

Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Midt-Norge

Postboks 1264 Pirsenteret
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 87 10 34 / 44
Telefax (47) 73 87 10 10

Tittel Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter 2004. Bromerte flammehemmere, perfluoralkylstoffer, irgarol, diuron, BHT og dicofol. Screening of selected new organic contaminants 2004. Brominated flame retardants, perfluorinated alkylated substances, irgarol, diuron, BHT and dicofol.	Løpenr. (for bestilling) 5011-2005	Dato 25.04.2005
	Prosjektn. Undernr. O-23338	Sider Pris 97 s. + vedlegg
Forfattere Fjeld, E. ¹ , Schlabach, M. ² , Berge J.A. ¹ , Green, N. ¹ , Eggen, T. ³ , Snilsberg, P. ³ , Vogelsang, C. ¹ , Rognerud, S. ¹ , Kjellberg, G. ¹ , Enge, E.K. ² , Dye, C. ² , A. ² og Gundersen, H. ² ¹ NIVA, ² NILU, ³ Jordforsk	Fagområde Overvåkning	Distribusjon Fri
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver SFT	Oppdragsreferanse kontrakt nr. 6004100
----------------------	---

<p>Sammendrag</p> <p>Forekomsten av et utvalg nye miljøgifter eller organiske mikroforurensninger er kartlagt i deler av norsk miljø. Prøvene er innsamlet i løpet av 2004. Følgende forbindelser er undersøkt: bromerte flammehemmere (PBDE og HBCDD), perfluoralkylstoffer (PFAS), biocidene irgarol, diuron og dicofol, samt antioksidanten og industri-kjemikaliet BHT (butyl hydroksitoluen). Konsentrasjonene har blitt kartlagt i sigevann og sigevannssedimenter fra deponier, i avløpsvann og slam fra avløpsrensaneanlegg, i ferskvannsmiljø (overflatevann, makrovegetasjon, sedimenter og fisk) og i marint miljø (sedimenter, alger, blåskjell og torskelever). Bromerte flammehemmere ble påvist i alle analyserte prøver, med stedvis forhøyede nivåer som trolig skyldes punktutslipp. Åsefjorden ved Ålesund var en lokalitet med tildels betydelig forhøyede konsentrasjoner av de bromerte flammehemmerne HBCDD i sedimenter og blåskjell. Det ble her også funnet tildels meget høye nivåer av flammehemmerne PBDE i sedimentene. PFAS ble påvist i samtlige analyserte prøver, og nivåene kunne være forholdsvis høye i sigevannssedimenter og slamprøver fra rensaneanlegg. Konsentrasjonene av PFAS i naturlig overflatevann, samt sedimenter og fisk fra ferskvann var i hovedsak lave. For prøvene fra marint miljø ble det stedvis funnet tydelig forhøyede verdier i sedimenter, blåskjell og torskelever, men konsentrasjonene avvek generelt lite fra de som er tidligere rapportert i en nordisk undersøkelse. Konsentrasjonene av diuron, irgarol, dicofol og BHT var gjennomgående lave i de fleste prøvene, men en meget høy konsentrasjon av diuron, som benyttes som begroingshindrende middel for båter, ble funnet i sedimentprøven fra Vrengensundet, Tjøme.</p>

Fire norske emneord 1. organiske miljøgifter 2. deponier 3. rensaneanlegg 4. akvatisk miljø	Fire engelske emneord 1. organic pollutants 2. land fills 3. sewage treatment plants 4. aquatic environment
---	---

Eirik Fjeld
Prosjektleder (NIVA)

Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsleder

Øyvind Sørensen
Ansvarlig

Statlig program for forurensningsovervåkning

**Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter
2004**

Bromerte flammehemmere, perfluoralkylstoffer, irgarol,
diuron, BHT og dicofol

Forord

På oppdrag av Statens forurensningstilsyn har Miljøalliansen, ved Norsk institutt for luftforskning (NILU), Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Jordforsk, kartlagt forekomsten i miljøet av bromerte flammehemmere, perfluoralkylstoffer, irgarol, diuron, BHT og dicofol.

Dette er en videreføring av de første to «screening-undersøkelser» av bromerte flammehemmere og andre nye miljøgifter gjort for SFT. Analysespekteret har imidlertid blitt forandret i forhold til de to forangående undersøkelsen ved at de kjemiske forbindelsene perfluoralkylstoffer, irgarol, diuron, BHT og dicofol har blitt inkludert i undersøkelsen. Det har blitt fokusert på forekomsten i avrenningen fra kommunale deponier, i ferskvanns- og marine sedimenter, samt i ferskvannsfisk, marin fisk og blåskjell.

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

NILU

Ellen Katrin Enge: Ansvarlig for prøveoppbeidelse

Haydeh Ashraf, Kirsten Davanger, Gerd Staff Knutsen, Iren Sturzel, Britt Teie og Anne Wang: prøveoppbeidelse

Hans Gundersen: GC/MS og LC/MS

Christian Dye: LC/MS

Anders Borgen: GC/MS

NIVA

Eirik Fjeld: Prøvetaking og håndtering av prøver fra ferskvannsmiljø. Hovedansvarlig for rapportskrivning.

Gösta Kjellberg og Sigurd Rognerud: Medarbeidere for innsamling av prøver fra ferskvannsmiljø.

Christian Vogelsang: Prøvetakning og rapportering angående Bekkelaget og Arendal RA.

Norman Green og John Arthur Berge: Prøvetaking og håndtering av marine prøver; rapportering.

Følgende personer og institusjoner har bistått NIVA under feltarbeide og innsamling av ferskvannsfisk til undersøkelsen: Akershus Jeger og Fisk v. Bjørn Otto Dønnum (Hurdalssjøen); Ola Kristiansen (Femsjøen), Morten Martiniussen (Skinnerflo), Lars Erik Langseter (Øyeren).

Jordforsk

Trine Eggen og Petter Snilsberg: Prøvetaking og håndtering av jord-, deponi- og avrenningsprøver; rapportering.

Statens forurensningstilsyn (SFT)

Jon L. Fuglestad: Prosjektkoordinator hos SFT.

Norges forskningsråd (NFR)

En rekke forskningsprosjekter fra programmet PROFO og det strategiske instituttprogrammet NEWPOLL har bidratt til kompetanseoppbygging.

Kjeller, 14. mars 2005

Martin Schlabach,
Prosjektleder

Innhold

1. Sammendrag	9
2. Extended abstract	17
3. Bakgrunn og formål	23
3.1 Bakgrunn	23
3.1.1 Bromerte flammehemmere	23
3.1.2 Perfluorerte alkylerte substanser, PFAS	24
3.1.3 Diuron/irgarol	26
3.1.4 Butylert hydroksytoluen, BHT.....	26
3.1.5 Dicofol	27
3.2 Analyserte forbindelser	28
4. Materiale og metoder	30
4.1 Kjemisk analyse	30
4.2 Stasjonsbeskrivelse	31
4.3 Prøvetakning	33
4.3.1 Deponier og renseanlegg.....	33
4.3.2 Prøver i ferskvannshabitat.....	36
4.3.3 Prøver i marint habitat	37
5. Polybromerte difenyletere, PBDE	41
5.1 Deponier og renseanlegg.....	41
5.1.1 Urenset sigevann fra deponier	41
5.1.2 Renset sigevann fra deponier	42
5.1.3 Renset vann fra kommunale renseanlegg	42
5.2 Ferskvannsmiljø, PBDE.....	47
5.2.1 Sedimenter	47
5.2.2 Ferskvannsfisk	48
5.3 Marint miljø	51
5.3.1 Marint sediment	51
5.3.2 Blåskjell	52
5.3.3 Torskelever	53
5.4 Diskusjon, PBDE	54
5.4.1 Deponier og renseanlegg.....	54
5.4.2 Ferskvannsmiljø.....	56
5.4.3 Marint miljø	57
6. Heksabromosyklododekan, HBCDD	60
6.1 Deponier og renseanlegg, HBCDD.....	60
6.2 Ferskvannsmiljø, HBCDD.....	63
6.2.1 Sediment	63
6.2.2 Ferskvannsfisk	64
6.3 Marint miljø, HBCDD	66
6.3.1 Sediment	66
6.3.2 Blåskjell	67
6.3.3 Torskelever	67
6.4 Diskusjon, HBCDD	69
6.4.1 Deponier og renseanlegg.....	69

6.4.2	Ferskvann	69
6.4.3	Marint miljø	70
7.	Perfluoralkylstoffer, PFAS.....	73
7.1	Deponier og renseanlegg, PFAS	73
7.2	Ferskvannsmiljø, PFAS	75
7.3	Marint miljø, PFAS.....	78
7.3.1	Sediment	78
7.3.2	Blåskjell	79
7.3.3	Torskelever	79
7.4	Diskusjon, PFAS.....	81
7.4.1	Deponier og renseanlegg.....	81
7.4.2	Ferskvannsmiljø.....	82
7.4.3	Marint miljø	83
8.	Biocider og BHT.....	84
8.1	Deponier og renseanlegg, biocider og BHT	84
8.2	Ferskvannsmiljø, biocider og BHT	85
8.3	Marint miljø, biocider og BHT	87
8.3.1	Sedimenter	87
8.3.2	Alger	87
8.3.3	Blåskjell	88
8.3.4	Torskelever	89
8.4	Diskusjon, biocider og BHT	89
8.4.1	Deponier og renseanlegg.....	89
8.4.2	Ferskvannsmiljø.....	90
8.4.3	Marint miljø	90
9.	Referanser.....	94
10.	Vedlegg (primærdata)	97

1. Sammendrag

På oppdrag av Statens forurensningstilsyn har Norsk institutt for luftforskning (NILU), Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Jordforsk kartlagt forekomsten i miljøet av bromerte flammehemmere av typen polybromerte difenyletere (PBDE), heksabromsyklododekan (HBCDD) samt perfluoralkylstoffer (PFAS), irgarol, diuron, BHT og dicofol.

Dette er den tredje nasjonale kartleggingen av nye eller lite studerte organiske miljøgifter. De to foregående studiene fra 2002 og 2003 fokuserte på forekomsten av bromerte flammehemmere, bisfenol A, triclosan og klorerte parafiner. Den foreliggende undersøkelsen skal gjøre en ytterligere kartlegging av forekomsten av bromerte flammehemmere, samt gjøre den første nasjonale kartleggingen av perfluoralkylstoffer (PFAS), irgarol, diuron, BHT og dicofol. De undersøkte miljøene er kommunale deponier og avløpsrenseanlegg, samt ferskvannsmiljø og marint miljø.

Nivåene av de ulike hovedgruppene av de undersøkte forbindelsene i vann, slam og sedimenter, samt biologisk materiale er vist i Figur 1- Figur 3. Disse illustrerer fordelingen av konsentrasjonene i de ulike matriksene. I den følgende teksten opererer vi med «vanlig forekommende konsentrasjoner» som vi har definert som området avgrenset av 25- og 75-prosentilen (interkvartil-området). Dette er et robust mål på den sentrale tendensen og spredningen i datamaterialet.

PBDE

Vann

Urenset sigevann fra deponier hadde som forventet høyere konsentrasjoner av PBDE enn rensert sigevann og avløpsvann fra kommunale renseanlegg. Vanlig forekommende konsentrasjoner av Σ PBDE i urensert sigevann var i området 7–70 ng/l, mens de i rensert sigevann og avløpsvann var i området 3–25 ng/l. Det ble ikke utført analyser av PBDE i naturlig overflatevann.

Sedimenter og slam

Vanlig forekommende konsentrasjoner av Σ PBDE i sedimenter og slam fra deponier og renseanlegg lå i området 3–800 ng/g tørrvekt, og de høyeste verdiene ble funnet i slam fra renseanleggene. Blant de enkelte kongenerene dominerte BDE-209, men også BDE-47 og BDE-99 hadde en forholdsvis høy andel i flere av prøvene. Konsentrasjonene og forholdet mellom kongenerene avviker ikke vesentlig fra resultater i svenske undersøkelser.

Vanlig forekommende konsentrasjoner av Σ PBDE i ferskvannssedimenter lå i området 0,7–2 ng/g tørrvekt. Ingen av lokalitetene bar preg av betydelige punktutslipp av PBDE. Høyeste konsentrasjon ble funnet i Øyeren med 2,69 ng/g tørrvekt, dette er i samme størrelsesorden som i de mindre forurensede delene av Mjøsa.

I de marine sedimentene lå vanlig forekommende konsentrasjoner av Σ PBDE i området 3–250 ng/g tørrvekt. Sedimentene fra Åsefjorden og Rubbestadneset var gjennomgående høye og var med på å trekke opp dette konsentrasjonsområdet. Høyeste nivå av Σ PBDE ble funnet innerst i Åsefjorden (nær 470 ng/g tørrvekt). Sammenlikninger med data fra deponier og renseanlegg, kontaminerte sedimenter fra Mjøsa, Lillehammer (omlag 25 ng/g tørrvekt), og

internasjonale data fra marine lokaliteter viser at sedimentene fra Åsefjorden er betydelig forurenset av PBDE.

Biologisk materiale

Konsentrasjonene av Σ PBDE i muskelfilet av storørret fra Mjøsa (omlag 290–300 ng/g våtvekt eller 4 800–5 800 ng/g fett) var kraftig forhøyet sammenliknet med storørret fra Losna i Gudbrandalslågen (omlag 15 ng/g våtvekt eller 330 ng/g fett). Ørreten fra Losna er derfor ikke spesielt påvirket av utslippene lenger nede i vassdraget, noe som kunne vært tilfelle dersom den i utstrakt grad hadde hatt næringsvandring ned til Mjøsa eller spist oppvandrende lågåsild i nedre del av Gudbrandalslågen. De øvrige konsentrasjonene av Σ PBDE i muskelfilet av ferskvannsfisk varierte mellom 0,3–1,5 ng/g våtvekt eller 15–625 ng/g fettvekt. Av disse hadde abbor fra Hurdalssjøen høyeste konsentrasjon på fettvektsbasis.

Vanlig forekommende konsentrasjoner av Σ PBDE i blåskjell var i området 0,3–1,5 ng/g våtvekt, men de høyeste konsentrasjonene på 1,2–2,6 ng/g våtvekt ble funnet i Åsefjorden. Også etter en normalisering til fettinnhold hadde skjell fra Åsefjorden de høyeste nivåene.

For torskelever var de vanlig forekommende konsentrasjonene i området 10–95 ng/g våtvekt. De høyeste konsentrasjonene på omlag 110 ng/g våtvekt ble funnet i torsk fra Indre Oslofjord, men laveste nivå på omlag 9 ng/g våtvekt ble funnet ved Svolvev. Etter en normalisering til fett viste det seg at torsk fra Ulsteinvik hadde omlag like høy konsentrasjon som torsk fra Indre Oslofjord (omlag 220 ng/g fett). Det var ikke analysert prøver av fisk fra Åsefjorden.

HBCDD

Vann

Vanlig forekommende konsentrasjoner av Σ HBCDD i rensset sigevann fra deponier og avløpsvann fra renseanlegg lå i området 0,5–3,5 ng/l, med høyeste konsentrasjon på nær 26 ng/l i avløpsvann fra Høvringen renseanlegg. For flere av deponiene var imidlertid konsentrasjonen i rensset sigevann under deteksjonsgrensen. I urensset sigevann fra deponier var vanlig forekommende konsentrasjoner omlag 0,4–3,5 ng/l. Imidlertid ble en svært høy maksimalkonsentrasjon på nær 150 ng/l funnet i en urensset sigevannsprøve fra Djupvik deponi. Det ble ikke utført analyser av HBCDD i naturlig overflatevann.

Sedimenter

Vanlig forekommende konsentrasjoner av Σ HBCDD i sedimenter fra deponier og slam fra renseanlegg lå i området 0,4–33 ng/g tørrvekt, og de høyeste verdiene (opp til omlag 50 ng/g tørrvekt) ble funnet i slam fra renseanleggene. Blant de enkelte isomerene dominerte γ -HBCDD.

I ferskvannsedimentene lå vanlig forekommende konsentrasjoner innenfor intervallet 0,3–2,5 ng/g tørrvekt, og høyeste konsentrasjon på 4,5 ng/g tørrvekt ble funnet i Øyeren. Justert for mengden organisk materiale, som fjerner effekten av fortynnende uorganiske sedimenter, var konsentrasjonen av Σ HBCDD i sedimentet fra Øyeren høyere enn for de fleste sediment- og slamprøvene fra de undersøkte deponier og renseanlegg. Blant de enkelte isomerene dominerte γ -HBCDD.

I de marine sedimentene skilte prøvene fra Åsefjorden seg markert ut fra de øvrige, med tildels svært høye konsentrasjoner (omlag 24–8480 ng/g tørrstoff). Høyeste konsentrasjon ble funnet i sedimentene fra stasjonen innerst i fjorden, og viser på at det i dette området må ha

skjedd betydelige lokale utslipp. En forholdsvis høy konsentrasjon på 21 ng/g tørrvekt ble også funnet ved Rubbestadneset, Bømlo, noe som tyder på lokale tilførsler i dette området. De øvrige konsentrasjonene var i området 0,2–2,3 ng/g tørrstoff, noe som trolig representerer bakgrunnsområdet for områder uten nærliggende punktkilder. I samtlige prøver dominerte isomeren γ -HBCDD.

Biologisk materiale

Vanlig forekommende konsentrasjoner av Σ HBCDD i muskelfilet av ferskvannsfisk var i området 0,2–12 ng/g våtvekt, og de høyeste nivåene på omlag 50 ng/g våtvekt ble funnet i storørret fra Mjøsa. Sammenliknet med data fra 2003 synes nivåene i Mjøs-ørret å ha øket markert. I flertallet av prøvene dominerte isomeren α -HBCDD.

Blåskjell fra Åsefjorden hadde markert høyere konsentrasjoner av Σ HBCDD (omlag 55–330 ng/g våtvekt) enn de øvrige prøvene (omlag 0,2–2,2 ng/g våtvekt). Dette viser at de lokale utslippene, som man også kan spore i sedimentene, er biotilgjengelige og kan konsentreres i organismene.

Vanlig forekommende konsentrasjoner av Σ HBCDD i torskelever var 3,5–22 ng/g våtvekt, og de høyeste nivåene ble funnet i indre Oslofjord og indre Sjøfjord. Det ble ikke analysert fiskeprøver fra Åsefjorden. Som for ferskvannsfisk dominerte isomeren α -HBCDD i prøvene.

PFAS

Vann

Vanlig forekommende konsentrasjoner av Σ PFAS i sigevann fra deponier og avløpsvann fra renseanlegg lå i området 2–255 ng/l, med høyeste konsentrasjon på nær 360 ng/l i urensset sigevann fra Esval renseanlegg. Det er her ikke skilt mellom rensset og urensset sigevann fra deponier, da det ikke var vesentlige forskjeller mellom konsentrasjonene i disse mediene. Det var imidlertid en tendens til at konsentrasjonene i avløpsvann fra kommunale renseanlegg var noe lavere enn i sigevann fra deponier. PFOA var i gjennomgående den dominerende PFAS-forbindelsen i vannprøvene.

Typiske konsentrasjoner av Σ PFAS i naturlig overflatevann (innsjøer og elver) var i området 1–4 ng/l, noe som synes lavt sammenliknet med data fra andre industrialiserte land. For mange av forbindelsene lå konsentrasjonene under deteksjonsgrensen. Det var ingen indikasjoner på vesentlige punkttilførsler i noen lokaliteter.

Sedimenter

Vanlig forekommende konsentrasjoner av Σ PFAS i sedimenter fra deponier og slam fra renseanlegg lå i området 2–4 ng/g tørrvekt, og den høyeste konsentrasjonen på nær 24 ng/g tørrvekt ble funnet i sigevannssediment fra Grønmo deponi. Blant de enkelte forbindelsene dominerte PFOS og PFOA.

I ferskvannssedimentene lå vanlig forekommende konsentrasjoner av Σ PFAS innenfor intervallet 0,1–0,5 ng/g tørrvekt, og høyeste konsentrasjon på omlag 1 ng/g tørrvekt ble funnet i Hurdalssjøen. Sammenlikningsgrunnlaget er sparsomt, men konsentrasjonene kan synes lave sammenliknet med data fra andre industrialiserte land.

Konsentrasjonene av Σ PFAS i de marine sedimentene var mye like de som ble funnet i innsjøsedimenter. Vanlig forekommende konsentrasjoner var i området 0,5–1,5 ng/g tørrvekt, og høyeste konsentrasjon på omlag 6 ng/g tørrvekt ble funnet i prøven fra Rubbestadneset. I både marine og ferskvannssedimenter dominerte forbindelsen PFOS.

Biologisk materiale

Vanlig forekommende konsentrasjoner av Σ PFAS i muskelfilet av ferskvannsfisk var i området 1,5–3 ng/g våtvekt, og de høyeste nivåene på omlag 5 ng/g våtvekt ble funnet i abbor fra Hurdalssjøen. Av de ulike forbindelsene dominerte PFOS.

For blåskjell var vanlig forekommende konsentrasjoner av Σ PFAS i området 0,05–0,4 ng/g våtvekt, og høyeste konsentrasjon på omlag 0,8 ng/g våtvekt ble funnet i prøven fra Espevær. Hvilken forbindelse som dominerte varierte prøvene imellom.

I torskelever var vanlig forekommende konsentrasjoner av Σ PFAS i området 1–4,5 ng/g våtvekt, og høyeste konsentrasjon på 6,4 ng/g våtvekt ble funnet i torsk fra indre Oslofjord. I likhet med prøvene av ferskvannsfisk dominerte forbindelsen PFOS.

Biocider og BHT

Vann

For diuron i vann fra deponier og renseanlegg ble det kun påvist konsentrasjoner over deteksjonsgrensen for sigevannsprøver fra Esval deponi (konsentrasjoner i urensset og renset sigevann var henholdsvis 3,6 og 3,2 ng/l) og avløpsvann fra Ladehammeren (37 ng/l).

For irgarol i urensset sigevann fra deponi var vanlig forekommende konsentrasjoner i området 1–40 ng/l, med høyest konsentrasjon på 75 ng/l (Esval). Tilsvarende konsentrasjonsområde for renset sigevann og avløpsvann fra kommunale renseanlegg var 0,5–10 ng/l, med høyeste konsentrasjon på 50 ng/l fra Arendal renseanlegg.

Dicofol ble analysert i to prøver av urensset sigevann, men konsentrasjonene var under deteksjonsgrensen (< 1 ng/l).

For BHT i urensset sigevann fra deponi var vanlig forekommende konsentrasjoner i området 17–150 ng/l, med høyest konsentrasjon på 260 ng/l (Mile). Tilsvarende konsentrasjonsområde for renset sigevann og avløpsvann fra kommunale renseanlegg var 1,5–20 ng/l, med høyeste konsentrasjon på nær 37 ng/l fra Trollmyra deponi. Konsentrasjonen i avløpsvann fra renseanlegg var gjennomgående lavere enn i renset sigevann fra deponier.

Diuron, irgarol og BHT ble analysert i to ferskvannsprøver (Skinnerflo i Glomma, og Hurdalssjøen), men konsentrasjoner over deteksjonsgrensen ble kun påvist for BHT i Hurdalssjøen (1,9 ng/l).

Sedimenter

I sigevannssedimenter fra deponi og slam fra rensanlegg ble det ikke påvist konsentrasjoner over deteksjonsgrensen for diuron. For irgarol ble det kun påvist konsentrasjoner over deteksjonsgrensen i to prøver fra deponi (0,2 ng/g tørrvekt). For BHT lå vanlig forekommende konsentrasjonsområde i disse mediene i området 0,4–5 ng/g tørrvekt. Dicofol

ble kun analysert i to prøver av sigevannsediment, og en prøve hadde en konsentrasjon over deteksjonsgrensen (0,16 ng/g tørrvekt).

I ferskvannssedimenter ble det ikke påvist detekterbare konsentrasjoner for noen av disse forbindelsene.

I marine sedimenter var konsentrasjonen av diuron og irgarol i all hovedsak under deteksjonsgrensen eller svært lave, med unntak for prøven fra Vrengensundet hvor konsentrasjonen av diuron var 520 ng/g tørrvekt. Dette er en forholdsvis høy konsentrasjon sammenliknet med internasjonale data. Konsentrasjonene av dicofol var lavt og vanlig forekommende konsentrasjonsområde var lavt 0,1–0,5 ng/g tørrvekt. Ingen av de marine sedimentprøvene hadde BHT-konsentrasjoner over deteksjonsgrensen.

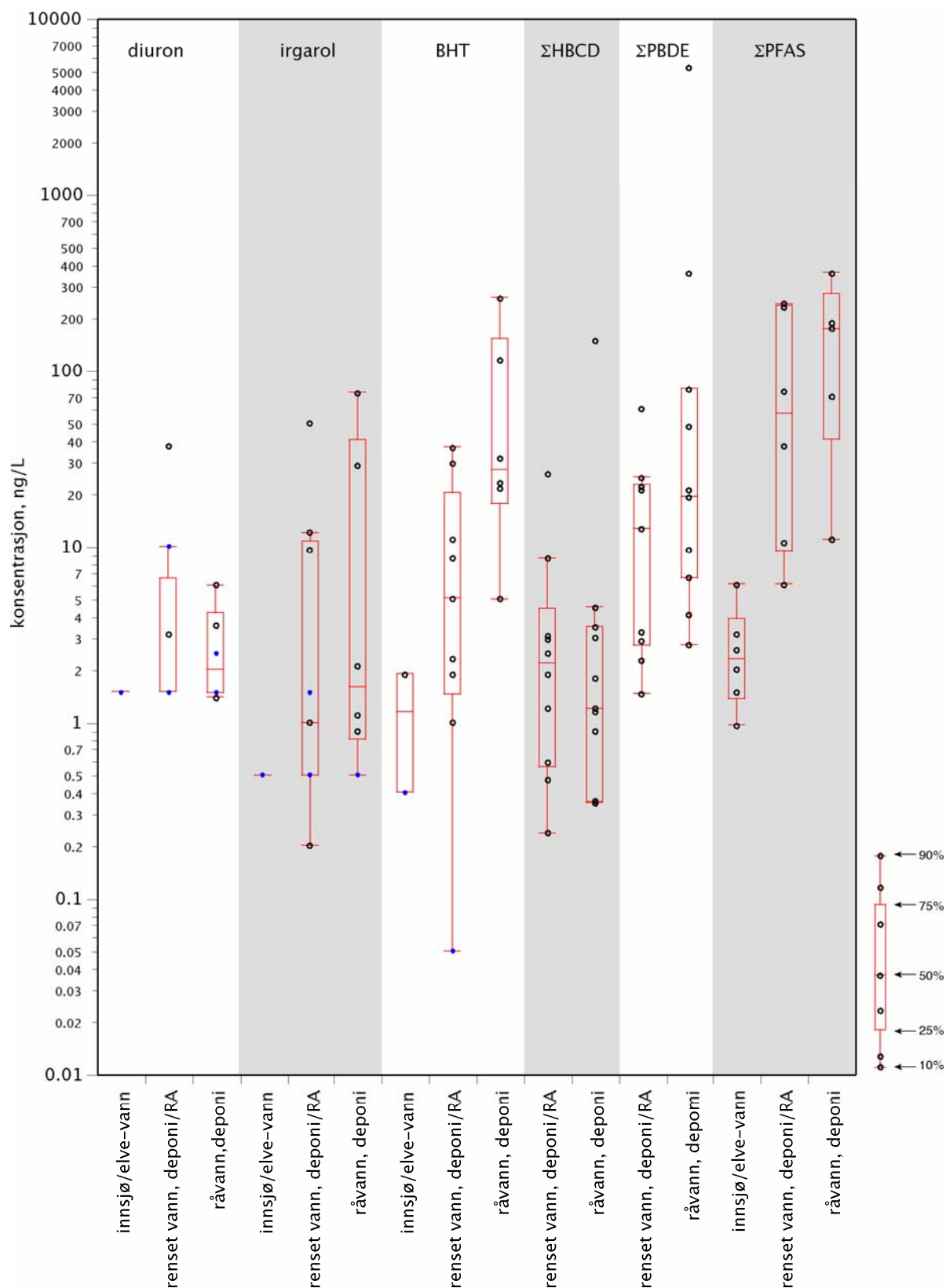
Biologisk materiale

Konsentrasjonene av diuron, irgarol, dicofol og BHT i det biologiske materialet fra ferskvannslokalitetene var lave og i all hovedsak under metodenes deteksjonsgrenser. I prøvene av muskelfilet av fisk ble det kun for dicofol påvist én konsentrasjon over deteksjonsgrensen (0,07 ng/g våtvekt i ørret fra Hardangervidda). I to prøver av vannvegetasjon (makrofytter fra Skinnerflo i Glomma og Hurdalssjøen) ble det kun påvist kvantifiserbare konsentrasjoner av BHT (8,9 og 6,7 ng/g tørrvekt).

