CB118	t.v.	0.007 µg/kg	Ikke akkrediteret

Parametere		sediment basis	sediment det.gr.	sediment metode
		IMR	IMR	IMR
Stoff	kode			
2,2',3,4,4',5' hexaklorbifenyl	CB138	t.v.	0.006 µg/kg	Ikke akkrediteret
2,2',4,4',5,5' hexaklorbifenyl	CB153	t.v.	0.030 µg/kg	Ikke akkrediteret
2,3,3',4,4',5 hexaklorbifenyl	CB156	t.v.	0.015 µg/kg	Ikke akkrediteret
2,2',3,4,4',5,5' heptaklorbifenyl	CB180	t.v.	0.014 µg/kg	Ikke akkrediteret
2,2',3,3',4,4',5,5',6,6' dekaklorbifenyl	CB209			
oktaklorstyren	OCS			
DDT (pp'DDT)	DDTPP	t.v.	0.031 µg/kg	Ikke akkrediteret
DDD (pp'DDD)	DDDPP	t.v.	0.015 µg/kg	Ikke akkrediteret
DDE (pp'DDE)	DDEPP	t.v.	0.016 µg/kg	Ikke akkrediteret
DDT (op'DDT)	DDTOP			
DDD (op'DDD)	DDDOP			
DDE (op'DDE)	DDEOP			
Dieldrin				
Polybromerte difenyletere (PBDE)				
4,4'-dibromdifenyleter	BDE 15	t.v.	0.05 µg/kg	Ikke akkrediteret
2,2',4-tribromdifenyleter	BDE 17	t.v.	0.01 µg/kg	Ikke akkrediteret
BDE 25	BDE 25	t.v.	0.01 µg/kg	Ikke akkrediteret
2,4,4'-tribromdifenyleter	BDE 28	t.v.	0.05 µg/kg	Ikke akkrediteret
BDE 35	BDE 35	t.v.	0.01 µg/kg	Ikke akkrediteret
2,2',4,4'-tetrabromdifenyleter	BDE 47	t.v.	0.07 µg/kg	Ikke akkrediteret
2,2',4,5'-tetrabromdifenyleter	BDE 49	t.v.	0.01 µg/kg	Ikke akkrediteret
2,3',4,4'-tetrabromdifenyleter	BDE 66	t.v.	0.01 µg/kg	Ikke akkrediteret
2,3',4',6-tetrabromdifenyleter	BDE 71	t.v.	0.01 µg/kg	Ikke akkrediteret
BDE 75	BDE 75	t.v.	0.01 µg/kg	Ikke akkrediteret
3,3',4,4'-tetrabromdifenyleter	BDE 77	t.v.	0.01 µg/kg	Ikke akkrediteret
2,2',3,4,4'-pentabromdifenyleter	BDE 85	t.v.	0.01 µg/kg	Ikke akkrediteret

Parametere		sediment basis IMR	sediment det.gr. IMR	sediment metode IMR
Stoff	kode			
2,2',4,4',5-pentabromdifenyleter	BDE 99	t.v.	0.01 µg/kg	Ikke akkreditert
2,2',4,4',6-pentabromdifenyleter	BDE 100	t.v.	0.09 µg/kg	Ikke akkreditert
	BDE 118 BDE 118	t.v.	0.01 µg/kg	Ikke akkreditert
2,3',4,4',6-pentabromdifenyleter	BDE 119	t.v.	0.01 µg/kg	Ikke akkreditert
2,2',3,4,4',5'-pentabromdifenyleter	BDE 138	t.v.	0.01 µg/kg	Ikke akkreditert
2,2',4,4',5,5'-hexabromdifenyleter	BDE 153	t.v.	0.01 µg/kg	Ikke akkreditert
2,2',4,4',5,6'-hexabromdifenyleter	BDE 154	t.v.	0.01 µg/kg	Ikke akkreditert
	BDE 181 BDE 181	t.v.	0.05 µg/kg	Ikke akkreditert
2,2',3,4,4',5,6'-heptabromdifenyleter	BDE 183	t.v.	0.01 µg/kg	Ikke akkreditert
	BDE 190 BDE 190	t.v.	0.05 µg/kg	Ikke akkreditert
	BDE 195 BDE 195	t.v.	0.01 µg/kg	Ikke akkreditert
2,2',3,3',4,4',5,6'-oktabromdifenyleter	BDE 196	t.v.	0.05 µg/kg	Ikke akkreditert
2,2',3,4,4',5,5',6'-oktabromdifenyleter	BDE 203	t.v.	0.01 µg/kg	Ikke akkreditert
2,3,3',4,4',5,5',6'-oktabromdifenyleter	BDE 205	t.v.	0.01 µg/kg	Ikke akkreditert
2,2',3,3',4,4',5,5',6'-nonabromdifenyleter	BDE 206	t.v.	2.50 µg/kg	Ikke akkreditert
2,2',3,3',4,4',5,5',6'-dekabromdifenyleter	BDE 209	t.v.	1.15 µg/kg	Ikke akkreditert

Parametere		sediment	sediment	sediment	torsk	torsk	torsk	sjøvann	sjøvann
		basis	det.gr.	metode	basis	det.gr.	metode	det.gr.	metode
		IMR	IMR	IMR	IMR	IMR	IMR	IMR	IMR
Stoff	kode								
Radionuklider									
cesium 137	Cs-137	t.v.	0.1-0.5 Bq kg-1		v.v.	0,3 Bq/kg tørrvekt	akkreditert metode R1	0,2 Bq	akkreditert metode R2
technetium 99	Tc-99							0,005 Bq	ikke- akkreditert metode R8

Parametere	Stoff	kode	sediment	sediment	sediment	torsk	torsk	torsk	torsk	torsk	torsk
			basis	det.gr.	metode	basis	det.gr.	metode	basis	det.gr.	metode
			NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIFES	NIFES	NIFES
Persistente organiske forbindelser (POP)											
	α-Heksaklorsyκλοheksan (HCH)	HCHA				v.v.	2 µg/kg	akkreditert H3-4	v.v.	0.3 µg/kg	ikke akkreditert 380
	β-Heksaklorsyκλοheksan (HCH)	HCHB									
	γ-Heksaklorsyκλοheksan (HCH)	HCHG				v.v.	2 µg/kg	akkreditert H3-4	v.v.	0.3 µg/kg	ikke akkreditert 380
	β+γ-Heksaklorsyκλοheksan (HCH)	HCH(B+G)									
	tr-klordan								v.v.	0.4 µg/kg	ikke akkreditert 380
	cis-klordan								v.v.	0.6 µg/kg	ikke akkreditert 380
	tr-Nonaklor	TNC							v.v.	0.2 µg/kg	ikke akkreditert 380
	cis-Nonaklor	CNC							v.v.	0.2 µg/kg	ikke akkreditert 380
	heksaklorbenzen	HCB							v.v.	0.5 µg/kg	ikke akkreditert 380
	pentaklorbenzen	QCB				v.v.	2 µg/kg	akkreditert H3-4			
	2,4,4' triklorbifenyl	CB28				v.v.	3 µg/kg	akkreditert H3-4	v.v.	0.02 ng/g	akkreditert 137
	2,2',5,5' tetraklorbifenyl	CB52				v.v.	3 µg/kg	akkreditert H3-4	v.v.	0.03 ng/g	akkreditert 137
	2,2',4,5,5' pentaklorbifenyl	CB101				v.v.	3 µg/kg	akkreditert H3-4	v.v.	0.03 ng/g	akkreditert 137
	2,3,3',4,4' pentaklorbifenyl	CB105				v.v.	3 µg/kg	akkreditert H3-4	v.v.	0.03 ng/g	akkreditert 137
	2,3',4,4',5 pentaklorbifenyl	CB118				v.v.	3 µg/kg	akkreditert H3-4	v.v.	0.03 ng/g	akkreditert 137
	2,2',3,4,4',5' hexaklorbifenyl	CB138				v.v.	3 µg/kg	akkreditert H3-4	v.v.	0.04 ng/g	akkreditert 137
	2,2',4,4',5,5' hexaklorbifenyl	CB153				v.v.	3 µg/kg	akkreditert H3-4	v.v.	0.03 ng/g	akkreditert 137
	2,3,3',4,4',5 hexaklorbifenyl	CB156				v.v.	3 µg/kg	akkreditert H3-4	v.v.	0.02 ng/g	akkreditert 137

Parametere		sediment	sediment	sediment	torsk	torsk	torsk	torsk	torsk	torsk
		basis	det.gr.	metode	basis	det.gr.	metode	basis	det.gr.	metode
		NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIFES	NIFES	NIFES
Stoff	kode									
2,2',3,4,4',5,5' heptaklorbifenyyl	CB180				v.v.	3 µg/kg	akkreditert H3-4	v.v.	0.05 ng/g	akkreditert 137
2,2',3,3',4,4',5,5',6,6' dekaklorbifenyyl	CB209				v.v.	3 µg/kg	akkreditert H3-4			
oktaklorstyren	OCS				v.v.	2 µg/kg	akkreditert H3-4			
DDT (pp'DDT)	DDTPP				v.v.	2 µg/kg	akkreditert H3-4	v.v.	2.0 µg/kg	ikke akkreditert 380
DDD (pp'DDD)	DDDPP				v.v.	2 µg/kg	akkreditert H3-4	v.v.	2.0 µg/kg	ikke akkreditert 380
DDE (pp'DDE)	DDEPP				v.v.	2 µg/kg	akkreditert H3-4	v.v.	2.0 µg/kg	ikke akkreditert 380
DDT (op'DDT)	DDTOP							v.v.	2.0 µg/kg	ikke akkreditert 380
DDD (op'DDD)	DDDOP							v.v.	2.0 µg/kg	ikke akkreditert 380
DDE (op'DDE)	DDEOP							v.v.	2.0 µg/kg	ikke akkreditert 380
Dieldrin										
Polybromerte difenyletere (PBDE)										
4,4'-dibromdifenyleter	BDE 15									
2,2',4-tribromdifenyleter	BDE 17									
	BDE 25									
2,4,4'-tribromdifenyleter	BDE 28				v.v.	0.3 µg/kg	ikke akkreditert	v.v.	0.04 ng/g	akkreditert 238
	BDE 35									
2,2',4,4'-tetrabromdifenyleter	BDE 47				v.v.	0.3 µg/kg	ikke akkreditert	v.v.	0.04 ng/g	akkreditert 238
2,2',4,5'-tetrabromdifenyleter	BDE 49				v.v.	0.3 µg/kg	ikke akkreditert			
2,3',4,4'-tetrabromdifenyleter	BDE 66				v.v.	0.3 µg/kg	ikke akkreditert			
2,3',4',6-tetrabromdifenyleter	BDE 71				v.v.	0.3 µg/kg	ikke akkreditert			
	BDE 75									
3,3',4,4'-tetrabromdiphenyleter	BDE 77				v.v.	0.3 µg/kg	ikke akkreditert			
2,2',3,4,4'-pentabromdifenyleter	BDE 85				v.v.	0.3 µg/kg	ikke akkreditert			
2,2',4,4',5-pentabromdifenyleter	BDE 99				v.v.	0.3 µg/kg	ikke akkreditert	v.v.	0.04 ng/g	akkreditert 238
2,2',4,4',6-pentabromdifenyleter	BDE 100				v.v.	0.3 µg/kg	ikke akkreditert	v.v.	0.04 ng/g	akkreditert 238
	BDE 118									
	BDE 118									

Parametere		sediment basis NIVA	sediment det.gr. NIVA	sediment metode NIVA	torsk basis NIVA	torsk det.gr. NIVA	torsk metode NIVA	torsk basis NIFES	torsk det.gr. NIFES	torsk metode NIFES
Stoff	kode									
2,3',4,4',6-pentabromdifenyleter	BDE 119				v.v.	0.3 µg/kg	ikke akkreditert	v.v.	0.04 ng/g	akkreditert 238
2,2',3,4,4',5'-pentabromdifenyleter	BDE 138				v.v.	0.3 µg/kg	ikke akkreditert			
2,2',4,4',5,5'-hexabromdifenyleter	BDE 153				v.v.	0.3 µg/kg	ikke akkreditert	v.v.	0.04 ng/g	akkreditert 238
2,2',4,4',5,6'-hexabromdifenyleter	BDE 154				v.v.	0.3 µg/kg	ikke akkreditert	v.v.	0.04 ng/g	akkreditert 238
	BDE 181 BDE 181									
2,2',3,4,4',5',6-heptabromdifenyleter	BDE 183				v.v.	0.3 µg/kg	ikke akkreditert	v.v.	0.08 ng/g	akkreditert 238
	BDE 190 BDE 190									
	BDE 195 BDE 195									
2,2',3,3',4,4',5,6'-oktabromdifenyleter	BDE 196				v.v.	0.3 µg/kg	ikke akkreditert	v.v.	0.04 ng/g	ikke akkreditert 238
2,2',3,4,4',5,5',6'-oktabromdifenyleter	BDE 203									
2,3,3',4,4',5,5',6'-oktabromdifenyleter	BDE 205				v.v.	0.3 µg/kg	ikke akkreditert	v.v.	0.04 ng/g	ikke akkreditert 238
2,2',3,3',4,4',5,5',6-nonabromdifenyleter	BDE 206							v.v.	0.04 ng/g	ikke akkreditert 238
2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-dekabromdifenyleter	BDE 209				v.v.	1.0 µg/kg	ikke akkreditert	v.v.	0.04 ng/g	ikke akkreditert 238
heksabromosyklododekan	HBCDD				v.v.	50 µg/kg	ikke akkreditert			
Perfluorete forbindelser (PFC)										
fluorotelomer sulfonat	6:2 FTS									
Sulfuramid eller N-ethyl- 1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8- heptadekafluoro-1-oktanesulfonamid	PFOSA				v.v.	0.1-3.0 µg/kg	ikke akkreditert	v.v.	2,7 ng/g	akkreditert 349
perfluorbutan sulfonat	PFBS				v.v.	0.1-3.0 µg/kg	ikke akkreditert	v.v.	4,5 ng/g	akkreditert 349

Parametere		sediment basis NIVA	sediment det.gr. NIVA	sediment metode NIVA	torsk basis NIVA	torsk det.gr. NIVA	torsk metode NIVA	torsk basis NIFES	torsk det.gr. NIFES	torsk metode NIFES
Stoff	kode									
perflurohexanoic sulfonate	PFHXS									
perfluoroktansulfonat	PFOS				v.v.	0.1-3.0 µg/kg	ikke akkreditert	v.v.	1,5 ng/g	akkreditert 349
perfluorodekanoik sulfonat	PFDS?							v.v.	0,9 ng/g	akkreditert 349
perfluorbutanoiksyre	PFBA							v.v.	3 ng/g	akkreditert 349
perfluorhexansyre	PFHxA				v.v.	0.1-3.0 µg/kg	ikke akkreditert	v.v.	1,5 ng/g	akkreditert 349
perfluorheptansyre	PFHpA				v.v.	0.1-3.0 µg/kg	ikke akkreditert	v.v.	3 ng/g	akkreditert 349
perfluoroktansyre	PFOA				v.v.	0.1-3.0 µg/kg	ikke akkreditert	v.v.	1,8 ng/g	akkreditert 349
perfluorononansyre	PFNA				v.v.	0.1-3.0 µg/kg	ikke akkreditert	v.v.	1,5 ng/g	akkreditert 349
perfluordodekanoiksyre	PFDA?							v.v.	0,9 ng/g	akkreditert 349
perfluorundekanoiksyre	PFUDA?							v.v.	1,5 ng/g	akkreditert 349
Hovedkomponenter										
	tørrstoff			akkreditert B3	v.v.		akkreditert B3	v.v.	2 -99,5 g/100g	377
	fettvekt				v.v.			v.v.	0,3 g/100g	akkreditert 91
Tungmetaller										
kadmium	Cd	t.v.	1500 µg/kg	akkreditert E10-2 og E9-5	v.v.	100 µg/kg	akkreditert E10-4 og E8-3	tv	0,002 mg/kg	akkreditert 197
bly	Pb	t.v.	1000 µg/kg	akkreditert E10-2 og E9-5	v.v.	1000 µg/kg	akkreditert E10-4 og E8-3	tv	0,005 mg/kg	akkreditert 197
sink	Zn	t.v.	5000 µg/kg	akkreditert E10-2 og E9-5	v.v.	150 µg/kg	akkreditert E10-4 og E8-3	tv	0,14 mg/kg	akkreditert 197
kobber	Cu	t.v.	1000 µg/kg	akkreditert E10-2 og E9-5	v.v.	200 µg/kg	akkreditert E10-4 og E8-3	tv	0,02 mg/kg	akkreditert 197
nikkel	Ni	t.v.	2000 µg/kg	akkreditert E10-2 og E9-5	v.v.	400 µg/kg	akkreditert E10-4 og E8-3	tv	µl	underleveranse
kobolt	Co	t.v.	1500 µg/kg	akkreditert E10-2 og E9-5				tv	0,004 mg/kg	akkreditert 197
arsen	As	t.v.	15000 µg/kg	akkreditert E10-2 og E9-5	v.v.	2000 µg/kg	akkreditert E10-4 og E8-3	tv	0,01 mg/kg	akkreditert 197
mangan	Mn	t.v.	250 µg/kg	akkreditert E10-2 og E9-5				tv	0,01 mg/kg	akkreditert 197

Parametere		sediment basis NIVA	sediment det.gr. NIVA	sediment metode NIVA	torsk basis NIVA	torsk det.gr. NIVA	torsk metode NIVA	torsk basis NIFES	torsk det.gr. NIFES	torsk metode NIFES
Stoff	kode									
Vanadium	V							tv	0,005 mg/kg	akkreditert 197
kvikksølv	Hg	t.v.	5 µg/kg	NS-EN 1483 + akkreditert E4-3	v.v.	5 µg/kg	NS-EN 1483 + akkreditert E4-3	tv	0,002 mg/kg	akkreditert 197
aluminium	Al	t.v.	10000 µg/kg	akkreditert E10-4 og E8-3						

Parametere	sjøvann		sjøvann	sediment	sediment	sediment	torsk	torsk	torsk	
	basis	det.gr.	metode	basis	det.gr.	metode	basis	det.gr.	metode	
	NRPA	NRPA	NRPA	NRPA	NRPA	NRPA	NRPA	NRPA	NRPA	
Radionuklider										
cesium 137	Cs-137	m3	Akk. Metode-test 169	ca. 400 liter	0.3-0.5 Bq m-3	tv	Akk. Metode-test 169, HPGe	0.3-0.6 Bq kg-1	vv	Akk. Metode-test 169, HPGe
polonium 210	Po-210								vv	Ikke akk. Metode
radium 226	Ra-226					tv	Ikke akk. Metode	5-10 Bq kg-1		
plutonium 239 og plutonium 240	Pu-239+240	Liter	Ikke akk. Metode	200	1-2 µBq liter-1	tv	Ikke akk. Metode	50-100 µBq g-1		
americium 241	Am-241	Liter	Ikke akk. Metode	200	1-2 µBq liter-1	tv	Ikke akk. Metode	50-100 µBq g-1		
radium 228	Ra-228	Liter	Ikke akk. Metode	25	0.2-0.5 Bq liter-1	tv	Ikke akk. Metode	5-10 Bq kg-1		
bly 210	Pb-210					tv	Ikke akk. Metode	10-20 Bq kg-1		
strontium 90	Sr-90	Liter	Ikke akk. Metode	50	0.1-0.2mBq liter-1					
technetium 99	Tc-99	Liter	Ikke akk. Metode	50	0.1-0.2mBq liter-1					

**Vedlegg C Klassifisering av tilstand – Klif-systemene
og antatt “bakgrunn”**

Tabell 37. Klima- og forurensningsetats klassifiseringsystem for miljøgifter i sedimenter (Bakke et al. 2007c). Alle konsentrasjoner på tørrvekt basis..

miljøgift	klassifisering (ovre grense for klassene I – IV)				
	I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Metaller					
Arsen (mg As/kg)	<20	82	76	880	>880
Bly (mg Pb/kg)	<30	83	100	720	>720
Kadmium (mg Cd/kg)	<0.28	2.6	18	140	>140
Kobber (mg Cu/kg)	<38	81	88	220	>220
Kromium (mg Cr/kg)	<70	860	8900	89000	>89000
Kvikksølv (mg Hg/kg)	<0.18	0.63	0.86	2	>1.6
Nikkel (mg Ni/kg)	<30	46	120	840	>840
Sink (mg Zn/kg)	<180	360	890	4800	>4800
PAH					
Naftalen (µg/kg)	<2	290	1000	2000	>2000
Acenaftylen (µg/kg)	<1.6	33	88	880	>880
Acenaften (µg/kg)	<4.8	160	360	3600	>3600
Fluoren (µg/kg)	<6.8	260	810	8100	>8100
Fenantren (µg/kg)	<6.8	800	1200	2300	>2300
Anthracen (µg/kg)	<1.2	31	100	1000	>1000
Fluoranten (µg/kg)	<8	170	1300	2600	>2600
Pyren (µg/kg)	<8.2	280	2800	8600	>8600
Benzo[a]antracen (µg/kg)	<3.6	60	90	900	>900
Krysen (µg/kg)	<4.4	280	280	860	>860
Benzo[b]fluoranten (µg/kg)	<46	240	490	4900	>4900
Benzo[k]fluoranten (µg/kg)		<210	480	4800	>4800
Benzo(a)pyren (µg/kg)	<6	420	830	4200	>4200
Indeno[123cd]pyren (µg/kg)	<20	47	70	700	>700
Dibenzo[ah]antracen (µg/kg)	<12	890	1200	12000	>12000
Benzo[ghi]perylen (µg/kg)	<18	21	31	310	>310
PAH16 ¹⁾ (µg/kg)	<300	2000	6000	20000	>20000
Andre organiske forbindelser					
PCB7 ²⁾ (µg/kg)	<8	17	190	1900	>1900
PCDD/F ³⁾ (TEQ) (µg/kg)	<0.01	0.03	0.10	0.80	>0.80
ΣDDT ⁴⁾ (µg/kg)	<0.8	20	490	4900	>4900
Lindan (µg/kg)		<1.1	2.2	11	>11
Heksaklorobenzen (HCB) (µg/kg)	0.8	17	61	610	>610
Pentaklorobenzen (µg/kg)		<400	800	4000	>4000
Triklorobenzen (µg/kg)		<86	700	1400	>1400
Hexaklorobutadien (µg/kg)		<49	66	660	>660
SCCP ⁶⁾ (µg/kg)		<1000	2800	8600	>8600
MCCP ⁷⁾ (µg/kg)		<4600	27000	84000	>84000
Pentaklorofenol (µg/kg)		<12	34	68	>68
Octylfenol (µg/kg)		<3.3	7.3	36	>36
Nonylfenol (µg/kg)		<18	110	220	>220
Bisfenol A (µg/kg)		<11	79	790	>790
TBBPA ⁸⁾ (µg/kg)		<63	1100	11000	>11000
PBDE ⁹⁾ (µg/kg)		<62	7800	16000	>16000

HBCDD ¹⁰⁾ (µg/kg)	<0.3	86	310	610	>610
PFOS ¹¹⁾ (µg/kg)	<0.17	220	630	3100	>3100
Diuron (µg/kg)		<0.71	6.4	13	>13
Irgarol (µg/kg)		<0.08	0.80	2.8	>2.8
Tributyl tinn					
TBT ¹²⁾ (µg/kg) – effects basert	<1	<0.002	0.016	0.032	>0.032
TBT ¹²⁾ (µg/kg) – fra (Molvær <i>et al.</i> 1997)	<1	8	20	100	>100

- 1) PAH: Polysykliske aromatiske hydrokarboner
- 2) PCB: Polyklorinerte bifenyler
- 3) PCDD/F: Polyklorinerte dibenzodioxiner/furaner
- 4) DDT: Diklorodifenyldickloroetan. ΣDDT er sum av DDT og metabolittene DDE og DDD
- 5) HCB: Heksaklorobenzon
- 6) SCCP: Kortkjedete (C10-13) polyklorinerte paraffiner
- 7) MCCP: Mellom lange kjedete (C14-17) polyklorinerte paraffiner
- 8) TBBPA: Tetrabromobifenol A
- 9) PBDE: Pentabromodifenyleter
- 10) HBCDD: Heksabromocyclododecan
- 11) PFOS: Perfluorerte oktylsulfonate
- 12) TBT: Tributyl tinn

Tabell 38. Klima- og forurensningsetats klassifiseringsystem for miljøgifter i blåskjell og torsk (Molvær et al. 1997) og forslag til reviderte grenser for klasse I konsentrasjoner (Knutzen & Green 2001b) brukt i denne rapporten.

miljøgift			klassifisering (ovre grense for klassene I – IV)				
			I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Torsk, filet							
Kvikksølv (Hg)	mg/kg	w.w.	0.1	0.3	0.8	1	>1
ΣPCB-7	µg/kg	w.w.	3 ¹⁾	20	80	180	>180
ΣDDT	µg/kg	w.w.	1	3	10	28	>28
ΣHCH	µg/kg	w.w.	0.3 ²⁾	2	8	18	>18
HCB	µg/kg	w.w.	0.2	0.8	2	8	>8
Torsk, lever							
ΣPCB-7	µg/kg	w.w.	800	1800	4000	10000	>10000
ΣDDT	µg/kg	w.w.	200 ³⁾	800	1800	3000	>3000
ΣHCH	µg/kg	w.w.	30 ⁴⁾	200	800	1000	>1000
HCB	µg/kg	w.w.	20	80	200	400	>400

¹⁾ Torskefilet - ΣPCB7: redusere grense fra 8 til 3

²⁾ Torskefilet - ΣHCH: redusere grense fra 0.8 til 0.3

³⁾ Torskelever - ΣDDT: Forslag til enten å øke grense fra 200 til 300 eller, helst, erstatte ΣDDT med p,p-DDE og beholde grensen (Knutzen & Green 2001b)

⁴⁾ Torskelever - ΣHCH: redusere grense fra 80 til 30

Tabell 39. Forslag til "høy bakgrunn konsentrasjon" for utvalgte miljøgifter, i mg/kg tørrvekt (blåskjell) og mg/kg våtvekt (blåskjell og fisk) brukt i denne rapporten. Grensene er hentet fra Knutzen & Skei (1990) med mindre justeringer (Knutzen & Green 1998, 2001b; Molvær et al. 1997). Spesiell usikre verdier er markert med "?".

Contaminant	Cod	
	liver	fillet
	mg/kg w.w.	mg/kg w.w.
Lead	0.1	
Cadmium	0.3	
Copper	20	
Mercury		0.1 ¹⁾
Zinc	30	
ΣPCB-7 ²⁾	0.80 ¹⁾	0.003 ³⁾
ppDDE	0.2 ³⁾	
γ HCH	0.03 ³⁾	0.0003 ³⁾
HCB	0.02 ¹⁾	
PBDE	0.05 ⁴⁾	

¹⁾ Fra Klifs klassifiseringssystem Klasse I ("god") (Molvær et al. 1997).

²⁾ Estimert sum av 7 enkelte PCB forbindelser (CB-28, -82, -101, -118, -138, -183 and -180) of forutsetter å være 70% av total PCB.

³⁾ Med hensyn til forslag til revisjoner av Green & Knutzen 2003

⁴⁾ Tatt som noe høyere en konsentrasjoner funnet i området tidligere, dvs. 0.0047-0.029 mg/kg v.v. (Bakke et al. 2008)

Vedlegg D Måling av karbonat-system parametere

Metodikker for måling av sjøvannets karbonat kjemi er relativt komplekse systemer og det kan være en utfordring å både måle og observere endringer av spesifikke mekanismer. Det er fire målbare parametere: partialtrykket av CO₂ (pCO₂), total alkalitet (AT eller TA), totalt oppløst uorganisk karbon (DIC), og pH. Når man kjenner de termodynamiske dissosiasjonskonstanter og antagelser om sjøvannets sammensetning som en funksjon av saltholdighet, kan fordelingen av alle karbonat komponentene beregnes ut fra konsentrasjonene av to av de øvrige målbare mengder (Millero, 1995). De vanligste målingene for vannprøver for åpent hav er DIC og AT. (Kleypas *et al.*, 2006), (Kleypas *et al.*, 2006).

En detaljerte beskrivelsen av moderne teknikker for målinger av havets karbonat-system kan finnes i "Guide to best practices for ocean CO₂ measurements" (Dickson *et al.*, 2007), som er tilgjengelig på http://cdiac.ornl.gov/oceans/Handbook_2007.html. Måling av disse variable trenger høy presisjon og en definisjon av måleusikkerhet ved analytiske teknikker er gjengitt nedenfor:

Presisjon: Nærhet av overenstemmelse mellom uavhengige test-resultat under fastsatte vilkår.

Repetierbarhet: Presisjon under repeterbare forhold - observasjonsforhold der uavhengige testresultatene er oppnådd med samme metode på identiske testelementer i samme testanlegg av samme operatør som bruker samme utstyr innenfor korte tidsintervaller.

Reproduserbarhet: Presisjon under reproduserbare forhold - observasjonsforhold hvor uavhengige testresultater er oppnådd med samme metode på identiske testelementer i ulike testanlegg med ulike aktører med forskjellige utstyr.

Usikkerhet (av måling): En parameter, knyttet til resultatet av en måling, som karakteriserer spredningen av verdier som med rimelighet kan tilskrives målestørrelsen.

Nøyaktighet (av målingen): Den nærhet av overenstemmelse mellom resultatet av en måling og en sann verdi av målestørrelsen.

pH

pH ble opprinnelig definert av Sørensen (1909) som konsentrasjonen av hydrogen ioner (i moderne nomenklatur), men senere (Sørensen og Linderstrøm-Lang, 1924), har det vært akseptert at det er mer tilfredsstillende å definere pH i form av den relative aktiviteten av hydrogen ionet i løsning, $\text{pH} = -\lg a_{\text{H}}$, hvor a_{H} er den relative (molalitet basert) aktivitet.

pH involverer en enkelt ione kvantitet, aktiviteten til hydrogenionet, som ikke er målbar med noen termodynamisk gyldig metode og krever en konvertering (Buck *et al.*, 2001).

pH skalaer

pH-skalaen er ikke en absolutt skala, den er gitt i forhold til et sett med standard løsninger hvor pH er bestemt etter internasjonale avtaler. De ulike måtene å definere pH på for bruk i sjøvann (NBS skalaen, "fri" hydrogenion konsentrasjonsskala, og de to "total" hydrogenion konsentrasjon skalaene), har vært diskutert mye i litteraturen, og de er presist beskrevet og vurdert av Dickson (1984, 1993).

pH skalaer er avhengig av bestemmelsesmetode (Hansson, 1973, Dickson og Riley, 1979; Dickson og Millero, 1987, 1989, Clayton, Byrne, 1993).

1. NBS skalaen, pH_{NBS} .
Denne skalaen brukes for pH bestemmelser med galvaniske celler kalibrert med NBS/NIST (National Bureau of Standards / National Institute of Standards and Technology) standarder. Dessverre, er ionestyrken i standard buffer løsninger mye lavere (~ 0,1 M) enn i sjøvann (~ 0,7 M). Derfor anbefales den ikke brukt for pH bestemmelser i sjøvann.
2. Den *fri* pH-skala, pH_F
Denne skalaen er definert som:
 $pH_F = -\log [H^+]_F$, hvor $[H^+]_F$ representerer konsentrasjonen av frie hydrogenioner i løsningen. Denne skalaen utelater effekten av ioner og fokuserer utelukkende på $[H^+]_F$, i prinsippet gjør dette representasjonen av hydrogenion konsentrasjonen enklere. Analytisk, er det bare den totale, $[H^+]_T$, som kan bestemmes derfor må $[H^+]_F$ estimeres ved hjelp av $[SO_4^{2-}]$ og dissosiasjons konstanten for HSO_4^- . Utnyttelsen av denne skalaen er derfor begrenset på grunn av de komplekse beregningene. pH-verdier målt med denne skalaen avviker med opptil 0,12 pH enheter **fra både** totalt og sjøvann skalaer.
3. *Total*-skalaen, pH_T .
Denne ble definert ved hjelp av et medium som inneholder sulfat ioner, som er underlagt proton absorberende likevekt
 $H^+ + SO_4^{2-} \rightleftharpoons HSO_4^-$. pH_T definerer pH i forhold til summen av konsentrasjoner av fritt hydrogenion og HSO_4^- :
 $pH_T = -\log [H^+]_T = -\log [H^+]_F (1 + [SO_4^{2-}]_T / K (HSO_4^-))$
hvor $[SO_4^{2-}]_T$ representerer den totale konsentrasjonen av sulfat i sjøvann og $K (HSO_4^-)$ reresenterer dissosiasjonskonstanten for bisulfate ion i sjøvann. Et sett buffere basert på kunstig sjøvann er utviklet for pH_T .
4. *Sjøvannsskalaen*,
Denne tar hensyn til at flussyre er en svak syre,
 $H^+ + F^- \rightleftharpoons HF$
og tar videre hensyn til interaksjonen mellom hydrogen ioner og både sulfat og fluorid ioner i sjøvann:
 $pH_{SWS} = -\log [H^+]_{SWS} = -\log [H^+]_F (1 + [SO_4^{2-}]_T / K (HSO_4^-) + [F^-]_T / K (HF))$,
hvor $[F^-]_T$ representerer den totale konsentrasjonen av fluorid i sjøvann og $K (HF)$ representerer dissosiasjonskonstanten for hydrogenfluorid i sjøvann. Imidlertid er konsentrasjonen av ioner om lag 400 ganger større enn konsentrasjonen av fluorid, slik at forskjellen mellom den totale skalaen og sjøvannsskalaen er svært liten.

Dickson (1993) argumenterer til fordel for den totale skalaen og dette benyttes i hoveddelen av de spektrofotometrisk teknikker (Clayton, Byrne, 1993)

Sammenhengen mellom de ulike pH-skalaer er gitt ved følgende likninger (Lewis, og Wallace, 1998):

$$a_H = 10^{(-pH_{NBS})} = f_H * H_{SWS},$$

og

$$H_{fri} = H_{tot} / (1 + TS / K_{SO4}) = H_{SWS} / (1 + TS / K_{SO4} + TF / K_F),$$

hvor a_H er aktiviteten og f_H er den tilsynelatende aktivitet koeffisient for H^+ ion, T_S og T_F er konsentrasjonene av SO_4^{2-} og fluor, og K_{SO_4} og K_F er dissosiasjonskonstanter av HSO_4^- og HF i sjøvann. Den tilsynelatende aktivitet koeffisient,

Forskjellen mellom den fri og NBS skalaen er liten og ikke godt kjent (Culberson, 1981; Zeebe og Wolf-Gladrow, 2001). Den tilsynelatende aktivitet koeffisient, $f_H = 10^{-pH_{NBS}} / ([H^+] - [HSO_4^-])$ må bestemmes i egne eksperimenter for hver elektrodepar som brukes (Wedborg *et al.*, 1999).

Forskjellen mellom den fri og totale skalaen kommer frem ved inkludering av HSO_4^- i definisjonen av den "totale" hydrogenion konsentrasjon og kan beregnes fra den totale sulfat konsentrasjon (S_T) og dissosiasjonskonstanten til HSO_4^- (K_S), som igjen kan estimeres ut fra temperatur og saltholdighet som beskrevet av Zeebe og Wolf-Gladrow (2001) og Dickson *et al.* (2007).

Konverteringen avhenger av temperatur, saltholdighet og trykk. Ved 20 ° C, saltholdighet 35, og 1 atm, er pH-verdier etter den totale skalaen omtrent (Lewis, og Wallace, 1998):

- 0.09 enheter lavere enn for den fri skala
- 0.01 enheter høyere enn for sjøvannsskalaen
- 0.13 enheter lavere enn for NBS-skalaen

Den tilsvarende forskjellen mellom pH-skalaer ble grovt bestemt av Zeebe og Wolf-Gladrow, 2001) (*Tabell 40*).

Tabell 40. pH skalaer og forskjeller mellom dem (fra Zeebe og Wolf-Gladrow, 2001).

pH-skala	Gjeldende for	Referanse	Forskjellen ved S = 35, T = 25 ° C til fri pH-skala pH _F - pH _i
pH _{NBS}	Ferskvann	Rent vann	
pH _F	Sjøvann	Kunstig sjøvann	
pH _T	Sjøvann	Kunstig sjøvann	~0.11
pH _{SWS}	Sjøvann	Kunstig sjøvann	~0.12

Lewis, og Wallace (1998) har vurdert flere dataprogrammer som utfører beregninger av parametere knyttet til sjøvannets CO₂ system (*Tabell 41*). I disse programmene varierte konstantene som brukes og deres bidrag til alkaliteten. For å få et innblikk i forskjellene, ble de tre programmene kjørt med følgende instillinger: TA = 2300 mikromol / kg-SW, TCO₂ = 2000 mikromol / kg-SW; ingen fosfat og silikat (to av programmene hadde ikke alternativer for å inkludere disse) og temperatur (° C), saltholdighet [på den praktiske Salinity Scale (PSS)], og trykk (i dbar) lik 20, 35 og 0, henholdsvis. Resultatene var som følger:

Tabell 41. Forskjellene i beregnet karbonatsystem parametere med ulike pH-skala konstanter.

Program	pCO ₂ (µatm)	pH	pH-skala	HCO ₃ ⁻ (µmol/kg)	CO ₃ ²⁻ (µmol/kg)
1	336	8.229	Fri	1767	223
2	351	8.088	Sjøvann	1772	216
3	330	8,247	NBS	1782	208

Verdiene for $p\text{CO}_2$, bør være den samme uavhengig av pH-skalaen, som også bør gjelde for konsentrasjonen av HCO_3^- og CO_3^{2-} .

Metodikk for pH-måling og bestemmelse

pH i sjøvann kan bestemmes ved hjelp av pH-elektroder, eller mer presist, med en spektrofotometrisk metode (Clayton og Byrne, 1993). Historisk har potentiometriske pH-målinger i sjøvann vist en presisjon på om lag 0.02 pH enheter, men pga av mangelen på konvensjoner på hvilke pH-skalaen man skulle bruke har det resultert i at pH forble en sjelden rapportert parameter innen oseanografien. Potentiometriske metoder for pH målinger har vist seg å være veldig presise med presisjons bedre enn 0.005 pH-enheter. Dette har vært forbedret med bruk av gjennomstrømningsmålinger hvor presisjon bedre enn 0.003 pH-enheter har blitt rapportert. De høye gjennomstrømningshastighetene som brukes for å oppnå denne høye presisjon kan ha gått ut over nøyaktigheten på grunn av vanskelighetene med å kalibrere slike systemer.

