

Statlig program for forurensningsovervåking

SPFO-rapport: 990/2007
TA-2284/2007
ISBN 978-82-577-5199-9



Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT)
Utførende institusjon: Norsk institutt for vannforskning

Kartlegging av metaller og utvalgte nye organiske miljøgifter 2006

Rapport 990/2007

Krom, arsen, perfluoralkylstoffer, dikloretan, klorbenzener, pentaklorfenol, HCBD og DEHP

NIVA prosjektnummer: O-27223

NIVA løpenr. 5464-2007

Forord

På oppdrag av Statens forurensningstilsyn har Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Norsk institutt for luftforskning (NILU), og UNIFOB AS Universitetsforskning kartlagt forekomsten i miljøet av utvalgte metaller (krom og arsen), perfluoralkylstoffer (PFAS), dikloretan, klorbenzener, pentaklorfenol (PCP), hexaklorbutadien (HCBD), dietylhexylftalat (DEHP) og biocider (isoproturon, klorfenvinfos). Analysene er gjort på ferskvannsprøver, ferskvanns- og marine sedimenter, ferskvanns- og marin fisk og blåskjell.

Tusen takk til alle som har bidratt til å få dette prosjektet gjennomført:

NILU
Marit Vadset: metallanalyser
Inger-Christin Bråten, Kirsten Davanger, Arve Bjerke og Iren Sturzel: prøveopparbeidelse organiske forbindelser
Hans Gundersen, Anders Borgen og Mebrat Gebremeskel: GC/MS
Christian Dye og Hans Gundersen: LC/MS
Martin Schlabach: kontaktperson mot NIVA

NIVA
Eirik Fjeld: prøvetaking og håndtering av prøver fra ferskvannsmiljø, hovedansvarlig for rapportering av resultater fra ferskvann.
Per Johan Færøvig: sedimenter fra Vannsjø
Åge Brabrand: fisk fra Vannsjø
Norman Green, Anders Ruus, John Arthur Berge, Merete Schøyen og Sigurd Øxnevad: prøvetaking og håndtering av marine prøver.
Torgeir Bakke: prosjektleder for rapporteringsprosjektet, hovedansvarlig for rapportering av resultater fra marint miljø.
Bent B. Skaare: bidrag til rapport.
Roy Beba: TOC-analyse.
Følgende personer og institusjoner har bistått NIVA under feltarbeid og innsamling av prøver:
Jan Atle Knutsen, Forskningsstasjon Flødevigen: Prøvetaking i Grenland.
Helge Botnen, UNIFOB: Prøvetaking og håndtering av brosmeprøver

Statens forurensningstilsyn (SFT)
Ingunn Skaufel Simensen: Prosjektkoordinator hos SFT.

NIVA, Oslo, 20 august 2007

Torgeir Bakke
Seniorforsker, prosjektleder

Innhold

Sammendrag **9**

Extended summary **13**

1. Bakgrunn og formål **17**

2. Analyserte forbindelser **19**
2.1 Metaller (Cr og As) 19
2.2 Biocider (isoproturon, klorfenvinfos) 21
2.3 Perfluoralkylforbindelser 22
2.4 Dikloretan 23
2.5 Klorbenzener 24
2.6 Pentaklorfenol 25
2.7 HCBD (heksaklor-1,3-butadien) 27
2.8 DEHP (di-2-etylhexylftalat) 27

3. Materiale og metoder **29**
3.1 Stasjonsbeskrivelse 29
3.2 Prøvetaking og prøvehåndtering 32
3.2.1 Prøver fra ferskvannshabitater 32
3.2.2 Prøver fra marine habitater 33
3.3 Kjemiske analyser 35

4. Analyseresultater, metaller **37**
4.1 Metallnivå i ferskvannsmiljø 37
4.1.1 Sedimenter 37
4.1.2 Fisk 38
4.2 Metallnivå i marint miljø 39
4.2.1 Sedimenter 39
4.2.2 Blåskjell 42
4.2.3 Fisk 43
4.3 Diskusjon metaller 45
4.3.1 Ferskvannsmiljø 45
4.3.2 Marint miljø 45

5. Resultater av biocid-analysene **47**
5.1 Biocidnivå i ferskvannsprøver 47

6. Analyseresultater, perfluoralkylstoffer (PFAS) **49**
6.1 Perfluoralkylstoffer i ferskvannsmiljø 49
6.1.1 Sedimenter 49
6.1.2 Fisk 49
6.2 Perfluoralkylstoffer i marint miljø 51
6.2.1 Sedimenter 51
6.2.2 Blåskjell 54
6.2.3 Fisk 55
6.3 Diskusjon, Perfluoralkylstoffer 58

6.3.1 Ferskvannsmiljø 58
6.3.2 Marint miljø 59

7. Analyseresultater, dikloretan (1,2-DCE) 63
7.1 Dikloretan i ferskvannsmiljø 63
7.1.1 Sedimenter 63
7.1.2 Fisk 63
7.2 Dikloretan i marint miljø 64
7.2.1 Sedimenter 64
7.2.2 Blåskjell 65
7.2.3 Fisk 65
7.3 Diskusjon dikloretan 66

8. Analyseresultater, klorbenzener 67
8.1 Klorbenzener i ferskvannsmiljø 67
8.1.1 Sedimenter 67
8.1.2 Fisk 67
8.2 Klorbenzener i marint miljø 70
8.2.1 Sedimenter 70
8.2.2 Blåskjell 70
8.2.3 Fisk 73
8.3 Diskusjon klorbenzener 75
8.3.1 Ferskvannsmiljø 75
8.3.2 Marint miljø 76

9. Analyseresultater, pentaklorfenol 79
9.1 Pentaklorfenol i ferskvannsmiljø 79
9.1.1 Sedimenter 79
9.1.2 Fisk 79
9.2 Pentaklorfenol i marint miljø 79
9.2.1 Sedimenter 79
9.2.2 Blåskjell 79
9.2.3 Fisk 79
9.3 Diskusjon pentaklorfenol 79
9.3.1 Ferskvannsmiljø 79
9.3.2 Marint miljø 80

10. Analyseresultater, heksaklor-1,3-butadien (HCBD) 81
10.1 HCBD i ferskvannsmiljø 81
10.1.1 Sedimenter 81
10.1.2 Fisk 81
10.2 HCBD i marint miljø 81
10.2.1 Sedimenter 81
10.2.2 Blåskjell 81
10.2.3 Fisk 81
10.3 Diskusjon HCBD 82
10.3.1 Ferskvannsmiljø 82
10.3.2 Marint miljø 82

11. Analyseresultater, di-2-etylhexylftalat (DEHP) 85
11.1 DEHP i ferskvannsmiljø 85

11.1.1 Sedimenter 85
11.1.2 Fisk 85
11.2 DEHP i marint miljø 87
11.2.1 Sedimenter 87
11.2.2 Blåskjell 87
11.2.3 Fisk 87
11.3 Diskusjon DEHP 90
11.3.1 Ferskvannsmiljø 90
11.3.2 Marint miljø 91

12. Referanser 93

Vedlegg - Rådata 95

Sammendrag

På oppdrag fra SFT har NIVA i samarbeid med NILU og UNIFOB kartlagt forekomsten av krom, arsen, perfluoralkylstoffer (PFAS), dikloretan, klorbenzener, pentaklorfenol (PCP), hexaklorbutadien (HCBD) og dietylhexylftalat (DEHP) i sedimenter, blåskjell og fisk fra ferskvanns- og sjøvannslokaliteter i Norge i 2006. I tillegg ble biocider (isoproturon, klorfenvinfos) analysert i vannprøver fra to vassdrag. Arbeidet inngår i Statlig program for forurensningsovervåking og er femte årlige undersøkelse av forekomst av utvalgte nye miljøbetenkelige stoffer i norske vannforekomster. Denne rapporten presenterer resultatene fra undersøkelsen i 2006. Undersøkelsen dekker 25 enkeltforbindelser kartlagt i 17 ferskvanns- og 35 sjøvannslokaliteter. Innsamlingen er gjort i tilknytning til en rekke andre undersøkelser. Flesteparten av de utvalgte stoffene i screeningprosjektet inngår i EUs liste over prioriterte stoffer i Vannrammedirektivet. Rapporten bør kunne fungere som veileder i planleggingen av overvåkning av de prioriterte stoffene.

Arsen og krom
Bunnsedimenter
Konsentrasjonen av krom (29,2–83,4 mg/kg tørrvekt) og arsen (6,82–18,3 mg/kg tørrvekt) i ferskvannssedimentene var innenfor det vanlig forekommende variasjonsområdet for norske innsjøer og ingen av lokalitetene bar preg av å være spesielt påvirket av forurensninger. Unntaket var en høy konsentrasjon av arsen i Dargesjå, Hardangervidda, som trolig skyldes utfelling fra grunnvann. De marine sedimentprøvene var ubetydelig til moderat forurenset av krom og arsen (klasse I og II i SFTs miljøkvalitetskriterier). De synes derfor ikke å utgjøre en miljørisiko av betydning, med mulig unntak av arsen i sediment fra Kristiansand havn.

Blåskjell
Krom og arsen i blåskjell lå på bakgrunnsnivå på alle stasjonene.

Fisk
Ingen av prøvene av ferskvannsfisk overskred normalintervallene for norsk ferskvannsfisk og de bærer således ikke preg av å ha blitt spesielt påvirket lokale forurensninger. I samtlige prøver av saltvannsfisk lå krom lå under deteksjonsgrensen. Arsen lå innenfor det som i følge NIFES ansees naturlig for marine dyr.

Biocider
Biocidene isoproturon og klorfenvinfos ble bare analysert i to vannprøver fra hhv Orreelva og Glomma. Konsentrasjonene var under analysemetodens deteksjonsgrense på 10 ng/l.

PFAS
Analysene omfattet 13 enkeltforbindelser, og PFAS utgjør summen av disse. En forbindelse, PFOS (perfluoroktylsulfonat), dominerte i stort sett alle prøvene. Mange av PFAS-forbindelsene lå under deteksjonsgrensen i samtlige prøver.

Bunnsedimenter
I ferskvannssedimentene ble det kun påvist kvantifiserbare konsentrasjoner av enkeltforbindelsen PFOS (0,08–3,62 ng/g tørrvekt). De høyeste konsentrasjonene ble funnet i Vansjø, og de laveste i Dargesjå, Hardangervidda. Konsentrasjonene var innenfor det som tidligere har blitt påvist for nordiske innsjøer. PFAS-nivåene i marint sediment var fra 0,1 til 4,15 ng/g tørrvekt, høyest i Bekkelagsbassenget, Oslo havn. PFOS-nivåene alene var 0,1 – 3,7 ng/g tørrvekt og således på linje med ferskvannssedimentene. Nivåene tilsvarer det som er

funnet rundt petroleumsinstallasjoner i Nordsjøen og i Western Scheld, Nederland, men er noe høye i forhold til det som er funnet i marine sedimenter i Norden for øvrig. SFTs risikoveileder for sedimenter tilsier likevel at PFOS-nivåene ikke bør gi bekymring.

Blåskjell
PFAS-nivåene i blåskjell var 0,19 – 2,21 ng/g våtvekt. Dette er 2-5 ganger høyere enn for blåskjellprøvene analysert i 2004. Forskjellen ansees som reell, men skyldes sannsynligvis ulikt utvalg av prøver heller enn en økning over tid.

Fisk
I filét-prøvene fra ferskvannsfisk ble de høyeste konsentrasjonene av PFAS funnet i Vansjø og de laveste i de mer upåvirkede innsjøene Austdalsvatn (Sør-Trøndelag) og Dargesjå (Hardangervidda). Det var i hovedsak forbindelsene PFOS (0,25-57,2 ng/g våtvekt) og PFUnA (<0,29–1,05 ng/g våtvekt) som kvantifiserbare. PFAS-nivået i marin fiskelever (torsk og brosme) var 6,6 - 101 ng/g våtvekt, men kan være overestimert. Kartleggingen av PFAS i fisk bør fortsette, og man bør avklare årsakene til de til dels store forskjellene i deteksjonsgrenser mellom 2004 og 2006.

Diverse klororganiske forbindelser

Dikloretan
Dikloretan var under deteksjonsgrensen i alle ferskvanns- eller sjøvannsprøvene. For marint sediment er dette langt under grensen for økologiske effekter.

Klorbenzener
Analysen omfattet 3 isomerer av triklorbenzen (1,2,3-TCB, 1,2,4-TCB og 1,3,5-TCB) og pentaklorbenzen.

Bunnsedimenter
Nivåene i innsjøsedimenter var lave sammenliknet med resultatene fra en større regional undersøkelse fra Sør- og Midt-Norge gjennomført i 1994–1996. Det ble kun påvist kvantifiserbare konsentrasjoner av 1,2,4-TCB (0,03-0,05 ng/g) og pentaklorbenzen (0,01–0,03 ng/g). Blant de marine sedimentprøvene var det bare prøvene fra Frierfjorden og Kristiansandsfjorden som hadde nivå klart over deteksjonsgrensen. Sum klorbenzener var 0,02 – 1,35 ng/g tørrvekt. Ut fra kjente grenser for effekter av klorbenzener er det er liten grunn til å tro at de funne nivåene utgjør en miljørisiko av betydning.

Blåskjell
For samtlige prøver lå klorbenzennivåene i nærheten av deteksjonsgrensene.

Fisk
Nivåene av klorbenzener i ferskvannsfisk var gjennomgående lavere enn resultatene fra en nasjonal undersøkelse gjennomført i 1998–1999, og det ble kun påvist kvantifiserbare konsentrasjoner av 1,2,4-TCB (0,02-0,05 ng/g våtvekt) og PeCB (0,01–0,03 ng/g våtvekt). Nivået i marin fiskelever var 0,38 til 1,47 ng/g våtvekt. Nivået av PeCB i prøvene fra Frierfjorden (0,27 – 1,08 ng/g våtvekt) var mye lavere enn det som ble funnet i individuelle torskeleverprøver fra samme fjord i 2005 (2,2 – 30,4 ng/g våtvekt).

Resultatene kan indikere en alminnelig nedgang i forurensningene av klorbenzener.

Pentaklorfenol

Bunnsedimenter

Konsentrasjonene i ferskvannssediment var lave og under metodenes deteksjonsgrenser. Det samme gjaldt for de marine sedimentprøvene med unntak av en av tre prøver fra Bekkelagsbassenget, Oslo havn, som så vidt overskred deteksjonsgrensen. Pentaklorfenol i sediment synes ikke å utgjøre noen miljørisiko av betydning.

Blåskjell

Konsentrasjonen var under deteksjonsgrensen i alle bortsett fra en blåskjellprøve (Ormøya, indre Oslofjord) og på linje med det som er funnet i svenske blåskjell.

Fisk

Ingen av ferskvanns- eller saltvannsfiskeprøvene hadde konsentrasjon over deteksjonsgrensen.

HCBD

Bunnsedimenter

Konsentrasjonene både i ferskvanns- og sjøvannssedimentene var lave og under metodenes deteksjonsgrenser.

Blåskjell

Alle konsentrasjonene var under deteksjonsgrensen.

Fisk

Konsentrasjonene i ferskvannsfisk var under deteksjonsgrensene. Nivåene i torskelever var fra ca 0,02 til 0,15 ng/g våtvekt. Sammenliknet med den nordiske screeningundersøkelsen i 2004 var nivåene er lave.

DEHP

Bunnsedimenter

Konsentrasjonene i innsjøsedimentene (94,4–353 ng/g tørrstoff) lå innenfor intervallet fra en tidligere norsk undersøkelse fra 1995. En relativt høy verdi ble funnet i Dargesjå, Hardangervidda, som kun mottar atmosfæriske forurensninger. Konsentrasjonene i marint sediment var omtrent som i innsjøsedimentene (73,5 - 339 ng/g tørrvekt). Dette er lavere enn i prøver fra Oslofjorden i 1996 og på Båhuslenkysten i 1995. Fire av de 10 prøvene av ferskvannssedimenter oversteg en foreslått øvre grense for klasse II (moderat forurenset) for miljøklassifisering av marine sedimenter. Bare 2 av de 22 marine sedimentprøvene overskred denne grensen, noe som kan indikere en relativt sett høyere generell belastning av DEHP i ferskvannsmiljøet. Ut fra SFTs risikoverktøy bør miljørisikoen av DEHP i de marine sedimentene ansees som lav.

Blåskjell

Konsentrasjonen i blåskjellprøvene var 61 - 16 940 ng/g våtvekt. Sammenlikning med kjente nivåer i næringsmidler tilsier at eksponering til DEHP gjennom spising av blåskjell fra de undersøkte lokalitetene ikke utgjør en helsemessig risiko av betydning.

Fisk
Konsentrasjonene i ferskvannsfisk (61,2–800 ng/g våtvekt) lå innenfor nivåer som har blitt funnet i fisk fra flere europeiske land. Høyeste konsentrasjon ble funnet i Dargesjå, Hardangervidda. De høye konsentrasjonene både i sedimenter og fisk herfra kan tyde på at DEHP kan oppkonsentreres i miljøet i alpine områder på grunn av effektiv atmosfærisk avsetning og liten re-emittering under kjølige betingelser. DEHP i marin fiskelever var 276 - 55 724 ng/g våtvekt, men det er grunn til å tro at de to høyeste konsentrasjonene (Varangerfjorden og Gangstøvika, Ålesund) er overestimater.

Det anbefales at ny innsamling og analyse av DEHP gjøres i 2007 både av ferskvannsfisk (Dargesjå), blåskjell (Langesundsfjorden) og saltvannsfisk (Lofoten, Troms og Finnmark) Reanalyse av DEHP i eksisterende torskelever-materiale fra Gangstøvika fra 2006 anbefales også.

Extended summary

Title: Mapping of metals and selected new organic contaminants 2006. Chromium, Arsenic, Perfluorated substances, Dichloroethane, Chlorinated benzenes, Pentachlorophenol, HCBD and DEHP.
Year: 2007-07-05
Authors: Torgeir Bakke, Eirik Fjeld, Bent B. Skaare, John A. Berge, Norman Green, Anders Ruus, Martin Schlabach, Helge Botnen
Source: Norwegian Pollution Control Authority SFT report TA-2284/2007. ISBN No.: 978-82-577-5199-9.

On behalf of the Norwegian Pollution Control Authority (SFT) the Norwegian Institute for Water Research (NIVA), the Norwegian Institute for Air Research (NILU), and UNIFOB, University of Bergen have analysed Chromium, Arsenic, Perfluorated substances (PFAS), Dichloroethane, Chlorinated benzenes, Pentachlorophenol, Hexachlorobutadiene (HCBD), and Diethylhexylftalate (DEHP) in sediment, blue mussel, and fish samples taken in 2006 from selected freshwater and marine sites. In addition biocides (Isoproturon, Klorfenvinfos) were analysed in water samples from two major rivers. The report presents the results from this study, which is the fifth national screening survey with focus on novel or less studied contaminants. The survey covers 25 individual compounds from 17 freshwater and 35 marine sites. Sampling was done as an element in several separate monitoring surveys. Most of the compounds in the screening project are on the priority list of compounds in the EU Water Frame Directive. The report should be a guideline in the planning of environmental monitoring of these substances.

Chromium and Arsenic
Bottom sediments
Chromium (29,2–83,4 mg/kg d.w.) and Arsenic (6,82–18,3 mg/kg d.w.) concentrations in the freshwater sediments were at natural levels, and none of the sites showed specific signs of contamination. An exception was lake Dargesjå, Hardangervidda, probably due to precipitation from ground water. The marine sediment samples were insignificantly to moderately polluted by Chromium and Arsenic (SFT classification of environmental quality, Class I and II). The levels were not considered to pose any significant environmental risk, with a possible exception for Arsenic in sediments from Kristiansand harbour.

Blue mussels
Chromium and Arsenic concentrations in the blue mussel samples were within background level at all sites.

Fish
None of the freshwater fish samples exceeded the normal interval for Norway, and thus showed no sign of local contamination. Chromium was below the LDs (Limits of Detection) in all marine fish samples, and Arsenic levels were within the normal range for marine animals given by the National Institute of Nutrition and Seafood Research (NIFES).

Biocides
The biocides Isoproturon og Klorfenvinfos were only analysed in two water samples, from the rivers Orreelva og Glomma. The concentrations were below the LD of 10 ng/l.

PFAS
The analysis covered 13 individual compounds, and PFAS levels are the sum of concentrations of these. One compound, PFOS (Perfluoroctylsulphonate), dominated in practically all samples. Many of the other PFAS compounds were below the LD in all samples.

Bottom sediments
In the freshwater sediments only PFOS was quantifiable (0,08–3,62 ng/g d.w.). The highest concentration was found in lake Vansjø, lowest in Dargesjå. Concentrations were within the range found in Nordic lakes. The PFAS levels in the marine sediments were from 0,1 to 4,14 ng/g d.w., highest in Bekkelagsbassenget, Oslo harbour. The PFOS levels alone were 0,1 – 3,7 ng/g d.w., and hence at level with the freshwater sediments. The levels were similar to those found in sediments around North Sea petroleum installations and in Western Scheld, the Netherlands, but somewhat high in comparison to marine sediments elsewhere in the Nordic countries. Still according to the SFT sediments risk analysis system these PFOS levels should still not be of environmental concern.

Blue mussels
Sum PFAS in the blue mussels were 0,19 – 2,21 ng/g w.w. This is 2-5 times higher than in mussel samples from the 2004 screening survey. The difference is considered to be real, and is probably due to different selection of mussel samples in the two years rather than a general change in PFAS concentrations over time.

Fish
In the muscle tissue samples of freshwater fish the highest concentrations of PFAS was found in Vansjø and lowest in the less exposed lakes Austdalsvatn (Sør-Trøndelag) and Dargesjå. The compounds PFOS (0,25-57,2 ng/g w.w.) og PFUnA (<0,29–1,05 ng/g w.w.) were the main PFAS that could be quantified. The PFAS levels in the liver samples of marine fish (cod and cusk (*Brosmius brosme*)) were 6,6 - 101 ng/g w.w., but may have been overestimated. Mapping of PFAS in fish should continue, and the strong interannual difference in LDs between 2004 and 2006, especially for the marine samples, should be investigated.

Various chloro-organic compunds

Dichloroethane
Dichloroethane was below the LDs in all samples. For the marine sediments this is far below the expected limits for ecological impact.

Chlorobenzenes
The analysis covered 3 isomers of Trichlorobenzene (1,2,3-TCB, 1,2,4-TCB og 1,3,5-TCB) as well as Pentachlorobenzene.

Bottom sediments
The levels in the lake sediments were low in comparison to the results from a larger regional investigation in South and Central Norway in 1994–1996. Concentrations above LD were only found for 1,2,4-TCB (0,03-0,05 ng/g d.w.) and PeCB (0,01–0,03 ng/g d.w.). Among the marine sediment samples only those from Frierfjorden and Kristiansandsfjorden had levels clearly above the LD. The sum of Chlorobenzenes in the marine sediments were 0,02 – 1,35 ng/g d.w. According to known limits of biological effects from Chlorobenzenes one should not consider the levels found to pose any significant environmental risk.

Blue mussels
The Chlorobenzene levels in all the mussel samples were close to the LD.

Fish
The Chlorobenzene levels in the freshwater fish were mostly lower than in a national survey from 1998-1999. Levels above LD were only found for 1,2,4-TCB (0,02-0,05 ng/g w.w.) og PeCB (0,01–0,03 ng/g w.w.). Chlorobenzene levels in the marine fish livers were from 0,38 to 1,47 ng/g w.w. Pentachlorobenzene in the samples from Frierfjorden (0,27 – 1,08 ng/g w.w.) were far below the levels found in individual cod liver samples from the same fjord in 2005 (2,2 – 30,4 ng/g w.w.)

The results seem to indicate an overall decrease in Chlorobenzene contamination over time.

Pentachlorophenol
Bottom sediments
The concentrations in all freshwater sediment samples were below the LD. The same was found in the marine sediment samples except for one of the three samples from Bekkelagsbassenget, Oslo harbour, which had concentration slightly above the LD. Pentachlorophenol seems not to pose any significant environmental risk in the sediments investigated.

Blue mussels
Pentachlorophenol in the blue mussels was below the LD except for one sample from Ormøya, inner Oslofjord, and in line with what has been found in Swedish mussels.

Fish
None of the freshwater or marine fish samples had Pentachlorophenol level above the LD.

HCBD
Bottom sediments
The HCBD concentrations in both the freshwater and marine sediment samples were below the LDs.

Blue mussels
HCBD level was below the LD in all blue mussel samples.

Fish
The HCBD concentrations in the freshwater fish samples were all below the LD. HCBD levels in all samples of marine fish liver (0,02 - 0,15 ng/g w.w.) were low in comparison to a Nordic screening survey from 2004.

DEHP
Bottom sediments
The concentrations in the lake sediments (94,4–353 ng/g d.w.) were within the range of an earlier Norwegian investigation from 1995. One fairly high level was found in Dargesjå which only receives atmospheric deposition. DEHP levels in the marine sediments (73,5 - 339 ng/g w.w.) were less than found in Oslofjorden in 1996 and at Båhuslenkysten, Sweden in 1995. Four of the ten freshwater samples exceeded a proposed upper limit of Class II (moderately polluted) in the revised SFT environmental quality classification for marine

sediments. Only 2 out of 22 marine samples exceeded this limit, which may indicate a stronger exposure to DEHP in freshwater than marine ecosystems in general. According to the SFT sediment risk assessment system the DEHP levels represents a low environmental risk.

Blue mussels
The DEHP levels in the blue mussels were 61 - 16 940 ng/g w.w. A comparison with levels known in food articles suggests that human exposure to DEHP through consumption of mussels from these localities should not pose any significant health risk.

Fish
The DEHP concentrations in the freshwater fish samples (61,2–800 ng/g w.w.) were within the range found in several European countries. Highest level was found in Dragesjå. High levels both in sediments and fish from this lake suggests that DEHP may accumulate in alpine areas due to effective atmospheric deposition and low re-emission in a cold environment. DEHP levels in the marine fish liver samples were in the range 276 - 55 724 ng/g w.w., but there is reason to suspect that the two highest concentrations (Varangerfjorden and Gangstøvika, Ålesund) are overestimations.

It is recommended that sampling and analysis for DEHP is repeated in 2007 for freshwater fish from Dargesjå, blue mussels from Langesundsfjorden, and cod liver from Lofoten, Troms and Finnmark. Reanalysis of DEHP in available cod liver material from Gangstøvika from 2006 is also recommended.

1. Bakgrunn og formål

Undersøkelsen baserer seg på materiale innsamlet i 2006 og er den femte nasjonale kartleggingen av nye eller lite studerte organiske miljøgifter. Undersøkelsene i 2002 -2004 fokuserte på forekomsten av bromerte flammehemmere, perfluoralkylstoffer, bisfenol A, triclosan, irgarol, diuron, BHT, dicofol og klorerte parafiner. Undersøkelsen i 2005 dekket kartlegging i miljøet av et stort antall forbindelser som forekommer i legemidler og kosmetiske produkter. Undersøkelsen i 2006 har vært en ytterligere kartlegging av forekomsten av perfluoralkylstoffer (PFAS), og dekker også en rekke klorerte organiske forbindelser og ftalat (DEHP) i sedimenter og organismer både fra ferskvann og marint miljø, samt to utvalgte biocider i to større vassdrag.

Målsetningen med screeningundersøkelsene er å få en oversikt over forekomsten av utvalgte, nye og potensielt miljøbetenkelige stoffer i miljøet. Flere av de utvalgte stoffene inngår i EUs liste over prioriterte stoffer i Vannrammedirektivet. Denne listen har vært et viktig grunnlag for utvalg av stoffer i screeningprosjektet generelt. Rapporten bør kunne fungere som en veileder for fylkesmannen og andre i planleggingen av arbeidet med overvåkning av de prioriterte stoffene.

Undersøkelsen i 2006 har lagt hovedvekt på analyse av bunnsedimenter og fisk i ferskvann og marint miljø samt av blåskjell.

2. Analyserte forbindelser

Fortegnelse over stoffene som er analysert er gitt i Tabell 1.

Tabell 1. Fortegnelse over analyserte stoffer med forkortelse og CAS-nummer.

Stoffnavn	Forkortelse	CAS-nr
Krom52	Cr	7440-47-3
Arsen75	As	7440-38-2
Fluortelomersulfonat	6:2 FTS	Ikke etablert
Perfluoroktansulfonamid	PFOSA	4151-50-2
Perfluorbutansulfonat	PFBS	29420-49-3
Perfluorhexansulfonat	PFHxS	432-50-7
Perfluoroktylsulfonat	PFOS	2795-39-3
Perfluordodecansulfonat	PFDcS	67906-42-7
Perfluorobutanoat	PFBA	375-22-4
Perfluorohexanoat	PFHxA	307-24-4
Perfluorheptanoat	PFHpA	375-85-9
Perfluoroktanoat	PFOA	335-67-1
Perfluornonanoat	PFNA	375-95-1
Perfluordecanoat	PFDcA	335-76-2
Perfluorundecanoat	PFUnA	2058-94-8
1,2-Dikloretan	1,2-DCE	107-06-2
1,3,5-Triklorbenzen	1,3,5-TCB	108-70-3
1,2,4-Triklorbenzen	1,2,4-TCB	120-82-1
1,2,3-Triklorbenzen	1,2,3-TCB	87-61-6
Pentaklorbenzen	PeCB	608-93-5
Pentaklorfenol	PCP	87-86-5
Heksaklor-1,3-butadien	HCBD	87-68-3
Di-2-etyl hexylftalat	DEHP	117-81-7
Isoproturon	-	34123-59-6
Klorfenvinfos	-	470-90-6

2.1 Metaller (Cr og As)

Generelt
Arsen (As) er et grunnstoff med molekylvekt 74,92 g/mol, kokepunkt 614 °C og smeltepunkt 817 °C.

Krom (Cr) er også et grunnstoff. Det har molekylvekt 52,00 g/mol, kokepunkt 2671 °C og smeltepunkt 1907 °C. Krom opptrer vanligvis miljøet som treverdig Cr (III) eller seksverdig Cr (VI).

Forbruk
Miljøstatus i Norge (www.miljostatus.no) fastslår at forbruket av As er betydelig redusert de siste årene. Dette skyldes forbud mot bruk i trykkimpregnert trevirke. Dette var det viktigste bruksområdet i Norge. Tidligere ble stoffet også brukt i blyhagl. Når det gjelder andre bruksområder vurderes farene for utslipp som betydningsløse. Dette gjelder bruk i messing,

glassvarer og blyakkumulatorer. Det har også framkommet at As de siste årene har blitt tilsatt maling brukt til vegmerking i Norge.

Krom har som As blitt brukt i CCA-impregnert trevirke, men det har nå blitt forbudt produsert og omsatt. Krom brukes også som fargestoff i maling og lakk. Det største bruksområdet er allikevel kromlegeringer i stål og stålprodukter, men de små utslippene som kommer av slik bruk er av liten betydning.

Utslipp

Utslippene av As i Norge var i 1985 på over 350 tonn. I 2002 var anslåtte utslipp redusert til 7 tonn. Utslippene til vann har derimot økt fra 1 tonn i 1995 til 1,4 tonn i 2002.

Utslippene av Cr i Norge økte med 5 % (fra 60 til 63 tonn) mellom 1995 og 2002. Utslippene til vann har derimot minket fra 11,5 til 14 tonn i samme periode. Økningen har blitt begrunnet med økt bruk av Cr i maling ettersom andre stoffer har blitt faset ut.

Spredning og effekter

Det er fortsatt forhøyede konsentrasjoner av As i Skagerrak og ytre Oslofjord. Moseundersøkelser i Odda, Årdal, rundt Oslo og i Sauda har vist lokalt forhøyede verdier. Det samme gjelder sedimenter i Kristiansandfjorden og Ballangfjorden. Forhøyede konsentrasjoner i luft, mose og rein i Sør-Varanger tyder på tilførsel fra Kola.

Det er observert forhøyede konsentrasjoner av Cr i flere fjorder. Utslipp av krom fra garverier har ført til høye konsentrasjoner i bunnsedimenter i Kornsjø i Østfold. Klart forhøyede verdier finnes også i Mo i Rana etter produksjon av ferrokrom (Økland et al. 2005).

De toksiske egenskapene til Arsen (As) har vært kjent i århundrer, og det er generelt akseptert at eksponering overfor uorganiske arsenforbindelser øker risikoen for ulike kreftformer (World Health Organization 2000). Hovedformene for menneskelig eksponering overfor As vil være inntak av støv, jord, mat eller vann, inhalering av støv eller hudkontakt med stoffet (Rieuwerts et al. 2006). I Storbritannia har grenseverdier for As i jord (Soil Guideline Value) blitt satt på bakgrunn av Contaminated Land Exposure Assessment modellen. Grenseverdien er satt til 20 mg As per kg jord.

Cr (VI) er karsinogent (World Health Organization 2000). Enkelte kromforbindelser kan derfor være svært giftige.

Tiltak

Arsenforbindelser er oppført på miljøvernmyndighetenes prioritetsliste, og tiltak for å redusere utslippene ved viktige industrikilder har ført til en betydelig reduksjon av utslippene siden 1980-tallet. Det er forbudt å bruke arsenforbindelser til å hindre begroing på skip og annet utstyr i vann, behandling av vann i industrien og til treimpregnering. Bruk av arsen i blyhagl har vært forbudt siden 2005. Trevirke impregnert med arsenforbindelser er klassifisert som farlig avfall. Det utredes for øyeblikket en returordning for avfall som inneholder slikt trevirke.

Norske miljøvernmyndigheters målsetning er at kromutslippene skal reduseres kraftig senest innen 2010. En aktiv konsesjonsbehandling samt nedleggelse av bedrifter har ført til at dette arbeidet er godt i gang. Som As er bruk av Cr i treimpregnering forbudt, og avfall fra dette klassifisert som farlig avfall. En forbedring i håndteringen av brukt blåsesand i verftsindustrien har ført til reduserte utslipp de senere år, og flere har skiftet ut blåsesanden

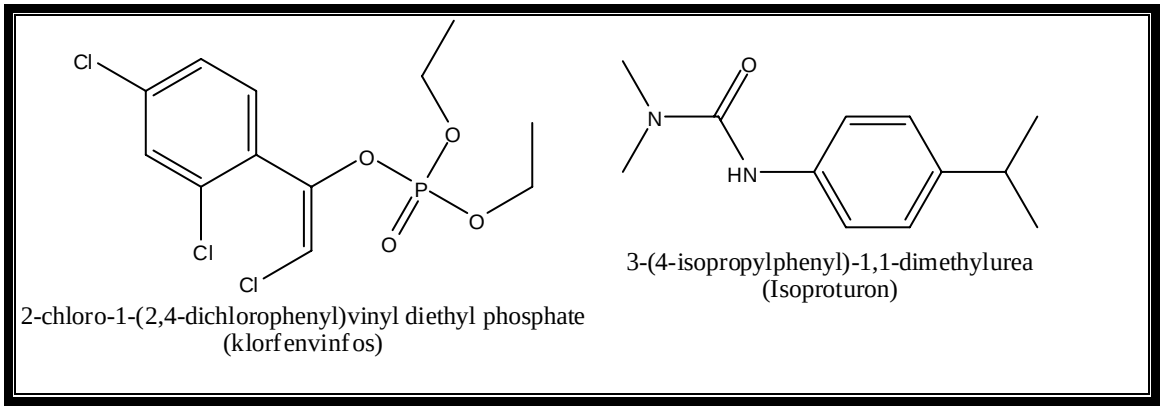
med høytrykkspyling. I tillegg til utreding av en returordning for trevirke impregnert med CCA stoffer, skal miljøutslippene fra kommunale avløp måles mer systematisk i fremtiden, og dermed gjøre vurdering av effektive tiltak lettere.

2.2 Biocider (isoproturon, klorfenvinfos)

Generelt
Isoproturon forekommer i fargeløse krystaller ved romtemperatur og har et smeltepunkt på 155-156°C. Løseligheten i vann er 72 mg/l ved 20 °C.

Klorfenvinfos er en gulfarget væske ved romtemperatur. Molekylvekten er 359,57 g/mol, kokepunktet ligger like under 170 °C og stoffet har en løselighet i vann på 145 mg/L ved 23 °C.

Molekylstruktur av isoproturon og klorfenvinfos er vist i Figur 1.



Figur 1. Den kjemiske strukturen til isoproturon og klorfenvinfos.

Forbruk
I 1999 ble det omsatt 4,5 tonn av isoproturon, som er en selektiv ugressdreper. All produksjon i Norge ble stoppet i 2003 og fra 2006 har bruk av dette stoffet vært forbudt. Klorfenvinfos har i stor utstrekning blitt brukt som insektmiddel mot for eksempel fluer og lopper. Ifølge jordsmonnovervåkningen ble det i 1999 omsatt 1,9 tonn klorfenvinfos (Ludvigsen and Lode 2001). Dette var en økning med 50 % fra året før. Klorfenvinfos var i lovlig bruk fram til 2004, og noen tillatelser til bruk ble gitt frem til i 2006.

Utslipp
Hovedkilden til utslipp av isoproturon og klorfenvinfos i Norge har vært landbruket.

Spredning og effekter
Isoproturon har blitt funnet i Finsalbekken i Hamar, men det er ikke tidligere blitt analysert for denne giften i marine miljøer i Norge (Økland et al. 2005).

Klorfenvinfos ble funnet i fire ferskvannsprøver mellom 1995 og 2001. Konsentrasjonene var høye nok til å forårsake effekter på miljøet (Økland et al. 2005).

Klorfenvinfos har negativ effekt på nervesystemet hos mennesker. Milde symptomer på slik påvirkning er hodepine, svimmelhet, angst, forvirrethet og synsforstyrrelser. Mer alvorlig er effekter som kvalme, lav puls, diaré, magekramper og pustebesvær. Veldig høye konsentrasjoner av klorfenvinfos kan være dødelige (Dorsey Jr. and Kueberuwa 1997).

Tiltak
Både klorfenvinfos og isoproturon er foreslått klassifisert som prioriterte farlige stoffer der utslipp og annen tilførsel skal opphøre innen 2020.