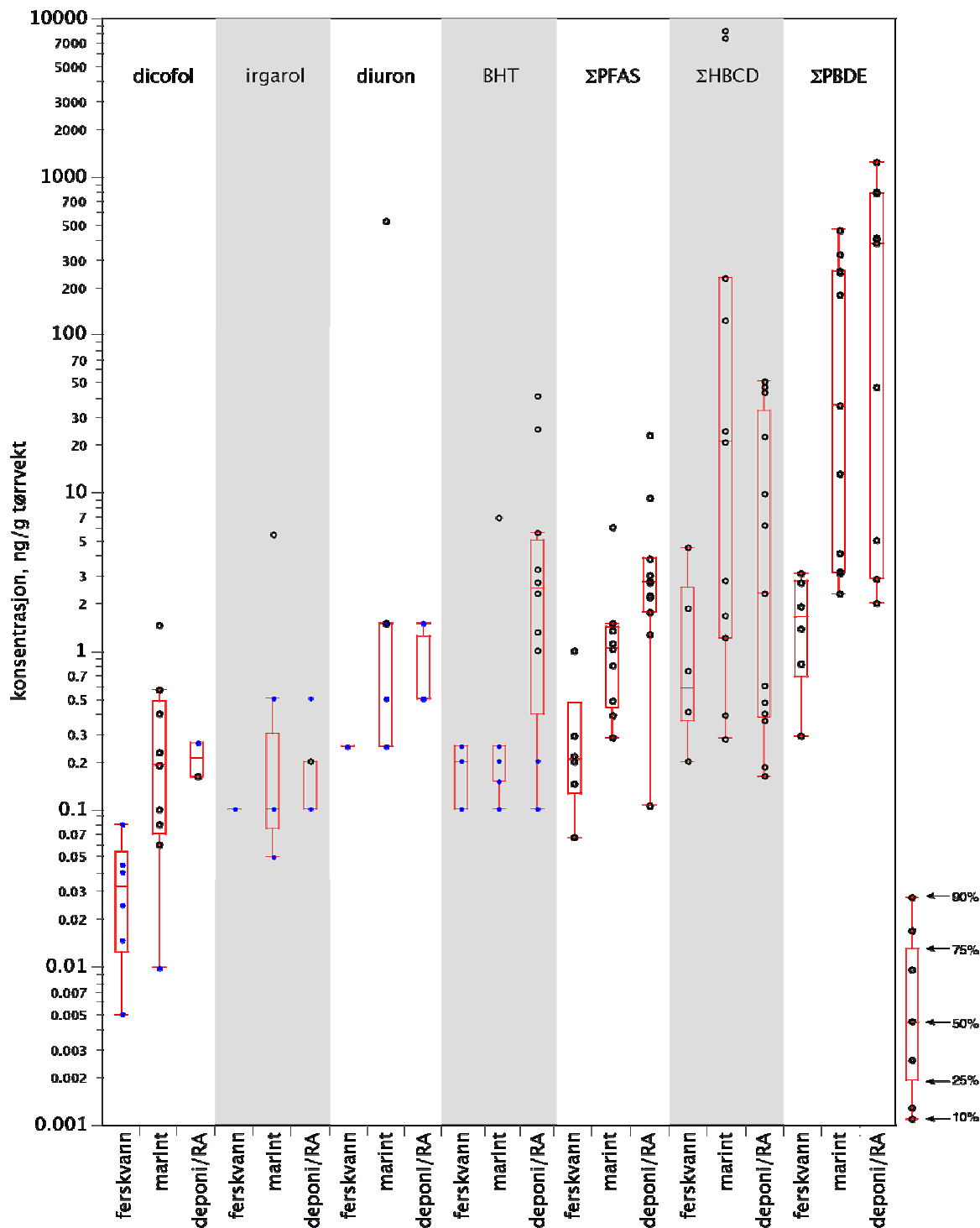
I fem prøver av marine alger ble det kun påvist spor av irgarol (3,8 ng/g tørrvekt) i en prøve fra Ulsteinvik. Konsentrasjonene av diuron lå under deteksjonsgrensen i alle fem prøvene. For BHT ble konsentrasjoner over deteksjonsgrensen påvist i tre av disse prøvene (7,9–21,1 ng/g tørrvekt).

Konsentrasjonen av diuron, irgarol, dicofol og BHT i fem prøver av blåskjell var også gjennomgående lave, og de lå i all hovedsak under deteksjonsgrensen. Diuron ble påvist i en prøve (1,7 ng/g våtvekt); irgarol ble påvist i to prøver (8,2 og 3,2 ng/g våtvekt); dicofol ble påvist i tre prøver (0,04–0,6 ng/g våtvekt). Ingen prøver hadde konsentrasjoner av BHT over deteksjonsgrensen.

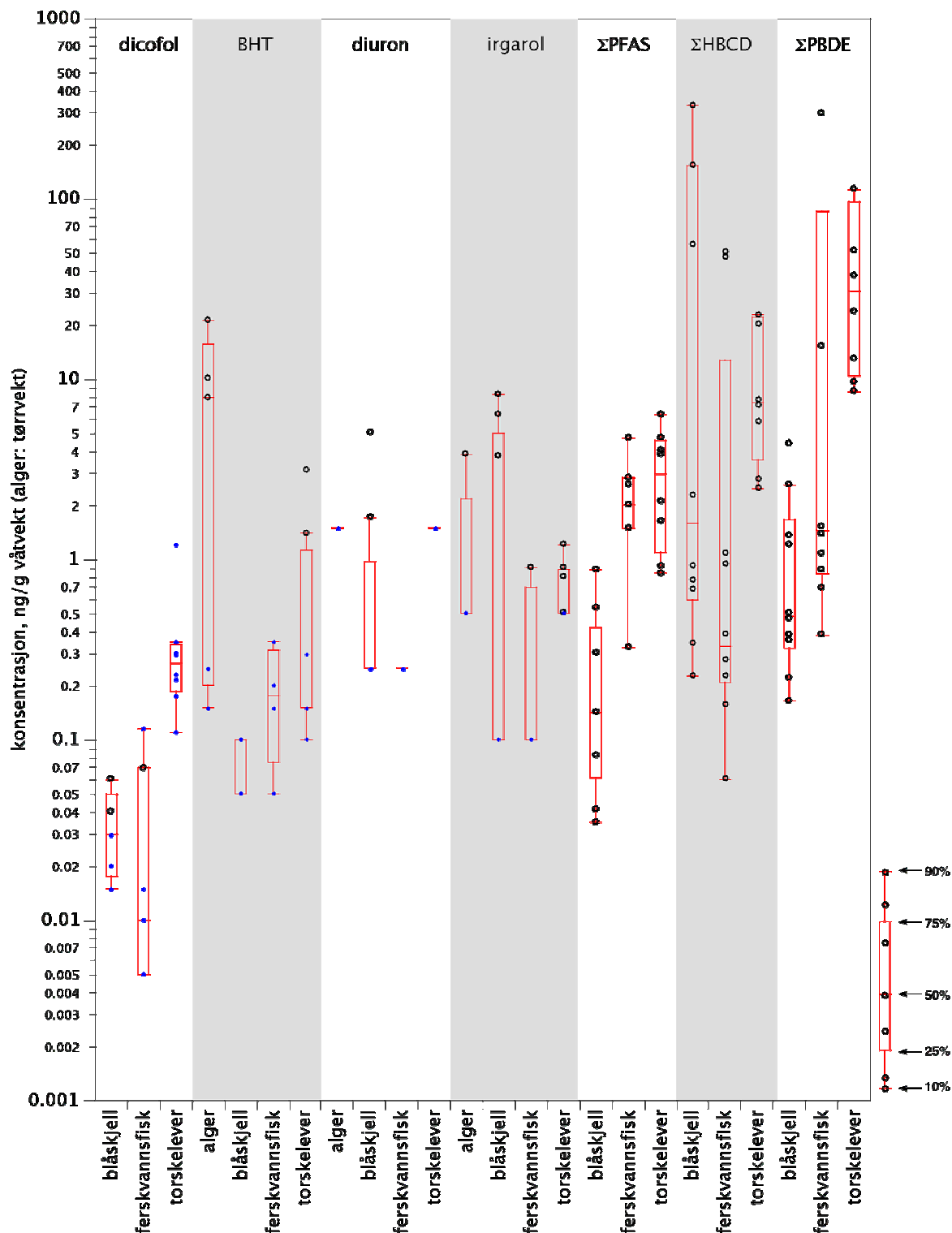
For de åtte prøvene av torskelever var nivåene av disse forbindelsene også gjennomgående lave. Alle prøvene hadde konsentrasjoner av diuron under deteksjonsgrensen (<3 ng/g våtvekt), fire hadde detekterbare konsentrasjoner av irgarol (0,5–1,2 ng/g våtvekt), ingen hadde detekterbare konsentrasjoner av dicofol, og kun to hadde detekterbare konsentrasjoner av BHT (1,4 og 3,1 ng/g våtvekt).



Figur 1. Konsentrasjonen av de ulike hovedgruppene miljøgifter i naturlig innsjø/elve-vann, renset sigevann fra deponier og utløpsvann fra renseanlegg (renset vann, deponi/RA), samt urensset sigevann (råvann) fra deponier. Konsentrasjoner under metodens deteksjons-grense er satt lik halve denne, unntatt for beregning av ΣPFAS hvor dette i noen tilfeller ville ha ført til urealistisk høye nivåer. Observasjoner under deteksjonsgrensen er markert med et lite blått punkt.



Figur 2. Konsentrasjonen av de ulike hovedgruppene miljøgifter i sedimenter (ferskvann og marint miljø, deponier/reseanlegg). Konsentrasjoner under metodens deteksjonsgrense er satt lik halve denne, unntatt for beregning av ΣPFAS hvor dette i noen tilfeller ville ha ført til urealistisk høye nivåer. Observasjoner under deteksjonsgrensen er markert med et lite blått punkt.



Figur 3. Konsentrasjonen av de ulike hovedgruppene miljøgifter i biologisk materiale (blåskjell, marine alger, muskelfilet av ferskvannsfisk og torskeler). Konsentrasjoner under metodens deteksjonsgrense er satt lik halve denne, unntatt for beregning av ΣPFAS hvor dette i noen tilfeller ville ha ført til urealistisk høye nivåer. Observasjoner under deteksjonsgrensen er markert med et lite blått punkt.

2. Extended abstract

Background and objectives

This report presents the results of a screening survey on the occurrence of novel or less studied contaminants in the Norwegian environment. The survey was done on behalf of the Norwegian Pollution Control Authority (SFT) by the Norwegian Institute for Air Research (NILU), the Norwegian Institute for Water Research (NIVA) and the Norwegian Centre for Soil and Environmental Research (Jordforsk).

This is the third national screening survey with focus on novel or less studied contaminants. The two previous studies from 2002 and 2003 focussed on the occurrence of brominated flame retardants, bisphenol A, triclosan and chlorinated paraffins. The main objectives of the present screening survey is to give a broader documentation of the environmental presence of brominated flame retardants, and to do the first national screening of perfluorinated alkylated substances, irgarol, diuron, BHT and dicofol in Norway. The environments studied were landfills, sewage treatment plants, freshwater and coastal marine environments.

Material and methods

The fieldwork was done during 2004:

Landfills and sewage plants

Samples of leachate water (untreated and rinsed) and sludge were sampled from the leachate system collection systems from each of nine landfill sites throughout the country. Samples of effluent water and produced sludge were sampled from four urban sewage treatment plants.

Freshwater environments

The sampled freshwater sites were all situated in Southern Norway, and represent three lowland lakes, one alpine site with three lakes, and two lowland river sites (The Glomma River, Norway's largest river). The locations span from pristine mountain lakes to lakes and river segments highly influenced by human activities. Samples of watersurface sediments and fish were collected from each site. The analysed fish samples consisted of pooled material of muscle fillets of brown trout (*Salmo trutta*), perch (*Perca fluviatilis*) and pike (*Esox lucius*). In addition, macrophytes (*Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum alterniphlorum*) were sampled at two lowland sites. Also, fish samples from Lake Mjøsa (Norway's largest lake) and its main tributary river have been included in this study, as former screening surveys have revealed that there have been significantly local discharges of PBDEs to this lake.

Marine environments

The marine samples were taken along the Norwegian coast from the Lofoten Islands in the North to the inner Oslofjord and the Hvaler estuary close to the border of Sweden in the South. The stations represent environments with different kind of human impacts, such as from industrial pollution, shipyards, small craft harbours. Coastal areas without any known local pollution were also included.

Surface sediments, seaweeds (bladder wrack, *Fucus vesiculosus*; knotted wrack, *Aschophyllum nodosum*), blue mussels (*Mytilus edulis*, pooled samples of soft tissue) and cod (*Gadus morhua*, pooled samples of liver) were collected at 10, 5, 10 and 8 stations/areas respectively.

Chemical analyses

The following chemical substances were analyzed: Polybrominated diphenyl ethers, (PBDEs, IUPAC numbers: BDE-28, -47, -49, -66, -71, -77, -99, -100, -119, -138, -153, -154, -183, -206, and -209), hexabromocyclododecane (HBCDD, α -, β - and γ -isomers); perfluorinated alkylated substances (PFAS: PFBS, PFHxS, PFOS, PFDS, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFOSA), irgarol, diuron, Dicofol, and BHT (butyl hydroxy toluene).

Major findings

In the following we use the interquartile range (the range between the 25th and 75th percentiles) as a robust measure of the central tendency and spread of the data.

Polybrominated diphenyl ethers, PBDEs

Water

The concentrations of Σ PBDE in untreated leachate water from landfills were in general higher than in rinsed leachate water and in effluents from sewage plants. The interquartile range (the range between the 25th and 75th percentiles) in untreated leachate water was 7–70 ng/l, whereas this range was 3–25 ng/l in rinsed leachate water and effluents from sewage plants. PBDEs were not analyzed in natural surface waters (lakes and rivers).

Sediments and sludge

The interquartile range of Σ PBDE in sediments sludge from landfills and sewage sludge treatment plants was 3–800 ng/g d.w. (dry weight), with the highest concentrations in sewage sludge. BDE-209 was the dominating congener, but BDE-47 and BDE-99 were also found in relatively high proportions.

The interquartile range of Σ PBDE in freshwater sediments was 0.7–2 ng/g d.w., whereas the highest concentration was 2,69 ng/g d.w. None of the studied sites had any signs of significant local discharges of PBDEs.

In the marine sediments, the interquartile range of Σ PBDE was 3–250 ng/g d.w. Local pollutions at two sites contributed to this large spread. The highest concentrations were found at Åsefjord, close to the city of Ålesund, with concentrations close to 470 ng/g d.w. This is a very high concentration when compared to other international data on marine sediments.

Biological samples

Concentrations of Σ PBDE in large piscivorous (fish eating) brown trout from lake Mjøsa were approx. 290–300 ng/g w.w. (wet weight) or 4 800–5 800 ng/g lipid. These are exceptionally high levels of PBDEs, caused by local discharges of PBDEs to the lake. The Σ PBDE concentration of piscivorous brown trout from the main inlet river Gudbrandalslågen was about 15 ng/g w.w. or 330 ng/g lipid, which shows that this population is not affected by the local pollutions to lake Mjøsa. In the other fish samples concentrations of Σ PBDE between 0.3–1.5 ng/g w.w. or 15–625 ng/g lipid was observed.

The interquartile range of Σ PBDE in blue mussels was 0.3–1.5 ng/g w.w. The highest concentrations were found at Åsefjord, with concentration in the range of 1.2–2.6 ng/g w.w. This fjord had anomalously high concentrations of PBDEs in the sediments, and the mussel data indicates that local pollution of PBDEs is bioaccumulating in the food web.

Concentrations of Σ PBDE in cod liver had an interquartile range of 10–95 ng/g w.w. The highest concentrations (about 110 ng/g w.w.) was observed in a cod sample from the inner Oslofjord. This is a fjord surrounded by urban and industrialized areas. There was not analyzed any fish sample from the Åsefjord.

Hexabromocyclododecane, HBCDD

Water

The interquartile range of Σ HBCDD in untreated leachate water from landfills was 0.4–3.5 ng/l, and the highest concentration was about 1590 ng/l. An interquartile range of 0.5–3.5 ng/l was observed in rinsed leachate water and effluents from sewage treatment plants and the highest concentration (26 ng/l) was found in a sample of leachate water. γ -HBCDD tended to be the dominating isomer in the water samples. HBCDDs were not analyzed in natural surface waters (lakes and rivers).

Sediments and sludge

The observed concentrations of Σ HBCDD in sediments from landfills and sewage sludge revealed an interquartile range of 0.4–33 ng/g d.w., and the highest concentrations, with levels up to 50 ng/g d.w., were found in sewage sludge.

The interquartile range of Σ HBCDD observed for freshwater sediments was about 0.3–2.5 ng/g d.w., and the highest concentration (4.5 ng/g) was found in Lake Øyeren.

Exceptionally high concentrations of Σ HBCDD were observed in the sediment samples from the Åsefjord. The four samples from this area revealed concentrations from 24 to 8480 ng/g d.w., with the highest concentrations in the inner part of the fjord. This demonstrates that there have been significant local discharges of HBCDDs to the fjord. A relatively high concentration (21 ng/g d.w.) was also observed in sediments from the station Rubbestadneset in the Bømlo area. The other sediment samples had concentrations in the range of 0.2–2.3 ng/g d.w., which probably represents the background concentrations for sites without any local point sources.

There was a clear tendency that γ -HBCDD was the dominating isomer in the sediment and sludge samples.

Biological samples

Concentrations of Σ HBCDD in muscle fillets of freshwater fish revealed an interquartile range of 0.2–12 ng/g w.w. The highest concentration (about 50 ng/g w.w.) was found in large piscivorous brown trout from Lake Mjøsa, which is a pronounced increase compared to data from 2003.

The concentrations of Σ HBCDD observed in blue mussels from the Åsefjord were in the range of 55–440 ng/g w.w., which is significantly elevated as compared to the concentration range of 0.2–2.2 ng/g w.w. of the other samples. This demonstrates that the local discharges of HBCDD to the Åsefjord are bioavailable, and is accumulating in mussels.

The interquartile range of Σ HBCDD calculated from the analyses of cod liver was 3.5–22 ng/g w.w., and the highest concentrations of about 19–23 ng/g w.w. were found in inner

Oslofjord and in inner Sjørfjord (industrialized site). There was not analyzed any fish sample from the Åsefjord.

There was a clear tendency that α -HBCDD was the dominating isomer in the fish samples, whereas no systematic tendency was found in the mussel samples.

Perfluorinated alkylated substances, PFAS

Water

The interquartile range of Σ PFAS in leachate water from landfills and effluents from sewage plants was 2–255 ng/l, and the highest concentration (360 ng/l) was found in untreated leachate from a landfill. We have not distinguished between untreated and rinsed leachate as there in general was no significant differences between these samples. There was however a tendency that the lowest concentrations were found in effluents from sewage plants. PFOA was in general the dominating compound among the different PFASs.

The observed concentrations of Σ PFAS in natural surface waters (lakes and rivers) revealed an interquartile range of 1–4 ng/l. For many of the different compounds, the concentrations were below the detection limit. There was no sign of any significant point sources of PFAS to any of the studied freshwater sites, and the concentrations were in general low as compared to those from other industrialized countries.

Sediments

The observed concentrations of Σ PFAS in sediments from landfills and in sewage sludge revealed an interquartile range of 2–4 ng/g d.w., and the highest concentrations (about 24 ng/g d.w.) were found in leachate sediments from a landfill. PFOS and PFOA dominated among the different perfluorinated alkylated substances (PFOS).

The calculated interquartile range of Σ PFAS in freshwater sediments was 0.1–0.5 ng/g d.w., and the highest concentration was about 1 ng/g d.w. Although there are few comparable data, the reported concentrations seem low compared to data from other industrialized countries.

The interquartile range of Σ PFAS in marine sediments was 0.5–1,5 ng/g d.w., and the highest concentration was about 6 ng/g d.w. PFOS was in general the dominating PFAS compound in both marine and freshwater sediments

Biological samples

Concentrations of Σ PFAS in samples of freshwater fish revealed an interquartile range of 1.5–3 ng ng/g w.w., and the highest concentration was about 5 ng/g w.w. PFOS dominated among the different PFAS compounds. The observed concentrations of Σ PFAS in blue mussels revealed an interquartile range of 0.05–0.4 ng/g w.w., and the highest concentration was about 0.8 ng/g w.w. There was no systematic trend in the domination of the different PFAS compounds.

The interquartile range of Σ PFAS in cod liver was 3.5–22 ng/g w.w., and the highest concentrations (about 6.4 ng/g w.w.) were found in cod from inner Oslofjord. As in the case of freshwater fish, PFOS was in general the dominating compound.

Biocides and BHT

Water

The concentrations of diuron in leachate from landfills and effluents from sewage plants were in general low. Only one landfill had leachate concentrations above the detection limits (about 3 ng/l in both rinsed and untreated leachate). Only one sewage treatment plant revealed effluents with concentrations (37 ng/l) above the detection limits.

Dicofol was analyzed in two samples of untreated landfill leachate, but the concentrations were both under the detection limit (<1 ng/l).

The interquartile range of irgarol observed in untreated leachate from landfills was 1–40 ng/l, and the highest concentration was 75 ng/l. The corresponding range for rinsed landfill leachate and effluents from sewage treatment plants was 0.5–10 ng/l, with the highest concentration (about 50 ng/l) observed in an effluent sample.

The interquartile range of BHT in untreated landfill leachate was 17–150 ng/l, and the highest concentration was 260 ng/l. The corresponding range for rinsed landfill leachate and effluents from sewage treatment plants was 1.5–20 ng/l, with the highest concentration (about 37 ng/l) observed in an effluent sample. The concentrations in effluents were in general lower than in treated leachate.

Sediments

All the leachate sediments from the landfills and the sludge samples from the sewage plants revealed diuron concentrations below the detection limits. Only two of these samples showed irgarol concentrations above the detection limits (0.2 ng/g d.w.). The observed concentration of BHT in these samples revealed an interquartile range of 0.4–5 ng/g d.w. Dicofol was only analyzed in two samples of leachate sediments, and one sample revealed a concentration (0.16 ng/g d.w.) above the detection limit

The concentration of biocides and BHT were below the detection limits in all the freshwater sediment samples

The concentration of irgarol and diuron were below the detection limit in all the analysed marine sediments with the exception of one sample that had a rather high concentration of diuron (520 ng/g d.w.). The concentrations of Dicofol were low, with an interquartile range of about 0.1–0.5 ng/g d.w. None of the marine sediment samples had BHT concentrations above the detection limits.

Biological samples

The concentrations of diuron, irgarol, dicofol and BHT in the biological samples from the freshwater sites were in general below the detection limits. Only one fish sample showed a Dicofol concentration above the detection limit (0.07 ng/g w.w. in a brown trout samples from a pristine alpine lake). In the two samples of freshwater macrophytes, only BHT showed concentrations above the detection limit (6.7 and 8.9 ng/g d.w.).

irgarol could be quantified in only one of the five samples of marine seaweeds (3.8 ng/g d.w.). The diuron concentrations were all below the detection limits, and three samples had BHT concentrations above the detection limits (about 8–21 ng/g d.w.).

The concentrations of these compounds were also hardly quantifiable in the samples of blue mussels. Diuron was quantified in one sample (1.7 ng/g w.w.), irgarol was quantified in two samples (about 3 and 8 ng/g w.w.), whereas Dicofol was quantified in three samples (0.04–0.6 ng/g w.w.). None of the samples had BHT concentrations above the detection limit.

The concentrations of these compounds were also hardly quantifiable in the cod liver samples. Concentrations above the detection limits were found only for irgarol and BHT. Four samples revealed irgarol concentrations in the range of 0.5–1.2 ng/g w.w., whereas the observed concentrations of BHT were 1.4 and 3.1 ng/g w.w.

3. Bakgrunn og formål

3.1 Bakgrunn

3.1.1 Bromerte flammehemmere

Bromerte flammehemmere (ofte forkortet som BFH eller BFR = brominated flame retardants) er en fellesbetegnelse for en større gruppe organiske stoffer. Stoffene har forskjellige strukturer, men alle inneholder brom. Under sterk varmpåvirkning frigis bromradikaler som stopper kjedereaksjonen i forbrenningsprosessen som dermed virker hemmende på utvikling av brann. Noen bromerte flammehemmere har i de senere årene kommet i søkelyset på grunn av at de er lite nedbrytbare i miljøet. De kan konsentreres i næringskjeden og er påvist i levende organismer og i morsmelk. En del av stoffene har vist helse- og miljøskadelige effekter. Spesielt har det vært fokus på stoffgruppene polybromerte difenyletere (PBDE) og polybromerte bifenylter (PBB). Den globale produksjonen av PBB opphørte høsten 2000. Andre bromerte flammehemmere som det fokuseres på er heksabromsyklododekan (HBCDD¹) og tetrabrombisfenol A (TBBPA) (de Wit, 2002).

SFT anslår at den totale mengden bromerte flammehemmere som ble brukt i Norge i 2001 var mellom 270 og 340 tonn. Bruk omfatter her både som kjemikalium, i plastråvare og halvfabrikata og i de ferdige produktene. Elektriske og elektroniske produkter er den største produktgruppen og da spesielt kretskort. Andre produktgrupper er isolasjonsmaterialer, plast og tekstiler i transportmidler og noe i møbelstoffer. TBBPA er den mest brukte bromerte flammehemmeren i Norge i dag, mens bruken av HBCDD og dekabromdifenyleter (dekaBDE) er betydelig mindre (SFT, 2003).

Utslipp kan forekomme under produksjon og bruk av produkter samt ved deponering eller destruksjon etter bruk. Bromerte flammehemmere kan tilføres jord, vann og luft. Det er bl.a. funnet bromerte flammehemmere i inneluften i kontorlokaler med store mengder datautstyr. Bromerte flammehemmere blir også tilført miljøet via langtransporterte luftstrømmer. I tillegg kan bromholdige dioksiner dannes ved forbrenning av avfall som inneholder bromerte flammehemmere (de Wit, 2002).

Det er i tidligere undersøkelser funnet spesielt høye konsentrasjoner av polybromerte difenyletere i fisk fra Mjøsa, men disse forurensninger er også påvist i sediment og biologiske prøver fra mange andre områder i Norge (Fjeld et al, 2004a og b). Bromerte flammehemmere er påvist i blodprøver fra den norske befolkningen og konsentrasjonene har økt i perioden fra 1977 til 1999. I en svensk undersøkelse av PBDE i morsmelk ble det funnet en markert økning fra 1972 til 1997 fulgt av en nedadgående trend deretter (Darnerud et al. 2002)

Stoffene er lite akutt giftige for mennesker, men enkelte bromerte flammehemmere er akutt giftige for akvatiske organismer. Ved langvarig eksponering er det påvist at de kan føre til leverskade. Det er mistanke om at enkelte bromerte flammehemmere kan gi hormoneffekter og at de kan gi skader på nervesystemet. Det er fortsatt behov for mer kunnskap om stoffenes langtidseffekter på helse og miljø. Pentabromdifenyleter (pentaBDE) er meget giftig for vannlevende organismer, er persistente og bioakkumuleres. PentaBDE er klassifisert som

¹ Heksabromsyklododekan forkortes enten som HBCD eller HBCDD. Flertallet av de vitenskapelige publikasjoner og industrien bruker forkortelsen HBCD, mens i utkastet til EUs rapport «risk assessment of HBCDD» benyttes det konsekvent HBCDD. SFT ønsker å bruke denne forkortelsen.

miljøskadelig og som helseskadelig ved kronisk påvirkning. Oktabromdifenyler (oktaBDE) og dekabromdifenyler (dekaBDE) er lite nedbrytbare og er til dels også påvist høyt oppe i næringskjeden. OktaBDE er foreslått klassifisert som reproduksjonsskadelig (fruktbarhets-reducerende og fosterskadelig). Det antas også at deka- og oktaBDE kan omdannes til pentaBDE og andre homologer med tilsvarende egenskaper i naturen (de Wit, 2002).

Både TBBPA og HBCDD er meget giftig for vannlevende organismer, stoffene er ikke lett nedbrytbare, og de kan forårsake langtidsvirkninger i vannmiljøet. TBBPA er påvist i blod hos befolkningen i Norge. HBCDD kan gi leverskader hos pattedyr. Det er svært bioakkumulerende og kan derfor oppkonsentreres i miljøet og i organismer på forskjellige nivåer i næringskjeden (de Wit, 2002).

Norske miljøvernmyndigheter har vedtatt en målsetning om at utslippene av bromerte flammehemmere skal reduseres vesentlig, senest innen 2010. SFT har utarbeidet en handlingsplan for reduksjon av utslippene. Nordsjølandene har forpliktet seg til arbeide for å erstatte bromerte flammehemmere der det er tilgjengelige erstatningsstoffer. Bromerte flammehemmere er en gruppe stoffer som inngår i OSPARs utfasingsmål (2020). Innen EU og Norge ble omsetning og bruk av teknisk penta- og oktabromdifenyler forbudt etter sommeren 2004 (2003/11/EC). Dekabromdifenyler, HBCDD og TBBPA er under vurdering i EUs program for risikovurdering av eksisterende stoffer.