Klassisk **potensiometriske** metoder for pH målinger er beskrevet i (Grasshoff *et al.*, 1999) og internasjonale (<http://132.239.122.17/co2qc/handbook/sop06.pdf>) og nasjonale håndbøker for sjøvannsanalyser.

Den **spektrofotometriske** pH-teknikken er basert på absorpsjons spektra av en pH-indikator (fargestoff), som har en pK verdien sentrert i forventet oseanisk pH og har fargede protonert og uprotonert former. Den spektrofotometrisk teknikken innebærer å tilsette en pH-sensitiv indikator (vanligvis m-cresol lilla) til en "fersk" sjøvann prøve, og se på den relative absorpsjon til protonert og uprotonerte former med et skannende eller diode array spektrofotometer. Variasjonen i spektrofotometerets respons korrigeres ved å se på bølgelengder utenfor indikatorens absorpsjonstopper. Resultatene er også en funksjon av temperatur og trykk av prøven på måletidspunktet.

Diskrete spektrofotometrisk pH-teknikker, ved hjelp av utvalgte (sulphonephthalein) indikatorer, har vist seg å gi svært høy presisjon med bedre enn 0.001 pH-enheter. Selv om de er raskere enn målinger av andre karbonat-systemet parametere, er disse metodene langsomme og arbeidskrevende og egner seg ikke for å overvåke småskala romlige endringer i karbondioksyd-systemet. Det er derfor et behov for utvikling av en kontinuerlig, sanntids spektrofotometrisk metode for sjøvann pH-måling (Bellerby *et al.*, 1995).

I kombinasjon med et tilstrekkelig termodynamiske modell for sjøvann, kunnskap om dissosiasjonskonstanter for karbondioksyd, kan hvilken som helst kombinasjon av to CO_2 parametrene gi beregninger av de to øvrige. For dette formålet er det påkrevd med en høy nøyaktighet (minst 0.001 pH-enheter) og en automatisert pH måling som ikke kan oppnås med konvensjonelle pH glasselektroder. Slik presisjon tilsvarer et avvik på $\pm 1.1\text{-}2.2$ mikromol kg^{-1} totalt oppløst uorganisk karbon (TCO_2) og $\pm 1.4\text{-}2.1$ mikromol kg^{-1} total alkalitet (TA), avhengig av temperatur og TCO_2 / TA ratio.

pH i sjøvann er ikke en vanlig målt havparameter fordi prøvene ikke kan bevares og må måles kort tid etter samlingen, men det er en viktig variabel for studier av kalsifisering (Kleypas *et al.*, 2006).

Beskrivelsen av teknikkene til den moderne tilnærmingen av fotometriske pH målinger kan bli funnet i et stort antall kilder.

En av de nyeste publiserte teknikken er basert på målinger av absorpsjon ved 3 bølgelengder (på 434 nm, 578 nm, og 730 nm) etter tilsetning av m-cresol lilla farge (Determination of the pH of sea water using the indicator dye m-cresol purple (Version 3.01 SOP 6b - Spectrophotometric pH January 28, 2009 http://cdiac.ornl.gov/ftp/oceans/Handbook_2007/sop06b.pdf)). En lignende teknikk ble beskrevet av Clayton, Byrne, 1993, Wedborg *et al.* (1999), Dickson *et al.*, 2007 og andre. Beskrivelser av en spektrofotometriske gjennomstrømningsmetoder er gitt i (Bellerby *et al.*, 1995, Tapp *et al.*, 2000, Friis *et al.*, 2004, Seidel 2006, Saito, 2008).

Det er gjennomført noen eksperimentelle studier og spektrofotometrisk pH målinger i ulike regioner (Byrne *et al.*, 1988, Dickson, 1993, Chierici *et al.*, 1999, Clayton, Byrne, 1993, Mosley *et al.*, 2004, Yao *et al.* 2007, Ohline *et al.* 2007, Millero *et al.* 2009, seide, 2006).

Både BCCR og NIVA har metoder for analyse AT og DIC, og det er påbegynt arbeid parallelanalyser for å "tune" metodene. For dette parallelanalysearbeidet er prøver innsamlet vintertokt med Ferrybox systemer og fra IMR tokt i Skagerrak. IMR vil bygge opp kjemisk kompetanse ved spesielt ved SKM i Tromsø. BCCR har også lang erfaring med pCO₂ systemer for målinger på "ships of opportunity" systemer. De har under utvikling metoder for fotometrisk pH for bruk i selvregistrerende "sonder".

NIVA startet utprøving av fotometriske pH teknikk gjennom et internt prosjekt, hvor det ble brukt et HACH DR-2800 fotometer som måler absorpsjon på 3 bølgelengde i en 5 cm celle simultant. De foreløpige resultatene er gode og det viser god korrelasjon med tradisjonelt målt pH, men det er forskjell på absolutte verdier, knyttet til bruk av ulike skalaer og ulike anvendelser av reagenskorreksjoner for fotometriske resultater.

Gjennom dette "Tilførselprosjektet" er det foretatt ytterligere testmålinger langs kysten og i Skagerrak/Kattegat som vil bli presentert på ett senere tidspunkt sammen med flere vintermålinger

Alkalitet

Alkalitet eller AT er et mål på evnen til en løsning for å nøytralisere syrer til [likevektspunktet](#) for karbonat eller bikarbonat. Alkalitet er nært knyttet til den [syre nøytraliserende kapasitet](#) (ANC) i en [løsning](#), men ANC blir ofte feilaktig brukt om alkalitet. Alkaliteten er lik den [støkiometriske](#) summen av [baser](#) i løsningen. I det naturlige miljø har [karbonatalkalitet](#) tendens til å utgjøre det meste av den totale alkalitet pga av den vanlig forekomst og oppløsning av [karbonat](#)-bergarter og forekomst av [karbondioksyd](#) i atmosfæren. Andre vanlige naturlige komponenter som kan bidra til alkalitet inkludere [borat](#), [hydroxide](#), [fosfat](#), [silikat](#), [nitrat](#), oppløst [ammonium](#), de konjugerte baser av enkelte [organiske syrer](#) og [sulfid](#). Løsninger laget i et laboratorium kan inneholde et nærmest ubegrenset antall baser som bidrar til alkalitet. Alkalitet gis vanligvis i enheten mEq / L (milliequivalent per liter) eller mikromol / kg eller µM.

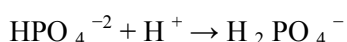
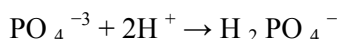
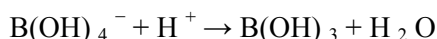
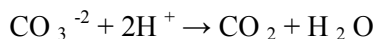
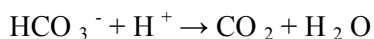
Følgende ligninger viser det relative bidrag av hver komponent til alkalitet av en typisk sjøvannsprøve. Bidragene er i µmol · kg⁻¹ og er hentet fra "A Handbook of Methods for the analysis of carbon dioxide parameters in seawater" Salinity = 35, pH = 8.1, Temperature = 25°C).

$$A_T = [\text{HCO}_3^-]_T + 2[\text{CO}_3^{2-}]_T + [\text{B(OH)}_4^-]_T + [\text{OH}^-]_T + 3[\text{PO}_4^{3-}]_T + [\text{HPO}_4^{2-}]_T + [\text{SiO(OH)}_3^-]_T - [\text{H}^+] - [\text{HSO}_4^-] - [\text{HF}]$$

Næringssaltene fosfat og silikat er vanligvis ubetydelig. Ved pH = 8.1 vil også [HSO₄⁻] og [HF] være neglisjerbare. Så,

$$A_T = [\text{HCO}_3^-]_T + 2[\text{CO}_3^{2-}]_T + [\text{B(OH)}_4^-]_T + [\text{OH}^-]_T - [\text{H}^+]_T$$

Alkalitet kan måles ved å titrere en prøve med en sterk syre til all bufferkapasiteten på de nevnte ioner over den pH hvor bikarbonat eller karbonat er forbrukt. Dette punktet er funksjonelt satt til pH 4.5. Ved dette punktet har alle basene av interesse blitt protonert til null, slik at de ikke lenger forårsaker alkalitet. For eksempel skjer følgende reaksjoner i løpet av tilsetning av syre til en typisk sjøvanns løsning:



Det kan sees fra ovenfornevnte protoniseringsreaksjoner at de fleste baser konsumerer ett proton (H⁺) til å bli en nøytral form. CO₃²⁻ vil imidlertid forbruke to protoner før den blir nøytral (CO₂) dermed øker alkalitet to per mol av CO₃²⁻. [H⁺] og [HSO₄⁻]avtar, så de fungerer som kilder til protoner. De er ofte representert kollektivt som [H⁺]_T.

Total alkalitet

Total alkalitet (AT) målinger gjøres ved potensiometrisk titrering (ved hjelp av en titrator og et potensiometer). AT kan bestemmes enten ved å beskrive en fullstendig titreringskurve eller ved ett-punkts titrering (Perez og Fraga, 1987). De vanlige analytiske forskjellene mellom metodene er volumet av prøven som blir analysert, bruk av enten en åpen eller lukket titrering celle, og kalibrering av metodene. Resultatene kan også hentes fra ulike kurvetilpasning teknikker som Gran plott, lineær tilpasning, eller ett-punkts analyse. Typisk nøyaktighet og presisjon i åpent hav er $\pm 2-4$ mikromol / kg.

Oppløst uorganisk karbon

Oppløst uorganisk karbon (DIC) er vanligvis målt med en kolometrisk titrering med en semi-automatisk prøveveksler. Det vanligste systemet, en "enkelt-operatør multi-parameter metabolske analysator" (Somma), er utstyrt med en 20 - til 30-ml pipette og kalibrert ved å fylle en gass-loop med et kjent volum av ren CO_2 -gass, så introdusere gassen til en bæregass og en kolorimetrisk titrering utføres (Johnson *et al.*, 1987; Johnson *et al.*, 1993). Noen systemer er kalibrert ved å analysere natriumkarbonat standarder. DIC systemer som ikke er kombinert med en semi-automatiske prøveveksler innfører prøven manuelt med en pipette eller sprøyte. Typiske nøyaktighet og presisjon for åpen hav er $\pm 1-2$ mikromol/kg.

Fritt CO_2

To forskjellige typer instrumenter er typisk brukt til å måle innsamlede CO_2 prøver. Den største forskjellen mellom systemene er prøvestørrelsen. Ett system bruker 500 ml prøve som er satt i likevekt ved å boble igjennom en resirkulert 50 ml "headspace" gass gjennom prøven. Det er også en "lite volum teknikk" som "likevekter" 10 mL "headspace-gass" med en 120 ml prøve. For hver prøve er en delmengde av sjøvann likevektet ved en konstant temperatur på enten 4 eller 20 ° C med et "headspace" som har kjent CO_2 innhold. Deretter blir "headspace" CO_2 konsentrasjonen bestemt med en "nondispersive" infrarød (NDIR) analysator eller ved kvantitativt omdannelse av CO_2 til CH_4 som analyseres ved hjelp av en gasskromatograf (GC) med en flammeioniserings detektor. Den opprinnelige pCO_2 i vannet bestemmes etter korrigerings for tap (eller tillegg) av CO_2 under likevektsprosessen. Denne korreksjonen kan være betydelig for store initiale pCO_2 forskjeller mellom "headspace" og vann, og for systemer med et stort forholdstall for "headspace"volum og vannmengde (Chen *et al.*, 1995). Beregninger av presisjon på duplikate prøver varierer fra 0,1 til 1%, avhengig av pCO_2 nivå og måleprosedyre. Minst reproducerbare data fås med høyere pCO_2 nivåer på små volum systemer ($> 700 \mu\text{atm}$), (Chen *et al.*, 1995).

Som beskrevet over er fire forskjellige måleparametere tilgjengelige for å beskrive CO_2 -systemet: partialtrykket av CO_2 (pCO_2), totalt oppløst uorganisk karbon (TCO_2), total alkalitet (TA), og pH. I kombinasjon med en tilstrekkelig termodynamiske modell av sjøvann, og kunnskap om dissosiasjonskonstanter for kullsyre, kan hvilken som helst kombinasjon av to CO_2 parametrene beregne de to andre. For dette formålet trengs en automatisk pH måling med høy nøyaktighet (minst 0.001 pH enheter) og dette kan ikke oppnås med konvensjonell pH glasselektroder. Slik presisjon tilsvarer et avvik på $\pm 1.1-2.2$ mikromol kg^{-1} totalt oppløst uorganisk karbon (TCO_2) og $\pm 1.4-2.1$ mikromol kg^{-1} totalt alkalitet (TA), avhengig av temperatur og TCO_2 / TA forholdet. Den estimerte nøyaktigheten av den spektrofotometriske metoden er ± 0.002 . En oversikt over nøyaktighet og presisjon av karbonat-systemet parametre er vist i **Tabell 42**.

Tabell 42. Nøyaktighet og presisjon av karbonat-systemet parametere.

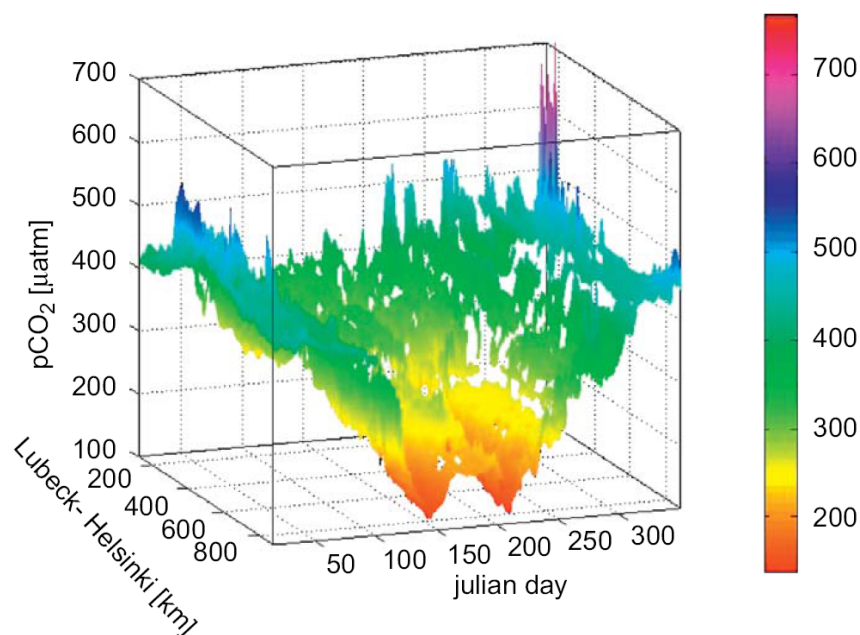
Parameter	Nøyaktighet og presisjon (Kleypas <i>et al.</i> , 2006)
DIC	$\pm 1-2 \mu\text{mol/kg}$.
AT	$\pm 2-4 \mu\text{mol/kg}$.
pCO ₂	0,1 til 1%
pH potentiometric	0,02 pH enheter
pH fotometriske	$\pm 0,002$ pH enheter

Automatiske målemetoder

Selv om de nevnte teknikkene er svært nyttig for mesokosmos studier eller målinger i vannsøylen fra skip, krever enkelte av studiene beskrevet i denne rapporten prøvetaking med mye høyere frekvenser eller over lengre tidsperioder. Disse målingene kan oppnås med selvregistrerende instrumenter:

pCO₂

Karbonkjemi-forskere har i flere tiår gjort høyoppløselig overflate pCO₂ målinger på skip med semiautomatiske instrumenter. Disse bruker vanligvis en "equilibrator" som setter i likevekt et lite, kjent volum av luft med i utgangspunktet en kjent mengde vann. Den likevektede luften blir deretter analysert på samme måte som ved en diskret pCO₂ måling ved hjelp av enten en infrarød detektor eller GC (f.eks Wanninkhof og Thoning, 1993). Systemene kalibreres regelmessig ved å analysere gass med en kjent CO₂-konsentrasjon. Denne teknologien har også blitt tilpasset for bruk på bøyer. Denne teknikken ble også brukt ved "Institute for Baltic Sea Research Warnemuende" (Körtzinger *et al.*, 1996, Schneider *et al.*, 2006, 2007, 2009) på et Ferrybox system ombord Luebeck-Helsinki fergen. Slike observasjoner ga detaljerte data av den tidsmessige og romlige variasjonen av pCO₂ på både sesongmessige og årsmessig skala (**Figur 55**).



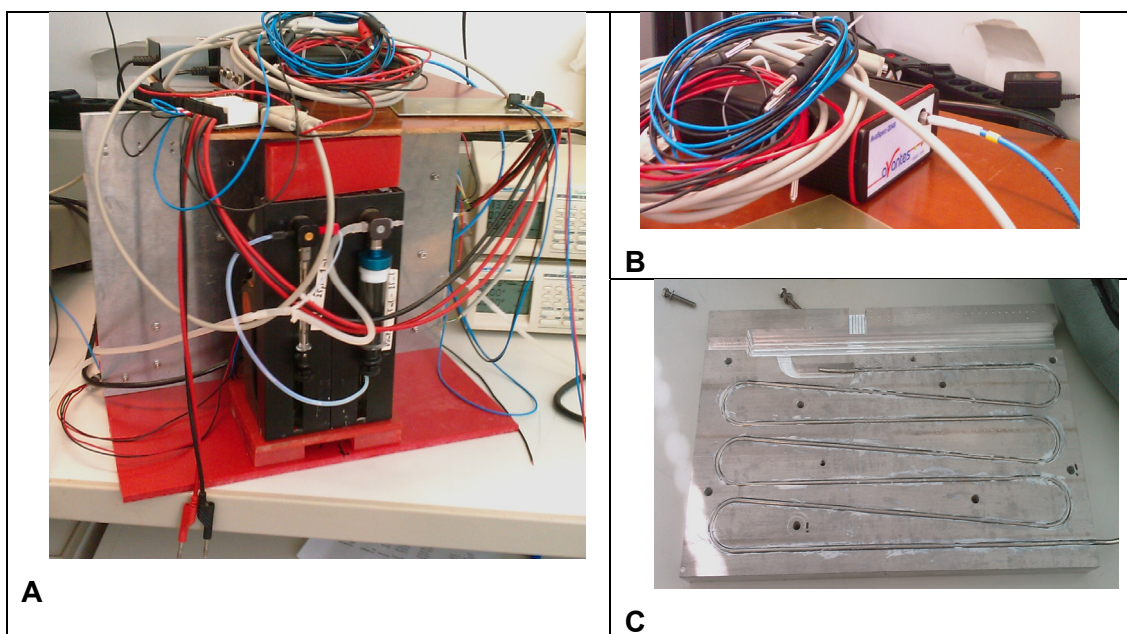
Figur 55. Sesongvariasjoner av CO₂ partialtrykket, pCO₂, mellom det sørvestlige (Lübeck) og den nordøstlige (Helsinki) i Østersjøen (fra Schneider *et al.*, 2009).

pH

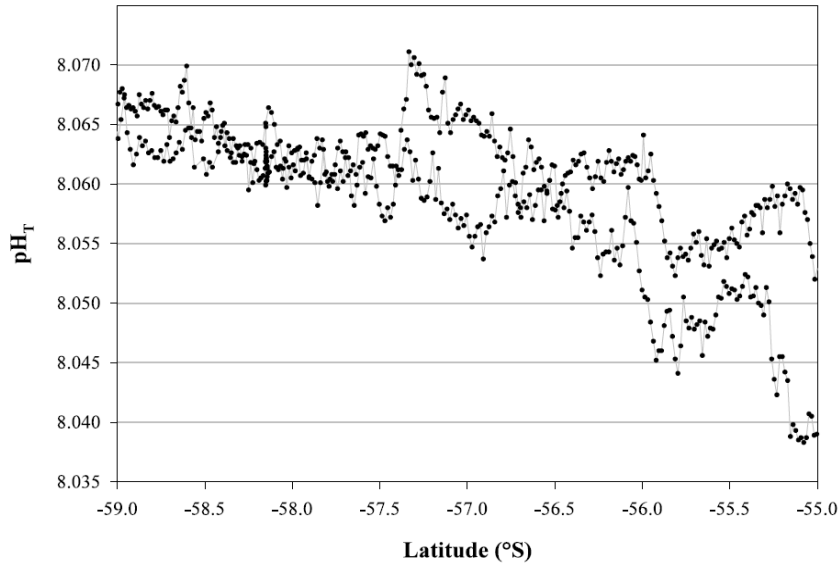
Målinger underveis av pH har også blitt gjort med en spektrofotometrisk metode. Denne teknikken blander et fargestoff i en strøm av sjøvann gjennom et spektrofotometer. Absorbansen måles ved bølgelengdene 434 nm og 578 nm. For å kalibrere systemet er det nødvendig og bruke en bølglende (730 nm) som ikke påvirkes av fargestoffet. Dette grunnleggende prinsippet har også vært tilrettelagt for en rekke autonome instrumenter.

Det er flere institusjoner som arbeidet med innføringen av en fotometrisk pH-teknikk. Noen eksempler på systemer, konstruert for kontinuerlig pH målinger kan finnes i (Bellerby *et al.*, 1995, 2002, Tapp *et al.*, 2000, Friis *et al.*, 2004, Seidel, 2006, Saito *et al.*, 2008).

GKSS Research Centre (Petersen *et al.*, 2005) bruker et apparat konstruert etter en generell ordning som beskrevet i (Grasshoff *et al.*, 1999). To sprøyter brukes til å blande sjøvannet og fargestoffet, målingene er utført med et fotometer med en optisk fiber Avantes Ava SPECT-2048 med en termostatert gjennomstrømningscelle (**Figur 56**). For fremtidige modifikasjoner kan det være aktuelt å benytte et HAMAMATSU fotometer (http://jp.hamamatsu.com/resources/products/sys/pdf/eng/e_pma12.pdf). For bruk på skip kan det være aktuelt å bruke strømstabilisator.

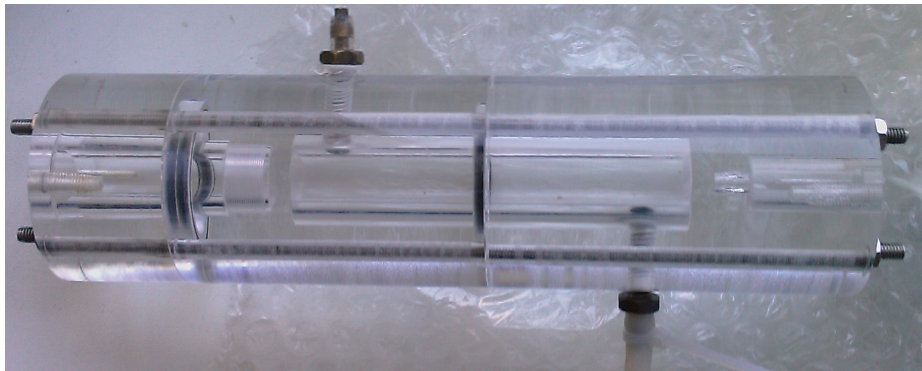


Figur 56. Konstruert i GKSS enheten for gang ombord pH målinger. *A*- main block with two syringes for addition of dye (front side), photometer (on top) and flow cell (back side), *B* – photometer, *C* – thermostated flowcell. *A*-hovedbygning med sprøyter for tilsetning av fargestoff (front side), fotometeret (øverst) og flow cell (baksiden), *B* - fotometeret, *C* - thermostated flowcell.



Figur 57. Overflate in situ transekt for pH_T gjennom Weddellhavet. Data fra ANT XVI / 3 ekspedisjonen under Austral våren. (Bellerby *et al.*, 2004)

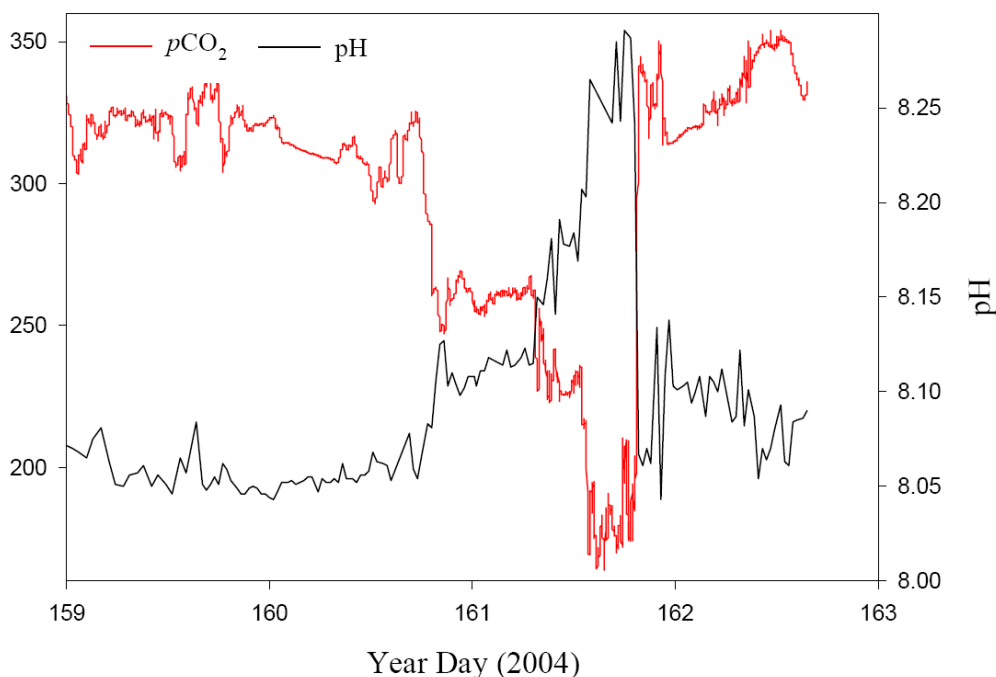
Fotometriske pH målinger er suksessfullt implementert ved ”Bjerknessenteret for klimaforskning” (Bellerby *et al.* 1995, 2002) (Et eksempel på målingene på et frontal-sonen er presentert i **Figur 57**). For tiden arbeides det med en automatisk 12 V-baserte fotometriske pH målesystem for installasjon i en sonde med en gjennomstrømningscelle (**Figur 58**).



Figur 58. Gjennomstrømnings celle for in situ pH målinger utviklet ved Bjerknessenteret for klimaforskning.

Et annet eksempel på samtidige målinger av pH og CO_2 utført med instrumentering fra ”The University of Montana” (Seidel, 2006) og er vist i **Figur 59**.

Nyutviklinger på å måle pH spektrofotometrisk har blitt testet i laboratoriet og ombord forskningsfartøy (Friis *et al.*, 2004). Denne første generasjon prototypen vil bli videre utviklet i laboratoriet og testet. I tillegg til pH ble også et automatisk titrering system for å måle alkalitet. Et slikt instrument vil bli videreutviklet som et automatisk enheten som er koblet til Ferrybox observatorium systemet.



Figur 59. SAMI-pH og SAMI-pCO₂ profiler samlet inn ved hjelp underveis prøvetaking systemer på R / V Endeavor under en 4-dagersperiode. pCO₂ og pH profiler er omvendt relatert grunn av økt surhetsgrad i sjøvann med økt pCO₂ (Seidel, 2006).

Oppløst uorganisk karbon (DIC) og Total Alkalitet (AT)

Kontinuerlig-gjennomstrømning analysatorer har blitt utviklet for DIC (Kimoto *et al.*, 2002) og AT (Watanabe *et al.*, 2004), for bruk for overfalte målinger i kystvann. Den kontinuerlige DIC analysator tar ut CO₂ fra en surgjort prøve, og CO₂ måles med en NDIR analysator. Gjennomstrømnings AT analysatoren er en kontinuerlig potensiometrisk måling. Disse systemene kan måle DIC og AT ved frekvenser på 1-5 minutter, med en presisjon og nøyaktighet på ca 2 μmol kg⁻¹ i laboratoriet (Watanabe *et al.*, 2004). Disse instrumentene har blitt implementert i en integrert karbonat kjemi overvåkingsystem som i tillegg måler temperatur, pH, ledningsevne og oksygen (Kayanne *et al.*, 2002). Det integrerte systemet har vært brukt med hell å få kontinuerlige målinger på en forankret båt i Ishigaki og Palau for 6-10 dager (Kayanne *et al.*, 2005). Den spektrofotometriske metoden har også blitt tilpasset for å brukes på ”underway” målinger av AT og DIC ved å sammenligne en surgjort vannprøve med en ikke surgjort prøve. Selv om noen prototype systemer har vist seg å fungere, har de ikke vært utviklet for vanlig oseanografiske bruk.

Oppsummering

Det er i dag kunnskapshull i beregning av dagens forsuring utvikling i forbindelse med de klimatiske mønstre. Vi trenger å etablere mer nøyaktig og mer regelmessig målesystemer basert på ny teknikk (først og fremst fotometriske pH målinger) og bruk av f.eks Ships of opportunity.

Referanser

1. Bellerby R.G.J., Turner D.R., Millward G.E. and Worsfold P.J. 1995. Shipboard flow injection determination of sea water pH with spectrophotometric detection. *Anal. Chim. Acta.*, 309, 259-270.
2. Bellerby R.G.J., Olsen A., Johannessen T. and Croot P., 2002. The Automated Marine pH Sensor (AmpS): a high precision continuous spectrophotometric method for seawater pH measurements. *Talanta* 56, 61-69.
3. Buck R.P., S. Rondinini, A.K. Covington, F.G.K. Baucke, C.M.A. Brett, M.F. Camoes, M.J.T. Milton, T. Mussini, R. Naumann, K.W. Pratt, P. Spitzer, G.S. Wilson. "[The Measurement of pH – Definition, Standards and Procedures](#) – Report of the Working Party on pH, IUPAC Provisional Recommendation]". 2001. http://www.iupac.org/reports/provisional/abstract01/rondinini_prs.pdf. A proposal to revise the current IUPAC 1985 and ISO 31-8 definition of pH.
4. Byrne R. H., Robert-Baldo G., Thompson S. W. and Chen C. T. 1988. Seawater pH measurements: an at-sea comparison of spectrophotometric and potentiometric methods *A. Deep-Sea Research*, Vol. 35. No. 8. pp. 1405-1410.
5. Chierici M., Fransson A., Anderson L.G. 1999. Influence of m-cresol purple indicator additions on the pH of seawater samples: correction factors evaluated from a chemical speciation model. *Marine Chemistry*. 65, 281-290.
6. Clayton, T.D., and R.H. Byrne (1993) Spectrophotometric seawater pH measurements—total hydrogen-ion concentration scale calibration of M-cresol purple and atsea results. *Deep-Sea Res. I*, 40, 2115–2129.
7. Culbertson, C. H.: 1981. *Direct potentiometry*, edited by: Whitfield, M. and Jagner, D., *Marine Electrochemistry*, Wiley, 187–261,
8. Dickson, A.G., 1984. pH scales and proton-transfer reactions in saline media such as sea water. *Geochim. Et Cosmochim. Acta* 48, 2299-2308.
9. Dickson, A.G., 1993. The measurements of sea water pH. *Marine Chemistry*, 44, 131-142.
10. Dickson A. G., Millero F. J. 1987. A comparison of the equilibrium constants for the dissociation of carbonic acid in seawater media. *Deep-Sea Res.* 34, 1733-1743.
11. Dickson A. G. and J. P. Riley. 1979 The estimation of acid dissociation constants in seawater media from potentiometric titrations with strong base: I. The ionic product of water - K_w . *Marine Chemistry*, 7, 89-99.
12. Chen, H.R., R.A. Wanninkhof, R.A. Feely, and D. Greeley. 1995. Measurement of fugacity of carbon dioxide in seawater: An evaluation of a method based on infrared analysis, p. 49. NOAA Data Report ERL AOML-85.
13. [Dickson, A.G., Sabine, C.L. and Christian, J.R. \(Eds.\) 2007. Guide to best practices for ocean CO2 measurements. PICES Special Publication 3, 191 pp.](#)
14. DOE (1994) Handbook of methods for the analysis of the various parameters of the carbon dioxide system in sea water. Version 2, A. G. Dickson & C. Goyet, eds. ORNL/CDIAC-74
15. Doney, S. C. 2006. The Dangers of Ocean Acidification. *Scientific American* 294: 58–65.
16. Friis K., Körtzinger A., and D. Wallace W.R. 2004. Spectrophotometric pH measurement in the ocean: Requirements, design, and testing of an autonomous charge-coupled device detector system *Limnol. Oceanogr.: Methods* 2, , 126–136.
17. Grashoff K., Kremling K., Ehrhard M., 1999. *Methods of Seawater Analysis*. 3rd completely revised and extended edition. WILEY–VCH, Weinheim-NewYork-Chichester-Brisbane-Singapore-Toronto.
18. Hansson I. 1973 A new set of pH-scales and standard buffers for sea water. *Deep-Sea Research*, 20,479-491.
19. Hall-Spencer J. M., Rodolfo-Metalpa R., Martin S., Ransome E., Fine M., Turner S.M., Rowley S. J., Tedesco D., Buia M.-C.. 2008. Volcanic carbon dioxide vents show ecosystem effects of ocean acidification. *Nature* 454, 96-99 (3 July 2008) doi:10.1038/nature07051; Received 13 March 2008; Accepted 1 May 2008; Published online 8 June 2008.
20. Kayanne, H. 2005. Seasonal and bleaching-induced changes in coral reef metabolism and CO2 flux. *Global Biogeochem. Cy.*, 19, GB3015, doi: 10.1029/2004GB002400.
21. Kimoto, H., K. Nozaki, S. Kudo, K. Kato, A. Negishi, and H. Kayanne (2002) Achieving high time-resolution with a new flow-through type analyzer for total inorganic carbon in seawater. *Anal. Sci.*, 18, 247–253.
22. Kleypas, J. A., Feely, R. A., Fabry, V. J., Langdon, C., Sabine, C. L., and Robbins, L. L. 2006. Impacts of ocean acidification on coral reefs and other marine calcifiers: a guide for future research. Report of a workshop held 18 – 20 April 2005, St Petersburg, FL, sponsored by NSF, NOAA, and the US Geological Survey. 88 pp.
23. Körtzinger, A., Thomas, H., Schneider, B., Gronau, N., Mintrop, L. and Duinker, J.C. 1996. At-sea intercalibration of two newly designed underway pCO2 systems: encouraging results. *Mar. Chem.*, 52, 133 – 145.
24. Lewis, E., and D. W. R. Wallace. 1998. Program Developed for CO2 System Calculations.

- ORNL/CDIAC-105. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tennessee.
25. Millero, F., 1995. Thermodynamics of the carbon dioxide system in the oceans. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 59, 661–677.
 26. Millero, F.J., DiTrollo B., Suarez A.F., Lando G. 2009. Spectroscopic measurements of the pH in NaCl brines. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 73. 3109-3114.
 27. Mosley L.M. Husheer L.G., Hunter K.A. 2004. Spectrophotometric pH measurement in estuaries using thymol blue and m-cresol purple. *Marine Chemistry*, 91, 175-186.
 28. Online http://www.sciencedirect.com/science?_ob=ArticleURL&_udi=B6VC2-4P4FV8S-1&_user=519925&_rdoc=1&_fmt=&_orig=search&_sort=d&_docanchor=&view=c&_searchStrId=1008455615&_rerunOrigin=google&_acct=C000025966&_version=1&_urlVersion=0&_userid=519925&md5=16aa7005806dc3c3535fcda8db9f5c0e - aff1 S. M., Reid R. M., Husheer S. L.G., Currie K. I. and Hunter K. A. 2007. http://www.sciencedirect.com/science?_ob=ArticleURL&_udi=B6VC2-4P4FV8S-1&_user=519925&_rdoc=1&_fmt=&_orig=search&_sort=d&_docanchor=&view=c&_searchStrId=1008455615&_rerunOrigin=google&_acct=C000025966&_version=1&_urlVersion=0&_userid=519925&md5=16aa7005806dc3c3535fcda8db9f5c0e - aff1 Spectrophotometric determination of pH in seawater off Tairaroa Head, Otago, New Zealand: Full-spectrum modelling and prediction of pCO₂ levels. 107. 143-155.
 29. Perez, F.F., and F. Fraga (1987) The pH measurements in seawater on the NBS scale. *Mar. Chem.*, 21, 315–327.
 30. Petersen W., M. Petschatnikov, H. Wehde, F. Schroeder. 2005. FerryBox – Real-Time Monitoring of Water Quality by Ferryboats. *Environmental research, engineering and management*. 3(33), 12-17.
 31. Saito S., Ishii M., Midorikawa T. and Inoue H.Y. 2008. Precise Spectrophotometric Measurement of Seawater pH with an Automated Apparatus using a Flow Cell in a Closed circuit. *Technical Reports of the MRI*, No. 57 2008, 28 pp.

**Vedlegg E Beregnet tilførsel av miljøgifter pr. måned til regionene X og
XI**

Tabell 43. Beregnede tilførsler av organiske miljøgifter fra luft til hav for hver måned av 2007 i region X og XI (ng/m²/dag).