2.3 Perfluoralkylforbindelser

Generelt
Perfluoralkylforbindelser er en gruppe kjemiske forbindelser der hydrogenet i alkylkjeden er fullstendig skiftet ut med fluor. I tillegg inneholder de en polar del som gjør molekylene noe vannløselige. Gruppen kalles også perfluoralkylsurfaktanter eller perfluoralkylsyrer (PFAS). Forbindelsene er overflateaktive, dvs. at de legger seg i grensesjiktet mellom to faser og endrer egenskapene til væskeoverflaten eller grensesjiktet mellom to ikke-blandbare væsker. Dette er også grunnlaget for bruk av denne typen forbindelser.

Forbruk
Ifølge materialstrømsanalysen gjennomført av SFT i 2003 (SFT 2004) produseres ikke PFAS i Norge. Det som omsettes er derfor importert i form av kjemisk-tekniske produkter eller som bestanddel i faste bearbeidede produkter,

Brannslukkingsmidler (Aqueous Film Forming Foams, AFFF-midler) er den viktigste produktgruppen. Disse skummidlene brukes til slukking av branner i petroleumsprodukter (olje, bensin og lignende) og brennbare vannløselige væsker (aceton, alkoholer m.v.). De brukes hovedsakelig på offshoreinstallasjoner, flyplasser, oljeraffinerier og ombord i tankskip. Som tekstilimpregneringsmidler importeres stoffene i hovedsak som bestanddel av ferdige tekstilvarer. Impregnering som inneholder PFAS brukes primært til plagg som skal være vanntette og pustende, for eksempel plagg med Gore-Tex-membran. Mengdeanslaget er usikkert. For de øvrige produkttypene importeres også PFAS i hovedsak som bestanddel av ferdige produkter (Fjeld et al. 2005).

Utslipp
Utslipp som følge av produksjon av PFAS i Norge kan anses som lite relevant siden det ikke er noen norsk produksjon av stoffene (SFT 2004). Produksjon av PFAS-holdige maling- og lakkprodukter samt brannslukkingsmidler foregår i noen grad, men denne produksjonen foregår i lukkede systemer og skal normalt ikke føre til utslipp. Utslippene av stoffene vil derfor i stor grad være knyttet til bruk og avhending av produktene.

SFTs materialstrømsanalyse anslår utslippene som følger:
- Årlig utslipp fra offshoreinstallasjon i Nordsjøen vil være 7 – 8 tonn.
- Årlig utslipp til vann/grunn eller kommunalt ledningsnett fra flyplasser, industri og

lignende anslås til 7 – 8 tonn PFAS. Avfallsmengden anslås til < 1 tonn.

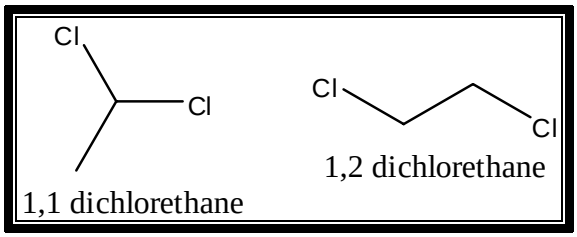
Spredning og effekter
En nordisk screeningsundersøkelse påviste PFAS-forbindelser i alle undersøkte prøvetyper og høyest nivå ble funnet i marine pattedyr. Rapporten konkluderer med at PFAS finns i betydelige konsentrasjoner i det nordiske miljøet (Kallenborn et al. 2004). I miljøgiftkartleggingen under statlig program i 2004 ble PFAS-forbindelser funnet både i ferskvann og marint miljø i Norge (Fjeld et al. 2005). Stoffene er stabile og brytes svært sakte ned.

Den mest fokuserte PFAS-forbindelsen perfluoroktylsulfonat (PFOS) er giftig for vannlevende organismer, fugler og bier.

Tiltak
Utslippene av PFAS-relaterte forbindelser skal reduseres vesentlig, senest innen 2010 (Fjeld et al. 2005). En handlingsplan for denne reduksjonen er foreslått av SFT, og den tar sikte på at alle produkter som inneholder PFAS defineres som farlig avfall.

2.4 Dikloretan

Generelt
Det er to mulige strukturer av dikloretan (Fig. XXX). De har molekylvekt 98,96 g/mol. Løseligheten i vann ved 20 °C er 5,5 mg/l for 1,1-dikloretan og 8,69 mg/l for 1,2-dikloretan.1,2-dkloretan har en søt, kloroformliknende lukt, og den er en klar væske ved romtemperatur (Vershueren 2001). Molekylstrukturen av dikloretan er vist i Figur 2.



Figur 2. De to mulige molekylstrukturene til dikloretan

Forbruk
Dikloretan brukes først og fremst i produksjonen av VCM for PVC-industrien. I Norge produseres dette kun ved Rafnes i Grenland. Stoffet brukes også som løsemiddel i industrien og som lim (Økland et al. 2005).

Utslipp
I perioden mellom 1977 og 1985 hadde Hydro Rafnes noen få ukontrollerte utslipp. Det meste av dette gikk til jord og grunnvann, og det er nå blitt renset. I tillegg skjedde et mindre, ukontrollert utslipp til grunn og sjø av bl.a. dikloretan fra samme bedrift i mai 2007. Det har

også forekommet utslipp til luften; 60 tonn i 1996, 35 (1995), ca. 10 tonn/år (1997 til 2002) og 4 tonn (2003) (Økland et al. 2005). Samme år var utslippene til vann på 3 kilo.

Det kan også forekomme utslipp av dikloretan ved ukontrollerte forebrenninger f. eks. på fyllplasser (Økland et al. 2005).

Spredning og effekter
Det finnes ingen data som indikerer dikloretanforurensing i marine miljøer i Norge, men man vet per i dag ikke hvor stor spredningen av stoffet er ved Rafnes (Økland et al. 2005).

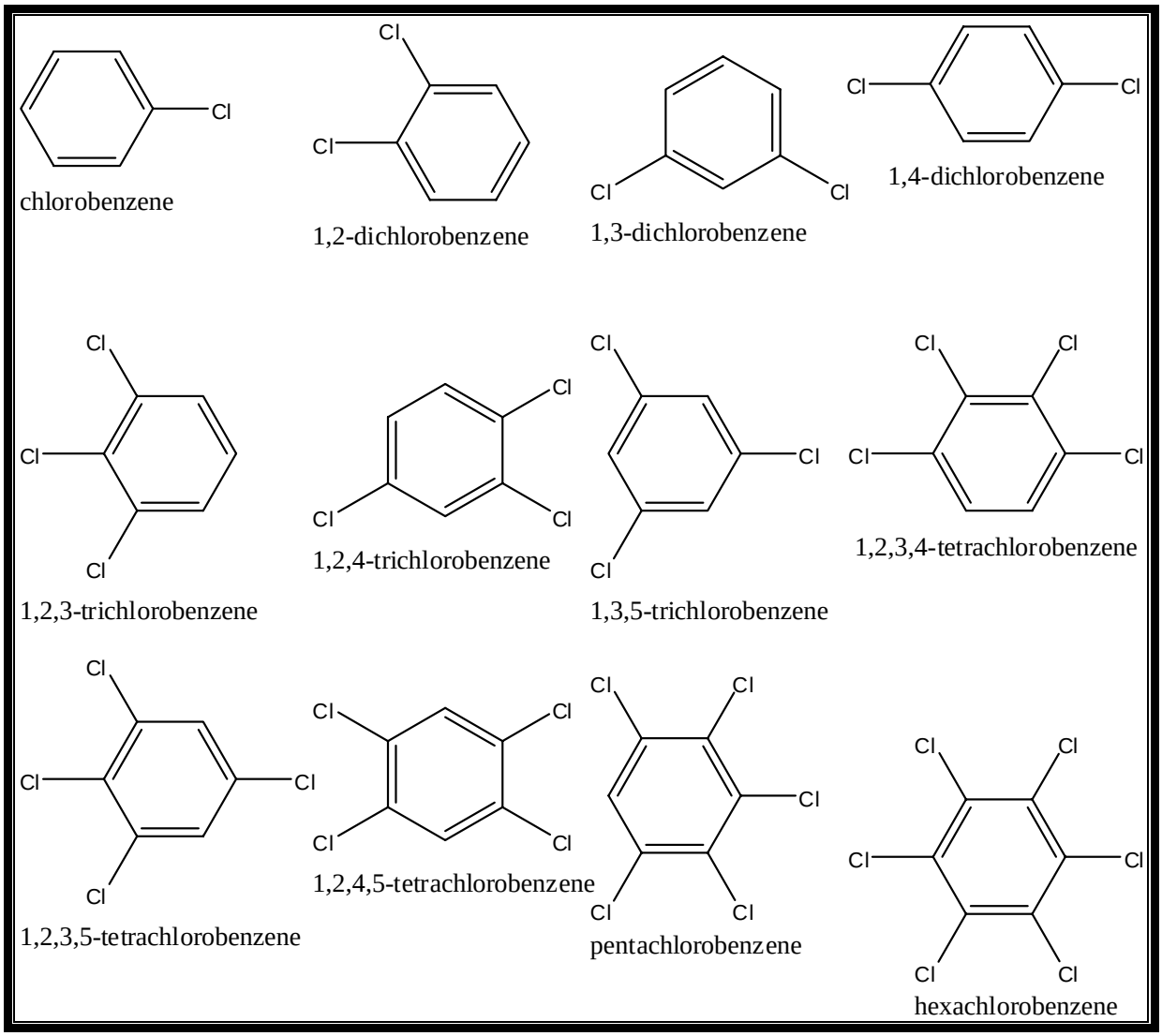
2.5 Klorbenzener

Generelt
Klorbenzener er en gruppe stoffer med en aromatisk ring (benzen) der ett eller flere hydrogen er byttet ut med kloratomer. Det finnes tolv mulige strukturer i gruppen, og stoffene har molekylvekt mellom 112,6 g/mol og 284,8 g/mol. De fleste av stoffene er faste ved romtemperatur, men det finnes unntak som er væsker. Vannløseligheten til klorbenzenene er generelt lav. Molekylstrukturene er vist Figur 3.

Forbruk
Klorbenzenene brukes hovedsakelig som mellomprodukt i syntese av ulike kjemikalier, deriblant pesticider. Tri- og tetraklorbenzenene har vært brukt som komponenter i dielektriske væsker (WHO, www.who.int).

Utslipp
Pentaklorbenzen kan ha blitt sluppet ut fra Falconbridge i Kristiansand og magnesiumfabrikken på Herøya i Porsgrunn. Det er også muligheter for kontaminering fra kvintosen (pentaklornitrobenzen).

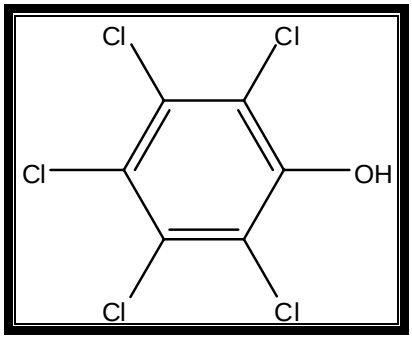
Spredning og effekter
Pentaklorbenzen har blitt funnet i fjordene rundt Herøya og i Kristiansand. Lave konsentrasjoner har blitt funnet i marine sedimenter i Sandefjordsfjorden og Indre Mefjorden. I ferskvannsfisk har stoffet blitt funnet i lever fra fisk ved kommunale avløp, men det var lave konsentrasjoner.



Figur 3. Strukturen til de 12 klorbenzenene

2.6 Pentaklorfenol

Generelt
Pentaklorfenol er et synteseprodukt som ikke finnes naturlig i miljøet. Stoffet har molekylvekt 266,36 g/mol. Ren PCP er fargeløse krystaller, og mørkere utgaver vil være kontaminert av andre stoffer. Molekylstrukturen er vist i Figur 4.



Figur 4. Molekylstrukturen av pentaklorfenol

Forbruk
I Norge har PCP blitt brukt papirindustrien og for å bevare tekstiler. På verdensbasis har bruken vært mer mangfoldig bl.a. som biocid i forbindelse med muring. Mattilsynet har registrert import av PCP i årene fra 1974 til 1978. I dag er skal det ikke være noen direkte utslipp av stoffet, men det kan være noe PCP i produkter som tekstiler, lær og tre.

Utslipp
Det skal per i dag som sagt ikke være utslipp av PCP. Alle kjemikalier som inneholder mer enn 0,1 % av stoffet er forbudt.

Spredning og effekter
Ferskvannsedimenter fra tre lokaliteter i Norge har vært undersøkt for PCP. Alle tre (Lågendeltaet i Oppland, Mjøsa og Selbusjøen) viste lite eller ingen spor av stoffet.
I Danmark var stoffet fortsatt i bruk i 2004, og en undersøkelse gjort av Miljøvernmyndighetene i landet konkluderte med at 1,2 tonn PCP i behandlet tre var i bruk. PCP i tre kan produsere dioksiner ved forbrenning. I 2005 ble det derfor konkludert med at screening av PCP i tre var nødvendig i Norge.

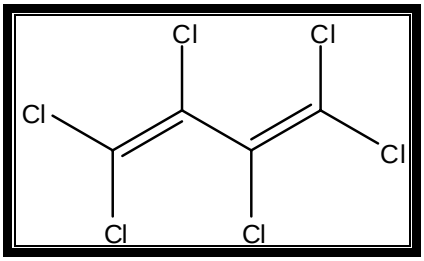
PCP er tungt nedbrytbar og bioakkumulerer. For organismer i vann er stoffet meget giftig, og det kan derfor forårsake uønskede langtidsvirkninger.

For mennesker er PCP klassifisert som meget giftig med mulig kreftfare. Det er irriterende på øyne, luftveier og huden og kan gi alvorlige skader på lever, nervesystem og immunsystem. Mennesker utsettes som oftest for de urene formene for PCP.

Tiltak
PCP skulle vært faset ut innen 2005. Det er regulert under produktforskriften som er basert på et EU-direktiv. Derfor er alle kjemikalier med mer enn 0,1 % PCP ulovlige. Internasjonalt omfattes PCP av Rotterdam-konvensjonen. Det må derfor utarbeides et informasjonsutviklingssystem for PCP i det enkelte land.

2.7 HCBD (heksaklor-1,3-butadien)

Generelt
HCBD er en klar væske med molekylvekt 260,76. Vannløseligheten ligger mellom 2 og 4 mg/l. Molekylstrukturen er vist i Figur 5.



Figur 5. Molekylstrukturen av HCBD

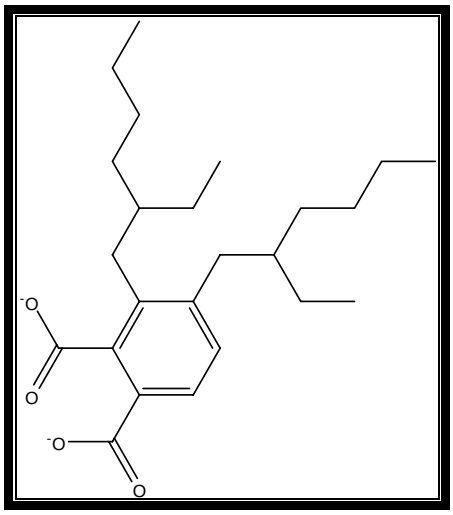
Forbruk
Bruk eller produksjon av HCBD er ikke kjent i Norge, og det var ingen oppføringer i produktregisteret mellom 1995 og 2005 (Økland et al. 2005).

Utslipp
Det er også sparsomt med opplysninger som indikerer utslipp av HCBD i Norge. Det kan ha vært utslipp til vann fra magnesiumfabrikken på Herøya i Porsgrunn. Utslipp til luft kan ha skjedd i forbindelse med gummiproduksjon til Askim, Østfold og Mjøndalen, Buskerud. Det er likevel trolig at eventuelle utslipp ligger tilbake i tid og har vært begrenset. Litteraturstudien initiert av SFT i 2005 konkluderer at fabrikkene nevnt ovenfor burde undersøkes for HCBD (Økland et al. 2005).

Spredning og effekter
HCBD er stabil og bioakkumulerer.

2.8 DEHP (di-2-etylhexylftalat)

Generelt
Det har blitt fokusert på den biologiske effekten av stoffgruppen ftalater de siste årene, og disse er blitt forbudt brukt i produkter for små barn. DEHP er en av de mest vanlige forbindelsene i denne stoffgruppen. Det har en molekylvekt på 388,26 g/mol. Molekylstrukturen er vist i Figur 6.



Figur 6. Strukturen til DEHP.

Forbruk
DEHP er en mye bruk bestanddel i PVC produkter, og i en del slike produkter er det faktisk mer DEHP enn PVC (polyvinylklorid). I andre produkter brukes vanligvis DEHP på grunn av sine overflateaktive egenskaper; antiskummende i forbindelse med papirindustri og emulgator i kosmetikk, parfymer og pesticider. Det brukes også i produksjon av maling, lakk, skriveblekk osv. DEHP ble i 1999 forbudt i produkter laget for barn under tre år. Ifølge litteraturstudien fra 2005 har det vært en markant nedgang i bruken av stoffet fra 2300 tonn i 1995 til 124 tonn i 2002 (Økland et al. 2005).

Utslipp
I følge SFT har utslippene av DEHP gått ned fra mer enn 28 tonn i 1995 til ca. 2 tonn i 2002. Dette inkluderer likevel kun utslipp til offentlig kloakk. I følge litteraturstudien initiert av SFT 2005, kom trolig bare halvparten av DEHP-utslippene i 1995 fra denne kilden.

Spredning og effekter
Det er funnet forhøyede DEHP-konsentrasjoner i marine sedimenter i nærheten avløp fra offentlig kloakk. Samme undersøkelse fant ikke forhøyede konsentrasjoner i ferskvannsediment.

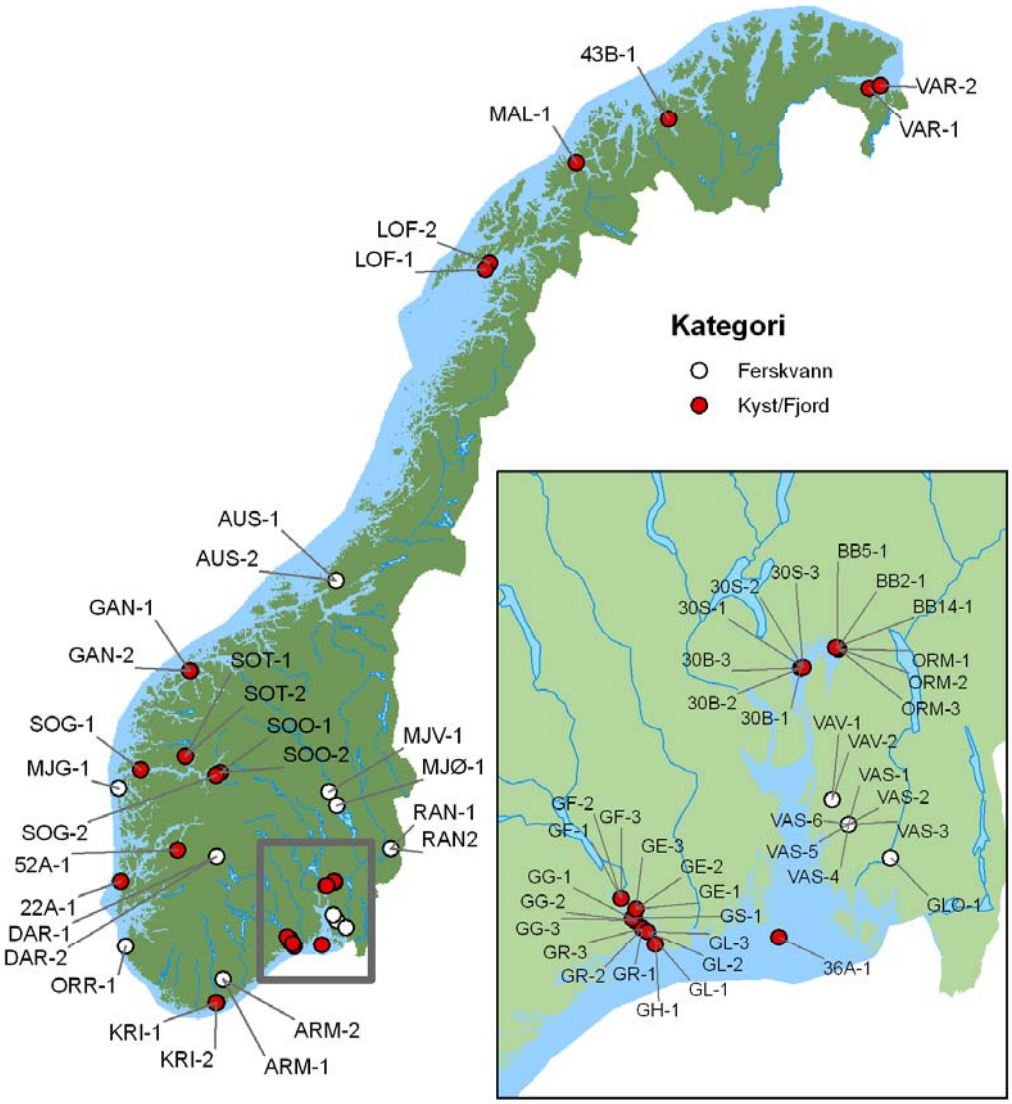
Ftalatene er forholdsvis lett nedbrytbare i vann. I sediment og jord er nedbrytingshastigheten lavere. Stoffgruppen bioakkumulerer i forskjellig grad i ulike organismer, og det er en tendens til at laverestående organismer har dårligere evne til å bryte ned stoffene enn for eksempel fisk (www.miljostatus.no). DEHP er klassifisert som reproduksjonsskadelig.

Tiltak
DEHP er blant ftalatene som står på miljøvernmyndighetenes Obs-liste. Siden DEHP er klassifisert under farebetegnelsen giftig, og merket i henhold til dette, er det ikke lov å selge kjemikalier med mer enn 0,5 % innhold av stoffet til privatpersoner. Risikovurderingen for DEHP er under sluttføring i forbindelse med EUs program for eksisterende kjemikalier.

3. Materiale og metoder

3.1 Stasjonsbeskrivelse

Screeningundersøkelsene i 2006 omfatter i alt 70 vann-, sediment- og vevsprøver (Tabell 2 – Tabell 7); 21 prøver fra 17 ferskvannslokaliteter og 49 prøver fra 35 sjøvannslokaliteter. De valgte ferskvannslokalitetene ligger i Trøndelag og Sør-Norge, i hovedsak i østlandsområdet (Figur 7). Sjøvannslokalitetene er spredt over hele landet, men med hovedtyngden i indre Oslofjord og Grenlandsfjordene.



Figur 7. Kart over stasjonsbeliggenhet. For koder og navn se Tabell 2.

Tabell 2. Prøvetakningsstasjoner: identifikasjonskode benyttet i Figur 7, beliggenhet, kartkoordinater og prøvetyper (blåskjell: b, sediment: s, fisk: f, vann: v).

Stasjon ID	Kategori	Hovedområde	Sted	Bredde°	Lengde°	Prøvetype
ARM-1	Ferskvann	Arendal	Mårvann	6479240	447242	f
DAR-2	Ferskvann	Hardangervidda	Dargesjå	6660569	420757	f
MJØ-1	Ferskvann	Mjøsa		6752700	591800	f
RAN2	Ferskvann	Randsfjorden		676800	6695680	f
AUS-2	Ferskvann	Trøndelag	Austdalsvatn	7084087	560027	f
VAS-4-6	Ferskvann	Vansjø	Storefjorden	6582700	607000	f
VAV-2	Ferskvann	Vansjø	Vanemfjorden	6590300	601100	f
ARM-2	Ferskvann	Arendal	Mårvann	6479240	447242	s
DAR-1	Ferskvann	Hardangervidda	Dargesjå	6660569	420757	s
MJG-1	Ferskvann	Mjøsa	Gjøvik	6748257	267257	s
MJV-1	Ferskvann	Mjøsa	Vingrom	6771700	577800	s
RAN-1	Ferskvann	Randsfjorden		676800	6695680	s
AUS-1	Ferskvann	Trøndelag	Austdalsvatn	7084087	560027	s
VAS-1-3	Ferskvann	Vansjø	Storefjorden	6582675	606979	s
VAV-1	Ferskvann	Vansjø	Vanemfjorden	6590290N	601102E	s
ORR-1	Ferskvann	Orreelva				v
GLO-1	Ferskvann	Glomma				v
GC-4	Kyst/Fjord	Grenland	Croftholmen 1)	N 59 02.72	E 9 42.41	b
GG-1-3	Kyst/Fjord	Grenland	Gjemesholmen 1)	N 59 02.72	E 9 42.41	b
GH-1	Kyst/Fjord	Grenland	Helgeroa	N 58 58.57	E 09 50.18	b
GR-1-3	Kyst/Fjord	Grenland	Risøyodden 71A	N 59 01.40	E 09 45.22	b
GS-1	Kyst/Fjord	Grenland	Strømtangen	N 59 03.02	E 9 41.50	b
ORM-1-3	Kyst/Fjord	Indre Oslofjord	Ormøya	N59°52.789	E10°45.723	b
52A-1	Kyst/Fjord	Sørfjorden	Eitrheimsneset	N 60 05.80	E 6 31.98	b
36A-1	Kyst/Fjord	Ytre Oslofjord	Færder	N 59 01.6	E 10 31.7	b
22A-1	Kyst/Fjord	Bømlo	Espevær	N 59 35.02	E 5 08.75	b
30B-1	Kyst/Fjord	Indre Oslofjord	Oslofjord L 11-15	N 59 49.00	E 10 33.00	f
30B-2	Kyst/Fjord	Indre Oslofjord	Oslofjord L 1-5	N 59 49.00	E 10 33.00	f
30B-3	Kyst/Fjord	Indre Oslofjord	Oslofjord L 6-10	N 59 49.00	E 10 33.00	f
KRI-1	Kyst/Fjord	Kristiansandsfj.	Kristiansand	N58 07,82	E07 59,29	f
LOF-2	Kyst/Fjord	Lofoten	Bjørnerøya øst	N 68 12.44	E 14 50.13	f
SOO-1	Kyst/Fjord	Sognefjorden	Ombandsneset	61º11,5 N	7º25 Ø	f
SOT-1	Kyst/Fjord	Sognefjorden	Takleholmen	61º21 N	6º24 Ø	f
SOO-2	Kyst/Fjord	Sognefjorden	Ombandsneset	61º11,5 N	7º25 Ø	f
SOT-2	Kyst/Fjord	Sognefjorden	Takleholmen	61º21 N	6º24 Ø	f
43B-1	Kyst/Fjord	Troms	Frakkfjorden	N 70.25	E 21.47	f
VAR-1	Kyst/Fjord	Varangerfjorden	Bugøyfjord	N 69 56.00	E 29 40.00	f
GAN-2	Kyst/Fjord	Ålesund	Gangstøvika	62,48203	6,221467	f
GE-1-3	Kyst/Fjord	Grenland	Eidangerfjorden GY10	N59.07848	E9.70780	s
GF-1-3	Kyst/Fjord	Grenland	Frierfjorden, Stn 10	N59.10537	E9.61682	s
GL-1-3	Kyst/Fjord	Grenland	Y. Langesundsfjord GY01	N59.01485	E9.78088	s
BB2-1	Kyst/Fjord	Indre Oslofjord	Bekkelagsbass. BB2	59.88273N	10.75875E	s
BB5-1	Kyst/Fjord	Indre Oslofjord	Bekkelagsbass. BB5	59.88287N	10.75466E	s
BB14-1	Kyst/Fjord	Indre Oslofjord	Bekkelagsbass.BB14	59.88264N	10.74698E	s
30S-1-3	Kyst/Fjord	Indre Oslofjord	Vestfjorden	N 59 49.10	E 10 33.80	s
LOF-1	Kyst/Fjord	Lofoten	98S Skrova	N 68 07.00	E 14 41.00	s
KRI-2	Kyst/Fjord	Kristiansandsfj.	Kristiansand K17 2)	58.126099	7.980333	s
MAL-1	Kyst/Fjord	Malangen		N69 30.443	E 1807.088	s
SOG-1	Kyst/Fjord	Sognefjorden	SOG7	61º05,091 N,	5º14,749 Ø	s
SOG-2	Kyst/Fjord	Sognefjorden	SOG1	61º08994 N,	7º18,014 Ø	s
VAR-2	Kyst/Fjord	Varangerfjorden	Varangerfjorden	N 6956.156	E 3006.665	s
GAN-1	Kyst/Fjord	Ålesund	Gangstøvika	62,47983	6,21067	s

1) Stasjonene har samme posisjon men omfattes av ulike prosjekter
2) kan være K18; pos. N58 07,82; E07 59,29

3.2 Prøvetaking og prøvehåndtering

3.2.1 Prøver fra ferskvannshabitater

Sedimenter og vann

Sedimentprøvene fra ferskvannsmiljøet ble hentet med en modifisert Kajak-Brinkhurst kjerneprøvetaker med rør av syrefast stål. Stasjonsangivelse, prøvetakningsdato, vanndybde og sedimentsjikt tatt ut for analyse er gitt i Tabell 3. Prøvene ble oppbevart mørkt og kjølig (4°C) fram til analyse på NILU.

Vannprøven av overflatevann ble fylt direkte på rensede glassflasker og holdt kjølig (4°C) fram til analyse av biocider på NILU.

Tabell 3. Prøvemateriale av sedimenter og vann fra ferskvannslokaliteter (- viser at informasjonen ikke har vært mulig å finne).

Stasjon ID	Stasjonsnavn/prøvenummer	Dato	Dyp m	Sjikt cm
	Sedimenter			
ARM-2	Arendal, Mårvatn	05/07/06	20	0-1
DAR-1	Hardangervidda, Dargesjå	03/10/06	30	0-1
MJG-1	Mjøsa, Gjøvik	24/03/06	240	0-2
MJV-1	Mjøsa, Vingrom	20/03/06	84	0-1
RAN-1	Randsfjorden	08/09/06	80	0-1
AUS-1	Trøndelag, Austdalsvatn	29/08/06	20	0-1
VAS-1	Vansjø, Storefjorden, prøve 1	19/10/06	-	0-1
VAS-2	Vansjø, Storefjorden, prøve 2	19/10/06	-	0-1
VAS-3	Vansjø, Storefjorden, prøve 3	19/10/06	-	0-1
VAV-1	Vansjø, Vanemfjorden	19/10/06	-	0-1
	Vann	-	-	
GLO-1	Glomma	-	-	
ORR-1	Orreelva	-	-	

Ferskvannsfisk

Redskap for innsamling av ferskvannsfisk har vært garn eller krok, avhengig av lokalitet og art. All fisk ble frosset ned etter innfanging og ble sendt til NIVA hvor den ble oppbevart frosset (-18 °C) før uttak av vevsprøver. Materialet er beskrevet i Tabell 4. Under prøveopparbeidelsen ved NIVA ble fisken målt og veid. Under kontrollerte, ukontaminerte forhold ble det tatt ut prøver for videre analyser. Prøvene bestod av skinn- og beinfrie prøver av skjelettmuskulaturen (muskelfilet). Det ble preparert blandprøver av mest mulig jamstore individer. Det ble tilstrebet at hver blandprøve skulle bestå av omlag 10 individer, men for visse grupper var det ikke praktisk gjennomførbart å skaffe tilveie et så stort materiale. Blandprøvene ble lagret på glødede glass, forseglet med glødet aluminiumsfolie. Alle prøvene ble oppbevart i fryser ved -18°C inntil de ble sendt til NILUs laboratorium for analyse.

Tabell 4. Prøvemateriale av ferskvannsfisk. Alle fiskeprøvene besto av blandprøver av muskelfilet. Antallet fisk prøvene er basert på, samt spennvidde i lengde og vekt er oppgitt (- viser at informasjonen ikke har vært mulig å finne).

Stasjon ID	Område	Prøvetype	Dato	Antall fisk	lengde cm (min- max)	vekt kg (min- max)
ARM-1	Arendal, Mårvann	Ørret filèt	26/09/06	20	22-31	0,12-0,31
DAR-2	Hardangervidda, Dargesjå	Ørret filèt	24/06/06	10	36-42	0,5-0,9
MJØ-1	Mjøsa	Ørret filèt	jun-okt 06	18	46-63	1,3-2,5
RAN2	Randsfjorden	Røye filèt	høst 04	5	57-74	2-6
AUS-2	Trøndelag, Austdalsvatn	Ørret filèt	29/08/06	20	24-30	0,15-0,29
VAS-4	Vansjø, Storefjorden	Gjedde filèt	03/11/06	-	-	-
VAS-5	Vansjø, Storefjorden	Abbor filèt	03/11/06	-	-	-
VAS-6	Vansjø, Storefjorden	Mort filèt	03/11/06	-	-	-
VAV-2	Vansjø, Vanemfjorden	Gjedde filèt	okt 06	11	-	-

3.2.2 Prøver fra marine habitater

Sedimenter

Sedimentprøvene er tatt enten med kjerneprøvetaker eller bunngrabb (Tabell 5). Kun prøver med intakt sedimentoverflate er brukt. Fra hver prøve er det tatt ut en delprøve av overflatesjiktet (tykkelse fra 1 til 4 cm avhengig av innsamlingsprogram) som ble overført til glødede glass, forseglet med glødet aluminiumsfolie og frosset ned før analyse.

Blåskjell

Blåskjell er samlet enten med egnet rive eller ved snorkeldykking. Størrelsen av skjellene (Tabell 6) varierte noe avhengig av innsamlingsprogrammet. Skjellene ble frosset ned hele for oppbevaring fram til prøveuttak. Skjellene fra JAMP-stasjon 71A, 52A, 22A og 36A gikk seg rene for tarminnhold i minimum 12 timer før de ble frosset. Etter tining ble det laget 1 – 3 blandprøver av bløtdelene fra ca 20 skjell fra hver stasjon som igjen ble frosset ned på glødede glass forseglet med glødet aluminiumsfolie. Samtidig ble skallengde og i noen tilfeller bløtdelsvekt målt på hvert skjell.

Tabell 5. Marine sedimentprøver som inngår i analyseprogrammet (- viser at informasjonen ikke har vært mulig å finne).

Stasjon ID	Stasjonsnavn/prøvenummer	Dato	Dyp, m	Sjikt, cm	Redskap
GE-1	Eidangerfjorden GY01	11/11/06	96	0-2	grabb
GE-2	Eidangerfjorden GY01	11/11/06	96	0-2	grabb
GE-3	Eidangerfjorden GY01	11/11/06	96	0-2	grabb
GF-1	Frierfjorden St10	11/11/06	93,3	0-2	grabb
GF-2	Frierfjorden St10	11/11/06	93,3	0-2	grabb
GF-3	Frierfjorden St10	11/11/06	93,3	0-2	grabb
30S-1	Indre Oslofjorden, St. 30S	25/10/06	98	0-2	grabb
30S-2	Indre Oslofjorden, St. 30S	25/10/06	98	0-2	grabb
30S-3	Indre Oslofjorden, St. 30S	25/10/06	98	0-2	grabb
LOS-1	Lofoten, Skrova St 98S	24/08/04	325	0-1	corer
KRI-2	Kristiansandfjorden K17 1)	08/11/07	-	0-2	corer
MAL-1	Malangen	30/08/06	330	0-2	corer
BB2-1	Oslofjord, Bekkelagsbassenget BB2	16/09/06	47	0-4	grabb
BB5-1	Oslofjord, Bekkelagsbassenget BB5	16/09/06	52	0-4	grabb
BB14-1	Oslofjord, Bekkelagsbassenget BB14	16/09/06	53,5	0-4	grabb
SOG-1	Sognefjord. SOG7	01/09/06	1105	0-1	grabb
SOG-2	Sognefjorden SOG1	07/09/06	847	0-1	grabb
VAR-2	Varangerfjorden	07/09/06	414	0-2	corer
GL-1	Ytre Langesundsfjorden GY10	11/11/06	72	0-2	grabb
GL-2	Ytre Langesundsfjorden GY10	11/11/06	72	0-2	grabb
GL-3	Ytre Langesundsfjorden GY10	11/11/06	72	0-2	grabb
GAN-1	Ålesund, Gangstøvika st 1	22/08/06	41	0-1	grabb

1) Kan være stasjon K18

Tabell 6. Blåskjellprøver som inngår i analyseprogrammet (- viser at informasjonen ikke har vært mulig å finne).

Stasjon ID	Stasjonsnavn/prøvenummer	Stasjons nr (JAMP)	Dato	Antall skjell	Skall-størrelse (min-max)
GE-4	Grenlandsfjorden, Croftholmen	-	08/11/06	ca. 20	3-5
GG-1	Grenlandsfjorden, Gjemesholmen	I712	07/11/06	ca. 20	3-5
GG-2	Grenlandsfjorden, Gjemesholmen	I712	07/11/06	ca. 20	3-5
GG-3	Grenlandsfjorden, Gjemesholmen	I712	07/11/06	ca. 20	3-5
GH-1	Grenlandsfjorden, Helgeroa	-	08/11/06	ca. 20	3-5
GR-1	Grenlandsfjorden, Risøyodden	71A	07/11/06	ca. 20	3-5
GR-2	Grenlandsfjorden, Risøyodden	71A	07/11/06	ca. 20	3-5
GR-3	Grenlandsfjorden, Risøyodden	71A	07/11/06	ca. 20	3-5
GS-1	Grenlandsfjorden, Strømtangen	I713	07/11/06	ca. 20	3-5
ORM-1	Indre Oslofjord, Ormøya,	-	22/09/06	20	3-5
ORM-2	Indre Oslofjord, Ormøya,	-	22/09/06	20	3-5
ORM-3	Indre Oslofjord, Ormøya,	-	22/09/06	20	3-5
52A-1	Sørfjorden, Eiterheimsneset	52A	11/09/06	20	4-5
22A-1	Bømlo, Espevær	22A	15/09/06	20	4-5
36A-1	Færder	36A	11/09/06	20	4-5

Fisk

Fisk er samlet inn med ulike metoder (garn, ruser, line) avhengig av innsamlingsprogram og art. Prøver av filét av ryggmuskel og av lever ble enten dissekert ut direkte etter avliving av fisken, eller fisken ble sendt rund, frosset til NIVA for uttak av vevsprøver. Prøvene til analyse er med ett unntak blandprøver av flere fisk (Tabell 7). Vevsprøvene ble oppbevart frosset på glødede glass forseglet med glødet aluminiumsfolie fram til analyse.