3.1.2 Perfluorerte alkylerte substanser, PFAS

Generelt

Perfluoralkylstoffer også betegnet som perfluoralkylsurfaktanter eller perfluoralkylsyre (PFAS) er en betegnelse for en gruppe kjemiske forbindelser som inneholder en fullstendig fluorert alkylkjede og en gruppe som gjør at forbindelsene har en viss løselighet i vann. Denne gruppen av forbindelser skiller seg fundamentalt fra de fleste andre kjemikalier siden den verken er lipofil («fettelskende») eller hydrofil («vannelskende») men binder seg gjerne til partikkeloverflater. Forbindelsene brukes primært på grunn av deres gode overflateegenskaper og deres vann- og fettavvisende egenskap. De brukes i forskjellige industri- og forbrukerprodukter, hvor bl.a. lav overflateenergi, høy kjemisk og termisk stabilitet, lav lysbrytningsindeks, høy elektrisk isolasjonsevne og god bestandighet mot korrosjon og ytre påvirkning er viktige. Viktige produkttyper er for eksempel gulvvoks og polish, maling og lakk, avfettings- og rengjøringsmidler, impregneringsmidler til tekstiler og lær og brannslukkingsmidler.

Forbruk

SFT har i 2003 gjennomført en materialstrømsanalyse (SFTa, 2004) og konkluderer med at PFAS ikke produseres i Norge. Videre skrives det i rapporten:

Alt som omsettes i Norge er importert, enten i form av kjemisk-tekniske produkter eller som bestanddel av faste bearbejdede produkter. Resultatet av kartleggingen er oppsummert i Tabell 1.

Det største bruksområdet SFT fant er brannslukkingsmidler (Aqueous Film Forming Foams, AFFF-midler). Disse skummidlene brukes til slukking av branner i petroleumsprodukter (olje, bensin og lignende) og brennbare vannløselige væsker (acetone, alkoholer m.v.), og brukes hovedsakelig på offshore-installasjoner, flyplasser, oljeraffinerier og om bord i tankskip.

Tekstilimpregneringsmidler importeres 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. Bruksmengdene er vesentlig lavere.

Nyere informasjon fra Sverige og Storbritannia tyder på forkromningsindustrien kan være en av de største brukere av PFAS (SFT-strategi notat).

Tabell 1. Årlig omsetningsmengder i Norge 2002 for ulike bruksområder.

Bruksområde	Årlig omsetningsmengde (2002), tonn PFAS
Brannslukningsmidler	15
Impregnering av tekstiler	7 – 10
Impregnering av tepper	0,4
Impregnering av lær	< 0,1
Impregneringsprodukter for privat bruk	0,2
Gulvvoks og polish	0,2
Avfettings- og rengjøringsmidler	< 0,1
Maling, lakk og lignende	< 0,1
Impregnering av papir	Ukjent
Elektronikkindustri	< 0,1
Totalt	23,2 – 26,2

Utslipp

Siden det ikke foregår produksjon av PFAS i Norge, anses utslipp fra produksjon som ikke relevant (SFTa, 2004). Det foregår noe produksjon av maling-/lakkprodukter og brannslukkemidler (skumkonsentrat) som inneholder PFAS. Disse produksjonsprosessene foregår i lukkede systemer, og utslippene vil derfor normalt være svært små. De største utslippene vil skje i forbindelse med bruk og avhending av produkter som inneholder PFAS. Utslipsveier og –mengder vil være ulike for de forskjellige produktene. SFTs materialstrømsanalyse anslår utslippet 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

Perfluoralkylstoffer er veldig persistent (stabile) og brytes svært sakte ned. Forbindelsene er som nevnt innledningsvis lite vann- og fettløslig og akkumulering skjer i all hovedsak gjennom at de er bundet til overflater av partikler eller vev. Dette betyr at de vanlige risikoevalueringsmetodene utviklet enten for hydrofile eller lipofile forbindelser ikke kan anvendes her.

I en nordisk screeningsundersøkelse ble det påvist PFAS-forbindelser i alle undersøkte prøvetyper og høyest nivå fant man i marine pattedyr. Rapporten konkluderer med at PFAS finns i betydelige konsentrasjoner i det nordiske miljøet (Kallenborn et al. 2004)

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

Tiltak

Norske miljøvernmyndigheter har vedtatt en målsetning om at utslippene av enkelte PFOS/PFAS relaterte forbindelser skal reduseres vesentlig og senest innen 2010. SFT har foreslått en handlingsplan for reduksjon av utslippene. SFT tar sikte på at alle produkter med disse miljøgiftene skal defineres som farlig avfall. Norge skal være pådriver for at PFOS skal reguleres internasjonalt. Økt overvåking av stoffene og andre tiltak for å øke kunnskapen om disse miljøgiftene inngår også i handlingsplanen.

3.1.3 Diuron/irgarol

Generelt

Diuron og irgarol 1051 brukes som erstatning for tinnorganiske forbindelser i bunnmaling (antifouling agent) av båter og skip. Diuron har vært brukt i impregnering av fiskenoter. Diuron er ikke og har heller aldri vært brukt som plantevernmiddel i følge opplysninger fra SFT (Dons, 2004) I 1992 ble diuron forbudt brukt som herbicid i Sverige.

Forbruk

Totalforbruk av diuron per år i Norge er 2,5 t, fordelt på 30 forskjellige produkter, hovedsaklig bunnstoff. Registrert årsforbruk for irgarol er 1,5 til 2,5 t fordelt på 40 – 50 produkter, hovedsaklig bunnstoff. Bruk som notimpregnering er ikke registrert hverken for diuron eller irgarol. (Dons, 2004).

Utslipp

Det foreligger ingen informasjon om at diuron og irgarol er blitt framstilt i Norge. Utslipp kan derfor stamme fra tilvirking, bruk og avhending av produkter som inneholder diuron og/eller irgarol. Den antatt største utslippskilden er frisetelse fra nylig påført bunnmaling og fra sandblåsing/spyling av skrog.

Spredning og effekter

Begge forbindelser er forholdsvis godt løslig i vann, de er moderat bioakkumulerende og har en moderat kjemisk persistens. De forventes derfor først og fremst i nærhet av aktive kilder. Diuron står oppført i kreftkategori 3, det vil si mistenkt for å være kreftfremkallende.

Tiltak

I EUs rammedirektiv for vann er diuron oppført som en stoff som er under vurdering som mulig prioritert hasardiøs substans.

3.1.4 Butylert hydroksytoluen, BHT

Generelt

Butylert hydroksytoluen (BHT) brukes som antioksidant, stabilisator, inhibitor og herder i gummi-, maling-, metall- og grafisk industri og dessuten i både matvarer og en lang rekke kosmetiske produkter.

Forbruk

Siden BHT i mange produkter bare er tilsatt i små mengder og dermed ikke er rapporteringspliktig regner man med at forbruket er underestimert (KEMI, 1998). I den nordiske SPIN-databasen ble det registrert et forbruk for 2002 på 18,7 t for Norge og 530 t for hele Norden.

Utslipp

Det foreligger ingen informasjon om at BHT er blitt framstilt i Norge. Utslipp vil derfor stamme fra tilvirking, bruk og avhending av produkter som inneholder BHT. Siden BHT brukes i en lang rekke forbruksvarer, må man regne med et diffust utslippsmønster. BHT i maling og noen tekniske produkter kan avgis direkte til luft eller til vann, mens man regner med at BHT i mat og kosmetiske produkter kan slippes ut i miljøet via avløpsvann.

Spredning og effekter

BHT forventes funnet i nærhet av aktive kilder.

Oral LD₅₀ i rotter er mindre enn 2.000 mg/kg kroppsvekt. I lave doser er BHT relativt lite giftig for alle pattedyrarter. Ved høyere doser er det påvist toksiske effekter og BHT er i følge EUs kriterier klassifisert som helseskadelig med R22. Det er beskrevet sensibiliserende effekter klassifisert med R43 (Nordisk Ministerråd, 1997).

Baseret på langtidsundersøkelser over 50 uker av hudtumorer i mus synes det berettiget å mistenke BHT for at være en kreftpromoter i huden. EUs kriterier tillater ikke klassifisering for denne virkning. Men det betraktes allikevel som ytterst relevant for mennesker, siden BHT brukes som antioksidant i hudkrem og annen kosmetikk.

BHT synes å være moderat giftig ved oral inntak og har vist allergifremkallende egenskaper hos mennesker. Den kritiske akutte effekten på mennesker er hudirritation
NOAEL = 0.1% BHT i etanol; LOAEL = 1% BHT i etanol

3.1.5 Dicofol

Generelt

p,p'-Dicofol (Kelthane, DTMC eller Acarin) er en pesticid som brukes for å bekjempe midd (acaricid) ved dyrking av mange forskjellige planter bl. a. bomull (50 % av total bruk), sitrusfrukter (30 %) og annen frukt dyrking (15 %). Dicofol er nær beslektet med DDT og DDT er også et mellomprodukt ved syntese av dicofol. Teknisk dicofol er derfor ofte forurenset med DDT.

Forbruk og utslipp

Av miljøhensyn ble i 1990 all bruk av dicofol forbudt i Sverige. I 1991 ble dicofol forbudt i Norge med siste tillatt bruksår 1993 (Dæhli, 2005). I Sveits er det bare tillatt i forsøksdyrking. Aktuell utslipp vil i så fall stamme fra lagring og avhending av gamle produkter.

Spredning og effekter

Dicofol er moderat persistent i jord (halveringstid 60 dager), blir nedbrutt av UV-lys og også under anaerobe betingelser. Dicofol er nærmest uløselig i vann og sterkt bundet til partikler eller jord. Mobiliteten i jord er derfor veldig begrenset. Miljøovervåkingsprogrammer måler nesten aldri dicofol, men ut fra oktanol-vann fordelingskoeffisient og nedbrytbarhet vet man at dicofol er moderat bioakkumulerende.

Dicofol har en moderat toksisitet for pattedyr (WHO, 1996) Dicofol er i likhet med mange andre pesticider en nervegift uten at den eksakte virkemåten er godt undersøkt.

Kroniske effekter er økt levervekt og øket enzyminduskjon og er forbundet med redusert kroppsvekt. Dicofol kan være en hormonhermer. Det er også påvist reproduksjonstoksiske effekter, men svakere enn ved de nære analoger DDT og DDE. Dicofol er høytoksiske for forskjellige organismer (alger, invertebrater og fisk) og svakt toksisk for fugler.

3.2 Analyserte forbindelser

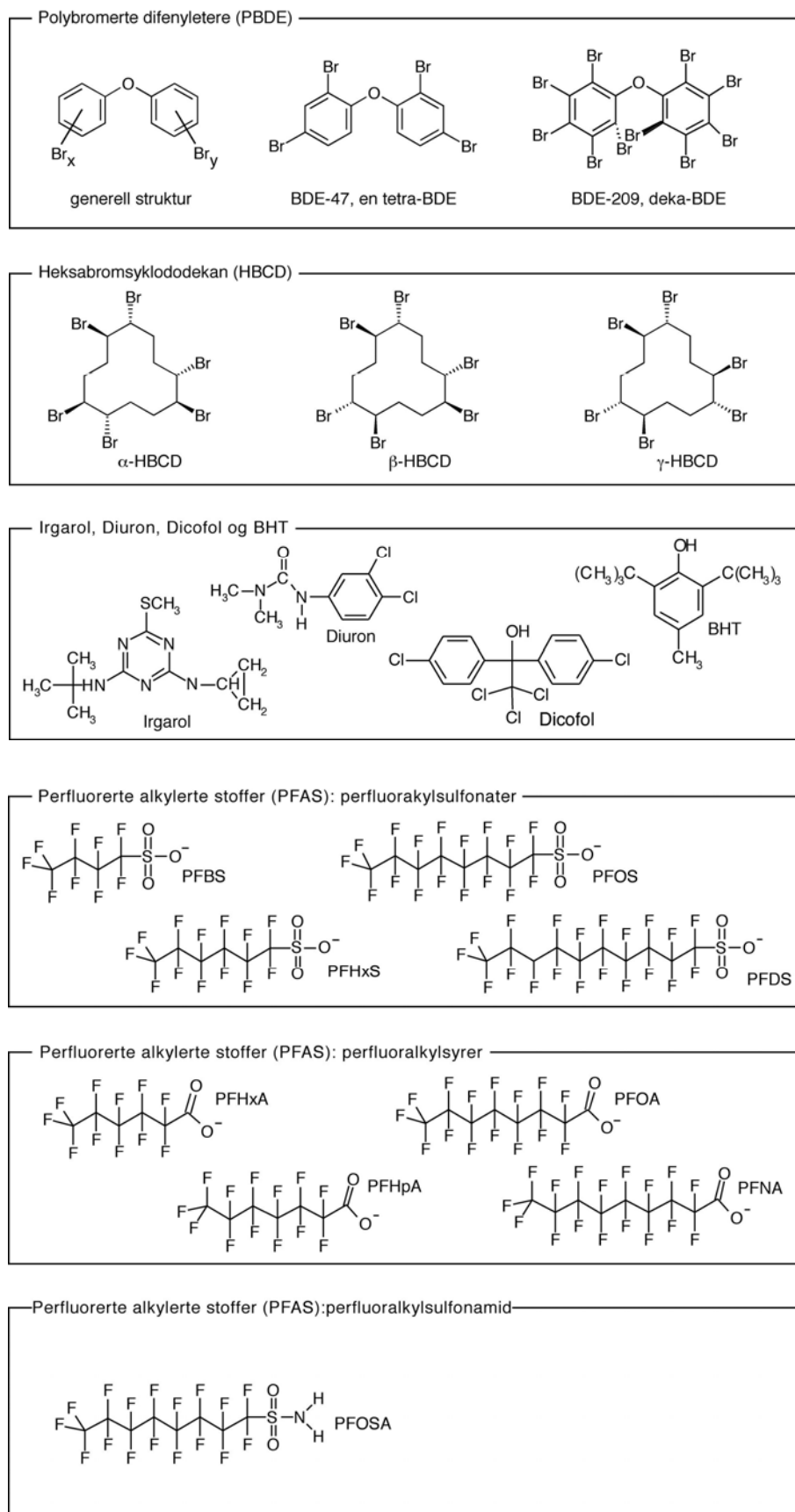
Forbindelser analysert og påvist i denne undersøkelsen er gitt i Tabell 2 og Figur 4.

Tabell 2: Analyserte forbindelser i denne undersøkelsen med forkortelse, fullt navn og CAS-nummer.

Forkortelse	Kjemisk navn	CAS-nummer
BDE-28	2,4,4'-tribromdifenyleter	41318-75-6
BDE-47	2,2',4,4'-tetrabromdifenyleter	5436-43-1
BDE-49*	2,2',4,5'- tetrabromdifenyleter	243982-82-3
BDE-66	2,3',4,4'- tetrabromdifenyleter	189084-61-5
BDE-71*	2,3',4',6- tetrabromdifenyleter	189084-62-6
BDE-77	3,3',4,4'-tetrabromdifenyleter	93703-48-1
BDE-85	2,2',3,4,4'-pentabromdifenyleter	182346-21-0
BDE-99	2,2',4,4',5-pentabromdifenyleter	60348-60-9
BDE-100	2,2',4,4',6-pentabromdifenyleter	189084-64-8
BDE-119	2,3',4,4',6-pentabromdifenyleter	189084-66-0
BDE-138	2,2',3,4,4',5'-heksabromdifenyleter	182677-30-1
BDE-153	2,2',4,4',5,5'-heksabromdifenyleter	68631-49-2
BDE-154	2,2',4,4',5,6'-heksabromdifenyleter	207122-15-4
BDE-183	2,2',3,4,4',5',6-heptabromdifenyleter	207122-16-5
BDE-196	2,2',3,3',4,4',5,6'-oktabromdifenyleter	
BDE-206	2,2',3,3',4,4',5,5',6'-nonabromdifenyleter	
BDE-209	Dekabromdifenyleter	1163-19-5
α -HBCDD	α -heksabromsyklododekan	25637-99-4
β -HBCDD	β - heksabromsyklododekan	25637-99-4
γ -HBCDD	γ - heksabromsyklododekan	25637-99-4
Dicofol (Kelthane)	4-klor- α -(4-klorfenyl)- α -(triklormetyl)-benzenmetanol,	115-32-2
DDT	1,1-Bis(4- klorfenyl)-2,2,2-trikloetan	50-29-3
Diuron	3-(3,4-diklorfenyl)-1,1-dimetylurea	330-54-1
Irgarol 1051	N-syklopropyl-N'-(1,1-dimetyletyl)-6-(metyltio)-1,3,5-triazin-2,4-diamin	28159-98-0
BHT (Butylert hydroksytoluen)	2,6-di-tert.-butyl-p-kresol	128-37-0
PFBS	Perfluorbutansulfonat	29420-49-3
PFHxS	Perfluorheksansulfonat	432-50-7
PFOS	Perfluoroktansulfonat	2795-39-3
PFDS	Perfluordekansulfonat	67906-42-7
PFHxA	Perfluorheksansyre	307-24-4
PFHpA	Perfluorheptansyre	375-85-9
PFOA	Perfluoroktansyre	335-67-1
PFNA	Perfluornonansyre	375-95-1
PFOSA	Perfluoroktansulfonamid	4151-50-2

*) BDE-49 og BDE-71 koeluerer, dvs. det var ikke mulig å separere disse for kvantifisering. Disse kongenerer blir derfor kvantifisert som sum BDE-49+71.

Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter 2004. Bromerte flammehemmere, perfluoralkylstoffer, irgarol, diuron, BHT og dicofol. (TA-2096/2005)



Figur 4. Kjemisk struktur av de enkelte hovedgruppene av bromerte flammehemmere, biocider og BHT og perfluoralkylstoffer (PFAS).

4. Materiale og metoder

4.1 Kjemisk analyse

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 kvantifisering. Dette medfører at prøveresultatene automatisk blir korrigert for eventuelle tap under ekstraksjon og opparbeidelse. Etter ekstraksjon ble prøvene renses vha. gelpermeasjonskromatografi og/eller svovelsyre-behandling. Før kvantifisering ble ekstraktet oppkonsentrert og tilsatt gjenvinningsstandard.

De mest relevante analytiske detaljer er gitt i Tabell 3.

Tabell 3: De mest relevante analytiske parametrene.

	PBDE	HBCDD	dicofol/ DDT	PFAS	diuron/ irgarol	BHT
Isotopmerkete internstandarder	7	3	2	2	1 *)	0 *)
Ekstraksjon vann	Væske/ væske	Væske/ væske	Væske/ væske	SPE	SPE	SPE
Ekstraksjon, sediment/slam	Soxhlet	Soxhlet	Soxhlet	ASE	ASE	ASE
Ekstraksjon, biota	Kolonne- Eluering	Kolonne- Eluering	Kolonne- Eluering	ASE	ASE	ASE
Videre opprensing	GPC/ Svovelsyre/ silika	GPC/ Svovelsyre/ silika	GPC/ Svovelsyre/ silika	SPE	SPE	SPE
Kvantifisering	GC/HRMS	LC/MS	GC/HRMS	LC/MS-TOF	LC/MS	GC/HRMS
Ioniseringsteknikk	EI	ESI(-)	EI	ESI (-)	ESI (-/+)	EI
GC/LC-kolonne	ZB-1 15*0,25*0,11	XTerra C18 3,5 µm 15cm*2,1mm	HP-1 25*0,20*0,33	ACE C18 3 µm 15cm*2,1mm	ACE C18 3 µm 15cm*2,1mm	ZB-1 15*0,25*0,11
Analyseusikkerhet; %	25 - 35	30 – 40	20 – 40	30 – 50 *)	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 elektropray.

GC/HRMS: Gasskromatografi koplet til høyopløsende massespektrometri (Instrument: Waters AutoSpec).

GPC: Gelpermeasjonskromatografi (BioBeads SX-3).

LC/MS: Væskrokromatografi koplet til massespektrometri (Instrument: Waters ZMD).

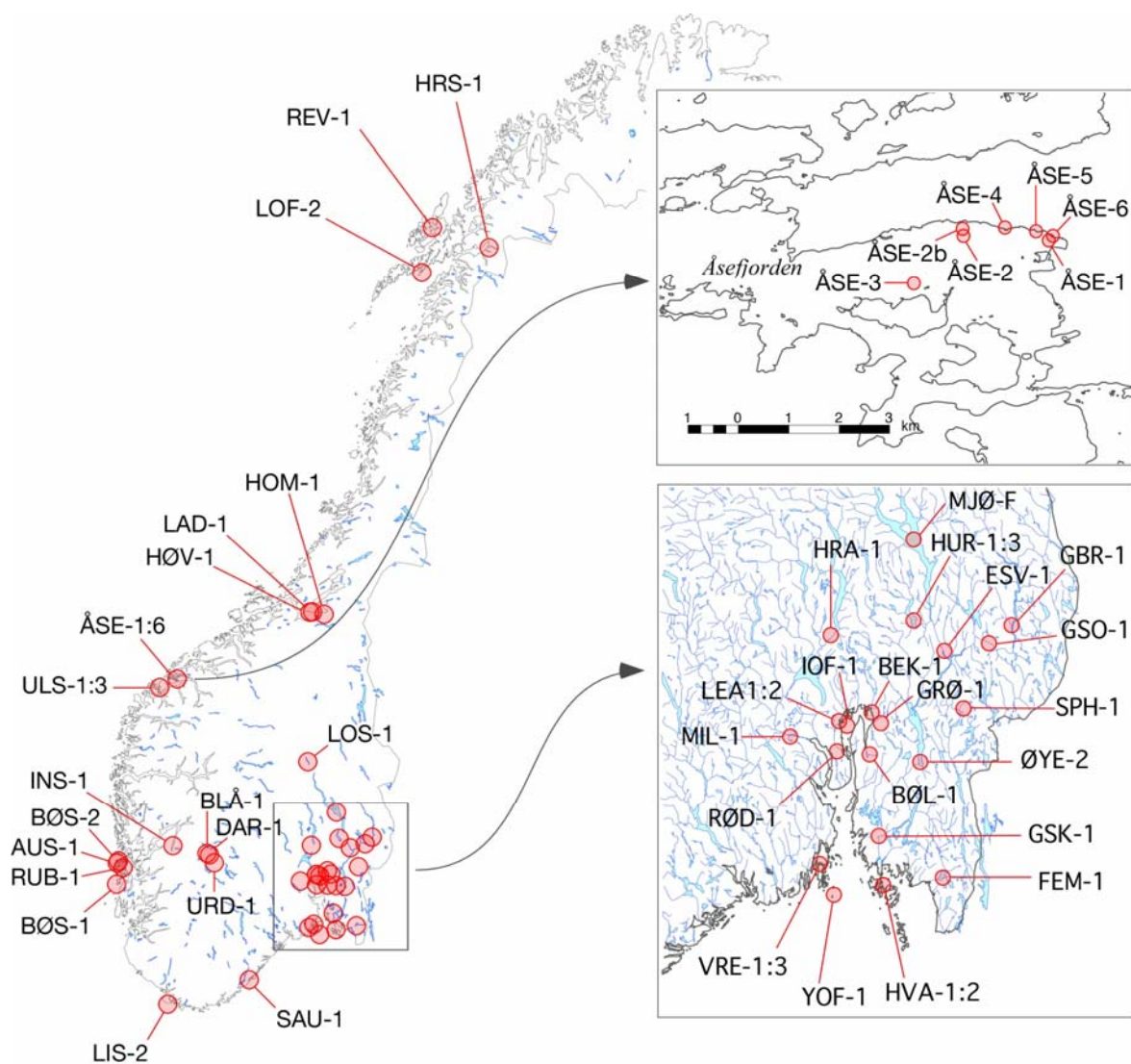
LC/MS-TOF: Væskrokromatografi koplet til "time-of-flight" massespektrometri. Dette gir høyopløsende massespektrometri i motsetning til vanlig LC/MS. (Instrument: Waters LCT).

SPE: Fast fase ekstraksjon. (OASIS HLB).

*) BHT og en del av diuron/irgarol analysene ble imotsetning til alle andre analysene kvantifisert med ekstern standard metoden. Dette betyr at analyseusikkerheten vil variere noe mer fra prøve til prøve.

4.2 Stasjonsbeskrivelse

Prøvene ble hentet fra i alt 53 ulike stasjoner i tilknytning til kommunale deponier og rensesanlegg, innsjøer og elver, samt marint miljø (Figur 5). I det marine miljø har det vært særlig fokus på Åsefjorden ved Spjelkavik (Ålesund) med tanke på forurensninger av bromerte flammehemmere. I Tabell 4 har vi gitt en nærmere beskrivelse av stasjonene, oppgitt deres koordinater, samt redegjort for de ulike prøvetyperne.



Figur 5. Kart over prøvetakningsstasjonene. Nærmere beskrivelse av stasjonene er gitt i Tabell 4.

Tabell 4. Prøvetakningsstasjoner: angivelse av respektive identifikasjonskoder*, beliggenhet, kartkoordinater og prøvetyper. Identifikasjonskoden er benyttet i kartet i Figur 5.

Prøvetypene er kodet (blåskjell: b, sediment: s, alger: a, makrofyter: mf, fisk: f, råvann (deponi): råv, rensset vann (deponi); rev, avløpsvann: av, vann: v).

Stasjon ID	Kategori	Stasjons-navn	Hovedområde	Sted	Prøvetype	Bredde°	Lengde°
BØL-1	Deponi	Bølstad	Ås	Nedlagt deponi	råv, s	59,692	10,772
ESV-1	Deponi	Esval	Romerike	Aktivt deponi	råv, rev, s	60,187	11,400
GRØ-1	Deponi	Grønmo	Oslo	Oslo avfalls plass	råv, rev, s	59,838	10,856
HRA-1	Deponi	Trollmyra, HRA	Ringerike	Aktivt deponi	råv, rev	60,226	10,342
HRS-1	Deponi	Djupvik deponi, HRS	Narvik	Nedlagt deponi	råv, rev, s	68,452	17,544
MIL-1	Deponi	Miletjern	Nedre Eiker	Nedlagt deponi	råv, s	59,748	10,038
REV-1	Deponi	Bremnes deponi, Reno vest	Sortland	Renovest deponi	råv	68,844	15,389
RØD-1	Deponi	Røyken	Røyken	Røyken grovdeponi	råv, s	59,696	10,473
SPH-1	Deponi	Spillhaug	Aurskog	Aktivt deponi	råv, rev, s	59,927	11,602
BLÅ-1	Ferskvann	Blåuttjern	Hardangervidda	Blåuttjern	f	60,090	7,507
DAR-1	Ferskvann	Dargesjå	Hardangervidda	Dargesjå	s	60,070	7,572
URD-1	Ferskvann	Urdevatn	Hardangervidda	Urdevatn	v	59,966	7,711
FEM-1	Ferskvann	Femsjøen	Haldenvassdraget	Femsjøen	s, f, v	59,141	11,496
GBR-1	Ferskvann	Glomma, Brandval	Glomma	Brandval	s, v	60,320	12,009
GSK-1	Ferskvann	Glomma, Skinnerflo	Glomma	Skinnerflo	s, f, mf, v	59,315	10,901
GSO-1	Ferskvann	Glomma, Søre Odal	Kongsvinger	Sander	f	60,232	11,807
HUR-1	Ferskvann	Hurdalssjøen St. 1	Hurdalssjøen	Midfjords	s, v	60,318	11,099
HUR-2	Ferskvann	Hurdalssjøen, St. 2	Hurdalssjøen	Tangenvika	mf	60,294	11,080
HUR-3	Ferskvann	Hurdalssjøen, St. 3	Hurdalssjøen	Rødvika	f	60,323	11,123
MJØ-F	Ferskvann	Mjøsa	Mjøsa	Ubestemt	f	60,821	10,861
LOS-1	Ferskvann	Losna	Gudbrandslågen	Ubestemt	f	61,368	10,289
ØYE-2	Ferskvann	Øyeren sør	Glomma	Øyeren sør	f, s	59,671	11,235
AUS-1	Kyst/Fjord	Austvik	Bømlo/Sotra	Austvik, JAMP 23A	b	59,869	5,110
BØS-1	Kyst/Fjord	Espevær	Bømlo/Sotra	Espevær vest, JAMP 22A	b	59,585	5,142
BØS-2	Kyst/Fjord	Bømlo/Sotra St. 2	Bømlo/Sotra	Karihavet, JAMP 23 B	f	59,899	5,133
HOM-1	Kyst/Fjord	Hommelvik	Trondheimsfjorden	Hommelvik, Trønderverft, JAMP S118C	s	63,415	10,785
HVA-1	Kyst/Fjord	Hvaler, St. 1	Hvaler	Hvaler, Løperen	s	59,091	10,967
HVA-2	Kyst/Fjord	Hvaler, St. 2	Hvaler	Hvaler, Løperen, JAMP I024	b	59,679	10,987
INS-1	Kyst/Fjord	Indre Sørfjord	53B	Indre Sørfjord, JAMP 53B	f	60,166	6,567
IOF-1	Kyst/Fjord	Indre Oslofjord	Indre Oslofjord	Indre Oslofjord, JAMP 30B	f	59,816	10,550
LEA-1	Kyst/Fjord	Leangbukta, St. 1	Indre Oslofjord	Leangbukta, småbåthavn	s	59,835	10,473
LEA-2	Kyst/Fjord	Leangbukta, St. 2	Indre Oslofjord	Leangbukta, småbåthavn	b, a	59,835	10,471
LIS-2	Kyst/Fjord	Lista, St. 2	Lista	Lista, JAMP 15B	f	58,049	6,717
LOF-2	Kyst/Fjord	Svolvær St. 2	Lofoten	Svolvær, JAMP 98B	f	68,200	14,800
RUB-1	Kyst/Fjord	Rubbestadneset	Bømlo	Wartsila verft, indre havn, JAMP S156C	s	59,816	5,270
ULS-1	Kyst/Fjord	Ulsteinvik havn St. 1	Ulstein, Møre og Romsdal	Ulsteinvik havn	b, a	62,331	5,835
ULS-2	Kyst/Fjord	Ulsteinvik, St. 2	Ulstein, Møre og Romsdal	Ulsteinvik havn, JAMP S120C	s	62,322	5,858
ULS-3	Kyst/Fjord	Ulsteinvik, St. 3	Ulstein, Møre og Romsdal	Ulsteinvik	f	62,338	5,827
VRE-1	Kyst/Fjord	Vrengensundet, St. 1	Ytre Oslofjord	Vrengensundet, nord for bru	s	59,169	10,388
VRE-2	Kyst/Fjord	Vrengensundet, St. 2	Ytre Oslofjord	Vrengensundet, skjær vest for Grindholmene	a	59,170	10,396
VRE-3	Kyst/Fjord	Vrengensundet, St. 3	Ytre Oslofjord	Vrengensundet, sydøst innløp	b	59,167	10,406
YOF-1	Kyst/Fjord	Færder	Ytre Oslofjord,	Færder, JAMP 36B	f	59,033	10,533

Stasjon ID	Kategori	Stasjons-navn	Hovedområde	Sted	Prøvetype	Bredde°	Lengde°
ÅSE-1	Kyst/Fjord	Åsefjorden, St. 1	Åsefjorden, Ålesund	Ved. Brødr. Sunde anlegg, S127C	s, a	62,458	6,350
ÅSE-2	Kyst/Fjord	Åsefjorden, St. 2	Åsefjord, Ålesund	Utenfor Åse renseanlegg, S128C	s	62,459	6,317
ÅSE-2 b	Kyst/Fjord	Åsefjorden St. 2 b	Åsefjorden, Ålesund	Utenfor Åse renseanlegg, S128C, st.128A	s	62,460	6,317
ÅSE-3	Kyst/Fjord	Åsefjorden, St. 3	Åsefjorden, Ålesund	Åsefjorden, søndre ytre del, S129C	s	62,451	6,298
ÅSE-4	Kyst/Fjord	Åsefjorden, St. 4	Åsefjorden, Ålesund	Spjelkavik, Foss Brygge	b	62,460	6,334
ÅSE-5	Kyst/Fjord	Åsefjorden, St. 5	Åsefjorden, Ålesund	Spjelkavik, Pallekai	b	62,460	6,345
ÅSE-6	Kyst/Fjord	Åsefjorden, St. 6	Åsefjorden, Ålesund	Spjelkavik, Sunde kaianlegg	b, a	62,459	6,351
BEK-1	Renseanlegg	Bekkelaget RA	Oslo	Bekkelaget	av, sl	59,885	10,766
HØV-1	Renseanlegg	Høvringen RA	Trondheim	Høvringen	rev, s	63,447	10,338
LAD-1	Renseanlegg	Ladehammeren RA	Trondheim	Ladehammeren	rev, s	63,448	10,423
SAU-1	Renseanlegg	Saulekilen RA	Arendal	Hisøya	av, sl	58,424	8,743

* For stasjonene som var med i screeningundersøkelsen i 2003 (Fjeld et al. 2004a) er identifikasjonskoden uendret.