Stoff	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
HCB	3.2E+01	2.3E+01	2.8E+01	2.9E+01	2.8E+01	2.8E+01	2.4E+01	2.1E+01	2.4E+01	3.6E+01	2.6E+01	2.7E+01
PCB-28	3.1E+00	2.6E+00	2.7E+00	1.8E+00	1.8E+00	4.8E+00	3.3E+00	2.2E+00	1.2E+00	2.3E+00	2.1E+00	1.4E+00
PCB-82	1.7E+00	1.3E+00	1.8E+00	1.0E+00	7.7E-01	1.6E+00	1.1E+00	7.4E-01	8.9E-01	1.1E+00	9.6E-01	9.4E-01
PCB-101	1.1E+00	8.3E-01	6.6E-01	8.2E-01	3.3E-01	8.9E-01	4.8E-01	2.3E-01	2.8E-01	8.2E-01	4.1E-01	4.0E-01
PCB-118	9.2E-01	1.9E-01	2.8E-01	8.0E-01	2.7E-01	2.1E-01	2.1E-01	6.9E-02	1.1E-01	3.4E-01	1.8E-01	2.8E+00
PCB-138	9.8E-01	1.8E-01	2.4E-01	1.3E+00	3.4E-01	2.2E-01	2.2E-01	6.2E-02	8.8E-02	3.9E-01	1.3E-01	4.9E-01
PCB-183	1.6E+00	2.7E-01	4.2E-01	2.8E+00	8.3E-01	4.1E-01	4.0E-01	1.1E-01	1.6E-01	7.0E-01	2.3E-01	1.1E+00
PCB-180	3.8E-01	4.3E-02	8.9E-02	6.8E-01	2.2E-01	1.8E-01	6.9E-02	2.2E-02	3.7E-02	2.0E-01	4.2E-02	1.8E-01
a-HCH	1.2E+01	1.0E+01	1.0E+01	1.8E+01	1.1E+01	1.1E+01	1.0E+01	9.6E+00	1.2E+01	1.4E+01	1.3E+01	1.1E+01
g-HCH	2.6E+00	2.1E+00	2.9E+00	2.8E+00	2.0E+00	1.6E+00	1.4E+00	1.2E+00	1.6E+00	1.9E+00	1.9E+00	1.8E+00
p,p-DDT	4.8E-01	1.7E-01	2.1E-01	1.1E-01	4.7E-02	8.9E-02	2.1E-01	3.1E-02	4.2E-02	7.7E-02	8.8E-02	1.7E-01
p,p-DDE	8.1E+00	1.3E+00	1.3E+00	3.8E+00	1.8E+00	3.7E-01	1.4E+00	1.1E-01	2.0E-01	1.4E+00	4.8E-01	1.8E+00
p,p-DDD	4.8E-02	3.8E-02	3.9E-02	2.6E-02	2.3E-02	2.8E-02	1.6E-02	3.8E-02	2.6E-02	4.4E-02	3.6E-02	1.9E-02
trans_CD	6.0E-01	4.0E-01	3.9E-01	2.6E-01	1.4E-01	9.0E-02	1.0E-01	7.4E-02	8.0E-02	2.8E-01	3.6E-01	2.8E-01
cis_CD	1.1E+00	7.4E-01	7.4E-01	8.6E-01	6.8E-01	8.3E-01	4.9E-01	3.8E-01	4.1E-01	6.8E-01	9.8E-01	6.0E-01
Biphenyl	2.0E+03	7.9E+02	7.6E+02	1.8E+02	6.8E+01	4.8E+01	1.6E+01	1.3E+01	6.2E+01	1.1E+03	7.3E+02	1.1E+03
Acenaphtene	3.6E+01	4.9E+00	7.7E+00	2.7E+00	2.6E+00	2.7E+00	1.4E+00	6.1E-01	1.4E+00	4.8E+00	4.4E+00	8.7E+00
Fluorene	1.2E+03	3.7E+02	8.6E+02	2.6E+01	2.8E+01	3.9E+01	1.9E+01	1.4E+01	3.7E+01	1.1E+02	2.4E+02	6.8E+02
Phenanthrene	3.6E+02	6.8E+01	1.7E+02	3.1E+01	3.4E+01	8.9E+01	4.1E+01	3.4E+01	3.6E+01	6.4E+01	8.3E+01	1.7E+02
Anthracene	6.9E+00	2.6E+00	2.6E+00	1.2E+00	1.2E+00	2.4E+00	9.6E-01	1.6E+00	9.4E-01	2.1E+01	4.7E+00	3.8E+00
Fluoranthene	2.8E+02	3.8E+01	8.1E+01	8.9E+00	1.8E+01	1.4E+01	8.0E+00	9.3E+00	9.8E+00	1.3E+01	3.8E+01	1.3E+02
Pyrene	1.4E+02	2.2E+01	1.9E+01	7.6E+00	1.2E+01	1.2E+01	7.0E+00	8.4E+00	9.7E+00	1.1E+01	2.4E+01	8.3E+01
Benzo[a]pyrene	1.2E+01	2.1E+00	1.2E+00	7.8E+00	1.0E+00	2.3E+00	8.9E-01	1.6E+00	9.4E-01	1.8E+00	2.2E+00	9.7E+00
Benz[a]anthracene	2.8E+01	2.8E+00	2.6E+00	1.2E+00	1.2E+00	1.2E+00	1.0E+00	8.8E-01	9.7E-01	1.6E+00	2.4E+00	1.3E+01

Tabell 44. Beregnede tilførsler av metaller fra luft til hav for hver måned av 2007 i region X og XI (kg/måned).

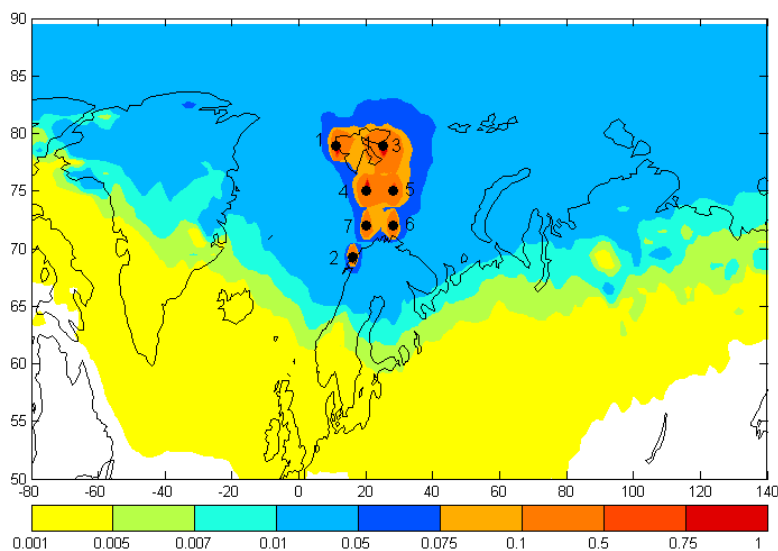
Totalavsetning (våt + tørr) til region X (kg/måned)												
Metall	jan	febr	mar	apr	mai	juni	juli	aug	sept	okt	nov	des
As	1300	1600	1200	700	800	800	1200	800	900	900	800	1200
Cd	300	400	400	200	300	300	400	800	300	300	300	300
Cr	1000	1800	1300	1200	1100	3700	3300	1700	2200	1100	600	800
Cu	12800	18400	17800	10600	18300	17700	24200	19100	10300	8700	13300	6900
Pb	6900	10000	9200	8200	6200	6400	4200	6600	7000	7300	8000	10300
Hg	138	86	122	143	281	268	218	148	203	236	132	131
Ni	2900	8800	3200	1300	1800	1800	3200	2200	2300	1800	800	1100
Zn	18300	32200	32200	21600	20400	37600	14400	32800	18000	26800	28400	26000
As	1100	1300	900	800	400	400	900	400	700	700	600	1000
Cd	200	300	300	200	200	200	300	400	200	300	300	300
Cr	800	1200	1100	1000	900	2900	2600	1400	1700	900	800	600
Cu	10100	12100	14000	8300	12000	13900	19000	18000	8100	6800	10800	8400
Pb	8800	7800	7200	4100	4900	8100	3300	8200	8800	8800	6300	8100
Hg	109	67	96	112	197	209	171	114	189	188	103	103
Ni	2300	4400	2800	1000	1400	1200	2800	1700	1800	1200	600	900
Zn	14400	28300	28300	17000	16100	29600	11300	28800	14200	20800	20000	20400

Vedlegg F Langtransporterte luftbårne forurensninger: Kilder på den nordlig halvkule

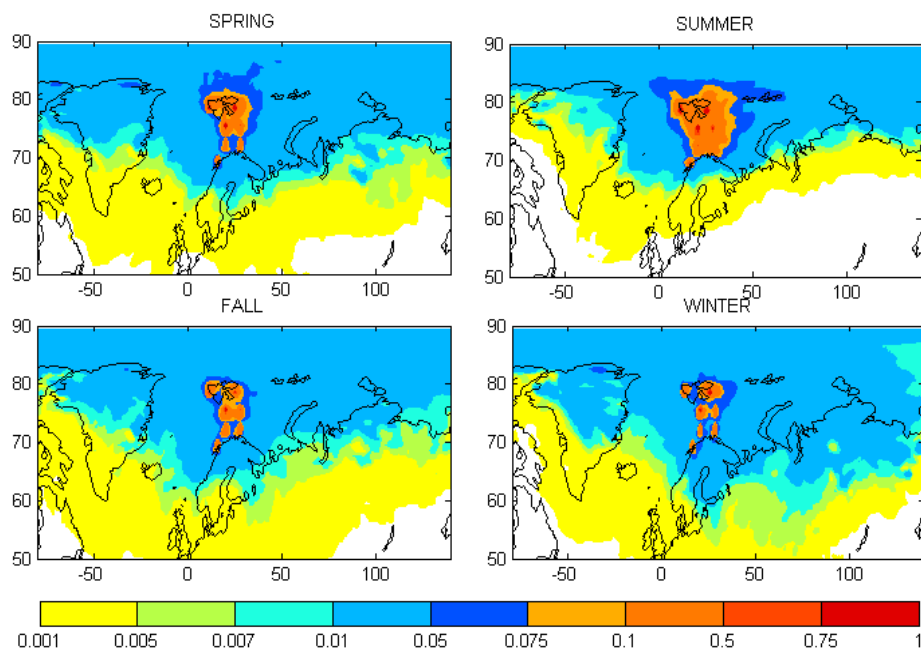
For å bestemme kilderegionene, tredimensjonale kart med den potensielle utslippsfølsomhet (PES) for alle lokaliteter for én passiv (CO) og én PCB-28 tracer ble beregnet. Som forventet på grunn av atmosfæriske avsetningsmekanismer, PCB-28 påvirker et mindre område enn det passive sporingsstoffet, derfor er bare PCB 28 resultatene presentert her.

Et årlig gjennomsnittlig transportmønster for 2007 for alle lokaliteter er vist i **Figur 60**. Den viktigste kilderegionen for luften som befinner seg på disse lokalitetene er det arktiske området, Nord-Skandinavia Grønland og Nord-Russland, men også Nord-Europa kan forventes å ha bidrag til disse stedene. **Figur 61** viser den samme informasjonen, men adskilt for hver sesong. Innflytelsen fra kontinenter viser stor forskjell mellom sommer og vinter, mens vår og høst viser gjennomsnittresultater. På sommeren er luftens oppholdstid rundt lokalitetene lengre, og mindre transport av luft inn mot arktisk, mens man på den annens side har større transportpotensiale fra kontinentet på vinteren. Dette vises også helt klart i de forventede konsentrasjonsestimatene (**Figur 61**)

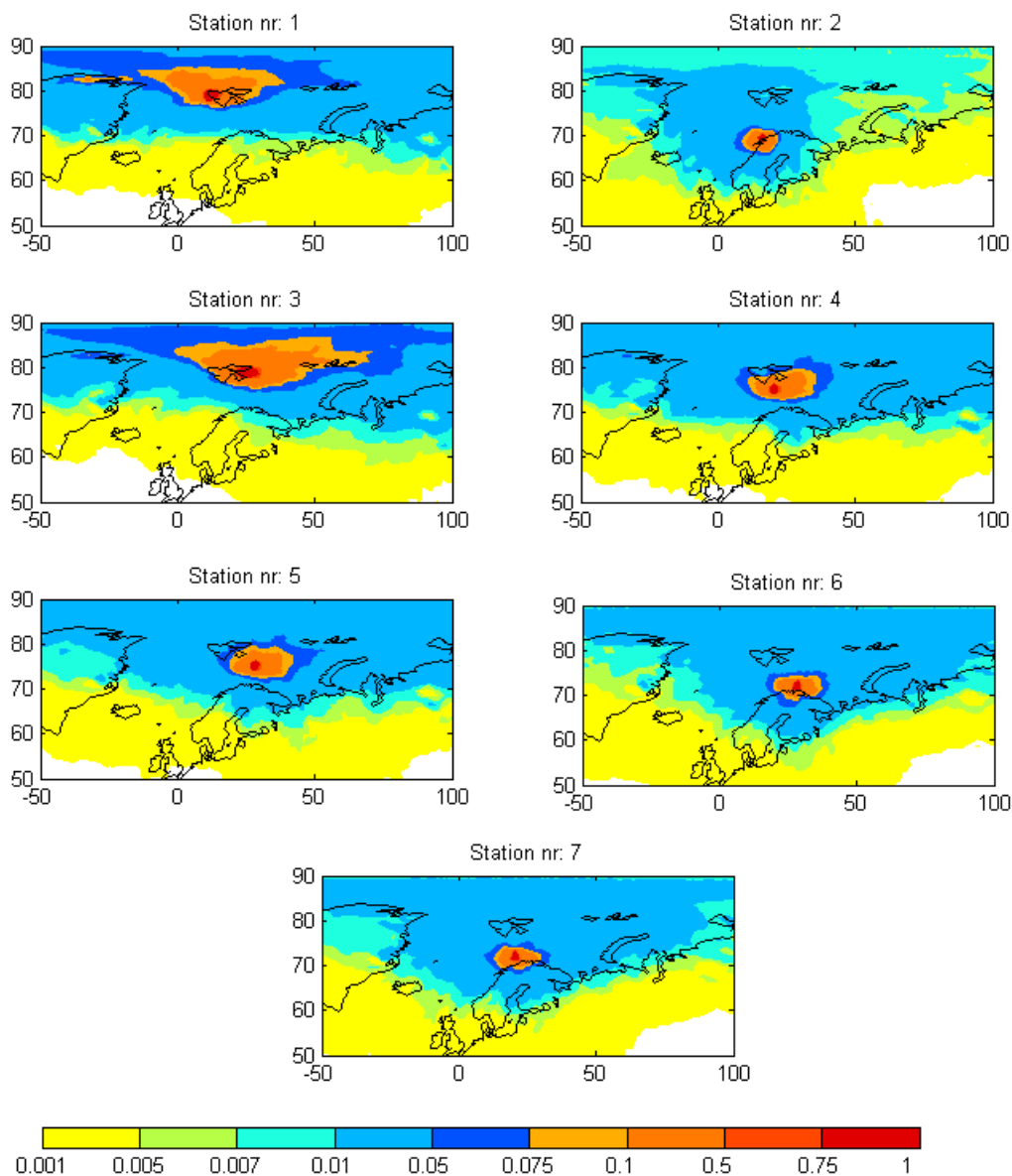
Zeppelinstasjonen ligger på en fjelltopp, 478 meter over havet på øya Spitsbergen. Utslippssensitiviteten (ES) reduseres fra stasjonen i alle retninger, men nedgangen er tregest i retning Europa og Sibir, særlig om vinteren. Dette indikerer at utslipp fra disse områdene mest sannsynlig vil kunne nå Zeppelin i løpet av denne tiden av året. **Figur 62** viser den samme analysen separat for hver lokalitet. Det er en klar forskjell mellom de to nordligste stedene og de andre. De to viser en klar maksimal oppholdstid for luften nord for Svalbard. Zeppelinstasjonen (Nr 1) viser en påvirkning av Russland som er meget forskjellige i forhold til Andøya (Nr 2), som er mer påvirket av kilderegioner i Vest-Europa og lenger ned i Nord-Atlanteren.



Figur 60. Fotavtrykkkart som viser gjennomsnittlig utslippssensitivitet (ES) (0-100 m) for luft [ns/m^3] representert med PCB- 28 tracer og gjennomsnitt for alle syv lokaliteter for hele 2007.



Figur 61. Fotavtrykkskart som viser gjennomsnittlig utslippssensitivitet (ES) (0-100 m) for luft [ns/m^3] representert med PCB- 28 tracer og gjennomsnitt for alle syv lokaliteter for vår, sommer, host, og vinter 2007.

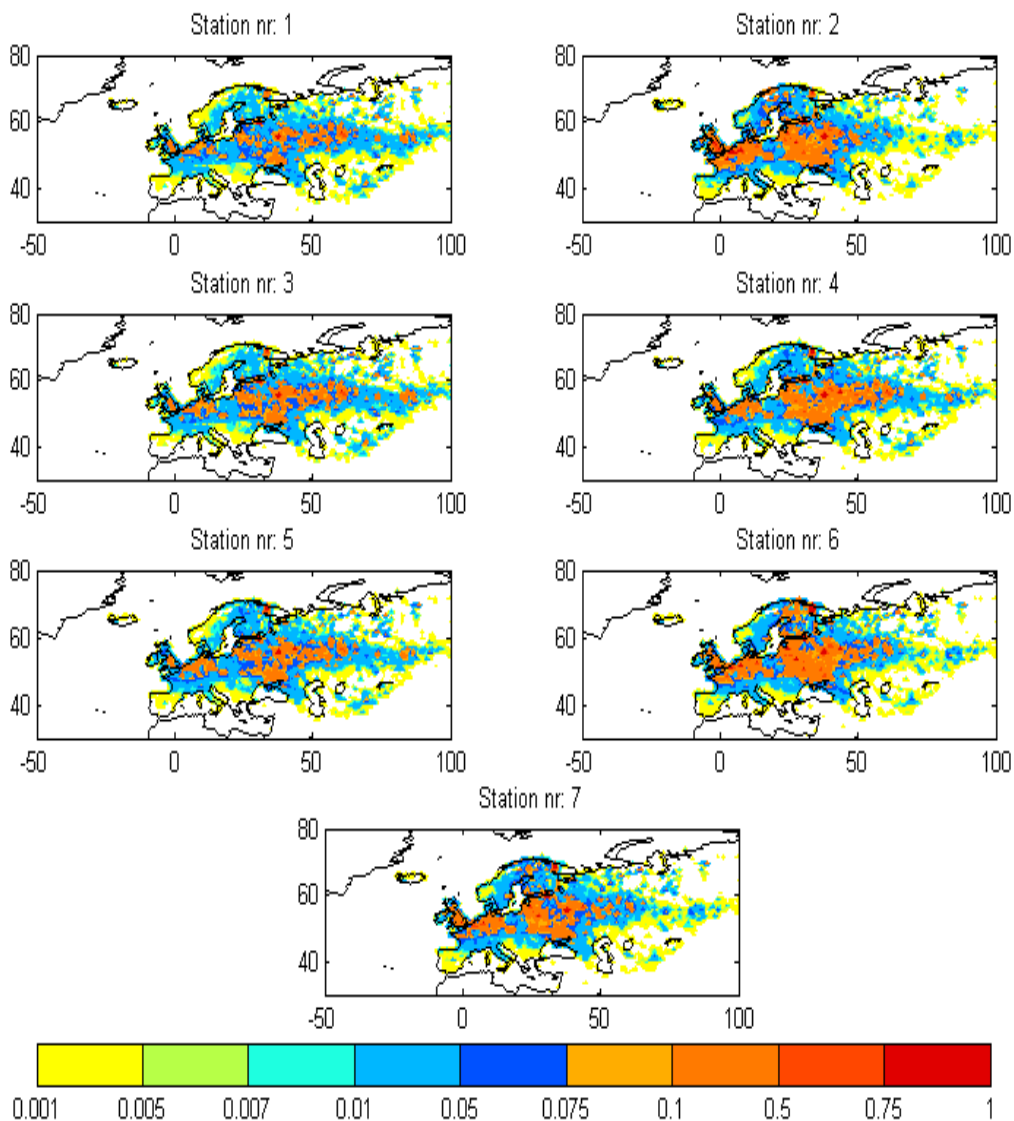


Figur 62. Fotavtrykkskart som viser gjennomsnittlig utslipps sensitivitet (ES) (0-100 m) for luft [ns/m^3] representert med PCB- 28 tracer og gjennomsnitt for alle syv lokaliteter for stasjonene 1-7, hele 2007.

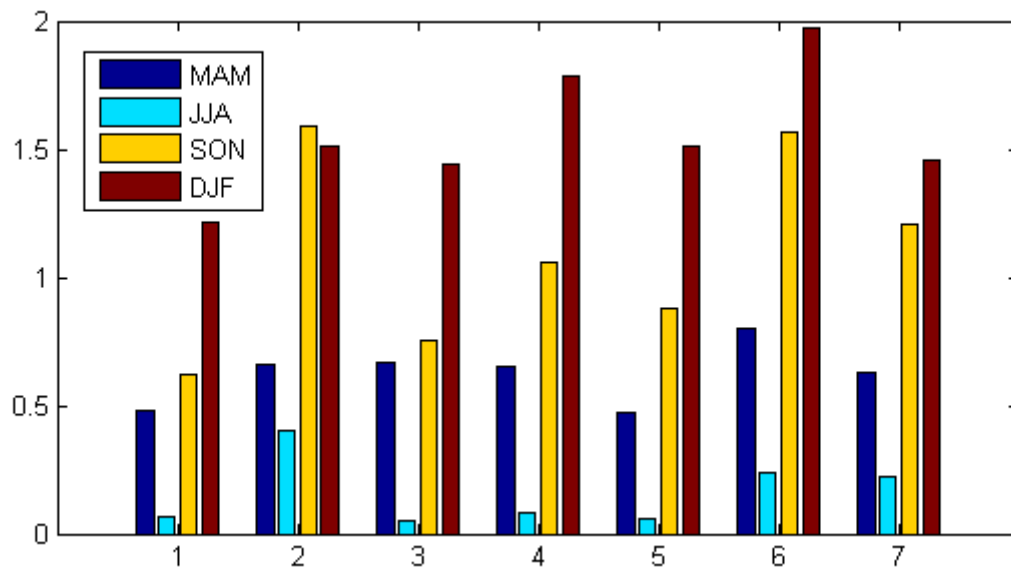
For hver sesong og hver lokalitet ble den forventede gjennomsnittlig konsentrasjon av PCB-28 anslått, vist som kart med utslippsbidrag (**Figur 63**). Man kan tydelig se at Storbritannia, Europa og Vest-Russland er de dominerende utslippsregionene for alle lokaliteter og derfor også for Barentshavet generelt. Andøya erfarer høyest potensiell utslipps sensitivitet da dens plassering på fastlandet er nærmere utslippskildene. Modellen estimerer luftkonsentrasjoner av PCB-28 ($1,1 \text{ pg}/\text{m}^3$), som er nesten dobbelt så høy som beregnet for Zeppelin. Forventet konsentrasjoner for de andre stasjonene (3 til 7) reflekterer i stor grad forskjeller i nærhet til fastlandet.

Det er en veldig klar sesongmessig variasjon i PCB-28 konsentrasjon. Modellerte verdiene er lave om vinteren og høye om sommeren (**Figur 64**). Dette kan også sees i **Figur 61** (Winter) hvor luftmassene kommer fra sørligere deler av kontinentet. Om sommeren oppholder luft seg mye lengre i området og mindre transport inn i regionen. Man kan derfor anta at avsetning av atmosfærisk tilførsel til havet varierer betydelig over året. I andre studier (f.eks Eckhardt *et al.*, 2003) ble det vist at i denne regionen spiller NAO (North Atlantic Oscillation) en viktig rolle for langtransportepisoder fra

kontinentet til i nordområdene. Siden NAO indeksen har vært ganske stabil de siste årene er det forventet at den årlige variasjonen er mye lavere enn sesongvariasjonen.

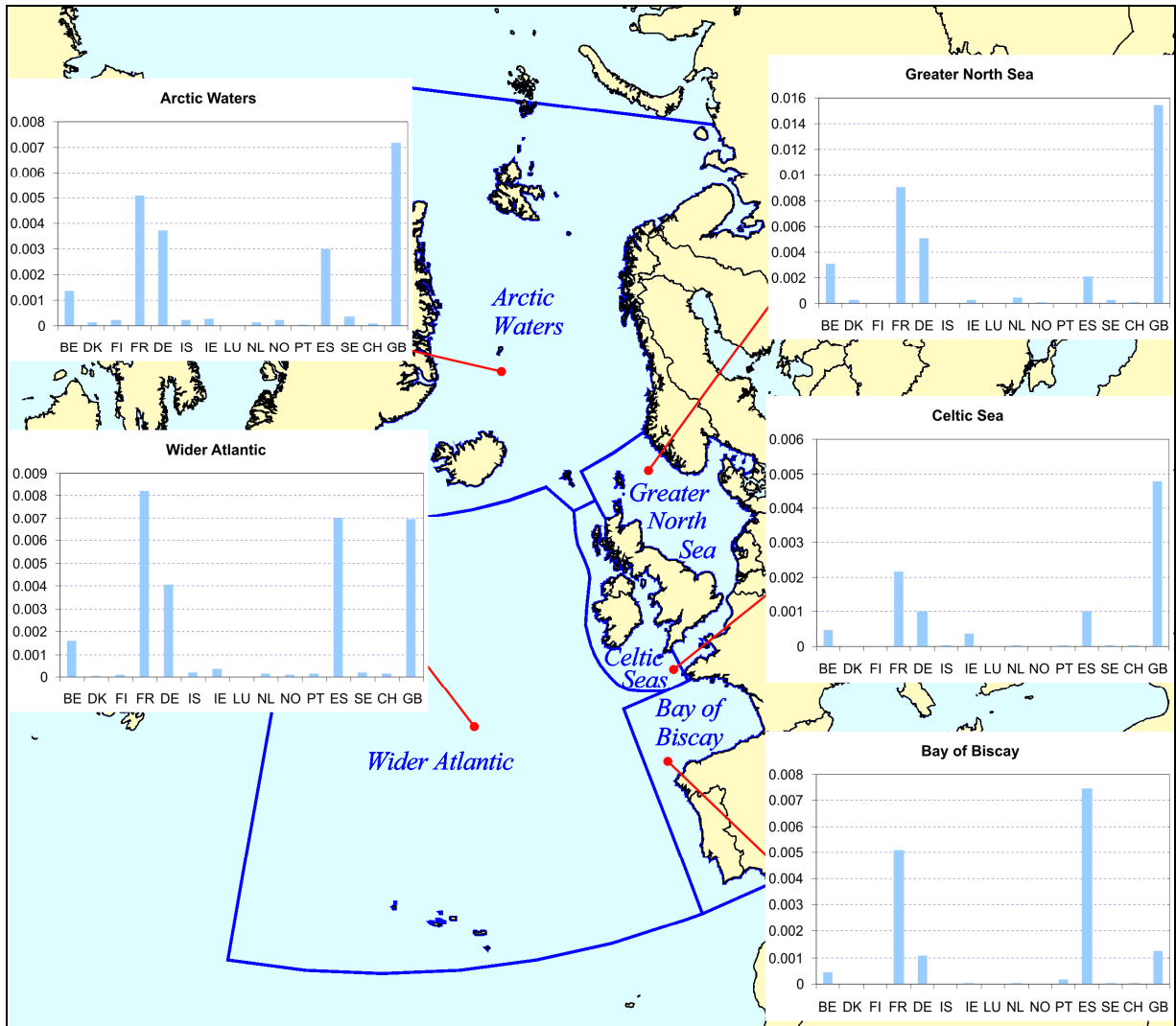


Figur 63. Gjennomsnittlig utslippsbidrag (EC) for 2007, representert ved PCB 28 tracer [$1E12 \text{ pg/m}^8$].



Figur 64. Forventet/Beregnet PCB 28 [pg/m^3] konsentrasjon for hver av de syv lokaliteter og for hver sesong.

Til sammenligning er det relevant å inkludere noen resultater fra EMEP-modellen som viser hvilke land som bidrar mest til de ulike regionene, såkalt kildematrise beregninger. I siste statusrapport for POPs presenterer de beregninger for hvordan ulike land påvirker konsentrasjoner og avsetning av organiske miljøgifter, herunder beregninger for hvordan individuelle land bidrar til avsetningen for PCB-183 til ulike gitte havområder for 2006 (Gusev *et al.*, 2009). Selv om regionen beskrevet som "Arctic Water" i **Figur 65** er forskjellig fra de to modellregioner som her diskuteres (Barentshavet), kan det forventes visse likehetstrekk i tilførselsmønsteret for Barentshavet; blant annet er det ikke urimelig å anta at bidragene fra Norge vil være relativt begrenset for PCB-183. Men man kan ikke uten videre anta at tilførselsmønsteret for andre organiske miljøgifter tilsvarer mønstret for PCB-183 i **Figur 65**, ettersom langtransportpotensialet for ulike komponenter og komponentgrupper vil variere i betydelig grad (Beyer *et al.*, 2000a; Beyer *et al.*, 2003) og på grunn av ulikheter i de ulike stoffers kildeområder (Breivik *et al.*, 2004).



Figur 65. Beregnede bidrag fra individuelle land til den årlige atmosfæriske avsetning av PCB-183 til 8 OSPAR regioner for 2006 (tonn per år) (Gusev et al., 2009).

Vedlegg G Resultater fra overvåking 2009

Rådata for analyser av organiske miljøgifter og metaller i sedimenter og biota, og radioaktive isotoper i sedimenter, biota og sjøvann. "Analysis code" referer til Green, N. W. 1993. *Overview of analytical methods Employed by JMP in Norway 1981-92*.

Farger i tabellene gjenspeiler tilstandsklasse i henhold til Klifs klassifiseringssystem. Lys grå angir at verdien er under bakgrunnsnivå, mørk grå angir at den er over.

I summerte parametere er verdier under deteksjonsgrensen ikke tatt med. I beregningen av gjennomsnitt er verdier under deteksjonsgrensen satt til $0.5 \cdot \text{deteksjonsgrensen}$.

TORSK

Species : Gadus morhua GB:Cod NO:Torsk Tissue:Lever
 Station Code: 6 Station name: Bjørnøya
 Latitude : 73.83 Longitude: 19.92
 Catch date : 26.08.2009 Count:25 Sample type: Individual

Analytical lab.		NIFES																					
Analysis code		NIFES																					
Detection limit		0.014																					
Sex	Age	Wt	L	WtLiver	FETT	Zn	Cd	Pb	Co	Mn	Cu	As	Sn	Ni	Hg	Mo	Se	CB28	CB52	CB101	CB105	CB118	
Sample No	yr	g	cm	g	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	
					w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	
1	F	5445	83	402.6	60.8	13	0.22	<0.016	<0.008	0.57	4.3	4.8	<0.016	0.074	0.01	0.07	0.99	3.8	8.8	13	2.875	9.8	
2	F	5960	89	367.8	62.1	16	0.14	<0.015	<0.008	0.61	8.4	7.8	<0.015	0.067	0.01	0.07	1.2	4.8	8.9	11	3.935	13	
3	F	6880	89	580	58.5	14	0.08	<0.015	0.01	0.41	4.8	6.6	<0.015	0.037	0.02	0.07	1.3	3	6	11	3.198	11	
4	F	3660	74	155	53.7	14	0.21	<0.016	0.02	0.82	4.1	6.7	<0.016	0.037	0.02	0.11	1.1	3.7	9.4	18	4.719	16	
5	F	4350	80	210	64.8	15	0.11	<0.015	0.01	0.52	4.7	9.2	<0.015	0.05	<0.011	0.09	1.3	3.1	6.6	11	2.729	9.5	
6	F	2270	64	195	64.6	11	0.09	<0.015	<0.007	0.48	2	6.9	<0.015	0.032	<0.01	0.06	1	2	3.2	3.5	0.838	2.8	
7	F	7270	102	130	28.9	28	0.55	<0.016	0.02	1.3	7.4	10	<0.016	0.056	0.04	0.15	1.9	5.3	14	27	7.428	28	
8	F	1810	61	69	57.8	15	0.15	<0.016	0.02	0.64	3.7	4.7	<0.016	0.05	<0.012	0.09	1.2	4.2	7.8	8.8	2.89	9.9	
9	M	5050	89	135	45.4	22	0.18	<0.015	0.03	1.2	8.9	8.8	<0.015	0.044	0.04	0.13	1.6	6.7	14	28	10.846	35	
10	F	1110	51	51.8	55.6	12	0.17	<0.015	0.01	0.55	2.8	4.5	<0.015	0.038	<0.011	0.09	1.3	2.3	4.4	6.2	2.063	7.3	
11	F	5945	88	155	45.8	24	0.15	<0.015	0.01	0.93	11	25	<0.015	0.151	0.02	0.16	2.6	2.7	4.8	9.4	3.167	12	
12	M	1110	52	75	62.1	11	0.18	<0.016	<0.008	0.55	2.2	4.4	<0.016	0.114	<0.012	0.1	1.4	2	3.4	4	1.147	4.1	
13	F	1155	49	60	60.3	11	0.17	<0.015	0.01	0.69	2.9	3.7	<0.015	0.07	<0.011	0.08	1.2	4	3.7	5	1.226	4.2	
14	M	565	42	12.5	60.3	11	0.17	<0.015	0.01	0.69	2.9	3.7	<0.015	0.07	<0.011	0.08	1.2	4	6.8	10	2.417	9.1	
15	M	1180	52	54.3	50.2	12	0.28	<0.016	<0.008	0.84	1.9	4.3	<0.016	0.093	<0.012	0.09	1.3	2.2	2	3.9	0.956	3.6	
16	M	1240	51	83.5	65.2	11	0.07	<0.015	<0.008	0.59	3.3	6	<0.015	0.051	<0.011	0.07	1.1	3.6	5.7	7.9	2.915	9.4	
17	F	1200	51	90	61.3	9.2	0.11	<0.015	<0.008	0.43	1.6	3.9	<0.015	0.042	<0.012	0.05	0.84	2.7	3.9	4.9	1.776	5.8	
18	M	880	47	33.3	50.6	15	0.29	<0.015	0.01	0.76	3.9	3.1	<0.015	0.068	<0.011	0.12	1.5	3.7	4.8	5.9	1.124	4.2	
19	F	500	40	38.3	57.4	20	0.12	<0.015	0.02	0.68	2.3	20	<0.015	0.888	<0.012	0.1	1.3	3.7	3.3	5	1.353	4.8	
20	M	1115	51	57.8	57.6	11	0.2	<0.015	<0.008	0.67	2.4	4.8	<0.015	0.12	<0.011	0.09	1.2	4.1	4.6	5.6	1.388	4.9	
21	F	870	47.5	28.2	44.5	11	0.2	<0.015	<0.008	0.67	2.4	4.8	<0.015	0.12	<0.011	0.09	1.2	2.3	3.1	5.9	1.919	7.2	
22	F	1310	55	43.4	40.9	17	0.13	<0.01	0.02	0.65	4.5	41	<0.01	0.055	0.05	0.08	1.5	2.5	2.8	3.6	1.239	4.3	
23	M	870	47.5	57.6	55.8	15	0.21	<0.016	0.01	0.69	4	3.3	<0.016	0.191	<0.012	0.14	1.4	4.5	5.7	5.3	1.355	4.8	
24	F	1220	52	79.1	58.2	11	0.1	<0.015	<0.008	0.55	2.4	3.4	<0.015	0.149	<0.011	0.09	0.87	4.3	5.4	6.2	2.468	7.5	
25	M	1030	49	53.2	56.3	14	0.15	<0.015	0.01	0.8	3.4	5.7	<0.015	0.094	<0.012	0.11	1.4	3.5	3.9	4.2	1.244	4.2	
Mean		2560	62	129	55	15	0.177	0.008	0.01	0.692	4.1	8	0.008	0.11	0.012	0.095	1.32	3.5	5.9	9	2.7	9	
Minimum		500	40	13	29	9	0.07	0.005	0.004	0.41	1.6	3.1	0.005	0.032	0.005	0.05	0.84	2	2	3.5	0.838	2.8	
Maximum		7270	102	580	65	28	0.55	0.008	0.03	1.3	11	41	0.008	0.89	0.05	0.16	2.6	7	14	28	11	35	
St.Dev.		2233	18	136	9	4.6	0.096	0.001	0.007	0.21	2.4	9	0.001	0.167	0.013	0.028	0.352	1.12	3.2	7	2.24	8	
Count		25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25

Analytical lab		NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	
Analysis code		0.04	0.03	0.02	0.05	2	2	2	2	2	2			0.5							0.05	0.07	
Detection limit		CB138	CB153	CB156	CB180	PCB7	DDDOP	DDPP	DDEOP	DDEPP	DDTOP	DDTPP	S_DDT	HCHA	HCB	HCH(B+G)	QCB	CNONXC	TCDAN	TNONC	BDE28	BDE47	BDE66
Sex		µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	mg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
Sample No		w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.
1	F	14	14	0.756	2.4	65.8	<6	20	<6	77	<6	11	108	1.2	18	1.3	<2	9.8	1.1	26	0.487	5.967	<0.12
2	F	15	15	0.952	2.3	70	<6	21	<6	72	<6	11	104	1.9	31	1.5	<1.5	12	3.3	35	0.642	5.579	<0.12
3	F	15	17	0.991	3.3	66.3	<6	13	<6	56	<6	10	79	1.7	18	1.9	<1.5	8.1	1.7	25	0.373	5.309	<0.12
4	F	23	24	1.292	4.2	98.3	<6	22	<6	88	<6	12	122	1.4	17	<0.9	<1.5	14	1.6	39	0.492	6.74	0.125
5	F	13	15	0.825	2.9	61.1	<6	14	<6	51	<6	8.8	73.8	1.8	22	<0.9	<1.6	8.4	2.4	26	0.382	4.566	<0.12
6	F	3.7	3.7	0.307	0.65	19.55	<6	6.7	<6	20	<6	<6	26.7	1.6	13	1.3	<1.5	3.6	1.7	10	0.164	1.549	<0.12
7	F	43	50	2.302	11	178.3	8.9	68	<6	236	<6	<6	304	<0.9	27	1.3	<1.5	34	2.7	93	1.061	15.131	0.122
8	F	12	14	0.841	2.6	59.3	<6	17	<6	56	<6	7.8	80.8	2.1	26	1.5	<1.6	10	3.4	31	0.372	4.261	<0.12
9	M	42	51	2.93	9.4	186.1	<6	42	<6	152	<6	13	207	1.1	26	<0.9	<1.5	23	2.3	71	1.045	14.187	0.211
10	F	10	11	0.62	2	43.2	<6	9.8	<6	35	<6	<6	44.8	1.4	16	3.4	<1.6	5.7	1.9	17	0.208	2.606	<0.12
11	F	16	22	1.093	4.5	71.4	<6	17	<6	59	<6	<6	76	1.7	24	2.2	<1.5	12	1.7	33	0.329	4.387	<0.12
12	M	5.8	6.4	0.473	1.4	27.1	<6	6.6	<6	29	<6	<6	35.6	2.1	19	2.7	<2.1	4	1.7	14	0.116	1.471	<0.12
13	F	5.3	6	0.382	1	29.2	<6	8	<6	26	<6	<6	34	1.5	19	1	<1.9	4	1.9	13	0.146	1.635	<0.12
14	M	12	13	0.72	2.1	57	<6	13	<6	46	<6	6.2	65.2	1.3	18	2.4	<1.5	8.6	2.6	27	0.298	3.259	<0.12
15	M	4.6	5.5	0.296	1	22.8	<6	<6	<6	20	<6	<6	20	1.9	11	3.5	<1.5	3.8	<1	12	0.11	1.605	<0.12
16	M	12	11	0.934	1.9	51.5	<6	8.7	<6	28	<6	<6	36.7	2.3	18	<0.9	<2	4.8	2.3	15	0.212	2.349	<0.12
17	F	8.3	8.1	0.843	1.7	35.4	<6	6.7	<6	19	<6	<6	25.7	1.8	18	1.5	<2	3.6	1.7	13	0.106	1.321	<0.12
18	M	5.3	5.6	0.338	0.88	30.38	<6	14	<6	42	<6	<6	56	6.2	30	1.7	<2.7	6.4	2.8	18	0.216	2.441	<0.12
19	F	7	7.7	0.537	1.5	33	<6	6.6	<6	19	<6	<6	25.6	2	16	2.5	<1.7	4.4	1.7	15	0.142	1.687	<0.12
20	M	6.8	7	0.5	1.4	34.4	<6	9.4	<6	28	<6	<6	37.4	2.1	16	2.3	<2.7	5.6	2.3	17	0.165	1.975	<0.12
21	F	9.1	11	0.6	2.1	40.7	<6	8.7	<6	35	<6	<6	43.7	1.4	12	1.6	<1.5	6.9	1.4	21	0.17	2.203	<0.12
22	F	4.8	6.5	0.409	1.2	25.7	<6	7.6	<6	19	<6	<6	26.6	0.9	12	<0.9	<1.5	5.7	1.3	16	0.139	1.652	<0.12
23	M	5.8	6.1	0.384	1	33.2	<6	11	<6	29	<6	<6	40	1.8	25	1.3	<2.4	5.9	2.7	19	0.168	1.93	<0.12
24	F	9	8.6	0.563	1.6	42.6	<6	7.4	<6	21	<6	<6	28.4	1.5	16	<0.9	<1.7	3.8	1.8	13	0.109	1.377	<0.12
25	M	4.9	5	0.322	0.82	26.52	<6	7.9	<6	22	<6	<6	29.9	1.6	15	<0.9	<1.5	4.9	1.9	16	0.151	1.648	<0.12
Mean		12	14	0.808	2.6	56	3.2	15	3	51	3	5.2	69	1.79	19	1.52	0.88	9	2.02	25	0.312	3.9	0.071
Minimum		3.7	3.7	0.296	0.65	20	3	3	3	19	3	3	20	0.45	11	0.45	0.75	3.6	0.5	10	0.106	1.32	0.06
Maximum		43	51	2.9	11	186	9	68	3	236	3	13	304	6.2	31	3.5	1.35	34	3.4	93	1.06	15	0.211
St.Dev.		10	12	0.614	2.5	42	1.18	14	0	49	0	3.5	64	1.01	5.6	0.92	0.188	7	0.669	19	0.264	3.6	0.034
Count		25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25