Tabell 7. Saltvannsfisk benyttet til analyse (- viser at informasjonen ikke har vært mulig å finne).

Stasjon ID	Område/prøvenr	Prøvetype	Stasjonsnr (JAMP)	Dato	Antall fisk	lengde cm (min- max)	vekt kg (min- max)
KRI-1	Kristiansand	Torsk/filét	-	Des. 06	13	26 - 63	0,17 – 2,5
LOF-2	Lofoten, Bjørnerøya	Torsk/lever	98B1	21/03/07	5		
30B-1	Oslofjord L 11-15	Torsk/lever	30B	24/10/06	5	33 - 42	0,23 - 0,34
30B-2	Oslofjord L 1-5	Torsk/lever	30B	24/10/06	5	43 - 46	0,76 – 1,02
30B-3	Oslofjord L 6-10	Torsk/lever	30B	24/10/06	5	35 - 47	0,44 – 0,99
SOO-1	Sognefjorden, Ombandsneset	Brosme/filét	-	30/08/06	8	31 - 52,5	0,30 – 1,60
SOO-2	Sognefjorden, Ombandsneset	Brosme/lever	-	30/08/06	8	31 - 52,5	0,30 – 1,60
SOT-1	Sognefjorden, Takleholmen	Brosme/filét	-	30/08/06	2	68 - 73	3,30 – 3,40
SOT-2	Sognefjorden, Takleholmen	Brosme/lever	-	30/08/06	2	68 - 73	3,30 – 3,40
43B-1	Frakkfjord	Torsk/lever	43B	03/10/06	5	-	-
VAR-1	Varangerfjorden 1)	Torsk/lever	10B	25/11/06	1	-	-
GAN-2	Ålesund. Gangstøvika	Torsk/lever	-	26/08/06	9	49 - 72	1,4 – 3,5

1) Kun ett individ

3.3 Kjemiske analyser

Det kjemiske analyseprogrammet er summert i Tabell 8. Biocider ble bare analysert i de to ferskvannsprøvene. Filét av brosme ble bare analysert for metaller, ikke organiske miljøgifter. Som støtteparametre ble totalt organisk karbon (TOC) analysert i alle sedimentprøvene (mangler for Stasjon SOG7, Sognefjorden) og fettinnhold (% fett) i alle de biologiske prøvene.

Tabell 8. Oversikt over stoffer som er analysert i de ulike prøvene

Prøvetype	Metaller	Biocider	PFAS	Klororganiske forbindelser
Ferskvann		X		
Ferskvannssedimenter	X		X	X
Ferskvannsfisk	X		X	X
Sjøvannssedimenter	X		X	X
Blåskjell	X		X	X
Torsk lever og filet	X		X	X
Brosme filet	X			
Brosme lever	X		X	X

Analyseprinsipp
Analytisk spesifikasjon er gitt i Tabell 9. For å kunne håndtere prøven til kjemisk analyse, må alt som skal analyseres (analyttene) overføres til et organisk løsemiddel (ekstraksjon). Oftest er det også nødvendig å fjerne forstyrrende prøvematriks og som regel blir ekstraktet oppkonsentrert for å øke metodens følsomhet. For de fleste komponenter ble analysen gjennomført etter internstandardmetoden. Det betyr at til alle prøvetyper ble det tilsatt et sett av relevante internstandarder for å kontrollere utbytte av ekstraksjon og opparbeidelse. De samme forbindelser ble senere benyttet som intern standard ved kvantifiseringen. Dette medfører at prøveresultatene automatisk blir korrigert for eventuelle tap under ekstraksjon og opparbeidelse. Etter ekstraksjon ble prøvene renset vha. gelpermeasjonskromatografi og/eller svovelsyre-behandling. Før kvantifisering ble ekstraktet oppkonsentrert og tilsatt gjenvinningsstandard. Deteksjonsgrense for hver parameter bestemmes av mange laboratorier som en enkelt konsentrasjonsverdi for hver prøvetype. NILUs praksis er å bestemme denne individuelt for hver prøve og parameter, og dette gjenspeiles i resultattabellene nedenfor. Dette betyr også at kvantifiserbar konsentrasjon av et stoff i en prøve kan være lavere enn deteksjonsgrensen for andre tilsvarende prøver.

Tabell 9. Analytisk spesifikasjon, metaller og organiske miljøgifter

	Metaller	PFAS	Klororganiske forbindelser
Isotopmerkete internstandarder	ingen	2	3
Ekstraksjon, sediment/slam	Mikrobølgeovn Kons.HNO3/H20 2	Løsemiddelekstraksjon	Løsemiddelekstraksjon
Ekstraksjon, biota	Mikrobølgeovn Kons.HNO3/H20 2	Løsemiddelekstraksjon	Løsemiddelekstraksjon
Instrumentering	ICP-MS	LC/MS-TOF	GC/HRMS
Ioniseringsteknikk		ESI (-)	EI
GC/LC-kolonne		ACE C18 3 µm 15cm*2,1mm	Ultra 2 0,11 µm 25 m*0,25 mm,
Analyseusikkerhet; %	Sediment: As: 10 Sediment Cr: 13 Biota As: 10 Biota Cr: 59	30 – 50	30 – 50

ASE: Accelerated solvent extraction (Ekstraksjon med løsemiddel varmet opp til rett over kokepunktet.) (Instrument: Dionex ASE).
EI: Elektronstøt ionisering.
ESI (-/+): negativ/positiv elektrospray.
GC/HRMS: Gasskromatografi koplet til høyoppløsende massespektrometri (Instrument: Waters AutoSpec).
GPC: Gelpermeasjonskromatografi (BioBeads SX-3).
LC/MS: Væskekromatografi koplet til massespektrometri (Instrument: Waters ZMD).
LC/MS-TOF: Væskekromatografi koplet til "time-of-flight" massespektrometri. Dette gir høyoppløsende massespektrometri i motsetning til vanlig LC/MS. (Instrument: Waters LCT).
ICP-MS: Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry

4. Analyseresultater, metaller

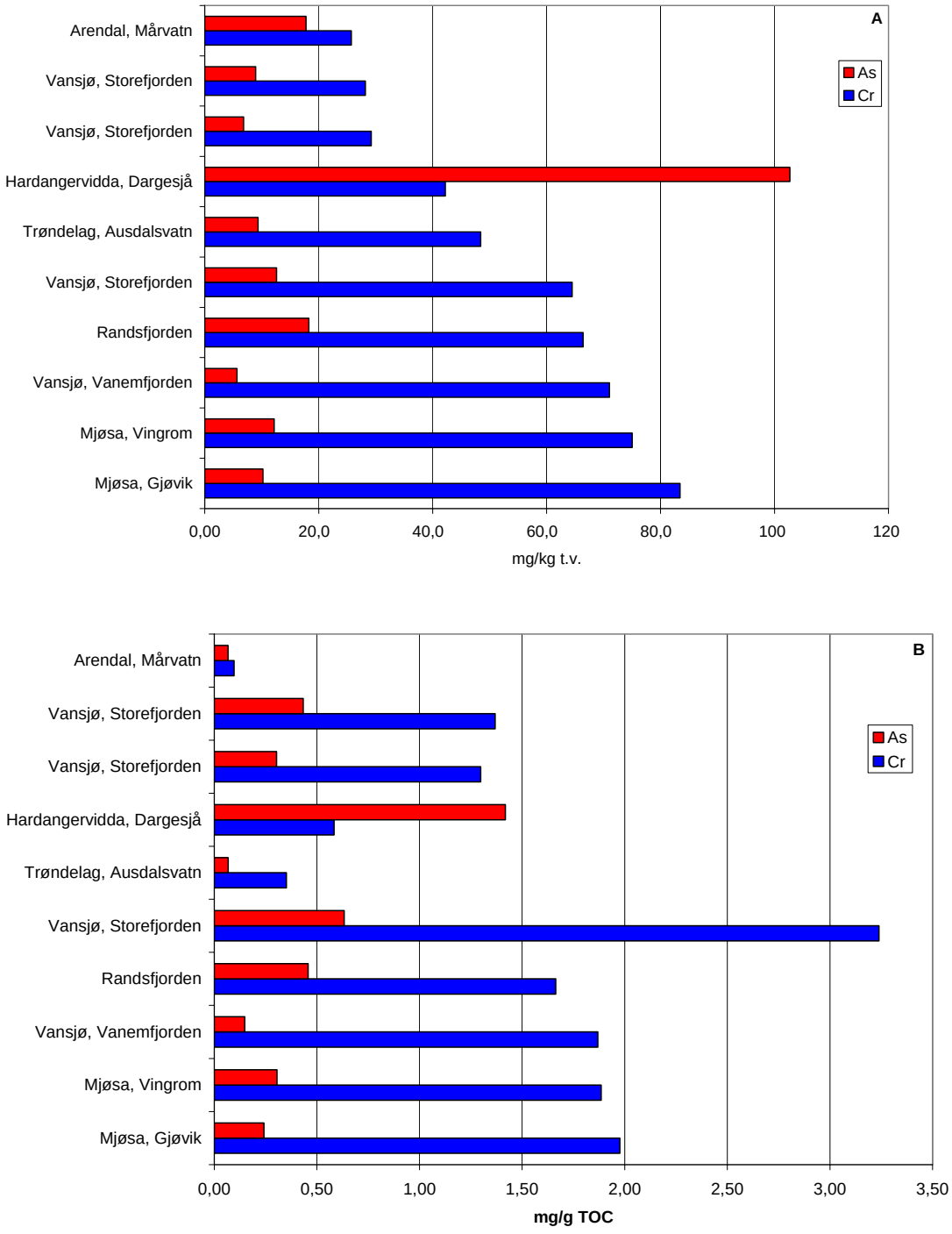
4.1 Metallnivå i ferskvannsmiljø

4.1.1 Sedimenter

Krom og arsen ble analysert sedimenter fra i alt 8 sedimentprøver. Konsentrasjonene av krom var i området 29,2–83,4 mg/kg tørrvekt (Tabell 10, Figur 8). For arsen var variasjonsområdet 6,82–18,3 mg/kg tørrvekt, unntatt for Dargesjå på Hardangervidda hvor konsentrasjonen var 103 mg/kg.

Tabell 10. Totalt organisk karbon (TOC mg/g), total krom og arsen (mg/kg tørrvekt) i ferskvannssediment.

Lokalitet	TOC	Cr	As
Arendal, Mårvatn	267	25,7	17,8
Hardangervidda, Dargesjå	72,4	42,2	103
Mjøsa, Gjøvik	42,2	83,4	10,2
Mjøsa, Vingrom	39,8	75,0	12,2
Randsfjorden	39,9	66,4	18,3
Trøndelag, Austdalsvatn	138	48,4	9,34
Vansjø, Storefjorden	19,9	64,5	12,6
Vansjø, Storefjorden	22,5	29,2	6,82
Vansjø, Storefjorden	20,6	28,2	8,93



Figur 8. Arsen og totalt krom i ferskvannssediment (A: mg/kg tørrvekt; B: mg/g TOC) sortert etter stigende tørrvektsnivå av krom.

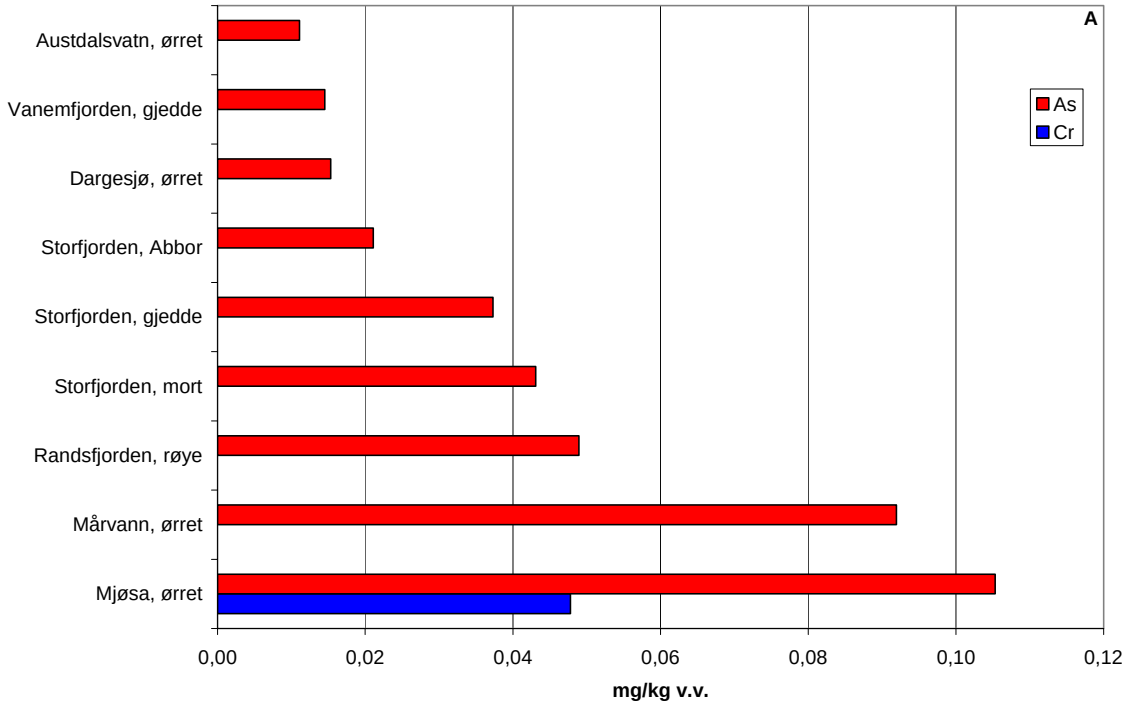
4.1.2 Fisk

Konsentrasjonen av krom i filét av ferskvannsfisk var i 7 av 9 prøver under metodens deteksjonsgrense på <0,04 mg/kg (Tabell 11). Kvantifiserbare nivåer ble funnet i ørret fra Mjøsa og abbor fra Storefjorden, Vansjø, med konsentrasjoner på henholdsvis 0,05 og 0,07 mg/kg våtvekt. For arsen lå konsentrasjonene i området 0,01–0,11 mg/kg våtvekt, med laveste

konsentrasjoner i gjedde fra Vanemfjorden, Vansjø, og ørret fra Austdalsvatn og høyeste konsentrasjon i storørret fra Mjøsa.

Tabell 11. Fettprosent, totalt krom og arsen (mg/kg våtvekt) i ferskvannsfisk

Lokalitet	Prøvetype	Fettprosent	Cr	As
Vansjø, Storefjorden	Abbor filèt	0,46	<0,04	0,02
Vansjø, Vanemfjorden	Gjedde filèt	0,20	0,07	0,01
Vansjø, Storefjorden	Gjedde filèt	0,25	<0,04	0,04
Vansjø, Storefjorden	Mort filèt	0,43	<0,04	0,04
Randsfjorden	Røye filèt	2,31	<0,04	0,05
Hardangervidda, Dargesjå	Ørret filèt	2,42	<0,04	0,02
Trøndelag, Austdalsvatn	Ørret filèt	1,54	<0,04	0,01
Arendal, Mårvann	Ørret filèt	1,56	<0,04	0,09
Mjøsa	Ørret filét	2,18	0,05	0,11



Figur 9. Arsen og total krom i ferskvannsfisk (mg/kg våtvekt) sortert etter stigende konsentrasjon av arsen.

4.2 Metallnivå i marint miljø

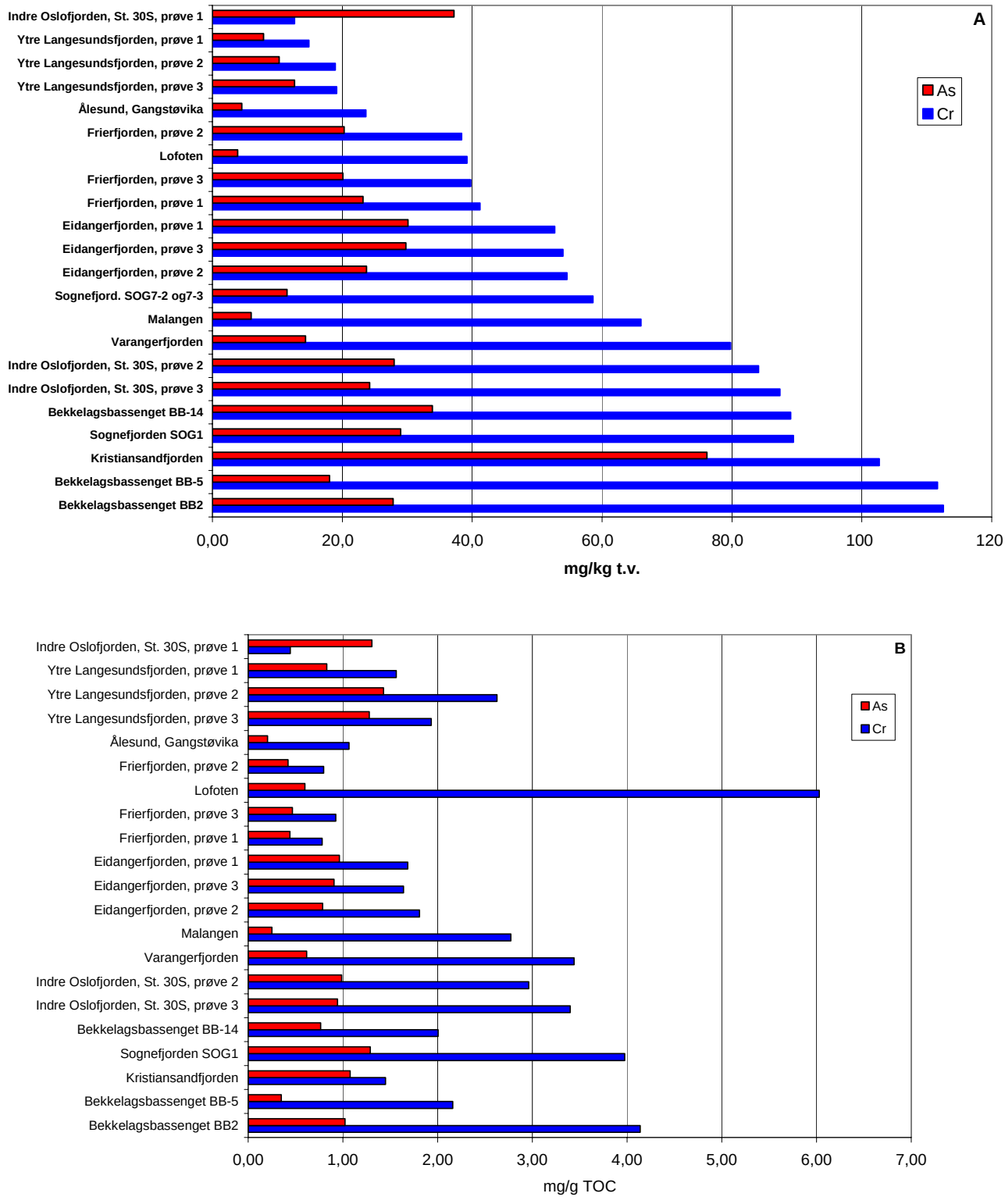
4.2.1 Sedimenter

Krom og arsen ble analysert sedimentprøver fra i alt 14 lokaliteter (Tabell 12, Figur 10). Fra 4 av disse ble det tatt 3 parallelle prøver. Konsentrasjonene av Cr varierte fra 12,6 mg/kg tørrvekt i en av parallellene fra stasjon 30S i indre Oslofjorden, til 113 mg/kg på stasjon Bekkelagsbassenget BB2, indre Oslofjord. Nivåene av As varierte fra 3,89 mg/kg tørrvekt i Lofoten til 76,1 mg/kg i Kristiansandsfjorden. Det var en svak positiv korrelasjon mellom Cr-

og As-nivåene over alle stasjonene, men som Figur 10 viser, er den ikke overbevisende. TOC-normaliserte konsentrasjoner varierte fra 0,20 til 1,43 mg/g for As og 0,44 til 6,03 mg/g for Cr (Figur 10B).

Tabell 12. Totalt organisk karbon (TOC), krom og arsen i marint sediment (mg/kg tørrvekt).

Lokalitet	**TOC**	**Cr**	**As**
Grenlandsfjorden, Eidangerfjorden, prøve 1	31,3	52,7	30,1
Grenlandsfjorden, Eidangerfjorden, prøve 2	30,2	54,6	23,7
Grenlandsfjorden, Eidangerfjorden, prøve 3	32,9	54,0	29,8
Grenlandsfjorden, Frierfjorden, prøve 1	52,7	41,2	23,2
Grenlandsfjorden, Frierfjorden, prøve 2	48,2	38,4	20,3
Grenlandsfjorden, Frierfjorden, prøve 3	43	39,8	20,1
Grenlandsfjorden, Ytre Langesundsfjorden, prøve 1	9,5	14,8	7,87
Grenlandsfjorden, Ytre Langesundsfjorden, prøve 2	7,2	18,9	10,3
Grenlandsfjorden, Ytre Langesundsfjorden, prøve 3	9,9	19,1	12,6
Indre Oslofjord - Bekkelagsbassenget BB2	27,2	113	27,8
Indre Oslofjord, Bekkelagsbassenget BB-14	44,4	89,0	33,9
Indre Oslofjord, Bekkelagsbassenget BB-5	51,7	112	18,0
Indre Oslofjorden, St. 30S, prøve 1	28,5	12,6	37,2
Indre Oslofjorden, St. 30S, prøve 2	28,4	84,1	28,0
Indre Oslofjorden, St. 30S, prøve 3	25,7	87,4	24,2
JAMP Lofoten	6,5	39,2	3,89
Kristiansandfjorden	70,8	103	76,1
Malangen	23,8	66,0	5,97
Sognefjord. SOG7-2 og7-3	-	58,6	11,5
Sognefjorden SOG1	22,5	89,5	29,0
Varangerfjorden	23,2	79,8	14,3
Ålesund, Gangstøvika	22,2	23,6	4,53



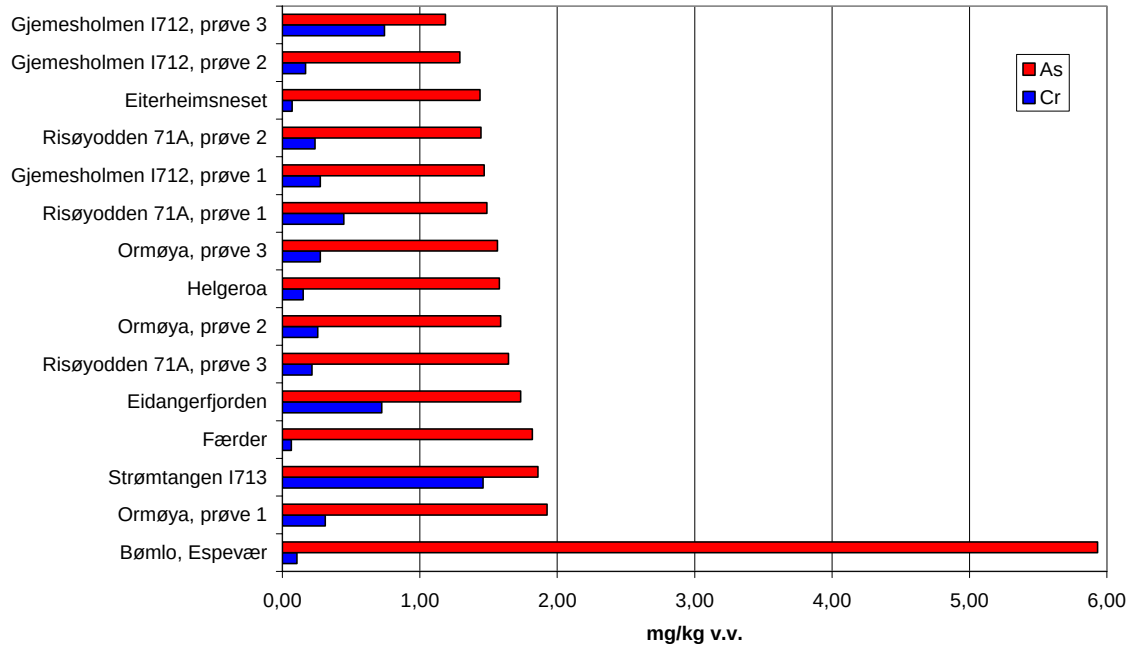
Figur 10. Arsen og total krom i marint sediment (A: mg/kg tørrvekt; B: mg/g TOC) sortert etter stigende tørrvektskonsentrasjon av krom.

4.2.2 Blåskjell

Det ble analysert blåskjellprøver fra i alt 9 lokaliteter (Tabell 13, Figur 11). Fra 3 av disse ble det tatt 3 parallelle prøver. Konsentrasjonene av Cr varierte fra 0,07 mg/kg våtvekt ved Færder til 1,46 mg/kg ved Strømtangen i Grenland. Nivåene av As varierte fra 1,19 mg/kg våtvekt ved Gjemesholmen i Grenland til 5,93 mg/kg på Espevær i Bømlo. Nest høyeste nivå var 1,93 mg/kg ved Ormøya i indre Oslofjorden. Det var ingen korrelasjon mellom nivåene av Cr og As i prøvene.

Tabell 13. Metaller i blåskjell (mg/kg våtvekt)

Lokalitet	**Cr**	**As**
Grenlandsfjorden, Croftholmen	0,72	1,73
Grenlandsfjorden, Gjemesholmen I712, prøve 1	0,28	1,47
Grenlandsfjorden, Gjemesholmen I712, prøve 2	0,17	1,29
Grenlandsfjorden, Gjemesholmen I712, prøve 3	0,74	1,19
Grenlandsfjorden, Helgeroa	0,15	1,58
Grenlandsfjorden, Risøyodden 71A, prøve 1	0,45	1,49
Grenlandsfjorden, Risøyodden 71A, prøve 2	0,24	1,45
Grenlandsfjorden, Risøyodden 71A, prøve 3	0,22	1,65
Grenlandsfjorden, Strømtangen I713	1,46	1,86
Indre Oslofjord, Ormøya, prøve 1	0,31	1,93
Indre Oslofjord, Ormøya, prøve 2	0,26	1,59
Indre Oslofjord, Ormøya, prøve 3	0,28	1,56
Indre Sørfjorden, 52A, Eiterheimsneset	0,07	1,44
JAMP, 36A, Færder	0,07	1,82
JAMP, Bømlo St. 22A Espevær	0,11	5,93



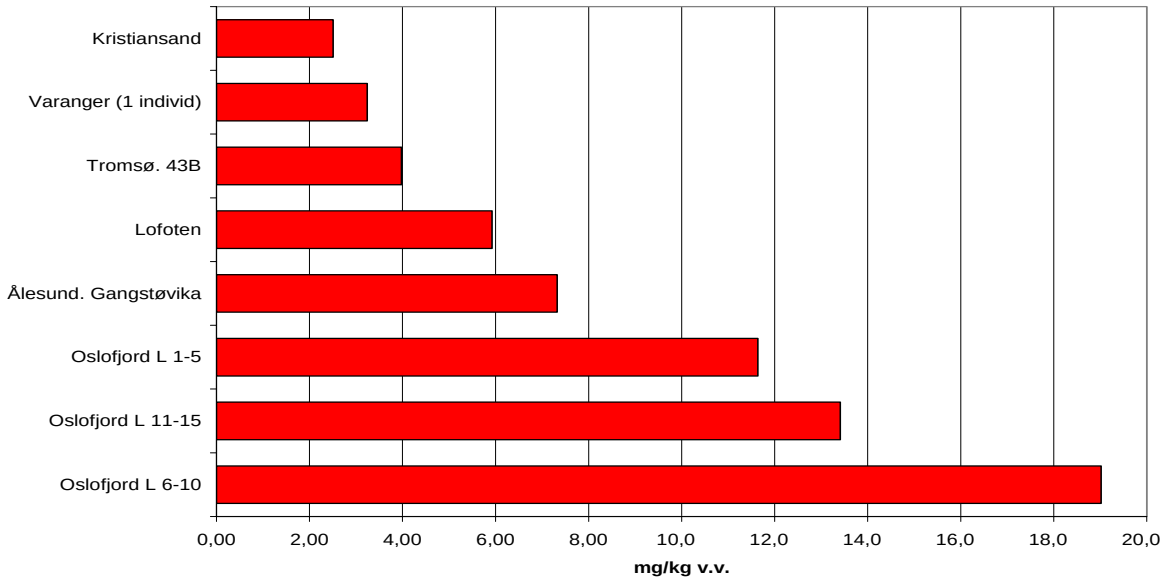
Figur 11. Arsen og total krom i blåskjell (mg/kg våtvekt) sortert etter stigende konsentrasjon av arsen.

4.2.3 Fisk

Metallanalysene av fisk dekket prøver av lever og av filet fra brosme på 2 stasjoner i Sognefjorden, torskelever fra 5 stasjoner og torskefilet fra en stasjon (Kristiansand) (Tabell 14). Alle prøvene var blandprøver, bortsett fra torskeleverprøven fra Varanger som var fra ett individ. Fra Oslofjorden er det analysert 3 parallelle blandprøver av torskelever. Nivået av Cr var i alle prøvene lavere enn deteksjonsgrensen på 0,04 mg/kg våtvekt. Høyeste nivå av As, 19, 0 mg/kg våtvekt, ble funnet i en av leverprøvene fra Oslofjorden, laveste var 2,51 mg/kg våtvekt i filét av torsk i Kristiansandsfjorden (Figur 12).

Tabell 14. Metaller i fisk (mg/kg våtvekt)

Lokalitet	Prøvetype	Cr	As
Sognefjorden, Ombandsneset	Brosme filet	<0,04	6,73
Sognefjorden, Ombandsneset	Brosme lever	<0,04	10,4
Sognefjorden,Takleholmen	Brosme filet	<0,04	7,10
Sognefjorden, Takleholmen	Brosme lever	<0,04	18,5
Oslofjord L 6-10	Torskelever	<0,04	19,0
Oslofjord L 11-15	Torskelever	<0,04	13,4
Oslofjord L 1-5	Torskelever	<0,04	11,6
Ålesund. Gangstøvika	Torskelever	<0,04	7,33
Lofoten	Torskelever	<0,04	5,93
Troms, Frakkfjord 43B	Torskelever	<0,04	3,98
Varanger (1 individ)	Torskelever	<0,04	3,24
Kristiansand	Torsk filét	0,05	2,51



Figur 12. Arsen i torsk (mg/kg våtvekt) sortert etter stigende konsentrasjon. Prøven fra Kristiansand er filét, resten er lever.

4.3 Diskusjon metaller

4.3.1 Ferskvannsmiljø

Sedimenter
I en nasjonal undersøkelse av ferskvannssedimenter gjennomført i 1996–1997 var de vanlig forekommende konsentrasjonene (10–90 prosentilene) av krom og arsen i overflate-sedimentene henholdsvis 26–161 mg/kg og 4–59 mg/kg (Rognerud et al., 1999). Undersøkelsen var basert på 231 innsjøer uten betydelige lokale punktkilder. Konsentrasjonene av krom (29,2–83,4 mg/kg) i foreliggende undersøkelse var innenfor dette vanlig forekommende variasjonsområdet og ingen av lokalitetene bar preg av å være spesielt påvirket av forurensninger.

Konsentrasjonene av As (6,82–18,3 mg/kg) var også innenfor det vanlig forekommende variasjonsområdet, med unntak en høy konsentrasjon på 103 mg/kg i prøven fra Dargesjå på Hardangervidda. Dette er en innsjø i en nasjonalpark, og uten lokale forurensningskilder. Mest sannsynlig skyldes den høye konsentrasjonen at sedimentene er påvirket av utlekking av grunnvann, med påfølgende utfellinger av oksider av bl.a. As. Under prøvetakningen fant vi stedvis konkresjoner (knollaktige sammenklumpinger) av mineraler på sedimentoverflaten. Dette fenomenet kan bl.a. oppstå når oksygenfattig, mineralrikt grunnvann trenger inn over den oksygenerte sedimentoverflaten, og redoksaktive elementer som As oksideres og felles sammen med Fe/Mn-oksider. I den nasjonale undersøkelsen til Rognerud et al. (1999) ble det da også funnet konsentrasjoner av As opp til 780 mg/kg, og funnene ble forklart med naturlige redoksprosesser i overflatesedimentene.

Fisk
På grunnlag av en litteraturgjennomgang av nasjonale og internasjonale data har Grande (1979) angitt normalintervaller for ulike metaller og sporelementer i norsk ferskvannsfisk. For Cr og As er det angitt konsentrasjonsområder i muskelfilet på henholdsvis 0,002–0,1 mg/kg våtvekt og 0,01–0,1 mg/kg våtvekt. Ingen av prøvene av ferskvannsfisk fra foreliggende undersøkelse overskred disse grensene og de bærer således ikke preg av å ha blitt spesielt påvirket lokale forurensninger.

Cr regnes vanligvis ikke som et metall som biomagnifiseres (oppkonsentreres gjennom næringskjedene, Mance 1989), men noen organiske As-forbindelser er i en viss grad biomagnifiserbare (Amlund et al. 2006). I vårt materiale kunne vi ikke finne noen korrelasjon mellom konsentrasjonene av As i sediment og i fisk, og vi antar derfor at sedimentkonsentrasjonene i liten grad avspeiler de biotilgjengelige nivåene i innsjøene.

4.3.2 Marint miljø

Sedimenter
Cr kan i miljøet forekomme i to former, 3-verdig (Cr III) og 6-verdig (Cr VI). Den giftige formen er Cr VI. De vanlige Cr-analysene skiller ikke mellom disse to oksidasjonstrinnene, men normalt vil den minst giftige formen, Cr III, dominere i marine sedimenter. Alle Cr- og As-konsentrasjonene i de marine sedimentprøvene lå i klasse I og II etter SFTs nåværende

miljøkvalitetskriterier (ubetydelig – moderat forurenset). I et forslag til nytt system for miljøkvalitetsklassifisering av marine sedimenter som skal ferdigstilles av SFT høsten 2007 er Cr lagt inn med en øvre grense for klasse II (moderat forurenset) på 564 mg/kg tørrvekt som også tilsvarer en beregnet PNEC-verdi (predicted no-effect concentration) for toksisitet av Cr i sediment. Alle Cr-nivåene lå klart under denne grensen. Tilsvarende forslag til ny klasse II grenseverdi for As er 52 mg/kg tørrvekt og denne overskrides bare av sedimentprøven fra Kristiansand havn (76 mg/kg tørrvekt). Med mulig unntak for dette synes derfor de funne metallnivåene i sediment ikke å utgjøre en miljørisiko av betydning.

Blåskjell
As-nivået i skjell fra Espevær, Bømlo lå omtrent 3 ganger over nest høyeste nivå, som var fra Ormøya innerst i Oslofjorden. Det kan virke rart at skjell fra en åpen lokalitet mot havet på vestlandet skal ha et høyere As-nivå enn skjell innerst i Oslofjorden, så mye tyder på at nivået fra Espevær er overestimert. På den annen side samles skjellene fra Espevær på et merdanlegg for lakseoppdrett og man kan ikke utelukke at dette har påvirket nivåene. En tilsvarende overkonsentrasjon av Cr ble imidlertid ikke observert. Faktisk var Cr-nivået i skjell fra Espevær et av de laveste i materialet. Dette styrker antakelsen om overestimering. Det må likevel understrekes at nivåene av Cr og As på alle stasjonene lå innenfor det som betegnes som bakgrunnskonsentrasjon i diffust belasta områder (Molvær et al 1997).

Fisk
Cr lå under deteksjonsgrensen i samtlige fiskeprøver. As var kvantifiserbar i alle prøvene. De høyeste As-nivåene ble funnet i torskeleverprøvene fra indre Oslofjorden og blant disse var det en klar økning i nivå med størrelse på fisken. Det er ingen norske miljøkvalitetskriterier for As i torsk, men i forhold til kriteriene for blåskjell ville det bare være de tre leverprøvene fra Oslofjorden som overskred bakgrunnsnivået. I følge NIFES (Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning) inneholder marine dyr naturlig mellom 1 og 100 mg/kg våtvekt av As (http://matportalen.no/Saker/1103010552.63). De funne As-nivåene skulle derfor kunne ansees som tilnærmet naturlige. Den dominerende formen i fisk er arsenobetain som er en organisk forbindelse som anses ikke å være giftig. Mennesker skiller ut opptatt arsenobetain i løpet av få dager. Nyere forskning utført ved NIFES viser at fisk lett tar opp arsenobetain fra fôr. Størstedelen av arsenobetain som taes opp, samles i fiskens muskelvev. Derfra er eliminasjonen langsom og ufullstendig. Dette forklarer delvis hvorfor fisk har et naturlig høyt arseninnhold.

I EU pågår det for tiden i følge NIFES en revurdering av det gjeldende regelverket for As i fiskefôr. I påvente av nytt regelverk har den øvre grenseverdien for arsen i fiskefôr blitt økt fra 4 til 6 mg/kg. De tre leverprøvene fra Oslofjorden og leverprøven fra Gangstøvika overskrider denne grensen.

5. Resultater av biocid-analysene

5.1 Biocidnivå i ferskvannsprøver

Konsentrasjonene av isoproturon og klorfenvinfos i vannprøvene fra Orreelva og Glomma var lave og under analysemetodens deteksjonsgrense på <10 ng/l. Konsentrasjonene vil derfor ikke diskuteres videre.

Tabell 15. Utvalgte biocider i Orreeleva og Glomma (ng/l)

Forbindelse	Orrelva	Glomma
Isoproturon	<10	<10
Klorfenvinfos	<10	<10

6. Analyseresultater, perfluoralkylstoffer (PFAS)

6.1 Perfluoralkylstoffer i ferskvannsmiljø

6.1.1 Sedimenter

Av de 13 ulike PFAS-forbindelsene analysert viste bare PFOS konsentrasjoner over deteksjonsgrensene. De kvantifiserbare konsentrasjonene av PFOS varierte mellom 0,08 og 3,62 ng/g tørrvekt.