4.3 Prøvetakning

4.3.1 Deponier og renseanlegg

Det ble tatt inn ukeblandprøver fra utløpet og fra produsert slam fra fire kommunale renseanlegg (Tabell 5); ett med biologisk behandling kombinert med simultanfelling (Bekkelaget RA), to med kjemisk felling (Arendal RA og Ladehammeren RA) og ett med mekanisk behandling (Høvringen RA). Alle anleggene hadde anaerob utrånning av produsert slam med etterfølgende tørking (unntatt Høvringen). Vannføringen og belastningen på anleggene under ukene med uttak er vist i Tabell 6 og Tabell 7.

Bekkelaget RA og Arendal RA

Det ble tatt ut tidsproporsjonale vannprøver (delprøve hvert 30 min over 7 dager) og tidsproporsjonale prøver av tørket slam (én delprøve per dag i 7 dager) fra utløpet på Bekkelaget renseanlegg og Arendal renseanlegg. Vannprøvene ble tatt med automatiske prøvetakere utstyrt med teflonbelagte slanger og overført til glødede glassflasker ved 4°C. Slamprøvene ble tatt ut manuelt av driftspersonalet ved renseanleggene og lagret ved 4°C. Prøveuttakene ble gjort under en hovedsakelig våt og en hovedsakelig tørr værttype.

Det ble tatt prøve av råvann, rensset sigevann og sediment fra 9 deponier, hvorav 6 er i aktiv drift (Tabell 8). Deponiene er i hovedsak kommunale deponier, men de har også mottak fra lokale industribedrifter. Råvannsprøve av sigevann ble tatt så nær utløp av deponiet som mulig. Det ble tatt vannprøve av rensset sigevann rett før utslipp til resipient eller påslipp til kommunalt renseanlegg. Vannprøvene ble tatt på to stk 1 liters glassflaske (skylt med destillert vann og glødet) og en stk 1 liters plastflaske (skylt med destillert vann og metanol). I tillegg ble det tatt sedimentprøve fra sedimentasjonsdam eller så nær deponiet som mulig. Prøven ble tatt på to stk. glassbokser og to stk. plastbokser.

Tabell 5. Avløpstypene og de ulike vann- og slambehandlingene ved de kommunale avløpsrensaneanleggene som har vært med i undersøkelsen.

Renseanlegg	Avløpstyper	Vannbehandling	Slambehandling
Bekkelaget	Hovedsakelig kommunalt avløp Sigevann fra Grønmo avfallsdeponi	<i>Forbehandling:</i> grovsil (3 mm), forsedimentering <i>Hovedbehandling:</i> aktivslamprosess (aerob + anaerob) og simultanfelling med jernsulfat <i>Etterpolering:</i> sandfiltrering	Anaerob utråtning (14-16 d), sentrifugering, tørking
Arendal	Hovedsakelig kommunalt avløp, sigevann fra renovasjonsanlegg	<i>Forbehandling:</i> grovsil (3 mm) <i>Hovedbehandling:</i> kjemisk felling (PAX18)	Anaerob utråtning (ca 15 d), pressing, tørking
Høvringen	Hovedsakelig kommunalt avløp	<i>Primær rensing:</i> rørlamell-sedimentering	Hygienisert/pasteurisert Stabilisert i råtnetanker
Ladehammeren	Hovedsakelig kommunalt avløp. Noe industriavløp	<i>Forbehandling:</i> finrister og sand/fettfang <i>Hovedbehandling:</i> Kjemisk rensing med jernklorid	Hygienisert/pasteurisert Anaerob utråtning (15-20 d), sentrifugering, tørking

Tabell 6. Gjennomsnittlig vannføring og belastning på renseanleggene i ukene med prøveuttak

	Vannføring, m ³ /dag	KOF (pe)	BOF7 (pe)	Tot-P (pe)
Høvringen	83 000	217 000	171 000	139 000
Ladehammeren	33 000	105 000	104 000	58 000
Bekkelaget uke 36	120 000	346 000	-	292 000
Bekkelaget uke 37	86 000	332 000	265 000	264 000
Arendal uke 39	20 000	47 000	58 000	45 000
Arendal uke 41	26 000	39 000	43 000	34 000

Tabell 7. Gjennomsnittlig vannføring fra deponiene.

deponi	Vannføring, m ³ /år
Bølstad	31 000
Esval	50 000
Grønmo	350 000
Trollmyra	4 500
Djupvik	15 000
Miletjern	20 000
Bremnes	15 000
Røyken	10 000
Spillhaug	45 000

Tabell 8. Deponityper, drift og rensesystem ved deponiene som er med i undersøkelsen.

Prøvested:	region	Prøve dato	Deponi status	Kommentar	Type avfall	Rensing	Vannprøvetaking	Sedimentprøve
BREMNES	RENOVEST Sortland	13.9.04	Aktiv	Anlagt 75 - etappe II er i drift	Hushold, og bedriftsavfall	ingen	Prøve tatt fra sigevannsrør fra aktiv del av deponiet. antas utgjøre 40% av total utslipp Resten er fortykning fra sidearealer	Ikke mulig å ta prøve
ESVAL	Nes, Romerike	15.10.04	Aktiv	1962-	Hushold og bedriftsavfall	Luftet lagune + revers osmose	Prøvetakingskum før pumpekum til lagune	Fra rensedam, topp 10 cm
MILE	Mjøndalen, Drammen	15.10.05	Nedlagt	1950-1997	Hushold og bedriftsavfall	sedimentering sdam	Prøvetakingskum før pumpekum til lagune	Råvannsdam ved prøvetakingskum 10 cm gravedyp 10 cm vandyp
DJUPVIK	HRS Hålogaland ressurselskap – deponi 2 , 3km øst for Narvik sentrum	10.9.04	Nedlagt	I drift framtil 1997, nytt deponi ved siden av er i fortsatt drift	Hushold og bedriftsavfall	Ingen	Prøve fra slamkum, Prøve A med lite partikler, prøve B med mye partikler	Slamkum
GRØNMO	Oslo Sør	13.10.05	Deler er nedlagt - mottak av slagg og jordmasser	1969 – 2002 i dag slagg	Hoveddeponi for Oslo til 95. Nå bygge og spesialavfall	Luftet lagune og sedimentasjo nsdam	Prøvetakingskum før pumpekum til lagune	I første luftedam Topp 10 cm ved innløpspunkt
SPELLHAUG	Aurskog Høland	13.10.05	Aktiv	1973 -	Hushold og bedriftsavfall	Luftet lagune og sedimentasjo nsdam	Prøvetakingskum før pumpekum til lagune	I første luftedam topp 10 cm fra innløpsområde
RØYKEN	FFF – hage og miljø. Røyken	10.9.05	Aktiv	1995-	Grovavfall – sortering og deponering	Ingen, men bekken går inn i en sed. dam lenger ned	Prøvetaking i bekk	I sedimentasjonsdam ca 100 meter nedstrøms deponiet
BØLSTAD	Ås	13.10.05	Nedlagt	1970- 2000	Hushold og bedriftsavfall	Luftet lagune og sedimentasjo nsdam	Prøvetakingskum før pumpekum til lagune	I første luftedam topp 10 cm fra innløpsområde
TROLLMYRA	HRA - Hadeland og Ringerike avfallselskap	12.9.05	Aktiv		Hushold og bedriftsavfall	Sedimentasjo nsdam og infiltrasjon	Oppumpet grunnvann Utløp av rensedam	I første luftedam topp 10 cm ved innløpsområde

4.3.2 Prøver i ferskvannshabitat

4.3.2.1 Sedimenter og vann

Sedimentprøvene fra ferskvannsmiljøet ble hentet med en modifisert Kajak-Brinkhurst sedimentkjernehenter. For å unngå kontaminering av plaststoffer fra prøvetakeren, var prøverøret laget av syrefast stål som ble glødet før hver prøvetakning. Stasjonsangivelse, prøvetaknings-dato og vandedybde er gitt i Tabell 9. Fra hver stasjon ble det tatt 5-8 prøver av det øvre 0–2 cm sedimentsjikt. De blandede prøvene fra hver stasjon ble oppbevart på glødede glass, forseglet med glødet aluminiumsfolie. Prøvene ble oppbevart mørkt og kjølig (4°C) fram til de ble overført til NILUs laboratorium for analyse.

For all lokalitetene utenom Dargesjå (Hardangervidda) ble det tatt vannprøver (0,5 m dyp) samtidig med sedimentprøver. Fra Hardangervidda ble det benyttet en prøve fra Urdevatn, som ligger i samme område som Dargesjå. Vannprøvene ble tatt på glassflasker for analyser av irgarol, diuron, dicofol og BHT, og på polyetylenflasker for analyser av PFAS.

Tabell 9. Stasjonsangivelse og dato for prøvetakning av sedimenter og vann fra ferskvannslokaliteter. Sedimentprøvene er tatt fra øvre 0-2 cm øvre sedimentsjikt, vannprøvene er tatt på 0,5 m dyp.

stasjon ID	stasjonsnavn	prøvetakningsdato	vandedybde, m (sedimenter)
GBR-1	Glomma, Brandval	24.11.04	1
ØYE-2	Øyeren sør	07.11.04	52
GSK-1	Glomma, Skinnerflo	17.09.04	2
HUR-1	Hurdalssjøen	22.09.04	59
DAR-1	Dargesjå	19.06.04	10
URD-1	Urdevatn	01.10.04	-
FEM-1	Femsjøen	23.09.04	40

4.3.2.2 Ferskvannsfisk og vegetasjon

All fisk ble frosset ned etter innfangning og ble sendt til NIVA hvor den ble oppbevart i dypfryser (-18 °C) inntil uttak av vevsprøver. Materialet er beskrevet i Tabell 10. Under prøveopparbeidelsen ved NIVA ble fisken målt og veid, og strukturer til aldersbestemmelse ble dissekert ut. Under kontrollerte, ukontaminerte forhold ble det tatt ut prøver for videre analyser. Prøvene bestod av hel, homogenisert fisk som var tømt for mage- og tarminnhold, eventuelt skinn- og beinfrie prøver av skjelettmuskulaturen (muskelfilet) eller leverprøver. 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.

Fra to innsjøer ble det tatt prøver av vannplanter (makrofytter): fra Skinnerflo ble det tatt prøver av hornblad (*Ceratophyllum demersum*) og fra Hurdalssjøen ble det tatt prøver av tusenblad (*Myriophyllum alterniphlorum*). Dette er flerårige vannplanter med lang stengel og kranstilte blader, som kan danne tette bestander. Det ble tatt prøver av ytterste friske skudd

på plantene, og prøvene ble oppbevart på glødede glass, forseglet med glødet aluminiumsfolie.

Tabell 10. *Prøvematerialet av ferskvannsfisk og vegetasjon. Alle fiskeprøvene besto av blandprøver av muskelfilet. Antallet fisk prøvene er basert på, samt midlere lengde og vekt med standard feil (SE) er oppgitt. Prøvene er samlet inn i løpet av siste halvdel av 2004.*

stasjon ID	stasjonsnavn	prøvemateriale	antall	lengde, cm (± SE)	vekt, g (± SE)
BLÅ-1	Blånuttjønn	ørret	8	35,6 ± 2,6	646 ± 151
GSK-1	Glomma, Skinnerflo	abbor	10	33,2 ± 7,7	139 ± 43
GSK-1	Glomma, Skinnerflo	hornblad	-	-	-
ØYE-2	Øyeren sør	abbor	10	20,0 ± 0,9	101 ± 14
GSO-1	Glomma, Søre Odal	gjedde	6	58,6 ± 6,1	1384 ± 347
FEM-1	Femsjøen	abbor	10	25,2 ± 1,2	217 ± 37
HUR-1	Hurdalssjøen	abbor	12	39,8 ± 9,1	184 ± 30
HUR-1	Hurdalssjøen	tusenblad	-	-	-
MJØ-F	Mjøsa	ørret	9	59,7 ± 0,7	2161 ± 282
MJØ-F	Mjøsa	ørret	3	67,3 ± 2,5	3190 ± 36
LOS-F	Losna	ørret	7	65,9 ± 2,7	3499 ± 579

4.3.3 Prøver i marint habitat

4.3.3.1 Innsamling av sediment

Partikler som tilføres et sjøområde/havneområde tenderer til å akkumulere i områder med lite strøm, og vil over tid gi grunnlaget for dannelse av bunnsedimenter. Disse sedimenter inneholder også de forurensningskomponenter som fester seg til partiklene. Mange av de miljøgiftene som en er opptatt av i miljøsammenheng har evnen til å feste seg til slike partikler. Bunnsedimentene er derfor spesielt godt egnet til å overvåke og spore spredning av miljøgifter i et område. I denne undersøkelsen har en analysert overflatesedimentene (0-1 og 3 tilfeller 0-2 cm) fordi disse er de som er sist avsatt. En antar at det i norske kystområder avsettes 1-3 mm årlig, men kan i nærheten av elvemunninger, nær breer og andre steder med stor partikkeltilførsel, eksempelvis i nærheten av industriutslipp være mer. Regnes 1 mm/år som et minimum, betyr dette at de analyserte sedimenter i hovedsak er yngre enn 20 år.

Prøvetaking ble foretatt i perioden 10/7-06/10-2004 og ble foretatt med kjerneprøvetaker eller grabb på 9 stasjoner (Tabell 11). En oversikt over stasjonenes lokalisering vises i Figur 5. Sedimentprøver ble tatt nær ulike former for verftsindustri (Hommelvik, Åsefjorden St. 2), Ulsteinvik St. 2, Rubbestadneset), kjemisk industri (Åsefjorden St. 1, Vrengensundet St. 1), småbåthavn (Leangbukta St.1) og et område der en presumptivt ikke burde ha nærliggende miljøgiftkilder, men hvor det er relativt mye småbåttrafikk (Hvaler St. 1). Stasjonen i Hvaler ligger dessuten i Glommas munningsområde og vil kunne bli påvirket av forurensninger som transporteres med elven. I forbindelse med prøvetakingen i Åsefjorden ved Ålesund ble det også innsamlet prøver fra en kontrollstasjon (Åsefjorden, St. 3) uten kjente miljøgiftkilder i umiddelbar nærhet. Alle sedimentprøvene ble innsamlet i dyp fra ca 5 m (Leangbukta) til 71 m (Åsefjorden, St. 3).

Tabell 11. Marine sedimentprøver som inngår i analyseprogrammet.

Stasjons navn	Dato	Dyp, m	Sjikt, cm	Beskrivelse av sedimentet	Redskap
Hvaler, St. 1	13/09-04	13	0-2	Silt/leire, grått med grønnskjær, ingen tydelig lukt	KC-corer
Åsefjorden, St. 1	16/09-04	10	0-1	Siltig leire, organisk, Oliven brun, ingen H ₂ S lukt. Sundolitt kuler (ikke-ekstrudert isopor) i sedimentet	vanVeen grabb
Åsefjorden, St. 2	16/09-04	40	0-1	Sand til grov sand, skjellrester, Oliven brun, ingen H ₂ S lukt	vanVeen grabb
Åsefjorden, St. 2b	16/09-04	30	0-1	Sand til grov sand, skjellrester, brun	vanVeen grabb
Åsefjorden, St. 3	16/09-04	71	0-1	Fin siltig sand, Oliven brun, ingen H ₂ S lukt	vanVeen grabb
Leangbukta, St. 1	10/07-04	4	0-2 (fra 5 kjerner)	Organiske, brune, ingen lukt av H ₂ S	Kajak-Brinkhurst m. glødet prøve-rør i stål
Vrengensundet, St. 1	26/09-04	37	0-2 (fra 5 kjerner)	Silt/leire, ingen lukt av H ₂ S	Kajak-Brinkhurst m. glødet prøve-rør i stål
Hommelvik	10/09-04	23	0-1	Løs mudder med noe sand, olivengrønn, ingen H ₂ S lukt	Gemini-corer
Ulsteinvik, St. 2	15/09-04	41	0-1	Organisk rikt mudder, brunoliven topp de øverste 5 mm, mørk lenger ned. Ingen H ₂ S lukt i toppen	Gemini corer
Rubbestadneset	06/10-04	13	0-1	Svart homogen løs mudder, med svak H ₂ S-lukt. Mye organisk. NB:Olje i sediment	Gemini-corer

4.3.3.2 Innsamling av blåskjell

Blåskjell (*Mytilus edulis*) opptrer i de øvre vannlag og filtrerer ut partikler fra vannet. Blåskjell er derfor godt egnet til å overvåke tilstanden i overflatelaget med hensyn til forekomst av løste miljøgifter i vann og i suspendert partikulært materiale.

Fra hver stasjon (Tabell 12) ble det til de ulike analysen tatt ut en representativ prøve av materialet fra 20-50 skjell. Størrelse og bløtdelsvekt på de skjell som ble benyttet til analysene ses i Tabell 12

Tabell 12. Blåskjellprøver som inngår i analyseprogrammet.

Stasjons	Dato	Antall skjell	Størrelse (min-max)	Midlere skall lengde (mm)	Midlere bløtdels vekt (g)
Hvaler, St. 2	13/09-04	20	22-44	29,8	1,17
Åsefjorden, St. 4	16/09-04	20	30-46	38,9	2,39
Åsefjorden, St. 5	16/09-04	20	30-49	40,6	2,59
Åsefjorden, St. 6	16/09-04	20	30-49	39,5	2,34
Leangbukta, St. 2	10/07-04	50	31-49	43,0	0,88
Vrengensundet, St. 3	26/09-04	20	47-65	58,4	6,58
Ulsteinvik havn St. 1	15/09-04	20	33-48	39,5	2,31
Ulsteinvik havn St. 1 (ekstraprøve)	15/09-04	20	30-48	38,0	1,50
Espevær	05/10-04	50	40-49	44,3	2,07
Austvik	24/09-04	50 ¹⁾	40-49	45,3	2,95

¹⁾Av en total bløtdelsvekt på 148 g ble det et tatt ut 50 g til analysene

4.3.3.3 Innsamling av tang

Algene tar opp løste forbindelser fra vannet. Partikkelbundne forurensinger tas i hovedsak ikke opp, men kan akkumulere i form av nedslamming på algenes overflate. Forekomst av miljøgifter i tang gir et bilde av i hvilken grad et område er belastet. Alger er oftest benyttet til å spore metallpåvirkning. Begge de benyttede tangartene lever på relativt grunt vann (0-1 m). Innsamlingen av tang fra fem stasjoner (Tabell 13) ble i hovedsak foretatt på de samme eller svært nær den lokaliteten som ble benyttet til innsamling av blåskjell. Blæretang (*Fucus vesiculosus*) ble innsamlet på lokalitetene på Østlandet mens grisetang (*Aschophyllum nodosum*) ble innsamlet på Vestlands-lokalitetene. I hver prøve med blæretang inngikk ca de 10 ytterste cm av ca 10 individer/skudd. I grisetangprøvene inngikk de ytterste 20 cm av ca 10 individer/skudd. I begge tilfeller er prøvematerialet ment å representere tilveksten siste år.

Tabell 13. Tang benyttet til analyse.

Stasjon	Type tang	Innsamlings dato
Hvaler, St. 2	Blæretang	13/09-04
Åsefjorden, St. 6	Grisetang	16/09-04
Leangbukta, St. 2	Blæretang	10/07-04
Vrengensundet, St. 3	Blæretang	20/09-04
Ulsteinvik havn St. 1	Grisetang	15/09-04

4.3.3.4 Innsamling av torsk

Fisk er mobil og en kan ikke med sikkerhet fastslå hvilket område de har vært i før de blir fanget. De miljøgiftkonsentrasjoner som observeres vil være et integrert bilde av opptak fra miljøet i hele det området den har opphold seg, med de ulike konsentrasjonsregimer som måtte finnes der. Konsentrasjonsnivået i fisken vil også modifieres av utskillelse. Opptak og utskillelse er ofte komponentavhengig. Konsentrasjonen og komponentsammensetningen som observeres i fisken vil derfor nødvendigvis ikke gjenspeile det som observeres i vann og føde.

Torsken som ble analysert er med unntak av en stasjon (Ulsteinvik) innsamlet ifm. JAMP i 2004. Fangst av fisk ble foretatt av lokale fiskere med ulike typer redskap (Tabell 14). I alt ble det innsamlet fisk fra 7 områder (Tabell 14). Ett område (Indre Oslofjord) er representert med 2 prøver. Fisken som er benyttet er med unntak av Ulsteinvik i all hovedsak innfanget i områder uten kjente nærliggende miljøgiftkilder.

Analysene ble foretatt på lever fra fisken og hver prøve som ble analysert bestod av levermaterialet fra 5 fisk. Fra hver torskelever ble det tatt ut i størrelsesorden 2 g. Den gjennomsnittlige vekten på fiskene som inngikk i hver gruppe på 5 fisk varierte fra 761–2801 g.

Tabell 14. Torsk benyttet til analyse. Områdeangivelse, fangst dato, midlere vekt og lengde.

Område	Stasjons nr (JAMP)	Dato	Antall fisk	lengde (min- max)	vekt (min- max)
Indre Oslofjord	30B	01.11.04	5	49 (45-51)	1057 (908-1225)
Indre Oslofjord	30B	01.11.04	5	53 (48-70)	1663 (1089-3464)
Ulsteinvik, St. 3		27.10-01.11.04	5	66 (62-75)	2470 (1974-3382)
Færder	36B	okt-04	5	50 (47-55)	1109 (981-1249)
Lista, St. 2	15B	okt-04	5	43 (40-47)	970 (696-1183)
Bømlø/Sotra St. 2	23B	21-23.09.04	5	65 (59-70)	2801 (2098-3129)
Indre Sørfjord	53B	20-22.09.04	5	43 (39-47)	761 (560-1025)
Svolvær St. 2	98B	okt-04	5	62 (57-67)	2454 ¹⁾ (1565-3250)

¹⁾En torsk er ikke tatt med i beregningen pga. en åpenbar feil i registrert vekt.

5. Polybromerte difenyletere, PBDE

5.1 Deponier og renseanlegg

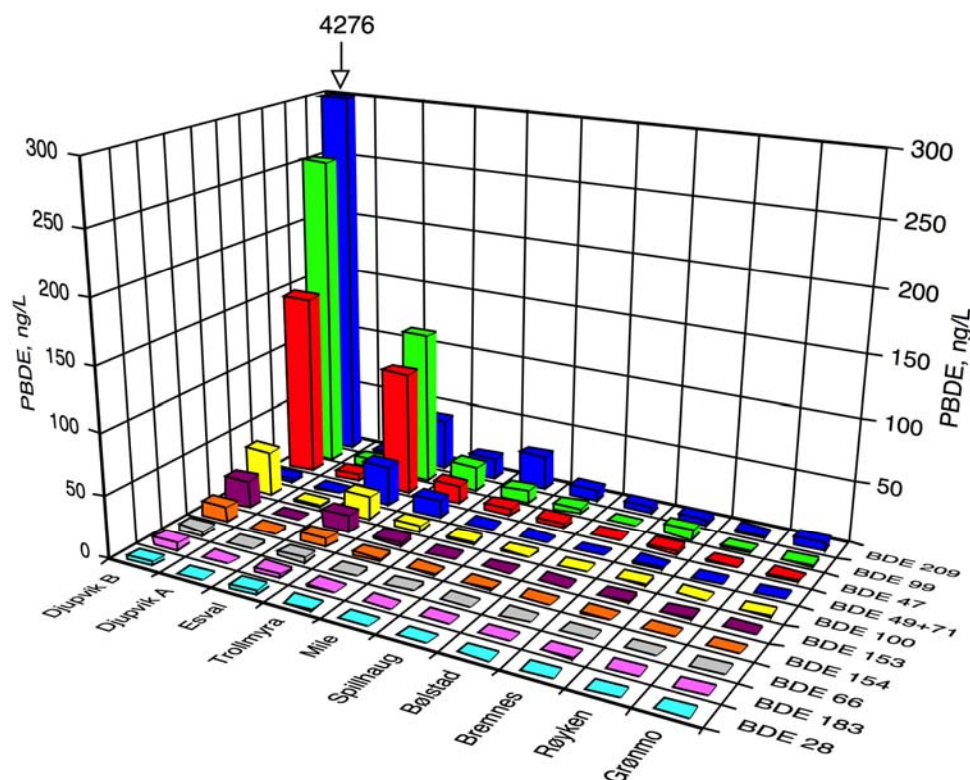
5.1.1 Urenset sigevann fra deponier

Konsentrasjonen av BDE-kongenerer og Σ PBDE i urenset sigevann fra 10 deponier er vist i Figur 6 og Tabell 15.

Det ble tatt to prøver av urenset sigevann fra Djupvik deponi. Det var stor variasjon i BDE-belastningen i de to prøvene; i prøve A var Σ PBDE 20 ng/l, i prøve B var Σ PBDE 5294 ng/l. Prøven med høyest konsentrasjon hadde høyt partikkelinnhold. Urenset sigevann fra Esval hadde nest høyest BDE-belastning, Σ PBDE 364 ng/l. For de andre urensede sigevannsprøvene var Σ PBDE-konsentrasjonene mellom 4 og 80 ng/l. I urenset sigevann fra deponiene Grønmo, Spillhaug, Bølstad og Mile var BDE-209 den dominerende kongeneren, mens Esval skilte seg ut ved at konsentrasjonen av BDE-47 og BDE-99 var langt høyere enn BDE-209. Konsentrasjonene av BDE-47, BDE 49+71, BDE-99 og BDE-209 i prøven fra Trollmyra var nokså lik, alle mellom 13,5 og 21,2 ng/l. I prøven fra Djupvik med høy BDE-belastning, dominerte BDE-209, mens prøven med lavere konsentrasjon hadde en BDE-profil som lignet prøven fra Trollmyra.