Analytical lab	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES		
Analysis code																							
Detection limit	0.09	0.01			0.01	0.01	0.01	0.05	0.01	2.5		3	4.5			3	1.5				1.8		
Sex	BDE99	BDE100	BDE119	BDE138	BDE153	BDE154	BDE183	BDE196	BDE205	BDE206	S_BDE	PFBA	PFBS	PFDA	PFDS	PFDoDA	PFHpA	PFHxA	PFHxDA	PFHxS	PFNA	PFOA	
Sample No	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	
	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	
1	F	<0.12	0.884	<0.12	<0.24	<0.12	0.433	<0.24	<0.1	<0.1	<0.1	7.771	<3	<4.5	<0.9	<0.9	<2.4	<3	<1.5	<24	<0.9	<1.5	<1.8
2	F	<0.12	0.864	0.136	<0.24	<0.12	0.422	<0.24	<0.1	<0.1	<0.1	7.643	<3	<4.5	<0.9	<0.9	<2.4	<3	<1.5	<24	<0.9	<1.5	<1.8
3	F	0.202	0.878	<0.12	<0.24	<0.12	0.621	<0.24	<0.1	<0.1	0	7.383	<3	<4.5	<0.9	<0.9	<2.4	<3	<1.5	<24	<0.9	<1.5	<1.8
4	F	0.18	1.119	<0.12	<0.24	<0.12	0.635	<0.24	<0.1	<0.1	<0.1	9.292	<3	<4.5	<0.9	<0.9	<2.4	<3	<1.5	<24	<0.9	<1.5	<1.8
5	F	<0.12	0.826	<0.12	<0.24	<0.12	0.637	<0.24	<0.1	<0.1	<0.1	6.41	<3	<4.5	<0.9	<0.9	<2.4	<3	<1.5	<24	<0.9	<1.5	<1.8
6	F	<0.12	0.231	<0.12	<0.24	<0.12	0.183	<0.24	<0.1	<0.1	0	2.127	<3	<4.5	<0.9	<0.9	<2.4	<3	<1.5	<24	<0.9	<1.5	<1.8
7	F	<0.12	2.726	0.156	<0.24	<0.12	1.104	<0.24	<0.1	<0.1	0	20.301	<3	<4.5	<0.9	<0.9	<2.4	<3	<1.5	<24	<0.9	<1.5	<1.8
8	F	<0.12	0.665	0.133	<0.24	<0.12	0.43	<0.24	<0.1	<0.1	<0.1	5.861	<3	<4.5	<0.9	<0.9	<2.4	<3	<1.5	<24	<0.9	<1.5	<1.8
9	M	<0.12	2.128	<0.12	<0.24	<0.12	0.958	<0.24	<0.1	<0.1	0	18.529	<3	<4.5	<0.9	<0.9	<2.4	<3	<1.5	<24	<0.9	<1.5	<1.8
10	F	<0.12	0.383	<0.12	<0.24	<0.12	0.268	<0.24	<0.1	<0.1	<0.1	3.465	<3	<4.5	<0.9	<0.9	<2.4	<3	<1.5	<24	<0.9	<1.5	<1.8
11	F	<0.12	0.709	<0.12	<0.24	<0.12	0.388	<0.24	<0.1	<0.1	<0.1	5.813	<3	<4.5	<0.9	<0.9	<2.4	<3	<1.5	<24	<0.9	<1.5	<1.8
12	M	<0.12	0.224	<0.12	<0.24	<0.12	0.166	<0.24	<0.1	<0.1	<0.1	1.978	<3	<4.5	<0.9	<0.9	<2.4	<3	<1.5	<24	<0.9	<1.5	<1.8
13	F	<0.12	0.238	<0.12	<0.24	<0.12	0.175	<0.24	<0.1	<0.1	0	2.194	<3	<4.5	<0.9	<0.9	<2.4	<3	<1.5	<24	<0.9	<1.5	<1.8
14	M	<0.12	0.655	<0.12	<0.24	<0.12	0.33	<0.24	<0.1	<0.1	0	4.543	<3	<4.5	<0.9	<0.9	<2.4	<3	<1.5	<24	<0.9	<1.5	<1.8
15	M	<0.12	0.262	<0.12	<0.24	<0.12	0.13	<0.24	<0.1	<0.1	<0.1	2.107	<3	<4.5	<0.9	<0.9	<2.4	<3	<1.5	<24	<0.9	<1.5	<1.8
16	M	<0.12	0.364	<0.12	<0.24	<0.12	0.224	<0.24	<0.1	<0.1	<0.1	3.148	<3	<4.5	<0.9	<0.9	<2.4	<3	<1.5	<24	<0.9	<1.5	<1.8
17	F	<0.12	0.181	<0.12	<0.24	<0.12	0.152	<0.24	<0.1	<0.1	0	1.759	<3	<4.5	<0.9	<0.9	<2.4	<3	<1.5	<24	<0.9	<1.5	<1.8
18	M	<0.12	0.379	<0.12	<0.24	<0.12	0.271	<0.24	<0.1	<0.1	<0.1	3.307	<3	<4.5	<0.9	<0.9	<2.4	<3	<1.5	<24	<0.9	<1.5	<1.8
19	F	<0.12	0.295	<0.12	<0.24	<0.12	0.163	<0.24	<0.1	<0.1	<0.1	2.287	<3	<4.5	<0.9	<0.9	<2.4	<3	<1.5	<24	<0.9	<1.5	<1.8
20	M	<0.12	0.281	<0.12	<0.24	<0.12	0.179	<0.24	<0.1	<0.1	<0.1	2.599	<3	<4.5	<0.9	<0.9	<2.4	<3	<1.5	<24	<0.9	<1.5	<1.8
21	F	<0.12	0.335	<0.12	<0.24	<0.12	0.195	<0.24	<0.1	<0.1	<0.1	2.903	<3	<4.5	<0.9	<0.9	<2.4	<3	<1.5	<24	<0.9	<1.5	<1.8
22	F	<0.12	0.217	<0.12	<0.24	<0.12	0.138	<0.24	<0.1	<0.1	<0.1	2.146	<3	<4.5	<0.9	<0.9	<2.4	<3	<1.5	<24	<0.9	<1.5	<1.8
23	M	<0.12	0.261	<0.12	<0.24	<0.12	0.171	<0.24	<0.1	<0.1	<0.1	2.529	<3	<4.5	<0.9	<0.9	<2.4	<3	<1.5	<24	<0.9	<1.5	<1.8
24	F	<0.12	0.213	<0.12	<0.24	<0.12	0.152	<0.24	<0.1	<0.1	<0.1	1.85	<3	<4.5	<0.9	<0.9	<2.4	<3	<1.5	<24	<0.9	<1.5	<1.8
25	M	<0.12	0.25	<0.12	<0.24	<0.12	0.164	<0.24	<0.1	<0.1	<0.1	2.213	<3	<4.5	<0.9	<0.9	<2.4	<3	<1.5	<24	<0.9	<1.5	<1.8
Mean		0.07	0.623	0.07	0.12	0.06	0.348	0.12	0.05	0.05	0.05	5.2	1.5	2.25	0.45	0.45	1.2	1.5	0.75	12	0.45	0.75	0.9
Minimum		0.06	0.181	0.06	0.12	0.06	0.13	0.12	0.05	0.05	0.05	1.76	1.5	2.25	0.45	0.45	1.2	1.5	0.75	12	0.45	0.75	0.9
Maximum		0.202	2.7	0.156	0.12	0.06	1.1	0.12	0.05	0.05	0.05	20	1.5	2.25	0.45	0.45	1.2	1.5	0.75	12	0.45	0.75	0.9
St.Dev.		0.036	0.614	0.027	0	0	0.262	0	0	0	0	4.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Count		25	25	25	25	25	25	25	25	25	18	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25

Analytical lab.		NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES	NIFES
Analysis code			1.5	2.7				1.5
Detection limit								
Sex		PFODA	PFOS	PFOSA	PFPeA	PFTeDA	PFTTrDA	PFUdA
Sample No		µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.
1	F	<24	<1.5	<2.7	<3	<2.4	<2.4	<1.5
2	F	<24	<1.5	<2.7	<3	<2.4	<2.4	<1.5
3	F	<24	1.588	<2.7	<3	<2.4	<2.4	<1.5
4	F	<24	<1.5	<2.7	<3	<2.4	<2.4	<1.5
5	F	<24	1.457	<2.7	<3	<2.4	<2.4	<1.5
6	F	<24	2.547	<2.7	<3	<2.4	<2.4	<1.5
7	F	<24	1.451	<2.7	<3	<2.4	<2.4	1.451
8	F	<24	<1.5	<2.7	<3	<2.4	<2.4	<1.5
9	M	<24	2.236	<2.7	<3	<2.4	<2.4	<1.5
10	F	<24	1.787	<2.7	<3	<2.4	<2.4	<1.5
11	F	<24	<1.5	<2.7	<3	<2.4	<2.4	<1.5
12	M	<24	<1.5	<2.7	<3	<2.4	<2.4	<1.5
13	F	<24	1.946	<2.7	<3	<2.4	<2.4	<1.5
14	M	<24	<1.5	<2.7	<3	<2.4	<2.4	<1.5
15	M	<24	<1.5	<2.7	<3	<2.4	<2.4	<1.5
16	M	<24	1.742	<2.7	<3	<2.4	<2.4	<1.5
17	F	<24	<1.5	<2.7	<3	<2.4	<2.4	<1.5
18	M	<24	1.502	<2.7	<3	<2.4	<2.4	<1.5
19	F	<24	2.139	<2.7	<3	<2.4	<2.4	<1.5
20	M	<24	<1.5	<2.7	<3	<2.4	<2.4	<1.5
21	F	<24	<1.5	<2.7	<3	<2.4	<2.4	<1.5
22	F	<24	2.524	<2.7	<3	<2.4	<2.4	<1.5
23	M	<24	3.549	<2.7	<3	<2.4	<2.4	1.846
24	F	<24	2.774	<2.7	<3	<2.4	<2.4	<1.5
25	M	<24	1.491	<2.7	<3	<2.4	<2.4	<1.5
Mean		12	1.48	1.35	1.5	1.2	1.2	0.822
Minimum		12	0.75	1.35	1.5	1.2	1.2	0.75
Maximum		12	3.5	1.35	1.5	1.2	1.2	1.85
St.Dev.		0	0.802	0	0	0	0	0.255
Count		25	25	25	25	25	25	25

Species : Gadus morhua GB:Cod NO:Torsk Tissue:Muskel
 Station Code: 6 Station name: Bjørnøya
 Latitude : 73.83 Longitude: 19.92
 Catch date : 26.08.2009 Count:25 Sample type: Individual

Analytical lab.		NIFES NIFES NIFES NIFES NIFES NIFES NIFES										
Analysis code												
Detection limit		0.01 0.002										
Sample No	Sex	Age yr	Wt g	L cm	WtLiver g	TTS %	Fett %	Cd mg/kg	Pb mg/kg	As mg/kg	Hg mg/kg	Se mg/kg
		w.wt. w.wt. w.wt. w.wt. w.wt. w.wt. w.wt.										
1	F		5445	83	402.6	18.86	1.2	<0.002	<0.007	0.81	0.06	0.19
2	F		5960	89	367.8	18.24	1.2	<0.002	<0.007	7.3	0.04	0.19
3	F		6880	89	580	19.58	1	<0.002	<0.008	5.2	0.07	0.26
4	F		3660	74	155	19.13	1	<0.002	<0.007	4.5	0.08	0.25
5	F		4350	80	210	20.66	0.9	<0.002	<0.008	5.7	0.05	0.27
6	F		2270	64	195	20.71	1.1	<0.002	<0.008	2.1	0.02	0.21
7	F		7270	102	130	17.18	0.9	<0.002	<0.007	1.7	0.07	0.19
8	F		1810	61	69	20.24	1	<0.002	<0.008	1.4	0.04	0.23
9	M		5050	89	135	18.34	1	<0.002	<0.007	6.7	0.13	0.23
10	F		1110	51	51.8	19.45	1.1	<0.002	<0.008	2	0.03	0.25
11	F		5945	88	155	19.46	0.9	<0.002	<0.008	15	0.05	0.25
12	M		1110	52	75	19.96	1.2	<0.002	<0.008	3	0.02	0.25
13	F		1155	49	60	19.42	1.2	<0.002	<0.008	5	0.03	0.25
14	M		565	42	12.5	19.32	1.1	<0.002	<0.007	3.5	0.01	0.21
15	M		1180	52	54.3	19.7	1.2	<0.002	<0.008	5.5	0.02	0.22
16	M		1240	51	83.5	19.89	1.2	<0.002	<0.008	3.3	0.02	0.22
17	F		1200	51	90	19.79	1.2	<0.002	<0.008	5.1	0.02	0.24
18	M		880	47	33.3	19.57	1.1	<0.002	<0.008	1.4	0.01	0.21
19	F		500	40	38.3	19.9	1.2	<0.002	<0.008	1.7	0.02	0.24
20	M		1115	51	57.8	20.06	1.2	<0.002	<0.008	2	0.02	0.21
21	F		870	47.5	28.2	18.33	1.1	<0.002	<0.007	21	0.02	0.2
22	F		1310	55	43.4	20.12	1.1	<0.002	<0.008	69	0.04	0.25
23	M		870	47.5	57.6	20.04	1.1	<0.002	<0.008	3	0.01	0.21
24	F		1220	52	79.1	19.75	1.2	<0.002	<0.008	3	0.02	0.22
25	M		1030	49	53.2	19.44	1.2	<0.002	<0.007	5.5	0.02	0.25
Mean			2560	62	129	19	1.1	0.001	0.004	8	0.037	0.228
Minimum			500	40	13	17	0.9	0	0.004	0.81	0.01	0.19
Maximum			7270	102	580	21	1.2	0.001	0.004	69	0.13	0.27
St.Dev.			2233	18	136	0.8	0.106	0	0	14	0.028	0.024
Count			25	25	25	25	25	25	25	25	25	25

Species : Gadus morhua GB:Cod NO:Torsk Tissue:Lever
 Station Code: 2 Station name: Kvænangen
 Latitude : 70.32 Longitude: 21.44
 Catch date : 14.10.2009 Count:21
 Sample type : Individual

Analytical lab.		NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	
Analysis code		392		315	315	315	315	315	315	315	315	340	340	340	340	340	340	340	340	340	340	
Detection limit			0.01	0.03	0.1	0.001	0.02	0.05	0.02	0.05	0.02	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	
Sex	Age	Wt	L	WtLiver	TTS	FETT	Cr	Zn	Cd	Pb	As	Ni	CB28	CB52	CB101	CB105	CB118	CB138	CB153	CB156	CB180	CB209
Sample No	yr	g	cm	g	g/kg	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
					None	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.
1	F	425	35.5		430	32	4.22	21	0.089	<0.02	5.82	0.05	<1	2.5	11	5	16	24	44	1.4	7.7	<1
2	F	1086	50		360	11	8.78	28.9	0.218	0.02	6.19	0.04	1.1	2.8	10	4.7	17	25	37	1.5	7.1	<0.5
3	F	1386	53.5		540	43	9.08	21.4	0.054	0.03	6.68	0.04	<1	3.4	13	5.2	19	32	60	1.8	9.9	<1
4	F	2596	66		520	39	9.79	31.5	0.112	0.03	3.44	0.05	<1	2.5	7.4	2.4	9.4	15	27	<1	5.7	<1
5	F	4000	72		780	67	8.09	11.7	0.046	<0.02	3.76	0.02	1.4	4.6	13	4.4	15	22	35	1.3	6.5	<1
6	M	5050	84.5		540	43	12.3	28	0.215	<0.02	4.57	0.12	<1.5	5.9	21	9.2	32	59	84	3.5	19	<1.5
7	M	5450	84		570	46	12.8	23.1	0.111	<0.02	6.55	0.04	3.3	11	26	9.3	34	44	63	2.5	13	<1
8	F	1744	57.5		430	30	10.1	31.2	0.139	<0.02	4.75	0.08	2.6	7.9	28	9.4	37	55	85	3.1	17	<1
9	F	3550	83		700	60	2.99	15.1	0.117	<0.02	7.14	0.03	1.9	6.2	13	5	19	26	41	<1.5	8.3	<1.5
10	M	4250	78		670	59	6.15	19.5	0.079	<0.02	2.97	<0.02	1.9	6.4	19	6.7	24	33	50	2	10	<1.5
11	M	1888	59.5		540	41	14.8	22.5	0.099	0.03	4.28	0.08	2.1	6.5	12	4.4	15	17	26	1.2	5.2	<1
12	M	5450	83.5		670	56	5.81	17.7	0.177	<0.02	4.56	0.02	<1.5	4.3	16	5.5	20	30	49	1.8	9.7	<1.5
13	M	1417	54		540	42	2.9	15.8	0.06	<0.02	6.01	0.02	1	2.7	9.4	3.4	14	20	35	1.2	6.1	<1
14	F	1711	61		460	36	1.97	18.8	0.147	<0.02	4.68	0.05	<1	3.1	16	6.1	22	38	60	2.2	11	<1
15	F	1475	51		490	34	5.53	19.8	0.054	<0.02	5.91	0.04	<1	1.7	7.2	3.3	11	17	34	<1	5.7	<1
16	F	6200	86		590	44	3.24	22.6	0.123	0.6	5.03	0.12	1.9	5.9	20	7.6	26	41	63	2.3	13	<1
17	F	4850	79		600	49	3.55	17.4	0.08	0.06	5.09	0.11	1.3	4.7	15	4.2	18	27	46	1.6	8.8	<1
18	M	3450	74.5		590	45	8.45	23.4	0.159	0.02	3.79	0.04	1.2	4.2	13	5.3	17	24	40	1.5	7.9	<1
19	F	4300	80		480	37	10.3	24.6	0.222	<0.02	7.83	0.06	<1	3.4	13	6.4	22	41	65	2.5	14	<1
20	F	5150	83		390	24	14	34	0.328	<0.02	11.4	0.1	2.4	17	52	13	53	74	120	4	22	0.9
21	M	1081	72		670	55	5.2	18.2	0.099	<0.02	4.06	0.03	<1.5	5.3	15	5.1	18	27	41	1.7	8.1	<1.5
Mean		3167	69		550	43	8	22	0.13	0.044	5.5	0.055	1.3	5.3	17	6	22	33	53	1.85	10	0.567
Minimum		425	36		360	11	1.97	12	0.046	0.01	3	0.01	0.5	1.7	7	2.4	9	15	26	0.5	5.2	0.25
Maximum		6200	86		780	67	15	34	0.328	0.6	11	0.12	3.3	17	52	13	53	74	120	4	22	0.9
St.Dev.		1799	15		108	13	3.9	5.8	0.07	0.128	1.87	0.034	0.822	3.4	10	2.5	10	15	23	0.91	4.6	0.149
Count		21	21		21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21

Analytical lab.		NIVA	NIVA	NIVA		NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA		
Analysis code		340	340	340		340	341	340	340	340	730	730	730	730	730	730	730	730	730	730	730		
Detection limit		0.1	0.05	0.2		0.05	0.05	0.03	0.05	0.03	0.03	0.05	0.03	0.05	0.03	0.05	0.05	0.06	0.04	0.05	0.03	0.03	
Sex		PCB7	DDPP	DDEPP	DDTPP	S_DDT	HCHA	HCHG	HCB	OCS	QCB	BDE28	BDE47	BDE49	BDE66	BDE71	BDE77	BDE85	BDE99	BDE100	BDE138	BDE153	BDE154
Sample No		µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	mg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
		w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.
1	F	105.2	3.2	28	<4	31.2	<1	<0.001	5.5	<1	2.6	0.35	4.2	0.47	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.4	1.3	0.32	<0.2	0.3
2	F	100	8.2	44	<2	52.2	<0.5	<0.001	2.9	0.53	0.57	0.22	4.9	0.55	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.08	1.1	0.28	<0.05	0.35
3	F	137.3	3.5	42	<4	45.5	<1	<0.001	5.8	<1	1.4												
4	F	67	3.1	24	<4	27.1	<1	<0.001	5.9	<1	1.9	0.12	3.1	0.59	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	0.63	0.18	<0.05	0.22
5	F	97.5	6.8	38	<4	44.8	<1	<0.001	8.9	1	2.7	0.23	4.9	0.97	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.1	0.91	0.18	<0.05	0.33
6	M	220.9	15	100	<6	115	<1.5	<0.002	7.9	1.7	2	0.38	12	1	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	2.3	0.61	<0.05	0.47
7	M	194.3	20	86	<4	106	<1	<0.001	18	1.8	3.7	0.36	8.5	2	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	1.6	0.43	<0.05	0.6
8	F	232.5	18	97	<4	115	<1	<0.001	9.8	1.6	1.6	0.34	9.2	1.8	0.12	<0.05	<0.05	<0.05	0.14	2	0.65	<0.05	0.67
9	F	115.4	8.3	50	<6	58.3	<1.5	<0.002	13	<1.5	2.9	0.18	5.5	1.5	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	1	0.28	<0.05	0.44
10	M	144.3	11	56	<6	67	<1.5	<0.002	14	1.8	2.6	0.23	6.3	1.3	<0.05	<0.03	<0.05	<0.05	<0.06	1.2	0.35	<0.03	0.51
11	M	83.8	8	34	<4	42	<1	<0.001	13	1	2	0.14	3	0.68	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.11	0.56	0.17	<0.05	0.23
12	M	129	8.1	55	<6	63.1	<1.5	<0.002	9.3	<1.5	2.7	0.31	7.1	1.3	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.11	1.4	0.31	<0.05	0.38
13	M	88.2	4.8	33	<4	37.8	<1	<0.001	6.6	<1	2.1	0.16	4.4	0.79	<0.1	<0.05	<0.05	<0.05	0.25	0.9	0.27	<0.05	0.32
14	F	150.1	4.5	48	<4	52.5	<1	<0.001	5.2	<1	1.1	0.33	8	0.66	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.07	1.7	0.24	<0.05	0.31
15	F	76.6	<2	19	<4	19	<1	<0.001	4.8	<1	1.2	0.14	2.8	0.27	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.06	0.57	0.13	<0.05	0.14
16	F	170.8	10	68	<4	78	<1	<0.001	10	1.8	2	0.36	8.8	1.7	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	1.7	0.45	<0.05	0.57
17	F	120.8	5.5	40	<4	45.5	<1	<0.001	8.4	1.1	2	0.31	8.1	1.5	0.07	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	1.7	0.55	<0.05	0.53
18	M	107.3	5.5	38	<4	43.5	<1	<0.001	7.6	<1	2.1	0.3	5.4	1	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.07	1	0.25	<0.05	0.37
19	F	158.4	5.6	59	<4	64.6	<1	<0.001	6.6	1.2	2.2	0.28	7.3	0.89	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	1.6	0.53	<0.05	0.45
20	F	340.4	47	120	18	185	0.61	<0.001	11	3.3	1.7	0.1	12	1.6	<0.06	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	2.5	0.87	<0.05	0.67
21	M	114.4	8.8	52	<6	60.8	<1.5	<0.002	8.6	<1.5	2.1	0.3	5.1	1	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	0.96	0.24	<0.05	0.3
Mean		141	10	54	3	64	0.553	0.001	9	1.08	2.06	0.257	7	1.08	0.037	0.028	0.029	0.029	0.074	1.33	0.364	0.028	0.408
Minimum		67	1	19	1	19	0.25	0	2.9	0.5	0.57	0.1	2.8	0.27	0.025	0.015	0.025	0.025	0.03	0.56	0.13	0.015	0.14
Maximum		340	47	120	18	185	0.75	0.001	18	3.3	3.7	0.38	12	2	0.12	0.1	0.1	0.1	0.25	2.5	0.87	0.1	0.67
St.Dev.		64	10	27	3.5	38	0.128	0	3.6	0.712	0.69	0.091	2.7	0.487	0.027	0.017	0.017	0.017	0.062	0.551	0.193	0.017	0.149
Count		21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20

Analytical lab.	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA		NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	
Analysis code	730	730	730	730					860	740	860	740	740	740	740	
Detection limit	0.1	0.1	0.5													
Sex	BDE183	BDE196	BDE205	BDE209	S_BDE	HBCDA	HBCDB	HBCDG	PFBS	PFHpA	PFHxA	PFNA	PFOA	PFOS	PFOSA	
Sample No	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	
1	F	<2	<2	<2	<10	6.47			<11	<45	<6	<6	<5	20	1.2	
2	F	<0.1	<0.1	<0.5	<1	6.93			<10	<23	<6	<5	<5	9.4	1.65	
3	F						<3	<8	<8	<13	<33	<7	<5	9	0.5	
4	F	<0.1	<0.1	<0.5	<1	4.25	7.6	<3	<2	<8	<18	<4	<4	8	0.61	
5	F	<0.1	<0.1	<0.5	<1	6.65			<10	<22	<5	<5	<5	5.5	1.1	
6	M	<0.1	<0.1	<0.5	<1	15.76	<2	<2	<2	<20	<46	<10	<10	10.2	3.47	
7	M	<0.1	<0.1	<0.5	<1	11.49			<10	<25	<5	<5	<5	6.04	1.2	
8	F	<0.1	<0.1	<0.5	<1	13.12			<11	<28	<6	<5	<5	9.2	0.9	
9	F	<0.1	<0.1	<0.5	<1	7.4	<3	<10	<10	<25	<62	<12	<10	12.6	3.61	
10	M	<0.1	<0.1	<0.5	<1	8.59			<14	<35	<7	<7	<7	7.32	2.06	
11	M	<0.2	<0.5	<0.5	<1	4.21			<10	<15	<10	<5	<5	1.2	0.76	
12	M	<0.2	<0.5	<0.5	<1	9.61			<10	<15	<10	<5	<5	2	0.1	
13	M	<0.2	<1	<0.5	<1	6.3			<10	<15	<10	<5	<5	2.3	0.5	
14	F	<0.2	<1	<0.5	<1	10.65			<10	<15	<10	<5	<5	4.1	0.9	
15	F	<0.2	<1	<0.5	<1	3.84	<3	<8	<8	<10	<15	<10	<5	5.4	1.4	
16	F	<0.1	<0.5	<0.5	<1	11.88			<10	<15	<10	<5	<5	3.73	0.6	
17	F	<0.1	<0.1	<0.5	<1	11.26			<10	<15	<10	<5	<5	2.6	0.6	
18	M	<0.1	<0.3	<0.5	<1	7.39			<10	<15	<10	<5	<5	4.1	2.1	
19	F	<0.1	<0.1	<0.5	<1	10.16			<10	<6	<10	<5	<5	3.7	1.8	
20	F	<0.1	<0.1	<0.5	<1	16.14			<10	<15	<10	<5	<5	6.7	1.9	
21	M	<0.1	<0.1	<0.5	<1	6.9			<10	<15	<10	<5	<5	1.5	0.8	
Mean		0.11	0.2	0.288	0.725	9	2.6	3.1	3	5.8	12	4.2	2.8	2.8	6	1.32
Minimum		0.05	0.05	0.25	0.5	3.8	1	1	1	4	3	2	2	2.5	1.2	0.1
Maximum		1	1	1	5	16	8	5	5	12	31	6	5	5	20	3.6
St.Dev.		0.211	0.25	0.168	1.01	3.6	2.8	1.75	1.87	1.96	7	1.16	0.784	0.766	4.4	0.92
Count		20	20	20	20	20	5	5	5	21	21	21	21	21	21	21

Species : Gadus morhua GB:Cod NO:Torsk Tissue:Muskel
 Station Code: 2 Station name: Kvænangen
 Latitude : 70.32 Longitude: 21.44
 Catch date : 14.10.2009 Count:21
 Sample type: Individual

Analytical lab.							NIVA	NIVA
Analysis code							392	310
Detection limit								0.005
Sample	Sex	Age	Wt	L	WtLiver	TTS	Hg	
No		yr	g	cm	g	g/kg	mg/kg	
							None	w.wt.
1	F		425	35.5		198	0.026	
2	F		1086	50		204	0.032	
3	F		1386	53.5		192	0.04	
4	F		2596	66		191	0.026	
5	F		4000	72		202	0.063	
6	M		5050	84.5		174	0.049	
7	M		5450	84		186	0.074	
8	F		1744	57.5		191	0.026	
9	F		3550	83		202	0.044	
10	M		4250	78		201	0.055	
11	M		1888	59.5		103	0.026	
12	M		5450	83.5		194	0.047	
13	M		1417	54		196	0.038	
14	F		1711	61		186	0.034	
15	F		1475	51		204	0.033	
16	F		6200	86		194	0.05	
17	F		4850	79		190	0.051	
18	M		3450	74.5		192	0.069	
19	F		4300	80		182	0.065	
20	F		5150	83		187	0.054	
21	M		1081	72		191	0.038	
Mean			3167	69		189	0.045	
Minimum			425	36		103	0.026	
Maximum			6200	86		204	0.074	
St.Dev.			1799	15		21	0.015	
Count			21	21		21	21	

Species : Gadus morhua GB:Cod NO:Torsk Tissue:Lever
 Station Code: 4 Station name: Andøya
 Latitude : 69.25 Longitude: 16.17
 Catch date : 30.10.2009 Count:11 Sample type:
 Individual

Analytical lab.					NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA
Analysis code					392	0.01	0.03	0.1	0.001	0.02	0.05	0.02	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
Detection limit																						
Sex	Age	Wt	L	WtLiver	TTS	FETT	Cr	Zn	Cd	Pb	As	Ni	CB28	CB52	CB101	CB105	CB118	CB138	CB153	CB156	CB180	CB209
Sample No	yr	g	cm	g	g/kg	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
1	F	2277	62.5	0	670	56	6.36	21.9	0.122	<0.02	3.5	0.04	<2	2.3	5.9	2.4	7.1	11	13	<2	2.5	<2
2	M	1732	56.5	0	730	63	4.62	18.7	0.026	<0.02	9.01	0.06	<2	2	5.3	<2	4.8	7.6	9.9	<2	<2	<2
3	M	1916	56	0	770	65	1.82	13.1	0.063	<0.02	2.92	0.05	<2	<2	3.3	<2	3.6	5.7	7.7	<2	<2	<2
4	M	1231	49.6	0	730	62	3.15	15.7	0.066	<0.02	3.23	0.1	<2	2.3	5.9	<2	4.9	7.8	9.9	<2	<2	<2
5	F	1995	57.8	0	730	54	9.49	19.2	0.081	<0.02	3.21	0.11	<2	2.5	5.4	2	5.5	7.6	9.6	<2	<2	<2
6	M	2687	61.8	0	730	62	5.62	17.5	0.042	<0.02	2.79	0.13	<2	2.3	5.7	<2	5.3	7.8	9.5	<2	<2	<2
7	M	2580	62.9	0	780	69	2.18	13.7	0.035	<0.02	2.51	0.06	<3	<3	4.5	<3	3.5	5.5	6.2	<3	<3	<3
8	M	3306	70	0	740	64	3.65	22.8	0.059	<0.02	3.44	0.08	<2	5.2	16	7.6	22	32	55	2.2	10	<2
9	F	5730	81	0	560	41	9.06	31.8	0.093	<0.02	3.93	0.14	5.2	12	29	13	38	50	68	3.7	13	<1
10	M	4770	80.5	0	740	49	10.3	22	0.075	<0.02	2.7	0.09	2	5.1	11	4	11	16	23	1.1	4.1	<1
11	F	4810	81	0	620	67	5.49	30.1	0.08	<0.02	2.09	0.079	2.1	4.7	10	3.9	10	14	19	<2	4.1	<2
Mean		3003	65	0	709	59	5.6	21	0.067	0.01	3.6	0.085	1.62	3.7	9	3.5	11	15	21	1.41	3.7	0.95
Minimum		1231	50	0	560	41	1.82	13	0.026	0.01	2.09	0.04	1	1	3.3	1	3.5	5.5	6.2	1	1	0.5
Maximum		5730	81	0	780	69	10	32	0.122	0.01	9	0.14	5.2	12	29	13	38	50	68	3.7	13	1.5
St.Dev.		1472	11	0	66	8	2.9	6.1	0.027	0	1.87	0.032	1.26	3.1	8	3.7	11	14	21	0.846	4.1	0.27
Count		11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11

Analytical lab.		NIVA	NIVA	NIVA		NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	
Analysis code		340	340	340		340	341	340	340	340	730	730	730	730	730	730	730	730	730	730	730	730	
Detection limit		0.1	0.05	0.2		0.05	0.05	0.03	0.05	0.03	0.03	0.05	0.03	0.05	0.03	0.05	0.03	0.05	0.06	0.04	0.05	0.03	
Sex		PCB7	DDPP	DDEPP	DDTPP	S_DDT	HCHA	HCHG	HCB	OCS	QCB	BDE28	BDE47	BDE49	BDE66	BDE71	BDE77	BDE85	BDE99	BDE100	BDE138	BDE153	BDE154
Sample No		µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	mg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.
1	F	41.8	4.2	19	<4	23.2	<2	<0.002	7.2	<2	1.2	0.25	3.4	0.62	0.53	0.15	<0.05	0.26	0.27	0.74	0.15	0.03	0.18
2	M	29.6	<3	13	<4	13	<2	<0.002	5.5	<2	1.5	0.09	2.4	0.37	<0.05	<0.1	<0.05	<0.05	<0.06	0.31	<0.05	<0.03	0.13
3	M	20.3	<3	10	<4	10	<2	<0.002	4.2	<2	<1	<0.03	1.4	0.19	<0.05	<0.1	<0.05	<0.05	<0.06	<0.01	<0.05	<0.03	0.11
4	M	30.8	<3	14	<4	14	<2	<0.002	5.9	<2	1.5	0.05	2.2	0.38	<0.05	<0.1	<0.05	<0.05	<0.06	0.18	0.08	<0.03	0.13
5	F	30.6	3.4	16	<4	19.4	<2	<0.002	5	<2	1	0.09	2.4	0.47	<0.05	<0.1	<0.05	<0.05	<0.06	0.24	0.1	<0.03	0.16
6	M	30.6	<3	14	<4	14	<2	<0.002	5.3	<2	1.2	0.06	2.3	0.4	<0.05	<0.1	<0.05	<0.05	<0.06	<0.1	<0.05	<0.03	0.12
7	M	19.7	<5	10	<5	10	<3	<0.003	5.5	<3	<1.5	0.03	1.8	0.36	<0.05	<0.1	<0.05	<0.05	<0.06	<0.1	<0.05	<0.03	0.12
8	M	140.2	8.9	44	4.8	57.7	<2	<0.002	11	<2	2.3	0.24	8.9	1.3	<0.05	<0.1	<0.05	<0.05	<0.06	0.88	<0.05	<0.03	0.29
9	F	215.2	25	110	9.2	144.2	1.6	<0.001	15	1.7	2	0.52	14	2.7	<0.05	<0.1	<0.05	<0.05	<0.06	1.8	0.44	<0.03	0.63
10	M	72.2	7.7	35	3.4	46.1	1	<0.001	8.4	<1	2	0.17	5.3	1	<0.05	<0.1	<0.05	<0.05	<0.06	0.45	<0.05	<0.03	0.18
11	F	63.9	8.4	35	<4	43.4	<2	<0.002	10	<2	1.7	0.16	4.7	1.1	<0.05	<0.1	<0.05	<0.05	<0.06	0.31	<0.05	<0.03	0.22
Mean		63	6	29	3.1	36	1.1	0.001	8	1.06	1.42	0.152	4.4	0.808	0.071	0.059	0.025	0.046	0.052	0.456	0.086	0.016	0.206
Minimum		20	1.5	10	2	10	1	0	4.2	0.5	0.5	0.015	1.4	0.19	0.025	0.05	0.025	0.025	0.03	0.005	0.025	0.015	0.11
Maximum		215	25	110	9	144	1.6	0.002	15	1.7	2.3	0.52	14	2.7	0.53	0.15	0.025	0.26	0.27	1.8	0.44	0.03	0.63
St.Dev.		61	7	29	2.21	40	0.224	0	3.3	0.307	0.557	0.146	3.8	0.722	0.152	0.03	0	0.071	0.072	0.526	0.125	0.005	0.15
Count		11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11