De høyeste konsentrasjonene av PFOS ble funnet i Vansjø (Tabell 16) hvor de var i området 1–1,15 ng/g, med unntak av en av de tre parallellene fra stasjonen i Storefjorden som hadde en noe avvikende høy konsentrasjon på 3,62 ng/g. De laveste konsentrasjonene av PFOS ble funnet i prøvene fra Dargesjå (Hardangervidda) og Austdalsvann (Sør-Trøndelag) med konsentrasjoner på henholdsvis <0,06 og 0,08 ng/g.

Tabell 16. TOC og PFAS i ferskvannssediment (ng/g tørrvekt). Nivåer over deteksjonsgrensene er markert i grått.

Lokalitet	TOC	6:2 FTS	PFOSA	PFBS	PFHxS	PFOS	PFDcS	PFBA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDcA	PFUnA
Randsfjorden	39,9	<0,74	<0,06	<0,05	<0,03	0,38	<0,12	<1,77	<0,98	<0,57	<0,36	<0,50	<2,36	<0,46
Mjøsa, Gjøvik	42,2	<0,70	<0,04	<0,05	<0,02	0,28	<0,07	<1,87	<0,76	<0,73	<1,35	<0,44	<1,15	<0,45
Mjøsa, Vingrom	39,8	<1,06	<0,05	<0,05	<0,02	0,27	<0,13	<1,88	<0,89	<0,91	<0,36	<1,01	<0,85	<0,42
Trøndelag, Austdalsvatn	138	<0,61	<0,03	<0,09	<0,03	0,08	<0,03	<1,34	<1,24	<0,46	<0,32	<0,34	<0,61	<0,35
Arendal, Mårvatn	267	<0,86	<0,07	<0,07	<0,03	0,34	<0,02	<1,84	<1,92	<0,61	<0,40	<0,49	<2,78	<0,36
Vansjø, Storefjorden	22,5	<0,79	<0,04	<0,05	<0,03	1,00	<0,07	<1,75	<0,89	<0,69	<0,19	<1,23	<1,07	<0,35
Vansjø, Storefjorden	20,6	<0,82	<0,04	<0,08	0,20	3,62	<0,07	<1,52	<1,31	<0,59	<0,89	<1,10	<0,76	<0,39
Vansjø, Storefjorden	19,9	<0,68	<0,05	<0,04	<0,08	1,09	<0,07	<1,77	<1,35	<0,65	<0,30	<1,06	<2,93	<0,36
Hardangervidda, Dargesjå	72,4	<0,91	<0,05	<0,08	<0,07	<0,06	<0,05	<2,20	<1,57	<0,86	<0,33	<0,77	<3,29	<0,33
Vansjø, Vanemfjorden	38,0	<0,68	<0,04	<0,07	<0,04	1,15	<0,03	<1,29	<2,01	<1,30	<0,94	<0,79	<0,44	<0,28

6.1.2 Fisk

En stor andel av analyseresultatene av PFAS-forbindelser i ferskvannsfisk (80 %) viste konsentrasjoner under deteksjonsgrensen (Tabell 17). Av de i alt 13 analyserte PFAS-forbindelsene ble det funnet detekterbare konsentrasjoner av 7 forbindelser. Kun for PFOS hadde samtlige 9 fiskeprøver konsentrasjoner over deteksjonsgrensen, og for PFUnA hadde 6 prøver kvantifiserbare konsentrasjoner. For de øvrige forbindelsene varierte antallet kvantifiserbare konsentrasjoner mellom 1 og 3.

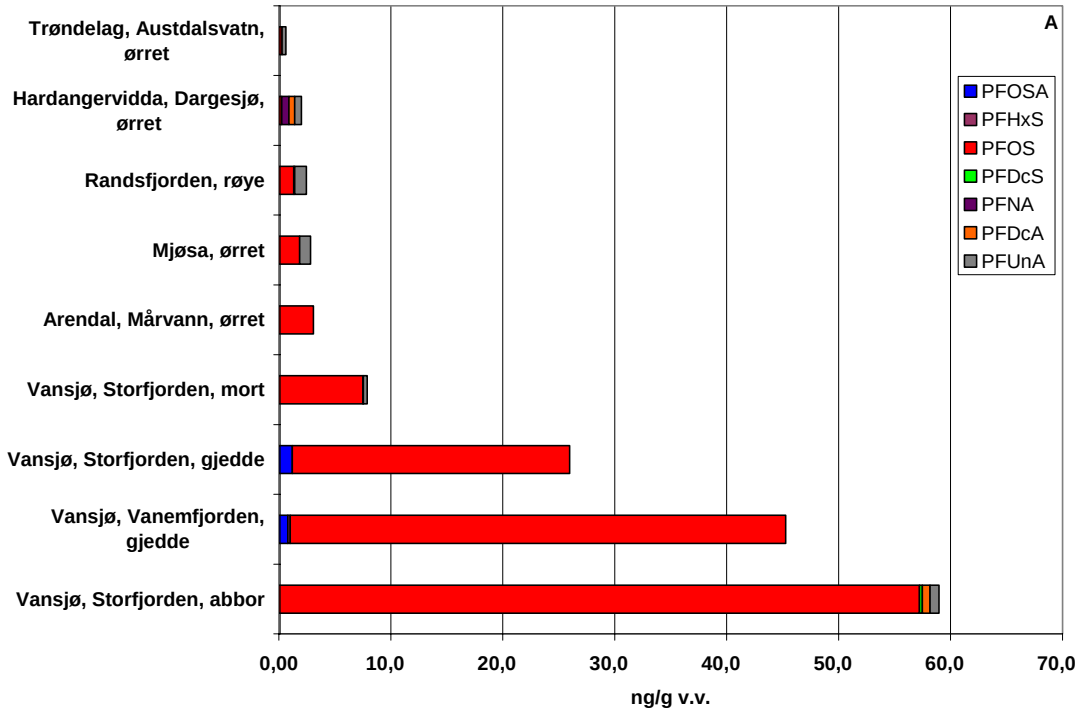
Fisken i Vansjø hadde særlig høye konsentrasjoner av PFOS sammenliknet med de øvrige prøvene. Konsentrasjonene i abbor og gjedde herfra var 24,8–57,2 ng/g (våtvekt), mens den for mort var 2,49 ng/g. I de øvrige prøvene var konsentrasjonen av PFOS i området 0,24–3,08 ng/g, med laveste konsentrasjon i ørret fra Dargesjå (Hardangervidda) og høyeste i ørret fra

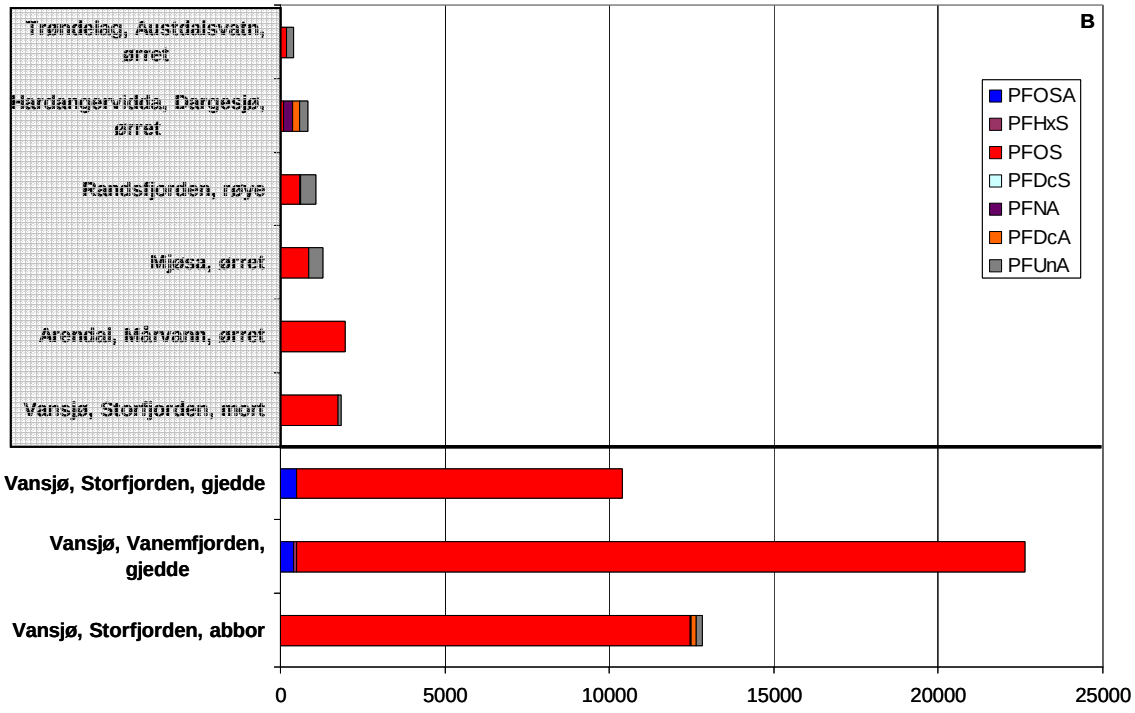
Mårvatn (Arendal). For PFUnA varierte de kvantifiserbare konsentrasjonene lite, og de lå innenfor området 0,34–0,96 ng/g.

For de øvrige kvantifiserbare forbindelsene (PFOSA, PFHxS, PFDcS, PFNA og PFDcA) varierte konsentrasjonene mellom 0,06–1,20 ng/g, lavest for PFDcS og høyest for PFOSA.

Tabell 17 Fettprosent og PFAS i ferskvannsfisk (ng/g våtvekt). Nivåer over deteksjonsgrensene er markert i grått.

Lokalitet	Fettprosent	6:2 FTS	PFOSA	PFBS	PFHxS	PFOS	PFDcS	PFBA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDcA	PFUnA
Vansjø, Storefjorden, abbor	0,46	<2,63	<0,16	<0,13	<0,12	57,2	0,26	<4,15	<0,89	<0,79	<0,60	<0,63	0,69	0,79
Vansjø, Vanemfjorden, gjedde	0,2	<3,09	0,79	<0,22	0,21	44,3	<0,11	<5,50	<1,07	<0,95	<1,06	<0,93	<0,59	<0,29
Vansjø, Storefjorden, gjedde	0,25	<2,56	1,20	<0,10	<0,41	24,8	<0,05	<4,20	<1,18	<0,75	<0,24	<0,89	<0,55	<0,40
Vansjø, Storefjorden, mort	0,43	<1,64	<0,14	<0,06	<0,06	7,49	0,06	<2,94	<0,65	<0,57	<0,50	<0,46	<0,31	0,34
Randsfjorden, røye	2,31	<2,82	<0,12	<0,13	<0,08	1,33	0,08	<3,80	<1,04	<0,89	<0,37	<0,70	<0,53	1,05
Hardangervidda, Dargesjå, ørret	2,42	<1,30	<0,13	<0,08	<0,03	0,24	<0,02	<2,92	<0,73	<0,56	<0,17	0,67	0,50	0,61
Trøndelag, Austdalsvatn, ørret	1,54	<1,71	<0,16	<0,08	<0,05	0,28	<0,04	<3,51	<0,78	<0,62	<0,22	<0,58	<0,38	0,34
Arendal, Mårvatn, ørret	1,56	<2,02	<0,13	<0,09	<0,08	3,08	<0,06	<4,76	<1,44	<0,78	<0,12	<1,39	<0,53	<0,45
Mjøsa, ørret	2,18	<4,21	<0,15	<0,26	<0,22	1,86	<0,14	<5,56	<1,73	<1,50	<5,73	<1,04	<0,67	0,96





Figur 13. PFAS-forbindelser i ferskvannsfisk (A: ng/g våtvekt; B: ng/kg fett) sortert etter økende sum av våtvektskonsentrasjoner. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensene er ikke tatt med. NB: for prøver merket grått i B er konsentrasjon x 10 vist.

6.2 Perfluoralkylstoffer i marint miljø

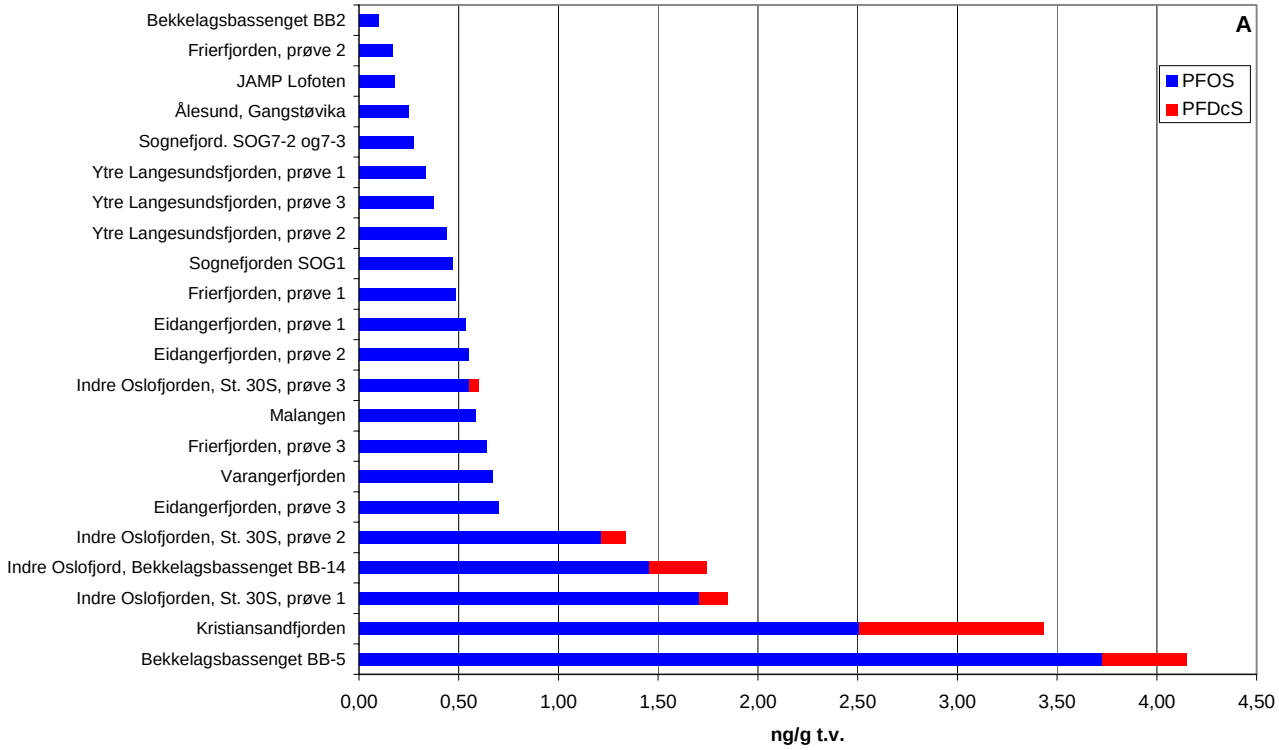
6.2.1 Sedimenter

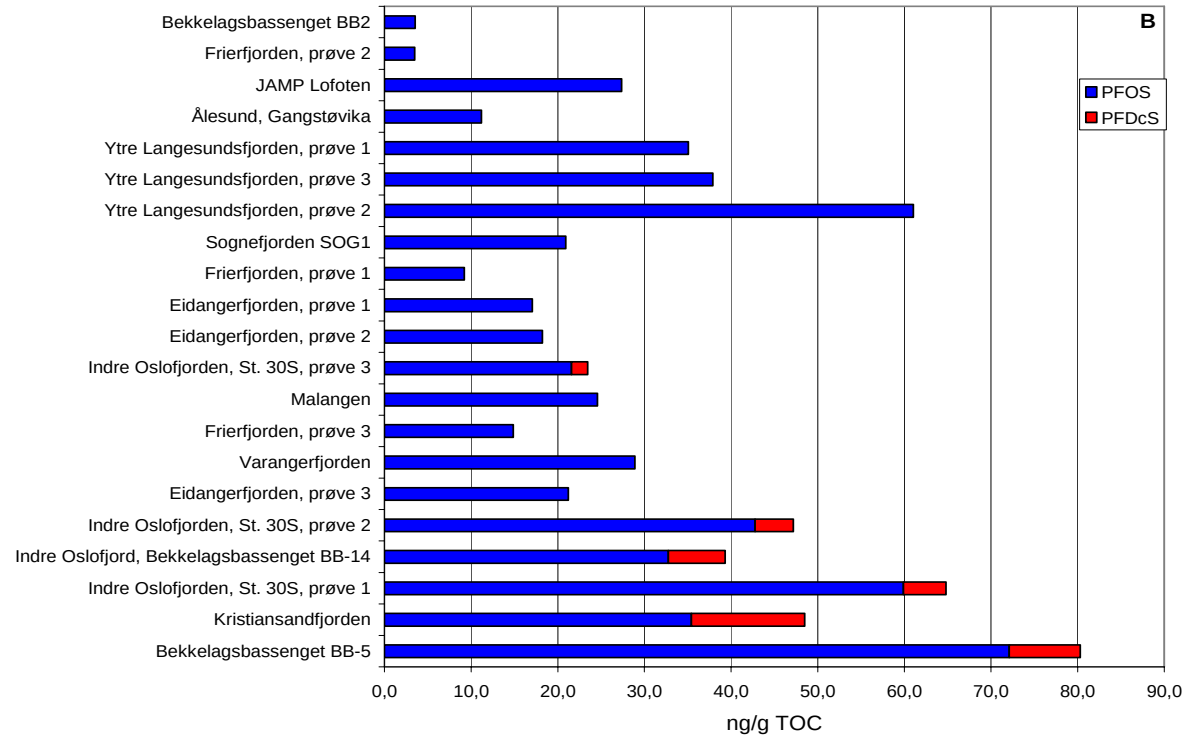
Nivåene av 13 PFAS-forbindelser ble analysert fra i alt 14 sedimentstasjoner (Tabell 18). Fra 4 av stasjonene ble 3 parallelle prøver analysert. For de aller fleste av disse lå nivået under deteksjonsgrensen. Unntaket var PFOS der alle 22 prøvene, PFDcS der 6 prøver og PFOSA der 1 prøve hadde kvantifiserbar konsentrasjon.

Laveste nivå av PFAS var 0,10 ng/g tørrvekt på stasjon BB2 i Bekkelagsbassenget, indre Oslofjord (Figur 14). Høyeste verdi 4,15 ng/g tørrvekt ble funnet på stasjon BB5 i samme område. Til sammenlikning ble det funnet 6,1 ng/g tørrvekt utenfor Rubbestadnesent i Bømlo i 2004. Laveste kvantifiserbare verdi av PFDcS var 0,05 ng/g tørrvekt i en av parallellene på stasjon 30S i Indre Oslofjord, høyeste var ng/g µg/kg tørrvekt i Kristiansandsfjorden. Prøvene med kvantifiserbart nivå av PFDcS hadde også høyest PFOS-nivå. Normalisering mot innhold av organisk karbon førte til at prøvene fra ytre Langesundsfjorden kom blant de med høyest nivå (Figur 14B).

Tabell 18. TOC og PFAS i marint sediment (ng/g tørrvekt). Nivåer over deteksjonsgrensene er markert i grått.

Lokalitet	TOC	6:2 FTS	PFOSA	PFBS	PFHxS	PFOS	PFDcS	PFBA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDcA	PFUnA
JAMP Lofoten	6,5	<1,27	<0,05	<0,08	<0,03	0,18	<0,02	<1,46	<2,89	<1,77	<0,26	<0,63	<0,65	<0,35
Kristiansands-fjorden	27,2	<0,87	<0,07	<0,12	<0,10	2,51	0,93	<1,81	<1,55	<2,07	<0,29	<0,78	<1,11	<0,43
Bekkelags-bassenget BB-5	33,2	<1,46	<0,05	<0,09	<0,16	3,73	0,42	<1,45	<2,20	<3,40	<0,19	<0,93	<0,71	<0,35
Bekkelags-bassenget BB-14	26,6	<1,25	<0,05	<0,08	<0,16	1,45	0,29	<1,61	<2,70	<2,28	<0,86	<0,72	<0,67	<0,50
Indre Oslofjorden, St. 30S, prøve 1	28,5	<1,50	<0,07	<0,11	<0,12	1,71	0,14	<2,19	<3,05	<1,84	<0,41	<1,09	<1,01	<0,76
Indre Oslofjorden, St. 30S, prøve 2	28,4	<0,89	0,07	<0,07	<0,04	1,22	0,13	<1,35	<2,60	<2,24	<0,36	<0,91	<0,69	<0,43
Indre Oslofjorden, St. 30S, prøve 3	25,7	<0,95	<0,04	<0,09	<0,04	0,55	0,05	<1,24	<1,13	<1,87	<0,20	<0,57	<0,47	<0,33
Bekkelags-bassenget BB2	70,8	<1,54	<0,05	<0,10	<0,12	0,10	<0,05	<2,13	<2,35	<1,75	<0,21	<0,94	<2,95	<0,49
Sognefjorden SOG1	22,5	<1,95	<0,06	<0,14	<0,11	0,47	<0,03	<1,48	<3,10	<1,09	<0,35	<0,89	<0,93	<0,35
Ytre Langesunds-fjorden, prøve 1	9,5	<1,81	<0,08	<0,20	<0,19	0,33	<0,05	<2,52	<2,90	<1,78	<0,25	<1,63	<1,05	<0,64
Ytre Langesunds-fjorden, prøve 2	7,2	<1,89	<0,06	<0,07	<0,14	0,44	<0,04	<1,66	<1,04	<1,33	<0,35	<0,95	<0,69	<0,45
Ytre Langesunds-fjorden, prøve 3	9,9	<1,25	<0,05	<0,07	<0,09	0,38	<0,06	<1,77	<3,73	<0,92	<0,46	<1,03	<0,62	<0,45
Frierfjorden, prøve 1	52,7	<3,67	<0,11	<0,13	<0,52	0,49	<0,10	<3,34	<4,07	<3,03	<1,73	<1,73	<1,56	<0,87
Frierfjorden, prøve 2	48,2	<1,09	<0,04	<0,09	<0,07	0,17	<0,03	<1,42	<2,83	<1,57	<1,47	<1,24	<1,24	<0,41
Frierfjorden, prøve 3	43	<3,06	<0,09	<0,23	<0,40	0,64	<0,04	<2,39	<4,73	<2,59	<1,86	<2,13	<1,17	<0,63
Eidangerfjorden, prøve 1	31,3	<1,42	<0,07	<0,15	<0,09	0,53	<0,05	<2,42	<1,72	<3,27	<0,38	<1,60	<1,64	<0,55
Eidangerfjorden, prøve 2	30,2	<1,17	<0,05	<0,10	<0,06	0,55	<0,04	<1,64	<2,23	<1,44	<0,20	<1,76	<0,68	<0,42
Eidangerfjorden, prøve 3	32,9	<1,61	<0,08	<0,09	<0,20	0,70	<0,13	<2,21	<2,49	<2,81	<0,60	<1,38	<0,98	<0,61
Ålesund, Gangstøvika	22,2	<1,59	<0,08	<0,14	<0,08	0,25	<0,10	<2,49	<2,08	<2,98	<0,47	<0,92	<0,94	<0,60
Malangen	23,8	<1,17	<0,07	<0,08	<0,07	0,58	<0,03	<2,24	<1,71	<1,25	<0,16	<0,69	<1,28	<0,47
Varangerfjorden	23,2	<1,93	<0,09	<0,09	<0,06	0,67	<0,04	<2,56	<1,72	<1,18	<1,59	<1,07	<0,98	<0,55
Sognefjorden SOG7<2 og7<3	-	<2,34	<0,06	<0,09	<0,07	0,28	<0,15	<2,22	<0,57	<0,87	<0,09	<0,67	<0,46	<0,19





Figur 14. PFOS og PFDcS i marint sediment (A: ng/g tørrvekt; B: ng/g TOC) sortert etter stigende tørrvektskonsentrasjon av PFOS. Nivåer under deteksjonsgrensene er ikke tatt med.

6.2.2 Blåskjell

PFAS ble analysert i blåskjellprøver fra i alt 9 lokaliteter (Tabell 19, Figur 15). Fra 3 av lokalitetene ble det tatt 3 parallelle prøver. Analysene omfattet 13 PFAS-forbindelser. For de fleste av disse var nivåene lavere enn deteksjonsgrensen i alle de 15 prøvene. Unntakene var PFOS (kvantifiserbar i 14 prøver), PFOSA (kvantifiserbar i 13 prøver), PFUnA (kvantifiserbar i 5 prøver) og PFDcS (kvantifiserbar i 1 prøve).

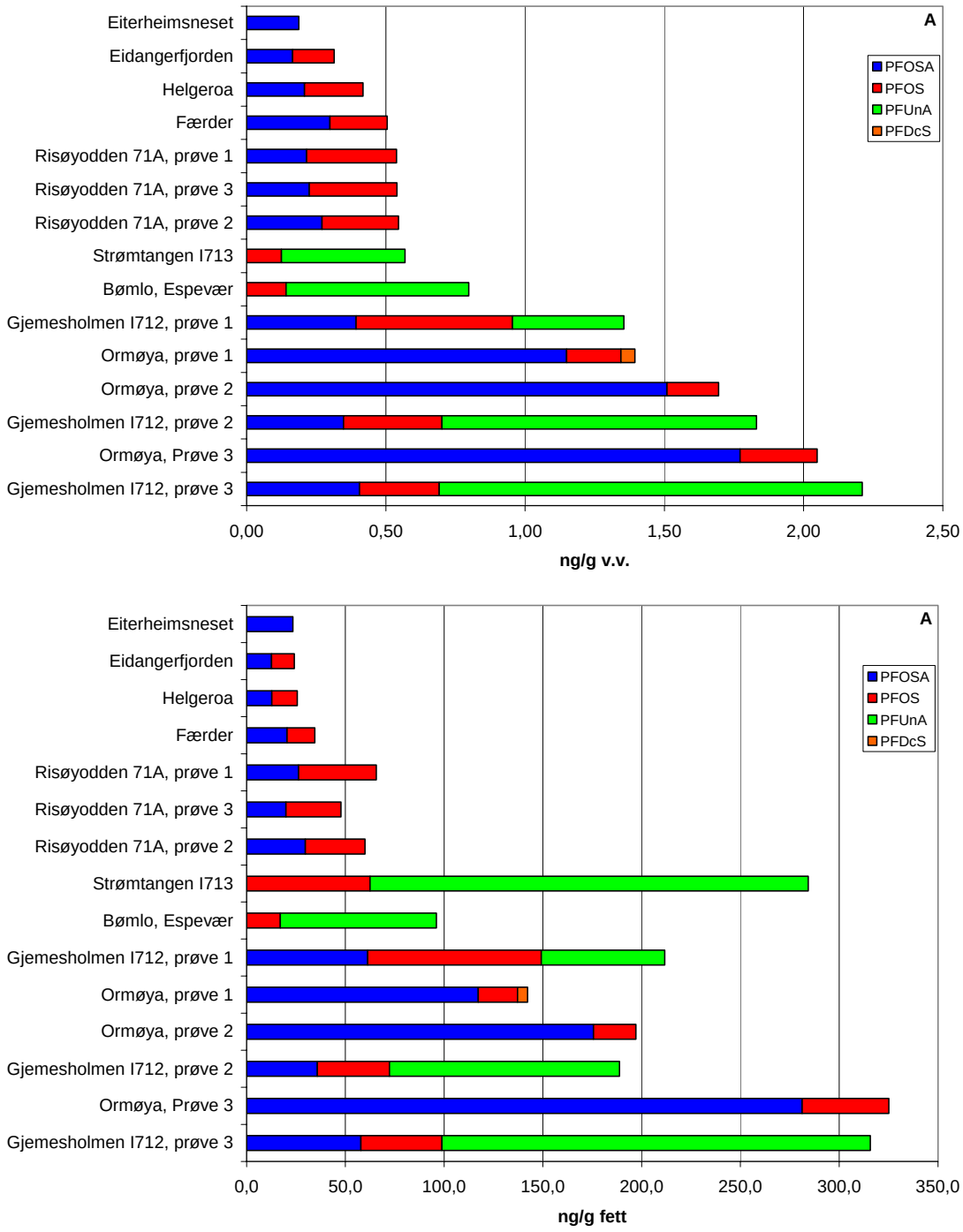
De 6 prøvene fra Gjemesholmen i Grenland og Ormøya i Oslofjorden hadde klart høyere sum av de kvantifiserbare PFAS-konsentrasjonene enn de øvrige prøvene. PFAS varierte fra 0,19 ng/g våtvekt innerst i Sørfjorden, Hardanger, til 2,21 ng/g i en parallell fra Gjemesholmen (Figur 15A). Fettnormalisering ga liten endring i totalt mønster, bortsett fra at blåskjell fra Strømtangen også havnet i gruppen prøver med de høyeste PFAS-nivåene (Figur 15B).

PFOSA ga størst bidrag til sum PFAS (på våtvektsbasis) ved Ormøya (82-86 %). PFUnA bidro med hhv 62 og 69 % til sum PFAS i to av de tre prøvene fra Gjemesholmen. Det var liten forskjell i nivå av PFOS mellom gruppen med høyest PFAS og de øvrige prøvene.

Normalisering til fettinnhold reduserte ikke forskjellen i PFAS mellom de ulike prøvene, men endret rekkefølgen noe (Figur 15B), først og fremst ved at prøven fra Strømtangen nå kom blant de 3 med høyest konsentrasjon.

Tabell 19. Fettprosent og PFAS i blåskjell (ng/g våtvekt). Nivåer over deteksjonsgrensene er markert i grått.

Lokalitet	Fettprosent	6:2 FTS	PFOSA	PFBS	PFHxS	PFOS	PFDcS	PFBA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDcA	PFUnA
Croftholmen	1,3	<2,16	0,16	<0,08	<0,06	0,15	<0,03	<3,57	<0,62	<0,64	<2,04	<0,43	<0,38	<0,25
Gjemesholmen prøve 1	0,64	<2,73	0,39	<0,10	<0,08	0,56	<0,06	<3,92	<1,03	<0,74	<0,13	<0,47	<0,47	0,40
Gjemesholmen prøve 2	0,97	<1,65	0,35	<0,08	<0,05	0,35	<0,03	<2,84	<0,72	<0,62	<0,12	<0,38	<0,32	1,13
Gjemesholmen prøve 3	0,7	<2,07	0,41	<0,10	<0,13	0,29	<0,05	<3,20	<1,02	<0,77	<0,25	<0,50	<0,40	1,52
Helgeroa	1,63	<1,92	0,21	<0,11	<0,05	0,21	<0,05	<3,35	<0,66	<0,66	<0,06	<0,39	<0,33	<0,27
Risøyodden prøve 1	0,82	<2,09	0,22	<0,12	<0,08	0,32	<0,06	<3,31	<0,87	<0,77	<0,24	<0,50	<0,36	<0,32
Risøyodden, prøve 2	0,91	<2,03	0,27	<0,08	<0,05	0,27	<0,04	<3,44	<0,78	<0,57	<0,03	<0,44	<0,37	<0,28
Risøyodden, prøve 3	1,13	<2,18	0,23	<0,10	<0,07	0,31	<0,04	<3,15	<0,82	<0,63	<0,14	<0,38	<0,34	<0,30
Grenlandsfjorden, Strømtangen	0,2	<2,09	<0,11	<0,13	<0,05	0,12	<0,06	<3,51	<0,90	<0,65	<0,14	<0,46	<0,41	0,44
Inrde Oslofjord, Ormøya, prøve 1	0,98	<2,34	1,15	<0,04	<0,06	0,19	0,05	<3,31	<1,19	<0,57	<0,31	<0,48	<0,31	<0,32
Indre Oslofjord, Ormøya, prøve 2	0,86	<2,70	1,51	<0,20	<0,10	0,18	<0,06	<4,10	<2,11	<0,82	<0,25	<1,15	<0,44	<0,27
Indre Oslofjord, Ormøya, Prøve 3	0,63	<2,55	1,77	<0,11	<0,08	0,28	<0,04	<3,55	<1,98	<0,70	<0,13	<0,63	<0,52	<0,36
Indre Sørfjorden, Eiterheimsneset	0,8	<2,52	0,19	<0,12	<0,12	<0,06	<0,03	<3,93	<1,11	<1,00	<0,77	<0,51	<0,48	<0,36
Færder	1,46	<2,27	0,30	<0,14	<0,07	0,21	<0,06	<3,95	<0,94	<1,08	<0,42	<0,53	<0,40	<0,26
Espevær	0,83	<3,08	<0,13	<0,19	<0,10	0,14	<0,06	<4,33	<1,15	<1,07	<2,02	<0,69	<0,45	0,66



Figur 15. PFAS-forbindelser i blåskjell (A: ng/g våtvekt; B: ng/g fett) sortert etter økende sum av våtvektskonsentrasjoner. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensene er ikke tatt med.

6.2.3 Fisk

PFAS ble analysert i prøver av lever fra brosme på 2 stasjoner (Sognefjorden), torskelever fra 5 stasjoner og torskefilet fra en stasjon (Kristiansand) (Tabell 20). Alle prøvene var blandprøver, bortsett fra torskeleverprøven fra Varanger som bare var fra ett individ. Fra

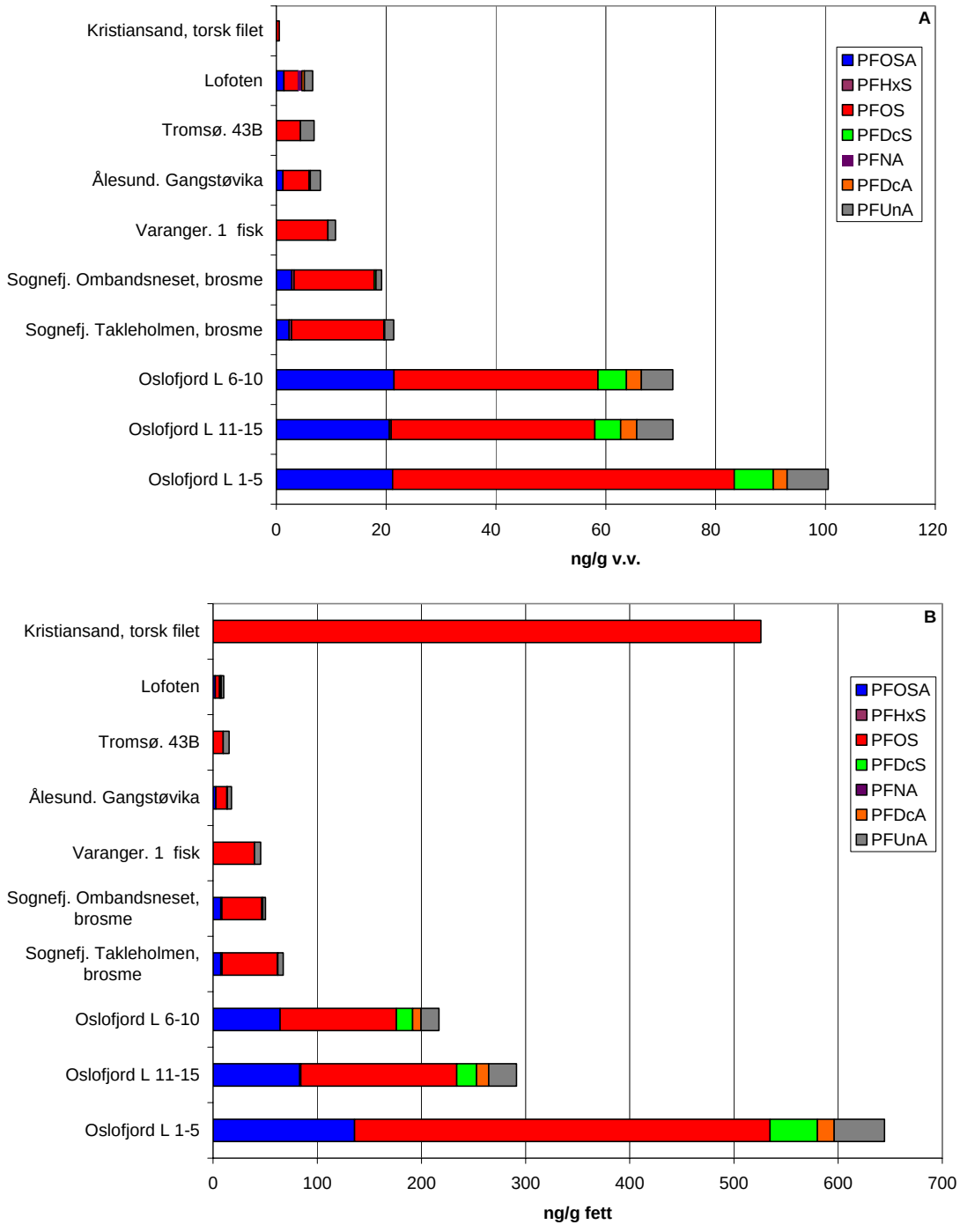
Oslofjorden er det analysert 3 parallelle blandprøver av torskelever. Analysen omfattet 13 PFAS-forbindelser hvorav 6 lå under deteksjonsgrensen i alle prøvene. Kvantifiserbare konsentrasjonen av de øvrige er vist i Figur 16.

Høyeste nivåer av PFAS ble funnet i de 3 parallelle prøvene av torskelever fra Oslofjorden (Figur 16A). Nivåene i disse varierte fra 72,2 ng/g v.v. til 101,0 ng/g v.v primært på grunn av PFOS. Fem forbindelser (PFOSA, PFOS, PFDcS, PFDcA og PFUnA) var kvantifiserbare i alle disse prøvene, PFHxS bare i en av parallellene. PFOS og PFOSA dominerte. De øvrige torskeleverprøvene hadde PFAS mellom 6,6 ng/g v.v. og 10,8 ng/g v.v., mens leverprøvene av brosme fra Sognefjorden lå noe høyere. Forskjellen mellom de to brosmeprøvene var ubetydelig: 19,2 ng/g v.v. og 21,4 ng/g v.v. Også her dominerte PFOS. Filetprøven fra Kristiansand inneholdt bare kvantifiserbar PFOS (0,53 ng/g v.v). Fettnormalisering reduserte ikke forskjellen i PFAS mellom leverprøvene, og endret heller ikke den innbyrdes rangeringen av leverprøvene (Figur 16B). Fettnormalisering førte imidlertid til at torskefilétprøven fra Kristiansand fikk høyere nivå av PFOS enn alle leverprøvene på grunn av lavt fettinnhold. Fettinnholdet på 0,10 % er likevel ikke spesielt lavt for torskefilét. I fire filétprøver fra Frierfjorden/Langesundsfjorden i 2006 var fettinnholdet fra 0,11 til 0,18 %

Tabell 20. Fettprosent og PFAS i marin fisk (ng/g våtvekt). Nivåer over deteksjonsgrensene er markert i grått.