Tabell 15. Konsentrasjoner av utvalgte polybromerte difenyletere (PBDE) i urenset sigevannsprøver fra deponier, angitt i ng/l. Analysene inkluderer også partikkelbundet PBDE-forbindelser. For beregning av Σ PBDE (sum av samtlige analyserte kongenerer) er konsentrasjoner under deteksjonsgrensen satt lik halve denne.

Lokalitet	Σ PBDE	BDE 28	BDE 47	BDE 66	BDE 49+71	BDE 85	BDE 99	BDE 100	BDE 119	BDE 138	BDE 153	BDE 154	BDE 183	BDE 206	BDE 209
Grønmo	9,8	0,08	1,32	0,03	0,04	0,04	1,08	0,20	<0,01	<0,05	0,05	0,03	0,06	0,20	6,53
Spillhaug	21,3	0,07	4,23	0,10	0,08	0,19	5,16	0,96	<0,02	<0,02	0,20	0,24	0,02	0,24	9,70
Esval	364,1	2,87	100	3,83	32,8	5,81	124	19,0	2,88	1,45	14,6	7,29	2,99	2,27	41,9
Røyken	4,13	0,06	1,19	0,02	0,05	0,03	0,90	0,16	<0,01	<0,03	0,06	0,05	<0,01	<0,11	1,47
Bølstad	6,8	0,03	0,61	<0,02	<0,02	0,03	0,64	0,11	<0,01	<0,03	0,04	0,04	0,02	<0,07	5,04
Djupvik A	19,7	0,22	5,75	0,21	0,51	0,34	6,70	1,06	0,11	0,08	0,74	0,33	0,17	<0,09	3,33
Djupvik B	5294	2,65	148	<7,38	<6,14	<2,70	254	36,7	<1,76	2,64	23,1	12,4	6,49	66,6	4 726
Mile	48,0	0,06	6,27	0,15	0,11	0,30	9,44	1,51	0,03	<0,04	0,36	0,47	0,04	0,91	28,3
Bremnes	19,5	0,10	2,95	0,14	1,17	0,23	7,16	1,03	0,09	0,07	1,08	0,64	0,15	< 0,34	4,43
Trollmyra	79,5	0,48	15,1	0,35	13,5	0,60	21,2	3,96	0,80	0,17	2,87	1,87	1,09	0,23	17,1



Figur 6. Konsentrasjoner av utvalgte polybromerte difenyletere (PBDE) i urensset sigevannsprøver fra deponier i urensset sigevann fra deponier, angitt i ng/l. Alle verdiene i prøve fra Djupvik B er i figuren 100 x høyere enn angitt på skalaen. Analysene inkluderer også partikkelbundet PBDE-forbindelser.

5.1.2 Renset sigevann fra deponier

Renset vann representerer «belastningen» som slippes ut i det akvatiske miljøet etter en renseprosess av sigevannet fra deponiet. Tabell 16 og Figur 7 viser konsentrasjonene i rensset vann fra fem undersøkte deponier. De høyeste PBDE-konsentrasjonene ble målt i prøvene fra Spillhaug og Esvål, 13 –21 ng/l, mens i de deponiene Grønmo og Trollmyra var konsentrasjonene mindre enn 3,3 ng/l.

En sammenstilling av data fra urensset og rensset sigevann fra deponier er vist i Tabell 17. Etersom det kun finnes enkeltprøver som viser øyeblikksbilder, er det ikke gjort noen beregninger av fjernings- eller rensegraden i deponienes rensesystemer. Likevel, en betydelig reduksjon i konsentrasjonen av både lav- og høybromerte kongenerer ble funnet ved alle deponiene. Ut fra det relativt beskjedne tallmaterialet var det ikke mulig å se noen klar tendens til om renseprosessene fjernet det ene bedre enn det andre. Dette er nærmere kommentert under diskusjonen i punkt 5.4.1.

5.1.3 Renset vann fra kommunale renseanlegg

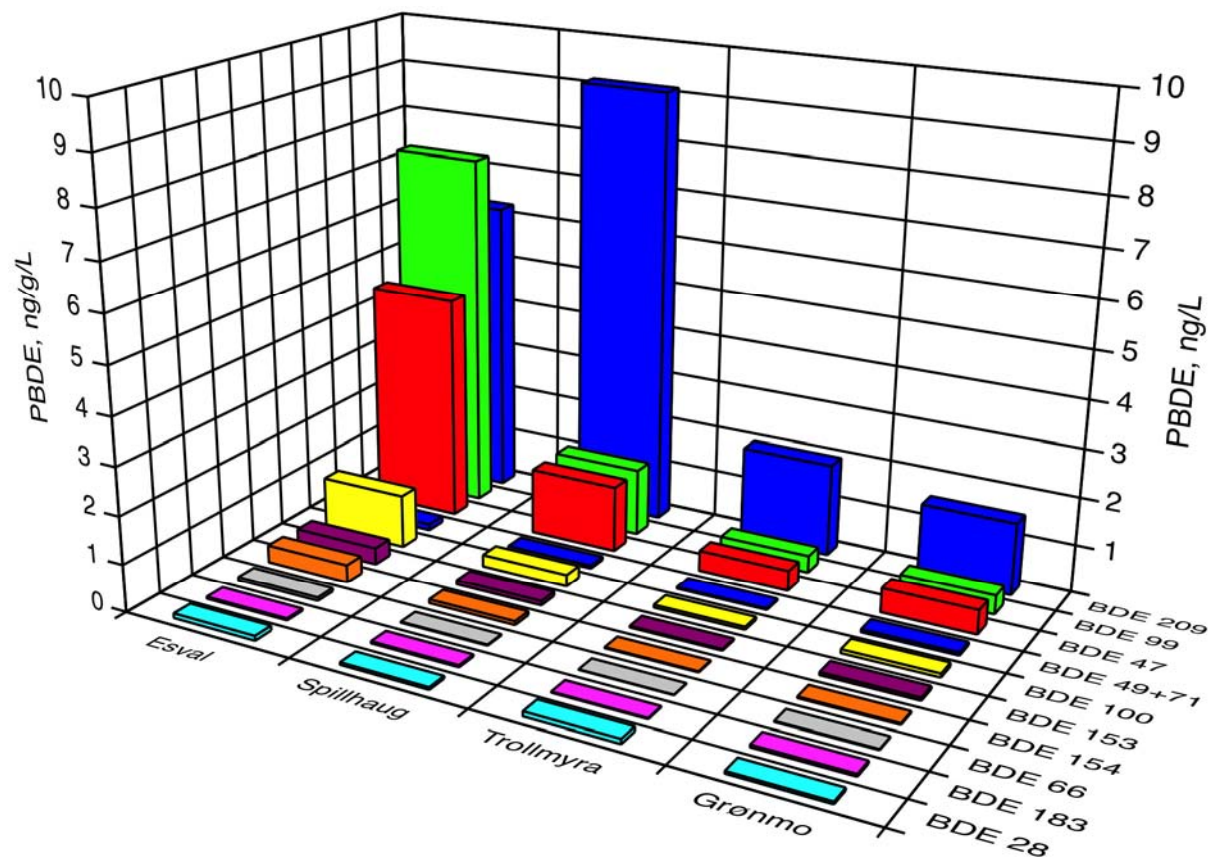
Renset vann fra avløpsrenseanleggene i Trondheim (Høvringen RA og Ladehammeren RA) hadde høyere Σ PBDE-konsentrasjoner, 13 – 60 ng/l, enn de to prøvene tatt fra Bekkelaget som begge lå rundt 2 ng/l (se Tabell 16). BDE-209 kongeneren, og deretter BDE-99 og BDE-47, dominerte i prøvene. Analyseresultatene fra Arendal renseanlegg var svært usikre for de mest høybromerte kongenerene, men indikerte Σ PBDE-konsentrasjoner i størrelsesområdet mellom konsentrasjonene ved de to renseanleggene i Trondheim.

Tabell 16. Σ PBDE-konsentrasjonen og et utvalg av BDE-kongenerer i rensset sigevann og rensset vann fra avløpsrenseanlegg, angitt i ng/l. Analysene inkluderer også partikkelbundne BDE-forbindelser. Ved beregning av Σ PBDE er kongenerkonsentrasjoner under deteksjonsgrensen satt til halve av denne, hvis den utgjorde mindre enn 5 % av Σ PBDE; hvis ikke ble 100 % av deteksjonsgrensen benyttet og Σ PBDE angitt som ”mindre enn” beregnet verdi.

Lokalitet		Σ PBDE	BDE 28	BDE 47	BDE 66	BDE 49+71	BDE 85	BDE 99	BDE 100	BDE 153	BDE 154	BDE 183	BDE 196	BDE 206	BDE 209
Deponier	Grønmo	2,29	0,05	0,51	0,02	0,06	<0,01	0,40	0,08	0,06	0,03	0,05	<0,08	<0,11	1,52
	Spillhaug	12,8	0,05	1,39	0,02	0,06	0,07	1,41	0,25	0,09	0,08	0,04	<0,15	<0,20	9,12
	Esval	21,2	0,10	4,73	0,07	0,13	0,30	7,48	1,12	0,35	0,37	0,04	<0,15	<0,23	6,23
	Trollmyra	3,25	0,10	0,43	<0,02	<0,05	<0,02	0,36	0,06	<0,05	<0,03	0,02	<0,19	<0,23	1,94
	Høvringen	60,5	0,24	4,64	0,12	0,46	0,22	5,40	0,91	0,47	0,32	0,19	<0,27	0,84	46,4
Renseanlegg	Ladehammeren	12,7	0,09	1,72	0,05	0,19	0,10	1,96	0,31	0,18	0,10	0,08	<0,18	<0,26	7,61
	Bekkelaget uke 36	2,30	0,03	0,42	<0,01	0,02	<0,01	0,33	0,06	<0,04	<0,02	0,03	<0,07	<0,06	1,26
	Bekkelaget uke 37	1,48	0,03	0,28	<0,01	0,02	<0,01	0,19	0,03	0,02	<0,01	0,02	0,08	<0,07	0,73
	Arendal uke 39	<42,4	<0,04	0,41	<0,06	<0,05	<0,05	0,41	0,06	<0,13	<0,09	<0,10	<3,73	<11,18	<26,1
	Arendal uke 41	<46,7	0,11	1,09	<0,06	0,15	<0,06	1,25	0,16	<0,10	<0,07	<0,07	<4,96	<12,0	<26,7

Tabell 17. Sammenstilling av Σ PBDE-konsentrasjonen og et utvalg av BDE-kongenerer i urensset og rensset sigevann fra deponier, angitt i ng/l. Analysene inkluderer også partikkelbundet BDE-forbindelser. For beregning av Σ PBDE er konsentrasjoner under deteksjonsgrensen satt lik halve denne.

Lokalitet	Sigevann-type	Σ PBDE	BDE 28	BDE 47	BDE 49+71	BDE 99	BDE 100	BDE 153	BDE 154	BDE 183	BDE 209
Grønmo	urensset	9,79	0,08	1,32	0,04	1,08	0,20	0,05	0,03	0,06	6,53
	renset	2,29	0,05	0,51	0,06	0,40	0,08	0,06	0,03	0,05	1,52
Spillhaug	urensset	21,27	0,07	4,23	0,08	5,16	0,96	0,20	0,24	0,02	9,70
	renset	12,83	0,05	1,39	0,06	1,41	0,25	0,09	0,08	0,04	9,12
Esval	urensset	364,1	2,87	100,14	32,76	123,61	18,99	14,62	7,29	2,99	41,86
	renset	21,24	0,10	4,73	0,13	7,48	1,12	0,35	0,37	0,04	6,23
Trollmyra	urensset	17,06	0,48	15,10	13,49	21,22	3,96	2,87	1,87	1,09	17,06
	renset	3,25	0,10	0,43	0,03	0,36	0,06	0,03	0,02	0,02	1,94



Figur 7. Et utvalg av PBDE-kongenerer i rensset sigevann fra deponier, angitt i ng/l. Analysene inkluderer også partikkelbundet PBDE-forbindelser.

Sigevannssediment

Σ PBDE-konsentrasjonen i sigevannssediment varierte mellom 2,0 og 415,8 ng/g tørrvekt (Tabell 18), med gjennomsnitt og median på henholdsvis 279,5 ng/g tørrvekt og 2,9 ng/g tørrvekt. Høyest nivå ble funnet i Djupvik og Esvål. Sigevannssediment fra deponiene Røyken, Grønmo, Mile, Spillhaug og Bølstad hadde alle konsentrasjoner under 5,2 ng/g tørrvekt. I prøvene fra Djupvik og Esvål var det en klar dominans av BDE-209 (353 og 34,7 ng/g tørrvekt), mens i de andre prøvene var BDE-47 og BDE-99 også fremtredende. Innholdet av organisk materiale varierte sterkt i sigevannssedimenter fra deponier, 0,4 - 34,5% organisk karbon.

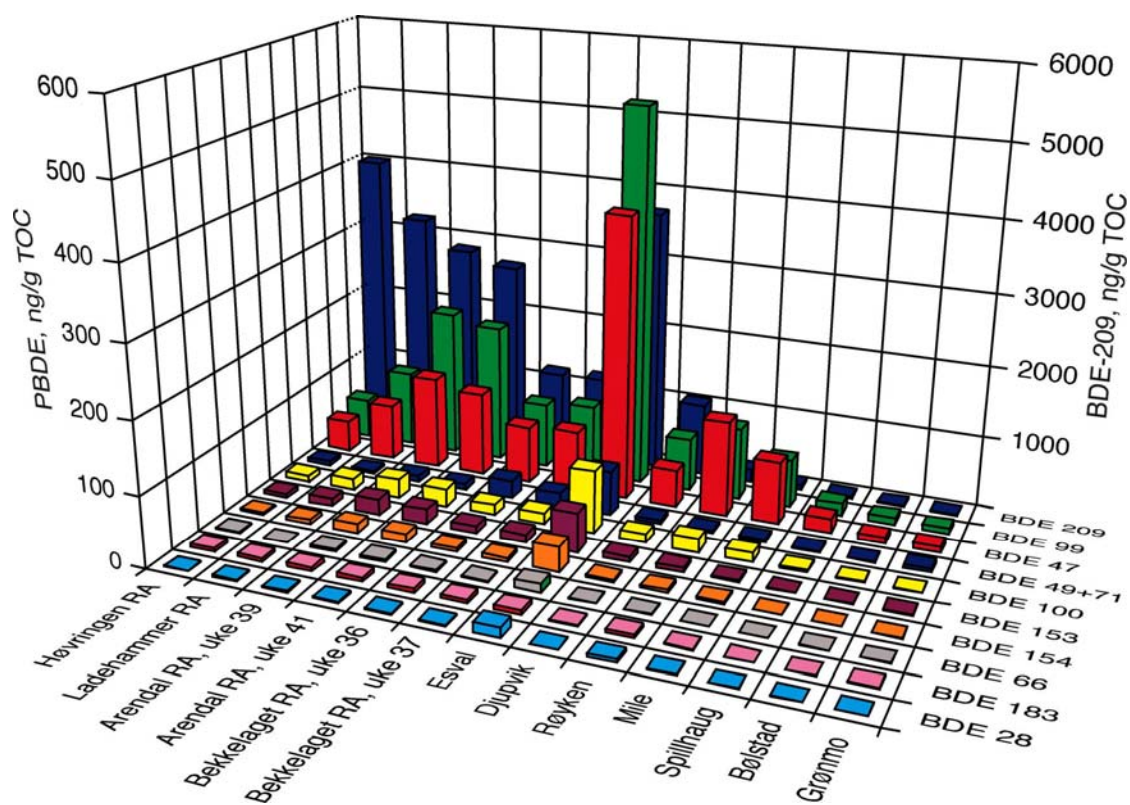
Tabell 18. Konsentrasjonen av Σ PBDE og et utvalg av BDE-kongenerer i sigevannssediment, fra rensedammer o.a. sedimenteringsområder nedstrøms deponier, oppgitt som ng/g tørrvekt. Analysene inkluderer også partikkelbundet BDE-forbindelser. For beregning av Σ PBDE er konsentrasjoner under deteksjonsgrensen satt lik halve denne.

	Σ PBDE (ng/g t.v.)	BDE-28	BDE-47	BDE-66	BDE-49+71	BDE-85	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-196	BDE-206	BDE-209	Σ PBDE* (ng/g TOC)	TOC %
Røyken	2,04	0,02	0,59	<0,01	0,02	0,02	0,44	0,08	<0,01	<0,02	0,03	0,02	0,02	<0,02	<0,03	0,76	463,5	0,44
Grønmo	5,22	0,05	0,87	0,03	0,58	0,03	0,79	0,15	0,02	<0,01	0,16	0,06	0,21	<0,03	0,10	2,04	46,2	11,30
Mile	2,93	0,02	1,00	<0,01	0,04	0,02	0,76	0,15	<0,01	<0,01	0,03	0,03	0,02	<0,05	<0,05	0,78	259,7	1,13
Spillhaug	2,93	0,02	0,86	0,01	0,08	0,02	0,72	0,13	<0,01	<0,01	0,03	0,04	0,01	<0,02	<0,03	0,96	70,14	4,17
Esval	47,1	0,12	3,74	0,11	0,59	0,15	4,98	0,83	0,12	0,06	0,51	0,33	0,06	<0,06	0,77	34,7	5013	0,94
Bølstad	2,92	0,03	0,47	<0,03	0,06	0,02	0,56	0,09	<0,02	<0,06	0,04	0,04	0,04	<0,12	<0,11	1,37	46,8	6,23
Djupvik	414,7	0,34	18,1	0,33	2,01	0,99	25,7	4,04	<0,12	0,20	2,49	1,26	0,56	0,59	4,77	353	1202	34,50

* Normalisert for mengde organisk karbon (TOC) i prøven

Ved å ta hensyn til innholdet av organisk materiale (Figur 8), endres ikke det relative forholdet mellom BDE-kongenerene i en prøve, men bildet av forholdet mellom de ulike deponiene/reanseanleggene endres. På grunn av lavt TOC-innhold i prøve fra Esval blir BDE-konsentrasjonen høy sammenlignet med de andre prøvene; Σ PBDE 5013 ng/g TOC hvorav BDE-209 utgjorde 3700 ng/g TOC. I sigevannssediment fra Djupvik og Røyken var BDE-209 konsentrasjonen henholdsvis 1023 ng/g TOC og 400 ng/g TOC. For de andre deponiene lå BDE-209 konsentrasjonen mellom 22,0 og 69,0 ng/g TOC.

Prøven fra Djupvik er tatt fra samleikum nedstrøms deponiet. Høyt organisk innhold i slike samlekkummer er ikke uvanlig. Prøven fra Røyken er tatt i en bekk med relativt stor vannføring, og lavt innhold av organisk materiale er som forventet. Nivået med organisk materiale i prøven fra Esval var lavere enn tidligere prøver som i snitt har vært rundt 3% organisk karbon.



Figur 8. Konsentrasjoner av utvalgte kongenerer av PBDE i sigevannssediment fra rensesystemer fra deponier og slamprøver fra avløpsrensaneanlegg (RA), angitt i ng/g TOC. Merk: ulik skala for BDE-209 (høyre akse) og de øvrige kongenerer (venstre akse).

Slamprøver fra rensaneanlegg

I slamprøvene fra de kommunale rensaneanleggene dominerte BDE-209. Konsentrasjonene varierte mellom 303-1191 ng/g tørrvekt (Tabell 19). Organisk innhold målt som TOC i slamprøver fra avløpsrensaneanlegg varierte mellom 20 og 30%. Relatert til innhold av organisk stoff, varierte Σ PBDE-konsentrasjonen i slam fra rensaneanlegg i intervallet 1456 - 4171 ng/g TOC. Slam fra Bekkelaget hadde lavest konsentrasjon.

Tabell 19. Konsentrasjonen av Σ PBDE-konsentrasjonen og et utvalg av BDE-kongenerer i slamprøver fra avløpsrensaneanlegg, oppgitt som ng/g tørrvekt fra avløpsrensaneanlegg. For beregning av Σ PBDE er konsentrasjoner under deteksjonsgrensen satt lik halve denne.

	Σ PBDE (ng/g t.v)	BDE-28	BDE-47	BDE-66	BDE 49+71	BDE-85	BDE-99	BDE-100	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-196	BDE-206	BDE-209	Σ PBDE* (ng/g TOC)	TOC %
Bekkelaget uke 36	380	0,39	20,9	0,48	6,56	0,28	23,9	3,93	0,25	2,64	1,49	1,39	4,82	9,58	303	1514	26,3
Bekkelaget 37	398	0,40	22,7	0,39	5,14	0,15	26,5	4,14	0,28	2,91	1,50	1,49	4,18	9,60	318	1456	26,1
Arendal uke 39	814	0,50	31,8	0,82	1,97	<0,11	50,8	6,73	0,86	5,48	3,03	1,46	2,32	11,6	697	3310	24,6
Arendal uke 41	791	0,50	30,0	0,81	2,07	2,30	49,5	6,39	0,73	5,28	3,02	1,41	1,91	11,2	676	3126	25,3
Høvringen	1243	0,24	13,1	0,35	1,81	0,70	16,6	2,49	0,16	1,69	0,94	1,27	1,02	11,9	1191	4172	29,80
Ladehammeren	795	0,43	15,8	<0,10	0,63	<0,11	21,5	3,15	0,21	2,15	1,12	1,02	32,1	70,1	647	3956	20,10

* Normalisert for mengde organisk karbon (TOC) i prøven

5.2 Ferskvannsmiljø, PBDE

5.2.1 Sedimenter

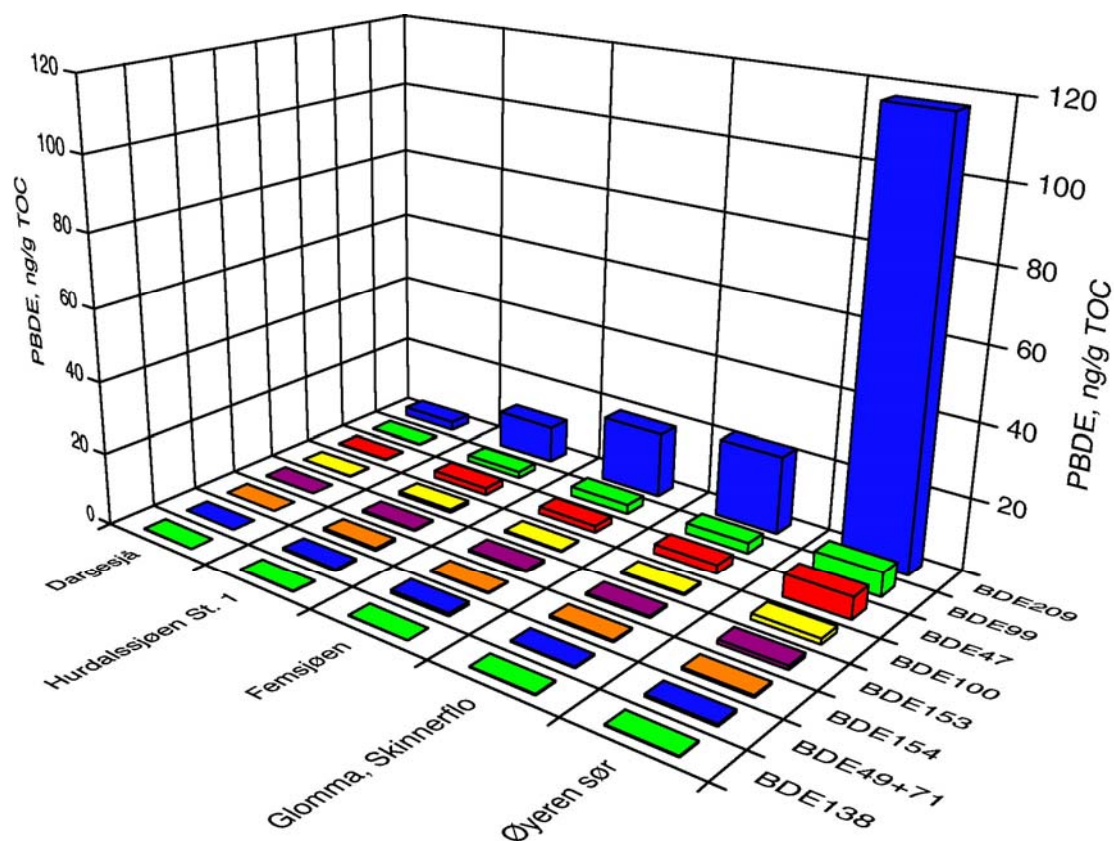
Det ble tatt sedimentprøver fra 6 ulike ferskvannslokaliteter på Østlandet og Hardangervidda. Konsentrasjonene av Σ PBDE varierte mellom 0,29–2,69 ng/g tørrvekt eller 3,7–137 ng/g TOC, normalisert mot mengden organisk karbon (Tabell 20, Figur 9). Konsentrasjonen i prøven fra Glomma, Brandval, er her utelatt da konsentrasjonene for mange kongenerer lå under tildels høye deteksjonsgrenser, og prøvens TOC-konsentrasjon også lå under deteksjonsgrensen (prøven bestod av finvasket elvesand). Det totale nivået av PBDE i Skinnerflo og Hurdalssjøen er også forholdsvis usikkert, da det også her var problemer med tildels høye deteksjonsgrenser. De høyeste konsentrasjonene ble funnet i sydlige del av Øyeren, mens de laveste ble funnet i Dargesjø (Hardangervidda). For de prøvene med detekterbare nivåer av BDE-209 utgjorde denne hovedandelen av Σ PBDE (0,19–2,29 ng/g tørrvekt, 65–85 %)

Konsentrasjonene i Øyeren kan sammenlignes med de nivåene som er vanlig forekommende i de mindre forurensede delene av Mjøsa (utenfor Hamar, sør for Gjøvik, Fjeld et al. 2004a), og det relative forholdet mellom de ulike kongenerene var også mye likt det som finnes her.

Tabell 20. Konsentrasjon av sum polybromerte difenyletere som Σ PBDE (ng/g tørrvekt og ng/g TOC) og av de enkelte kongenerene (ng/g tørrvekt) i ferskvannssedimenter. Prøvenes innhold av organisk karbon (TOC) er også gitt. For beregning av Σ PBDE har observasjoner under deteksjonsgrensen blitt byttet ut med halve denne.

Stasjonsnavn	µg C/mg TOC	ng/g TOC	PBDE ng/g TOC	BDE-28	BDE-47	BDE-66	BDE-71	BDE-77	BDE-85	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-196	BDE-206	BDE-209	
Dargesjø	78,2	0,29	3,7	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,19	
Brandval, Glomma	<1	*	-	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,47	<1,25	<4,4
Øyeren sør	19,6	2,69	137	<0,01	0,12	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,13	0,03	<0,01	<0,01	0,02	0,01	<0,01	<0,01	0,04	2,29	
Skinnerflo, Glomma	20,5	0,82	40,2	<0,01	0,05	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,06	0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,13	<0,28	<0,89	
Hurdalssjøen	62,9	1,38	21,9	<0,01	0,12	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	0,11	0,05	<0,01	<0,02	0,03	0,04	<0,01	<0,16	<0,45	<1,31	
Femsjøen	72	1,93	26,7	<0,01	0,14	0,02	0,06	<0,01	<0,01	0,19	0,03	0,01	<0,01	0,04	0,02	0,03	0,02	0,04	1,31	

*Utelatt da konsentrasjonene for de fleste kongenerer lå under tildels høye deteksjonsgrenser.



Figur 9. Konsentrasjoner av utvalgte polybromerte difenyletere (PBDE) i ferskvannssedimenter. Konsentrasjonene er normalisert mot mengden organisk karbon (TOC) i prøvene (ng/g TOC). Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er satt lik halve denne.

5.2.2 Ferskvannsfisk

Det ble analysert PBDE i 9 blandprøver av homogenisert muskelfilet av ferskvannsfisk (Tabell 21). Prøvene kom fra tildels svært ulike ferskvannslokaliteter: fra lokaliteter som har hatt betydelige direkte tilførsler av PBDE (Mjøsa) til en innsjø på Hardangervidda (Blånuttjern) som kun mottar langtransporterte atmosfæriske avsetninger av PBDE.

Resultatene er i Figur 10 framstilt på både våtvektbasis og fettvektbasis (lipidnormalisert, som ng/g lipid). Dette er en vanlig presentasjonsmåte for fettløselige miljøgifter som PBDE. Konsentrasjonene beregnet ut fra våtvekt viser de faktiske nivåene i fisken, og de benyttes til å vurdere fiskens spiselighet, beregne dens totale innhold av miljøgifter o.l. Lipidnormaliserte konsentrasjoner benyttes ofte når nivåene av lipofile miljøgifter skal sammenlignes mellom ulike arter eller vevstyper med forskjellig fettinnhold.