Analytical lab.		NIVA	NIVA	NIVA	NIVA		NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	
Analysis code		730	730	730	730					860	740	860	740	740	740	
Detection limit		0.1	0.1	0.5												
Sex		BDE183	BDE196	BDE205	BDE209	S_BDE	HBCDA	HBCDB	HBCDG	PFBS	PFHpA	PFHxA	PFNA	PFOA	PFOS	PFOSA
Sample No		µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
		w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.
1	F	0.42	<0.5	<0.5	<1	6.38				<7	<10	<50	<10	<10	1.9	0.24
2	M	<0.1	<0.5	<0.5	<1	2.93	<2	<8	<6	<5	<10	<50	<20	<10	2	<0.2
3	M	<0.1	<0.5	<0.5	<1	1.51				<15	<10	<50	<20	<10	1.61	<0.1
4	M	<0.1	<0.5	<0.5	<1	2.64	<6	<3	<3	<11	<10	<100	<10	<10	1.8	0.21
5	F	<0.1	<0.5	<0.5	<1	2.99				<5	<30	<50	<10	<20	1.7	0.08
6	M	<0.1	<0.5	<0.5	<1	2.48				<5	<10	<50	<15	<10	0.77	<0.1
7	M	<0.1	<0.5	<0.5	<1	1.95				<5	<4	<50	<20	<10	0.68	0.04
8	M	<0.1	<0.5	<0.5	<1	10.31				<5	<10	<50	<10	<10	4.1	0.2
9	F	<0.1	<0.5	<0.5	<1	17.39				<5	<50	<50	<10	<10	4.2	0.69
10	M	<0.1	<0.5	<0.5	<1	6.1				<5	<10	<50	<10	<10	1.1	0.2
11	F	<0.1	<0.5	<0.5	<1	5.39				<30	<10	<50	<10	<10	1.5	0.1
Mean		0.084	0.25	0.25	0.5	5.5	2	2.8	2.25	4.5	7	27	7	5.5	1.94	0.178
Minimum		0.05	0.25	0.25	0.5	1.51	1	1.5	1.5	2.5	2	25	5	5	0.68	0.04
Maximum		0.42	0.25	0.25	0.5	17	3	4	3	15	25	50	10	10	4.2	0.69
St.Dev.		0.112	0	0	0	4.7	1.41	1.77	1.06	3.9	7	8	2.3	1.51	1.18	0.185
Count		11	11	11	11	11	2	2	2	11	11	11	11	11	11	11

Species : Gadus morhua GB:Cod NO:Torsk Tissue:Muskel
 Station Code: 4 Station name: Andøya
 Latitude : 69.25 Longitude: 16.17
 Catch date : 30.10.2009 Count:11
 Sample type: Individual

Analytical lab.		NIVA	NIVA				
Analysis code		392	310				
Detection limit			0.005				
Sample No	Sex	Age yr	Wt g	L cm	WtLiver g	TTS g/kg w.wt.	Hg mg/kg w.wt.
1	F		2277	62.5		209	0.025
2	M		1732	56.5		204	0.016
3	M		1916	56		210	0.025
4	M		1231	49.6		200	0.019
5	F		1995	57.8		204	0.023
6	M		2687	61.8		213	0.022
7	M		2580	62.9		209	0.022
8	M		3306	70		190	0.065
9	F		5730	81		196	0.058
10	M		4770	80.5		184	0.06
11	F		4810	81		204	0.06
Mean			3003	65		202	0.036
Minimum			1231	50		184	0.016
Maximum			5730	81		213	0.065
St.Dev.			1472	11		9	0.02
Count			11	11		11	11

Species : Gadus morhua GB:Cod NO:Torsk Tissue:Liver
 Station Code: 3 Station name: Svalbard
 Latitude : 78.17 Longitude: 13.46
 Catch date : 06.09.2009 Count:25 Sample type: Individual

Analytical lab.		NIVA																					
Analysis code		392																					
Detection limit		0.01 0.03 0.1 0.001 0.02 0.05 0.02 0.05 0.02 0.05 0.05 0.05 0.05 0.05 0.05 0.05 0.05 0.05 0.05 0.05																					
Sample No	Sex	Age yr	Wt g	L cm	WtLiver g	TTS g/kg	FETT %	Cr mg/kg	Zn mg/kg	Cd mg/kg	Pb mg/kg	As mg/kg	Ni mg/kg	CB28 µg/kg	CB52 µg/kg	CB101 µg/kg	CB105 µg/kg	CB118 µg/kg	CB138 µg/kg	CB153 µg/kg	CB156 µg/kg	CB180 µg/kg	CB209 µg/kg
		None w.wt.																					
1	F		1624	55.4	660	55	2.98	12.5	0.086	0.02	2.73	0.05	<1	1.2	5.1	1.1	5.3	4.7	6.9	<1	1.2	<1	
2	M		1676	57.8	550	40	3.54	15.9	0.121	0.02	8.18	0.04	<1	1.9	7	<1	7.3	5.9	9.3	<1	2.1	<1	
3	M		1670	57.9	620	48	1.78	12.5	0.281	0.03	6.97	0.04	1.6	3.7	8.5	1.9	13	9.5	12	<1	2.5	<1	
4	F		2260	63.5	680	54	2.72	12.3	0.138	<0.02	3.5	0.03	1.2	2.3	6.2	1.1	8.4	5	7.2	<1	1.2	<1	
5	F		1540	54.5	600	48	3.59	14.8	0.159	<0.02	4.85	0.05	<1	2.2	4.3	1.2	7	6.1	8.8	<1	1.8	<1	
6	M		2232	62.8	630	49	3.1	14.8	0.361	<0.02	2.97	0.07	1.1	3.8	11	1.9	13	12	16	<1	3.3	<1	
7	M		1434	54.6	600	45	1.72	12.9	0.228	<0.02	9.08	0.04	<1	1.3	3.1	<1	5.1	5.1	7.8	<1	1.6	<1	
8	M		1448	51.3	680	58	3.95	12.3	0.083	<0.02	3.04	0.02	<1	1.7	4.2	<1	5.8	4.1	5.6	<1	<1	<1	
9	F		1984	61.3	490	32	5.02	20.3	0.133	<0.02	11.1	0.05	<1	1.9	6.5	1.2	6.7	6.9	10	<1	2.5	<1	
10	F		1838	57	650	51	1.69	11	0.153	<0.02	2.58	0.03	<1	2	4.5	<1	5.9	4.1	6.2	<1	1	<1	
11	F		1306	52.5	630	50	1.54	12.9	0.206	<0.02	3.13	0.04	<1	1.8	3.8	<1	5.6	4.7	6.4	<1	1.3	<1	
12	M		1530	54.9	650	52	3.43	13	0.108	<0.02	5.59	0.03	2.1	3.8	7.2	1.2	9.3	6.1	8.6	<1	1.7	<1	
13	F		2206	63.1	740	62	2.14	10.7	0.082	<0.02	3.83	<0.02	1	2.6	3.9	<1	5.9	3.9	6.3	<1	1.4	<1	
14	M		2930	71.6	620	47	3.24	10.5	0.109	<0.02	4.19	<0.02	1	2.9	7.6	<1	7.7	5.9	7.5	<1	1.5	<1	
15	F		1444	53.1	650	49	2.19	11.1	0.075	<0.02	5.47	0.03	<1	1.6	3.8	<1	3.5	2.6	3.6	<1	<1	<1	
16	F		1662	57.1	670	54	2.65	12.6	0.17	<0.02	3.22	0.03	<1	3	4	<1	7.3	4.9	6.8	<1	1.4	<1	
17	F		2864	69.1	600	46	4.79	16.9	0.392	<0.02	4.28	0.02	1.7	6	13	3.2	17	15	21	<1	5.3	<1	
18	F		2184	63.7	550	40	3.08	10.2	0.112	<0.02	4.02	0.03	<1	2.1	4.6	<1	5.2	5.5	7.5	<1	1.7	<1	
19	F		1734	58	680	58	4.21	12.7	0.118	<0.02	3.38	0.03	<1	2.7	5.7	1	7.4	5.2	7	<1	1.4	<1	
20	M		1864	58.5	660	54	2.23	10.7	0.165	<0.02	2.85	0.02	<1	2.3	6.3	<1	6	4.6	6.3	<1	1.1	<1	
21	M		1508	53.2	650	53	4.19	13.7	0.064	<0.02	2.89	0.05	<1	2	6	1.1	5.8	5	6.6	<1	1.1	<1	
22	M		1564	55	580	43	2.8	14.3	0.181	<0.02	4.8	0.07	<1	1.8	3.5	<1	5.4	4.5	6.6	<1	1.7	<1	
23	M		1528	55.2	590	43	2.05	12.1	0.238	<0.02	2.72	0.03	<1	3.4	6.5	<1	8	5.6	7.4	<1	1.5	<1	
24	M		1278	50.8	740	60	1.08	10.7	0.157	<0.02	2.16	<0.02	<1	1.4	6.5	<1	3.7	2	2.9	<1	<1	<1	
25	M		1232	50	680	56	3.24	10.5	0.075	<0.02	1.88	0.03	<1	1.7	4.1	<1	5.5	3.5	4.7	<1	1	<1	
Mean			1782	58	634	50	2.9	13	0.16	0.012	4.4	0.034	0.748	2.4	5.9	0.9	7	5.7	8	0.5	1.63	0.5	
Minimum			1232	50	490	32	1.08	10	0.064	0.01	1.88	0.01	0.5	1.2	3.1	0.5	3.5	2	2.9	0.5	0.5	0.5	
Maximum			2930	72	740	62	5	20	0.392	0.03	11	0.07	2.1	6	13	3.2	17	15	21	0.5	5.3	0.5	
St.Dev.			448	5	57	7	1.03	2.3	0.086	0.005	2.28	0.016	0.457	1.07	2.4	0.648	3.1	2.8	3.8	0	1	0	
Count			25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	

Analytical lab.		NIVA	NIVA	NIVA		NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA		
Analysis code		340	340	340		340	341	340	340	340	730	730	730	730	730	730	730	730	730	730	730		
Detection limit		0.1	0.05	0.2		0.05	0.05	0.03	0.05	0.03	0.03	0.05	0.03	0.05	0.03	0.05	0.05	0.06	0.04	0.05	0.03	0.03	
Sex		PCB7	DDPP	DDEPP	DDTPP	S_DDT	HCHA	HCHG	HCB	OCS	QCB	BDE28	BDE47	BDE49	BDE66	BDE71	BDE77	BDE85	BDE99	BDE100	BDE138	BDE153	BDE154
Sample No		µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	mg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
		w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.	w.wt.
1	F	24.4	3.7	12	<4	15.7	1.2	<0.001	7.5	<1	1.1	<0.05	0.83	0.13	<0.2	<0.05	<0.05	<0.1	0.09	0.25	<0.05	<0.03	0.13
2	M	33.5	4.9	15	9.6	29.5	<1	<0.001	8.8	<1	0.88	<0.05	1.1	0.21	<0.2	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	0.22	<0.05	<0.05	0.11
3	M	50.8	9.8	26	20	55.8	1.2	<0.001	15	<1	1.5	0.08	3.2	0.78	<0.2	<0.05	<0.05	<0.05	0.06	0.52	0.11	<0.05	0.34
4	F	31.5	5.3	14	6	25.3	1.3	<0.001	12	<1	1.4	<0.05	0.93	0.27	<0.01	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	0.17	<0.05	<0.05	0.1
5	F	30.2	5.2	16	8	29.2	1	<0.001	8	<1	0.89	0.04	1.1	0.24	<0.1	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	0.18	<0.05	<0.05	0.12
6	M	60.2	11	32	19	62	1.2	<0.001	11	<1	1.2	0.04	2	0.36	<0.1	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	0.33	0.1	<0.05	0.24
7	M	24	2.9	13	6.2	22.1	1.1	<0.001	6.5	<1	0.94	<0.05	0.85	0.12	<0.1	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	0.15	<0.05	<0.05	0.1
8	M	21.4	4.1	10	<7	14.1	1.4	<0.001	8.5	<1	1.3	<0.05	0.58	0.13	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	0.07	<0.05	<0.05	0.09
9	F	34.5	3.8	14	<4	17.8	<1	<0.001	7.8	<1	0.88	<0.05	0.94	0.16	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	0.17	<0.05	<0.05	0.1
10	F	23.7	4.9	13	5.5	23.4	1.3	<0.001	8.6	<1	1	<0.05	0.85	0.19	<0.1	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	0.11	<0.05	<0.05	0.11
11	F	23.6	4.2	14	<4	18.2	1.3	<0.001	7.7	<1	1.2	<0.05	1.1	0.16	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	0.14	<0.05	<0.05	0.11
12	M	38.8	5.8	16	<4	21.8	1.2	<0.001	12	<1	1.3	<0.05	1	0.22	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	0.14	<0.05	<0.05	0.13
13	F	25	3.4	9.2	<4	12.6	1.1	<0.001	8.7	<1	1.1	0.04	1.7	0.34	<0.2	<0.05	<0.05	<0.1	0.15	0.37	<0.05	<0.05	0.14
14	M	34.1	5.6	15			1.1	<0.001	10	<1	1.2	<0.05	0.84	0.19	<0.1	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	0.18	<0.05	<0.03	0.08
15	F	15.1	2.6	7.1	<4	9.7	<1	<0.001	4.8	<1	0.99	<0.05	0.58	0.14	<0.1	<0.05	<0.05	<0.05	0.07	0.15	0.1	<0.05	0.07
16	F	27.4	4.9	13	<4	17.9	1.2	<0.001	9	<1	1.2	<0.05	1.2	0.26	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	0.22	<0.05	<0.05	0.17
17	F	79	13	46	31	90	1	<0.001	14	1.5	1.2	0.1	3.9	0.88	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.07	0.54	0.15	<0.05	0.36
18	F	26.6	3.7	11	<4	14.7	<1	<0.001	6	<1	0.72	<0.05	1.1	0.14	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	0.14	<0.05	<0.05	0.1
19	F	29.4	4.8	14	<4	18.8	1.4	<0.001	10	<1	1.2	<0.05	1.3	0.25	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	0.2	<0.05	<0.05	0.12
20	M	26.6	4.7	13	<4	17.7	1.1	<0.001	7.3	<1	0.95	<0.05	1.3	0.23	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	0.12	<0.05	<0.05	0.11
21	M	26.5	3.5	11	<4	14.5	1.3	<0.001	7.9	<1	1.6	<0.05	0.95	0.13	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	0.08	<0.05	<0.05	0.1
22	M	23.5	4	12	<4	16	<1	<0.001	7.6	<1	1	<0.05	1.2	0.2	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	0.15	<0.05	<0.05	0.18
23	M	32.4	6.1	18	<4	24.1	<1	<0.001	7.9	<1	0.98	<0.05	1.5	0.3	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	0.18	<0.05	<0.05	0.14
24	M	16.5	2.5	6.5	<4	9	1.2	<0.001	6.9	<1	1	<0.05	0.68	0.11	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	<0.04	<0.05	<0.05	0.08
25	M	20.5	3.6	9	<4	12.6	1.3	<0.001	6.8	<1	1.1	<0.05	1.4	0.15	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.06	0.16	<0.05	<0.05	0.12
Mean		31	5.1	15	5.8	25	1.04	0	9	0.54	1.11	0.032	1.29	0.252	0.042	0.025	0.025	0.027	0.042	0.198	0.039	0.024	0.138
Minimum		15	2.5	6	2	9	0.5	0	4.8	0.5	0.72	0.025	0.58	0.11	0.005	0.025	0.025	0.025	0.03	0.02	0.025	0.015	0.07
Maximum		79	13	46	31	90	1.4	0	15	1.5	1.6	0.1	3.9	0.88	0.1	0.025	0.025	0.05	0.15	0.54	0.15	0.025	0.36
St.Dev.		14	2.5	8	7	19	0.324	0	2.4	0.2	0.207	0.018	0.763	0.187	0.028	0	0	0.007	0.028	0.124	0.035	0.003	0.073
Count		25	25	25	24	24	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25

Analytical lab.		NIVA	NIVA	NIVA	NIVA		NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA
Analysis code		730	730	730	730					860	740	860	740	740	740	740
Detection limit		0.1	0.1	0.5												
Sex		BDE183	BDE196	BDE205	BDE209	S_BDE	HBCDA	HBCDB	HBCDG	PFBS	PFHpA	PFHxA	PFNA	PFOA	PFOS	PFOSA
Sample No		µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.	µg/kg w.wt.
1	F	<0.2	<0.1	<0.5	<2	1.3	<2	<7	<8	<1	<2	<3	<1	<1	1.4	<0.1
2	M	<0.1	<0.1	<0.5	<1	1.43				<1	<2	<3	<1	<1	1.3	0.04
3	M	<0.1	<0.1	<0.5	<2	4.31				<1	<2	<3	<1	<1	1.3	0.12
4	F	<0.1	<0.1	<0.5	<1	1.2				<1	<2	<3	<1	<1	1.1	0.08
5	F	<0.1	<0.1	<0.5	<1	1.44	<1	<5	<5	<1	<2	<3	<1	<1	<2	<0.1
6	M	<0.1	<0.1	<0.5	<1	2.71				<1	<2	<3	<1	<1	2.6	0.21
7	M	<0.1	<0.1	<0.5	<1	1.1				<1	<2	<3	<1	<1	2.3	<0.1
8	M	<0.1	<0.1	<0.5	<2	0.74				<1	<2	<3	<1	<1	1.5	0.1
9	F	<0.1	<0.1	<0.5	<1	1.21				<1	<2	<3	<1	<1	1.6	0.09
10	F	<0.1	<0.1	<0.5	<1	1.07				<1	<2	<3	<1	<1	1.1	<0.1
11	F	<0.1	<0.1	<0.5	<1	1.35				<1	<2	<3	<1	<1	<0.5	<0.1
12	M	<0.1	<0.1	<0.5	<1	1.27				<1	<2	<3	<1	<1	1.5	<0.1
13	F	<0.2	<0.1	<0.5	<2	2.4	<2	<5	<5	<1	<2	<3	<1	<1	1.5	<0.1
14	M	<0.1	<0.1	<0.5	<1	1.1	<1	<5	<5	<1	<2	<3	<1	<0.5	0.83	0.1
15	F	<0.1	<0.1	<0.5	<1	0.97				<1	<2	<3	<1	<1	<0.7	<0.1
16	F	<0.1	<0.1	<0.5	<2	1.59				<1	<2	<3	<1	<1	0.87	<0.1
17	F	<0.1	<0.1	<0.5	<1	5.12				<1	<2	<3	<0.5	<1	1.7	<0.1
18	F	<0.1	<0.1	<0.5	<1	1.34				<1	<2	<3	<1	<1	0.74	<0.1
19	F	<0.1	<0.1	<0.5	<2	1.62				<1	<2	<3	<0.5	<1	1.6	<0.1
20	M	<0.1	<0.1	<0.5	<2	1.53				<1	<2	<3	<0.5	<1	0.39	<0.1
21	M	<0.1	<0.1	<0.5	<2	1.13				<1	<2	<3	<1	<1	1.7	<0.1
22	M	<0.1	<0.1	<0.5	<1	1.53				<1	<2	<3	<1	<0.5	2.5	<0.1
23	M	<0.1	<0.1	<0.5	<1	1.82				<1	<2	<3	<1	<1	0.9	<0.1
24	M	<0.1	<0.1	<0.5	<2	0.76				<1	<2	<3	<1	<1	1.8	<0.1
25	M	<0.1	<0.1	<0.5	<2	1.68	<3	<8	<6	<1	<2	<3	<1	<1	1.1	<0.1
Mean		0.054	0.05	0.25	0.7	1.67	0.9	3	2.9	0.5	1	1.5	0.47	0.48	1.32	0.066
Minimum		0.05	0.05	0.25	0.5	0.74	0.5	2.5	2.5	0.5	1	1.5	0.25	0.25	0.25	0.04
Maximum		0.1	0.05	0.25	1	5.1	1.5	4	4	0.5	1	1.5	0.5	0.5	2.6	0.21
St.Dev.		0.014	0	0	0.25	1.02	0.418	0.707	0.652	0	0	0	0.083	0.069	0.61	0.037
Count		25	25	25	25	25	5	5	5	25	25	25	25	25	25	25

SEDIMENTER

Sample type : Sediment

Station Code: 18

Latitude : 69.37 Longitude: 14.83

Sample date : 09.10.2009 Count:3

Analytical lab.			NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN		
Analysis code			350	355	355	355	353	355	355	355	355	355	355	2	0.016	0.016	0.018	0.005	0.006	0.006	0.03	0.015
Detection limit			1	0.005	0.4	2	1	0.2	0.2	2	2	2	2	2	0.016	0.016	0.018	0.005	0.006	0.006	0.03	0.015
Sample no	Depth1	Depth2	Korn<63µm % t.v. d.wt.	TOC µg/mg C d.wt.	Hg mg/kg d.wt.	Ni mg/kg d.wt.	Pb mg/kg d.wt.	Zn µg/g d.wt.	Cd mg/kg d.wt.	Cu µg/g d.wt.	As mg/kg d.wt.	THC mg/kg d.wt.	CB28 µg/kg d.wt.	CB101 µg/kg d.wt.	CB52 µg/kg d.wt.	CB105 µg/kg d.wt.	CB118 µg/kg d.wt.	CB138 µg/kg d.wt.	CB153 µg/kg d.wt.	CB156 µg/kg d.wt.		
A	0	2	85	12.3	0.029	35.4	26	66.1	0.2	27.3	8.1	7.91	0.05	0.057	0.029	0.02	0.032	0.061	0.027	0.029		
B	0	2	81	11.8	0.025	35.8	23	66.5	0.2	27.6	6.9	9.31	0.043	0.053	0.021	0.014	0.035	0.045	0.026	0.024		
C	0	2	82	11.9	0.024	35.4	22	65.4	0.3	27.2	6	7.76	0.054	0.061	0.036	0.014	0.039	0.051	0.03	0.028		
Mean			83	12	0.026	36	24	66	0.233	27	7	8	0.049	0.057	0.029	0.016	0.035	0.052	0.028	0.027		
Minimum			81	12	0.024	35	22	65	0.2	27	6	8	0.043	0.053	0.021	0.014	0.032	0.045	0.026	0.024		
Maximum			85	12	0.029	36	26	66	0.3	28	8	9	0.054	0.061	0.036	0.02	0.039	0.061	0.03	0.029		
St.Dev.			2.08	0.265	0.003	0.231	2.08	0.557	0.058	0.208	1.05	0.85	0.006	0.004	0.008	0.003	0.004	0.008	0.003	0.003		
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3		

Analytical lab.			IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	
Analysis code			0.014	0.015	0.016	0.31	0.005	0.013	0.004	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	
Detection limit			0.014	0.015	0.016	0.31	0.005	0.013	0.004	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	
Sample no	Depth1	Depth2	CB180 µg/kg d.wt.	PCB7 µg/kg d.wt.	DDDEPP µg/kg d.wt.	DDEPP mg/kg d.wt.	DDTPP mg/kg d.wt.	S_DDT µg/kg d.wt.	HCHA µg/kg d.wt.	HCHB µg/kg d.wt.	HCHG µg/kg d.wt.	HCB µg/kg d.wt.	NAP µg/kg d.wt.	NAP1M mg/kg d.wt.	NAPDI mg/kg d.wt.	NAPD4 µg/kg d.wt.	NAPD5 µg/kg d.wt.	ACNLE µg/kg d.wt.	ACNE µg/kg d.wt.	NAPT5 µg/kg d.wt.	NAPTM mg/kg d.wt.
A	0	2	0.032	0.287	0.052	0.086	0.159	0.297	0.013	<0.022	<0.013	0.032	11.297	15.682	21.984	17.265	1.921	0.659	0.551	3.37	3.411
B	0	2	0.026	0.248	0.046	0.074	0.117	0.237	0.009	<0.022	<0.013	0.027	11.268	16.414	23.01	18.1	2.094	0.678	0.612	3.637	3.566
C	0	2	0.029	0.3	0.054	0.091	0.129	0.275	0.014	<0.022	<0.013	0.034	10.993	15.615	22.467	18.194	1.958	0.742	0.638	3.816	3.494
Mean			0.029	0.278	0.051	0.084	0.135	0.269	0.012	0.011	0.007	0.031	11	16	22	18	1.99	0.693	0.6	3.6	3.5
Minimum			0.026	0.248	0.046	0.074	0.117	0.237	0.009	0.011	0.007	0.027	11	16	22	17	1.92	0.659	0.551	3.4	3.4
Maximum			0.032	0.3	0.054	0.091	0.159	0.297	0.014	0.011	0.007	0.034	11	16	23	18	2.09	0.742	0.638	3.8	3.6
St.Dev.			0.003	0.027	0.004	0.009	0.022	0.03	0.003	0	0	0.004	0.168	0.443	0.513	0.512	0.091	0.044	0.045	0.224	0.078
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	

Analytical lab. Analysis code Detection limit	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	
Sample no	Depth1	Depth2	NAPT4 mg/kg d.wt.	NAP42 µg/kg d.wt.	NAP41 µg/kg d.wt.	FLE µg/kg d.wt.	DBT µg/kg d.wt.	PA µg/kg d.wt.	ANT µg/kg d.wt.	DBTM4 µg/kg d.wt.	PAM3 mg/kg d.wt.	PAM2 µg/kg d.wt.	PAM9 µg/g d.wt.	PAM1 mg/kg d.wt.	DBTE4 µg/kg d.wt.	PADM1 mg/kg d.wt.	DBTP4 µg/kg d.wt.	PADM3 µg/kg d.wt.	PADM4 µg/kg d.wt.	PATM2 µg/kg d.wt.	PATM1 µg/kg d.wt.
A	0	2	1.736	0.564	4.021	7.309	2.889	19.214	2.507	1.657	4.378	7.702	5.889	4.188	0.242	0.703	0.201	8.144	1.452	0.998	0.835
B	0	2	1.77	0.65	4.244	7.823	2.952	19.844	2.619	1.726	4.621	7.958	6.147	4.323	0.248	0.779	0.211	9.044	1.489	1.227	0.967
C	0	2	1.722	0.61	4.091	7.999	2.925	19.774	2.292	1.631	4.586	8.152	6.227	4.427	0.217	0.768	0.211	8.957	1.523	1.056	0.949
Mean			1.74	0.608	4.1	8	2.9	20	2.5	1.67	4.5	8	6.1	4.3	0.235	0.75	0.207	9	1.49	1.09	0.92
Minimum			1.72	0.564	4	7	2.9	19	2.29	1.63	4.4	8	5.9	4.2	0.217	0.703	0.201	8	1.45	1	0.835
Maximum			1.77	0.65	4.2	8	3	20	2.6	1.73	4.6	8	6.2	4.4	0.248	0.779	0.211	9	1.52	1.23	0.97
St.Dev.			0.024	0.043	0.114	0.358	0.032	0.345	0.166	0.049	0.131	0.226	0.177	0.12	0.017	0.041	0.006	0.496	0.036	0.119	0.072
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab. Analysis code Detection limit	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN
Sample no	Depth1	Depth2	PATM3 µg/kg d.wt.	PA4M4 µg/kg d.wt.	FLU µg/kg d.wt.	PYR µg/kg d.wt.	BAA µg/kg d.wt.	CHR µg/kg d.wt.	CHRM1 µg/kg d.wt.	CHRE6 µg/kg d.wt.	CHRP6 µg/kg d.wt.	BBF µg/kg d.wt.	BJF µg/kg d.wt.	BFK µg/kg d.wt.	BEP µg/kg d.wt.	BAP µg/kg d.wt.	PER µg/kg d.wt.	ICDP µg/kg d.wt.	DBAHA µg/kg d.wt.	BGHIP µg/kg d.wt.	PAH16 µg/kg d.wt.
A	0	2	3.197	0.396	13.589	10.569	17.014	81.465	0.994	0.117	0.016	63.673	27.809	14.579	27778.9	15.262	7.79	58.278	3.974	65.042	384.982
B	0	2	3.614	0.453	13.801	10.823	19.13	87.073	1.141	0.15	0.026	73.651	31.392	16.326	33650.4	18.301	9.187	68.112	4.077	84.082	438.22
C	0	2	3.56	0.402	13.749	10.689	17.651	81.416	1.014	0.132	0.022	64.855	30.245	15.278	36517.4	20.607	10.099	87.993	4.674	137.98	497.33
Mean			3.5	0.417	14	11	18	83	1.05	0.133	0.021	67	30	15	32649	18	9	71	4.2	96	440
Minimum			3.2	0.396	14	11	17	81	0.99	0.117	0.016	64	28	15	27779	15	8	58	4	65	385
Maximum			3.6	0.453	14	11	19	87	1.14	0.15	0.026	74	31	16	36517	21	10	88	4.7	138	497
St.Dev.			0.227	0.031	0.111	0.127	1.09	3.3	0.08	0.016	0.005	5.5	1.83	0.88	4455	2.7	1.16	15	0.378	38	56
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab. Analysis code Detection limit	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN
Sample no	Depth1	Depth2	DIELD µg/kg d.wt.	TNONC µg/kg d.wt.	BDE3 µg/kg d.wt.	BDE15 µg/kg d.wt.	BDE17 µg/kg d.wt.	BDE25 µg/kg d.wt.	BDE28 µg/kg d.wt.	BDE35 µg/kg d.wt.	BDE47 µg/kg d.wt.	BDE49 µg/kg d.wt.	BDE66 µg/kg d.wt.	BDE71 µg/kg d.wt.	BDE75 µg/kg d.wt.	BDE77 µg/kg d.wt.	BDE85 µg/kg d.wt.	BDE99 µg/kg d.wt.	BDE100 µg/kg d.wt.	BDE118 µg/kg d.wt.	BDE119 µg/kg d.wt.
A	0	2	<0.016	<0.016	6.141	0.055	0.029	0.048	<0.05	0.107	0.115	0.02	0.055	0.064	0.032	0.262	0.028	0.063	<0.09	0.387	0.086
B	0	2	<0.016	<0.016	5.502	<0.05	0.027	0.058	<0.05	0.037	0.124	0.023	0.061	0.063	0.032	0.279	0.025	0.064	<0.09	0.391	0.086
C	0	2	<0.016	<0.016	6.504	0.059	0.032	0.061	<0.05	0.11	0.115	0.021	<0.01	0.064	0.033	0.263	0.027	0.066	<0.09	0.407	0.09
Mean			0.008	0.008	6	0.046	0.029	0.056	0.025	0.085	0.118	0.021	0.04	0.064	0.032	0.268	0.026	0.064	0.045	0.395	0.087
Minimum			0.008	0.008	5.5	0.025	0.027	0.048	0.025	0.037	0.115	0.02	0.005	0.063	0.032	0.262	0.025	0.063	0.045	0.387	0.086
Maximum			0.008	0.008	7	0.059	0.032	0.061	0.025	0.11	0.124	0.023	0.061	0.064	0.033	0.279	0.028	0.066	0.045	0.407	0.09
St.Dev.			0	0	0.507	0.019	0.002	0.007	0	0.041	0.005	0.002	0.031	0	0.001	0.009	0.002	0.001	0	0.01	0.002
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab.			IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	
Analysis code			0.01	0.01	0.01	0.05	0.01	0.05	0.01	0.05	0.01	0.01	2.5	1.15							
Detection limit			0.01	0.01	0.01	0.05	0.01	0.05	0.01	0.05	0.01	0.01	2.5	1.15							
Sample no	Depth1	Depth2	BDE138 µg/kg d.wt.	BDE153 µg/kg d.wt.	BDE154 µg/kg d.wt.	BDE181 µg/kg d.wt.	BDE183 µg/kg d.wt.	BDE190 µg/kg d.wt.	BDE195 µg/kg d.wt.	BDE196 µg/kg d.wt.	BDE203 µg/kg d.wt.	BDE205 µg/kg d.wt.	BDE206 µg/kg d.wt.	BDE209 µg/kg d.wt.	S_BDE µg/kg d.wt.	PFBS µg/kg d.wt.	PFHpA µg/kg d.wt.	PFHxA µg/kg d.wt.	PFNA µg/kg d.wt.	PFOA µg/kg d.wt.	PFOS µg/kg d.wt.
A	0	2	<0.01	<0.01	0.018	0.135	0.053	0.064	0.049	0.07	0.019	0.021	<2.5	<1.15	4.643	<1	<3	<3	<10	<10	<1
B	0	2	0.034	<0.01	0.019	0.125	0.054	0.063	0.047	0.059	0.013	0.019	<2.5	<1.15	4.686	<1	<2	<3	<10	<10	<1
C	0	2	<0.01	<0.01	0.013	0.139	0.045	0.066	0.022	0.088	0.019	0.019	<2.5	<1.15	4.612	<1	<2	<3	38	51	7.4
Mean			0.015	0.005	0.017	0.133	0.051	0.064	0.04	0.072	0.017	0.02	1.25	0.575	4.6	0.5	1.17	1.5	16	20	2.8
Minimum			0.005	0.005	0.013	0.125	0.045	0.063	0.022	0.059	0.013	0.019	1.25	0.575	4.6	0.5	1	1.5	5	5	0.5
Maximum			0.034	0.005	0.019	0.139	0.054	0.066	0.049	0.088	0.019	0.021	1.25	0.575	4.7	0.5	1.5	1.5	38	51	7
St.Dev.			0.017	0	0.003	0.007	0.004	0.001	0.015	0.015	0.003	0.001	0	0	0.037	0	0.289	0	19	27	4
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab.			NIVA
Analysis code			PFOSA
Detection limit			µg/kg d.wt.
Sample no	Depth1	Depth2	PFOSA µg/kg d.wt.
A	0	2	<5
B	0	2	<10
C	0	2	<4
Mean			3.2
Minimum			2
Maximum			5
St.Dev.			1.61
Count			3

Sample type : Sediment
 Station Code: 19
 Latitude : 76.621 Longitude: 34.463
 Sample date : 07.09.2009 Count:3