Lokalitet	Fettprosent	6:2 FTS	PFOSA	PFBS	PFHxS	PFOS	PFDcS	PFBA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDcA	PFUnA
Sognefjorden, Ombandsneset Brosme lever	38,1	<4,32	2,83	<0,33	0,41	14,6	0,32	<6,84	<1,70	<1,60	<0,28	<0,84	<0,57	1,01
Sognefjorden, Takleholmen Brosme lever	31,7	<3,24	2,36	<0,18	0,39	16,8	0,14	<5,39	<1,63	<1,36	<0,70	<0,69	<0,55	1,64
Kristiansand torskefilét	0,1	<1,89	<0,15	<0,09	<0,05	0,53	<0,04	<3,95	<1,00	<0,65	<0,22	<0,64	<0,41	<0,32
Indre Oslofjord L 1<5 torskelever	15,6	<6,11	21,2	<0,53	<0,51	62,2	7,11	<12,37	<4,63	<4,35	<5,24	<2,02	2,51	7,52
Indre Oslofjord L 6<10 torskelever	24,8	<5,79	21,4	<0,44	<0,30	37,2	5,20	<8,92	<3,02	<2,82	<0,92	<1,66	2,71	5,71
Indre Oslofjord L 11<15 torskelever	33,3	<4,37	20,6	<0,45	0,30	37,1	4,72	<7,57	<3,67	<3,47	<1,36	<1,22	2,91	6,59
Ålesund. Gangstøvika torskelever	45,22	<4,70	1,21	<0,27	<0,33	4,77	0,21	<5,87	<2,46	<2,47	<0,97	<1,92	<0,67	1,83
Frakkfjord 43B, torskelever	44,66	<6,18	<0,36	<0,33	<0,17	4,37	<0,19	<8,06	<7,89	<2,59	<0,66	<1,57	<0,91	2,52
Varanger. 1) torskelever	23,6	<6,40	<0,51	<0,50	<0,39	9,39	<0,18	<9,85	<3,81	<2,98	<10,65	<1,66	<1,30	1,39
Lofoten torskelever	65,04	<2,62	1,41	<0,24	<0,04	2,59	<0,06	<3,45	<1,49	<0,76	<0,08	0,64	0,47	1,52

1) kun 1 individ



Figur 16. PFAS-forbindelser i marin fisk (A: µg/kg våtvekt; B: µg/kg fett) sortert etter økende sum av konsentrasjoner. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensene er ikke tatt med.

6.3 Diskusjon, Perfluoralkylstoffer

6.3.1 Ferskvannsmiljø

Sedimenter
I denne undersøkelsen ble det for ferskvannssedimenter kun funnet kvantifiserbare verdier for PFOS, og diskusjonen vil derfor bli begrenset til denne PFAS-forbindelsen.

I en tidligere undersøkelse av PFAS-forbindelser i norsk miljø (Fjeld et al. 2005), ble det for fire prøver av innsjøsedimenter rapportert om konsentrasjonene av PFOS i området 0,06–0,36 ng/g tørrvekt, lavest for Dargesjå, Hardangervidda, og høyest for Hurdalssjøen. PFOS var også den dominerende PFAS-forbindelsen, med unntak for Hurdalssjøen hvor høye konsentrasjoner av PFHpA ble påvist. I foreliggende undersøkelse, hvor Dargesjå igjen inngår, var PFOS-konsentrasjonenen i ferskvannsedimenter <0,06–3,62 ng/g, med den laveste konsentrasjonen i Dargesjå og de høyeste i Vansjø (Østfold). Ekskluderes en avvikende høy analyseverdi på 3,62 ng/g blant tre paralleller fra Storefjorden i Vansjø, var høyeste registrerte verdi 1,15 ng/g. I så måte ligger konsentrasjonene av PFOS fra disse to undersøkelsene innenfor omlag sammen variasjonsområde.

I en nordisk kartlegging av PFAS (Kallenborn et al. 2004) ble det for to stasjoner i Mjøsa rapportert om konsentrasjoner av PFOS på 0,217 og 0,394 ng/g våtvekt. Vanninnholdet i prøvene er ikke angitt, men for overflatesedimenter fra disse områdene i Mjøsa er det ikke urimelig å anta et vanninnhold på ca. 85 %. I så tilfelle vil konsentrasjonen av PFOS på tørrvektsbasis i disse prøvene være 1,4 og 2,6 ng/g, dvs. i samme størrelsesorden som de høyeste konsentrasjonene i foreliggende undersøkelse.

De rapporterte nivåene av PFOS er såvidt lave at de ikke vil overskride en antatt PNEC-verdi på 22 ng/g for toksisitet av PFOS i marine sedimenter (se diskusjonen under marint miljø).

Fisk
I motsetning til svært mange andre persistente organiske miljøgifter er ikke PFAS-forbindelsene lipofile (fettløselige). De er derimot både lipofobe og hydrofobe (fett- og vannavstøtende) stoffer med overflateaktive egenskaper. I høyerestående organismer vil de binde seg til serumproteiner i blodbanene, og oppkonsentreres særlig i galle og lever. Selv om de ikke oppkonsentreres i fett kan de akkumuleres i akvatiske organismer på grunn av sine proteinbindende egenskaper.

I denne undersøkelsen var det forbindelsene PFOS og PFUnA som i hovedsak ble funnet i kvantifiserbare mengder i muskelvev av ferskvannsfisk. Disse to forbindelser er henholdsvis en perfluorert 8-karbons alkylkjede med en sulfonatgruppe i enden og en perfluorert 11-karbons alkylkjede med en karboksylgruppe i enden. For de øvrige kvantifiserbare forbindelsene (PFOSA, PFHxS, PFDcS, PFNA og PFDcA) ble det kun sporadisk påvist konsentrasjoner over deteksjonsgrensen (0,06–1,20 ng/g), og vi vil ikke diskutere disse nivåene videre.

Konsentrasjonene av PFOS viste en stor variasjonsbredde på 0,25-57,2 ng/g (våtvekt), med den laveste konsentrasjonen i den nær uberørte Dargesjå, Hardangervidda, og de høyeste i den

mer påvirkede/forurensede Vansjø, Østfold. PFUnA nådde ikke like høye konsentrasjoner, men varierte fra <0,29 til 1,05 ng/g.

I undersøkelsen til Fjeld et al. (2005) ble det for ferskvannsfisk fra 6 lokaliteter rapportert om konsentrasjoner av PFOS i muskelvev i området <0,002–4 ng/g. Laveste konsentrasjon ble funnet i ørret fra Blånuttjern på Hardangervidda, like ved Dargesjå. Det er en påfallende stor forskjell mellom disse to vannene ved at konsentrasjonen i ørret fra Dargesjå er mer enn 100 ganger høyere enn i det nærliggende Blånuttjern. Vi har ingen opplysninger eller data som kan bidra til å forklare dette forholdet.

I undersøkelsen til Kallenborn et al. (2004) ble det for fire prøver av norsk ferskvannsfisk rapportert om konsentrasjoner av PFOS i lever i området 8,1–129 ng/g, men da vi i foreliggende undersøkelse har analysert i muskelvev er dette ikke direkte sammenliknbare data.

For PFUnA har vi ikke funnet noen opplysninger om nivåer i nordisk ferskvannsfisk, men en undersøkelse fra Østersjøen viste at konsentrasjonene av PFUnA i blod av torsk var omlag 10 % av nivåene av PFOS (Falandysz et al. 2005). I vår undersøkelse var det en betydelig variasjon i forholdet mellom de kvantifiserbare konsentrasjonene av PFOS og PFUnA. For fisken fra Vansjø, med de høyeste konsentrasjonene av PFOS, var nivåene av PFUnA omlag 1-5 % av de til PFOS. For de øvrige prøvene, hvor konsentrasjonen av PFOS var forholdsvis lav, var nivåene av PFUnA omlag 50–250 % av de til PFOS. Dette indikerer ulike kilder, eventuelt spredningsveier, for disse to forbindelsene.

6.3.2 Marint miljø

Sedimenter
Av de 13 PFAS-forbindelsene analysert i de marine sedimentprøvene var det bare PFOS, PFDcS og PFOSA som viste nivåer over deteksjonsgrensene. I 2004 ble hele 8 PFAS-forbindelser bestemt kvantitativt i en eller flere sedimentprøver. Forklaringen er sannsynligvis i stor grad at deteksjonsgrensene i 2006 var ca 5-50 ganger høyere enn i 2004 for de ulike forbindelsene. PFOS var den dominerende forbindelsen og var kvantifiserbar i alle prøvene, PFDcS i seks av prøvene. Fem av disse var i prøvene med høyest PFOS. PFOS var også den dominerende forbindelsen i marine sedimenter i 2004.

Høyeste nivå av PFAS i 2006 var 4,15 ng/g tørrvekt (Bekkelagsbassenget), og nivåene for øvrig varierte fra 0,1 til 3,44 ng/g tørrvekt. Høyeste nivå var 43 ganger det laveste nivå. I 2004 var spennvidden 0,3 - 6,1 ng/g tørrvekt. Nivået av PFAS samsvarte derfor i rimelig grad til tross for at det var ulike lokaliteter de to årene, og til tross for at langt flere stoffer inngikk i kvantifiserbar PFAS i 2004.

I en nordisk undersøkelse (Kallenborn et al. 2004) ble det i sediment observert PFAS-konsentrasjoner som i hovedsak var lavere enn 0,5 ng/g våtvekt (dvs. ca 1,7 ng/g tørrvekt dersom en antar et vanninnhold på 70 %). I de norske sedimentene som inngikk i den nordiske undersøkelsen var imidlertid PFOA den dominerende PFAS, noe som ikke var tilfelle i den norske screeningen i 2004 og 2006. I sedimentprøver fra Western Scheld, Nederland (de Voogt 2006) ble det funnet 1,5 ng/g tørrvekt av PFOS alene, som er innenfor spennvidden av PFOS-nivåene rapportert her (0,1 – 3,7 ng/g tørrvekt). I en stikkprøveundersøkelse av PFOS i sedimentene rundt 3 norske oljeinstallasjoner i Nordsjøen i

2005 fant DnV (2006) nivåer som varierte fra <0,1 til 36,3 ng/g tørrvekt. PFAS-nivåene i den norske screeningundersøkelsen ser derfor ut til å være relativt høye i forhold til det som synes karakteristisk for marine sedimenter i Norden generelt, men ikke i forhold til nivåene i stikkprøveundersøkelsen fra Nordsjøen eller nivåer som ellers er kjent. Spennvidden blant de marine sedimentprøvene tilsvarte det som ble funnet i ferskvannssedimentene. Det var derfor ikke tegn på at sjøvannssedimentene er spesielt eksponert til PFOS.

I forslaget til nytt system for miljøkvalitetsklassifisering av marine sedimenter som skal ferdigstilles av SFT høsten 2007 er PFOS lagt inn med en øvre grense for klasse II (moderat forurenset) på 22 ng/g som også tilsvarer en beregnet PNEC-verdi for toksisitet av PFOS i sediment. De målte verdiene i 2006 ligger alle betryggende under denne grensen, noe som skulle tilsi at PFOS-nivåene som til nå er observert i norske marine sedimenter ikke bør gi bekymring. De systematisk ulike deteksjonsgrensene mellom de to årene tilsier likevel alene at kartleggingen av PFAS i marine sedimenter bør fortsette.

Blåskjell
Fire av de 13 PFAS-forbindelsene var kvantifiserbare i en eller flere av prøvene. I tilsvarende analyser av blåskjell i 2004 var 5 av totalt 9 PFAS-forbindelser kvantifiserbare i en eller flere prøver. Noe av forklaringen kan også for blåskjell være at deteksjonsgrensene i 2004 lå en faktor 5 – 35 lavere enn i 2006. Spennvidden i konsentrasjon av PFAS var 0,19 – 2,21 ng/g våtvekt i 2006 og 0,04 – 0,9 ng/g våtvekt i 2004. En stasjon, Espevær, var felles for de to årene. PFOS-konsentrasjonen i skjell herfra var 0,17 ng/g våtvekt i 2004 og omtrent det samme, 0,14 ng/g våtvekt, i 2006. Dette kan tyde på at de klart høyere konsentrasjonene i 2006 i forhold til 2004 er reelle. Det er ikke mulig å fastslå om dette skyldes prøveutvalget de to årene eller en økning i den generelle PFAS-belastningen i norske blåskjell over tid. En økning i generelt PFAS-nivå i norske blåskjell med en faktor 2-5 over bare 2 år virker imidlertid usannsynlig.

Som i 2004 var det stor variasjon mellom prøvene i hvilken av de tre forbindelser PFOSA, PFOS og PFUnA som dominerte.

De fettnormaliserte nivåene av PFAS i blåskjell (23-325 ng/g fett; median: 96 ng/g fett) var på linje med fettnormalisert PFAS i fiskelever (10-644 ng/g fett; median: 59 ng/g fett).

Fisk
Av de 13 PFAS-forbindelsene var 7 kvantifiserbare i en eller flere marine fiskeprøver. PFOS og PFUnA var kvantifiserbare i alle leverprøvene. PFOS var dominerende forbindelse, men i de tre leverprøvene fra indre Oslofjord som hadde høyest samlet PFAS-konsentrasjon, var PFOSA også fremtredende. I 2004 var hele 8 av 9 PFAS-forbindelser kvantifiserbare, antakelig på grunn av at deteksjonsgrensene også var svært mye lavere (en faktor 100 – 400 høyere i 2006). Nivåene av kvantifiserbare PFAS i fiskelever varierte mellom 6,6 og 101 ng/g våtvekt. Dette samsvarer i rimelig grad med undersøkelsen til Kallenborn et al. (2004) av PFOS i lever av ferskvannsfisk (8,1 – 129 ng/g våtvekt). I 2004 var imidlertid konsentrasjonsintervallet av PFAS i marine leverprøver mye lavere enn i 2006, 0,8 – 6,4 ng/g våtvekt. Begge årene ble det analysert leverprøver i torsk fra indre Oslofjorden. I 2004 lå nivåene av PFAS i 2 parallelle prøver på 2,1 og 6,4 ng/g våtvekt, i 2006 var spennvidden i 3 parallelle prøver 72 – 101 ng/g våtvekt. I den nordisk screeningundersøkelsen (Kallenborn et al. 2004) lå medianen av PFAS i 8 torskeleverprøver fra Østersjøen på litt under 12 ng/g våtvekt og i en leverprøve fra Færøyene på ca 5 ng/g våtvekt, dvs. på linje med de norske nivåene i torskelever i 2004. Dette kan tyde på at nivåene er overestimert i undersøkelsen i

2006. På den annen side er det andre steder funnet nivåer av PFOS alene i fiskelever på opp til 170 ng/g våtvekt generelt (Giesy et al. 2001), 7800 ng/g våtvekt i Nederland (Schrap et al. 2004, referert i Kallenborn et al. 2004) og 7900 ng/g våtvekt i Japan (Taniyasu et al. 2003). I den nordiske screeningen lå PFOS i fiskelever på 0,9 – 62 ng/g våtvekt (Kallenborn et al. 2004). I tillegg var de fettnormaliserte nivåene i torskelever i rimelig bra samsvar med tilsvarende i blåskjell, slik at man ikke kan utelukke at de høye nivåene i fiskelever fra 2006 er reelle. Dette gir grunn til å fortsette kartleggingen av PFAS i fisk.

Resultatene viser samme tendens i ferskvannsfisk som saltvannsfisk at nivåene i 2006 lå 1-2 størrelsesordner over nivåene i 2004, noe som indikerer underestimering i 2004 eller overestimering i 2006. Man bør også søke å klargjøre årsakene til at det var store forskjeller i deteksjonsgrenser for PFAS i de ulike mediene mellom 2004 og 2006.

7. Analyseresultater, dikloretan (1,2-DCE)

7.1 Dikloretan i ferskvannsmiljø

7.1.1 Sedimenter

Ingen av prøvene hadde konsentrasjon over deteksjonsgrensen på 0,01 ng/g tørrvekt (Tabell 21).

Tabell 21. Totalt organisk karbon og diverse klororganiske forbindelser i ferskvannssediment (ng/g tørrvekt). Verdier over deteksjonsgrensen er markert i grått.

Customers sample ID :	TOC	1,2-DCE	1,3,5-TCB	1,2,4-TCB	1,2,3-TCB	PeCB	HCBD	DEHP	PCP
Arendal, Mårvatn	267	<0,01	<0,01	0,04	<0,01	0,02	<0,01	160	<1,19
Hardangervidda, Dargesjå	72,4	<0,01	<0,01	0,04	<0,02	<0,01	<0,01	284	<0,66
Mjøsa, Gjøvik	42,2	<0,01	<0,02	<0,03	<0,02	<0,01	<0,01	190	<0,42
Mjøsa, Vingrom	39,4	<0,01	<0,01	0,04	<0,02	<0,02	<0,01	353	<2,43
Randsfjorden	39,9	<0,01	<0,03	0,05	<0,03	0,03	<0,01	251	<0,16
Trøndelag, Austdalsvatn	138	<0,01	<0,01	0,04	<0,02	<0,01	<0,01	201	<0,27
Vansjø, Storefjorden, prøve 1	22,5	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	185	<0,42
Vansjø, Storefjorden, prøve 2	20,6	<0,01	<0,01	0,05	<0,01	0,01	<0,01	278	<0,92
Vansjø, Storefjorden, prøve 3	19,9	<0,01	<0,02	0,04	<0,02	<0,01	<0,01	94,4	<0,45
Vansjø, Vanemfjorden	38,0	<0,01	<0,04	<0,05	<0,04	<0,04	<0,03	97,5	<0,29

7.1.2 Fisk

Ingen av konsentrasjonene var over deteksjonsgrensen på 0,01 ng/g tørrvekt (Tabell 22).

Tabell 22. Fettprosent og diverse klororganiske forbindelser (ng/g våtvekt) i filét av ferskvannfisk. Verdier over deteksjonsgrensen er markert i grått.

Lokalitet	Art	Fettprosent	1,2-DCE	1,3,5-TCB	1,2,4-TCB	1,2,3-TCB	PeCB	HCBD	DEHP	PCP
Arendal, Mårvann	Ørret	1,56	<0,01	<0,01	<0,02	<0,01	<0,01	<0,01	163	<0,19
Hardangervidda, Dargesjå	Ørret	2,42	<0,01	<0,01	0,04	<0,01	<0,01	<0,01	4 483	<0,17
Mjøsa	Ørret	2,18	<0,01	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	247	<0,14
Randsfjorden	Røye	2,31	<0,01	<0,01	0,05	<0,01	0,03	<0,01	119	<0,18
Trøndelag, Austdalsvatn	Ørret	1,54	<0,01	<0,01	<0,02	<0,01	<0,02	<0,01	183	<0,21
Vansjø, Storefjorden	Abbor	0,46	<0,01	0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	92,7	<0,16
Vansjø, Storefjorden	Gjedde	0,25	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	800	<0,47
Vansjø, Storefjorden	Mort	0,43	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	0,01	<0,01	96,5	<0,18
Vansjø, Vanemfjorden	Gjedde	0,20	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	61,2	<0,14

7.2 Dikloretan i marint miljø

7.2.1 Sedimenter

Dikloretan ble analysert i prøver fra 14 sedimentstasjoner (Tabell 23). Fra 4 av stasjonene ble 3 parallelle prøver analysert. Ingen av prøvene hadde konsentrasjon over deteksjonsgrensen på 0,01 ng/g tørrvekt.

Tabell 23. Totalt organisk karbon (mg/g tørrvekt) og diverse klororganiske forbindelser (ng/g tørrvekt) i marint sediment. Verdier over deteksjonsgrensen er markert i grått.

Lokalitet	TOC	1,2-DCE	1,3,5-TCB	1,2,4-TCB	1,2,3-TCB	PeCB	HCBD	DEHP	PCP
Bekkelagsbassenget, BB14	44,4	<0,01	<0,01	0,04	<0,02	<0,01	<0,01	159	<0,27
Bekkelagsbassenget, BB2	70,8	<0,01	<0,01	0,03	<0,02	<0,01	<0,01	180	<0,15
Bekkelagsbassenget, BB5	51,7	<0,01	<0,01	0,04	<0,01	0,02	<0,01	230	0,76
Eidangerfjorden, prøve 1	31,3	<0,01	<0,07	<0,08	<0,08	<0,05	<0,03	150	<0,26
Eidangerfjorden, prøve 2	30,2	<0,01	<0,06	<0,07	<0,07	<0,03	<0,02	148	<0,26
Eidangerfjorden, prøve 3	32,9	<0,01	<0,05	<0,05	<0,05	<0,03	<0,02	145	<0,17
Frierfjorden, prøve 1	52,7	<0,01	1,35	<0,05	<0,05	<0,03	<0,03	160	<0,21
Frierfjorden, prøve 2	48,2	<0,01	0,91	<0,08	<0,08	<0,05	<0,03	339	<0,17
Frierfjorden, prøve 3	43	<0,01	1,14	<0,08	<0,08	<0,04	<0,03	179	<0,31
Indre Oslofjorden, St. 30S, prøve 1	28,5	<0,01	<0,03	<0,04	<0,03	<0,01	<0,01	117	<0,33
Indre Oslofjorden, St. 30S, prøve 2	28,4	<0,01	<0,02	<0,03	<0,03	<0,01	<0,01	187	<0,27
Indre Oslofjorden, St. 30S, prøve 3	25,7	<0,01	<0,03	<0,04	<0,04	<0,03	<0,04	73,5	<0,28
Kristiansandfjorden	6,5	<0,01	0,26	0,29	<0,04	0,21	<0,03	89,9	<0,32
Lofoten	27,2	<0,01	<0,02	0,02	<0,02	<0,01	<0,01	113	<0,83
Malangen	23,8	<0,01	<0,05	<0,06	<0,05	<0,04	<0,03	153	<0,25
Sognefjord. SOG7-2 og7-3	22,5	<0,01	<0,05	<0,05	<0,05	<0,03	<0,03	116	<0,19
Sognefjorden SOG1	-	<0,01	<0,04	0,08	<0,04	<0,03	<0,03	112	<0,22
Varangerfjorden	23,2	<0,01	<0,04	<0,05	<0,05	<0,03	<0,03	113	<0,31
Ytre Langesundsfjorden, prøve 1	9,5	<0,01	<0,04	<0,05	<0,05	<0,04	<0,03	107	<0,26
Ytre Langesundsfjorden, prøve 2	7,2	<0,01	<0,05	<0,06	<0,06	<0,04	<0,03	152	<0,25
Ytre Langesundsfjorden, prøve 3	9,9	<0,01	<0,04	<0,04	<0,04	<0,03	<0,03	118	<0,23
Ålesund, Gangstøvika	22,2	<0,01	<0,05	<0,06	<0,06	<0,04	<0,03	132	<0,33

7.2.2 Blåskjell

Dikloretan ble analysert i blåskjellprøver fra i alt 9 lokaliteter (Tabell 24). Fra 3 av disse ble det tatt 3 parallelle prøver. Ingen av prøvene hadde konsentrasjon over deteksjonsgrensen på 0,01 ng/g våtvekt.

Tabell 24. Diverse klororganiske forbindelser i blåskjell (ng/g våtvekt). Verdier over deteksjonsgrensen er markert i grått.

Lokalitet	Fettprosent	1,2-DCE	1,3,5-TCB	1,2,4-TCB	1,2,3-TCB	PeCB	HCBD	DEHP	PCP
Croftholmen	1,30	<0,01	0,01	0,01	<0,01	0,04	<0,01	114	<0,19
Gjemesholmen I712, prøve 1	0,64	<0,01	0,02	0,03	<0,01	0,02	<0,01	114	<0,20
Gjemesholmen I712, prøve 2	0,97	<0,01	0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	147	<0,29
Gjemesholmen I712, prøve 3	0,70	<0,01	<0,01	0,04	<0,02	0,03	<0,01	60,6	<0,18
Helgeroa	1,63	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	0,02	<0,01	257	<0,15
Risøyodden 71A, prøve 1	0,82	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	16 940	<0,20
Risøyodden 71A, prøve 2	0,91	<0,01	0,01	0,04	<0,01	<0,01	<0,01	94,4	<0,23
Risøyodden 71A, prøve 3	1,13	<0,01	<0,01	0,04	<0,01	<0,01	<0,01	83,6	<0,22
Strømtangen I713	0,20	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	0,02	<0,01	102	<0,31
Ormøya, prøve 1	0,98	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02	<0,01	71,9	0,10
Ormøya, prøve 2	0,86	<0,01	<0,02	<0,02	<0,02	<0,01	<0,01	202	<0,17
Ormøya, Prøve 3	0,63	<0,01	<0,02	<0,02	<0,02	<0,01	<0,01	108	<0,15
Eiterheimsneset	0,80	<0,01	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	102	<0,15
Færder	1,46	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	0,02	<0,01	1 523	<0,16
Espevær	0,83	<0,01	<0,01	0,04	<0,02	<0,01	<0,01	131	<0,21

7.2.3 Fisk

Dikloretan ble analysert i prøver av lever fra brosme på 2 stasjoner (Sognefjorden), torskelever fra 5 stasjoner og torskefilet fra en stasjon (Kristiansand) (Tabell 25). Alle prøvene var blandprøver, bortsett fra torskeleverprøven fra Varanger som bare var fra ett individ. Fra Oslofjorden er det analysert 3 parallelle blandprøver av torskelever. Ingen av prøvene hadde konsentrasjon over deteksjonsgrensen på 0,01 ng/g våtvekt.

Tabell 25. Diverse klororganiske forbindelser i fisk (ng/g våtvekt). Verdier over deteksjonsgrensen er markert i grått.

Lokalitet, vevstype	Fettprosent	1,2-DCE	1,3,5-TCB	1,2,4-TCB	1,2,3-TCB	PeCB	HCBD	DEHP	PCP
Kristiansand, torskefilet	0,10	<0,01	<0,01	0,04	<0,01	<0,02	<0,01	197	<0,23
Lofoten, torskelever	65,0	<0,01	<0,02	0,35	0,04	1,08	0,15	13 440	<1,71
Indre Oslofjord L 11-15, torskelever	33,3	<0,01	<0,01	0,14	<0,01	0,34	0,02	1 459	<7,38
Indre Oslofjord L 1-5, torskelever	15,6	<0,01	<0,10	<0,12	<0,11	0,58	<0,03	3 789	<4,00
Indre Oslofjord L 6-10, torskelever	24,8	<0,01	<0,01	0,14	<0,01	0,40	0,02	7 694	<2,46
Sognefjorden, Ombandsneset, brosme lever	38,1	<0,01	<0,01	0,73	0,11	0,42	0,03	1 140	<1,60
Sognefjorden, Takleholmen, brosme lever	31,7	<0,01	<0,01	0,53	0,06	0,45	<0,01	433	<2,22
Tromsø, torskelever	44,7	<0,01	<0,02	0,15	<0,02	0,31	0,06	276	<2,28
Varanger, torskelever 1)	23,6	<0,01	<0,01	0,12	<0,01	0,27	0,05	55 724	<3,21
Ålesund, Gangstøvika, torskelever	45,2	<0,01	<0,01	0,34	<0,01	0,59	0,06	26 829	<2,28

1) Kun 1 individ

7.3 Diskusjon dikloretan

Analysene av dikloretan viste ingen kvantifiserbare nivåer i noen av prøvene, verken fra ferskvanns- eller fra sjøvannslokalitetene. Nivåene er følgelig lavere enn 0,01 ng/g tørrvekt i sedimentene og under 0,1 ng/g våtvekt i fisk og blåskjell. Så vidt vi kjenner til finnes det ikke andre målinger av dikloretan i norske marine sedimenter eller organismer. Laveste kroniske NOEC (No Observed Effects Concentration) av dikloretan i vann er oppgitt til 10 mg/l for fisk. For å oppnå denne konsentrasjonen gjennom utlekking fra sediment kreves en sedimentkonsentrasjon av dikloretan på ca 1400 ng/g tørrvekt. De observerte nivåene i sediment synes derfor å være langt under det som forventes å kunne gi økologiske effekter.

8. Analyseresultater, klorbenzener

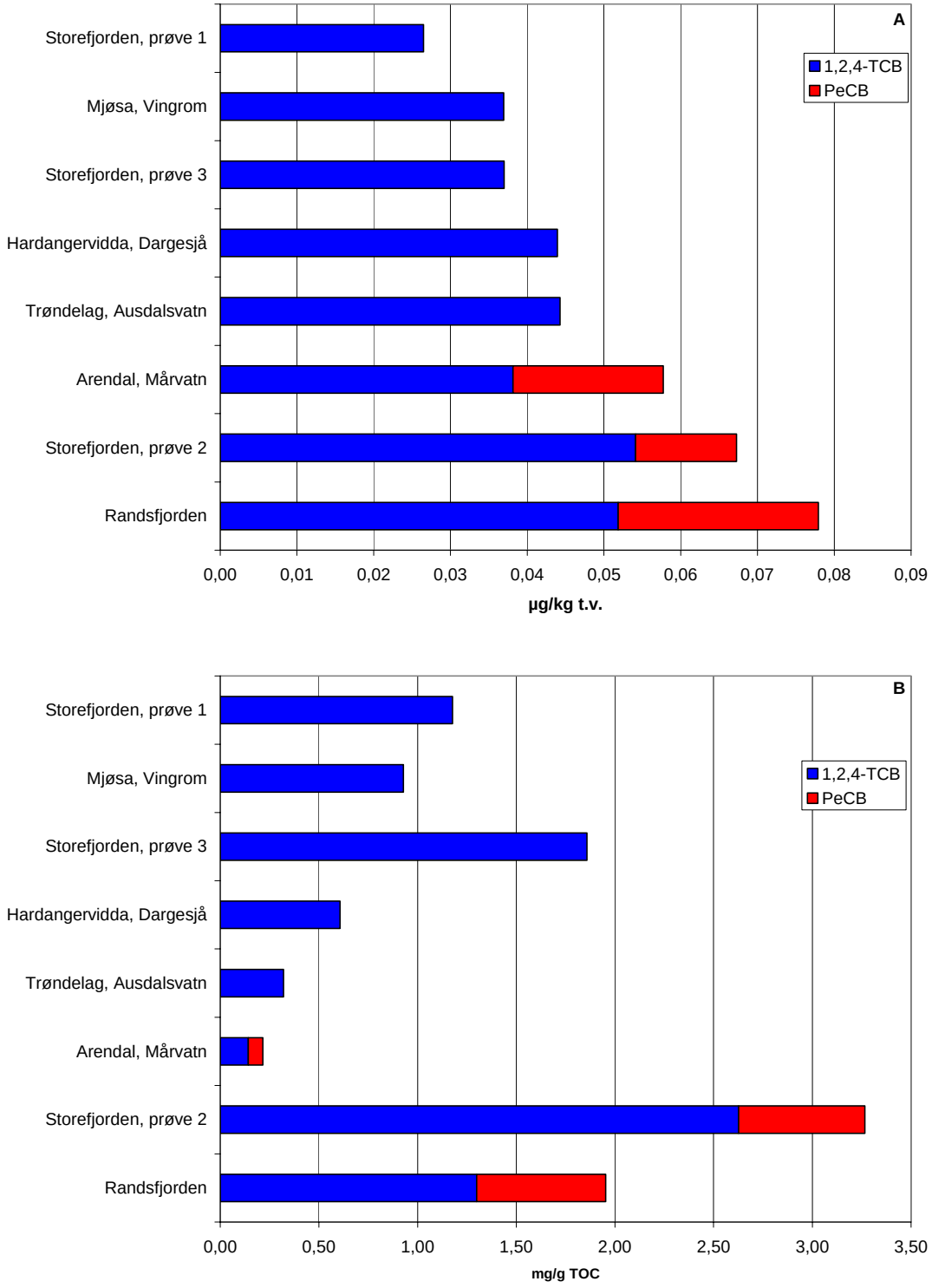
8.1 Klorbenzener i ferskvannsmiljø

8.1.1 Sedimenter

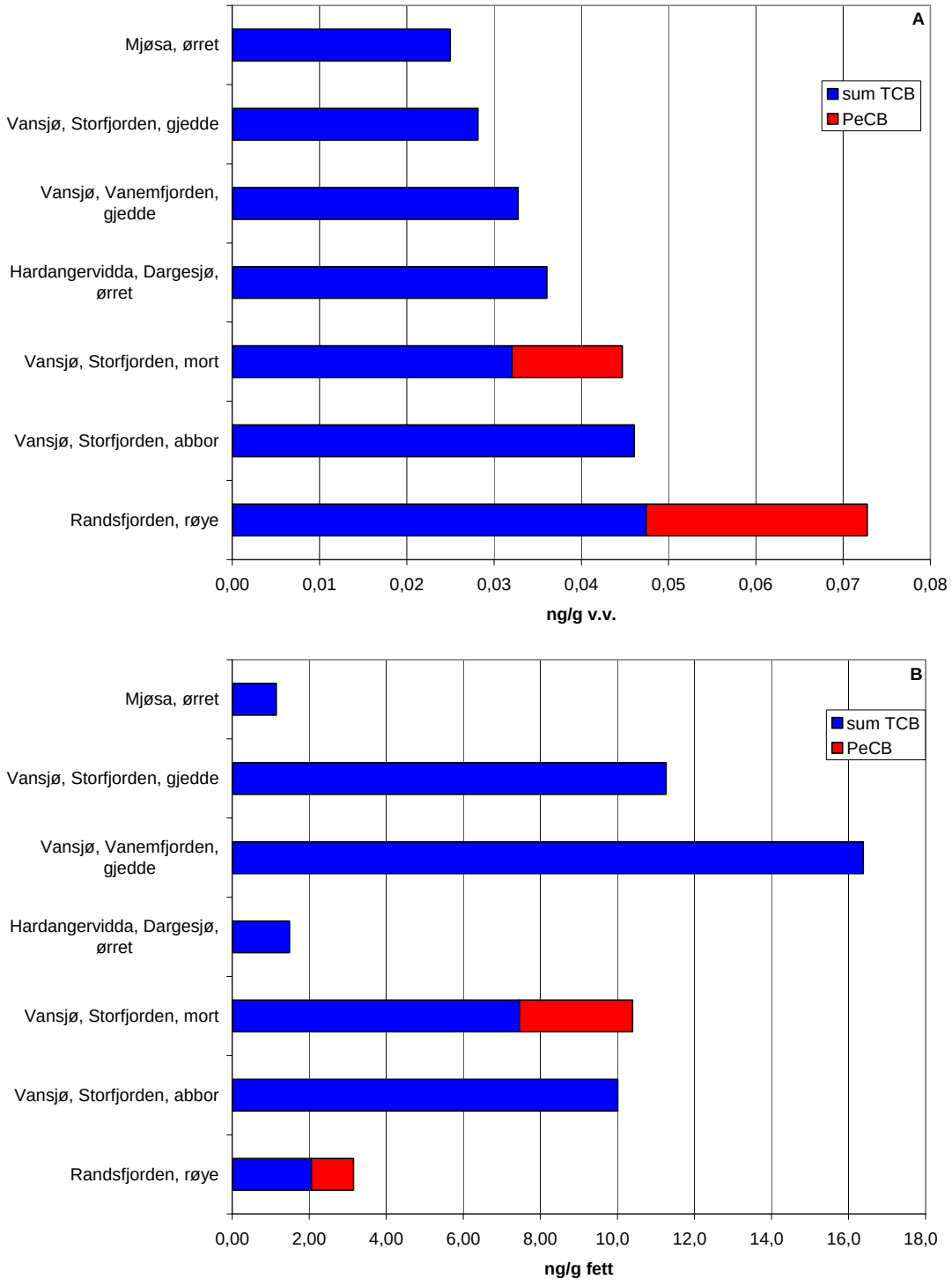
Det ble analysert for klorbenzener i 8 lokaliteter, hvorav det i Storefjorden, Vansjø, ble analysert tre paralleller. Analysen omfattet 3 isomerer av triklorbenzen (1,2,3-TCB, 1,2,4-TCB og 1,3,5-TCB) samt pentaklorbenzen. Det ble påvist kvantifiserbare konsentrasjoner av triklorbenzen (1,2,4-TCB) og pentaklorbenzen i 7 lokaliteter (Tabell 21, Figur 17). Konsentrasjonene varierte lite. For triklorbenzen var de kvantifiserbare konsentrasjonene 0,03-0,05 ng/g tørrvekt (8 prøver), mens de for pentaklorbenzen var 0,01–0,03 ng/g tørrvekt (3 prøver). TOC-normalisering førte til at de tre prøvene fra Storefjorden fikk høyest nivå av sum klorbenzener (Figur 17B).

8.1.2 Fisk

Konsentrasjonene av klorbenzener i filétprøvene av ferskvannsfisk var lave, og det var hovedsakelig triklorbenzener som hadde konsentrasjoner over deteksjonsgrensen (Tabell 22, Figur 18). For triklorbenzen var det en liten variabilitet i konsentrasjonene, og for de syv prøvene med kvantifiserbare konsentrasjoner av 1,2,3-TCB, lå de i området 0,02–0,05 ng/g våtvekt. To prøver, røye fra Randsfjorden og mort fra Storefjorden/Vansjø, hadde kvantifiserbare konsentrasjoner av pentaklorbenzen, med verdier på henholdsvis 0,03 og 0,01 ng/g våtvekt.



Figur 17. Sum kvantifiserbare klorbenzener i ferskvannssediment (A: ng/g tørrvekt; B: mg/g TOC) sortert etter stigende konsentrasjon. Stasjoner med alle forbindelser under deteksjonsgrensen er utelatt.



Figur 18. Sum klorbenzener i filet av ferskvannsfisk (A: ng/g våtvekt; B: ng/g fett) sortert etter stigende våtvektskonsentrasjon. Stasjoner med alle forbindelser under deteksjonsgrensen er utelatt.