Konsentrasjonene av Σ PBDE varierte mellom 0,38–299,3 ng/g våtvekt eller 15–5915 ng/g lipid. Høyeste våtvekt- og fettvektbaserte konsentrasjoner ble funnet i storørret fra Mjøsa, og det var ingen vesentlige forskjeller mellom de to størrelsesgruppene med en gjennomsnittsvekt på henholdsvis 2,16 og 3,19 kg. Konsentrasjonene i storørret fra Losna (15,3 ng/g våtvekt eller 332 ng/g fett) var vesentlig lavere enn i storørret fra Mjøsa.

Sammenliknet mot de øvrige prøvene hadde storørreten fra Losna høyere konsentrasjon på våtvektbasis, men normalisert mot mengden fett i prøven avvek ikke konsentrasjonen i denne prøven (332 ng/g fett) vesentlig fra de andre prøvene fra lavlandet (152–625 ng/g fett).

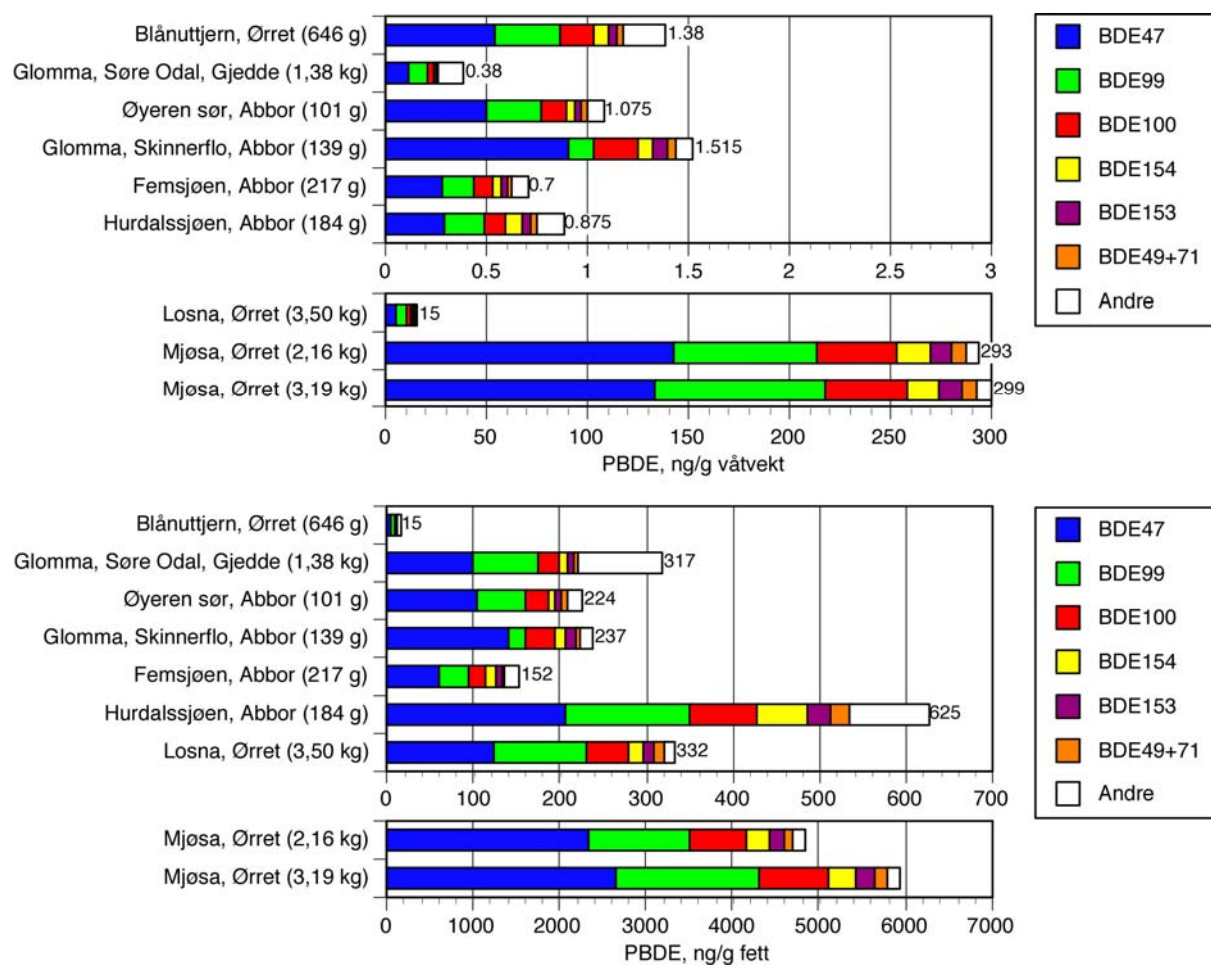
Ørretrøven fra Hardangervidda (Blånuttjern) hadde imidlertid den laveste konsentrasjonen på fettvektbasis (15 ng/g fett), mens den laveste våtvekt-konsentrasjonen ble funnet i gjedde fra Glomma, Søre Odal (0,38 ng/g våtvekt).

Den dominerende kongeneren var BDE-47, som forekom i en andel på omlag 32–60% av PBDE. Deretter fulgte BDE-99 med en andel på omlag 8–32%, og BDE-100 på omlag 8–15%.

Tabell 21. Konsentrasjonen av sum polybromerte difenyletere (Σ PBDE, våtvekt- og lipidvektbasis) og de enkelte kongenerene i ferskvannsfisk. Gjennomsnittsvekt av fisken i hver prøve og fettprosent er oppgitt. Prøvene var blandprøver av muskelfilet. For beregning av Σ PBDE er observasjoner under deteksjonsgrensen satt lik halve denne.

Stasjons-navn	art	Fett, %	PBDEn g/g v.v.	PBDEn g/g fett	BDE-28	BDE-47	BDE-66	BDE-49 + 71	BDE-77	BDE-85	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-196	BDE-206	BDE-209
Blånuttjern	ørret	9,48	1,38	15	0,02	0,54	0,04	0,03	<0,01	<0,01	0,33	0,16	0,03	<0,01	0,04	0,08	0,01	<0,01	<0,01	0,08
Glomma, Søre Odal	gjedde	0,12	0,38	317	<0,01	0,12	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,09	0,03	<0,01	<0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,04	<0,12
Øyeren sør	abbor	0,48	1,08	224	<0,01	0,5	0,02	0,03	<0,01	<0,01	0,27	0,13	<0,01	<0,01	0,03	0,04	<0,01	<0,01	<0,01	0,02
Glomma, Skinnerflo	abbor	0,64	1,52	237	0,02	0,91	<0,01	0,04	<0,01	<0,01	0,12	0,22	0,01	<0,01	0,07	0,08	<0,01	<0,01	<0,01	<0,03
Mjøsa	ørret	6,10	293,4	4 810	0,92	143	3,00	6,87	0,01	<0,01	70,8	40,0	1,14	<0,01	10,4	16,3	0,01	<0,17	<0,41	<1,28
Mjøsa	ørret	5,06	299,3	5 915	0,91	134	3,24	7,59	<0,01	<0,01	84,3	40,7	1,2	<0,01	10,7	15,8	<0,01	<0,11	<0,39	<1,18
Losna	ørret	4,61	15,30	332	0,05	5,68	0,24	0,5	<0,01	<0,01	4,99	2,16	0,1	<0,01	0,59	0,84	0,01	<0,02	<0,06	<0,17
Hurdalssj., St. 2	abbor	0,14	0,88	625	<0,01	0,29	0,02	0,03	<0,01	<0,01	0,20	0,11	0,01	<0,01	0,04	0,08	<0,01	<0,01	<0,03	<0,11
Fernsjøen	abbor	0,46	0,70	152	<0,01	0,28	0,01	0,02	<0,01	<0,01	0,16	0,09	0,01	<0,01	0,03	0,05	<0,01	<0,01	<0,01	0,02

Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter 2004. Bromerte flammehemmere, perfluoralkylstoffer, irgarol, diuron, BHT og dicofol. (TA-2096/2005)



Figur 10. Konsentrasjoner av polybromerte difenyletere (PBDE) i ferskvannsfisk, fanget i 2004. Prøvene var blandprøver av muskelfilet. Øvre figur viser konsentrasjonene på våtvektsbasis, nedre figur viser dem lipidnormalisert. Konsentrasjoner lavere enn deteksjonsgrensene er satt lik halve denne. Midlere vekt for fisken er gitt i parentes.

5.3 Marint miljø

5.3.1 Marint sediment

Det ble tatt prøver av sediment i 7 marineområder. I ett av områdene, Åsefjorden, ble tatt 4 prøver. Konsentrasjonen av Σ PBDE i prøvene varierte fra 2,3 til 467 ng/g tørrvekt (Tabell 22).

BDE-47, -49/71, -99, og -209 ble observert i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen (>0,01 ng/g) på alle stasjoner (Tabell 22), mens konsentrasjonen av BDE-77 lå under deteksjonsgrensen på alle stasjoner. I alle prøver var BDE-209 den mest dominerende kongener og for 7 av prøvene utgjorde denne kongeneren mer enn 90 % av Σ PBDE. I sedimentet fra Leangbukta dominerte ikke BDE-209 så mye som i de øvrige stasjoner med relativt lave nivåer av Σ PBDE.

Tabell 22. Konsentrasjonen av polybromerte difenyletere (PBDE) og organisk materiale (% TOC) i marine overflatesedimenter. Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er merket med mindre enn (<). Konsentrasjonen av enkeltkongenerer er oppgitt som ng/g tørrvekt mens Σ PBDE er oppgitt både som ng/g tørrvekt og som ng/g TOC. Stasjonene i tabellen er rangert etter stigende Σ PBDE (ng/g tørrvekt) konsentrasjoner. For Åsefjorden St. 1 er det analysert to parallelle prøver som er tatt i samme posisjon.

Stasjon	BDE-28	BDE-47	BDE-66	BDE-49 + 71	BDE-85	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-196	BDE-206	BDE-209
Vrengensundet, St. 1	<0,01	0,03	<0,01	0,01	<0,01	0,04	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,05	2,11
Hommelvik	<0,01	0,04	<0,01	0,02	<0,01	0,05	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,06	2,93
Leangbukta, St. 1	<0,01	0,16	<0,01	0,25	0,02	0,43	0,07	0,02	0,01	0,09	0,06	<0,01	0,01	0,05	1,98
Hvaler, St. 1	<0,01	0,04	<0,01	0,03	<0,01	0,04	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	0,07	3,96
Ulsteinvik, St. 2	0,01	0,21	0,03	0,21	0,01	0,3	0,06	0,03	<0,01	0,04	0,04	0,02	0,09	0,87	34,2
Rubbestadneset	0,04	1,47	0,11	0,94	<0,04	3,11	0,45	0,08	<0,06	0,5	0,27	0,17	0,57	3,12	169,8
Åsefjorden, St. 3	0,01	1,44	0,01	0,11	0,08	2,32	0,31	0,07	0,02	0,24	0,15	0,02	0,07	1,76	242
Åsefjorden, St. 2	0,02	3,32	0,02	0,11	0,22	6,2	0,78	0,09	0,06	0,6	0,3	0,02	0,08	1,92	240,4
Åsefjorden, St. 1	0,27	43,0	0,36	2,92	2,58	64,6	7,67	<0,10	0,55	5,89	2,86	0,19	<0,15	<0,26	197,2
Åsefjorden, St. 1	0,34	80,6	0,18	1,23	1,76	126,9	14,7	<0,01	1,37	12,7	4,7	0,4	0,08	0,69	220,6

Tabell 22 (fortsettelse)

Stasjon	%TOC	Σ PBDE (ng/g t.v.)	Σ PBDE (ng/g TOC)
Vrengensundet, St. 1	4	2,33	58,3
Hommelvik	1,7	3,16	185,9
Leangbukta, St. 1	5,64	3,18	56,4
Hvaler, St. 1	2,07	4,21	203,4
Ulsteinvik, St. 2	9,45	36,1	382,4
Rubbestadneset	10,5	180,7	1721
Åsefjorden, St. 3	1,8	248,6	13810
Åsefjorden, St. 2	1,53	254,1	16610
Åsefjorden, St. 1		328,3	2506*
Åsefjorden, St. 1	13,1	466,5	3561

* I beregningene er det benyttet et TOC innhold på 13,1 %

Konsentrasjonene av Σ PBDE i sediment var høyest på stasjonene i Åsefjorden, særlig på stasjon 1 hvor BDE-99 og -209 utgjorde henholdsvis 27 og 47% av total mengde Σ PBDE

(467 ng/g tørrvekt tilsvarer 3561 ng/g TOC), men også på Rubbestadneset ble det observert relativt høye konsentrasjoner av Σ PBDE. I sedimentet fra Ulsteinvik ble det observert klart lavere konsentrasjoner enn i Åsefjorden, og Rubbestadneset, men likevel klart høyere enn på Hvaler, Vrengensundet, Hommelvik og Leangbukta.

5.3.2 Blåskjell

Det ble analysert blåskjellprøver fra 7 marineområder hvorav det i ett av områdene (Åsefjorden) ble analysert 3 prøver. Konsentrasjonen av Σ PBDE varierte fra 0,2 til 2,6 ng/g våtvekt (Tabell 23).

Blant de analyserte kongenerer ble de høyeste konsentrasjoner observert for BDE-47, BDE-99 og BDE-209. Av de 16 analyserte BDE kongenerer var det bare disse kongenerer som ble observert i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen (0,01 ng/g våtvekt) i samtlige prøver.

Tabell 23. Konsentrasjonen av polybromerte difenyletere (PBDE,) i blåskjell. Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er merket med mindre enn (<). Der konsentrasjonen av PBDE lå under deteksjonsgrensen for analysen er halve deteksjonsgrensen benyttet for beregning av Σ PBDE. Konsentrasjonen av enkeltkongenerer er oppgitt som ng/g våtvekt, mens Σ PBDE er oppgitt både som ng/g våtvekt og som ng/g fett. Stasjonene i tabellen er rangert etter stigende Σ PBDE (ng/g våtvekt) konsentrasjoner.

Stasjon	BDE-28	BDE-47	BDE-68	BDE-71	BDE-79	BDE-85	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-153	BDE-154	BDE-206	BDE-209	BDE-209
Vrengensundet, St. 3	<0,01	0,04	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,04
Austvik	<0,01	0,04	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,09
Espevær	<0,01	0,04	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,22
Hvaler, St. 2	<0,01	0,09	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,07	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,15
Leangbukta, St. 2	<0,01	0,18	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,09	0,04	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,1
Ulsteinvik havn, St. 1	<0,01	0,12	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	0,08	0,04	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,18
Åsefjorden, St. 4	0,02	0,44	0,03	0,06	0,01	0,33	0,12	<0,01	<0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,16
Åsefjorden, St. 5	0,01	0,51	0,03	0,06	0,01	0,40	0,16	<0,01	<0,01	0,02	0,01	<0,01	<0,01	0,12
Åsefjorden, St. 6	0,02	0,81	0,04	0,12	0,03	0,79	0,24	0,01	0,01	0,04	0,03	0,01	0,01	0,46

Tabell 23. (fortsettelse)

	% Fett	Σ PBDE ng/g v.v.	Σ PBDE ng/g fett
Vrengensundet, St. 3	0,63	0,17	27,0
Austvik	0,99	0,22	22,2
Espevær	0,52	0,36	69,2
Hvaler, St. 2	0,56	0,39	69,6
Leangbukta, St. 2	1,08	0,47	43,5
Ulsteinvik havn, St. 1		0,50	71,4*
Åsefjorden, St. 4	1,76	1,24	70,5
Åsefjorden, St. 5	1,0	1,37	137,0
Åsefjorden, St. 6	1,9	2,63	138,4

* Et fettinnhold på 0,7 % er benyttet i beregningen.

De høyeste konsentrasjoner av Σ PBDE (våtvektsbasis) ble observert i prøvene fra Åsefjorden hvor BDE-47 og -99 dominerte, mens lavere konsentrasjoner ble observert i Leangbukta, Vrengensundet, Espevær, Hvaler, Austvik og Ulsteinvik havn. Ved normalisering av de

observerte PBDE konsentrasjoner til fettinnhold ble det observert en klart lavere forskjell mellom den høyeste og laveste konsentrasjon, men også etter en slik normalisering ble de høyeste konsentrasjoner observert i Åsefjorden. Normaliseringen førte også til at de konsentrasjonene som ble observert på stasjon 4 i Åsefjorden var relativt lik de konsentrasjonene som observeres i skjell fra Espevær og Hvaler (Tabell 23)

5.3.3 Torskelever

Det ble analysert prøver av torskelever fra 7 marine områder hvorav det i ett av områdene (Indre Oslofjord) ble analysert 2 prøver. Konsentrasjonen av Σ PBDE varierte i intervallet 8,5–112 ng/g våtvekt (Tabell 24). Normalisert til mengden fett i prøvene varierte konsentrasjonene i intervallet 20–223 ng/g fett. For 6 av i alt 16 analyserte kongenerer lå de observerte konsentrasjonene i hovedsak over deteksjonsgrensen i alle prøvene. Det var bare for 4 kongenerer (BDE-85, -138 og -196, -206) at alle analyseverdiene lå under deteksjonsgrensen (Tabell 24).

Tabell 24. Konsentrasjonen av polybromerte difenyletere (PBDE) i torskelever. Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er merket med mindre enn (<). Der konsentrasjonen av PBDE lå under deteksjonsgrensen for analysen er halve deteksjonsgrensen benytt for beregning av Σ PBDE. Konsentrasjonen av enkeltkongenerer er oppgitt som ng/g våtvekt, mens Σ PBDE er oppgitt både som ng/g våtvekt og som ng/g fett. Stasjonene i tabellen er rangert etter stigende Σ PBDE (ng/g våtvekt) konsentrasjoner.

Stasjon	BDE-28	BDE-47	BDE-66	BDE-71	BDE-77	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-209
Svolvær St. 2	0,32	5,34	0,08	0,89	<0,01	0,16	0,76	0,05	<0,04	0,22	<0,02	<0,78
Færder	0,24	6,05	0,05	0,57	<0,01	0,17	1,11	0,04	0,05	0,30	<0,02	<1,30
Lista, St. 2	0,54	7,8	0,40	1,72	0,01	0,18	1,16	0,11	0,03	0,41	<0,01	0,4
Bømlø/Sotra St. 2	0,66	12,9	0,47	3,82	0,04	0,58	2,47	0,16	<0,07	0,54	<0,06	<2,68
Indre Sørffjord	0,77	23,8	0,14	3,84	<0,01	0,55	4,21	0,23	0,04	0,95	<0,02	3,03
Ulsteinvik, St. 3	1,04	37,8	0,34	2,42	0,01	0,20	7,15	0,22	0,03	1,48	<0,02	<0,78
Indre Oslofjord	1,33	72,3	0,68	7,83	<0,01	2,50	20,61	0,87	0,23	3,71	0,03	0,65
Indre Oslofjord	1,09	76,9	0,64	6,1	<0,01	2,37	18,76	0,58	0,26	4,89	0,15	0,58

Tabell 24. (fortsettelse)

Stasjon	% fett	Σ PBDE (ng/g v.v.)	Σ PBDE (ng/g fett)
Svolvær St. 2	43,4	8,49	19,6
Færder	31,4	9,61	30,6
Lista, St. 2	53,4	12,9	24,1
Bømlø/Sotra St. 2	54	23,8	44,1
Indre Sørffjord	46,1	37,7	81,7
Ulsteinvik, St. 3	23,3	51,3	220,1
Indre Oslofjord	59,2	110,8	187,2
Indre Oslofjord	50,4	112,4	222,9

De høyeste konsentrasjonene ble generelt observert for BDE-47, men også andre kongenerer som BDE-100, -49+71 og -154 bidrog betydelig.

For flertallet av kongenerene og for Σ PBDE ble de høyeste konsentrasjoner observert i prøvene fra Indre Oslofjord, men også i prøver fra Ulsteinvik, Sørfjorden og Bømlo ble det observert relativt høye konsentrasjoner.

5.4 Diskusjon, PBDE

5.4.1 Deponier og renseanlegg

Sigevann fra deponier

Konsentrasjonen av Σ PBDE i urensset sigevann fra deponiene (4,13 – 5294 ng/l) var generelt høyere enn i renset sigevann (2,3 – 21,2 ng/l). Det finnes få tidligere analyser av PBDE knyttet til deponier, og det er ikke tilgjengelige data som sammenligner urensset og renset sigevann. Det er rapportert fra Østerrike en maksimal Σ PBDE-konsentrasjon i sigevann fra deponier på 0,55 ng/l (Moche og Stephan, webadresse) og i to tidligere prøver fra renset sigevann i Norge er det rapport konsentrasjon 1-7 ng/l (Fjeld et al., 2004a).

Konsentrasjonen i to urensede sigevannsprøver fra ett og samme deponi varierte betydelig; 20 ng/l og 5290 ng/l. Visuell bedømming av prøvene viste at det var mye partikulært materiale i prøven med høyest PBDE-konsentrasjon, sannsynligvis forårsaket av oppvirvling av sedimenterte partikler under prøvetakingen i sigevannskummen. Den lave vannløseligheten og de hydrofobe (fettløselige) egenskapene (høy partisjonskoeffisient mellom oktanol og vann; P_{ow}) til de bromerte difenyleterne, gjør at disse forbindelsene normalt vil være assosiert med partikulært materiale. Partikkeltransport ut fra deponiene vil derfor kunne være en viktig spredningsvei for disse stoffene. Den ekstreme Σ PBDE-konsentrasjonen i den partikkelrike vannprøven fra deponiet ved Djupvik sammenlignet med den langt mindre partikkelrike prøven fra samme deponi (se punkt 5.1) antyder også dette. Men siden mange humusforbindelser har en typisk hydrofob karakter, vil PBDE-forbindelser også kunne være sterkt assosiert til humuskolloider. Disse kolloidene vil i mindre grad fjernes i renseprosesser primært basert på partikkelfjerning. Det er liten eller ingen mobilitet av PBDE i jord (North, 2004).

Sammenligning av BDE-kongener-profilen i prøve med høyt og lavt partikkelinnhold fra Djupvik, viser at BDE-209 var relativt mye høyere i vann med høyest partikkelbelastning. Høybromerte forbindelser som BDE-209 har høyere log K_{ow} -verdi enn lavbromerte forbindelser (Hellström, 2000) og vil oppkonsentreres enda mer enn de øvrige kongenerene i den partikulære fraksjonen. Profilen av BDE-kongenerene kan synes å endre seg etter rensing; andelen BDE-209 øker, mens andel av de mer lav-bromerte BDE-99 og BDE-47 synker.

Sigevannssediment fra deponier

Det er en betydelig reduksjon av både lav- og høybromerte kongenerer i renset sigevann, og dette gjenspeiles i funn av PBDE i alle sigevannssedimentene. Σ PBDE-konsentrasjonen i sigevannssediment (2,0 og 415,8 ng/g tørrvekt) lå om lag på samme nivå som tidligere sigevannssedimentprøver (0,6 – 180 ng/g tørrvekt) (Fjeld et al., 2004). Relatert til innhold av organisk materiale, var konsentrasjonene 45,2 – 5011 ng/g TOC (13,7 – 747 ng/g TOC (Fjeld et al., 2004).

Høyest konsentrasjon på tørrvektbasis ble målt i prøve fra Djupvik, noe som gjenspeiler den høye PBDE-konsentrasjonen i en av de urensede sigevannprøvene fra dette deponiet. Ved

normalisering til organisk materiale i prøven, endrer bildet seg mellom de ulike deponiene. Sivevannssediment fra Esval med lavt organisk innhold, hadde høyest konsentrasjon, Σ PBDE var 5010 ng/g TOC.

Renset vann fra kommunale renseanlegg

Σ PBDE-konsentrasjonene i rensset vann fra avløpsrenseanleggene i Trondheimsområdet var vesentlig høyere enn i prøvene fra Bekkelaget renseanlegg. Bekkelaget RA er det eneste av renseanleggene som har biologisk rensing, men PBDE-forbindelsenes persistente natur gjør at man ikke kan forvente noen større grad av biodegradering på renseanlegget. Den noe lavere Σ PBDE-konsentrasjonen funnet i slamprøvene fra Bekkelaget RA kan tyde på at PBDE-konsentrasjonene inn til dette renseanlegget var noe lavere enn de øvrige. Ladehammeren renseanlegg har tilknyttet en stor andel industriavløp, mens Høvringen renseanlegg har mest husholdningsavløp. Til Høvringen renseanlegg kommer det sivevann fra Heggstadmoen avfallsdeponi, noe som kan være en viktig kilde for ulike miljøgifter. Bekkelaget RA mottar hovedsakelig kommunalt avløpsvann, men også vann fra deponiet på Grønmo. I motsetning til slam fra renseanlegg er det få tidligere PBDE-analyser fra rensset avløpsvann. En tidligere prøve fra Ladehammeren renseanlegg hadde et innhold av Σ PBDE på samme nivå som i denne undersøkelsen (26,2 ng/l) (Fjeld et al., 2004a), og i en studie fra et renseanlegg i California var Σ PBDE 30 ng/l (North, 2004).

Slam fra kommunale renseanlegg

Fordelingsmønsteret mellom ulike kongenerer i avløpsslam var i stor grad som i fjor (Fjeld et al. 2004a) med kongenerene BDE-209, BDE-99 og BDE-47 som de mest dominerende.

Konsentrasjonen av PBDE i avløpsslam var 380 - 1240 ng/g tørrvekt (snitt 737 ng/g tørrvekt, median 791 ng/g tørrvekt), og generelt høyere enn i sivevannssediment fra rensesystemer fra deponier (2,0-415 ng/g tørrvekt; snitt 68 ng/g tørrvekt). Det kan være flere årsaker til dette, men det begrensede tallgrunnlaget gjør dette mest til spekulasjoner. PBDE-belastningen på de kommunale renseanleggene kan være noe større og jevnere over tid. Videre kan den kjemiske rensingen ved de fleste av de undersøkte kommunale renseanleggene (med unntak av Høvringen RA) være med på å fjerne en større andel av PBDE-forbindelsene bundet til kolloidale humuspartikler. Man kan også forvente at det vil være en større andel humuspartikler i sivevann fra deponiene, noe som kan gjøre den typisk mekaniske rensingen her mindre effektiv til å fjerne PBDE (jfr diskusjonen ovenfor angående binding av PBDE til humuskollider). PBDE er betraktet som relativt persistent i miljøet, men det er studier som har dokumentert dehalogenering av PBDE under anaerobe forhold (Peijnenburg et al., 1991). Selv om de har anaerob utråtning av slammet ved alle de undersøkte kommunale renseanleggene, kan den lange oppholdstiden i sivevannssedimentene ha gitt rom for noe større grad av biologisk nedbrytning her enn ved de kommunale renseanleggene. I vann er nedbrytning av BDE-209 ved fotooksidasjon kjent (Eriksson et al., 2004; Söderström et al., 2004), men det vil neppe være et betydelig bidrag i denne sammenhengen.

BDE-209 var den klart dominerende kongeneren (303 – 1191 ng/g tørrvekt). I en undersøkelse av slamprøver fra renseanlegg rundt Mjøsa (Linjordet og Amundsen, 2005) ble det funnet konsentrasjoner på rundt 200 – 400 ng/g tørrvekt for Σ PBDE. Også BDE-47 og BDE-99 utpekte seg med relativt høyt nivå i flere av disse prøvene. Verdier fra svenske undersøkelser på avløpsslam viste samme kongenerprofil, men med noe lavere konsentrasjonsnivå; BDE-209 var 8,5-275 ng/g tørrvekt (median og gjennomsnittsverdien på

henholdsvis 85 og 120 ng/g tørrvekt) (Sellström, 1999; Sellström et al., 1999; de Wit et al., 2002).

I en resipientsammenheng er også PBDE-konsentrasjonen i de enkelte slamprøvene viktige, da det i Norge er en utbredt praksis å benytte stabilisert avløpsslam som jordforbedringsmiddel eller til lignende formål. Dette vil kunne føre til spredning av eventuelle miljøgifter som følger med slammet.

Organisk innhold i avløpsslamprøvene var relativt likt, og normalisering til organisk karbon endret ikke bildet av PBDE-belastningen i de ulike renseanleggene.

At PBDE-konsentrasjonen er generelt høyere i avløpsslam enn i sigevannssediment, kan ha flere årsaker. PBDE-belastningen i innløpsvann til avløpsreanseanleggene kan være høyere enn urensset sigevann fra deponiene; det kan skje en fortykning i sigevannssediment ved tilsig av rent vann fra omliggende områder, eller det kan ha foregått en nedbrytning av PBDE i sigevannssedimentet som representerer tilførsel over en lang periode i motsetning til slam. PBDE er betraktet som relativt persistent i miljøet, men det er studier som har dokumentert dehalogenering av PBDE under anaerobe forhold (Peijnenburg et al., 1991), en prosess som er sammenhengbar med deklorering av PCB. Fotooksidasjon av BDE-209 er registrert i tidligere studier, men basert på de naturgitte forholdene (eg. dårlige lysforhold) er dette lite trolig en prosess som har stor betydning i denne sammenheng (Eriksson et al., 2004; Söderström et al., 2004).