Analytical lab.			NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN		
Analysis code					350	355	355	355	353	355	355									
Detection limit				1	0.005	0.4	2	1	0.2	0.2	2	0.016	0.016	0.018	0.005	0.006	0.006	0.03	0.015	
Sample no	Depth1	Depth2	Korn<63µm % t.v. d.wt.	TOC µg/mg d.wt.	Hg mg/kg d.wt.	Ni mg/kg d.wt.	Pb mg/kg d.wt.	Zn µg/g d.wt.	Cd mg/kg d.wt.	Cu µg/g d.wt.	As mg/kg d.wt.	THC mg/kg d.wt.	CB28 µg/kg d.wt.	CB101 µg/kg d.wt.	CB52 µg/kg d.wt.	CB105 µg/kg d.wt.	CB118 µg/kg d.wt.	CB138 µg/kg d.wt.	CB153 µg/kg d.wt.	CB156 µg/kg d.wt.
A	0	2	69	21.8	0.035	34.9	22	89.2	<0.2	20.7	74	31.4	0.284	0.135	0.212	0.042	0.066	0.117	0.114	<0.015
B	0	2	87	21.6	0.034	34	21	86.4	<0.2	20.1	85.6	36.8	0.25	0.147	0.214	0.042	0.091	0.118	0.114	<0.015
C	0	2	81	21.1	0.035	35.3	23	90.9	0.3	21.4	77.2	32.2	0.259	0.14	0.226	0.017	0.072	0.129	0.119	0.017
Mean			79	22	0.035	35	22	89	0.167	21	79	33	0.264	0.141	0.217	0.034	0.076	0.122	0.116	0.011
Minimum			69	21	0.034	34	21	86	0.1	20	74	31	0.25	0.135	0.212	0.017	0.066	0.117	0.114	0.007
Maximum			87	22	0.035	35	23	91	0.3	21	86	37	0.284	0.147	0.226	0.042	0.091	0.129	0.119	0.017
St.Dev.			9	0.361	0.001	0.666	1	2.27	0.115	0.651	6	2.9	0.017	0.006	0.008	0.015	0.013	0.007	0.003	0.005
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab.			IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN		
Analysis code																					
Detection limit			0.014		0.015	0.016	0.31		0.005		0.013	0.004	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	
Sample no	Depth1	Depth2	CB180 µg/kg d.wt.	PCB7 µg/kg d.wt.	DDDP µg/kg d.wt.	DDEPP mg/kg d.wt.	DDTPP mg/kg d.wt.	S_DDT µg/kg d.wt.	HCHA µg/kg d.wt.	HCHB µg/kg d.wt.	HCHG µg/kg d.wt.	HCB µg/kg d.wt.	NAP µg/kg d.wt.	NAP1M mg/kg d.wt.	NAPDI mg/kg d.wt.	NAPD4 µg/kg d.wt.	NAPD5 µg/kg d.wt.	ACNLE µg/kg d.wt.	ACNE µg/kg d.wt.	NAPT5 µg/kg d.wt.	NAPT mg/kg d.wt.
A	0	2	0.143	1.071	0.15	0.157	0.127	0.434	0.057	0.244	0.04	0.391	35.582	109.191	111.378	106.492	23.155	0.878	2.397	30.992	25.886
B	0	2	0.057	0.991	0.201	0.154	0.133	0.487	0.057	0.218	0.039	0.38	34.631	112.325	111.632	109.838	23.823	0.826	2.26	31.93	26.755
C	0	2	0.072	1.018	0.215	0.156	0.177	0.548	0.062	0.224	0.039	0.392	33.639	77.609	141.113	142.833	31.663	0.891	2.327	47.681	43.451
Mean			0.091	1.03	0.188	0.155	0.146	0.49	0.059	0.228	0.039	0.388	35	100	121	120	26	0.86	2.3	37	32
Minimum			0.057	0.99	0.15	0.154	0.127	0.434	0.057	0.218	0.039	0.38	34	78	111	106	23	0.826	2.26	31	26
Maximum			0.143	1.07	0.215	0.157	0.177	0.548	0.062	0.244	0.04	0.392	36	112	141	143	32	0.89	2.4	48	43
St.Dev.			0.046	0.041	0.034	0.002	0.027	0.057	0.003	0.014	0.001	0.007	0.97	19	17	20	4.7	0.034	0.068	9	10
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab.	IMRN																				
Analysis code	IMRN																				
Detection limit	0.5																				
Sample	Depth1	Depth2	NAPT4	NAP42	NAP41	FLE	DBT	PA	ANT	DBTM4	PAM3	PAM2	PAM9	PAM1	DBTE4	PADM1	DBTP4	PADM3	PADM4	PATM2	PATM1
no			mg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	mg/kg	µg/g	mg/kg	µg/kg	mg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
			d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.
A	0	2	20.34	9.29	26.394	26.899	10.33	59.585	1.705	8.922	21.603	31.715	40.963	21.322	1.863	5.309	1.792	56.905	9.772	9.606	7.152
B	0	2	21.493	8.944	26.73	25.328	10.283	56.807	1.466	8.778	20.289	30.169	39.71	20.336	1.924	5.208	1.828	53.717	9.388	9.522	6.802
C	0	2	36.161	15.627	47.477	22.944	9.653	54.198	1.467	8.497	19.971	29.391	38.046	19.899	1.851	5.009	1.782	53.189	9.324	8.82	6.707
Mean			26	11	34	25	10	57	1.55	9	21	30	40	21	1.88	5.2	1.8	55	9	9	7
Minimum			20	9	26	23	10	54	1.47	8	20	29	38	20	1.85	5	1.78	53	9	9	7
Maximum			36	16	47	27	10	60	1.71	9	22	32	41	21	1.92	5.3	1.83	57	10	10	7
St.Dev.			9	3.8	12	1.99	0.378	2.7	0.138	0.216	0.87	1.18	1.46	0.729	0.039	0.153	0.024	2.01	0.242	0.432	0.234
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab.	IMRN																				
Analysis code	IMRN																				
Detection limit	0.5																				
Sample	Depth1	Depth2	PATM3	PA4M4	FLU	PYR	BAA	CHR	CHRM1	CHRE6	CHRP6	BBF	BJF	BFK	BEP	BAP	PER	ICDP	DBAHA	BGHIP	PAH16
no			µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
			d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.
A	0	2	28.737	5.155	22.927	24.907	27.117	160.337	4.794	2.193	0.142	210.714	53.055	26.368	117622	50.856	113.396	28.766	0.151	74.616	753.803
B	0	2	26.743	4.699	22.607	24.776	27.043	151.363	4.897	2.421	0.499	166.868	38.906	19.167	79895.9	34.915	80.753	17.86	5.009	34.287	625.212
C	0	2	26.874	4.623	22.678	24.668	27.515	157.543	4.923	2.49	0.512	132.602	31.11	15.349	61043.1	27.298	62.927	17.66	5.018	33.023	578.821
Mean			27	4.8	23	25	27	156	4.9	2.4	0.384	170	41	20	86187	38	86	21	3.4	47	653
Minimum			27	4.6	23	25	27	151	4.8	2.19	0.142	133	31	15	61043	27	63	18	0.151	33	579
Maximum			29	5.2	23	25	28	160	4.9	2.5	0.512	211	53	26	117622	51	113	29	5	75	754
St.Dev.			1.12	0.288	0.168	0.119	0.254	4.6	0.068	0.155	0.21	39	11	5.6	28809	12	26	6	2.8	24	91
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab.	IMRN																				
Analysis code	IMRN																				
Detection limit	0.01																				
Sample	Depth1	Depth2	DIELD	TNONC	BDE3	BDE15	BDE17	BDE25	BDE28	BDE35	BDE47	BDE49	BDE66	BDE71	BDE75	BDE77	BDE85	BDE99	BDE100	BDE118	BDE119
no			µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
			d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.
A	0	2	<0.016	0.029	8.246	0.828	0.031	0.043	0.165	0.47	0.383	0.067	0.043	0.477	0.066	0.513	0.045	0.418	0.203	0.051	0.073
B	0	2	0.036	0.041	7.884	0.746	0.028	0.041	0.155	0.472	0.35	0.062	<0.01	0.475	0.049	0.524	0.042	0.426	0.194	0.051	0.077
C	0	2	0.029	0.04	7.882	0.695	0.031	0.045	0.144	0.473	0.33	0.057	<0.01	0.114	0.046	0.487	0.055	0.444	0.199	0.053	0.079
Mean			0.024	0.037	8	0.756	0.03	0.043	0.155	0.472	0.354	0.062	0.018	0.355	0.054	0.508	0.047	0.429	0.199	0.052	0.076
Minimum			0.008	0.029	8	0.695	0.028	0.041	0.144	0.47	0.33	0.057	0.005	0.114	0.046	0.487	0.042	0.418	0.194	0.051	0.073
Maximum			0.036	0.041	8	0.828	0.031	0.045	0.165	0.473	0.383	0.067	0.043	0.477	0.066	0.524	0.055	0.444	0.203	0.053	0.079
St.Dev.			0.015	0.007	0.209	0.067	0.002	0.002	0.01	0.002	0.027	0.005	0.022	0.209	0.011	0.019	0.007	0.014	0.005	0.001	0.003
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab. Analysis code Detection limit	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA		
Sample no	Depth1	Depth2	BDE138 µg/kg d.wt.	BDE153 µg/kg d.wt.	BDE154 µg/kg d.wt.	BDE181 µg/kg d.wt.	BDE183 µg/kg d.wt.	BDE190 µg/kg d.wt.	BDE195 µg/kg d.wt.	BDE196 µg/kg d.wt.	BDE203 µg/kg d.wt.	BDE205 µg/kg d.wt.	BDE206 µg/kg d.wt.	BDE209 µg/kg d.wt.	S_BDE µg/kg d.wt.	PFBS µg/kg d.wt.	PFHpA µg/kg d.wt.	PFHxA µg/kg d.wt.	PFNA µg/kg d.wt.	PFOA µg/kg d.wt.	PFOS µg/kg d.wt.
A	0	2	0.181	<0.01	0.056	0.054	<0.01	<0.05	0.021	0.56	0.019	0.076	<2.5	<1.15	6.864	<2	<3	<3	<8	<20	<0.5
B	0	2	0.156	<0.01	0.061	<0.05	0.034	<0.05	0.022	0.597	0.022	0.011	<2.5	<1.15	6.772	<2	<3	<3	<8	<20	<0.5
C	0	2	0.16	<0.01	0.069	<0.05	0.037	<0.05	0.026	0.768	0.022	0.012	<2.5	<1.15	6.568	<2	<3	<3	<8	<20	<0.5
Mean			0.166	0.005	0.062	0.035	0.025	0.025	0.023	0.642	0.021	0.033	1.25	0.575	7	1	1.5	1.5	4	10	0.25
Minimum			0.156	0.005	0.056	0.025	0.005	0.025	0.021	0.56	0.019	0.011	1.25	0.575	7	1	1.5	1.5	4	10	0.25
Maximum			0.181	0.005	0.069	0.054	0.037	0.025	0.026	0.768	0.022	0.076	1.25	0.575	7	1	1.5	1.5	4	10	0.25
St.Dev.			0.014	0	0.007	0.017	0.018	0	0.003	0.111	0.002	0.037	0	0	0.151	0	0	0	0	0	0
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab. Analysis code Detection limit	Depth1	Depth2	NIVA PFOSA µg/kg d.wt.
A	0	2	<2
B	0	2	<2
C	0	2	<2
Mean			1
Minimum			1
Maximum			1
St.Dev.			0
Count			3

Sample type : Sediment
 Station Code: 20
 Latitude : 73.496 Longitude:
 29.144
 Sample date : 24.09.2009 Count:3

Analytical lab.			NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN		
Analysis code					350	355	355	355	353	355										
Detection limit				1	0.005	0.4	2	1	0.2	0.2	2	0.016	0.016	0.018	0.005	0.006	0.006	0.03	0.015	
Sample no	Depth1	Depth2	Korn<63µm % t.v. d.wt.	TOC µg/mg d.wt.	Hg mg/kg d.wt.	Ni mg/kg d.wt.	Pb mg/kg d.wt.	Zn µg/g d.wt.	Cd mg/kg d.wt.	Cu µg/g d.wt.	As mg/kg d.wt.	THC mg/kg d.wt.	CB28 µg/kg d.wt.	CB101 µg/kg d.wt.	CB52 µg/kg d.wt.	CB105 µg/kg d.wt.	CB118 µg/kg d.wt.	CB138 µg/kg d.wt.	CB153 µg/kg d.wt.	CB156 µg/kg d.wt.
A	0	2	93	16	0.03	35.7	21	81	<0.2	19.5	6	19.8	0.072	0.08	0.062	0.024	0.054	0.061	0.053	<0.015
B	0	2	92	15.8	0.03	33.5	21	78.5	<0.2	19	8.5	17.3	0.075	0.088	0.065	0.024	0.056	0.075	0.056	<0.015
C	0	2	94	16	0.029	32.6	20	76.3	<0.2	18.5	7.8	19.7	0.07	0.082	0.063	0.024	0.054	0.059	0.052	<0.015
Mean			93	16	0.03	34	21	79	0.1	19	7	19	0.073	0.084	0.064	0.024	0.055	0.065	0.054	0.007
Minimum			92	16	0.029	33	20	76	0.1	18	6	17	0.07	0.08	0.062	0.024	0.054	0.059	0.052	0.007
Maximum			94	16	0.03	36	21	81	0.1	20	8	20	0.075	0.088	0.065	0.024	0.056	0.075	0.056	0.007
St.Dev.			1	0.115	0.001	1.59	0.577	2.4	0	0.5	1.29	1.42	0.002	0.004	0.001	0	0.001	0.009	0.002	0
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab.			IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN		
Analysis code																					
Detection limit			0.014		0.015	0.016	0.31		0.005		0.013	0.004	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	
Sample no	Depth1	Depth2	CB180 µg/kg d.wt.	PCB7 µg/kg d.wt.	DDDDPP µg/kg d.wt.	DDEPPP mg/kg d.wt.	DDTPPP mg/kg d.wt.	S_DDT µg/kg d.wt.	HCHA µg/kg d.wt.	HCHB µg/kg d.wt.	HCHG µg/kg d.wt.	HCB µg/kg d.wt.	NAP µg/kg d.wt.	NAP1M mg/kg d.wt.	NAPDI mg/kg d.wt.	NAPD4 µg/kg d.wt.	NAPD5 µg/kg d.wt.	ACNLE µg/kg d.wt.	ACNE µg/kg d.wt.	NAPT5 µg/kg d.wt.	NAPT6 mg/kg d.wt.
A	0	2	0.035	0.418	0.109	0.125	0.044	0.278	0.012	<0.022	0.021	0.112	23.11	62.142	73.538	64.773	12.334	0.647	1.148	17.395	14.537
B	0	2	0.034	0.45	0.111	0.127	0.08	0.318	0.012	<0.022	0.019	0.115	21.968	66.103	77.794	71	13.258	0.654	1.003	18.088	15.677
C	0	2	0.033	0.414	0.103	0.12	0.071	0.294	0.013	<0.022	0.014	0.11	21.205	64.181	74.032	68.839	12.944	0.63	1.088	18.754	15.172
Mean			0.034	0.427	0.107	0.124	0.065	0.297	0.012	0.011	0.018	0.112	22	64	75	68	13	0.643	1.08	18	15
Minimum			0.033	0.414	0.103	0.12	0.044	0.278	0.012	0.011	0.014	0.11	21	62	74	65	12	0.63	1	17	15
Maximum			0.035	0.45	0.111	0.127	0.08	0.318	0.013	0.011	0.021	0.115	23	66	78	71	13	0.654	1.15	19	16
St.Dev.			0.001	0.02	0.004	0.004	0.019	0.02	0	0	0.004	0.002	0.96	1.98	2.3	3.2	0.47	0.012	0.073	0.68	0.571
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab.	IMRN																				
Analysis code	IMRN																				
Detection limit	0.5																				
Sample	Depth1	Depth2	NAPT4	NAP42	NAP41	FLE	DBT	PA	ANT	DBTM4	PAM3	PAM2	PAM9	PAM1	DBTE4	PADM1	DBTP4	PADM3	PADM4	PATM2	PATM1
no			mg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	mg/kg	µg/g	mg/kg	µg/kg	mg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
			d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.
A	0	2	9.753	4.343	17.547	18.975	4.772	31.169	1.125	4.549	11.886	17.352	19.571	10.531	0.865	2.993	0.724	28.946	4.598	5.223	3.612
B	0	2	10.597	4.653	18.975	16.867	4.951	31.044	1.243	4.812	12.566	18.289	20.518	11.116	0.885	3.189	0.778	30.653	4.867	5.549	3.845
C	0	2	10.323	4.518	18.53	16.679	5.015	31.619	1.137	4.858	12.599	18.251	20.92	11.014	0.94	3.239	0.794	30.78	4.94	5.449	3.854
Mean			10	4.5	18	18	4.9	31	1.17	4.7	12	18	20	11	0.9	3.1	0.765	30	4.8	5.4	3.8
Minimum			10	4.3	18	17	4.8	31	1.13	4.5	12	17	20	11	0.86	3	0.724	29	4.6	5.2	3.6
Maximum			11	4.7	19	19	5	32	1.24	4.9	13	18	21	11	0.94	3.2	0.794	31	4.9	5.5	3.9
St.Dev.			0.43	0.156	0.731	1.27	0.126	0.302	0.065	0.167	0.402	0.531	0.693	0.313	0.039	0.13	0.037	1.02	0.18	0.167	0.137
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab.	IMRN																				
Analysis code	IMRN																				
Detection limit	0.5																				
Sample	Depth1	Depth2	PATM3	PA4M4	FLU	PYR	BAA	CHR	CHRM1	CHRE6	CHRP6	BBF	BJF	BFK	BEP	BAP	PER	ICDP	DBAHA	BGHIP	PAH16
no			µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
			d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.
A	0	2	12.78	1.64	14.58	13.361	19.262	110.213	2.94	1.324	0.239	83.303	24.414	12.252	30243.8	14.53	41.975	22.085	5.024	24.488	395.272
B	0	2	13.684	1.841	15.18	13.498	20.167	120.586	3.022	1.235	0.076	60.228	20.684	10.71	32524.4	16.667	45.747	49.448	3.117	96.526	478.907
C	0	2	13.611	1.84	14.618	13.224	19.749	113.037	2.963	1.258	0.084	74.172	25.242	12.038	35329.3	18.901	48.472	38.195	2.977	65.357	444.626
Mean			13	1.77	15	13	20	115	3	1.27	0.133	73	23	12	32699	17	45	37	3.7	62	440
Minimum			13	1.64	15	13	19	110	2.9	1.23	0.076	60	21	11	30244	15	42	22	3	24	395
Maximum			14	1.84	15	13	20	121	3	1.32	0.239	83	25	12	35329	19	48	49	5	97	479
St.Dev.			0.502	0.116	0.336	0.137	0.453	5.4	0.042	0.046	0.092	12	2.4	0.835	2547	2.19	3.3	14	1.14	36	42
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab.	IMRN																				
Analysis code	IMRN																				
Detection limit	0.01																				
Sample	Depth1	Depth2	DIELD	TNONC	BDE3	BDE15	BDE17	BDE25	BDE28	BDE35	BDE47	BDE49	BDE66	BDE71	BDE75	BDE77	BDE85	BDE99	BDE100	BDE118	BDE119
no			µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
			d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.
A	0	2	<0.016	0.017	4.427	0.086	0.016	0.014	0.225	0.23	0.118	0.072	0.72	0.115	0.026	0.123	0.011	0.074	<0.09	0.278	0.045
B	0	2	0.016	0.02	4.342	0.079	<0.01	0.014	0.206	0.223	0.112	0.062	0.742	0.111	0.029	0.123	0.011	0.072	<0.09	0.272	0.047
C	0	2	<0.016	0.016	4.155	0.074	<0.01	0.014	0.215	0.223	0.112	0.069	0.761	0.11	0.027	0.125	0.013	0.074	<0.09	0.275	0.048
Mean			0.011	0.018	4.3	0.079	0.009	0.014	0.215	0.226	0.114	0.067	0.741	0.112	0.027	0.124	0.012	0.073	0.045	0.275	0.047
Minimum			0.008	0.016	4.2	0.074	0.005	0.014	0.206	0.223	0.112	0.062	0.72	0.11	0.026	0.123	0.011	0.072	0.045	0.272	0.045
Maximum			0.016	0.02	4.4	0.086	0.016	0.014	0.225	0.23	0.118	0.072	0.761	0.115	0.029	0.125	0.013	0.074	0.045	0.278	0.048
St.Dev.			0.005	0.002	0.139	0.006	0.006	0	0.01	0.004	0.003	0.005	0.02	0.002	0.002	0.001	0.001	0.001	0	0.003	0.001
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab. Analysis code Detection limit	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA		
Sample no	Depth1	Depth2	BDE138 µg/kg d.wt.	BDE153 µg/kg d.wt.	BDE154 µg/kg d.wt.	BDE181 µg/kg d.wt.	BDE183 µg/kg d.wt.	BDE190 µg/kg d.wt.	BDE195 µg/kg d.wt.	BDE196 µg/kg d.wt.	BDE203 µg/kg d.wt.	BDE205 µg/kg d.wt.	BDE206 µg/kg d.wt.	BDE209 µg/kg d.wt.	S_BDE µg/kg d.wt.	PFBS µg/kg d.wt.	PFHpA µg/kg d.wt.	PFHxA µg/kg d.wt.	PFNA µg/kg d.wt.	PFOA µg/kg d.wt.	PFOS µg/kg d.wt.
A	0	2	<0.01	<0.01	0.012	0.073	0.018	<0.05	<0.01	<0.05	0.015	0.015	<2.5	<1.15	5.287	<2	<3	<3	<8	<20	<0.5
B	0	2	<0.01	<0.01	0.013	0.074	<0.01	<0.05	<0.01	<0.05	0.016	0.017	<2.5	<1.15	5.273	<2	<4	<4	<8	<20	<0.5
C	0	2	<0.01	<0.01	0.013	0.074	0.019	<0.05	<0.01	<0.05	0.015	0.017	<2.5	<1.15	5.317	<2	<4	<4	<8	<20	<0.5
Mean			0.005	0.005	0.013	0.073	0.014	0.025	0.005	0.025	0.015	0.016	1.25	0.575	5.3	1	1.83	1.83	4	10	0.25
Minimum			0.005	0.005	0.012	0.073	0.005	0.025	0.005	0.025	0.015	0.015	1.25	0.575	5.3	1	1.5	1.5	4	10	0.25
Maximum			0.005	0.005	0.013	0.074	0.019	0.025	0.005	0.025	0.016	0.017	1.25	0.575	5.3	1	2	2	4	10	0.25
St.Dev.			0	0	0	0.001	0.008	0	0	0	0.001	0.001	0	0	0.022	0	0.289	0.289	0	0	0
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab. Analysis code Detection limit	Depth1	Depth2	NIVA PFOSA µg/kg d.wt.
Sample no			
A	0	2	<2
B	0	2	<2
C	0	2	<2
Mean			1
Minimum			1
Maximum			1
St.Dev.			0
Count			3

Sample type : Sediment
 Station Code: 21
 Latitude : 71 Longitude: 30.944
 Sample date : 17.09.2009 Count:3

Analytical lab.			NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN		
Analysis code					350	355	355	355	353	355	355									
Detection limit				1	0.005	0.4	2	1	0.2	0.2	2		0.016	0.016	0.018	0.005	0.006	0.006	0.03	0.015
Sample no	Depth1	Depth2	Korn<63µm % t.v. d.wt.	TOC µg/mg d.wt.	Hg mg/kg d.wt.	Ni mg/kg d.wt.	Pb mg/kg d.wt.	Zn µg/g d.wt.	Cd mg/kg d.wt.	Cu µg/g d.wt.	As mg/kg d.wt.	THC mg/kg d.wt.	CB28 µg/kg d.wt.	CB101 µg/kg d.wt.	CB52 µg/kg d.wt.	CB105 µg/kg d.wt.	CB118 µg/kg d.wt.	CB138 µg/kg d.wt.	CB153 µg/kg d.wt.	CB156 µg/kg d.wt.
A	0	2	71	6.7	0.016	24.1	13	47.5	<0.2	12.9	4	6.81	0.061	0.023	<0.018	0.014	0.028	0.035	<0.03	<0.015
B	0	2	73	6.9	0.014	24.6	14	49.2	<0.2	13.4	6	7.31	0.06	0.023	<0.018	0.011	0.028	0.027	<0.03	<0.015
C	0	2	69	7.1	0.015	24.2	14	48	<0.2	13.1	3	6.58	0.057	0.024	<0.018	0.012	0.027	0.028	<0.03	<0.015
Mean			71	7	0.015	24	14	48	0.1	13	4.3	7	0.059	0.023	0.009	0.013	0.027	0.03	0.015	0.007
Minimum			69	7	0.014	24	13	48	0.1	13	3	7	0.057	0.023	0.009	0.011	0.027	0.027	0.015	0.007
Maximum			73	7	0.016	25	14	49	0.1	13	6	7	0.061	0.024	0.009	0.014	0.028	0.035	0.015	0.007
St.Dev.			2	0.2	0.001	0.265	0.577	0.87	0	0.252	1.53	0.373	0.002	0.001	0	0.001	0.001	0.004	0	0
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab.			IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN			
Analysis code																					
Detection limit			0.014	0.015	0.016	0.31	0.005	0.013	0.004	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5		
Sample no	Depth1	Depth2	CB180 µg/kg d.wt.	PCB7 µg/kg d.wt.	DDDPP µg/kg d.wt.	DDEPP mg/kg d.wt.	DDTPP mg/kg d.wt.	S_DDT µg/kg d.wt.	HCHA µg/kg d.wt.	HCHB µg/kg d.wt.	HCHG µg/kg d.wt.	HCB µg/kg d.wt.	NAP µg/kg d.wt.	NAP1M mg/kg d.wt.	NAPDI mg/kg d.wt.	NAPD4 µg/kg d.wt.	NAPD5 µg/kg d.wt.	ACNLE µg/kg d.wt.	ACNE µg/kg d.wt.	NAPT5 µg/kg d.wt.	NAPT6 µg/kg d.wt.
A	0	2	0.017	0.211	0.023	0.028	0.047	0.098	<0.005	<0.022	<0.013	0.023	2.439	3.096	6.307	5.047	0.546	0.312	0.276	2.613	0.92
B	0	2	<0.014	0.2	0.017	0.026	0.04	0.082	<0.005	<0.022	<0.013	0.022	4.136	3.72	6.78	5.65	0.62	0.385	0.455	2.816	1.066
C	0	2	<0.014	0.198	0.016	0.026	0.048	0.09	<0.005	<0.022	<0.013	0.022	2.488	3.439	6.402	5.365	0.631	0.329	0.283	2.781	1.006
Mean			0.01	0.203	0.018	0.027	0.045	0.09	0.002	0.011	0.007	0.022	3	3.4	6	5.4	0.599	0.342	0.338	2.7	1
Minimum			0.007	0.198	0.016	0.026	0.04	0.082	0.002	0.011	0.007	0.022	2.4	3.1	6	5	0.546	0.312	0.276	2.6	0.92
Maximum			0.017	0.211	0.023	0.028	0.048	0.098	0.002	0.011	0.007	0.023	4.1	3.7	7	5.7	0.631	0.385	0.455	2.8	1.07
St.Dev.			0.006	0.007	0.004	0.002	0.004	0.008	0	0	0	0	0.97	0.313	0.25	0.302	0.046	0.039	0.101	0.108	0.073
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab. Analysis code Detection limit	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	
Sample no	Depth1	Depth2	NAPT4 mg/kg d.wt.	NAP42 µg/kg d.wt.	NAP41 µg/kg d.wt.	FLE µg/kg d.wt.	DBT µg/kg d.wt.	PA µg/kg d.wt.	ANT µg/kg d.wt.	DBTM4 µg/kg d.wt.	PAM3 µg/kg d.wt.	PAM2 mg/kg d.wt.	PAM9 µg/g d.wt.	PAM1 mg/kg d.wt.	DBTE4 µg/kg d.wt.	PADM1 mg/kg d.wt.	DBTP4 µg/kg d.wt.	PADM3 µg/kg d.wt.	PADM4 µg/kg d.wt.	PATM2 µg/kg d.wt.	PATM1 µg/kg d.wt.
A	0	2	0.511	0.145	2.164	2.546	0.568	3.757	0	0.357	0.874	1.659	1.325	1.04	0.07	0.16	0.085	2.122	0.362	0.438	0.168
B	0	2	0.607	0.172	2.479	3.921	0.836	7.054	1.439	0.41	1.167	2.242	1.556	1.327	0.081	0.199	0.098	2.622	0.496	0.274	0.203
C	0	2	0.457	0.195	2.682	2.934	0.618	4.103	0.474	0.392	0.988	1.835	1.536	1.264	0.07	0.196	0.101	2.586	0.511	0.304	0.182
Mean			0.525	0.171	2.4	3.1	0.674	5	0.638	0.386	1.01	1.91	1.47	1.21	0.074	0.185	0.095	2.4	0.456	0.339	0.184
Minimum			0.457	0.145	2.16	2.5	0.568	3.8	0	0.357	0.87	1.66	1.33	1.04	0.07	0.16	0.085	2.12	0.362	0.274	0.168
Maximum			0.607	0.195	2.7	3.9	0.836	7	1.44	0.41	1.17	2.24	1.56	1.33	0.081	0.199	0.101	2.6	0.511	0.438	0.203
St.Dev.			0.076	0.025	0.261	0.709	0.142	1.81	0.733	0.027	0.148	0.299	0.128	0.151	0.007	0.022	0.009	0.279	0.082	0.088	0.017
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab. Analysis code Detection limit	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN
Sample no	Depth1	Depth2	PATM3 µg/kg d.wt.	PA4M4 µg/kg d.wt.	FLU µg/kg d.wt.	PYR µg/kg d.wt.	BAA µg/kg d.wt.	CHR µg/kg d.wt.	CHRM1 µg/kg d.wt.	CHRE6 µg/kg d.wt.	CHRP6 µg/kg d.wt.	BBF µg/kg d.wt.	BJF µg/kg d.wt.	BFK µg/kg d.wt.	BEP µg/kg d.wt.	BAP µg/kg d.wt.	PER µg/kg d.wt.	ICDP µg/kg d.wt.	DBAHA µg/kg d.wt.	BGHIP µg/kg d.wt.	PAH16 µg/kg d.wt.
A	0	2	0.855	0.101	3.787	2.142	2.66	18.162	0.28	0.07	0.014	18.614	6.652	4.416	6959.89	2.955	9.11	11.556	0.349	12.707	86.677
B	0	2	1.029	0.054	6.944	4.694	5.845	26.597	0.309	0.07	0.014	18.011	9.496	5.949	10211.5	7.599	12.407	15.153	0.205	18.856	127.242
C	0	2	1.072	0.043	3.733	2.074	2.692	20.157	0.287	0.073	0.013	15.765	9.302	6.71	10812.6	5.061	14.266	13.802	0.493	15.188	96.287
Mean			0.99	0.066	4.8	3	3.7	22	0.292	0.071	0.014	17	8	5.7	9328	5.2	12	14	0.349	16	103
Minimum			0.86	0.043	3.7	2.07	2.7	18	0.28	0.07	0.013	16	7	4.4	6960	3	9	12	0.205	13	87
Maximum			1.07	0.101	7	4.7	5.8	27	0.309	0.073	0.014	19	9	7	10813	8	14	15	0.493	19	127
St.Dev.			0.115	0.03	1.84	1.49	1.83	4.4	0.015	0.002	0.001	1.5	1.59	1.17	2073	2.3	2.6	1.82	0.144	3.1	21
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab. Analysis code Detection limit	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN
Sample no	Depth1	Depth2	DIELD µg/kg d.wt.	TNONC µg/kg d.wt.	BDE3 µg/kg d.wt.	BDE15 µg/kg d.wt.	BDE17 µg/kg d.wt.	BDE25 µg/kg d.wt.	BDE28 µg/kg d.wt.	BDE35 µg/kg d.wt.	BDE47 µg/kg d.wt.	BDE49 µg/kg d.wt.	BDE66 µg/kg d.wt.	BDE71 µg/kg d.wt.	BDE75 µg/kg d.wt.	BDE77 µg/kg d.wt.	BDE85 µg/kg d.wt.	BDE99 µg/kg d.wt.	BDE100 µg/kg d.wt.	BDE118 µg/kg d.wt.	BDE119 µg/kg d.wt.
A	0	2	<0.016	<0.016	2.703	0.082	<0.01	<0.01	<0.05	0.049	<0.07	0.018	0.105	0.02	<0.01	0.129	<0.01	0.028	<0.09	1.024	<0.01
B	0	2	<0.016	<0.016	3.202	0.101	<0.01	<0.01	<0.05	0.056	<0.07	0.026	0.094	0.019	<0.01	0.136	<0.01	0.011	<0.09	1.022	0.01
C	0	2	<0.016	<0.016	2.825	<0.05	<0.01	<0.01	<0.05	0.052	<0.07	0.026	0.08	0.017	<0.01	0.135	<0.01	0.029	<0.09	0.974	0.011
Mean			0.008	0.008	2.9	0.069	0.005	0.005	0.025	0.052	0.035	0.023	0.093	0.019	0.005	0.133	0.005	0.023	0.045	1.01	0.009
Minimum			0.008	0.008	2.7	0.025	0.005	0.005	0.025	0.049	0.035	0.018	0.08	0.017	0.005	0.129	0.005	0.011	0.045	0.97	0.005
Maximum			0.008	0.008	3.2	0.101	0.005	0.005	0.025	0.056	0.035	0.026	0.105	0.02	0.005	0.136	0.005	0.029	0.045	1.02	0.011
St.Dev.			0	0	0.26	0.039	0	0	0.004	0	0.005	0.012	0.001	0	0.004	0	0.01	0	0.028	0.003	0.003
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab.			IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	
Analysis code			0.01	0.01	0.01	0.05	0.01	0.05	0.01	0.05	0.01	0.01	2.5	1.15								
Detection limit																						
Sample no	Depth1	Depth2	BDE138 µg/kg d.wt.	BDE153 µg/kg d.wt.	BDE154 µg/kg d.wt.	BDE181 µg/kg d.wt.	BDE183 µg/kg d.wt.	BDE190 µg/kg d.wt.	BDE195 µg/kg d.wt.	BDE196 µg/kg d.wt.	BDE203 µg/kg d.wt.	BDE205 µg/kg d.wt.	BDE206 µg/kg d.wt.	BDE209 µg/kg d.wt.	S_BDE µg/kg d.wt.	PFBS µg/kg d.wt.	PFHpA µg/kg d.wt.	PFHxA µg/kg d.wt.	PFNA µg/kg d.wt.	PFOA µg/kg d.wt.	PFOS µg/kg d.wt.	
A	0	2	0.03	<0.01	<0.01	<0.05	0.021	<0.05	<0.01	<0.05	0.011	0.012	<2.5	<1.15	4.295	<2	<3	<3	<8	<60	<0.5	
B	0	2	0.026	<0.01	<0.01	<0.05	0.023	<0.05	<0.01	<0.05	0.018	<0.01	<2.5	<1.15	4.269	<2	<3	<3	<8	<20	<0.5	
C	0	2	0.02	<0.01	<0.01	<0.05	0.025	<0.05	<0.01	<0.05	0.017	<0.01	<2.5	<1.15	4.267	<2	<2	<3	<8	<20	<0.5	
Mean			0.026	0.005	0.005	0.025	0.023	0.025	0.005	0.025	0.015	0.007	1.25	0.575	4.3	1	1.33	1.5	4	17	0.25	
Minimum			0.02	0.005	0.005	0.025	0.021	0.025	0.005	0.025	0.011	0.005	1.25	0.575	4.3	1	1	1.5	4	10	0.25	
Maximum			0.03	0.005	0.005	0.025	0.025	0.025	0.005	0.025	0.018	0.012	1.25	0.575	4.3	1	1.5	1.5	4	30	0.25	
St.Dev.			0.005	0	0	0	0.002	0	0	0	0.003	0.004	0	0	0.015	0	0.289	0	0	12	0	
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	

Analytical lab.			NIVA
Analysis code			PFOSA
Detection limit			µg/kg d.wt.
Sample no	Depth1	Depth2	PFOSA µg/kg d.wt.
A	0	2	<2
B	0	2	<2
C	0	2	<2
Mean			1
Minimum			1
Maximum			1
St.Dev.			0
Count			3

Sample type : Sediment
 Station Code: 22
 Latitude : 72.019 Longitude: 15.503
 Sample date : 03.09.2009 Count:3