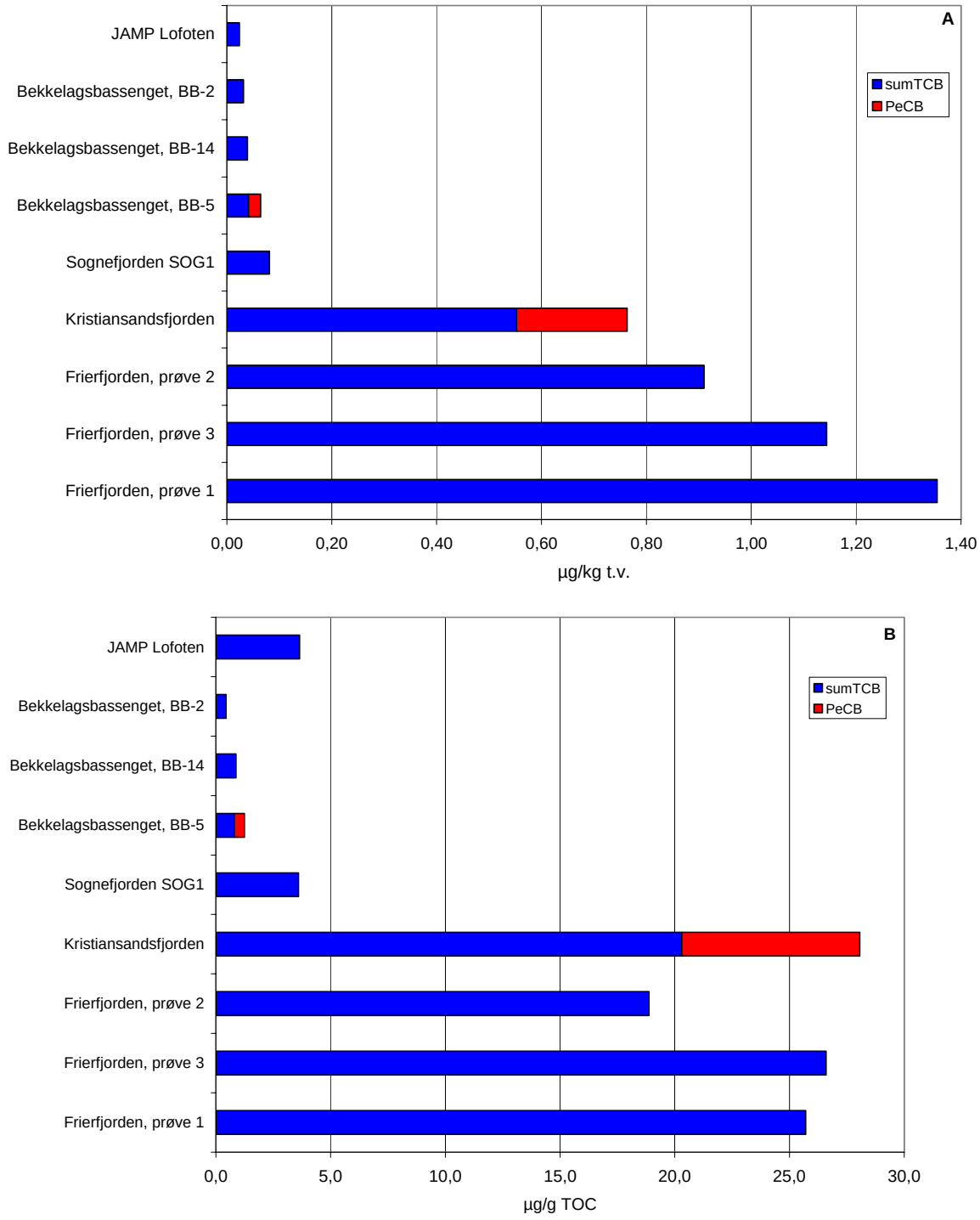
8.2 Klorbenzener i marint miljø

8.2.1 Sedimenter

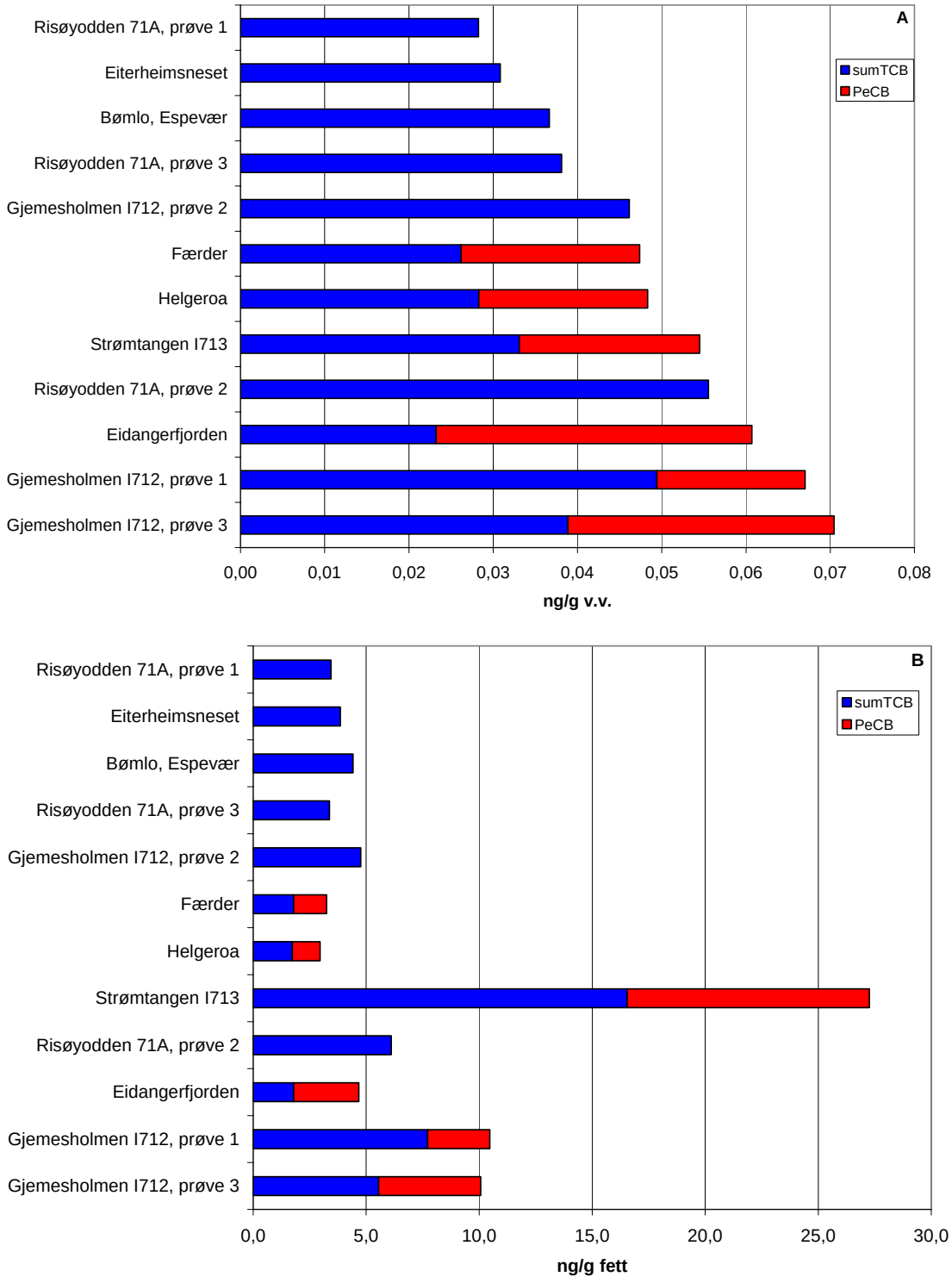
Nivåene av klorbenzener ble analysert fra i alt 14 sedimentstasjoner (Tabell 23). Fra 4 av stasjonene ble 3 parallelle prøver analysert. Analysen omfattet 3 isomerer av TCB (1,2,3-TCB, 1,2,4-TCB og 1,3,5-TCB) samt PeCB. I 13 av de 22 analyserte prøvene lå alle konsentrasjonene under deteksjonsgrensen. 1,2,3-TCB var under deteksjonsgrensen i alle prøvene. Nivåene i de kvantifiserbare prøvene er vist i Figur 19. Spennvidden i samlet konsentrasjon av klorbenzenene var 0,02 – 1,35 ng/g tørrvekt. TCB utgjorde 64 – 100 % av klorbenzenene. PeCB ble bare påvist i sediment fra Kristiansandsfjorden og ved Bekkelaget i indre Oslofjord. Prøven fra Kristiansandsfjorden og spesielt de tre parallellene fra Frierfjorden hadde klart høyere TCB-nivå enn de øvrige prøvene (Figur 19). Utelukkes prøvene fra Frierfjorden og Kristiansandsfjorden var spennvidden 0,02 – 0,08 ng/g tørrvekt. TOC-normalisering endret ikke prøverekkefølgen nevneverdig (Figur 19B).

8.2.2 Blåskjell

Klorbenzener ble analysert i blåskjellprøver fra i alt 9 lokaliteter (Tabell 24, Figur 20). Fra 3 av disse ble det tatt 3 parallelle prøver. I 3 av i alt 15 analyserte prøver lå alle konsentrasjonene under deteksjonsgrensen. 1,2,3-TCB var under deteksjonsgrensen i alle unntatt 1 prøve (Eitrheimsneset i Sørfjorden, Tabell 24). PeCB ble bare funnet i 6 skjellprøver: ved Færder og i 5 prøver fra ulike steder i Grenlandsfjordene. Variasjonen mellom prøvene i sum klorbenzener var liten, fra ca 0,03 ng/g våtvekt ved Eitrheimsneset og ved Risøyodden i Grenland til 0,07 ng/g våtvekt i 2 prøver fra Gjemesholmen i Grenland (Figur 20A). Forskjellen mellom parallelle prøver var usystematisk, men siden deteksjonsgrensen for enkeltstoffer var så høy som 0,02 ng/g våtvekt, bør man ikke legge for stor vekt på disse forskjellene. Fettnormalisering (Figur 20B) reduserte ikke den totale variasjonen blant prøvene, men førte til at nivået i blåskjell fra Strømtangen ble betydelig høyere enn i de øvrige skjellprøvene.



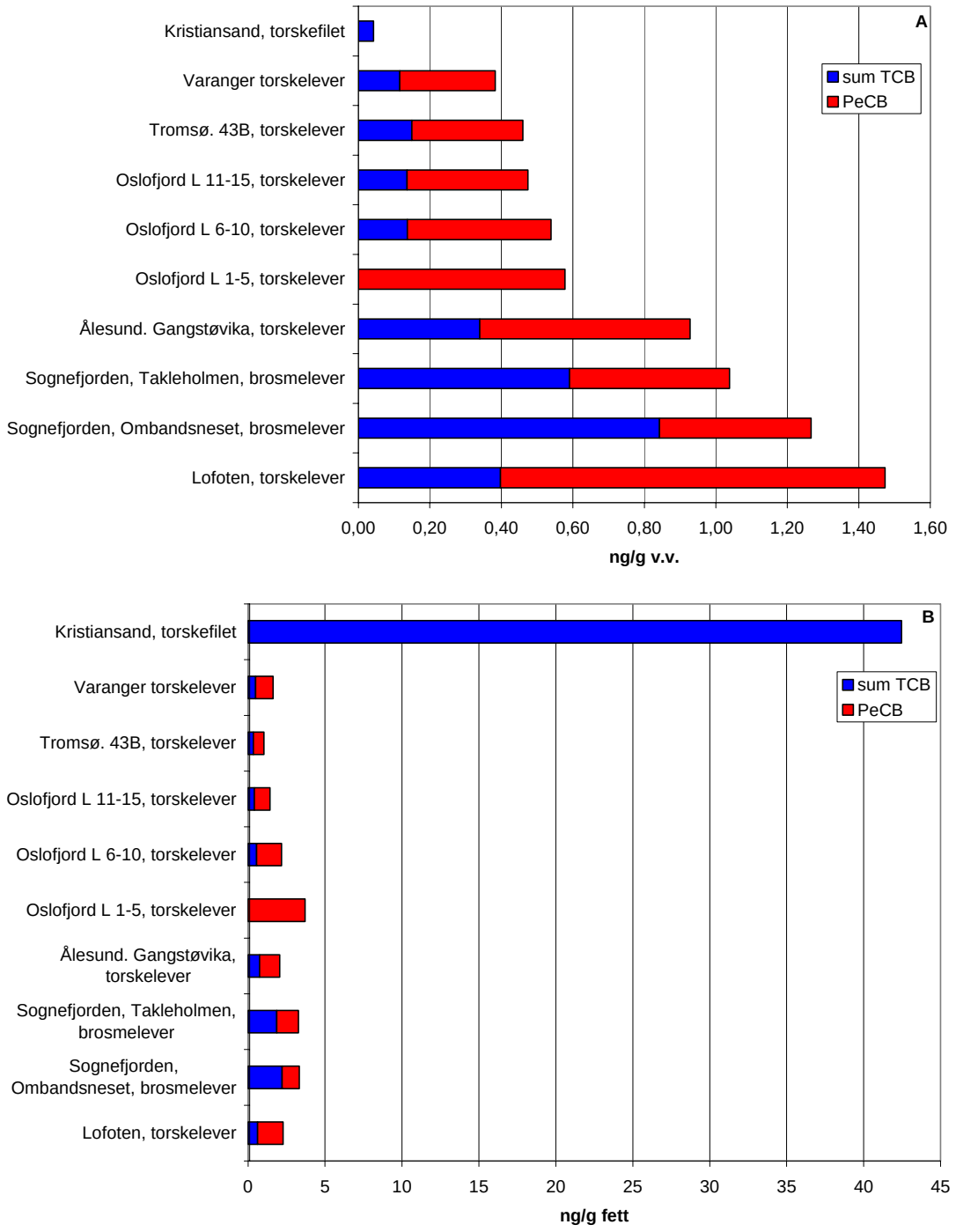
Figur 19. Sum klorbenzener i marint sediment (A: ng/g tørrvekt; B: µg/g TOC) sortert etter stigende tørrvekts konsentrasjon. Stasjoner med alle forbindelser under deteksjonsgrensen er utelatt.



Figur 20. Sum klorbenzener i blåskjell (A: ng/g våtvekt; B: ng/g fett) sortert etter stigende våtvektskonsentrasjon. Stasjoner med alle forbindelser under deteksjonsgrensen er utelatt.

8.2.3 Fisk

Klorbenzener ble analysert i prøver av lever fra brosme på 2 stasjoner (Sognefjorden), torskelever fra 5 stasjoner og torskefilet fra en stasjon (Kristiansand) (Tabell 25). Alle prøvene var blandprøver, bortsett fra torskeleverprøven fra Varanger som bare var fra ett individ. Fra Oslofjorden er det analysert 3 parallelle blandprøver av torskelever. Alle de 10 fiskeprøvene viste kvantifiserbart nivå av ett eller flere av stoffene. Samlet nivå av klorbenzener varierte fra 0,04 ng/g våtvekt i torskefiletprøven (Kristiansand, kun TCB) til 1,47 ng/g våtvekt i torskelever fra Lofoten (Figur 21A). Brosmelever fra Sognefjorden var blant prøvene med høyest nivå. Torskeleverprøvene hadde høyere konsentrasjon av PeCB enn av TCB, mens det var omvendt i brosmelever. Fettnormalisering jevnet ut forskjellene mellom leverprøvene noe, mens filétprøven fra Kristiansand fikk svært høy TCB på grunn av den lave fettprosenten (Figur 21B).



Figur 21. Sum klorbenzener i marin fisk (A: ng/g våtvekt; B ng/g fett) sortert etter stigende våtvektskonsentrasjon. Stasjoner med alle forbindelser under deteksjonsgrensen er utelatt.

8.3 Diskusjon klorbenzener

8.3.1 Ferskvannsmiljø

Sedimenter
I en regional undersøkelse av persistente organiske forurensninger i innsjøsedimenter som dekket Sør- og Midt-Norge, gjennomført i perioden 1994–1996, ble overflatesedimentene i 69 innsjøer bl. a. analysert for PeCB og heksaklorbensen HCB (Rognerud et al. 1997). De vanlig forekommende konsentrasjonsområdene (10-90 prosentilene) for disse to forbindelsene var henholdsvis 0,1–0,47 ng/g og 0,10–1,96 ng/g.

Nivåene av klorbenzener i foreliggende undersøkelse var lave sammenliknet med resultatene rapportert i Rognerud et al. (1997), og det ble kun påvist kvantifiserbare konsentrasjoner av 1,2,4-TCB (0,03-0,05 ng/g) og PeCB (0,01–0,03 ng/g).

Mjøsa og Mårvatn inngikk i den regionale undersøkelsen, og konsentrasjonene av PeCB og HCB i Mjøsa (tre stasjoner) var henholdsvis 0,1-0,4 ng/g og 0,4-0,6 ng/g mens de i Mårvatn var 0,4 og 0,8 ng/g. Dette, samt de generelt lave konsentrasjonene som ellers ble funnet, kan indikere en alminnelig nedgang i forurensningene av klorbenzener.

Fisk
I en nasjonal undersøkelse over persistente organiske miljøgifter i ferskvannsfisk (Fjeld et al. 2001) ble det analysert for PeCB og HCB i muskelprøver fra 94 fiskebestander (hovedsaklig ørret, men også røye, abbor og gjedde) fra 52 innsjøer. Hovedmengden av prøvene var innsamlet i perioden 1998–1999. For PeCB viste majoriteten av analysene (86 %) verdier under deteksjonsgrenene (vanligvis omkring 0,03 ng/g), mens de øvrige (13 prøver) varierte mellom 0,02–0,10 ng/g.

Nivåene av klorbenzener i foreliggende undersøkelse var gjennomgående lavere enn resultatene rapportert i Fjeld et al. (2001), og det ble kun påvist kvantifiserbare konsentrasjoner av 1,2,4-TCB (0,02-0,05 ng/g våtvekt) og PeCB (0,01–0,03 ng/g våtvekt). For PeCB ble det funnet en konsentrasjon på 0,03 ng/g i fire prøver (de øvrige var under deteksjonsgrensene). Nivåene av TCB var også lave, og varierte mellom <0,02–0,05 ng/g.

Mjøsa og Vansjø inngikk i den nasjonale undersøkelsen til Fjeld et al (2001), og gjør det derved mulig å sammenlikne dagens konsentrasjoner med tidligere nivåer. Konsentrasjonen av PeCB i ørret i Mjøsa i prøven fra 1998 var <0,1 ng/g, mens PeCB i foreliggende undersøkelse var <0,01. For abbor fra Vansjø (Storefjorden) var tilsvarende konsentrasjon i 1998 0,03 ng/g, for gjedde var den 0,07 ng/g, mens PeCB i 2006 alle var <0,01 ng/g. Som for sedimentene indikerer dette, samt de generelt lave konsentrasjonene som ellers ble funnet, en alminnelig nedgang i forurensningene av klorbenzener.

8.3.2 Marint miljø

Sedimenter
I 13 av de 22 undersøkte sedimentprøvene lå både TCB og PeCB under deteksjonsgrensene. Det var ikke noe klart mønster i hvilke prøver som lå under eller ikke. For eksempel lå de tre prøvene fra Bekkelagsbassenget i indre Oslofjord under deteksjonsgrensen, mens de tre fra JAMP-stasjon 30S litt lenger ute i samme fjord lå over. Likeledes lå Frierfjordsedimentene høyest av alle prøvene, mens sedimenter fra nabofjordene Eidanger- og Langesundsfjorden lå under deteksjonsgrensene. For mange av prøvene lå de kvantifiserbare nivåene omtrent likt med det som i andre prøver var deteksjonsgrensene, slik at det i realiteten bare var sedimentene fra Frierfjorden og Kristiansandsfjorden som hadde konsentrasjoner klart over deteksjonsgrensen. Spennvidden i de øvrige prøvene var som for ferskvannssedimentene. PeCB er tidligere blitt analysert i sedimenter fra Grenlandsfjordene og Kristiansandsfjorden. Nivåene i 1997 var for Frierfjorden 14 – 35,5 ng/g tørrvekt, Eidangerfjorden 6,3 ng/g tørrvekt og Langesundsfjorden 0,14 – 6,4 ng/g tørrvekt. Sammenliknet med dette var nivåene funnet i 2006 lave (maks 0,21 ng/g tørrvekt i Kristiansandsfjorden).

I forslaget til revidert system for miljøkvalitetsklassifisering av marine sedimenter som skal ferdigstilles av SFT høsten 2007 er PeCB lagt inn med en øvre grense for klasse II (moderat forurenset) på 40 ng/g tørrvekt som også tilsvarer en beregnet PNEC-verdi for toksisitet av stoffet i sediment. Dersom man også tar med mulige effekter på høyere trofisk nivå gjennom akkumulering i næringskjeden er PNEC satt til 0,28 ng/g tørrvekt. Det høyeste nivået i 2006 i Kristiansandsfjorden, var 0,21 ng/g tørrvekt som derved ligger under den strengeste PNEC-verdien. En rekke av prøvene hadde for øvrig nivå under deteksjonsgrensen som maksimalt var 0,05 ng/g tørrvekt. Det er derfor liten grunn til å tro at de nivåene av PeCB som er funnet innebærer en miljørisiko av betydning.

TCB omfattes ikke av SFTs klassifiseringssystem, men ut fra en laveste kronisk LC50-verdi på 300 µg/l overfor saltvanns krepsdyr og en fordelingskoeffisient Kd på 6,3 kan man anta at en kronisk effektgrense for TCB i sediment er ca 1900 ng/g tørrvekt. INCHEM Assessment Document 60 (http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad60.htm#8.0) angir en laveste kronisk toksisitetsgrense av TCB på 8 µg/l, som gir en tilsvarende toksisitetsgrense i sediment på ca 50 ng/g tørrvekt. Høyeste TCB-nivå i 2006 var 1,35 ng/g tørrvekt. Dette tilsier at de funne TCB-nivåene heller ikke utgjør noen miljørisiko.

Blåskjell
Det var liten forskjell i nivå av klorbenzener mellom de forskjellige skjellprøvene (spennvidde 0,03 – 0,07 ng/g våtvekt). Likheten i konsentrasjon mellom parallelle prøver var ikke større enn mellom stasjonene. Siden deteksjonsgrensene for enkeltstoffer var 0,01 – 0,02 kan man faktisk ha en sum av klorbenzener på over 0,04 uten at noen enkeltstoffer er reelt kvantifiserbare. Dette tyder på at det er ganske tilfeldig hvilke prøver som var kvantifiserbare og ikke. Det er derfor ikke mulig å tolke noe mønster i nivå mellom de ulike lokalitetene, bortsett fra at nivåene av klorbenzener i alle blåskjellprøvene var lave.

Fettnormaliserte klorbenzen-konsentrasjoner varierte fra 3,0 til 10,5 ng/g fett (med unntak av en prøve på 27,3 ng/g fett), som var høyere enn fettnormalisert klorbenzen i fiskelever (se nedenfor).

Fisk

I samtlige fiskeprøver var en eller flere av klorbenzenene kvantifiserbare. Spennvidden i konsentrasjoner i leverprøvene var fra 0,38 til 1,47 ng/g våtvekt. De to brosmeprøvene fra den dypere del av Sognefjorden var blant de med høyest nivå. I 2005 ble det funnet 2,2 – 30,4 ng/g våtvekt av PeCB i 20 individuelle torskelever fra Frierfjorden og tilsvarende 0,1 – 2,3 ng/g våtvekt i Eidangerfjorden. I leverprøvene fra 2006 var spennvidden i nivå av PeCB mye lavere: 0,27 – 1,08 ng/g våtvekt.

De fettnormaliserte klorbenzen-konsentrasjonene i fiskelever (1,0 – 3,7 ng/g fett) var lavere enn tilsvarende i blåskjell. I en svensk undersøkelse av klorbenzener i sildefilét (Sternbeck et al 2004) lå alle nivåene under deteksjonsgrensen. Dette tilsvarte < 70 ng/g fett i Bottenviken, < 15 ng/g fett i Østersjøen og <10 ng/g fett på vestkysten. Siden dette er øvre grenser for konsentrasjonene er det vanskelig å bedømme hvordan de ligger i forhold til de norske fiskeleverkonsentrasjonene.

Disse sammenlikningene viser at de norske nivåene i 2006 ikke er urovekkende høye.

9. Analyseresultater, pentaklorfenol

9.1 Pentaklorfenol i ferskvannsmiljø

9.1.1 Sedimenter

Det ble ikke påvist kvantifiserbare konsentrasjoner av PCP i noen av de 10 prøvene av ferskvannsedimenter (Tabell 21), og deteksjonsgrensene varierte mellom <0,16 og <2,43 ng/g tørrvekt.

9.1.2 Fisk

Det ble ikke påvist kvantifiserbare konsentrasjoner av PCP i noen av de 9 prøvene av ferskvannsfisk (Tabell 22), og deteksjonsgrensene varierte mellom <0,14 og <0,47 ng/g våtvekt.

9.2 Pentaklorfenol i marint miljø

Etter det vi vet er ikke PCP blitt analysert i norske marine prøver tidligere.

9.2.1 Sedimenter

Nivåene av PCP ble analysert fra i alt 14 sedimentstasjoner (Tabell 23). Fra 4 av stasjonene ble 3 parallelle prøver analysert. Kun sedimentet fra stasjon BB5 i Bekkelagsbassenget, indre Oslofjord, hadde kvantifiserbar konsentrasjon av PCP (0,76 ng/g tørrvekt). Deteksjonsgrensen varierte fra 0,15 til 0,83 ng/g tørrvekt blant prøvene.

9.2.2 Blåskjell

Nivåene av PCP ble analysert i blåskjellprøver fra i alt 9 lokaliteter (Tabell 24). Fra 3 av disse ble det tatt 3 parallelle prøver. Kun en av parallellene fra Ormøya, indre Oslofjord, hadde kvantifiserbar konsentrasjon av PCP (0,10 ng/g våtvekt), men dette kan bero på tilfeldigheter siden deteksjonsgrensen forøvrig varierte mellom 0,15 og 0,31 ng/g våtvekt.

9.2.3 Fisk

Klorbenzener ble analysert i prøver av lever fra brosme på 2 stasjoner (Sognefjorden), torskelever fra 5 stasjoner og torskefilet fra en stasjon (Kristiansand) (Tabell 25). Alle prøvene var blandprøver, bortsett fra torskeleverprøven fra Varanger som bare var fra ett individ. Fra Oslofjorden er det analysert 3 parallelle blandprøver av torskelever. Ingen av prøvene viste PCP-nivå over deteksjonsgrensene.

9.3 Diskusjon pentaklorfenol

9.3.1 Ferskvannsmiljø

Etter hva vi vet er det ikke tidligere rapportert om nivåer av klorfenoler i norske ferskvannssedimenter og ferskvannsfisk.

Sammenliknet med forslaget til nytt system for miljøkvalitetsklassifisering av marine sedimenter (ferdigstilles av SFT høsten 2007), hvor er PCP lagt inn med en øvre grense for klasse II (moderat forurenset) på 12 ng/g, er de rapporterte nivåene (<0,16 – <2,43 ng/g tørrvekt) lave og skulle ikke utgjøre noen miljørisiko. 12 ng/g ansees også som en PNEC-

verdi for marine organismer, og det er normalt ikke noen systematisk forskjell i følsomhet for organiske miljøgifter mellom ferskvannsorganismer og marine organismer.

Ingen av filétprøvene fra ferskvannsfisk viste PCP-konsentrasjoner over deteksjonsgrensene (<0,14 – <0,47 ng/g våtvekt). Det er derfor ikke mulig å tolke noe mønster av PCP-nivåene i fisk, men man må anta at de generelt var lave.

9.3.2 Marint miljø

Sedimenter
Kun en av sedimentprøvene, stasjon BB5 fra Bekkelagsbassenget hadde kvantifiserbar mengde av PCP: 0,76 ng/g tørrvekt, Høyeste deteksjonsgrense var på samme nivå 0,8 ng/g tørrvekt. Dette betyr at nivået på stasjon BB5 så vidt var detekterbart. I en svensk undersøkelse fra 2002 (Palm et al 2002) ble det funnet PCP i konsentrasjoner <1 – 7 ng/g tørrvekt i Stenungsund som var en klar nedgang siden tilsvarende målinger i 1995 (32 – 150 ng/g tørrvekt). Sett i denne sammenheng var de norske nivåene også lave. I forslaget til nytt system for miljøkvalitetsklassifisering av marine sedimenter som skal ferdigstilles av SFT høsten 2007 er PCP lagt inn med en øvre grense for klasse II (moderat forurenset) på 12 ng/g som også tilsvarer en beregnet PNEC-verdi for toksisitet av stoffet i sediment. Dette ligger såpass høyt over nivåene av PCP i de analyserte sedimentene at stoffet ikke bør utgjøre noen miljørisiko av betydning.

Blåskjell
Nivåene av PCP i blåskjell lå alle under deteksjonsgrensen bortsett fra i en prøve (Ormøya, indre Oslofjord) omtrent på deteksjonsgrensen. Det er derfor ikke mulig å tolke noe mønster av PCP-nivåene i blåskjell. På fettvektsbasis var konsentrasjonen i den ene kvantifiserbare prøven 10,0 ng/g fett. Fettbasert nivå i de øvrige, ikke kvantifiserbare prøvene (deteksjonsgrensene regnet på fettbasis) kan i verste fall ha vært 154,3 ng/g fett (en prøve fra Strømtangen i Grenland), men ville for de fleste prøvene ligge i intervallet <9 – 30 ng/g fett. Til sammenlikning oppgir Palm et al (2002) nivåer i blåskjell opp til 440 ng/g fett fra en nordisk undersøkelse og 0,19 – 61 ng/g fett i skjell fra Stenungsund i 2002. PCP-nivået i blåskjell fra det norske stasjonsutvalget synes derfor å være på linje med det som er funnet i Sverige.

Fisk
Ingen av prøvene viste nivå over deteksjonsgrensene. Det er derfor ikke mulig å tolke noe mønster av PCP-nivåene i fiskelever, men man må anta at de generelt var lave.

10. Analyseresultater, heksaklor-1,3-butadien (HCBD)

10.1 HCBD i ferskvannsmiljø

10.1.1 Sedimenter

Det ble ikke påvist kvantifiserbare konsentrasjoner av HCBD i noen av de 10 prøvene av ferskvannsedimenter (Tabell 21), og deteksjonsgrensene varierte mellom <0,01 og <0,03 ng/g tørrvekt.

10.1.2 Fisk

Det ble ikke påvist kvantifiserbare konsentrasjoner av HCBD i noen av de 9 prøvene av ferskvannsfisk (Tabell 22), og deteksjonsgrensen var <0,01 ng/g våtvekt.

10.2 HCBD i marint miljø

10.2.1 Sedimenter

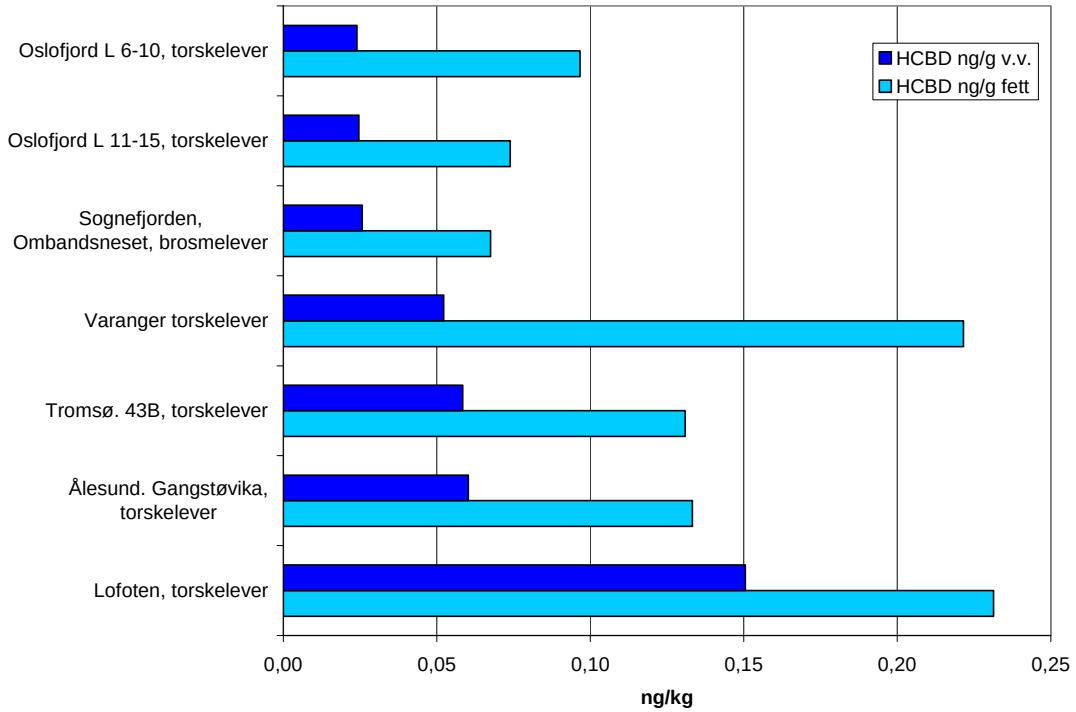
Nivåene av HCBD ble analysert fra i alt 14 sedimentstasjoner (Tabell 23). Fra 4 av stasjonene ble 3 parallelle prøver analysert. Ingen av prøvene hadde konsentrasjon over deteksjonsgrensen på 0,01-0,04 ng/g tørrvekt.

10.2.2 Blåskjell

HCBD ble analysert i blåskjellprøver fra i alt 9 lokaliteter (Tabell 24). Fra 3 av disse ble det tatt 3 parallelle prøver. Ingen av prøvene hadde konsentrasjon over deteksjonsgrensen på 0,01 ng/g våtvekt.

10.2.3 Fisk

HCBD ble analysert i prøver av lever fra brosme på 2 stasjoner (Sognefjorden), torskelever fra 5 stasjoner og torskefilet fra en stasjon (Kristiansand) (Tabell 25). Alle prøvene var blandprøver, bortsett fra torskeleverprøven fra Varanger som bare var fra ett individ. Fra Oslofjorden er det analysert 3 parallelle blandprøver av torskelever. I 3 av de 10 prøvene var HCBD under deteksjonsgrensen: en av torskelever-parallellene fra Oslofjorden, brosmelever fra Takleholmen i Sognefjorden, og torskefilet fra Kristiansandsfjorden. Nivåene for øvrig varierte mellom ca 0,02 ng/g våtvekt i de to andre parallellene av torskelever fra Oslofjorden, til 0,15 ng/g våtvekt i torskelever fra Lofoten (Figur 22). Ved fettnormalisering var fortsatt prøvene fra Oslofjorden og Sognefjorden lavest. Torskelever fra Varangerfjorden (NB, bare ett individ) og Lofoten hadde de høyeste fettnormaliserte HCBD-nivåene.



Figur 22. HCBD i marin fiskelever i ng/g på våtvekts- og fettvektsbasis sortert etter stigende våtvektskonsentrasjoner. Prøver med nivå under deteksjonsgrensene er utelatt.

10.3 Diskusjon HCBD

10.3.1 Ferskvannsmiljø

Etter hva vi vet er det ikke tidligere rapportert om nivåer av HCBD i norske ferskvannssedimenter og ferskvannsfisk.

Sammenliknet med forslaget til nytt system for miljøkvalitetsklassifisering av marine sedimenter (ferdigstilles av SFT høsten 2007), hvor er HCBD lagt inn med en øvre grense for klasse II (moderat forurenset = PNEC) på 49 ng/g er de rapporterte nivåene (<0,01 – <0,03 ng/g tørrvekt) lave. Siden det normalt ikke er noen systematisk forskjell i følsomhet for organiske miljøgifter mellom ferskvannsorganismer og marine organismer bør ikke nivåene utgjøre noen miljørisiko.

Ingen av filétprøvene av ferskvannsfisk viste konsentrasjoner over deteksjonsgrensen på 0,01 ng/g våtvekt). Det er derfor ikke mulig å tolke noe mønster av HCBD-nivåene i fisk, men man må anta at de generelt var lave.

10.3.2 Marint miljø

Sedimenter
Ingen av sedimentprøvene hadde HCBD over deteksjonsgrensen på maksimum 0,04 ng/g tørrvekt. Noe mønster mellom prøvene kan derfor ikke tolkes. I forslaget til nytt system for

miljøkvalitetsklassifisering av marine sedimenter som skal ferdigstilles av SFT høsten 2007 er HCBD lagt inn med en øvre grense for klasse II (moderat forurenset) på 49 ng/g som også tilsvarer en beregnet PNEC-verdi for toksisitet av stoffet i sediment. Dersom man tar høyde for mulige effekter på høyere trofisk nivå via transport av HCBD gjennom næringskjeden er denne grensen satt til 0,3 - 3,4 ng/g tørrvekt (avhengig av TOC). Dette tilsier at nivåene i sedimenter fra 2006 ikke utgjør noen miljørisiko av betydning.

Blåskjell
Ingen av skjellprøvene hadde HCBD over deteksjonsgrensen på 0,01 ng/g våtvekt, og noe mønster mellom prøvene kan derfor ikke beskrives. Resultatene betyr samtidig at skjellprøvene i verste fall hadde fettnormalisert nivå opp mot 5 ng/g fett. HCBD i fiskefilét ble inkludert i den nordiske screeningen (Kallenborn et al 2004). Her lå gjennomsnittsnivået i sild fra ca 7 til 30 ng/g fett. Det er lite kjent om grenseverdier for innhold av HCBD i sjømat. En eldre russisk grenseverdi er satt til 10 ng/g (http://www.inchem.org/documents/hsg/hsg/hsg084.htm#SectionNumber:7.1), dvs minst det doble av nivåene i norske blåskjell i 2006. Dette indikerer at nivåene i blåskjellprøvene må kunne betegnes som lave.

Fisk
Nivåene varierte mellom ca 0,02 og 0,15 ng/g våtvekt i torskelever. Fettnormaliserte nivåer varierte fra 0,1 til 0,23 ng/g fett. Dette er ca 30-300 ganger lavere enn fettnormaliserte nivåer i sildefilét i den nordiske screeningundersøkelsen (Kallenborn et al 2004). Ut fra deteksjonsgrensen var den fettnormaliserte HCBD-konsentrasjonen i torskefilét fra Kristiansand maksimum 10 ng/g fett, som også er i den lavere del av intervallet for sildefilét. Andre undersøkelser er ikke funnet, men sammenlikningen med den nordiske screeningen tyder på at HCBD i de marine fiskeprøvene fra 2006 var lav.