5.4.2 Ferskvannsmiljø

Sedimenter

Konsentrasjonene av Σ PBDE i de analyserte ferskvannssedimentene (0,29-2,69 ng/g tørrvekt) var lave sammenliknet med nivåene som tidligere har vært funnet i de mer forurensede deler av Mjøsa ved Lillehammer (12–27 ng/g tørrvekt; Fjeld et al. 2004a), og ingen av de undersøkte lokalitetene i årets kartlegging bar derfor preg av betydelige punktutslipp av PBDE.

Av de undersøkte lokalitetene er Dargesjø på Hardangervidda en innsjø som kun mottar atmosfæriske avsetninger av PBDE. Konsentrasjonen i sedimentet herfra (0,29 ng/g tørrvekt) representerer derfor trolig dagens bakgrunnsnivå.

De øvrige sedimentene representerer et lavt til moderat forurensningsnivå. I sedimentene fra Glomma ved Brandval (nord for Kongsvinger) var konsentrasjonene av de enkelte PBDE-kongenerene svært lave og i hovedsak under deteksjonsgrensen. Dette har trolig sammenheng med at elve-sedimentene hadde lavt innhold av organisk materiale (humusstoffer), som slike forbindelser vanligvis er assosiert til.

PBDE-konsentrasjonen i sedimentene fra Øyeren (2,69 ng/g tørrvekt eller 137 ng/g TOC) lignet de som finnes i de mindre belastede delene av Mjøsa og dens utløpselv Vormå (Fjeld et al 2004a og b). Det faller naturlig å sammenlikne Øyeren med disse lokalitetene, da Glomma renner gjennom Øyeren, og Vormå renner sammen med Glomma nord for Øyeren.

Ved Skinnerflo, som er dannet av en sidegrein av Glomma nær dens utløp, var konsentrasjonen av PBDE lavere enn i Øyeren, noe som viser at innflytelsen av forurensingene fra Mjøsa avtar merkbart nedover vassdraget.

Konsentrasjonen av PBDE i Femsjøen, som ligger nederst i Haldenvassdraget, var omlag som de i Skinnerflo – noe som illustrerer at disse delene av vassdraget ikke er særlig påvirket av PBDE-forurensninger.

Fisk

Konsentrasjonen av PBDE i stor Mjøsørret i denne undersøkelsen (omlag 300 ng/g våtvekt eller 5000–6000 ng/g fett) avvok ikke spesielt fra de nivåene som tidligere ble rapportert i Fjeld et al. (2004a). Vi har derfor ingen holdepunkter for å tro at nivåene har sunket nevneverdig. Dette er nivåer som er blant de høyeste som er rapportert internasjonalt for slik fisk, og situasjonen bør følges nøye opp.

Storørret fra Losna i Gudbrandalslågen hadde vesentlig lavere Σ PBDE-konsentrasjon (15 ng/g våtvekt eller 332 ng/g fett) enn Mjøs-ørreten (omlag 20 ganger lavere). Det har vært usikkerhet om denne fisken har blitt forurenset av utslippene til Mjøsa, enten ved at de kan ha hatt næringsvandring ned til Mjøsa eller at de har spist forurenset oppvandrende lågåsild i nederste del av Gudbrandalslågen. Nivåene på fettvekstbasis var omtrent som de nivåene man har funnet for tilsvarende stor sjørret fra Drammensfjorden (Fjeld et al. 2004b), men de var markert høyere enn de nivåene man tidligere har funnet i lake fra Losna (2 ng/g våtvekt eller 48 ng/g fett). Dette viser at ørreten fra Losna er noe påvirket av PBDE-forurensninger, men i langt mindre grad enn ørreten som lever i Mjøsa. Årsaken til det høyere nivået i ørret fra Losna sammenliknet mot lake fra samme lokalitet har vi imidlertid ingen data for å vurdere nærmere.

Ørreten fra Blånuttjern på Hardangervidda hadde på fettvekstbasis den laveste konsentrasjonen av Σ PBDE (15 ng/g fett). Dette representerer trolig dagens bakgrunnsnivå for slik fisk i vassdrag som kun mottar atmosfæriske avsetninger av PBDE.

Abbor fra Hurdalssjøen hadde et noe forhøyet nivå av Σ PBDE (625 ng/g fett) sammenliknet med abborprøvene fra Øyeren, Skinnerflo og Femsjøen (152–237 ng/g fett) og gjedde fra Glomma, Søre Odal (317 ng/g fett). Årsaken til dette kan slike stikkprøver vanskelig gi svar på, men en mulig årsak kan være en økt biomagnifisering på grunn av lengre næringskjeder.

5.4.3 Marint miljø

Sediment

Ved en tidligere undersøkelse av forekomsten av PBDE i sedimenter langs norskekysten (Fjeld et al. 2004a) ble de høyeste konsentrasjonene påvist utenfor Teigen bryggeanlegg i Drammensfjorden (Σ PBDE: ca 34 ng/g tørrvekt). De Σ PBDE-konsentrasjonene som vi har observert i Åsefjorden var omtrent én størrelsesorden over dette, mens konsentrasjonen fra Ulsteinvik var omtrent i samme nivå som ved bryggeanlegget i Drammensfjorden. Fjeld et al. (2004a) observert relativt lave konsentrasjoner av Σ PBDE (mindre enn ca 1 ng/g tørrvekt) i sediment fra Tønsberg, Lista og Tromsø havn. De laveste konsentrasjoner vi har observert (ca 2–4 ng/g tørrvekt) var imidlertid noe høyere enn dette og ble observert i Hvaler, Vrengen, Hommelvik og Leangbukta.

De konsentrasjoner av BDE-47, -99 og 153 som vi har observert i Åsefjorden (st. 1) er langt høyere enn de høyeste konsentrasjoner som er registrert i sediment fra nederlandske/belgiske områder (de Boer et al. 2003). Også konsentrasjonen av BDE-209 som vi har observert i Åsefjorden (St. 1) var med ett unntak (Antwerpen, 510 ng/g tørrvekt) over det som er observert i nederlandske/belgiske områder.

En sammenligning av våre resultater fra Åsefjorden med tilsvarende analyser på sediment fra San Francisco-estuariet (Oros et al. 2005) tyder også på at Åsefjorden internasjonalt sett ligger i «toppskiktet» når det gjelder forekomst av PBDE i sediment.

De spesielt høye konsentrasjoner av Σ PBDE som ble observert i Åsefjorden og ved Rubbestadneset kan tyde på lokale utslipp. Ut fra sedimentresultatene alene kan en ikke avgjøre om utslippene som har forårsaket de høye konsentrasjonene i Åsefjorden er av nyere eller eldre dato.

Blåskjell

De observerte konsentrasjoner av spesielt BDE-47, BDE-99, BDE-100 og BDE-209 i skjell fra Åsefjorden var klart høyere enn på de øvrige stasjoner og var også høyere enn det som ble observert i blåskjell fra norskekysten i 2003 (Fjeld et al. 2004).

Undersøkelser av PBDE i blåskjell er tidligere foretatt i Danmark (Christensen og Platz, 2001), Nederland (de Boer et al. 2003) og på Grønland (Christensen et al. 2002). Resultatene fra disse undersøkelser viser konsentrasjoner som i hovedsak ligger i samme område som det som her er registrert i skjell fra norskekysten. Imidlertid er de observerte konsentrasjoner av for BDE-47, -99, -100 -153 i skjell fra Åsefjorden (St. 6) noe høyere enn de høyeste konsentrasjoner som er observert i Danmark og Nederland. De observerte konsentrasjoner i skjell fra de to andre stasjonene i Åsefjorden (st. 4 og 5) ligger i samme nivå som de høyeste som er observert i Danmark og Nederland.

Forsøk tyder på at BDE bioakkumulerer i tilsvarende grad eller noe mer enn PCB i blåskjell (Gustafsson et al., 1999) og tilsier at PBDE burde observeres i skjell dersom en har betydelige tilførsler av slike forbindelser. Halveringstida for BDE-47, BDE-99, BDE-153 i blåskjell er relativt kort og beregnet til å være i ca 6-8 dager (Gustafsson et al., 1999) noe som betyr at konsentrasjonen av disse forbindelser i skjell vil gå relativt raskt ned etter at en eventuell eksponering opphører. Observasjon av relativt høye konsentrasjoner i skjell kan derfor forklares ved en nylig eksponering eller en mer eller mindre kontinuerlig eksponering. De relativt høye konsentrasjonene som er registrert i sedimentet og i skjell på flere stasjoner i Åsefjorden antyder at en har en aktiv og antakelig betydelig PBDE-kilde i nær området i Åsefjorden. Forekomst av relativt høye konsentrasjoner også i skjell viser at denne kilden påvirker overflatevannet. En påvirkning av overflatevannet kan skyldes resuspensjon av forurensede sedimenter i relativt grunn områder (gamle synder) eller at en fremdeles har direkteutslipp til overflatevannet.

Torskelever

Konsentrasjonen av Σ PBDE varierte fra 8,5-112,4 ng/g våtvekt og de klart høyeste konsentrasjoner ble observert i de to prøvene fra Oslofjorden. De dominerende kongenerer var BDE-47 (54-74%), BDE-100 (10,4-18,6%) og BDE-49+71 (4,7-16,0%) og var de samme som tidligere er funnet å dominere i torskelever fra norskekysten (Fjeld et al. 2004a).

Også tidligere er det observert relativt høye konsentrasjoner av PBDE i indre Oslofjord (Schlabach et al. 2002). I en annen undersøkelse (Fjeld et al. 2004a) ble de høyeste konsentrasjoner av Σ PBDE (ca 25 ng/g v.v.) funnet på en stasjon nær Farsund (Ullerøy). Ut fra sin beliggenhet skulle imidlertid ikke stasjonen utenfor Farsund være påvirket av noen kjent nærliggende punktkilde. I denne undersøkelse viste imidlertid en prøve fra samme område (Lista, St. 2) en lavere konsentrasjon av Σ PBDE (12,7 ng v.v.), dvs. nær opptil det de relativt lave konsentrasjoner observert i fisk fra Svolvær og Færder der en sannsynligvis heller ikke har nærliggende punktkilder.

De konsentrasjoner av Σ PBDE som vi har observert i Ulsteinvik og Sørfjorden ligger noe over den konsentrasjonen som ble observert i torsk fra Ullerøy i 2002, og klart over det som ble observert i fisk fra Svolvær, Færder og Lista. Dette bildet blir ikke endret selv om man tar i betraktning den noe lavere fettprosenten i prøven fra Ulsteinvik.

De konsentrasjoner av PBDE som vi har observert i fiskelever ligger også høyere og for noen stasjoner også i samme nivå som observert i fisk fra den sørlige delen av Grønland (Christensen et al. 2002). I fisk fra Nordsjøen kan konsentrasjonen av BDE variere vidt og de Boer (1989 og 1995) fant at summen av BDE-47 og -99 i tre regioner lå i området 1,9-360 ng/g lipid, mens en her har observert at summen av de samme kongenerer varierer innefor et noe smalere intervall (15-157 ng/g lipid)

I denne undersøkelsen er det særlig de relativt høye konsentrasjoner som er observert i Oslofjorden og muligens også i Ulsteinvik som kan utgjøre et miljøproblem.

6. Heksabromosyklododekan, HBCDD

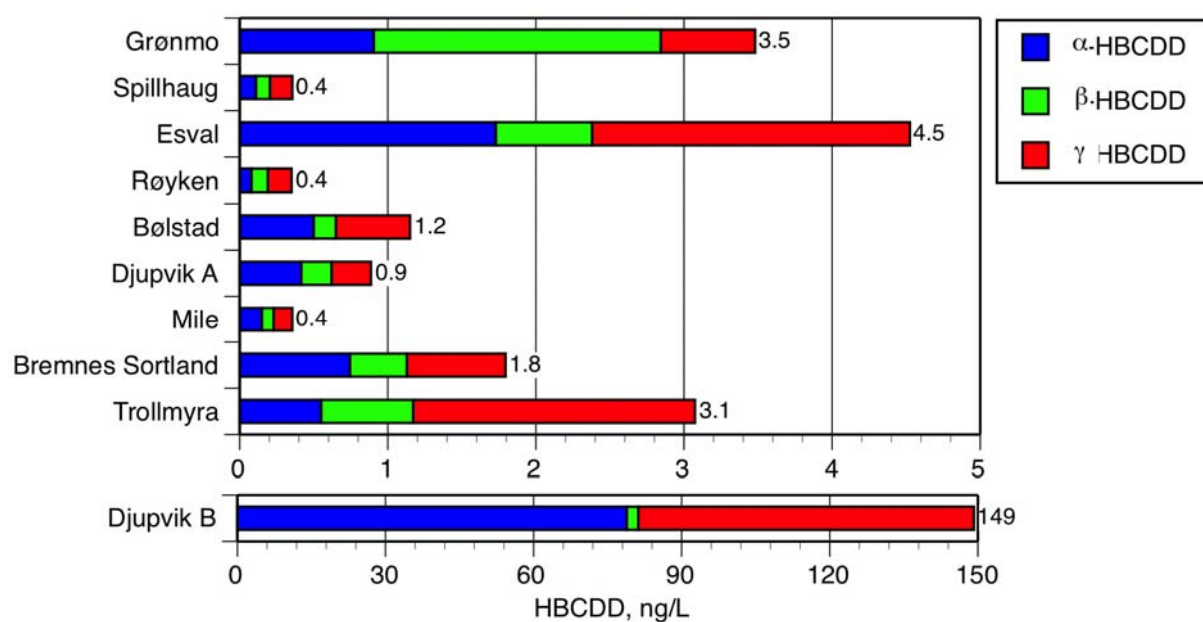
6.1 Deponier og renseanlegg, HBCDD

Urenset sigevann fra deponier

Prøver av urenset sigevann fra 9 deponier ble analysert for HBCDD (Tabell 25, Figur 11). En av de to prøvene fra Djupvik pekte seg ut med spesielt høye verdier: 79 ng/l α -HBCDD; 68 ng/l γ -HBCDD; 149,2 ng/l Σ HBCDD (samme prøve som hadde høy PBDE-belastning og høyt partikkelinnhold, se kap. 5.1). I urenset sigevannsprøver fra deponiene Grønmo, Esval og den andre prøven fra Djupvik lå konsentrasjonen av Σ HBCDD i intervallet 0,9-4,5 ng/l. I de andre deponiene var konsentrasjonen av en eller flere HBCDD-isomerer under deteksjonsgrensen.

Tabell 25. Konsentrasjonen av HBCDD i urenset sigevann fra deponier, angitt i ng/l. Analyser av vann med partikler. For beregning av Σ HBCDD er konsentrasjoner under deteksjonsgrensen satt lik halve denne.

Lokalitet	Σ HBCDD	α -HBCDD	β -HBCDD	γ -HBCDD
Grønmo	3,49	0,91	1,94	0,64
Spillhaug	0,36	<0,22	<0,19	<0,30
Esval	4,53	1,73	0,65	2,15
Røyken	0,35	<0,16	<0,22	<0,32
Bølstad	1,15	<1,0	<0,3	<1,0
Djupvik A	0,89	0,42	0,21	0,26
Djupvik B	149,19	78,90	2,32	67,97
Mile	0,36	<0,30	<0,16	<0,25
Bremnes	1,80	<1,49	<0,77	<1,33
Trollmyra	3,07	<1,10	0,62	1,90



Figur 11. HBCDD-konsentrasjonen i urenset sigevann fra deponier, angitt i ng/l. Analysen er inkludert partikler. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er byttet ut med halve denne.

Renset sivevann fra deponier

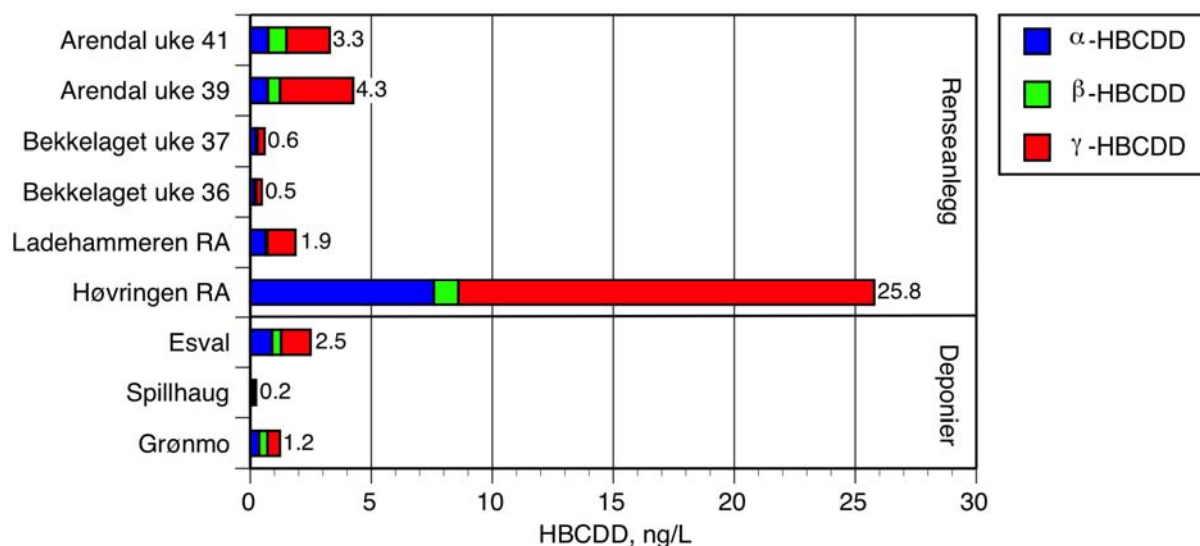
Av de fire deponiene hvor HBCDD ble analysert i renset sivevann, var det bare prøven fra Grønmo deponi som hadde konsentrasjoner over deteksjonsgrensen; Σ HBCDD på 1,2 ng/l (Tabell 26, Figur 12).

Renset vann fra avløpsrensaneanlegg

Det ble tatt ut prøver av renset vann fra fire avløpsrensaneanlegg ble tatt. Høvringen rensaneanlegg hadde klart høyest konsentrasjon; 17,2 ng/l γ -HBCDD og 7,6 α -HBCDD. Det var god overensstemmelse i konsentrasjonsnivåer i prøver tatt under to forskjellige uker.

Tabell 26. HBCDD-konsentrasjonen i renset vann fra deponier og avløpsrensaneanlegg, ng/l. Vannprøvene er analysert med partikler. For beregning av Σ HBCDD er konsentrasjoner under deteksjonsgrensen satt lik halve denne.

	Lokalitet	Σ HBCDD	α -HBCDD	β -HBCDD	γ -HBCDD
Deponier	Grønmo	1,22	0,37	0,34	0,51
	Spillhaug	0,24	<0,16	<0,13	<0,18
	Esval	2,49	<1,81	<0,74	<2,43
Rensaneanlegg	Høvringen	25,79	7,59	<2,03	17,18
	Ladehammeren	1,87	0,64	<0,13	1,16
	Bekkelaget uke 36	0,47	0,18	0,06	0,23
	Bekkelaget uke 37	0,59	0,24	0,06	0,29
	Arendal uke 39	4,25	0,73	<1,00	3,02
	Arendal uke 41	3,28	<1,50	<1,50	1,78



Figur 12. HBCDD-konsentrasjonen i renset vann fra deponier og avløpsrensaneanlegg, angitt i ng/l. Analysene inkluderer partikler. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er byttet ut med halve denne.

Sigevannssediment

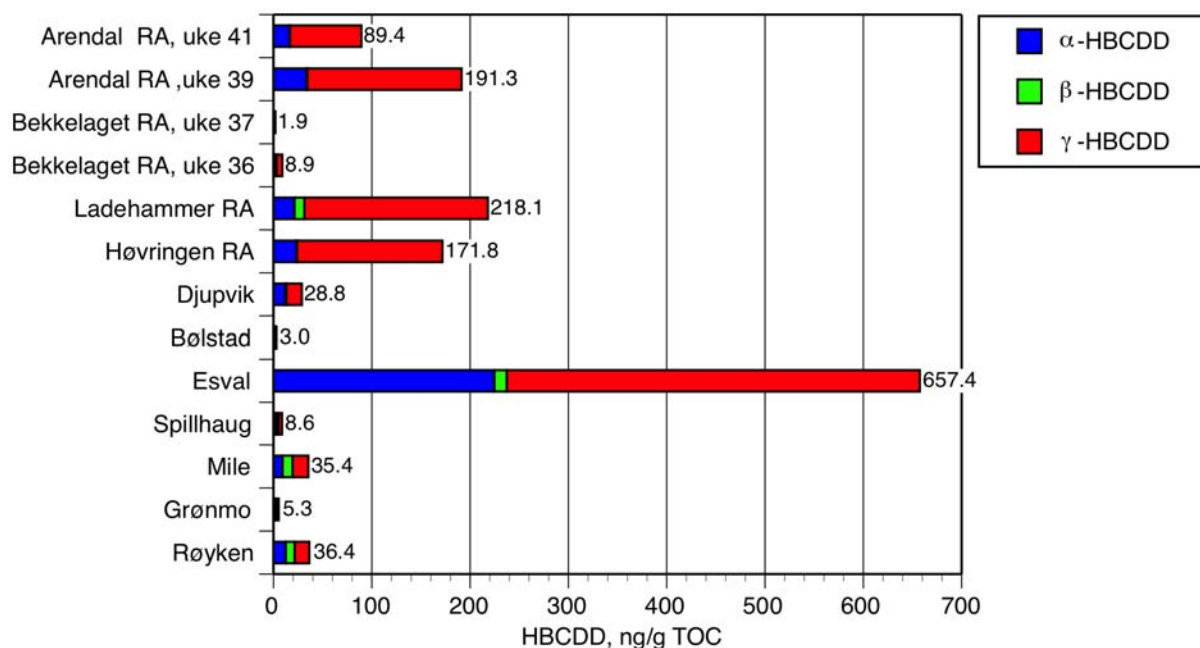
Sigevannssediment fra 7 deponier ble prøvetatt og analysert for HBCDD (Tabell 27, Figur 13). Konsentrasjoner over deteksjonsgrensen ble påvist i prøvene fra Grønmo, Esval og Djupvik (Σ HBCDD 0,7–10 ng/g tørrvekt). Det er de samme deponiene hvor det også ble målt HBCDD-konsentrasjoner over deteksjonsgrensen i urensset sigevann. Det var varierende innhold av organisk materiale i sigevannssedimentene og ved å normalisere konsentrasjonen til organisk karbon, pekte prøven fra Esval seg ut med Σ HBCDD 657 ng/g TOC, mens konsentrasjonen av de andre sigevannssedimentene var lavere enn 36 ng/g TOC. γ -HBCDD og α -HBCDD var i samme størrelsesorden i sigevannssedimenter.

Slam fra avløpsrensaneanlegg

Konsentrasjonen av HBCDD i slam fra avløpsrensaneanlegg varierte mellom 0,5 og 51 ng/g tørrstoff. I slamprøver med de høyeste konsentrasjonene (Høvringen, Ladehammeren og Arendal) dominerte γ -HBCDD. Relatert til organisk materiale lå nivåene for Σ HBCDD i avløpsslam mellom 2 og 218 ng/g TOC.

Tabell 27. Konsentrasjonen av HBCDD i sigevannssediment fra rensesystemer fra deponier og slamprøver fra avløpsrensaneanlegg, oppgitt som ng/g tørrvekt.

	Lokalitet	Σ -HBCDD	α -HBCDD	β -HBCDD	γ -HBCDD	Σ -HBCDD ng/g TOC	TOC %
Deponier	Røyken	0,16	<0,1	<0,08	<0,13	36,4	0,44
	Grønmo	0,60	0,27	0,21	0,12	5,3	11,3
	Mile	0,40	<0,21	<0,23	<0,36	35,4	1,13
	Spillhaug	0,36	<0,24	<0,19	<0,29	8,6	4,17
	Esval	6,18	2,11	0,12	3,95	657,4	0,94
	Bølstad	0,19	<0,13	<0,10	<0,14	3,0	6,23
	Djupvik	9,95	4,16	0,37	5,42	28,8	34,5
Renseanlegg	Høvringen	51,2	6,98	0,15	44,06	172	29,8
	Ladehammeren	43,8	4,29	2,03	37,50	218	20,1
	Bekkelaget uke 36	2,33	0,51	0,36	1,46	8,9	26,3
	Bekkelaget uke 37	0,48	0,23	0,10	0,15	1,8	26,1
	Arendal uke 39	47,1	8,30	0,16	38,6	191	24,6
	Arendal uke 41	22,64	4,16	<0,15	18,4	89,5	25,3



Figur 13. Konsentrasjonen av HBCDD i sigevannssediment fra rensesystemer fra deponier og slamprøver fra avløpsrensaneanlegg (RA), oppgitt som ng/g TOC. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er byttet ut med halve denne.

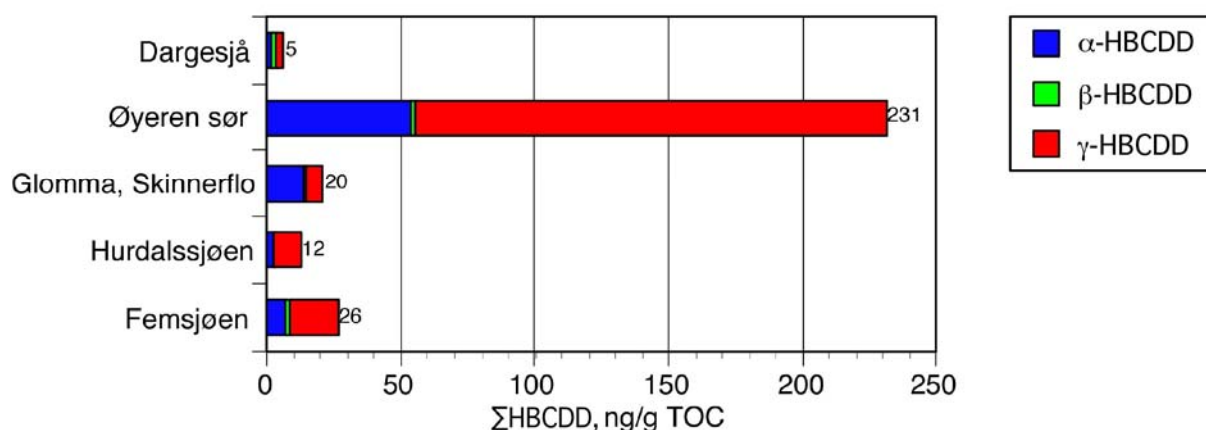
6.2 Ferskvannsmiljø, HBCDD

6.2.1 Sediment

Konsentrasjonen av Σ HBCDD i sedimentene varierte mellom 0,2–4,52 ng/g tørrvekt (Tabell 28, Figur 14). Det høyeste nivået ble funnet i Øyeren, mens de laveste ble funnet i Glomma ved Brandval og i Dargesjå på Hardangervidda (0,2 og 0,42 ng/g tørrvekt). Det lave nivået i Brandal-prøven er det naturlig å sette i sammenheng med at fraksjonen av organisk materiale i denne prøven var svært liten (TOC: <1,0 μ g/mg tørrvekt), da prøven trolig bestod hovedsakelig av renvasket elvesand.

Tabell 28. Konsentrasjonene av heksabromsyklododekan (HBCDD, ng/g tørrvekt) i ferskvannssedimenter. Prøvenes innhold av organisk karbon (TOC) er også oppgitt. For beregning av Σ HBCDD er observasjoner under deteksjonsgrensen (<) satt lik halve denne.

Stasjon ID	Stasjonsnavn	TOC μ g C/mg t.v.	HBCDD ng/g t.v.	α -HBCDD ng/g t.v.	β -HBCDD ng/g t.v.	γ -HBCDD ng/g t.v.
DAR-1	Dargesjå	78,2	0,42	0,15	0,12	0,15
GBR-1	Glomma, Brandval	<1,0	0,20	0,02	0,01	0,17
ØYE-2	Øyeren sør	19,6	4,52	1,06	0,04	3,42
GSK-1	Glomma, Skinnerflo	20,5	0,42	0,29	<0,03	0,11
HUR-1	Hurdalssjøen	62,9	0,55	0,15	<0,07	0,56
FEM-1	Femsjøen	72,0	1,86	0,53	0,08	1,25



Figur 14. Konsentrasjoner av heksabromsyklododekan (HBCDD) i ferskvannssedimenter. Konsentrasjonene (ng/g TOC) er normalisert mot innholdet av organisk karbon i prøvene. Konsentrasjoner under metodens deteksjonsgrense er satt lik halve denne. Resultater fra Glomma, Brandval, er utelatt pga. kombinasjonen av lavt, ikke-kvantifiserbart TOC-nivå og lave PBDE-konsentrasjoner.