Analytical lab.			NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	
Analysis code					350	355	355	355	353	355	355									
Detection limit				1	0.005	0.4	2	1	0.2	0.2	2	0.016	0.016	0.018	0.005	0.006	0.006	0.03	0.015	
Sample no	Depth1	Depth2	Korn<63µm % t.v. d.wt.	TOC µg/mg d.wt.	Hg mg/kg d.wt.	Ni mg/kg d.wt.	Pb mg/kg d.wt.	Zn µg/g d.wt.	Cd mg/kg d.wt.	Cu µg/g d.wt.	As mg/kg d.wt.	THC mg/kg d.wt.	CB28 µg/kg d.wt.	CB101 µg/kg d.wt.	CB52 µg/kg d.wt.	CB105 µg/kg d.wt.	CB118 µg/kg d.wt.	CB138 µg/kg d.wt.	CB153 µg/kg d.wt.	CB156 µg/kg d.wt.
A	0	2	53	5.9	0.026	30.3	11	57.7	<0.2	19.3	14	19.7	<0.016	0.025	<0.018	<0.005	<0.007	<0.006	<0.03	<0.015
B	0	2	51	5.9	0.026	32.5	10	60.9	<0.2	20.3	13	12.5	<0.016	0.02	<0.018	<0.005	<0.007	<0.006	<0.03	<0.015
C	0	2	54	6	0.03	30.8	11	57.7	<0.2	19.8	14	13.3	<0.016	0.03	0.022	<0.005	<0.007	0.006	<0.03	<0.015
Mean			53	5.9	0.027	31	11	59	0.1	20	14	15	0.008	0.025	0.013	0.003	0.003	0.004	0.015	0.007
Minimum			51	5.9	0.026	30	10	58	0.1	19	13	12	0.008	0.02	0.009	0.003	0.003	0.003	0.015	0.007
Maximum			54	6	0.03	32	11	61	0.1	20	14	20	0.008	0.03	0.022	0.003	0.003	0.006	0.015	0.007
St.Dev.			1.53	0.058	0.002	1.15	0.577	1.85	0	0.5	0.577	3.9	0	0.005	0.007	0	0	0.002	0	0
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab.			IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN		
Analysis code																					
Detection limit			0.014	0.015	0.016	0.31	0.005	0.013	0.004	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	
Sample no	Depth1	Depth2	CB180 µg/kg d.wt.	PCB7 µg/kg d.wt.	DDDPF µg/kg d.wt.	DDEPP mg/kg d.wt.	DDTPP mg/kg d.wt.	S_DDT µg/kg d.wt.	HCHA µg/kg d.wt.	HCHB µg/kg d.wt.	HCHG µg/kg d.wt.	HCB µg/kg d.wt.	NAP µg/kg d.wt.	NAP1M mg/kg d.wt.	NAPDI mg/kg d.wt.	NAPD4 µg/kg d.wt.	NAPD5 µg/kg d.wt.	ACNLE µg/kg d.wt.	ACNE µg/kg d.wt.	NAPT5 µg/kg d.wt.	NAPTM mg/kg d.wt.
A	0	2	<0.014	0.116	<0.015	<0.016	0.036	0.067	0.016	<0.022	0.026	0.015	13.767	39.853	45.058	51.117	10.696	0.544	0.972	14.665	13.231
B	0	2	<0.014	0.11	<0.015	<0.016	0.034	0.065	0.013	<0.022	0.021	0.014	11.039	26.742	39.388	45.881	8.676	0.478	0.75	12.096	12.766
C	0	2	<0.014	0.124	<0.015	<0.016	0.035	0.066	0.016	<0.022	0.028	0.018	11.796	34.61	41.044	46.691	8.701	0.407	0.641	27.264	11.781
Mean			0.007	0.117	0.008	0.008	0.035	0.066	0.015	0.011	0.025	0.015	12	34	42	48	9	0.476	0.787	18	13
Minimum			0.007	0.11	0.008	0.008	0.034	0.065	0.013	0.011	0.021	0.014	11	27	39	46	9	0.407	0.641	12	12
Maximum			0.007	0.124	0.008	0.008	0.036	0.067	0.016	0.011	0.028	0.018	14	40	45	51	11	0.544	0.97	27	13
St.Dev.			0	0.007	0	0	0.001	0.001	0	0.004	0.002	1.41	7	2.9	2.8	1.16	0.068	0.169	8	0.741	
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab. Analysis code Detection limit	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN		
Sample no	Depth1	Depth2	NAPT4 mg/kg d.wt.	NAP42 µg/kg d.wt.	NAP41 µg/kg d.wt.	FLE µg/kg d.wt.	DBT µg/kg d.wt.	PA µg/kg d.wt.	ANT µg/kg d.wt.	DBTM4 µg/kg d.wt.	PAM3 µg/kg d.wt.	PAM2 mg/kg d.wt.	PAM9 µg/g d.wt.	PAM1 mg/kg d.wt.	DBTE4 µg/kg d.wt.	PADM1 mg/kg d.wt.	DBTP4 µg/kg d.wt.	PADM3 µg/kg d.wt.	PADM4 µg/kg d.wt.	PATM2 µg/kg d.wt.	PATM1 µg/kg d.wt.
A	0	2	10.91	4.284	25.994	8.843	4.119	31.083	1.5	3.992	10.728	16.318	21.188	11.807	0.957	2.561	1.038	32.154	5.395	5.174	3.548
B	0	2	9.86	4.22	22.269	7.711	3.492	25.965	0	3.57	9.132	14.183	18.291	10.969	0.877	2.099	0.985	27.463	4.51	4.638	2.935
C	0	2	9.479	3.695	20.289	7.233	3.412	23.666	0	3.571	8.252	12.709	16.182	9.835	0.816	1.844	0.86	24.809	4.104	3.846	2.584
Mean			10	4.1	23	8	3.7	27	0.5	3.7	9	14	19	11	0.88	2.17	0.96	28	4.7	4.6	3
Minimum			9	3.7	20	7	3.4	24	0	3.6	8	13	16	10	0.816	1.84	0.86	25	4.1	3.8	2.6
Maximum			11	4.3	26	9	4.1	31	1.5	4	11	16	21	12	0.96	2.6	1.04	32	5.4	5.2	3.5
St.Dev.			0.741	0.323	2.9	0.827	0.387	3.8	0.87	0.243	1.26	1.81	2.5	0.99	0.071	0.363	0.091	3.7	0.66	0.668	0.488
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab. Analysis code Detection limit	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	
Sample no	Depth1	Depth2	PATM3 µg/kg d.wt.	PA4M4 µg/kg d.wt.	FLU µg/kg d.wt.	PYR µg/kg d.wt.	BAA µg/kg d.wt.	CHR µg/kg d.wt.	CHRM1 µg/kg d.wt.	CHRE6 µg/kg d.wt.	CHRP6 µg/kg d.wt.	BBF µg/kg d.wt.	BJF µg/kg d.wt.	BFK µg/kg d.wt.	BEP µg/kg d.wt.	BAP µg/kg d.wt.	PER µg/kg d.wt.	ICDP µg/kg d.wt.	DBAHA µg/kg d.wt.	BGHIP µg/kg d.wt.	PAH16 µg/kg d.wt.
A	0	2	26.279	3.287	10.725	17.257	21.049	80.385	1.909	1.012	0.18	165.56	45.655	27.843	94219.8	47.416	122.766	10.449	3.173	21.723	462.289
B	0	2	23.801	2.14	9.253	13.322	14.773	66.971	1.513	0.732	0.045	38.815	11.468	8.534	30740.3	17.25	50.535	17.275	0.534	58.139	290.808
C	0	2	20.744	2.082	9.167	13.868	15.551	67.125	1.532	0.687	0.072	36.107	10.213	7.574	27788.2	18.025	50.985	14.749	0.155	51.488	277.551
Mean			24	2.5	10	15	17	71	1.65	0.81	0.099	80	22	15	50916	28	75	14	1.29	44	344
Minimum			21	2.08	9	13	15	67	1.51	0.687	0.045	36	10	8	27788	17	51	10	0.155	22	278
Maximum			26	3.3	11	17	21	80	1.91	1.01	0.18	166	46	28	94220	47	123	17	3.2	58	462
St.Dev.			2.8	0.679	0.88	2.13	3.4	8	0.223	0.176	0.071	74	20	11	37531	17	42	3.5	1.64	19	103
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab. Analysis code Detection limit	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	
Sample no	Depth1	Depth2	DIELD µg/kg d.wt.	TNONC µg/kg d.wt.	BDE3 µg/kg d.wt.	BDE15 µg/kg d.wt.	BDE17 µg/kg d.wt.	BDE25 µg/kg d.wt.	BDE28 µg/kg d.wt.	BDE35 µg/kg d.wt.	BDE47 µg/kg d.wt.	BDE49 µg/kg d.wt.	BDE66 µg/kg d.wt.	BDE71 µg/kg d.wt.	BDE75 µg/kg d.wt.	BDE77 µg/kg d.wt.	BDE85 µg/kg d.wt.	BDE99 µg/kg d.wt.	BDE100 µg/kg d.wt.	BDE118 µg/kg d.wt.	BDE119 µg/kg d.wt.
A	0	2	<0.016	<0.016	1.915	0.07	<0.01	<0.01	<0.05	0.047	<0.07	<0.01	<0.01	0.032	0.011	0.138	<0.01	0.02	<0.09	0.073	<0.01
B	0	2	<0.016	<0.016	2.014	<0.05	<0.01	<0.01	<0.05	0.045	<0.07	0.011	<0.01	0.027	0.012	0.128	<0.01	0.018	<0.09	0.059	<0.01
C	0	2	<0.016	<0.016	2.122	<0.05	<0.01	<0.01	<0.05	0.058	<0.07	0.01	<0.01	0.027	0.013	0.134	<0.01	0.017	<0.09	0.064	<0.01
Mean			0.008	0.008	2.02	0.04	0.005	0.005	0.025	0.05	0.035	0.009	0.005	0.028	0.012	0.133	0.005	0.018	0.045	0.065	0.005
Minimum			0.008	0.008	1.92	0.025	0.005	0.005	0.025	0.045	0.035	0.005	0.005	0.027	0.011	0.128	0.005	0.017	0.045	0.059	0.005
Maximum			0.008	0.008	2.12	0.07	0.005	0.005	0.025	0.058	0.035	0.011	0.005	0.032	0.013	0.138	0.005	0.02	0.045	0.073	0.005
St.Dev.			0	0	0.103	0.026	0	0	0.007	0	0.003	0	0.003	0.001	0.005	0	0.001	0	0.007	0	0
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab. Analysis code Detection limit	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA		
Sample no	Depth1	Depth2	BDE138 µg/kg d.wt.	BDE153 µg/kg d.wt.	BDE154 µg/kg d.wt.	BDE181 µg/kg d.wt.	BDE183 µg/kg d.wt.	BDE190 µg/kg d.wt.	BDE195 µg/kg d.wt.	BDE196 µg/kg d.wt.	BDE203 µg/kg d.wt.	BDE205 µg/kg d.wt.	BDE206 µg/kg d.wt.	BDE209 µg/kg d.wt.	S_BDE µg/kg d.wt.	PFBS µg/kg d.wt.	PFHpA µg/kg d.wt.	PFHxA µg/kg d.wt.	PFNA µg/kg d.wt.	PFOA µg/kg d.wt.	PFOS µg/kg d.wt.
A	0	2	0.015	<0.01	<0.01	<0.05	0.016	<0.05	0.023	<0.05	0.013	0.011	<2.5	<1.15	4.192	<1	<3	<3	<10	<16	<1
B	0	2	0.013	<0.01	<0.01	<0.05	0.014	<0.05	<0.01	<0.05	0.015	<0.01	<2.5	<1.15	4.17	<1	<3	<3	<10	<10	<1
C	0	2	0.014	<0.01	0.024	<0.05	0.014	<0.05	<0.01	<0.05	0.011	<0.01	<2.5	<1.15	4.191	<1	6.4	<3	<10	<10	<1
Mean			0.014	0.005	0.011	0.025	0.015	0.025	0.011	0.025	0.013	0.007	1.25	0.575	4.2	0.5	3.1	1.5	5	6	0.5
Minimum			0.013	0.005	0.005	0.025	0.014	0.025	0.005	0.025	0.011	0.005	1.25	0.575	4.2	0.5	1.5	1.5	5	5	0.5
Maximum			0.015	0.005	0.024	0.025	0.016	0.025	0.023	0.025	0.015	0.011	1.25	0.575	4.2	0.5	6	1.5	5	8	0.5
St.Dev.			0.001	0	0.011	0	0.001	0	0.011	0	0.002	0.004	0	0	0.013	0	2.8	0	0	1.73	0
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab. Analysis code Detection limit	Depth1	Depth2	NIVA PFOSA µg/kg d.wt.
Sample no			
A	0	2	<5
B	0	2	<5
C	0	2	<5
Mean			2.5
Minimum			2.5
Maximum			2.5
St.Dev.			0
Count			3

Sample type : Sediment
 Station Code: 23
 Latitude : 74.806 Longitude: 18.016
 Sample date : 28.08.2009 Count:3

Analytical lab.	NIVA																		
Analysis code	350 355 355 355 353 355 355																		
Detection limit	1 0.005 0.4 2 1 0.2 0.2 2 2 0.016 0.016 0.018 0.005 0.006 0.006 0.03																		
Sample no	Depth1	Depth2	Korn<63µm % t.v. d.wt.	TOC µg/mg d.wt.	Hg mg/kg d.wt.	Ni mg/kg d.wt.	Pb mg/kg d.wt.	Zn µg/g d.wt.	Cd mg/kg d.wt.	Cu µg/g d.wt.	As mg/kg d.wt.	THC mg/kg d.wt.	CB28 µg/kg d.wt.	CB101 µg/kg d.wt.	CB52 µg/kg d.wt.	CB105 µg/kg d.wt.	CB118 µg/kg d.wt.	CB138 µg/kg d.wt.	CB153 µg/kg d.wt.
A	0	2	78	18.2	0.025	18.7	16	42.4	0.2	12.1	17	56.5	0.132	0.117	0.096	0.035	0.104	0.097	0.079
B	0	2	73	18.1	0.025	18.9	16	42.3	<0.2	12.2	17	50.3	0.136	0.124	0.108	0.037	0.115	0.102	0.085
C	0	2	75	20.4	0.027	18	15	41.3	<0.2	11.9	17	51.7	0.127	0.12	0.095	0.036	0.106	0.099	0.081
Mean			75	19	0.026	19	16	42	0.133	12	17	53	0.132	0.12	0.1	0.036	0.109	0.099	0.082
Minimum			73	18	0.025	18	15	41	0.1	12	17	50	0.127	0.117	0.095	0.035	0.104	0.097	0.079
Maximum			78	20	0.027	19	16	42	0.2	12	17	56	0.136	0.124	0.108	0.037	0.115	0.102	0.085
St.Dev.			2.5	1.3	0.001	0.473	0.577	0.608	0.058	0.153	0	3.3	0.005	0.003	0.007	0.001	0.006	0.002	0.003
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab.	IMRN																			
Analysis code	0.014 0.015 0.016 0.31 0.005 0.013 0.004 0.5 0.5 0.5 0.5 0.5 0.5 0.5 0.5 0.5 0.5																			
Detection limit	0.014 0.015 0.016 0.31 0.005 0.013 0.004 0.5 0.5 0.5 0.5 0.5 0.5 0.5 0.5 0.5 0.5																			
Sample no	Depth1	Depth2	CB180 µg/kg d.wt.	PCB7 µg/kg d.wt.	DDPP µg/kg d.wt.	DDEPP mg/kg d.wt.	DDTPP mg/kg d.wt.	S_DDT µg/kg d.wt.	HCHA µg/kg d.wt.	HCHB µg/kg d.wt.	HCHG µg/kg d.wt.	HCB µg/kg d.wt.	NAP µg/kg d.wt.	NAP1M mg/kg d.wt.	NAPDI mg/kg d.wt.	NAPD4 µg/kg d.wt.	NAPD5 µg/kg d.wt.	ACNLE µg/kg d.wt.	ACNE µg/kg d.wt.	NAPT5 µg/kg d.wt.
A	0	2	0.033	0.659	0.148	0.226	0.062	0.435	0.053	0.071	0.076	0.468	105.377	333.499	465.165	352.999	53.801	0.894	3.012	124.193
B	0	2	0.036	0.705	0.155	0.239	0.062	0.456	0.056	0.069	0.087	0.5	100.921	336.976	219.732	331.915	53.068	0.899	3.326	122.624
C	0	2	0.035	0.663	0.062	0.235	0.05	0.348	0.048	0.054	0.071	0.489	102.654	330.466	211.926	327.448	51.8	0.923	3.352	118.456
Mean			0.034	0.676	0.121	0.233	0.058	0.413	0.052	0.064	0.078	0.486	103	334	299	337	53	0.91	3.2	122
Minimum			0.033	0.659	0.062	0.226	0.05	0.348	0.048	0.054	0.071	0.468	101	330	212	327	52	0.89	3	118
Maximum			0.036	0.705	0.155	0.239	0.062	0.456	0.056	0.071	0.087	0.5	105	337	465	353	54	0.92	3.4	124
St.Dev.			0.001	0.026	0.051	0.007	0.007	0.058	0.004	0.009	0.008	0.016	2.25	3.3	144	14	1.01	0.016	0.189	3
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab. Analysis code	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN		
Detection limit	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5		
Sample no	Depth1	Depth2	NAPT4	NAP42	NAP41	FLE	DBT	PA	ANT	DBTM4	PAM3	PAM2	PAM9	PAM1	DBTE4	PADM1	DBTP4	PADM3	PADM4	PATM2	PATM1	
			mg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	mg/kg	µg/g	mg/kg	µg/kg	mg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
			d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.
A	0	2	42.308	18.294	62.322	76.241	31.696	168.244	2.998	35.888	77.668	124.828	117.971	61.629	4.489	24.06	3.793	162.927	21.449	38.258	23.901	
B	0	2	39.788	17.44	59.404	76.799	30.053	162.595	3.397	34.727	74.937	120.599	109.9	61.112	4.138	23.518	3.753	161.757	21.552	39.789	23.659	
C	0	2	39.129	17.62	58.635	75.891	30.449	163.826	3.362	34.68	75.15	121.973	110.638	61.526	4.093	23.493	3.734	161.277	21.309	37.384	23.795	
Mean			40	18	60	76	31	165	3.3	35	76	122	113	61	4.2	24	3.8	162	21	38	24	
Minimum			39	17	59	76	30	163	3	35	75	121	110	61	4.1	23	3.7	161	21	37	24	
Maximum			42	18	62	77	32	168	3.4	36	78	125	118	62	4.5	24	3.8	163	22	40	24	
St.Dev.			1.68	0.45	1.95	0.458	0.86	3	0.221	0.685	1.52	2.16	4.5	0.273	0.217	0.32	0.03	0.85	0.122	1.22	0.121	
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	

Analytical lab. Analysis code	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN		
Detection limit	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5		
Sample no	Depth1	Depth2	PATM3	PA4M4	FLU	PYR	BAA	CHR	CHRM1	CHRE6	CHRP6	BBF	BJF	BFK	BEP	BAP	PER	ICDP	DBAHA	BGHIP	PAH16	
			µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
			d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.
A	0	2	47.86	11.431	41.026	35.914	37.751	288.885	13.332	3.542	0.849	97.713	21.333	10.656	78522.3	24.975	18.966	33.915	0.458	109.263	1037.32	
B	0	2	48.006	11.267	39.635	35.321	39.661	317.578	13.672	3.742	0.963	95.106	20.364	10.736	74982.8	24.406	18.795	37.677	0.146	122.833	1071.04	
C	0	2	47.371	11.208	39.556	35.188	39.84	307.371	13.82	4.017	0.382	105.281	21.726	11.295	74814.3	23.314	18.847	31.231	2.021	88.676	1033.78	
Mean			48	11	40	35	39	305	14	3.8	0.731	99	21	11	76106	24	19	34	0.88	107	1047	
Minimum			47	11	40	35	38	289	13	3.5	0.382	95	20	11	74814	23	19	31	0.146	89	1034	
Maximum			48	11	41	36	40	318	14	4	0.96	105	22	11	78522	25	19	38	2.02	123	1071	
St.Dev.			0.332	0.116	0.827	0.387	1.16	15	0.25	0.239	0.308	5.3	0.701	0.348	2094	0.844	0.087	3.2	1	17	21	
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	

Analytical lab. Analysis code	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	
Detection limit			0.01	0.05	0.01	0.01	0.01	0.01	0.07	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.09	0.01	0.01	
Sample no	Depth1	Depth2	DIELD	TNOC	BDE3	BDE15	BDE17	BDE25	BDE28	BDE35	BDE47	BDE49	BDE66	BDE71	BDE75	BDE77	BDE85	BDE99	BDE100	BDE118	BDE119
			µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
			d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.
A	0	2	0.016	0.031	16.959	0.724	0.606	0.037	0.318	0.283	1.176	0.061	0.452	<0.01	0.11	0.672	<0.01	0.092	0.38	0.177	<0.01
B	0	2	0.016	0.033	16.514	0.631	0.573	0.048	0.265	0.244	1.122	0.052	0.579	<0.01	0.078	0.686	<0.01	0.158	0.364	0.143	<0.01
C	0	2	0.018	0.028	15.891	0.623	0.556	0.041	0.294	0.238	1.104	0.055	0.625	<0.01	0.08	0.481	<0.01	0.162	0.36	0.129	<0.01
Mean			0.017	0.031	16	0.659	0.579	0.042	0.292	0.255	1.13	0.056	0.552	0.005	0.089	0.613	0.005	0.137	0.368	0.15	0.005
Minimum			0.016	0.028	16	0.623	0.556	0.037	0.265	0.238	1.1	0.052	0.452	0.005	0.078	0.481	0.005	0.092	0.36	0.129	0.005
Maximum			0.018	0.033	17	0.724	0.606	0.048	0.318	0.283	1.18	0.061	0.625	0.005	0.11	0.686	0.005	0.162	0.38	0.177	0.005
St.Dev.			0.002	0.003	0.536	0.056	0.026	0.006	0.027	0.024	0.037	0.005	0.09	0	0.018	0.114	0	0.039	0.011	0.025	0
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab.			IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA
Analysis code																						
Detection limit			0.01	0.01	0.01	0.05	0.01	0.05	0.01	0.05	0.01	0.01	2.5	1.15								
Sample no	Depth1	Depth2	BDE138	BDE153	BDE154	BDE181	BDE183	BDE190	BDE195	BDE196	BDE203	BDE205	BDE206	BDE209	S_BDE	PFBS	PFHpA	PFHxA	PFNA	PFOA	PFOS	
			µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
			d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.
A	0	2	0.023	<0.01	0.02	<0.05	0.048	<0.05	<0.01	<0.05	0.024	<0.01	<2.5	<1.15	6.93	<1	<3	<3	<10	<10	<10	<1
B	0	2	0.032	<0.01	0.022	<0.05	0.038	<0.05	<0.01	<0.05	0.049	0.013	<2.5	2.391	8.259	<1	4.9	<3	<10	<10	<10	7.4
C	0	2	0.028	<0.01	0.023	<0.05	0.04	<0.05	<0.01	<0.05	0.031	<0.01	<2.5	<1.15	6.868	<1	<3	<3	<10	<10	<10	<1
Mean			0.028	0.005	0.022	0.025	0.042	0.025	0.005	0.025	0.035	0.008	1.25	1.18	7	0.5	2.6	1.5	5	5	5	2.8
Minimum			0.023	0.005	0.02	0.025	0.038	0.025	0.005	0.025	0.024	0.005	1.25	0.575	7	0.5	1.5	1.5	5	5	5	0.5
Maximum			0.032	0.005	0.023	0.025	0.048	0.025	0.005	0.025	0.049	0.013	1.25	2.4	8	0.5	4.9	1.5	5	5	5	7
St.Dev.			0.005	0	0.002	0	0.005	0	0	0	0.013	0.005	0	1.05	0.786	0	1.96	0	0	0	0	4
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab.			NIVA
Analysis code			
Detection limit			
Sample no	Depth1	Depth2	PFOSA
			µg/kg
			d.wt.
A	0	2	<5
B	0	2	<10
C	0	2	<5
Mean			3.3
Minimum			2.5
Maximum			5
St.Dev.			1.44
Count			3

Sample type : Sediment
 Station Code: 24
 Latitude : 76.215 Longitude: 18.57
 Sample date : 31.08.2008 Count:3

Analytical lab.			NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN		
Analysis code					350	355	355	355	353	355											
Detection limit				1	0.005	0.4	2	1	0.2	0.2	2	0.016	0.016	0.018	0.005	0.006	0.006	0.03	0.03		
Sample no	Depth1	Depth2	Korn<63µm % t.v. d.wt.	TOC µg/mg C d.wt.	Hg mg/kg d.wt.	Ni mg/kg d.wt.	Pb mg/kg d.wt.	Zn µg/g d.wt.	Cd mg/kg d.wt.	Cu µg/g d.wt.	As mg/kg d.wt.	THC mg/kg d.wt.	CB28 µg/kg d.wt.	CB101 µg/kg d.wt.	CB52 µg/kg d.wt.	CB105 µg/kg d.wt.	CB118 µg/kg d.wt.	CB138 µg/kg d.wt.	CB153 µg/kg d.wt.	CB153 µg/kg d.wt.	
A	0	2	67	20.3	0.044	32	21	57.3	<0.2	18	31	80.8	0.165	0.106	0.152	0.024	0.071	0.077	0.079	0.079	0.079
B	0	2	63	18	0.037	33.6	21	59.9	<0.2	18.5	35	86.7	0.157	0.096	0.156	0.024	0.066	0.072	0.075	0.075	0.075
C	0	2	64	19.7	0.04	31.5	21	58.3	<0.2	16.8	35	93.7	0.154	0.1	0.129	0.029	0.066	0.079	0.072	0.072	0.072
Mean			65	19	0.04	32	21	58	0.1	18	34	87	0.159	0.101	0.146	0.026	0.068	0.076	0.075	0.075	0.075
Minimum			63	18	0.037	32	21	57	0.1	17	31	81	0.154	0.096	0.129	0.024	0.066	0.072	0.072	0.072	0.072
Maximum			67	20	0.044	34	21	60	0.1	18	35	94	0.165	0.106	0.156	0.029	0.071	0.079	0.079	0.079	0.079
St.Dev.			2.08	1.19	0.004	1.1	0	1.31	0	0.87	2.3	6	0.005	0.005	0.015	0.003	0.003	0.003	0.004	0.004	0.004
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab.			IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	
Analysis code																					
Detection limit			0.014		0.015	0.016	0.31		0.005		0.013	0.004	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Sample no	Depth1	Depth2	CB180 µg/kg d.wt.	PCB7 µg/kg d.wt.	DDDDPP µg/kg d.wt.	DDEPP mg/kg d.wt.	DDTTP mg/kg d.wt.	S_DDT µg/kg d.wt.	HCHA µg/kg d.wt.	HCHB µg/kg d.wt.	HCHG µg/kg d.wt.	HCB µg/kg d.wt.	NAP µg/kg d.wt.	NAP1M mg/kg d.wt.	NAPDI mg/kg d.wt.	NAPD4 µg/kg d.wt.	NAPD5 µg/kg d.wt.	ACNLE µg/kg d.wt.	ACNE µg/kg d.wt.	NAPT5 µg/kg d.wt.	NAPT5 mg/kg d.wt.
A	0	2	0.032	0.682	0.132	0.175	0.117	0.423	0.103	0.099	0.074	0.635	226.795	847.403	543.087	814.278	115.175	2.372	7.339	244.306	192.306
B	0	2	0.031	0.654	0.136	0.161	0.114	0.411	0.092	0.093	0.073	0.584	196.357	727.762	801.313	694.759	101.958	1.907	5.867	226.582	170.402
C	0	2	0.028	0.627	0.147	0.167	0.115	0.429	0.083	0.092	0.07	0.615	209.863	782.836	463.483	784.328	118.061	2.523	7.153	253.74	206.102
Mean			0.03	0.654	0.138	0.168	0.116	0.421	0.093	0.095	0.072	0.611	211	786	603	764	112	2.27	7	242	192.306
Minimum			0.028	0.627	0.132	0.161	0.114	0.411	0.083	0.092	0.07	0.584	196	728	463	695	102	1.91	5.9	227	170.402
Maximum			0.032	0.682	0.147	0.175	0.117	0.429	0.103	0.099	0.074	0.635	227	847	801	814	118	2.5	7	254	192.306
St.Dev.			0.002	0.027	0.008	0.007	0.001	0.009	0.01	0.004	0.002	0.025	15	60	177	62	9	0.321	0.802	14	192.306
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab. Analysis code Detection limit	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	
Sample no	Depth1	Depth2	NAPT4 mg/kg d.wt.	NAP42 µg/kg d.wt.	NAP41 µg/kg d.wt.	FLE µg/kg d.wt.	DBT µg/kg d.wt.	PA µg/kg d.wt.	ANT µg/kg d.wt.	DBTM4 µg/kg d.wt.	PAM3 µg/kg d.wt.	PAM2 mg/kg d.wt.	PAM9 µg/g d.wt.	PAM1 mg/kg d.wt.	DBTE4 µg/kg d.wt.	PADM1 mg/kg d.wt.	DBTP4 µg/kg d.wt.	PADM3 µg/kg d.wt.	PADM4 µg/kg d.wt.	PATM2 µg/kg d.wt.	PATM3 µg/kg d.wt.
A	0	2	95.883	35.04	107.521	152.288	65.106	406.607	2.604	69.232	168.4	271.809	276.081	152.35	8.422	46.441	8.064	353.332	48.179	77.251	52.1
B	0	2	88.738	34.732	105.532	138.239	56.11	347.758	4.799	58.507	148.472	237.712	246.979	130.24	7.784	43.441	7.335	321.371	44.225	73.786	49.9
C	0	2	102.375	40.101	110.665	139.722	62.434	372.702	2.497	68.164	159.604	259.157	267.115	146.525	8.692	45.836	8.548	348.799	48.162	83.188	54.9
Mean			96	37	108	143	61	376	3.3	65	159	256	263	143	8	45	8	341	47	78	
Minimum			89	35	106	138	56	348	2.5	59	148	238	247	130	8	43	7	321	44	74	
Maximum			102	40	111	152	65	407	4.8	69	168	272	276	152	9	46	9	353	48	83	
St.Dev.			7	3	2.6	8	4.6	30	1.3	5.9	10	17	15	11	0.466	1.59	0.61	17	2.28	4.8	
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	

Analytical lab. Analysis code Detection limit	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	
Sample no	Depth1	Depth2	PATM3 µg/kg d.wt.	PA4M4 µg/kg d.wt.	FLU µg/kg d.wt.	PYR µg/kg d.wt.	BAA µg/kg d.wt.	CHR µg/kg d.wt.	CHRM1 µg/kg d.wt.	CHRE6 µg/kg d.wt.	CHRP6 µg/kg d.wt.	BBF µg/kg d.wt.	BJF µg/kg d.wt.	BFK µg/kg d.wt.	BEP µg/kg d.wt.	BAP µg/kg d.wt.	PER µg/kg d.wt.	ICDP µg/kg d.wt.	DBAHA µg/kg d.wt.	BGHIP µg/kg d.wt.	PAH µg/kg d.wt.	
A	0	2	117.769	29.303	52.227	63.204	46.907	437.871	27.166	6.04	0.664	185.384	25.554	14.981	177814	37.43	12.174	29.269	0.81	139.045	1805	
B	0	2	114.853	29.881	49.694	57.953	45.265	405.179	25.474	5.935	0.614	168.183	22.872	13.373	142717	32.919	10.692	20.05	7.688	67.455	1562	
C	0	2	118.602	31.934	52.196	63.017	51.278	444.472	29.178	6.819	0.47	162.653	24.941	11.221	137444	30.534	9.804	21.021	8.354	68.477	1647	
Mean			117	30	51	61	48	429	27	6	0.583	172	24	13	152658	34	11	23	5.6	92	16	
Minimum			115	29	50	58	45	405	25	5.9	0.47	163	23	11	137444	31	10	20	0.81	67	15	
Maximum			119	32	52	63	51	444	29	7	0.664	185	26	15	177814	37	12	29	8	139	16	
St.Dev.			1.97	1.38	1.45	3	3.1	21	1.85	0.483	0.101	12	1.41	1.89	21944	3.5	1.2	5.1	4.2	41		
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	

Analytical lab. Analysis code Detection limit	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN
Sample no	Depth1	Depth2	DIELD µg/kg d.wt.	TNOC µg/kg d.wt.	BDE3 µg/kg d.wt.	BDE15 µg/kg d.wt.	BDE17 µg/kg d.wt.	BDE25 µg/kg d.wt.	BDE28 µg/kg d.wt.	BDE35 µg/kg d.wt.	BDE47 µg/kg d.wt.	BDE49 µg/kg d.wt.	BDE66 µg/kg d.wt.	BDE71 µg/kg d.wt.	BDE75 µg/kg d.wt.	BDE77 µg/kg d.wt.	BDE85 µg/kg d.wt.	BDE99 µg/kg d.wt.	BDE100 µg/kg d.wt.	BDE118 µg/kg d.wt.	BDE119 µg/kg d.wt.
A	0	2	0.026	0.028	24.205	0.991	0.729	0.134	0.221	0.69	1.497	0.096	1.297	0.019	0.197	0.817	0.148	0.098	0.508	0.257	0.2
B	0	2	0.026	0.027	20.312	0.744	0.583	0.12	0.156	0.603	0.991	0.077	1.518	0.017	0.184	0.716	0.027	0.13	0.416	0.16	0.2
C	0	2	0.026	0.027	20.664	0.735	0.603	0.126	0.166	0.579	1.107	0.08	1.665	0.016	0.191	0.743	0.033	0.142	0.413	0.157	0.2
Mean			0.026	0.027	22	0.823	0.638	0.127	0.181	0.624	1.2	0.084	1.49	0.017	0.191	0.759	0.069	0.123	0.446	0.191	0.2
Minimum			0.026	0.027	20	0.735	0.583	0.12	0.156	0.579	0.99	0.077	1.3	0.016	0.184	0.716	0.027	0.098	0.413	0.157	0.2
Maximum			0.026	0.028	24	0.99	0.729	0.134	0.221	0.69	1.5	0.096	1.67	0.019	0.197	0.817	0.148	0.142	0.508	0.257	0.2
St.Dev.			0	0.001	2.15	0.145	0.079	0.007	0.035	0.058	0.265	0.01	0.185	0.002	0.006	0.052	0.068	0.023	0.054	0.057	0.0
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab. Analysis code Detection limit	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	
Sample no	Depth1	Depth2	BDE138 µg/kg d.wt.	BDE153 µg/kg d.wt.	BDE154 µg/kg d.wt.	BDE181 µg/kg d.wt.	BDE183 µg/kg d.wt.	BDE190 µg/kg d.wt.	BDE195 µg/kg d.wt.	BDE196 µg/kg d.wt.	BDE203 µg/kg d.wt.	BDE205 µg/kg d.wt.	BDE206 µg/kg d.wt.	BDE209 µg/kg d.wt.	S_BDE µg/kg d.wt.	PFBS µg/kg d.wt.	PFHpA µg/kg d.wt.	PFHxA µg/kg d.wt.	PFNA µg/kg d.wt.	PFOA µg/kg d.wt.	PFOA µg/kg d.wt.
A	0	2	0.021	0.383	0.024	0.06	0.048	<0.05	<0.01	<0.05	0.011	<0.01	<2.5	<1.15	9.029	<1	18	9	140	<50	<50
B	0	2	0.083	0.378	0.025	<0.05	0.042	<0.05	<0.01	<0.05	0.01	0.011	<2.5	<1.15	8.414	<1	<3	<3	<10	<10	<10
C	0	2	0.026	0.433	0.031	0.053	0.048	<0.05	<0.01	<0.05	0.016	0.012	<2.5	<1.15	8.746	<1	<3	<3	<10	<10	<10
Mean			0.043	0.398	0.027	0.046	0.046	0.025	0.005	0.025	0.012	0.009	1.25	0.575	9	0.5	7	4	50	12	12
Minimum			0.021	0.378	0.024	0.025	0.042	0.025	0.005	0.025	0.01	0.005	1.25	0.575	8	0.5	1.5	1.5	5	5	5
Maximum			0.083	0.433	0.031	0.06	0.048	0.025	0.005	0.025	0.016	0.012	1.25	0.575	9	0.5	18	9	140	25	25
St.Dev.			0.034	0.03	0.004	0.019	0.004	0	0	0	0.003	0.004	0	0	0.308	0	10	4.3	78	12	12
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab. Analysis code Detection limit	NIVA		
Sample no	Depth1	Depth2	PFOSA µg/kg d.wt.
A	0	2	<5
B	0	2	<5
C	0	2	<4
Mean			2.3
Minimum			2
Maximum			2.5
St.Dev.			0.289
Count			3

Sample type : Sediment
 Station Code: 25
 Latitude : 71.325 Longitude: 22.468
 Sample date : 26.09.2009 Count:3

Analytical lab. Analysis code Detection limit			NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	
Sample no	Depth1	Depth2	Korn<63µm % t.v. d.wt.	TOC µg/mg C d.wt.	Hg mg/kg d.wt.	Ni mg/kg d.wt.	Pb mg/kg d.wt.	Zn µg/g d.wt.	Cd mg/kg d.wt.	Cu µg/g d.wt.	As mg/kg d.wt.	THC mg/kg d.wt.	CB28 µg/kg d.wt.	CB101 µg/kg d.wt.	CB52 µg/kg d.wt.	CB105 µg/kg d.wt.	CB118 µg/kg d.wt.	CB138 µg/kg d.wt.	CB153 µg/kg d.wt.	CB156 µg/kg d.wt.
A	0	2	87	6.8	0.022	33.3	17	63.7	<0.2	16.1	8.5	4.65	0.027	0.038	0.018	0.013	0.026	0.036	0.014	<0.015
B	0	2	87	6.8	0.021	32.2	16	62.9	<0.2	16.6	9.1	5.28	0.032	0.036	0.02	0.012	0.024	0.033	0.015	<0.015
C	0	2	87	6.7	0.022	32.4	17	63.7	<0.2	16.6	6	5.15	0.029	0.029	<0.018	0.01	0.022	0.029	0.012	<0.015
Mean			87	7	0.022	33	17	63	0.1	16	8	5	0.03	0.034	0.016	0.012	0.024	0.033	0.014	0.007
Minimum			87	7	0.021	32	16	63	0.1	16	6	4.6	0.027	0.029	0.009	0.01	0.022	0.029	0.012	0.007
Maximum			87	7	0.022	33	17	64	0.1	17	9	5.3	0.032	0.038	0.02	0.013	0.026	0.036	0.015	0.007
St.Dev.			0	0.058	0.001	0.586	0.577	0.462	0	0.289	1.64	0.333	0.003	0.004	0.006	0.001	0.002	0.003	0.001	0
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab. Analysis code Detection limit			IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	
Sample no	Depth1	Depth2	CB180 µg/kg d.wt.	PCB7 µg/kg d.wt.	DDDDPP µg/kg d.wt.	DDEPP mg/kg d.wt.	DDTTPP mg/kg d.wt.	S_DDT µg/kg d.wt.	HCHA µg/kg d.wt.	HCHB µg/kg d.wt.	HCHG µg/kg d.wt.	HCB µg/kg d.wt.	NAP µg/kg d.wt.	NAP1M mg/kg d.wt.	NAPDI mg/kg d.wt.	NAPD4 µg/kg d.wt.	NAPD5 µg/kg d.wt.	ACNLE µg/kg d.wt.	ACNE µg/kg d.wt.	NAPT5 µg/kg d.wt.	NAPT6M mg/kg d.wt.
A	0	2	0.017	0.177	0.018	0.036	0.07	0.123	0.007	<0.022	<0.013	0.034	6.047	14.209	21.616	18.666	2.496	0.315	0.441	8.49	3.683
B	0	2	0.018	0.18	0.016	0.036	0.041	0.093	0.009	<0.022	<0.013	0.035	5.983	13.552	18.605	17.386	2.371	0.27	0.508	3.471	3.332
C	0	2	0.016	0.157	0.016	0.032	0.047	0.095	0.008	<0.022	<0.013	0.031	5.729	12.743	19.041	16.588	2.267	0.208	0.388	7.6	3.377
Mean			0.017	0.171	0.017	0.035	0.052	0.104	0.008	0.011	0.007	0.033	5.9	14	20	18	2.4	0.264	0.446	7	3.5
Minimum			0.016	0.157	0.016	0.032	0.041	0.093	0.007	0.011	0.007	0.031	5.7	13	19	17	2.27	0.208	0.388	3.5	3.3
Maximum			0.018	0.18	0.018	0.036	0.07	0.123	0.009	0.011	0.007	0.035	6	14	22	19	2.5	0.315	0.508	8	3.7
St.Dev.			0.001	0.012	0.001	0.002	0.015	0.017	0.001	0	0	0.002	0.168	0.734	1.63	1.05	0.114	0.054	0.06	2.7	0.191
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab.			IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	
Analysis code			0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	
Detection limit			0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	
Sample no	Depth1	Depth2	NAPT4	NAP42	NAP41	FLE	DBT	PA	ANT	DBTM4	PAM3	PAM2	PAM9	PAM1	DBTE4	PADM1	DBTP4	PADM3	PADM4	PATM2	PATM1
			mg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	mg/kg	µg/g	mg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
			d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.
A	0	2	2.046	0.795	4.886	7.477	1.977	13.481	0	1.719	4.823	7.841	8.038	5.144	0.303	0.98	0.288	10.716	1.701	1.497	1.102
B	0	2	2.043	0.78	4.73	5.833	1.549	10.558	0	1.281	3.611	5.87	6.057	3.733	0.216	0.728	0.245	8.02	1.319	1.123	0.812
C	0	2	2.073	0.791	4.597	4.725	1.241	8.758	0	1.046	2.955	4.725	4.922	3.151	0.195	0.599	0.187	6.442	1.036	0.891	0.622
Mean			2.05	0.789	4.7	6	1.59	11	0	1.35	3.8	6.1	6	4	0.238	0.769	0.24	8	1.35	1.17	0.845
Minimum			2.04	0.78	4.6	4.7	1.24	9	0	1.05	3	4.7	4.9	3.2	0.195	0.599	0.187	6	1.04	0.89	0.622
Maximum			2.07	0.795	4.9	7	1.98	13	0	1.72	4.8	8	8	5.1	0.303	0.98	0.288	11	1.7	1.5	1.1
St.Dev.			0.016	0.008	0.145	1.38	0.37	2.4	0	0.341	0.95	1.58	1.58	1.03	0.057	0.194	0.051	2.16	0.334	0.305	0.242
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab.			IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	
Analysis code			0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	
Detection limit			0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	
Sample no	Depth1	Depth2	PATM3	PA4M4	FLU	PYR	BAA	CHR	CHRM1	CHRE6	CHRP6	BBF	BJF	BFK	BEP	BAP	PER	ICDP	DBAHA	BGHIP	PAH16
			µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
			d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.
A	0	2	4.848	0.493	5.769	4.991	5.311	48.674	1.031	0.338	0.078	47.434	16.229	8.571	14837.4	6.736	15.682	12.592	2.156	9.619	179.614
B	0	2	3.483	0.404	5.176	4.421	4.98	44.134	0.879	0.287	0.07	40.725	12.89	7.131	12099.3	5.682	13.532	11.242	2.159	8.541	157.343
C	0	2	2.854	0.322	4.59	4.012	4.252	38.637	0.73	0.268	0.016	21.575	7.335	4.077	7352.9	3.378	8.174	13.539	0.673	12.91	127.451
Mean			3.7	0.406	5.2	4.5	4.8	44	0.88	0.298	0.055	37	12	7	11430	5.3	12	12	1.66	10	155
Minimum			2.9	0.322	4.6	4	4.3	39	0.73	0.268	0.016	22	7	4.1	7353	3.4	8	11	0.673	9	127
Maximum			4.8	0.493	5.8	5	5.3	49	1.03	0.338	0.078	47	16	9	14837	7	16	14	2.16	13	180
St.Dev.			1.02	0.085	0.589	0.492	0.542	5	0.151	0.036	0.034	13	4.5	2.29	3787	1.72	3.9	1.15	0.86	2.28	26
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab.			IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	
Analysis code			0.01	0.05	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.07	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.09	0.01	0.01
Detection limit			0.01	0.05	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.07	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.09	0.01	0.01
Sample no	Depth1	Depth2	DIELD	TNONC	BDE3	BDE15	BDE17	BDE25	BDE28	BDE35	BDE47	BDE49	BDE66	BDE71	BDE75	BDE77	BDE85	BDE99	BDE100	BDE118	BDE119
			µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
			d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.	d.wt.
A	0	2	<0.016	<0.016	2.192	<0.05	<0.01	<0.01	<0.05	0.024	<0.07	0.012	0.065	<0.01	0.014	0.184	<0.01	0.018	<0.09	0.106	<0.01
B	0	2	<0.016	<0.016	2.398	<0.05	<0.01	0.01	<0.05	0.023	<0.07	0.015	0.072	<0.01	0.018	0.201	<0.01	0.02	<0.09	0.112	<0.01
C	0	2	<0.016	<0.016	2.252	<0.05	<0.01	0.01	<0.05	0.021	<0.07	0.013	0.074	0.014	0.013	0.201	<0.01	0.018	<0.09	0.114	<0.01
Mean			0.008	0.008	2.28	0.025	0.005	0.009	0.025	0.023	0.035	0.014	0.071	0.008	0.015	0.195	0.005	0.019	0.045	0.111	0.005
Minimum			0.008	0.008	2.19	0.025	0.005	0.005	0.025	0.021	0.035	0.012	0.065	0.005	0.013	0.184	0.005	0.018	0.045	0.106	0.005
Maximum			0.008	0.008	2.4	0.025	0.005	0.01	0.025	0.024	0.035	0.015	0.074	0.014	0.018	0.201	0.005	0.02	0.045	0.114	0.005
St.Dev.			0	0	0.106	0	0	0.003	0	0.002	0	0.001	0.004	0.005	0.002	0.01	0	0.001	0	0.004	0
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Analytical lab. Analysis code Detection limit	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	IMRN	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA	NIVA		
Sample no	Depth1	Depth2	BDE138 µg/kg d.wt.	BDE153 µg/kg d.wt.	BDE154 µg/kg d.wt.	BDE181 µg/kg d.wt.	BDE183 µg/kg d.wt.	BDE190 µg/kg d.wt.	BDE195 µg/kg d.wt.	BDE196 µg/kg d.wt.	BDE203 µg/kg d.wt.	BDE205 µg/kg d.wt.	BDE206 µg/kg d.wt.	BDE209 µg/kg d.wt.	S_BDE µg/kg d.wt.	PFBS µg/kg d.wt.	PFHpA µg/kg d.wt.	PFHxA µg/kg d.wt.	PFNA µg/kg d.wt.	PFOA µg/kg d.wt.	PFOS µg/kg d.wt.
A	0	2	<0.01	<0.01	0.014	<0.05	0.017	<0.05	<0.01	<0.05	0.028	0.031	<2.5	<1.15	4.289	<2	<3	<3	<8	0	<0.5
B	0	2	0.015	<0.01	0.015	<0.05	<0.01	<0.05	<0.01	<0.05	0.022	0.03	<2.5	<1.15	4.312	<2	<3	<3	<8	<20	<0.5
C	0	2	0.014	<0.01	0.015	<0.05	<0.01	<0.05	<0.01	<0.05	0.024	0.03	<2.5	<1.15	4.316	<2	<5	<3	<8	<20	<0.5
Mean			0.011	0.005	0.015	0.025	0.009	0.025	0.005	0.025	0.025	0.03	1.25	0.575	4.3	1	1.83	1.5	4	10	0.25
Minimum			0.005	0.005	0.014	0.025	0.005	0.025	0.005	0.025	0.022	0.03	1.25	0.575	4.3	1	1.5	1.5	4	10	0.25
Maximum			0.015	0.005	0.015	0.025	0.017	0.025	0.005	0.025	0.028	0.031	1.25	0.575	4.3	1	2.5	1.5	4	10	0.25
St.Dev.			0.005	0	0	0	0.007	0	0	0	0.003	0.001	0	0	0.015	0	0.577	0	0	0	0
Count			3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	3