11. Analyseresultater, di-2-etylhexylftalat (DEHP)

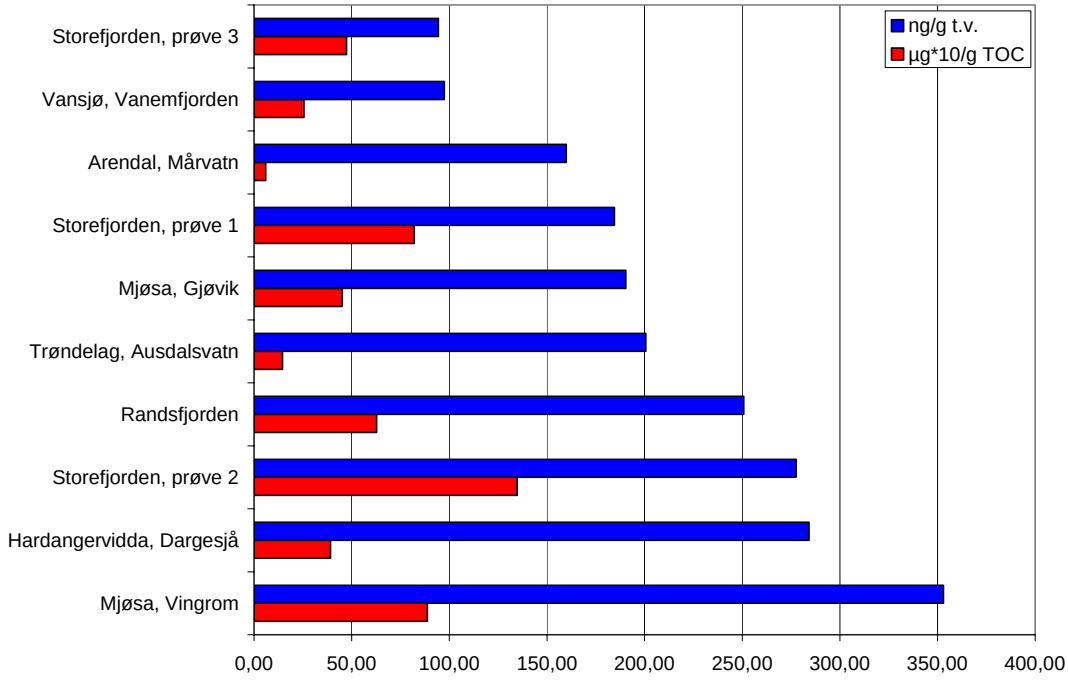
11.1 DEHP i ferskvannsmiljø

11.1.1 Sedimenter

Konsentrasjonen av DEHP i de 11 prøvene av ferskvannssedimenter varierte mellom 94,4 og 353 ng/g tørrstoff (Tabell 21, Figur 23).

Ved stasjonen i Storefjorden, Vansjø, ble det analysert 3 parallelle prøver som ga resultater om spenner over fra laveste konsentrasjon og til en av de høyeste i materialet (94,4–278 ng/g tørrstoff).

Høyeste konsentrasjon ble funnet i Mjøsa ved Vingrom, men det er verd å merke seg at prøven fra Dargesjå, Hardangervidda, hadde den nest høyeste verdien på 284 ng/g tørrstoff.

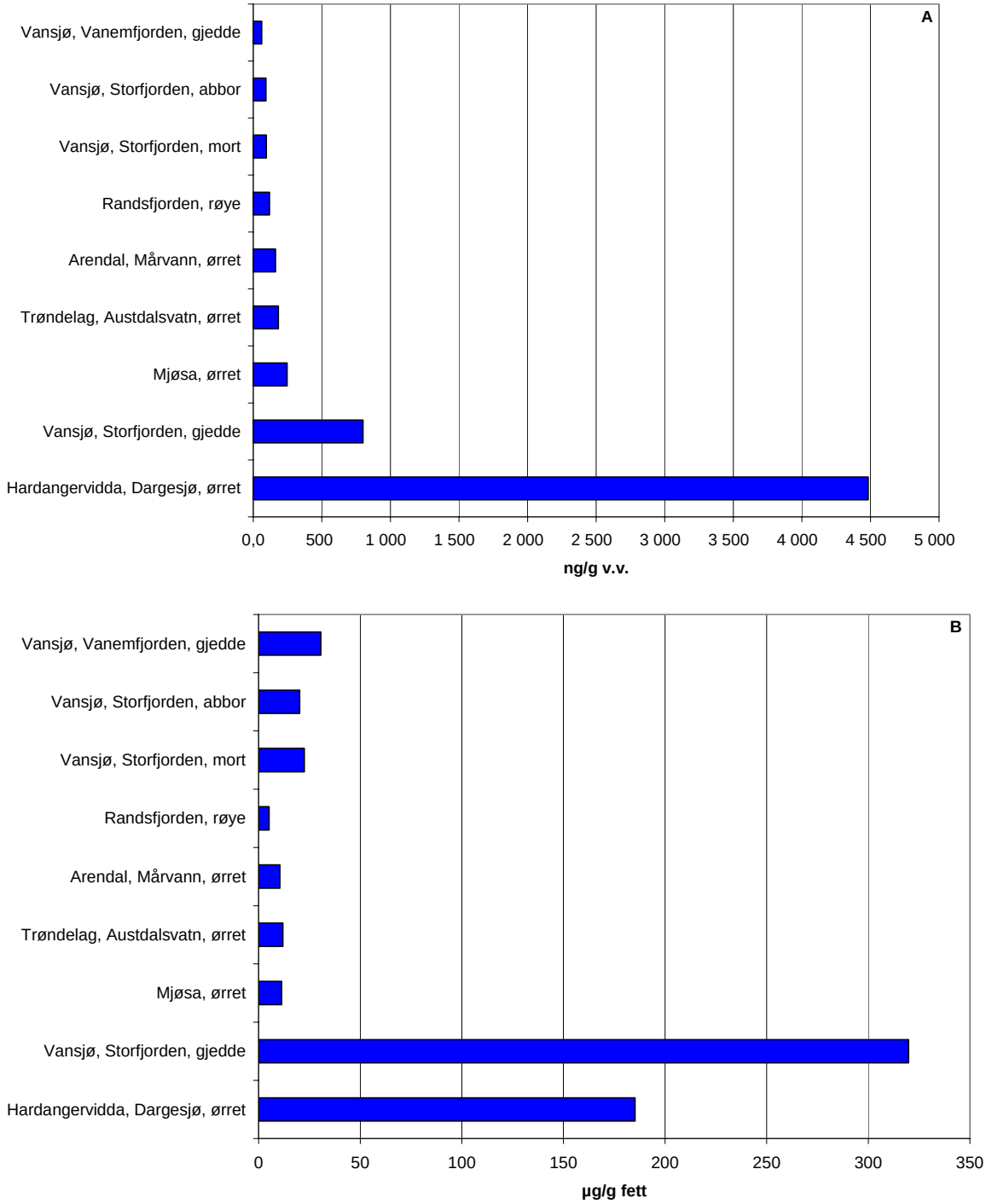


Figur 23. DEHP i ferskvannssediment på tørrvektsbasis (ng/g tørrvekt) og normalisert til innhold av TOC (µg/g TOC) sortert etter stigende tørrvektskonsentrasjon. TOC-normaliserte verdier er multiplisert med 10.

11.1.2 Fisk

Konsentrasjonene av DEHP i muskelvev av ferskvannsfisk varierte mellom 61,2 og 800 ng/g våtvekt, med unntak av ørretprøven fra Dargesjå Hardangervidda som hadde en avvikende høy konsentrasjon på 4483 ng/g våtvekt (Tabell 22, Figur 24). Ser vi bort fra denne prøven

hadde ørret fra Mjøsa og gjedde fra Storefjorden, Vansjø, de høyeste konsentrasjonene på henholdsvis 247 og 800 ng/g våtvekt. Normalisering til fett (Figur 24B) endret noe på fordelingsmønsteret, ved at gjedde fra Storefjorden, Vansjø, fikk høyeste konsentrasjon på 320 µg/g fett, men ørreten fra Dargesjå hadde fortsatt en høy verdi på 180 µg/g fett. De øvrige prøvene viste et lavere nivå; i området 5–31 µg/g fett.



Figur 24. DEHP i ferskvannsfisk i ng/g våtvekt (A) og µg/g fett (B) sortert etter stigende våtvektskonsentrasjoner.

11.2 DEHP i marint miljø

11.2.1 Sedimenter

Nivåene av DEHP ble analysert i prøver fra i alt 14 sedimentstasjoner. Fra 4 av stasjonene ble 3 parallelle prøver analysert. Alle prøvene viste kvantifiserbart nivå av DEHP (Tabell 23, Figur 25). Laveste nivå, 73,5 ng/g tørrvekt, ble funnet i en av parallellene fra stasjon 30S i indre Oslofjord. Høyeste nivå, 339 ng/g tørrvekt ble funnet i en av parallellene fra Frierfjorden. Det var variabelt samsvar mellom parallelle prøver. Parallellene fra Eidangerfjorden i Grenland var svært like (145 – 150 ng/g tørrvekt), mens parallellene fra Stasjon 30S i Oslofjorden varierte med en faktor 2,5 (73,5 – 187 ng/g tørrvekt). TOC-normalisert DEHP varierte fra 2,5 til 17, 4 µg/g TOC, høyest i ytre Langesundsfjorden og Lofoten (Figur 25B).

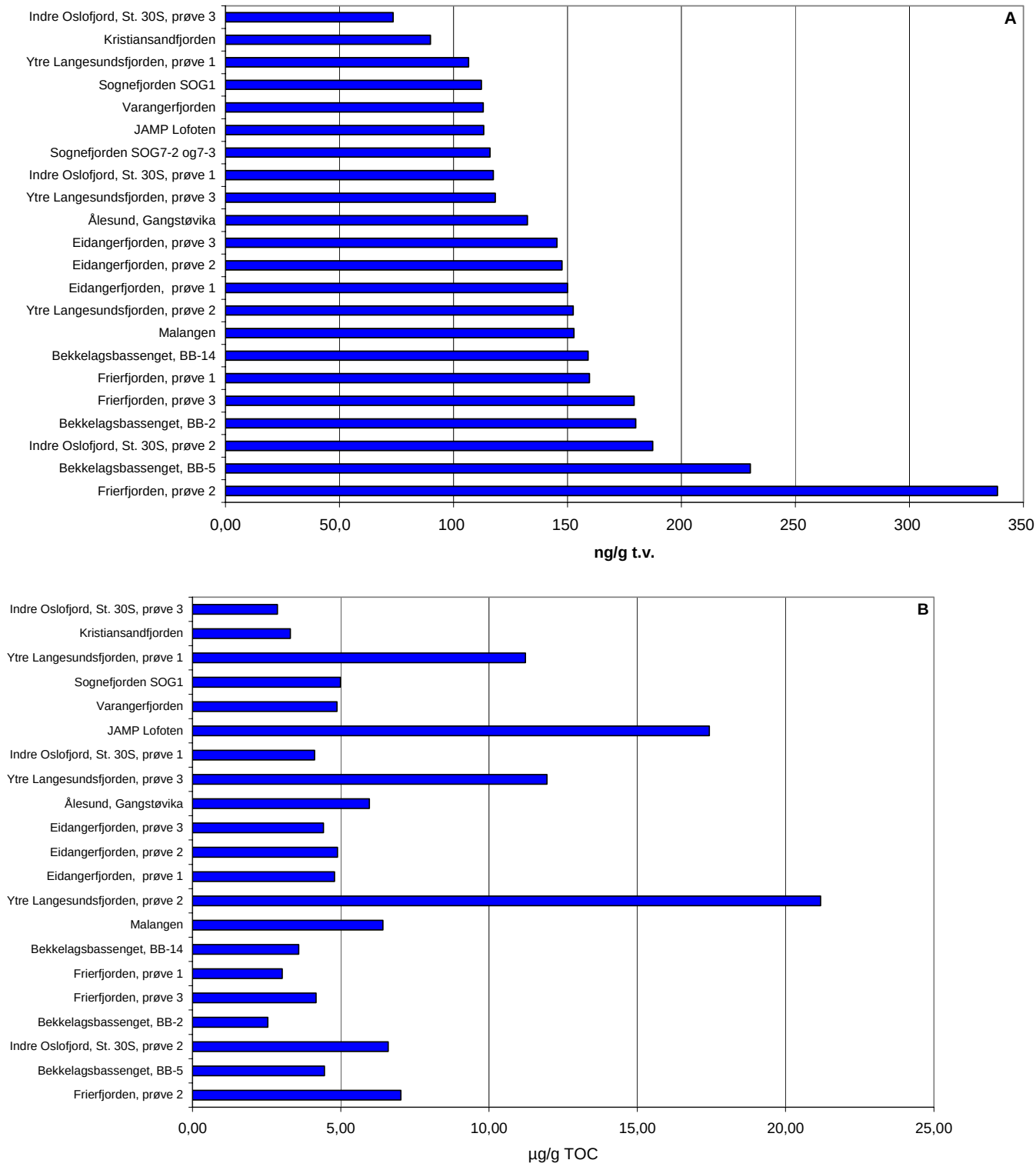
11.2.2 Blåskjell

DEHP ble analysert i blåskjellprøver fra i alt 9 lokaliteter (Tabell 24, Figur 26). Fra 3 av disse ble det tatt 3 parallelle prøver. Alle prøvene viste kvantifiserbart nivå av DEHP. Laveste nivå 60,6 ng/g v.v. ble funnet i en av parallellene fra Gjemesholmen i Grenland (høyeste parallellprøve herfra viste 147 ng/g v.v.). En av de tre parallelle prøvene fra Risøyodden, Grenland, viste et nivå ca 180 ganger høyere enn de to andre. Dette skyldes åpenbart kontaminering av selve prøven og den er derfor utelatt fra Figur 26. Fettnormalisering (Figur 26B) jevnet ut forskjellene mellom prøvene, men ga bare små endringer i rekkefølgen. Høyeste fettnormaliserte nivå var 104 300 ng/g fett når man ser bort fra den sannsynligvis kontaminerte prøven fra Risøyodden.

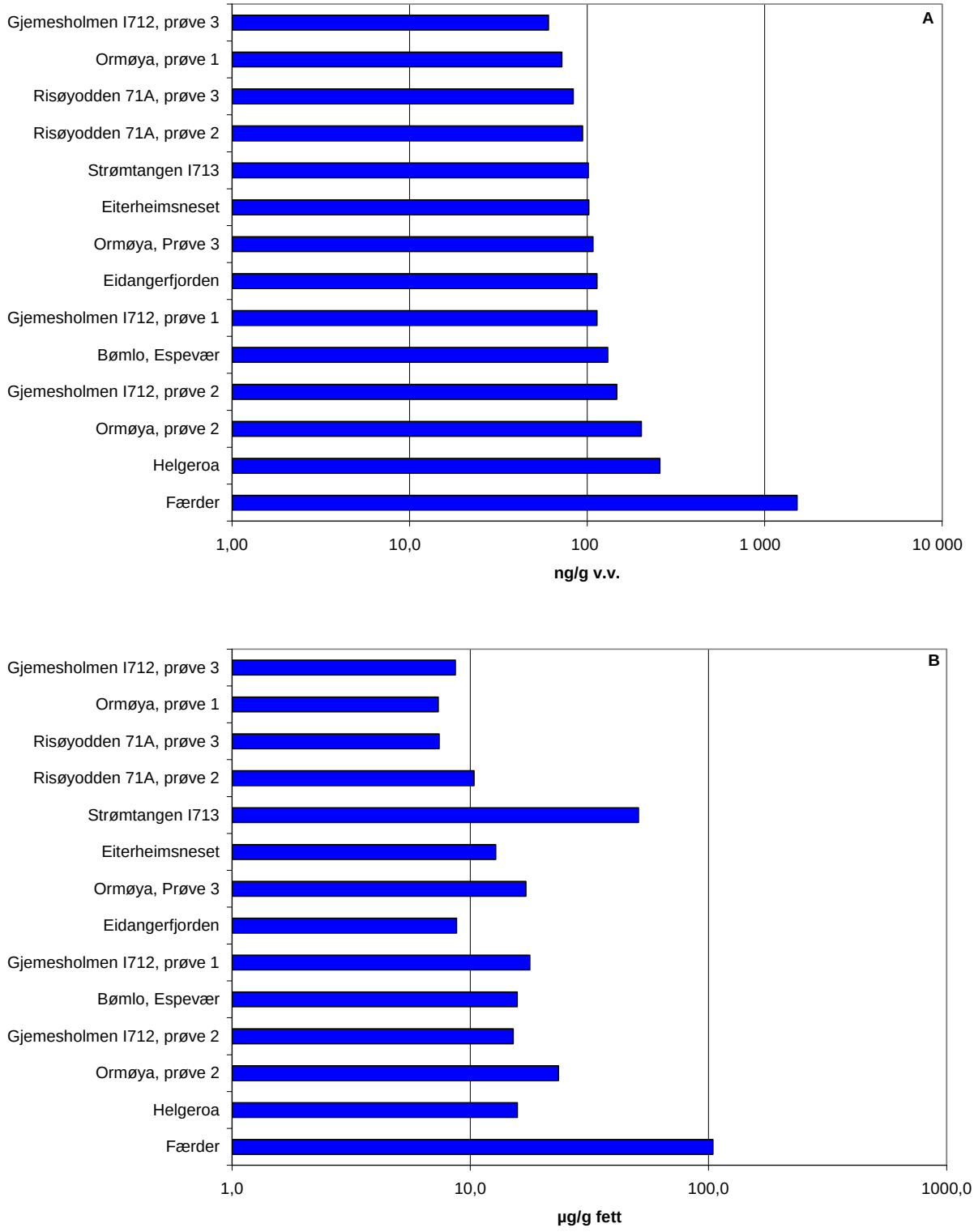
11.2.3 Fisk

DEHP ble analysert i prøver av lever fra brosme på 2 stasjoner (Sognefjorden), torskelever fra 5 stasjoner og torskefilet fra en stasjon (Kristiansand). Alle prøvene var blandprøver, bortsett fra torskeleverprøven fra Varanger som bare var fra ett individ. Fra Oslofjorden er det analysert 3 parallelle blandprøver av torskelever.

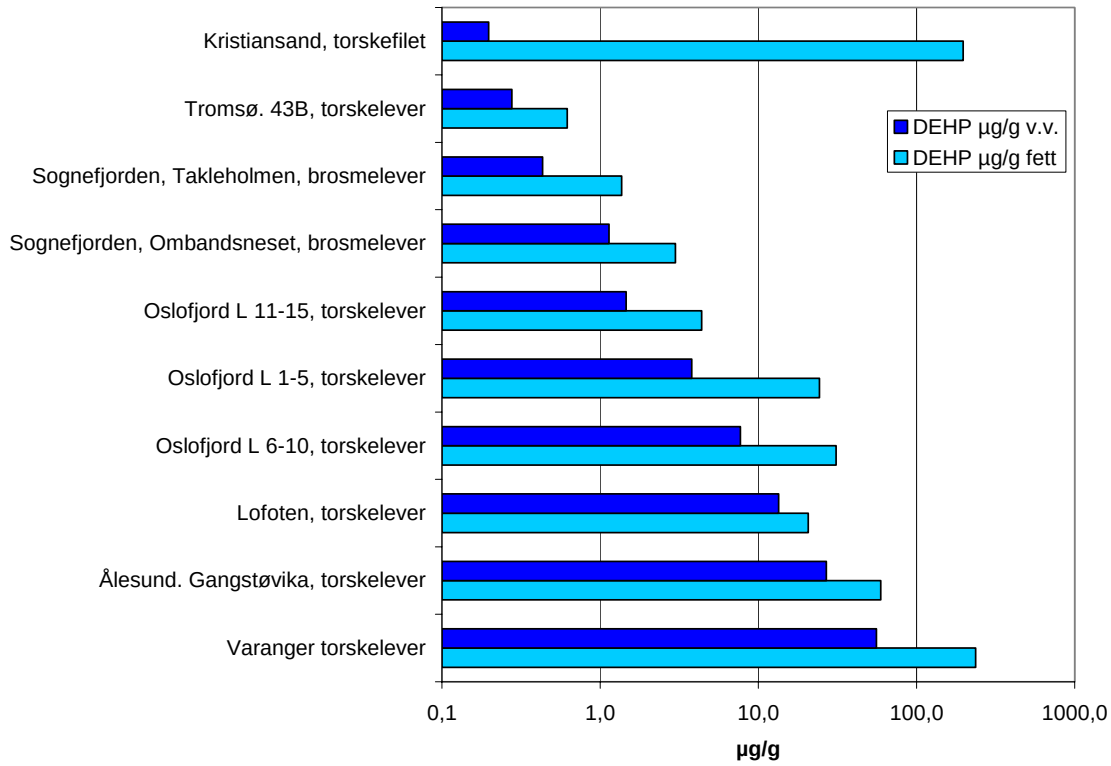
DEHP i fiskelever varierte med en faktor 200, fra 276 ng/g våtvekt i torskelever fra Frakkfjord i Troms til hele 55 724 ng/g våtvekt i en enkelt torskelever fra Varangerfjorden (Tabell 25, Figur 27). Svært høyt nivå ble også funnet i torskelever fra Gangstøvika i Ålesund (26 829 ng/g våtvekt), og fra Lofoten (13 440 ng/g våtvekt). Torskeleverprøvene fra Lofoten, Troms og Finnmark hadde altså både de laveste og høyeste DEHP-nivåene. De to brosmeleverprøvene lå i det lavere sjiktet av konsentrasjoner. De fettnormaliserte nivåene av DEHP i fiskelever varierte fra 600 til 59 300 ng/g fett hvis man ser bort fra det høye nivået fra Varangerfjorden på 236 100 ng/g fett. Fettnormalisert DEHP var også svært høy i torskefilét fra Kristiansandsfjorden (197 300 ng/g fett).



Figur 25. DEHP i marint sediment (A: ng/g tørrvekt; B: µg/g TOC) sortert etter stigende tørrvektskonsentrasjon.



Figur 26. DEHP i blåskjell (A: ng/g våtvekt; B: µg/g fett) sortert etter stigende våtvektskonsentrasjon. Parallellprøve 1 fra Risøyodden 71A var sannsynligvis kontaminert og er utelatt fra figuren. Merk logaritmisk skala på x-aksen.



Figur 27. DEHP i marin fisk (µg/g) på våtvekts- og fettvektsbasis sortert etter stigende våtvektskonsentrasjoner. NB: logaritmisk skala på x-aksen.

11.3 Diskusjon DEHP

11.3.1 Ferskvannsmiljø

Sedimenter
I en undersøkelse av Braathen et al. (1995) ble seks prøver av overflatesedimenter fra innsjøer (tre stasjoner i Mjøsa) analysert for DEHP. Konsentrasjonen i prøvene varierte lite og lå mellom 42 og 85 ng/g tørrstoff, med unntak av en forhøyet verdi på 800 ng/g tørrstoff

Konsentrasjonene i foreliggende undersøkelse varierte mellom 94,4 og 353 ng/g tørrstoff, og ligger således innenfor det intervallet som Braathen et al. (1995) rapporterte. Vi synes imidlertid at det var noe påfallende at prøven fra Dargesjå, Hardangervidda, hadde den nest høyeste konsentrasjonen på 284 ng/g tørrstoff. Dette er en innsjø uten annet enn atmosfæriske forurensningskilder og vi ser derfor ikke bort fra at denne prøven kan være kontaminert.

Alternativt vil vi peke på muligheten for akkumulering av DEHP langs en høydegradient eller sør-nord gradient på grunn av atmosfærisk kald kondensasjon og avsetting til nedbørfeltene. DEHP er et middels lettflyktig stoff, med potensial for atmosfærisk spredning. Ut fra sine fysisk-kjemiske egenskaper kan man forvente at DEHP i atmosfæren foreligger assosiert både til partikler og i gassfase, og fordelingen vi være avhengig av temperaturforholdene. I et arbeid som belyser atmosfæriske konsentrasjoner av ftalatene og deres utveksling mellom luft og sjø hevder Xie et al. (2005) at DEHP under kjølige betingelser i vinterhalvåret avsettes til Nordsjøen, men at det skjer en re-emittering til atmosfæren under varmere betingelser i

sommerhalvåret. Det kan således se ut som om DEHP oppfører seg som en gruppe andre persistente organiske miljøgiftene som oppkonsentreres i akvatiske systemer langs en temperaturgradient mot alpine eller arktiske områder (Wania and Mackay 1993; Wania and Mackay 1996).

I undersøkelsen til Braathen et al. (1995) var det inkludert en prøve fra Mjøsa ved Gjøvik. Den viste en konsentrasjon på 85 ng/g tørrvekt, mens en prøve fra samme område i foreliggende undersøkelse viste en konsentrasjon på 190 ng/g tørrvekt. Hvorvidt dette indikerer en reell økning av DEHP-nivåene i dette området er uvisst, da prøvene fra Vansjø viser en ikke uvesentlig variasjon mellom parallelle prøver fra samme stasjon.

I forslaget til nytt system for miljøkvalitetsklassifisering av marine sedimenter som skal ferdigstilles av SFT høsten 2007 er DEHP lagt inn med en øvre grense for klasse II (moderat forurenset) på 215 ng/g. Denne er basert på mulige effekter på høyt trofisk nivå via transport gjennom næringskjeden. Fire av de ti prøvene av ferskvannssedimenter oversteg dette nivået, noe som kan indikere en noe høy belastning av DEHP i ferskvannsmiljøet generelt.

Fisk
Konsentrasjonene i de ni fiskeprøvene varierte mellom 61,2 og 800 ng/g våtvekt, med unntak av ørretprøven fra Dargesjå som hadde en avvikende høy konsentrasjon på 4483 ng/g våtvekt.

Det har ikke lykkes oss å finne opplysninger om DEHP-konsentrasjoner i annen nordisk ferskvannsfisk, men en europeisk undersøkelse fra 2005 (12 prøver fra Østerrike, Polen, Tsjekkia og Slovakia) viser et konsentrasjonsområde på 76–834 ng/g våtvekt (LGC 2005). Dette er omlag samme konsentrasjonsområde som vi rapporterer, med unntak av prøven fra Dargesjå. I en undersøkelse fra Nederland i 1999 viste et noe lavere variasjonsområde hvor konsentrasjonen i 15 av 25 prøver av ferskvannsfisk var omlag 1,5–150 ng/g våtvekt, mens konsentrasjonen i de ti øvrige prøvene lå under metodens deteksjonsgrense (Peijnenburg and Struijs 2006).

Konsentrasjonen i ørretprøven fra Dargesjå er påfallende høy og den kan mistenkes for å være kontaminert. Sedimentkonsentrasjonene i denne innsjøen var imidlertid den nest høyeste vi fant. Vi vil derfor ikke avvise resultatet, men anbefaler at dette følges opp med analyser av nye, uavhengige prøver. Som påpekt under diskusjonen om sedimenter ser vi det som en mulighet at DEHP er blant de miljøfremmede stoffene som kan oppkonsentreres i miljøet langs en temperaturgradient mot alpine områder på grunn av kald kondensasjon i atmosfæren.

11.3.2 Marint miljø

Sedimenter
Sedimentprøvene varierte mellom 73,5 og 339 ng/g tørrvekt. I en undersøkelse langs Båhuslenkysten i 1995 (Helland et al 1996) varierte DEHP-innholdet i sedimentene fra <300 til 8190 ng/g tørrvekt (høyeste nivå i Göta älv), dvs klart høyere enn i de norske sedimentene i foreliggende undersøkelse. En undersøkelse av sedimentene på diverse lokaliteter i Oslofjorden i 1996 (Braaten et al. 1996) viste nivåer på hhv 34 og 80 ng/g tørrvekt på utvalgte referansestasjoner (ytre Langesundsfjord og Færder) og opp til 6551 ng/g tørrvekt ved Ormøya, indre Oslofjord. Nivåene, både generelt og på sammenliknbare lokaliteter, var stort

sett lavere i 2006. Det synes derfor å være tegn til at DEHP-nivåene i sediment synker, men det er veldig få sammenliknbare lokaliteter å støtte antakelsen på.

I forslaget til nytt system for miljøkvalitetsklassifisering av marine sedimenter som skal ferdigstilles av SFT høsten 2007 er DEHP lagt inn med en øvre grense for klasse II (moderat forurenset) på 215 ng/g. Denne er basert på mulige effekter på høyt trofisk nivå via transport gjennom næringskjeden. Grunnlaget for å sette denne grenseverdien er svak, men etter dette vil en av de tre parallelle prøvene fra Frierfjorden og prøven fra stasjon BB5 i Bekkelagsbassenget overskride klasse II i kriteriene, de andre er i klasse II eller I. Dette indikerer også at miljørisikoen av DEHP-nivåene er relativt lav.

Blåskjell
DEHP i blåskjell varierte fra 61 til 16 940 ng/g våtvekt. Høyeste nivå er funnet i en av tre parallelle prøvene fra Risøyodden i Grenland, der de andre to parallellene viste godt samsvar og mye lavere nivå (84 – 94 ng/g våtvekt). Det er åpenbart at den høye verdien må skyldes en kontaminering av denne prøven. Sporadisk høy DEHP-konsentrasjon i enkeltstående prøver ble også funnet ellers i undersøkelsen (se ovenfor). De kan være reelle, men i følge NILUs laboratorium er det meget lett å få kontaminering fra DEHP siden stoffet er vidt utbredt i svært mange plastprodukter. Man kan også mistenke nivået i skjell fra Færder, 1 523 ng/g våtvekt for å være overestimert, spesielt siden nivåene i sediment herfra i 1996 var lavt. For de øvrige prøvene var høyeste nivå 257 ng/g våtvekt. Det er lite sammenlikningsgrunnlag mht DEHP i blåskjell, men det kan nevnes at MAFF (1996) fant 11 000 ng/g i vegetabilsk fett og 25 000 ng/g i bakevarer. Sett i denne sammenhengen tilsier nivåene i blåskjell at konsum ikke utgjør en helsemessig risiko av betydning.

Fisk
DEHP i fiskelever varierte svært mye fra 276 ng/g våtvekt i torskelever fra Frakkfjord i Troms til 55 724 ng/g i en enkelt torskelever fra Varangerfjorden. Ekstraktet fra denne siste prøven er reanalysert på NILU, men var fortsatt minst like høy. Det har ikke vært praktisk mulig med full reanalyse av selve prøvematerialet, verken av denne eller prøven med nest høyest nivå (Gangstøvika, Ålesund) for denne rapporten, og det er bare for sistnevnte at det finnes tilgjengelig materiale. Siden leverprøvene fra Lofoten, Troms og Finnmark både hadde de laveste og høyeste DEHP-nivåene anbefales at ny innsamling og analyse av DEHP i blandprøver av torskelever fra disse lokalitetene gjøres i 2007.

Resultatene viser at det bare er de tre mest kontaminerte prøvene som lå i samme intervall som MAFF (1996) fant i næringsmidler vist ovenfor.

De fettnormaliserte nivåene av DEHP i fiskelever varierte fra 600 til 20 700 ng/g fett hvis man ser bort fra de høye nivåene fra Varangerfjorden og Gangstøvika. Sternbeck et al. (2004) analyserte DEHP i sildefilet fra Sverige. Nivåene her lå under 200 ng/g fett (deteksjonsgrensen) på vestkysten, under 500 ng/g fett i Østersjøen og fra 400 ng/g fett og nedover i Bottenviken. Sett i denne sammenhengen er de norske nivåene høye, men selv med fettnormalisering vil en sammenlikning mellom lever og filét være usikker.
Imidlertid lå de fettnormaliserte nivåene av DEHP i blåskjell (med unntak av Risøyodden prøve 1 og Færder) så høyt som 8 700 til 15 800 ng/g fett, dvs på samme nivå som i fiskeleverprøvene. Dette kan tyde på at DEHP-nivåene er høyere i norske enn i svenske marine farvann.

12. Referanser

Amlund H., Francesconi KA, Bethune C, Lundeby AK, and Berntssen, MHG. 2006. Accumulation and elimination of dietary arsenobetaine in two species of fish, Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). Environ. Tox. Chem. 25: 1787-1794.

Braaten, B, Berge, JA, Berglind, L, Bækken, T (1996). Occurrence of phthalates and organotins in sediments and water in Norway. NIVA rapport 3552/1996. NIVA, Oslo.

DnV (2006). Environmental Monitoring Region I, 2005, Main Report. Det norske Veritas rapport nr 2006-0187.

Dorsey Jr., AS, and Kueberuwa, SS (1997). Toxicological Profile for Chlorfenvinphos, U.S. Department of Health and Human Services.

Falandysz, J; Taniyasu, S; Gulkowska, A; Yamashita, N; Schulte-Oehlmann, U. 2005. Is fish a major source of fluorinated surfactants and repellents in humans living on the Baltic coast? Environ. Sci. Technol. 40: 748-751.

Fjeld, E., Knutzen, J., Brevik, E.M., Schlabach, M., Skotvold, T., Borgen, A.R. og Wiborg, M.L. 2001. Halogenerte organiske miljøgifter og kvikksølv i norsk ferskvannsfisk, 1995–1999. SFT, Statlig program for forurensningsovervåkning.. TA-1813/2001. 48 s. + vedlegg.

Fjeld, E, Schlabach, M, Berge JA, Green, N, Eggen, T, Snilsberg, P, Vogelsang, C, Rognerud, S, Kjellberg, G, Enge, EK, Dye, CA, Gundersen, H. (2005). Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter 2004. Bromerte flammehemmere, perfluoralkylstoffer, irgarol, diuron, BHT og dicofol, NIVA rapport nr 5011-2005.

Gipsy, JP, Kankan, K (2001) Environ. Sci. Technol. 35, 1339-1342.

Grande, M. 1979. Bakgrunnsnivåer av metaller i ferskvannsfisk. NIVA rapport O-85167. 34 s.

Helland, A, Brevik, EM, Godal, A (1996). Sedimentundersøkelser i Göteborgs og Bohus läns kystvann 1995. NIVA rapport 3499/1996. NIVA, Oslo.

Kallenborn, R, Berger, U, Järnberg, U (2004). Perfluorinated alkylated substances (PFAS) in the nordic environment. TemaNord 2004:552. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

Kannan, K, Koistinen, J, Beckmen, K, Evans, T, Gorzelany, JF, Hansen, KJ, Jones, PD, Helle, E, Nyman, M, Giesy, JP (2001) Environ. Sci. Technol. 35, 1593-1598.

LCG (Laboratory of the Government Chemist). 2005. Analysis of fish for a range of Phthalates and Alkylphenols. Prepared on behalf of Greenpeace Research Laboratories. LGC/FA/2005/007. 6 pp.

Ludvigsen, GH, Lode, O (2001). Jordsmonnovervåkning i Norge. Pesticider 1999., Jordforsk**:** 46.

MAFF (1996). Food surveillance information sheet number 82: Phthalates in food. UK Ministry of Agriculture, Fisheries and Food.

Mance, G. 1987. Pollution threat of heavy metals in the aquatic environments. Elsevier Appl. Sci. London. 372 pp.

Molvær, J, Knutzen, J, Magnusson, J, Rygg, B, Skei, J, Sørensen, J (1997). Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT TA1467/1997. Statens forurensningstilsyn.

Økland, TE, Wilhelmsen, E, et al. (2005). A study of the priority substances of the water frame Directive. Oslo, SFT.

Palm, A, Sternbeck, J, Remberger, M, Kaj, L, Brorström-Lundén, E, (2002). Screening av pentaklorfenol (PCP) i miljön. IVL rapport B1474. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.

Peijnenburg, W.J.G.M and Struijs , J. 2006. Occurrence of ptalate esters in the environment of the Netherlands. Ecotoxicol. Environm. Safety 63:204–215.

Rieuwerts, J, Searle, P, et al. (2006). "Bioaccessible arsenic in the home environment in southwest England." Science of the Total Environment 371(1-3): 89-98.

SFT (2004). Bruken av PerFluorAlkylStoffer (PFAS) i produkter i Norge. URL: http://www.sft.no/publikasjoner/kjemikalier/2031/ta2031.pdf.

Sternbeck, J, Kai, L, Remberger, M, Palm, A, Junedal, E, Bignert, A, Haglund, P, Lindkvist, K, Adolfsson-Erici, M, Nylund, K, Asplund, L (2004). Organiska miljögifter i fisk från svenska bakgrundslokaler. IVL Rapport B 1576. IVL Stockholm.

Rognerud, S., Fjeld, E. og Løvik, J.E. 1999. Landsomfattende undersøkelse av metaller i innsjøsedimenter. SFT, Statlig program for forurensningsovervåkning, TA-1631/1999. 71 s. + vedlegg.

Rognerud, S. Fjeld, E. og Løvik, J. E. 1997. Regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 1. Organiske mikroforurensninger. SFT, Statlig program for forurensningsovervåkning. TA-1484/1997. 37 s. + vedlegg.

Taniyasu S, Kannan K, Horii Y, Hanari N, Yamashita, N (2003). A survey of perfluorooctane sulfonate and related perfluorinated organic compounds in water fish, birds and humans from Japan. Environ. Sci. Technol. 37: 2634-2639.

Vershueren, K (2001). Handbook of environmental data on organic chemicals, Wiley.

Wania, F. and Mackay D. 1993. Global fractionation and cold condensation of low volatility organo-chlorine compounds in polar regions. Ambio 22: 10-18.

Wania, F. and Mackay D. 1996. Tracking the distribution of persistent organic pollutants. Environ. Sci. Technol. 30, 390A-396A.

World Health Organization (2000). Arsenic. Air quality guidelines. WHO reginal office for Europe.

Xie, Z., Ebinghaus, R., Temme, C., Caba, A. Ruck, W. 2005. Atmospheric concentrations and air-sea exchanges of ftalates in the North Sea (German Bight). Atmosph. Environ. 39:3209-3219.

Vedlegg - Rådata

Organisk innhold (mgTOC/kg tørrvekt) og PFAS (ng/g tørrvekt) i ferskvanns- og sjøvannssediment

NILU-Sample number :	Stasjon	Prøvedetaljer	Sample type :	Sample amount :	TOC	6:2 FTS	PFOSA	PFBS	PFHxS	PFOS	PFDcS	PFBA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDcA	PFUnA
06/4003	Randsfjorden	0-1 cm, 08.09.2006. Sample 1 of 2	Sediment	2,52	39.9	<0,74	<0,06	<0,05	<0,03	0,38	<0,12	<1,77	<0,98	<0,57	<0,36	<0,50	<2,36	<0,46
06/4004	JAMP Lofoten	0-1 cm, 24.08.2004	Sediment	2,54	6.5	<1,27	<0,05	<0,08	<0,03	0,18	<0,02	<1,46	<2,89	<1,77	<0,26	<0,63	<0,65	<0,35
06/4005	Mjøsa, Gjøvik	0-2 cm, 240 m, 24.03.2006	Sediment	2,45	42.2	<0,70	<0,04	<0,05	<0,02	0,28	<0,07	<1,87	<0,76	<0,73	<1,35	<0,44	<1,15	<0,45
06/4006	Mjøsa, Vingrom	0-1 cm, 60 m, 20.03.2006	Sediment	2,54	39.8	<1,06	<0,05	<0,05	<0,02	0,27	<0,13	<1,88	<0,89	<0,91	<0,36	<1,01	<0,85	<0,42
06/4007	Trøndelag, Austdalsvatn	0-1 cm, 29.08.2006	Sediment	2,49	138	<0,61	<0,03	<0,09	<0,03	0,08	<0,03	<1,34	<1,24	<0,46	<0,32	<0,34	<0,61	<0,35
06/4008	Arendal, Mårvatn	0-1 cm, 05.07.2006	Sediment	2,51	267	<0,86	<0,07	<0,07	<0,03	0,34	<0,02	<1,84	<1,92	<0,61	<0,40	<0,49	<2,78	<0,36
06/4009	Inner Oslofjord - Bekkelagsbasseng	BB2, 0-4 cm, 16.09.2006	Sediment	2,64	70.8	<0,87	<0,07	<0,12	<0,10	2,51	0,93	<1,81	<1,55	<2,07	<0,29	<0,78	<1,11	<0,43
06/4012	Inner Oslofjord, Bekkelagsbassenget	BB-5, 0-4 cm, 52 m, 16.09.2006	Sediment	2,36	51.7	<1,46	<0,05	<0,09	<0,16	3,73	0,42	<1,45	<2,20	<3,40	<0,19	<0,93	<0,71	<0,35
06/4013	Inner Oslofjord, Bekkelagsbassenget	BB-14, 0-4 cm, 54 m, 16.09.2006	Sediment	2,65	44.4	<1,25	<0,05	<0,08	<0,16	1,45	0,29	<1,61	<2,70	<2,28	<0,86	<0,72	<0,67	<0,50
06/4018	Vansjø, Storefjorden	0-1 cm, 19.10.2006. Sample 1 of 3	Sediment	2,38	22.5	<0,79	<0,04	<0,05	<0,03	1,00	<0,07	<1,75	<0,89	<0,69	<0,19	<1,23	<1,07	<0,35
06/4019	Vansjø, Storefjorden	0-1 cm, 19.10.2006. Sample 2 of 3	Sediment	2,44	20.6	<0,82	<0,04	<0,08	0,20	3,62	<0,07	<1,52	<1,31	<0,59	<0,89	<1,10	<0,76	<0,39
06/4020	Vansjø, Storefjorden	0-1 cm, 19.10.2006. Sample 3 of 3	Sediment	2,66	19.9	<0,68	<0,05	<0,04	<0,08	1,09	<0,07	<1,77	<1,35	<0,65	<0,30	<1,06	<2,93	<0,36
06/4021	Hardangervidda, Dargesjå	0-1 cm, 10 m, 03.10.2006	Sediment	2,24	72.4	<0,91	<0,05	<0,08	<0,07	<0,06	<0,05	<2,20	<1,57	<0,86	<0,33	<0,77	<3,29	<0,33
06/4022	Inner Oslofjorden, St. 30S	0-2 cm, ca 100 m, 25.10.2006. Sample 1 of 3	Sediment	2,56	28.5	<1,50	<0,07	<0,11	<0,12	1,71	0,14	<2,19	<3,05	<1,84	<0,41	<1,09	<1,01	<0,76
06/4023	Inner Oslofjorden, St. 30S	0-2 cm, ca 100 m, 25.10.2006. Sample 2 of 3	Sediment	2,53	28.4	<0,89	0,07	<0,07	<0,04	1,22	0,13	<1,35	<2,60	<2,24	<0,36	<0,91	<0,69	<0,43
06/4024	Inner Oslofjorden, St. 30S	0-2 cm, ca 100 m, 25.10.2006. Sample 3 of 3	Sediment	2,39	25.7	<0,95	<0,04	<0,09	<0,04	0,55	0,05	<1,24	<1,13	<1,87	<0,20	<0,57	<0,47	<0,33
06/4025	Kristiansandfjorden	0-2 cm, 8.11.2006	Sediment	2,57	27.2	<1,54	<0,05	<0,10	<0,12	0,10	<0,05	<2,13	<2,35	<1,75	<0,21	<0,94	<2,95	<0,49
06/4043	Sognefjorden SOG1	0-1 cm, 1105 m, 07.09.2006	Sediment	2,78	22.5	<1,95	<0,06	<0,14	<0,11	0,47	<0,03	<1,48	<3,10	<1,09	<0,35	<0,89	<0,93	<0,35
06/4044	Vansjø, Vanemfjorden	0-1 cm, 19.10.2006	Sediment	2,81	51.7	<0,68	<0,04	<0,07	<0,04	1,15	<0,03	<1,29	<2,01	<1,30	<0,94	<0,79	<0,44	<0,28

Forts.

Forts.

NILU-Sample number :	Stasjon	Prøvedetaljer	Sample type :	Sample amount :	TOC	6:2 FTS	PFOSA	PFBS	PFHxS	PFOS	PFDcS	PFBA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDcA	PFUnA
06/4045	Grenlandsfjorden, Outer Langesundsfjorden	GY10, 0-2 cm, 11.11.2006. Sample 1 of 3	Sediment	2,36	38	<1,81	<0,08	<0,20	<0,19	0,33	<0,05	<2,52	<2,90	<1,78	<0,25	<1,63	<1,05	<0,64
06/4046	Grenlandsfjorden, Outer Langesundsfjorden	GY10, 0-2 cm, 11.11.2006. Sample 2 of 3	Sediment	2,82	9.5	<1,89	<0,06	-0,07	<0,14	0,44	<0,04	<1,66	<1,04	<1,33	<0,35	<0,95	<0,69	<0,45
06/4047	Grenlandsfjorden, Outer Langesundsfjorden	GY10, 0-2 cm, 11.11.2006. Sample 3 of 3	Sediment	2,28	7.2	<1,25	<0,05	-0,07	<0,09	0,38	<0,06	<1,77	<3,73	<0,92	<0,46	<1,03	<0,62	<0,45
06/4048	Grenlandsfjorden, Frierfjorden	Stn 10, 0-2 cm, 11.11.2006. Sample 1 of 3	Sediment	2,54	9.9	<3,67	<0,11	-0,13	<0,52	0,49	<0,10	<3,34	<4,07	<3,03	<1,73	<1,73	<1,56	<0,87
06/4049	Grenlandsfjorden, Frierfjorden	Stn 10, 0-2 cm, 11.11.2006. Sample 2 of 3	Sediment	2,54	52.7	<1,09	<0,04	-0,09	<0,07	0,17	<0,03	<1,42	<2,83	<1,57	<1,47	<1,24	<1,24	<0,41
06/4050	Grenlandsfjorden, Frierfjorden	Stn 10, 0-2 cm, 11.11.2006. Sample 3 of 3	Sediment	2,66	48.2	<3,06	<0,09	-0,23	<0,40	0,64	<0,04	<2,39	<4,73	<2,59	<1,86	<2,13	<1,17	<0,63
06/4051	Grenlandsfjorden, Eidangerfjord	GY01, 0-2 cm, 11.11.2006. Sample 1 of 3	Sediment	2,32	43	<1,42	<0,07	-0,15	<0,09	0,53	<0,05	<2,42	<1,72	<3,27	<0,38	<1,60	<1,64	<0,55
06/4052	Grenlandsfjorden, Eidangerfjord	GY01, 0-2 cm, 11.11.2006. Sample 2 of 3	Sediment	2,51	31.3	<1,17	<0,05	-0,10	<0,06	0,55	<0,04	<1,64	<2,23	<1,44	<0,20	<1,76	<0,68	<0,42
06/4053	Grenlandsfjorden, Eidangerfjorden	0-2 cm, 11.11.2006. Sample 3 of 3	Sediment	2,74	30.2	<1,61	<0,08	-0,09	<0,20	0,70	<0,13	<2,21	<2,49	<2,81	<0,60	<1,38	<0,98	<0,61
06/4064	Ålesund, Gangstøvika	2488-6, 08.02.2006	Sediment	2,51	32.9	<1,59	<0,08	-0,14	<0,08	0,25	<0,10	<2,49	<2,08	<2,98	<0,47	<0,92	<0,94	<0,60
06/4065	Malangen	0-2 cm, 12.02.2007	Sediment	2,47	22.2	<1,17	<0,07	-0,08	<0,07	0,58	<0,03	<2,24	<1,71	<1,25	<0,16	<0,69	<1,28	<0,47
06/4066	Varangerfjorden	0-2 cm, 12.02.2007	Sediment	2,52	23.8	<1,93	<0,09	-0,09	<0,06	0,67	<0,04	<2,56	<1,72	<1,18	<1,59	<1,07	<0,98	<0,55
06/4069	Sognefjord. SOG7-2 og7-3	15.03.2007	Sediment	2,52	23.2	<2,34	<0,06	-0,09	<0,07	0,28	<0,15	<2,22	<0,57	<0,87	<0,09	<0,67	<0,46	<0,19

Metaller (µg/g tørrvekt) og klororganiske forbindelser (ng/g tørrvekt) i ferskvanns- og sjøvannssediment

NILU-Sample number :	Stasjon	Prøvedetaljer	Prøvetype	Prøvemengde (g)	Cr	As	1,2-DCE	1,3,5-TCB	1,2,4-TCB	1,2,3-TCB	PeCB	HCBD	DEHP	PCP
06/4003	Randsfjorden	0-1 cm, 08.09.2006. Sample 1 of 2	Sediment	2,52	66,4	18,3	-0,01	-0,03	0,05	-0,03	0,03	-0,01	251	-0,16
06/4004	JAMP Lofoten	0-1 cm, 24.08.2004	Sediment	2,54	39,2	3,9	-0,01	-0,02	0,02	-0,02	-0,01	-0,01	113	-0,83
06/4005	Mjøsa, Gjøvik	0-2 cm, 240 m, 24.03.2006	Sediment	2,45	83,4	10,2	-0,01	-0,02	-0,03	-0,02	-0,01	-0,01	190	-0,42
06/4006	Mjøsa, Vingrom	0-1 cm, 60 m, 20.03.2006	Sediment	2,54	75,0	12,2	-0,01	-0,01	0,04	-0,02	-0,02	-0,01	353	-2,43
06/4007	Trøndelag, Austdalsvatn	0-1 cm, 29.08.2006	Sediment	2,49	48,4	9,3	-0,01	-0,01	0,04	-0,02	-0,01	-0,01	201	-0,27
06/4008	Arendal, Mårvatn	0-1 cm, 05.07.2006	Sediment	2,51	25,7	17,8	-0,01	-0,01	0,04	-0,01	0,02	-0,01	160	-1,19
06/4009	Inner Oslofjord - Bekkelagsbasseng	BB2, 0-4 cm, 16.09.2006	Sediment	2,64	112,6	27,8	-0,01	-0,01	0,03	-0,02	-0,01	-0,01	180	-0,15
06/4012	Inner Oslofjord, Bekkelagsbassenget	BB-5, 0-4 cm, 52 m, 16.09.2006	Sediment	2,36	111,6	18,0	-0,01	-0,01	0,04	-0,01	0,02	-0,01	230	0,76
06/4013	Inner Oslofjord, Bekkelagsbassenget	BB-14, 0-4 cm, 54 m, 16.09.2006	Sediment	2,65	89,0	33,9	-0,01	-0,01	0,04	-0,02	-0,01	-0,01	159	-0,27
06/4018	Vansjø, Storefjorden	0-1 cm, 19.10.2006. Sample 1 of 3	Sediment	2,38	29,2	6,8	-0,01	-0,01	0,03	-0,01	-0,01	-0,01	185	-0,42
06/4019	Vansjø, Storefjorden	0-1 cm, 19.10.2006. Sample 2 of 3	Sediment	2,44	28,2	8,9	-0,01	-0,01	0,05	-0,01	0,01	-0,01	278	-0,92
06/4020	Vansjø, Storefjorden	0-1 cm, 19.10.2006. Sample 3 of 3	Sediment	2,66	64,5	12,6	-0,01	-0,02	0,04	-0,02	-0,01	-0,01	94	-0,45
06/4021	Hardangervidda, Dargesjå	0-1 cm, 10 m, 03.10.2006	Sediment	2,24	42,2	102,7	-0,01	-0,01	0,04	-0,02	-0,01	-0,01	284	-0,66
06/4022	Inner Oslofjorden, St. 30S	0-2 cm, ca 100 m, 25.10.2006. Sample 1 of 3	Sediment	2,56	12,6	37,2	-0,01	-0,03	-0,04	-0,03	-0,01	-0,01	117	-0,33
06/4023	Inner Oslofjorden, St. 30S	0-2 cm, ca 100 m, 25.10.2006. Sample 2 of 3	Sediment	2,53	84,1	28,0	-0,01	-0,02	-0,03	-0,03	-0,01	-0,01	187	-0,27
06/4024	Inner Oslofjorden, St. 30S	0-2 cm, ca 100 m, 25.10.2006. Sample 3 of 3	Sediment	2,39	87,4	24,2	-0,01	-0,03	-0,04	-0,04	-0,03	-0,04	74	-0,28
06/4025	Kristiansandfjorden	0-2 cm, 8.11.2006	Sediment	2,57	102,7	76,1	-0,01	0,26	0,29	-0,04	0,21	-0,03	90	-0,32

Forts.

Forts.

NILU-Sample number :	Stasjon	Prøvedetaljer	Prøvetype	Prøvemengde (g)	Cr	As	1,2-DCE	1,3,5-TCB	1,2,4-TCB	1,2,3-TCB	PeCB	HCBD	DEHP	PCP
06/4043	Sognefjorden SOG1	0-1 cm, 1105 m, 07.09.2006	Sediment	2,78	89,5	29,0	-0,01	-0,04	0,08	-0,04	-0,03	-0,03	112	-0,22
06/4044	Vansjø, Vanemfjorden	0-1 cm, 19.10.2006	Sediment	2,81	71,0	5,6	-0,01	-0,04	-0,05	-0,04	-0,04	-0,03	97	-0,29
06/4045	Grenlandsfjorden, Outer Langesundsfjorden	GY10, 0-2 cm, 11.11.2006. Sample 1 of 3	Sediment	2,36	14,8	7,9	-0,01	-0,04	-0,05	-0,05	-0,04	-0,03	107	-0,26
06/4046	Grenlandsfjorden, Outer Langesundsfjorden	GY10, 0-2 cm, 11.11.2006. Sample 2 of 3	Sediment	2,82	18,9	10,3	-0,01	-0,05	-0,06	-0,06	-0,04	-0,03	152	-0,25
06/4047	Grenlandsfjorden, Outer Langesundsfjorden	GY10, 0-2 cm, 11.11.2006. Sample 3 of 3	Sediment	2,28	19,1	12,6	-0,01	-0,04	-0,04	-0,04	-0,03	-0,03	118	-0,23
06/4048	Grenlandsfjorden, Frierfjorden	Stn 10, 0-2 cm, 11.11.2006. Sample 1 of 3	Sediment	2,54	41,2	23,2	-0,01	1,35	-0,05	-0,05	-0,03	-0,03	160	-0,21
06/4049	Grenlandsfjorden, Frierfjorden	Stn 10, 0-2 cm, 11.11.2006. Sample 2 of 3	Sediment	2,54	38,4	20,3	-0,01	0,91	-0,08	-0,08	-0,05	-0,03	339	-0,17
06/4050	Grenlandsfjorden, Frierfjorden	Stn 10, 0-2 cm, 11.11.2006. Sample 3 of 3	Sediment	2,66	39,8	20,1	-0,01	1,14	-0,08	-0,08	-0,04	-0,03	179	-0,31
06/4051	Grenlandsfjorden, Eidangerfjord	GY01, 0-2 cm, 11.11.2006. Sample 1 of 3	Sediment	2,32	52,7	30,1	-0,01	-0,07	-0,08	-0,08	-0,05	-0,03	150	-0,26
06/4052	Grenlandsfjorden, Eidangerfjord	GY01, 0-2 cm, 11.11.2006. Sample 2 of 3	Sediment	2,51	54,6	23,7	-0,01	-0,06	-0,07	-0,07	-0,03	-0,02	148	-0,26
06/4053	Grenlandsfjorden, Eidangerfjorden	0-2 cm, 11.11.2006. Sample 3 of 3	Sediment	2,74	54,0	29,8	-0,01	-0,05	-0,05	-0,05	-0,03	-0,02	145	-0,17
06/4064	Ålesund, Gangstøvika	2488-6, 08.02.2006	Sediment	2,51	23,6	4,5	-0,01	-0,05	-0,06	-0,06	-0,04	-0,03	132	-0,33
06/4065	Malangen	0-2 cm, 12.02.2007	Sediment	2,47	66,0	6,0	-0,01	-0,05	-0,06	-0,05	-0,04	-0,03	153	-0,25
06/4066	Varangerfjorden	0-2 cm, 12.02.2007	Sediment	2,52	79,8	14,3	-0,01	-0,04	-0,05	-0,05	-0,03	-0,03	113	-0,31
06/4069	Sognefjord. SOG7-2 og7-3	15.03.2007	Sediment	2,52	58,6	11,5	-0,01	-0,05	-0,05	-0,05	-0,03	-0,03	116	-0,19

PFAS (ng/g våtvekt) i blåskjell

NILU-Sample number :	Stasjon	Prøvedetaljer	Prøvetype	Prøvemengde (g)	6:2 FTS	PFOSA	PFBS	PFHxS	PFOS	PFDcS	PFBA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDcA	PFUnA
06/4014	Inner Oslofjord, Ormøya, 22.09.2006	20 stk 3-5 cm, Sample 1 of 3	Blåskjell	1,20	<2,34	1,15	<0,04	<0,06	0,19	0,05	<3,31	<1,19	<0,57	<0,31	<0,48	<0,31	<0,32
06/4015	Inner Oslofjord, Ormøya, 22.09.2006	20 stk 3-5 cm, Sample 2 of 3	Blåskjell	1,01	<2,7	1,51	<0,2	<0,1	0,18	<0,06	<4,1	<2,11	<0,82	<0,25	<1,15	<0,44	<0,27
06/4016	Inner Oslofjord, Ormøya, 22.09.2006	20 stk 3-5 cm, Sample 3 of 3	Blåskjell	1,13	<2,55	1,77	<0,11	<0,08	0,28	<0,04	<3,55	<1,98	<0,7	<0,13	<0,63	<0,52	<0,36
06/4027	Inner Sørfjorden, 52A, Eiterheimsneset	4-5 cm, part of 50. 11.09.2006	Blåskjell	1,24	<2,52	0,19	<0,12	<0,12	<0,06	<0,03	<3,93	<1,11	<1	<0,77	<0,51	<0,48	<0,36
06/4028	Grenlandsfjorden, Risøyodden 71A	3-5 cm, ca 20. 07.11.06, Sample 1 of 3	Blåskjell	1,01	<2,09	0,22	<0,12	<0,08	0,32	<0,06	<3,31	<0,87	<0,77	<0,24	<0,5	<0,36	<0,32
06/4029	Grenlandsfjorden, Risøyodden 71A	3-5 cm, ca 20. 07.11.06, Sample 2 of 3	Blåskjell	1,17	<2,03	0,27	<0,08	<0,05	0,27	<0,04	<3,44	<0,78	<0,57	<0,03	<0,44	<0,37	<0,28
06/4030	Grenlandsfjorden, Risøyodden 71A	3-5 cm, ca 20. 07.11.06, Sample 3 of 3	Blåskjell	1,19	<2,18	0,23	<0,1	<0,07	0,31	<0,04	<3,15	<0,82	<0,63	<0,14	<0,38	<0,34	<0,3
06/4031	Grenlandsfjorden, Gjemesholmen I712	3-5 cm, ca 20. 07.11.2006. Sample 1 of 3	Blåskjell	1,01	<2,73	0,39	<0,1	<0,08	0,56	<0,06	<3,92	<1,03	<0,74	<0,13	<0,47	<0,47	0,40
06/4032	Grenlandsfjorden, Gjemesholmen I712	3-5 cm, ca 20. 07.11.2006. Sample 2 of 3	Blåskjell	1,30	<1,65	0,35	<0,08	<0,05	0,35	<0,03	<2,84	<0,72	<0,62	<0,12	<0,38	<0,32	1,13
06/4033	Grenlandsfjorden, Gjemesholmen I712	3-5 cm, ca 20. 07.11.2006. Sample 3 of 3	Blåskjell	1,52	<2,07	0,41	<0,1	<0,13	0,29	<0,05	<3,2	<1,02	<0,77	<0,25	<0,5	<0,4	1,52
06/4034	Grenlandsfjorden, Strømtangen I713	3-5 cm, ca 20. 07.11.2006	Blåskjell	1,06	<2,09	<0,11	<0,13	<0,05	0,12	<0,06	<3,51	<0,9	<0,65	<0,14	<0,46	<0,41	0,44
06/4054	Grenlandsfjorden, Helgeroa	3-5 cm, ca 20. 08.11.2006	Blåskjell	1,33	<1,92	0,21	<0,11	<0,05	0,21	<0,05	<3,35	<0,66	<0,66	<0,06	<0,39	<0,33	<0,27
06/4055	Grenlandsfjorden, Eidangerfjorden	3-5 cm, ca 20. 08.11.2006	Blåskjell	1,35	<2,16	0,16	<0,08	<0,06	0,15	<0,03	<3,57	<0,62	<0,64	<2,04	<0,43	<0,38	<0,25
06/4060	JAMP, Bømlo St. 22A Espevær	4-5 cm. 15.09.2006	Blåskjell	1,35	<3,08	<0,13	<0,19	<0,1	0,14	<0,06	<4,33	<1,15	<1,07	<2,02	<0,69	<0,45	0,66
06/4062	JAMP, 36A, Færder	4-5 cm. 11.09.2006	Blåskjell	1,10	<2,27	0,30	<0,14	<0,07	0,21	<0,06	<3,95	<0,94	<1,08	<0,42	<0,53	<0,4	<0,26

Fettinnhold (%), metaller (µg/g våtvekt) og klororganiske forbindelser (ng/g våtvekt) i blåskjell

NILU-Sample number :	Stasjon	Prøvedetaljer	Prøvetype	Prøvemengde (g)	Fettprosent	Cr	As	1,2-DCE	1,3,5-TCB	1,2,4-TCB	1,2,3-TCB	PeCB	HCBD	DEHP	PCP
06/4014	Inner Oslofjord, Ormøya, 22.09.2006	20 stk 3-5 cm, Sample 1 of 3	Blåskjell	1,20	0,98	0,31	1,93	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02	<0,01	71,9	0,10
06/4015	Inner Oslofjord, Ormøya, 22.09.2006	20 stk 3-5 cm, Sample 2 of 3	Blåskjell	1,01	0,86	0,26	1,59	<0,01	<0,02	<0,02	<0,02	<0,01	<0,01	202	<0,17
06/4016	Inner Oslofjord, Ormøya, 22.09.2006	20 stk 3-5 cm, Sample 3 of 3	Blåskjell	1,13	0,63	0,28	1,56	<0,01	<0,02	<0,02	<0,02	<0,01	<0,01	108	<0,15
06/4027	Inner Sørfjorden, 52A, Eiterheimsneset	4-5 cm, part of 50. 11.09.2006	Blåskjell	1,24	0,8	0,07	1,44	<0,01	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	102	<0,15
06/4028	Grenlandsfjorden, Risøyodden 71A	3-5 cm, ca 20. 07.11.06, Sample 1 of 3	Blåskjell	1,01	0,82	0,45	1,49	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	16 940	<0,20
06/4029	Grenlandsfjorden, Risøyodden 71A	3-5 cm, ca 20. 07.11.06, Sample 2 of 3	Blåskjell	1,17	0,91	0,24	1,45	<0,01	0,01	0,04	<0,01	<0,01	<0,01	94,4	<0,23
06/4030	Grenlandsfjorden, Risøyodden 71A	3-5 cm, ca 20. 07.11.06, Sample 3 of 3	Blåskjell	1,19	1,13	0,22	1,65	<0,01	<0,01	0,04	<0,01	<0,01	<0,01	83,6	<0,22
06/4031	Grenlandsfjorden, Gjemesholmen I712	3-5 cm, ca 20. 07.11.2006. Sample 1 of 3	Blåskjell	1,01	0,64	0,28	1,47	<0,01	0,02	0,03	<0,01	0,02	<0,01	114	<0,20
06/4032	Grenlandsfjorden, Gjemesholmen I712	3-5 cm, ca 20. 07.11.2006. Sample 2 of 3	Blåskjell	1,30	0,97	0,17	1,29	<0,01	0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	147	<0,29
06/4033	Grenlandsfjorden, Gjemesholmen I712	3-5 cm, ca 20. 07.11.2006. Sample 3 of 3	Blåskjell	1,52	0,7	0,74	1,19	<0,01	<0,01	0,04	<0,02	0,03	<0,01	60,6	<0,18
06/4034	Grenlandsfjorden, Strømtangen I713	3-5 cm, ca 20. 07.11.2006	Blåskjell	1,06	0,2	1,46	1,86	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	0,02	<0,01	102	<0,31
06/4054	Grenlandsfjorden, Helgeroa	3-5 cm, ca 20. 08.11.2006	Blåskjell	1,33	1,63	0,15	1,58	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	0,02	<0,01	257	<0,15
06/4055	Grenlandsfjorden, Eidangerfjorden	3-5 cm, ca 20. 08.11.2006	Blåskjell	1,35	1,3	0,72	1,73	<0,01	0,01	0,01	<0,01	0,04	<0,01	114	<0,19
06/4060	JAMP, Bømlo St. 22A Espevær	4-5 cm. 15.09.2006	Blåskjell	1,35	0,83	0,11	5,93	<0,01	<0,01	0,04	<0,02	<0,01	<0,01	131	<0,21
06/4062	JAMP, 36A, Færder	4-5 cm. 11.09.2006	Blåskjell	1,10	1,46	0,07	1,82	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	0,02	<0,01	1 523	<0,16

Fettinnhold (%) og PFAS (ng/g våtvekt) i ferskvanns- og saltvannsfisk

NILU-Sample number :	Stasjon	Prøvedetaljer	Prøvetype	Prøvemengde (g)	6:2 FTS	PFOSA	PFBS	PFHxS	PFOS	PFDcS	PFBA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDcA	PFUnA
06/4058	Vansjø, Storefjorden	03.11.2006	Abbor	1,33	<2,63	<0,16	<0,13	<0,12	57,23	0,26	<4,15	<0,89	<0,79	<0,60	<0,63	0,69	0,79
06/4039	Sognefjorden, Ombandsneset	Brosme	Brosme filet														
06/4040	Sognefjorden, Ombandsneset	Pr.nr. 800744. Ref. 01/07	Brosme lever	1,10	<4,32	2,83	<0,33	0,41	14,59	0,32	<6,84	<1,70	<1,60	<0,28	<0,84	<0,57	1,01
06/4041	Sognefjorden,Takleholmen	Brosme	Brosme filet														
06/4042	Sognefjorden, Takleholmen	Pr.nr. 800744. Ref. 01/07	Brosme lever	1,06	<3,24	2,36	<0,18	0,39	16,84	0,14	<5,39	<1,63	<1,36	<0,70	<0,69	<0,55	1,64
06/4056	Vansjø, Vanemfjorden	11 heads, Oktober 2006	Gjedde	1,07	<3,09	0,79	<0,22	0,21	44,26	<0,11	<5,50	<1,07	<0,95	<1,06	<0,93	<0,59	<0,29
06/4057	Vansjø, Storefjorden	03.11.2006	Gjedde	1,27	<2,56	1,20	<0,10	<0,41	24,78	<0,05	<4,20	<1,18	<0,75	<0,24	<0,89	<0,55	<0,40
06/4059	Vansjø, Storefjorden	03.11.2006	Mort	1,77	<1,64	<0,14	<0,06	<0,06	7,49	0,06	<2,94	<0,65	<0,57	<0,50	<0,46	<0,31	0,34
06/4017	Randsfjorden	Høst 2004	Røye filèt	1,14	<2,82	<0,12	<0,13	<0,08	1,33	0,08	<3,80	<1,04	<0,89	<0,37	<0,70	<0,53	1,05
06/4038	Kristiansand	November 2006	Torsk filet	1,22	<1,89	<0,15	<0,09	<0,05	0,53	<0,04	<3,95	<1,00	<0,65	<0,22	<0,64	<0,41	<0,32
06/1530	Oslofjord L 1-5		Torskelever	1,24	<6,11	21,18	<0,53	<0,51	62,21	7,11	<12,37	<4,63	<4,35	<5,24	<2,02	2,51	7,52
06/1531	Oslofjord L 6-10		Torskelever	1,04	<5,79	21,42	<0,44	<0,30	37,15	5,20	<8,92	<3,02	<2,82	<0,92	<1,66	2,71	5,71
06/1532	Oslofjord L 11-15		Torskelever	1,23	<4,37	20,61	<0,45	0,30	37,10	4,72	<7,57	<3,67	<3,47	<1,36	<1,22	2,91	6,59
06/4063	Ålesund. Gangstøvika	03.01.2007	Torskelever	1,33	<4,70	1,21	<0,27	<0,33	4,77	0,21	<5,87	<2,46	<2,47	<0,97	<1,92	<0,67	1,83
06/4067	Tromsø. 43B	07.03.2007	Torskelever	1,26	<6,18	<0,36	<0,33	<0,17	4,37	<0,19	<8,06	<7,89	<2,59	<0,66	<1,57	<0,91	2,52
06/4068	Varanger. 1 fisk	07.03.2007	Torskelever	1,36	<6,40	<0,51	<0,50	<0,39	9,39	<0,18	<9,85	<3,81	<2,98	<10,65	<1,66	<1,30	1,39
06/4070	Lofoten	21.03.2007	Torskelever	1,49	<2,62	1,41	<0,24	<0,04	2,59	<0,06	<3,45	<1,49	<0,76	<0,08	0,64	0,47	1,52
06/4035	Hardangervidda, Dargesjå	24.06.2006	Ørret	1,36	<1,30	<0,13	<0,08	<0,03	0,24	<0,02	<2,92	<0,73	<0,56	<0,17	0,67	0,50	0,61
06/4036	Trøndelag, Austdalsvatn	29.08.2006	Ørret	1,34	<1,71	<0,16	<0,08	<0,05	0,28	<0,04	<3,51	<0,78	<0,62	<0,22	<0,58	<0,38	0,34
06/4037	Arendal, Mårvann	26.09.2006	Ørret	1,01	<2,02	<0,13	<0,09	<0,08	3,08	<0,06	<4,76	<1,44	<0,78	<0,12	<1,39	<0,53	<0,45
07/89	Mjøsa		Ørret	1,03	-4,21	-0,15	-0,26	-0,22	1,86	-0,14	-5,56	-1,73	-1,50	-5,73	-1,04	-0,67	0,96

Fettinnhold (%), metaller (µg/g våtvekt) og klororganiske forbindelser (ng/g våtvekt) i ferskvanns- og saltvannsfisk

NILU-Sample number :	Stasjon	Prøvedetaljer	Prøvetype	Prøvemengde (g)	Fettinnhold	Cr	As	1,2-DCE	1,3,5-TCB	1,2,4-TCB	1,2,3-TCB	PeCB	HCBD	DEHP	PCP
06/4058	Vansjø, Storefjorden	03.11.2006	Abbor	1,33	0,46	<0,04	0,02	<0,01	0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	93	<0,16
06/4039	Sognefjorden, Ombandsneset	Brosme	Brosme filet			<0,04	6,73								
06/4040	Sognefjorden, Ombandsneset	Pr.nr. 800744. Ref. 01/07	Brosme lever	1,1	38,1	<0,04	10,38	<0,01	<0,01	0,73	0,11	0,42	0,03	1140	<1,60
06/4041	Sognefjorden,Takleholmen	Brosme	Brosme filet			<0,04	7,10								
06/4042	Sognefjorden, Takleholmen	Pr.nr. 800744. Ref. 01/07	Brosme lever	1,06	31,7	<0,04	18,46	<0,01	<0,01	0,53	0,06	0,45	<0,01	433	<2,22
06/4056	Vansjø, Vanemfjorden	11 heads, Oktober 2006	Gjedde	1,07	0,2	0,07	0,01	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	61	<0,14
06/4057	Vansjø, Storefjorden	03.11.2006	Gjedde	1,27	0,25	<0,04	0,04	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	800	<0,47
06/4059	Vansjø, Storefjorden	03.11.2006	Mort	1,77	0,43	<0,04	0,04	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	0,01	<0,01	97	<0,18
06/4017	Randsfjorden	Høst 2004	Røye filèt	1,14	2,31	<0,04	0,05	<0,01	<0,01	0,05	<0,01	0,03	<0,01	119	<0,18
06/4038	Kristiansand	November 2006	Torsk filet	1,22	0,1	0,05	2,51	<0,01	<0,01	0,04	<0,01	<0,02	<0,01	197	<0,23
06/1530	Oslofjord L 1-5		Torskelever	1,24	15,6	<0,04	11,64	<0,01	<0,10	<0,12	<0,11	0,58	<0,03	3789	<4,00
06/1531	Oslofjord L 6-10		Torskelever	1,04	24,8	<0,04	19,02	<0,01	<0,01	0,14	<0,01	0,40	0,02	7694	<2,46
06/1532	Oslofjord L 11-15		Torskelever	1,23	33,3	<0,04	13,41	<0,01	<0,01	0,14	<0,01	0,34	0,02	1459	<7,38
06/4063	Ålesund. Gangstøvika	03.01.2007	Torskelever	1,33	45,22	<0,04	7,33	<0,01	<0,01	0,34	<0,01	0,59	0,06	26829	<2,28
06/4067	Tromsø. 43B	07.03.2007	Torskelever	1,26	44,66	<0,04	3,98	<0,01	<0,02	0,15	<0,02	0,31	0,06	276	<2,28
06/4068	Varanger. 1 fisk	07.03.2007	Torskelever	1,36	23,6	<0,04	3,24	<0,01	<0,01	0,12	<0,01	0,27	0,05	55724	<3,21
06/4070	Lofoten	21.03.2007	Torskelever	1,49	65,04	<0,04	5,93	<0,01	<0,02	0,35	0,04	1,08	0,15	13440	<1,71
06/4035	Hardangervidda, Dargesjå	24.06.2006	Ørret	1,36	2,42	<0,04	0,02	<0,01	<0,01	0,04	<0,01	<0,01	<0,01	4483	<0,17
06/4036	Trøndelag, Austdalsvatn	29.08.2006	Ørret	1,34	1,54	<0,04	0,01	<0,01	<0,01	<0,02	<0,01	<0,02	<0,01	183	<0,21
06/4037	Arendal, Mårvann	26.09.2006	Ørret	1,01	1,56	<0,04	0,09	<0,01	<0,01	<0,02	<0,01	<0,01	<0,01	163	<0,19
07/89	Mjøsa		Ørret	1,03	2,18	0,05	0,11	<0,01	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	247	<0,14

Statens forurensningstilsyn (SFT)
Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo
Besøksadresse: Strømsveien 96

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

Utførende institusjon Norsk institutt for vannforskning	Kontaktperson SFT Ingunn Skaufel Simensen	ISBN-nummer 978-82-577-5199-9
	Avdeling i SFT Miljøoppfølgingsavdelingen	TA-nummer 2284/2007

Oppdragstakers prosjektansvarlig Torgeir Bakke	År 2007	Sidetall 105	SFTs kontraktnummer 5007110

Utgiver Norsk institutt for vannforskning NIVA-rapport 5464-2007	Prosjektet er finansiert av SFT

Forfattere:

Torgeir Bakke	Norman Green
Eirik Fjeld	Anders Ruus
Bent B. Skaare	Martin Schlabach, NILU
John A. Berge	Helge Botnen, UNIFOB

Tittel

Kartlegging av metaller og utvalgte nye organiske miljøgifter 2006. Krom, arsen, perfluoralkylstoffer, dikloretan, 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.

Sammendrag – summary

Nivå av utvalgte miljøgifter ble i 2006 kartlagt i 17 ferskvannslokaliteter (vann, sedimenter og fisk) og 35 sjøvannslokaliteter (sedimenter, blåskjell og fisk). Forurensningen av arsen og krom var ubetydelig til moderat i så godt som alle prøvene. PFAS (vesentlig PFOS) ble funnet i alle prøvene, for en stor del på nivå med det som er funnet tidligere innen Norden. Enkelte høye nivåer i marine dyr kan være feilaktige og PFAS-overvåkingen bør fortsette. Dikloretan ble ikke påvist i materialet, og med få unntak heller ikke PCP og HBCD. Nivåene av klorbenzener var også jevnt over lave, unntatt i sedimentene fra Frier- og Kristiansandsfjorden, og utviklingen tyder på en generell nedgang over tid. Forhøyet nivå av DEHP i sediment og fisk fra Dargesjå, Hardangervidda, kan indikere høy atmosfærisk avsetning og liten re-emmitering i alpine områder. Sporadisk høye konsentrasjoner av DEHP i blåskjell og saltvannsfisk kan skyldes sekundærforurensning, og nye analyser anbefales for 2007.

4 emneord	4 subject words
Nasjonal screeningundersøkelse	National screening
Metaller	Metals
PFAS	PFAS
Klororganiske forbindelser	Chlorinated organic substances