Analytical lab. Analysis code Detection limit	NIVA		
Sample no	Depth1	Depth2	PFOSA µg/kg d.wt.
A	0	2	<2
B	0	2	<2
C	0	2	<2
Mean			1
Minimum			1
Maximum			1
St.Dev.			0
Count			3

RADIOAKTIVITE ISOTOPER

Sjøvann

Stasjon	Lengdegrad	Breddegrad	Tc-99	Sr-90	Cs-137	Pu-239+240	Am-241	Po-210
			Bq/m ³	Bq/m ³	Bq/m ³	mBq/m ³	mBq/m ³	Bq/m ³
6	74.40	19.03	0,11 ± 0,02	0,76 + 0,10	1,5±0,1	5,3 ± 0,7	1,7 ± 0,3	1,2 ± 0,2
18	69.37	14.83	0,06 ± 0,03	1,09 + 0,11	2,2 ± 0,3	4,9 ± 0,6	1,3 ± 0,3	0,4 ± 0,1

Samleprøve fisk

Stasjon	Lengdegrad	Breddegrad	Cs-137 (γ)	Po-210
			Bq/kg FW	Bq/kg FW
2	70.23	21.40	0,2 ± 0,1	0,51 + 0,05
6	74.40	19.03	0,2 ± 0,1	0,34 + 0,03
3	78.00	13.50	0,2 ± 0,1	0,64 ± 0,06
4	69.33	16.00	0,3 ± 0,1	0,20 + 0,02

Overflatesediment

Stasjon	Lengdegrad	Breddegrad	Cs-137 (γ)	Ra-226(γ)	Pu-239/240	Am-241	Ra-228(γ)
			Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg
18	69.37	14.83	19,1±1,0	65,2±3,3	1,5±0,7	1,8±0,2	30,7±2,1

Vedlegg H Tilførsler fordelt på kilde og region

Regionene VIII, IX, X, og XI i fokus

0

Oppdatert beregning i forhold til Fase II (kfr., Molvær *et al.* 2008)
Skalerte tall basert på oppdaterte tall fra region X og XI
Tall fra Fase II (kfr., Molvær *et al.* 2008) kan ikke sammenlignes etter
nye beregningsmetode og er dermed satt som "ukjent"
null tilførsler rapportert
<blank celle> ukjent

Tilførsler fra arsen fordelt på kilde og region.

Region	Kilde 1 Land kg/år	Kilde 5 Offshore kg/år	Kilde 7/8 Havbunn kg/år	Kilde 6 Skip kg/år	Kilde 2/4 Luft kg/år	Kilde 3 Havstrømmer kg/år	Totalt kg/år
1	8137					28446	36583
2	3449		548162		6900	179	558690
3	0		140721		5700	4374	150795
4	1673					73	1746
5	0					26	26
6	1240					32	1272
7	0					3.6	4
8	959				4926	10	5895
9	0				11172	8	11180
10	2410				10300	1	12711
11	0				8100	5	8105
12	0						0

Tilførsler fra kadmium fordelt på kilde og region.

Region	Kilde 1 Land kg/år	Kilde 5 Offshore kg/år	Kilde 7/8 Havbunn kg/år	Kilde 6 Skip kg/år	Kilde 2/4 Luft kg/år	Kilde 3 Havstrømmer kg/år	Totalt kg/år
1	786				750	1764	3300
2	377	3.1	311		3450	133	4274
3	0	31.1	190		2840	582	3643
4	139	0.7			1225	415	1780
5	0	0.01			625	209	834
6	65	0.2			850	293	1208
7	0	2.9	690		1050	311	2054
8	156.7				1674	520	2351
9	0				3724	619	4343
10	200				3500	525	4225
11	0				2700	988	3688
12	0				6225	201	6426

0

Oppdatert beregning i forhold til Fase II (kfr., Molvær *et al.* 2008)
 Skalerte tall basert på oppdaterte tall fra region X og XI
 null tilførsler rapportert
 <blank celle> ukjent

Tilførsler fra krom fordelt på kilde og region.

Region	Kilde 1 Land kg/år	Kilde 5 Offshore kg/år	Kilde 7/8 Havbunn kg/år	Kilde 6 Skip kg/år	Kilde 2/4 Luft kg/år	Kilde 3 Havstrømmer kg/år	Totalt kg/år
1	10472					1507621	1518093
2	5950		35219		13800	4976	59945
3	0		14687		7100	229213	251000
4	5883					145	6028
5	0					65	65
6	1495					112	1607
7	0		68594			4	68598
8	2170				9039	11	11220
9	0				20550	26	20576
10	6990				18900	3	25893
11	0				14900	8	14908
12	0						0

Tilførsler fra kvikksølv fordelt på kilde og region.

Region	Kilde 1 Land kg/år	Kilde 5 Offshore kg/år	Kilde 7/8 Havbunn kg/år	Kilde 6 Skip kg/år	Kilde 2/4 Luft kg/år	Kilde 3 Havstrømmer kg/år	Totalt kg/år
1	100				175	313	588
2	113	0.8	14		600	33	761
3	0	8.1	32		425	108	573
4	29	0.3			250	87	366
5	0				250	37	287
6	70				350	41	461
7	0	1.5	131		650	30	813
8	15.6				1004	18	1038
9	0				2345	37	2382
10	21				2100	428	2549
11	0				1700	788	2488
12	0				3750	191	3941

0

Oppdatert beregning i forhold til Fase II (kfr., Molvær *et al.* 2008)
 Skalerte tall basert på oppdaterte tall fra region X og XI
 null tilførsler rapportert
 <blank celle> ukjent

Tilførsler fra bly fordelt på kilde og region.

Region	Kilde 1 Land kg/år	Kilde 5 Offshore kg/år	Kilde 7/8 Havbunn kg/år	Kilde 6 Skip kg/år	Kilde 2/4 Luft kg/år	Kilde 3 Havstrømmer kg/år	Totalt kg/år
1	11253	0.001			69000	7680	87933
2	6746	256	25554		69000	507	102063
3	0	1574	9949		56800	3650	71973
4	1613	163			28650	2315	32741
5	0				29300	365	29665
6	858	21.3			39900	428	41207
7	0	866	52459		31900	428	85653
8	2895				40459	589	43943
9	0				91718	215	91933
10	1350				84600	4375	90325
11	0				66500	6038	72538
12	0				62350	2130	64480

0

Oppdatert beregning i forhold til Fase II (kfr., Molvær *et al.* 2008)
 Skalerte tall basert på oppdaterte tall fra region X og XI
 null tilførsler rapportert
 <blank celle> ukjent

Tilførsler fra PAH fordelt på kilde og region.

Region	Kilde 1 Land kg/år	Kilde 5 Offshore kg/år	Kilde 7/8 Havbunn kg/år	Kilde 6 Skip kg/år	Kilde 2/4 Luft kg/år	Kilde 3 Havstrømmer kg/år	Totalt kg/år
1	101			0.25		51	152
2	1318	20634	1052	0.65		15	23020
3	0	41523	138054	0.15		31	179608
4	71					33	104
5	0					9	9
6	36	417				2	455
7	0	4396	743			0.1	5139
8	0.01			0.21	60736	0.3	60736
9	0			0.1	137369	0	137369
10	0.01			0.2	127000	0	127000
11	0			0.02	99600	0	99600
12	0			0.1		0	0

For utslipp til luft fra skip ble summen for regionene IV, V, VI, VII, IX, XII beregnet, og er her fordelt likt mellom regionene.

Tilførsler fra olje (THC) fordelt på kilde og region.

Region	Kilde 1 Land tonn/år	Kilde 5 Offshore tonn/år	Kilde 7/8 Havbunn tonn/år	Kilde 6 Skip tonn/år	Kilde 2/4 Luft tonn/år	Kilde 3 Havstrømmer tonn/år	Totalt tonn/år
1	7.5			0.2		0.15	8
2	3.5	534		956			1494
3	0	1875		1756		0.01	3631
4	93.5			140			234
5	0			140			140
6	38	205		140			383
7	0	114		140			254
8				232			232
9				140			140
10				260			260
11				0			0
12				140			140

0

Oppdatert beregning i forhold til Fase II (kfr., Molvær *et al.* 2008)
 Skalerte tall basert på oppdaterte tall fra region X og XI
 Tall fra Fase II (kfr., Molvær *et al.* 2008) kan ikke sammenlignes etter
 nye beregningsmetode og er dermed satt som "ukjent"
 null tilførsler rapportert
 <blank celle> ukjent

Tilførsler fra PCB fordelt på kilde og region.

Region	Kilde 1 Land kg/år	Kilde 5 Offshore kg/år	Kilde 7/8 Havbunn kg/år	Kilde 6 Skip kg/år	Kilde 2/4 Luft kg/år	Kilde 3 Havstrømmer kg/år	Totalt kg/år
1	1.5					40	42
2	9.5					0.2	10
3	0		15			6	21
4	3					0.3	3
5	0					0.1	0
6	2.5					0.2	3
7	0					0.1	0
8	2.45				368	0.2	371
9	0				841	0.3	842
10	7.4				770	0.1	778
11	0				610	0	610
12	0					0	0

Tilførsler fra TBT fordelt på kilde og region.

Region	Kilde 1 Land kg/år	Kilde 5 Offshore kg/år	Kilde 7/8 Havbunn kg/år	Kilde 6 Skip kg/år	Kilde 2/4 Luft kg/år	Kilde 3 Havstrømmer kg/år	Totalt kg/år
1				66		46	112
2				202		0.2	202
3				53		13	66
4				23			23
5				23			23
6				23			23
7				23			23
8				62			62
9				23			23
10				46			46
11				3			3
12				23			23

0

Oppdatert beregning i forhold til Fase II (kfr., Molvær *et al.* 2008)
 Skalerte tall basert på oppdaterte tall fra region X og XI
 Tall fra Fase II (kfr., Molvær *et al.* 2008) kan ikke sammenlignes etter
 nye beregningsmetode og er dermed satt som "ukjent"
 null tilførsler rapportert
 <blank celle> ukjent

Tilførsler fra strontium 90 (⁹⁰Sr) fordelt på kilde og region.

Region	Atmosfærisk nedfall TBq	Sellafield TBq	Kattegat TBq	Totalt TBq
1	5.6	4	66.4	76
2	20.5	16.3	27.4	64.2
3	5.4	3.8	0.5	9.7
4	20.1	15.7	65.9	101.7
5	13.4	5.5	4.4	23.3
6	41.2	31.3	61.7	134.2
7	19.3	6.2	5.1	30.6
8	44.8	22.5	54.3	121.6
9	37.1	12.2	6.1	55.4
10	13.5	9.2	25.3	48
11	0.9	0.4	0.1	1.3
12	19.2	7.2	1.3	27.7

Tilførsler fra plutonium 239+240 (²³⁹⁺²⁴⁰Sr) fordelt på kilde og region.

Region	Atmosfærisk nedfall GBq	Sellafield GBq	Kattegat GBq	Totalt GBq
1	54.5	1.1		55.6
2	322.8	4.2		327
3	124.7	1.4		126.1
4	312.1	3.8		315.9
5	326.7	1.6		328.3
6	783.1	5.4		788.5
7	493.9	1.7		495.6
8	793.4	5.5		798.9
9	942.8	3.3		946.1
10	198.3	1.7		200
11	29.8	0.2		30
12	476.8	1.9		478.7

Oppdatert beregning i forhold til Fase II (kfr., Molvær *et al.* 2008)
Skalerte tall basert på oppdaterte tall fra region X og XI
<blank celle> ukjent

Vedlegg I Undersøkte miljøgifter på prioritetslister, og radionuklider

Enkelte av stoffene *undersøkt i Lofoten/Barentshav-området 2009* omfattes av EUs vanndirektiv som gjelder 12 nautiske mil utenfor grunnlinjen når det gjelder vurdering av kjemisk tilstand (kfr. 2000/60/EC). Dermed er den norske vurderingen av stoffene som inngår i vanndirektivets prioritetsliste (kfr. 2008/105/EC) og som er felles med Tilførselsprogrammet aktuelt. Det er også grunn til å tro at vanndirektivets prioritetsliste også vil være relevant i implementering av EUs havdirektiv (2008/86/EC). Her gis en kortfattet vurdering og oppsummering av disse stoffene som er felles i forhold til bruk, produksjon i Norge og mulighet for langtransportert atmosfærisk luftforurensing til Norge (tatt fra Ranneklev *et al.* 2009). Inkluderte i denne oppsummeringen er en vurdering av funn av miljøgiftene i det norske miljøet fra screeningundersøkelser og overvåkingsdata. Basisen for oppsummeringen er hentet fra Økland *et al.* (2005) og omhandler her elver og innsjøer, men er aktuelt som delbeskrivelse av tilførsler til norske havområder.

Antracen

Polyaromatiske hydrokarbonforbindelser (PAH) er bioakkumulerende og karsinogene. Antracen er en viktig komponent i kreosot som brukes til impregnering av tre. Analyser av antracen inngår i Σ PAH-analyser. Data finnes i Norge fra sedimenter og biota (fisk). Videre overvåking anbefales.

Pentabromdifenyleter (PeBDE /BDE-99)

Kommersielle PeBDE-blandinger består av blandinger av tetra-, penta- og hekso- bromdifenyletere. PeBDE brytes tungt ned og anses som toksisk for akvatiske organismer. Informasjon kan også tyde på at eksponering kan gi nevrotoksiske skader. PeBDE benyttes i polymerer, tekstiler og elektronikk. Bruk av PeBDE ble forbudt i Norge i 2004. Produkter med mer enn 0,25 % innhold klassifiseres som spesialavfall. PeBDE har blitt påvist i høye konsentrasjoner i marine sedimenter fra Ålesundområdet, Rubbestadneset og Mjøsa. Data finnes i Norge fra sedimenter og biota (fisk). Videre screening er ikke nødvendig, men fortsatt overvåking anbefales.

Kadmium (Cd) og kadmiumforbindelser

Kadmium er akutt giftig og kan gi kroniske skader hos mennesker og dyr, og de fleste forbindelsene er i tillegg kreftfremkallende. Produkter som pigmenter, batterier, sement, kunstgjødsel og fossilt brennstoff kan ha et visst innhold av Cd. Flere produkter hvor Cd inngår har blitt forbudt eller regulert. Største kilde i Norge er langtransportert forurensing, men høye nivåer finnes også i områder hvor det er lokale kilder fra industri og gruvedrift. Vassdrag med lav pH og lav hardhet anses som spesielt sårbare. Resultater fra programmet Comprehensive Study on Riverine Inputs and Direct Discharges (RID-programmet) viser en signifikant reduksjon av Cd i elver fra 1990-2007, som man tror skyldes reduserte atmosfæriske utslipp. I Norge finnes data fra vann, sedimenter og biota (fisk). Høye nivåer av Cd er funnet i Sørfjorden, Hardangerfjorden, Orkdalsfjorden, ved tidligere Fornebu flyplass og i elver som har avrenning fra gruver. Videre screening er ikke nødvendig, men fortsatt overvåking anbefales.

Heksaklorbenzen

Heksaklorbenzen (HCB) har vært benyttet som plantevernmiddel inntil 1965. Dagens utslipp kommer fra forbrenningsanlegg, prosessovner, motorer og annet. HCB er moderat akutt toksisk, kan

forårsake kreft og kan gi alvorlig helseskade ved lengre tids påvirkning. Stoffet er svært tungt nedbrytbart i vann, jord og luft, og det bioakkumulerer i organismer og oppkonsentreres i næringskjeden. Stoffet er klassifisert som giftig for vannlevende organismer og kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet. Norsk Hydro i Porsgrunn ved Magnesiumfabrikken har vært den største kjente kilden til utslipp av HCB i Norge. Fabrikken ble lagt ned i 2002. En annen kjent kilde er Xstrata Nikkelverk AS i Kristiansand. Høy verdi har blitt målt i Orrtuvannet i Bergen, hvor kilde er ukjent (TA-1484/1997), samt utenfor Hurum papirfabrikk (Berge, NIVA-rapport 5556-2008). Langtransportert forurensing forekommer. Bruk av HCB er forbudt i Norge og forbindelsen er omfattet i en rekke internasjonale konvensjoner. Screening og mulig videre overvåkning anbefales i utvalgte områder hvor man kan forvente høye konsentrasjoner.

Heksaklorsykloheksan

Heksaklorsykloheksan (HCH), er en forbindelse som foreligger som ulike isomerer. De mest stabile av disse er alfa (α), beta (β), gamma (γ) og delta (δ). Gamma-isomeren kalles lindan, og er et bredspektret insekticid som ble benyttet i Norge fram til 1992, mens det ble forbudt i EU i 2000. Lindan er et av de få organoklor-insekticidene som fremdeles brukes i stor skala globalt. Isomerene alfa, beta og delta er i hovedsak biprodukter fra produksjonen av lindan. Toksisiteten til isomerene alfa, beta og delta er moderate, mens lindan har høy toksisitet, brytes seint ned og bioakkumulerer. Langtransportert forurensing forekommer. Bruken av lindan har i hovedsak vært knyttet opp mot landbruk, mens en annen anvendelse har vært i det private markedet for å bekjempe husbukk (*Hylotrypes bajules*) og skabb. Lave konsentrasjoner har blitt funnet av isomerene alfa, beta og delta i det norske miljøet. Høye konsentrasjoner har blitt funnet i Timebekken i Rogaland, i sedimenter fra innsjøen Åklangen i Eidskog, samt i Hardangerfjorden og ved Tyssedal i Sørfjorden (marine). Kilden i Åklangen skyldes muligens lagring av tømmer som har vært sprøytet med lindan. For Timebekken ble det antatt at funnene skyldes langtransportert forurensning som er tilført vassdraget via nedbørsfeltet (Bioforsk Rapport Vol 3, Nr. 33 jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA)). Lindan har blitt overvåket i RID-programmet, og alle resultater som er rapportert er under deteksjonsgrensen. Videre overvåkning av lindan anbefales i områder hvor det kan ha vært utstrakt bruk, slik som f.eks. tømmer i opplag, og i områder hvor man før har funnet høye nivåer.

Bly og blyforbindelser

Tungmetallet bly finnes i en rekke mineraler i naturen. Industrielt benyttes bly i en rekke produkter som blybatterier, blyakkumulatorer, blåsesand, kappen på elektriske kabler, seilbåtkjøler, maling og lakk. Tidligere har blyhagl og blyholdig bensin vært de største kildene, men etter at bruk av blyhagl ble forbudt og overgang til blyfri bensin ble gjennomført, er utslippene betydelig redusert de siste årene. Faren for utslipp av bly til miljøet er i dag hovedsakelig relatert til kasting av blyholdige produkter. Eksponering for bly kan gi akutte og kroniske helse- og miljøeffekter. Bly er akutt giftig for vannlevende organismer og pattedyr, forbindelsen bioakkumulerer i fisk og pattedyr. Flere steder i Norge er blykonsentrasjonene i naturen høyere enn det som regnes som naturlige bakgrunnsverdier. De forhøyede nivåene skyldes både tilførsler via luftstrømmer fra andre land og lokale utslipp. Ingen videre screening er nødvendig, men fortsatt overvåkning anbefales.

Kvikksølv og kvikksølvforbindelser

Kvikksølv finnes i en rekke mineraler i naturen. Kvikksølv brukes i noen produkter i dag, men det er innført et generelt forbud mot bruk av kvikksølv. Håndtering og utslipp av kvikksølv er regulert av flere internasjonale konvensjoner. I Norge er det anslått at langtransporterte forurensninger fra andre land er dobbelt så store som de nasjonale utslippene. I Norge var metallurgisk industri og amalgam i tannfyllingsmaterialer de største kildene til utslipp av kvikksølv i 2005, mens kilder som krematorier, kommunale avløp, kloakkslam og sigevann fra fyllinger var også viktige. På verdensbasis er hovedkildene til antropogent kvikksølvutslipp forbrenning av kull, søppelforbrenning og utslipp fra metallsmelteindustri. Kvikksølv forekommer som uorganiske og organiske kjemiske forbindelser, hvorav metylkvikksølv (MeHg) er særlig giftig. Metylkvikksølv akkumulerer i organismer og oppkonsentreres i næringskjeden, og er derfor mest skadelig for dyr på toppen av næringskjeden. Det har ikke vært noe gruvedrift i Norge relatert til kvikksølv, men i Odda

ved Boliden Odda AS (Norzink) dannes et restprodukt fra sinkproduksjonen. Etter et uhell her ble det sluppet ut ca 40 kg kvikksølv til Sørfjorden. Andre aktuelle industriområder hvor utslipp av kvikksølv kan forekomme er Porsgrunn (Eramet), Sauda (Eramet), Rana (Fundia) og Øye (Tinfos). En rekke områder i Norge antas å ha forhøyede nivåer av kvikksølv, p.g.a. tidligere industri som kloralkali-industri på Herøya (Hydro) og Sarpsborg (Borregard), samt papirindustri. Det finnes betydelig informasjon om nivåer av kvikksølv i biota (fisk) og sedimenter, mens informasjon om kvikksølv i vannsøylen er begrenset. I RID-programmet ble konsentrasjoner av kvikksølv målt i vannfasen, men ca 50 % av resultatene var under deteksjonsgrensen (1 ng Hg/ l), så beregninger av årlig tilførsler er meget usikre. Data for konsentrasjonen av MeHg i vann og sedimenter finnes i liten grad i Norge. Videre overvåking anbefales og mulig screening av ”hot spot” områder kan være aktuelt.

Nikkel og nikkelforbindelser

Nikkel finnes i mange forskjellige bergarter, og forekomsten i miljøet skyldes vulkanutbrudd, erosjon og antropogene kilder. Industrielt benyttes nikkel i en rekke ulike legeringer, grønnfarget glass, keramiske materialer, batterier, overflatebelegg og som katalysator. Fossilt brennstoff inneholder også nikkel. Nikkel er humant karsinogent og kan skape allergier hos mennesker. Giftighet for akvatiske organismer er bl.a. avhengig av konsentrasjonen av kalsium og naturlig organisk materiale (NOM). Det generelle nivået av nikkel i det norske miljøet er lavt. Forhøyede konsentrasjoner av nikkel i Norge er funnet i Finnmark, som skyldes lufttransporterte forurensinger fra smelteverket Norilsk Nickel i den russiske byen Nikel. Høye nivåer av nikkel fra norske kilder har blitt funnet i Kristiansand. Disse stammer fra Xstrata Nikkelverk hvor det utvinnes og raffineres nikkel, Åsterudtjern på Ringerike hvor det tidligere har vært et nikkelverk, og videre gruvedrift igangsettes da drivverdige forekomster ble påvist i 2006. Nivået av nikkel i vann, biota (fisk) og sedimenter er veldokumenterte, og konsentrasjonene er generelt lave, med unntak av områder påvirket av gruvevirksomhet. Ingen videre screening er nødvendig, men fortsatt overvåking anbefales.

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) består av mange ulike forbindelser som dannes under ufullstendig forbrenning av organisk materiale. PAH produseres ikke kommersielt, men finnes i en rekke produkter, blant annet oljeprodukter, diesel, kreosot, kulltjæreprodukter samt bek og tjære til takkonstruksjoner og veier. Noen PAH-stoffer er kjent for å gi helseskader hos både dyr og mennesker ved lengre tids påvirkning. PAH-forbindelsene er ikke-nedbrytbare, de kan oppkonsentreres i næringskjeden og er giftige, samtidig som de kan transporteres langt i atmosfæren. Det er innført kostholdsråd i forhold til innhold av PAH i sjømat fra flere fjordområder langs kysten. I Norge regnes aluminiumsindustrien som den største kilden til PAH-utslipp, mens vedfyring regnes som den nest største kilden. I vanddirektivet er følgende PAH-forbindelser inkludert:

- Naftalen
- Antracen
- Fluoranten
- Benzo(a)pyren
- Benzo(b)fluoranten
- Benzo(k)fluoranten
- Benzo(g,h,i)perylene
- Indeno(1,2,3-cd)pyren

Videre reduksjoner i norske utslipp forventes de nærmeste årene da ny teknologi har blitt innført ved de fleste smelteverkene. Det er flere ”hot spots” i Norge knyttet til industri. Generelt er nivået av PAH i sedimenter høyere sørvest i Norge enn i andre deler av landet. Konsentrasjoner funnet i flere områder er høyt (Klasse V, Klif-veileder). PAH-nivåer i fisk er generelt lavt p.g.a. metabolismering.

Det finnes betydelig data publisert om PAH i ferskvann (sediment og fisk) og marine områder. Mulighet for å påvise nye "hot spots" er tilstede. Videre overvåking anbefales.

For andre miljøgifter ble det gjort et litteratursøk i Klif-rapporter, NIVAs-rapportarkiv og i JOVA-programmet hos Bioforsk. Ytterligere informasjon om disse forbindelsene bør muligens hentes inn for å vurdere screening og/eller videre overvåkning.

DDT totalt

Forekomst av DDT er veldokumentert i norsk miljø, men spesielt det marine miljøet. Høye konsentrasjoner har også blitt dokumentert i ferskvann, både i fisk (TA-1813/2001) og sedimenter (bl.a. Drammenselva, Engervann i Bærum; NIVAs-rapportarkiv). I JOVA-programmet fra 1995-2006 er det kun påvist DDT-metabolitter i 1 av 1736 prøver (Ludvigsen og Lode, 2008).

Radioaktive stoffer som er inkludert i denne undersøkelsen, kilder for disse og typiske nivåer i Barentshavet beskrives kort nedenfor:

Cesium-137

Hovedkildene til cesium-137 i norske havområder er nedfall fra atmosfæriske prøvesprengninger på 1950- og 60-tallet, utstrømmende vann fra Østersjøen og remobilisering fra kontaminerte sedimenter i Irskesjøen. Cesium-137 er et fisjonsprodukt med en halveringstid på 30,2 år, og har en relativt høy løselighet i havvann. Cesium tilhører alkalimetallene og har derfor kjemiske likheter med kalium.

De høyeste nivåene i Barentshavet fant man tidlig på 80-tallet og var på omtrent 50 Bq m^{-3} . Dette er trolig det høyeste nivået som har forekommet i Barentshavet (AMAP 1998). I 2007 lå til sammenligning nivåene i sjøvann fra Barentshavet i området fra 1.2 til 2.6 Bq m^{-3} (NRPA 2009).

Technetium-99

Hovedkilden til technetium-99 i norske havområder er utslipp fra det britiske gjenvinningsanlegget for brukt kjernefysisk brensel, Sellafield. I 1994 og 1995 økte utslippene fra anlegget betydelig, og de fortsatte videre frem til og med 2003, da ny renseteknologi ble tatt i bruk og utslippene ble kraftig redusert. Gjenvinningsanlegget La Hague i Frankrike hadde til sammenligning maksimale technetium-99-utslipp på midten av 1980-tallet. I 2004 lå utslippet av technetium-99 fra La Hague og Sellafield på henholdsvis 0,079 TBq og 14,3 TBq. Technetium-99 produseres primært gjennom fisjon av uran-235 eller plutonium-239, men også gjennom nedbrytning av det kortlivede aktiveringsproduktet molybden-99m. I havvann eksisterer technetium-99 med oksidasjonstallet VII som TcO_4^- , og som har en høy løselighet. I et reduserende miljø er oksidasjonstallet IV vanligere. Tc eksisterer da som TcO_2 , som er mindre løselig. Opptaket av technetium-99 har vist seg å være høy i enkelte marine organismer så som tang og hummer.

I 2007 lå til sammenligning nivåene av Tc-99 i sjøvann fra Barentshavet i området fra <0.12 til 0.5 Bq m^{-3} (NRPA 2009).

Strontium-90

Hovedkildene til strontium-90 i norske havområder er nedfall fra atmosfæriske prøvesprengninger på 1950- og 60-tallet, utstrømmende vann fra Østersjøen og utslipp fra Sellafield. Strontium-90 er et fisjonsprodukt med halveringstid på 28,6 år, og tilhører jordalkalimetallene i det periodiske systemet og har derfor kjemiske likheter med kalsium. Strontium er relativt løselig i havvann og har et relativt lavt opptak i marine organismer.

I 2007 lå nivåene av Sr-90 i sjøvann fra Barentshavet i området fra 1.2 til 1.0 Bq m^{-3} i overflatevann (NRPA 2009).

Plutonium-239 og plutonium-240

Hovedkildene til plutonium-239 og plutonium-240 i norske havområder er nedfall fra atmosfæriske prøvesprengninger på 1950- og 60-tallet og utslipp fra Sellafield. En stor del plutonium frigjøres også i fra kontaminerte sedimenter i Irskesjøen, da de største utslippene fra Sellafield skjedde på 1970-tallet. Plutonium-239 og plutonium-240 tilhører aktinidene i det periodiske systemet og har halveringstider på respektive 24 131 år og 6 569 år. Hvordan plutonium oppfører seg i havvann er avhengig av oksidasjonstall, pH og konsentrasjon av kompleksbindere. I oksiderende miljø er oksidasjonstallet V og VI vanlig, mens oksidasjonstallet III og IV er mer vanlig i reduserende (syrefattige) miljøer. I oksidasjonstall III og IV er plutonium mer partikkelreaktivt og har stor evne til å feste seg til sedimenterende partikler i vannsøylen, mens plutonium med oksidasjonstall V og VI er mer løselige.

I 2007 lå nivåene av Pu-239-240 i sjøvann fra Barentshavet i området fra 2.9 til 3.8 mBq m⁻³ (kun to målinger rapportert fra Barentshavet i 2007) i overflatevann (NRPA 2009).

Naturlig radioaktivitet

I naturen eksisterer 3 nedbrytningskjeder; uranserien, thoriumserien og aktiniumserien. Radionuklider fra disse nedbrytningskjeder finnes i ulike konsentrasjoner stort sett overalt i naturen. Vanlige konsentrasjoner i havvann vises i tabell nedenfor. Høyeste aktivitetskonsentrasjon i havvann av de naturlig forekommende radionuklidene har uran (U) som har evne til å danne løselige karbonatkomplekser. Blant de mer partikkelreaktive radionuklider er bly-210, polonium-210, thorium-232, thorium -230, paladium-231 og aktinium-227. Den radiologisk mest interessante radionukliden er polonium-210 som oppkonsentreres i mange marine organismer.

Olje- og gassproduksjon i sørlige deler av Norskehavet og Nordsjøen medfører utslipp av produsert vann som inneholder forhøyede konsentrasjoner av radiumisotoper (radium-226 og radium-228). Polonium-210 er et nedbrytningsprodukt som vil bygges langsomt opp i miljøet når radium-226 henfaller. Det er sannsynlig at radium blir transportert med havstrømmene mot Barentshavet, men siden stoffene også forekommer naturlig, er det vanskelig å påvise gjennom målinger.

Tilførsler til norske havområder



Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif)
 Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo – Besøksadresse: Strømsveien 96
 Telefon: 22 87 34 00 - Telefax: 22 67 67 06
 E-post: postmottak@klif.no – Internett: www.klif.no

Utførende institusjon Norsk institutt for vannforskning		ISBN-nummer 978-82-577-5715-1	
Prosjektleder Norman W. Green		Klifs kontaktperson Christine Daae Olseng	
		TA-number 2660/2010	
		År 2010	Sider 243
		Klif's kontrakt nummer 5009143	
Utgiver Norsk institutt for vannforskning (NIVA), NIVA-rapport 5980-2010		Prosjektet finansiert av Klima- og forurensningsdirektoratet, Klif	
Forfattere Norsk institutt for vannforskning – (NIVA): Norman W. Green, Jarle Molvær, Øyvind Kaste, Corinna Schrum, Evgeny Yakushev, Kai Sørensen, Ian Allan, Tore Høgåsen, Anne Bjørkenes Christiansen Havforskningsinstituttet – (IMR): Hilde Elise Heldal, Jarle Klungsoyr, Stepan Boitsov, Knut Yngve Børsheim		Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning – (NIFES): Amund Måge, Kåre Julshamm Norsk institutt for luftforskning – (NILU): Wenche Aas, Ole-Anders Braathen, Knut Breivik, Sabine Eckhardt Statens strålevern – (NRPA): Anne Liv Rudjord, Mikhail Iosjpe, Anne Lene Brungot	
Tittel Tilførselsprogrammet 2009. Overvåking av tilførsler og miljøtilstand i Barentshavet og Lofotenområdet.			
Sammendrag Det er utført nye beregninger av tilførsel av olje, kjemikalier og radioaktive stoffer til Barentshavet. Hovedinntrykket er relativt liten tilførsel av miljøfarlige stoffer til Barentshavet – Lofotenområdet. Nå er imidlertid tørravsetning inkludert i atmosfærisk nedfall og gir vesentlig høyere tilførsel av PAH og PCB enn tidligere kjent. Tilførsel fra luft gir største bidrag til Barentshavet av PCB, PAH, kvikksølv, krom, bly og kadmium. Skipstrafikk dominerer mht. tilførsel av olje og tributyltinn. En ny modell er tatt i bruk for å bedømme transport av miljøfarlige stoffer til Barentshavet og fordelingen innad i havområdet. Overvåking av kjemikalier i sediment og torsk viste i hovedsak lave til moderate konsentrasjoner. Konsentrasjonen av radioaktive stoffer i vann, sediment og torsk var på samme nivåer som registrert på de øvrige overvåkingsstasjonene i Barentshavet. Det er fortsatt store kunnskapsmangler og usikkerheter både i datagrunnlag og i estimatene av tilførsler. Spesielt viktig for den neste rulleringen av programmet er forbedrede tall for tilførsler via luft og forbedring av de marine transport- og spredningsmodellene.			
4 emneord Miljøgifter Radioaktive stoffer Overvåking Barentshavet		4 subject words Miljøgifter Radionuclides Monitoring Barents Sea	

Klima- og forurensningsdirektoratet

Postboks 8100 Dep,
0032 Oslo
Besøksadresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00
Telefaks: 22 67 67 06
E-post: postmottak@klif.no
www.klif.no

Om Statlig program for forurensningsovervåking

Statlig program for forurensningsovervåking omfatter overvåking av forurensningsforholdene i luft og nedbør, skog, vassdrag, fjorder og havområder. Overvåkingsprogrammet dekker langsiktige undersøkelser av:

- overgjødsling
- forsuring (sur nedbør)
- ozon (ved bakken og i stratosfæren)
- klimagasser
- miljøgifter

Overvåkingsprogrammet skal gi informasjon om tilstanden og utviklingen av forurensningssituasjonen, og påvise eventuell uheldig utvikling på et tidlig tidspunkt. Programmet skal dekke myndighetenes informasjonsbehov om forurensningsforholdene, registrere virkningen av iverksatte tiltak for å redusere forurensningen, og danne grunnlag for vurdering av nye tiltak. Klima- og forurensningsdirektoratet er ansvarlig for gjennomføringen av overvåkingsprogrammet.

SPFO-rapport 1070/2010
TA 2660/2010