Justert for mengden organisk karbon (TOC) i prøven varierte Σ HBCDD mellom 5–231 ng/g TOC (Figur 14). Konsentrasjonen i Øyeren var 231 ng/g TOC, noe som var markert høyere enn i de øvrige lokalitetene. Laveste konsentrasjon var 5 ng/g TOC og ble funnet i Dargesjø, Hardangervidda, mens de øvrige lokalitetene hadde konsentrasjoner i området 12–26 ng/g TOC. Prøven fra Glomma ved Brandal er her holdt utenfor på grunn av TOC-konsentrasjon under deteksjonsgrensen.

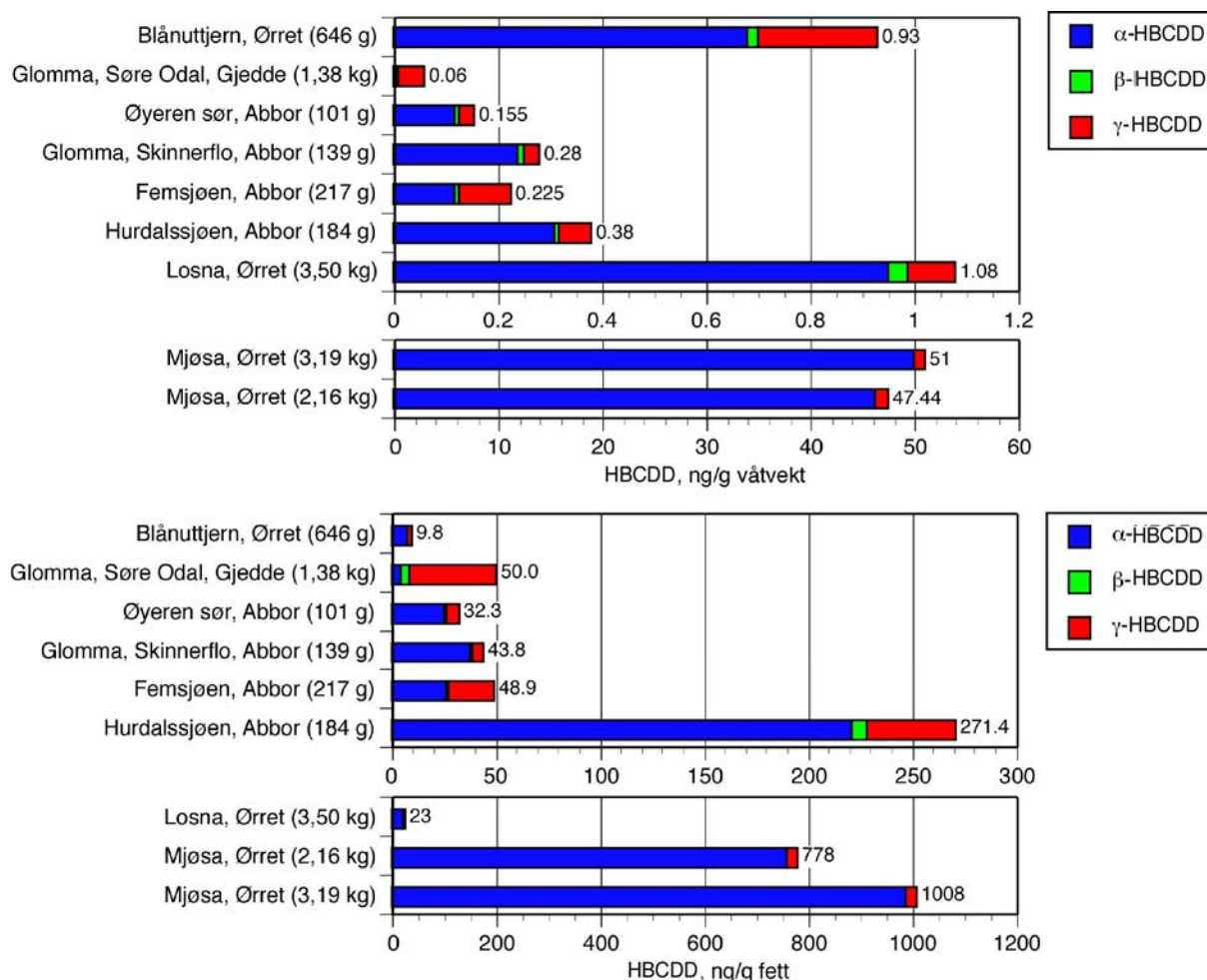
6.2.2 Ferskvannsfisk

Konsentrasjonene av Σ HBCDD i muskelprøvene av ferskvannsfisk varierte mellom 0,06–51 ng/g våtvekt (Tabell 29) eller 9,8–1008 ng/g fett (Figur 15). De høyeste nivåene var i ørret fra Mjøsa, og det var ingen vesentlige konsentrasjonsforskjeller mellom de to størrelsesgruppene med gjennomsnittsvekt på 2,16 og 3,19 kg. De øvrige fiskeprøvene hadde betydelig lavere nivåer med konsentrasjoner i området 0,06–1,08 ng/g våtvekt eller 9,8–271,4 ng/g fett. På fettvektbasis hadde abbor fra Hurdalssjøen markert høyere konsentrasjoner enn de øvrige abborprøvene (271,4 vs. 32,3–48,9 ng/g fett). Ørret fra Blånuttjern på Hardangervidda hadde på fettvektbasis den markert laveste konsentrasjonen (9,8 ng/g fett).

Av de tre isomerene dominerte α -HBCDD med en andel på 53-98%, deretter fulgte γ -HBCDD med en andel på 1-44%, mens det for β -HBCDD kun ble observert nivåer omkring 0,02 -3% eller like omkring deteksjonsgrensen.

Tabell 29. Konsentrasjonen av heksabromsyklododekan (HBCDD, våtvekt) i ferskvannsfisk. Prøvene var blandprøver av muskelfilet. Gjennomsnittsvekt av fisken i hver prøve og fettprosent er oppgitt. For beregning av Σ PBDE er observasjoner under deteksjonsgrensen satt lik halve denne.

SID	Stasjons-navn	art	vekt, g	fett, %	HBCDD ng/g v.v.	α -HBCDD ng/g t.v.	β -HBCDD ng/g t.v.	γ -HBCDD ng/g t.v.
BLÅ-1	Blånuttjern	ørret	646	9,48	0,93	0,68	0,02	0,23
GSO-1	Glomma, Søre Odal	gjedde	1384	0,12	0,06	<0,01	<0,01	0,05
ØYE-2	Øyeren sør	abbor	101	0,48	0,16	0,12	<0,01	0,03
GSK-1	Glomma, Skinnerflo	abbor	139	0,64	0,28	0,24	0,01	0,03
MJØ-F	Mjøsa	ørret	2160	6,1	47,44	46,3	<0,02	1,13
MJØ-F	Mjøsa	ørret	3190	5,06	51,00	50,0	<0,02	0,99
LOS-1	Losna	ørret	3499	4,61	1,08	0,95	0,04	0,09
HUR-2	Hurdalssjøen, St. 2	abbor	184	0,14	0,38	0,31	0,01	0,06
FEM-1	Femsjøen	abbor	217	0,46	1,08	0,12	<0,01	0,10



Figur 15. Konsentrasjoner av heksabromsyklododekan (HBCDD) i ferskvannsfisk. Prøvene var blandprøver av muskelfilet. Øvre figur viser konsentrasjonene på våtvektsbasis, nedre figur viser dem lipidnormalisert. Konsentrasjoner lavere enn deteksjonsgrensene er satt lik halve denne.

6.3 Marint miljø, HBCDD

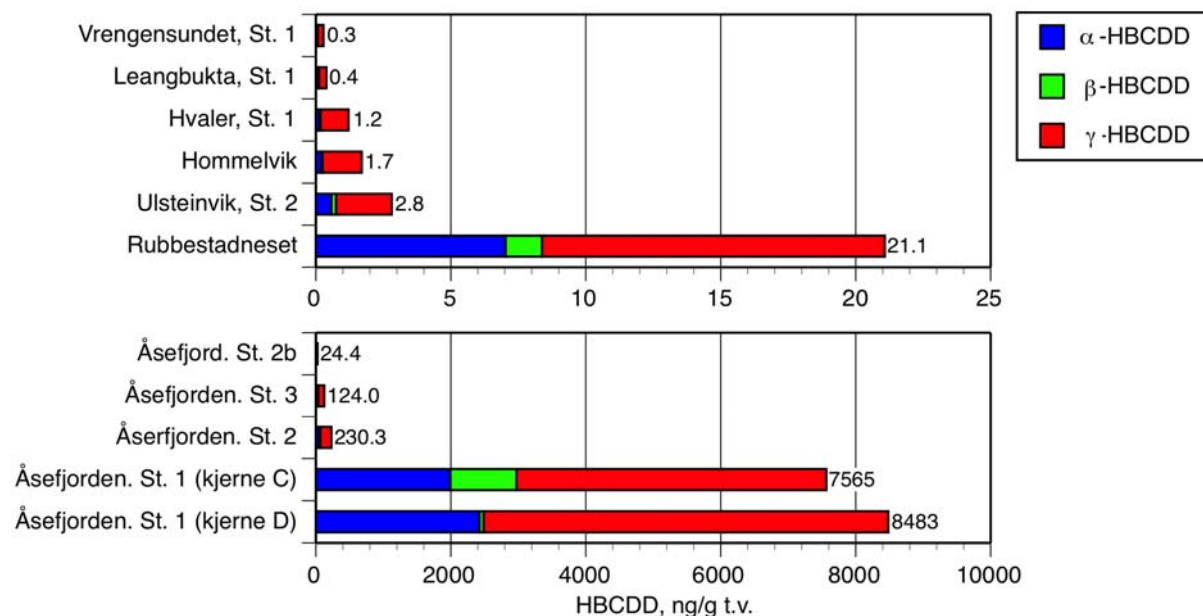
6.3.1 Sediment

Konsentrasjonene av Σ HBCDD varierte mellom 0,28 og 8483 ng/g tørrvekt, og det ble registrert meget høye konsentrasjoner av Σ HBCDD på de 4 stasjonene som lå i Åsefjorden (Tabell 30, Figur 16). Særlig høye konsentrasjoner ble observert i de to kjernene fra stasjon 1 i Åsefjorden hvor den høyeste konsentrasjonen var 8483 ng/g tørrvekt.

Det ble observert relativt lave konsentrasjoner ved 5 av stasjonene (Hommelvik, Hvaler, Leangbukta, Vrengensundet, Ulsteinvik). Isomeren γ -HBCDD dominerte i alle sedimentprøvene (Figur 16).

Tabell 30. Konsentrasjonen av α -, β - og γ -heksabromsyklododekan (ng/g tørrvekt) samt summen av disse (Σ HBCDD) i sediment fra stasjoner langs norskekysten.

Stasjon	% TOC	Σ HBCDD	α -HBCDD	β -HBCDD	γ -HBCDD
Vrengensundet, St. 1	4,00	0,28	0,06	0,01	0,21
Leangbukta, St. 1	5,64	0,39	0,10	0,02	0,27
Hvaler, St. 1	2,07	1,21	0,14	0,04	1,03
Hommelvik	1,70	1,71	0,21	0,04	1,45
Ulsteinvik, St. 2	9,45	2,81	0,58	0,17	2,06
Rubbestadneset	10,50	21,08	7,03	1,35	12,70
Åsefjorden, St. 2b		24,44	7,47	0,06	16,91
Åsefjorden, St. 3	1,80	124,02	28,90	7,42	87,70
Åserfjorden, St. 2	1,53	230,30	49,40	18,90	162,00
Åsefjorden, St. 1 (kjerne C)	13,10	7565,00	1993,00	981,00	4591,00
Åsefjorden, St. 1 (kjerne D)		8482,80	2426,00	60,80	5996,00



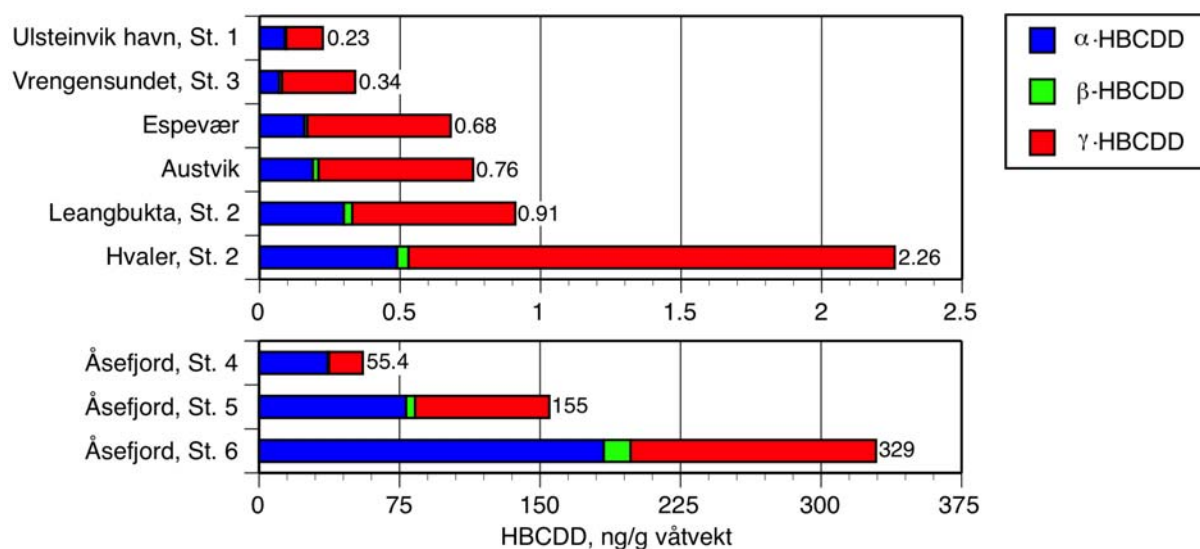
Figur 16. Konsentrasjonen av HBCDD i sedimentprøver fra 9 stasjoner langs norskekysten.

6.3.2 Blåskjell

Konsentrasjonene av Σ HBCDD varierte mellom 0,22 og 329 ng/g våtvekt (Tabell 31, Figur 17). De høyeste konsentrasjoner av Σ HBCDD ble observert i skjell fra Åsefjorden (spesielt stasjon 5 og 6). Den høyeste konsentrasjonen i Åsefjorden ble funnet på stasjon 6 i nærheten av industribedriften Brødrende Sunde, med avtagende konsentrasjoner lenger vest (stasjon 5 og 4). Lave konsentrasjoner ble observert i skjell fra Vrengensundet, Espevær, Austvik, Leangbukta og til dels også Hvaler. I alle blåskjellprøver med unntak av de fra Åsefjorden dominerte γ -HBCDD. I prøven fra Åsefjorden dominerte α -isomeren (Figur 17).

Tabell 31. Konsentrasjonen (ng/g våtvekt) av heksabromsyklododekan (HBCDD) og fett i prøver av blåskjell fra norskekysten. Der konsentrasjonen av γ -HBCDD lå under deteksjonsgrensen for analysen er halve deteksjonsgrensen benytt for beregning av Σ HBCDD. Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er merket med mindre enn (<).

Stasjon	Fett %	Σ HBCDD	α -HBCDD	β -HBCDD	γ -HBCDD
Ulsteinvik havn, St. 1 (ekstra)		0,22	0,09	<0,01	0,13
Vrengensundet, St. 3	0,63	0,33	0,07	0,01	0,26
Espevær	0,52	0,68	0,16	0,01	0,51
Austvik	0,99	0,75	0,19	0,02	0,55
Leangbukta, St. 2	1,08	0,91	0,30	0,03	0,58
Hvaler, St. 2	0,56	2,3	0,49	0,04	1,73
Åsefjorden, St. 4	1,76	55,4	36,7	0,64	18,0
Åsefjorden, St. 5	1,76	155,0	78,5	4,8	71,7
Åsefjorden, St. 6	1,90	329,3	184,0	14,3	131,0



Figur 17. Konsentrasjonen av HBCDD i blåskjell fra norskekysten. Konsentrasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er satt lik halve denne.

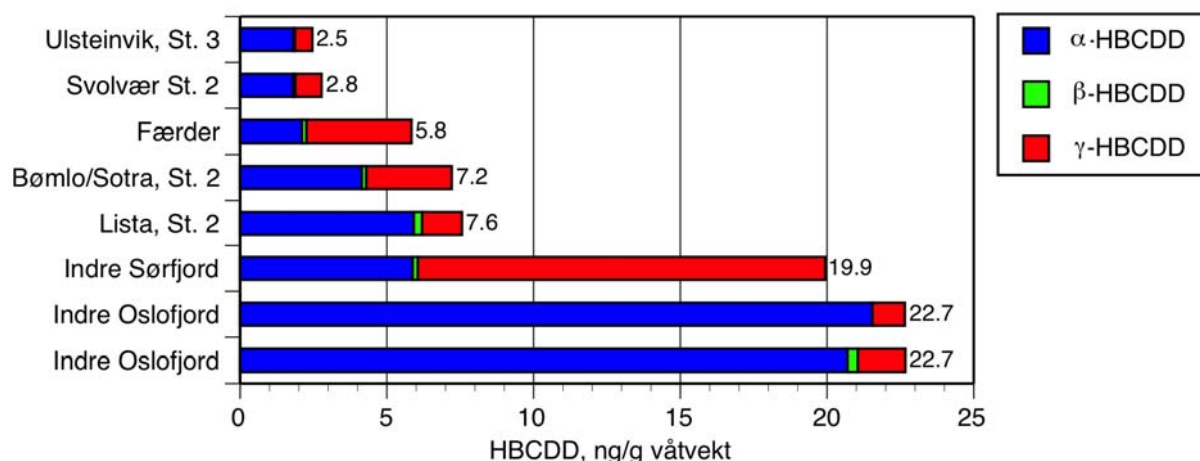
6.3.3 Torskelever

Konsentrasjonene av Σ HBCDD varierte mellom 2,5 og 22,7 ng/g våtvekt (Tabell 32, Figur 18). De høyeste konsentrasjoner av Σ HBCDD ble observert i torsk fra indre del av Sørfjorden og i indre Oslofjord (Tabell 32). Betydelig lavere konsentrasjoner av Σ HBCDD ble observert

i prøver fra Lista, Bømlo og Færder, mens de laveste konsentrasjoner ble observert i fisk fra Ulsteinvik og Svolvær. I prøvene fra Færder og Indre Sjørfjord dominerte γ -HBCDD, mens α -HBCDD, dominerte i de øvrige prøver (Figur 18).

Tabell 32. Konsentrasjonen (ng/g våtvekt) av heksabromsyklododekan (HBCDD) og % fett i torskeleverprøver fra 7 steder langs norskekysten. Der konsentrasjonen av β - og γ -HBCDD lå under deteksjonsgrensen for analysen er halve deteksjonsgrensen benytt for beregning av Σ HBCDD. Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er merket med mindre enn (<).

Stasjon	Fett %	Σ HBCDD	α -HBCDD	β -HBCDD	γ -HBCDD
Ulsteinvik, St. 3	23,5	2,46	1,82	0,05	0,59
Svolvær St. 2	3,4	2,78	1,81	< 0,15	0,89
Færder	31,4	5,84	2,11	0,15	3,58
Bømlo/Sotra, St. 2	54,0	7,21	4,15	0,15	2,91
Lista, St. 2	53,4	7,56	5,92	< 0,56	1,36
Indre Sjørfjord	46,1	19,94	5,88	0,18	13,88
Indre Oslofjord	50,4	22,65	21,55	0,00	1,10
Indre Oslofjord	59,2	22,67	20,70	< 0,70	1,62



Figur 18. Konsentrasjonene av HBCDD i torskelever fra norskekysten. Konsentrasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er satt lik halve denne.

6.4 Diskusjon, HBCDD

6.4.1 Deponier og renseanlegg

HBCDD-nivået i sigevann fra deponier er gjennomgående lavt. I urensset sigevann fra deponier ble HBCDD kvantifisert i fire av ni deponier (Σ HBCDD 0,89 – 4,5 ng/l, samt prøve fra Djupvik med høyt partikkelinnhold som pekte seg ut, 159 ng/l). HBCDD ble funnet i sigevannssediment i de samme deponiene (Σ HBCDD 0,6-10 ng/g tørrvekt, 5,3-657 ng/g TOC). I renset sigevann ble HBCDD kun påvist i prøve fra Grønmo.

En eller flere av HBCDD-isomerene ble kvantifisert i renset vann fra de fire avløpsrenseanleggene som inngikk i undersøkelsen. Med unntak av renset vann fra Høvringen (Σ HBCDD 25,8 ng/l), var konsentrasjonsnivået omtrent det samme som i renset sigevann fra deponier. Konsentrasjonen av Σ HBCDD var jevnt over høyere i slamprøver fra renseanleggene enn i sigevannssedimenter. Som for renset vann fra avløpsrenseanlegg og renset sigevann, dominerte γ -HBCDD også i slamprøvene, mens det i sigevannssediment var relativt likt nivå mellom γ -HBCDD og α -HBCDD. De foreliggende data tyder på at tilførselen av HBCDD fra deponier og renseanlegg ikke innebærer noen betydingsfull forurensningsbelastning, såfremt de ikke mottar tilførsler fra lokal industri eller andre punktkilder.

6.4.2 Ferskvann

Sedimenter

Nivåene av Σ HBCDD ferskvannssedimentene var gjennomgående lave og ingen av lokalitetene var påvirket av betydelige punktutslipp. Konsentrasjonen av Σ HBCDD i sedimentene fra Dargesjø på Hardangervidda var omlag 0,4 ng/g tørrvekt, og må trolig regnes som dagens bakgrunnsnivå for innsjøer som kun mottar atmosfæriske forurensninger av HBCDD.

De ordinære tørrvektbaserte konsentrasjonene i de øvrige lokalitetene lå innenfor området 0,4–1,8 ng/g, men nivået i Øyeren var noe forhøyet sammenliknet med dette (4,52 ng/g tørrvekt). Ved å normalisere mot mengden organisk karbon, som fjerner effekten av fortynnende erosjonsmateriale, ble konsentrasjonsforskjellene mer markerte. Dargesjø på Hardangervidda var lavest med 5 ng/g TOC, Øyeren var høyest med 231 ng/g TOC, mens de øvrige lokalitetene lå mellom 12–26 ng/g TOC. Ut fra dette kan det virke som om Øyeren er markert mer påvirket av HBCDD enn de øvrige lokalitetene.

Sammenliknet med tidligere undersøkelser fra Drammensvassdraget (Fjeld et al. 2004b) hvor konsentrasjonene på de mer belastede stasjonene lå i området 35–70 ng/g tørrvekt eller 500–1900 ng/g TOC må imidlertid de observerte nivåene karakteriseres som beskjedene.

I likhet med prøvene fra deponier/renseanlegg og marine sedimenter var γ -isomerer dominerende, etterfulgt av α -isomerer. β -isomerer var tilstede kun i spormengder. Dette mønsteret er likt det som finnes i de tekniske produktene av HBCDD og som er utgangspunktet for forurensningene i naturen.

Fisk

Konsentrasjonene av HBCDD i de undersøkte prøvene av ferskvannsfisk varierte betydelig. På våtvektsbasis ble de laveste nivåene funnet i abbor- og gjeddeprøvene (Σ HBCDD: 0,06–

0,38 ng/g våtvekt), mens den mer fettrike ørreten hadde høyere konsentrasjoner (0,9–51 ng/g våtvekt).

Ved å juster for mengde fett ble bildet mer nyansert og mer som forventet ut fra kunnskap om lokalitetenes forurensningsbelastning. Ørreten i Blånuttjern på Hardangervidda, hvor atmosfæriske avsetninger av HBCDD trolig er eneste kilde, fikk lavest konsentrasjon med 9,8 ng/g fett. Deretter fulgte ørret fra Losna, samt abbor og gjedde fra Glomma- og Haldenvassdraget med konsentrasjoner mellom omlag 23–48,9 ng/g fett. Abbor fra Hurdalsjøen hadde markert høyere nivåer enn disse (271 ng/g fett), men ørret fra Mjøsa hadde betydelig forhøyede nivåer på 778–1008 ng/g fett.

Tidligere rapporterte konsentrasjoner av Σ HBCDD for storørret fra Mjøsa og Vorma har vært 160–400 ng/g fett (Fjeld et al. 2004a). Sammenliknet med disse tallene synes nivåene å ha steget markant for ørret fanget i 2004 – også om man tar i betraktning usikkerheten i analysene. Dette er en situasjon som bør overvåkes nøye, og eventuelle kilder for forurensningene bør kartlegges.

Blant det tre isomerene dominerte α -HBCDD, noe som indikerer at denne isomeren enten biomagnifiserer i vesentlig større grad enn γ -isomeren – eventuelt at det skjer en endring av strukturen (isomerisering) etter opptak i organismer.

6.4.3 Marint miljø

Sedimenter

De observerte konsentrasjoner i Åsefjorden er de høyeste som til nå er registrert i marine sedimenter i Norge. Den observerte konsentrasjonen i sediment fra stasjon 1 i Åsefjorden er også høyere enn det som er rapportert for elve- og estuarine sedimenter fra England og Nederland (Morris et al. 2004). De relativt lave konsentrasjoner observert i sediment fra Hommelvik, Hvaler, Leangbukta, Vrengensundet og Ulsteinvik lå omtrent i samme område som det som ble observert i sediment i forbindelse med tilsvarende screeningundersøkelser i 2003 (Fjeld et al. 2004a). Dette kan tyde på at nivåer av Σ HBCDD lavere enn anslagsvis 3 ng/g tørrvekt er det en må forvente i kun diffust belastede områder uten nærliggende punktkilder. Konsentrasjonen som ble observert ved Rubbestadneset er omtrent på samme nivå som tidligere er observert i sediment fra Drammensfjorden (Fjeld et al. 2004a), og det kan indikere en belastning mer enn det en skulle forvente fra diffuse kilder.

De høye konsentrasjonene av HBCDD som er observert i sediment fra Åsefjorden tyder på at en har eller har hatt lokale utslipp av denne forbindelse fra bedrifter i nærområde, enten direkte eller via renseanlegget på Åse.

Blåskjell

Det er tidligere vært analysert HBCDD i blåskjell fra norskekysten (Schlabach et al. 2002, Fjeld et al. 2004a). I undersøkelsen til Schlabach et al. (2002) ble det i prøver fra indre Oslofjord og skjærgården utenfor Risør (Risøy) målt α -HBCDD konsentrasjoner på henholdsvis 1,5 og 0,1–0,2 ng/g våtvekt, mens γ -HBCDD ikke ble identifisert.

I undersøkelsen til Fjeld et al. (2004a) ble de høyeste α -HBCDD konsentrasjoner målt i skjell fra en stasjon i Svolværområdet og en stasjon i Varangerfjorden (henholdsvis 0,095 og 0,06

ng/g våtvekt), mens konsentrasjonene i de øvrige skjellprøver fra 2003 lå under deteksjonsgrensen (0,03 ng/g våtvekt). Heller ikke i undersøkelsen til Fjeld et al. (2004a) ble β - og γ -isomerene detektert i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen. Konsentrasjonene av α -HBCDD som vi har observert i Åsefjorden (Tabell 31) er dermed betydelig høyere enn det som tidligere er observert langs norskekysten, dessuten har vi også identifisert γ -isomerene i alle prøvene.

Resultatene antyder at nivåer av Σ HBCDD lavere enn anslagsvis 3 ng/g våtvekt er det en må forvente i kun diffust belastede områder uten nærliggende punktkilder. De høye konsentrasjonene av HBCDD i skjell fra Åsefjorden tyder, i likhet med sedimentresultatene, på lokale utslipp i nærområdet. Forekomst av HBCDD i skjell viser en påvirkning via overflatevannet. Utslipp eller oppvirvling av forurensede sedimenter fra nærliggende grunnområder er en mer sannsynlig kilde enn en påvirkning fra dypereliggende sedimenter.

Torsk

Det er tidligere også vært analysert HBCDD i torskelever fra norskekysten (Schlabach et al. 2002, Fjeld et al., 2004, se Tabell 33). Schlabach et al. 2002 observerte α -HBCDD konsentrasjoner i torskelever fra indre Oslofjord som lå på omtrent halvparten av de konsentrasjoner som en har registrert i denne undersøkelse (Tabell 33) mens, analyseresultater fra fisk fra Færder i 2004 ligger innenfor det som tidligere er målt i samme område (Tabell 33). I torsk fra Ullerøyområdet ved Lista var konsentrasjonen i 2004 omtrent den samme som i 2003, mens den i fisk fra Bømlø var noe høyere og i fisk fra Svolvær noe lavere (Tabell 33).

Tabell 33. Konsentrasjonen av heksabromsyklododekan (α -HBCDD) i torskelever fra norskekysten. Konsentrasjonen er oppgitt som ng/g v.v. Data fra 2002 er hentet fra Schlabach et al. 2002 og data fra 2003 fra Fjeld et al. 2004.

Stasjon	2002	2003	2004
Færder	0,3 og 3,2	0,68	2,11
Ullerøy-området/Lista		4,45	5,92
Bømlø/Sotra, St. 2		1,15	4,15
Svolvær		4,91	1,81
Indre Oslofjord	9,9		21,55 og 20,70

I torskelever fra nordsjøområde er det observert konsentrasjoner av Σ HBCDD i området <0,7-50 ng/g lipidvekt (Morris et al. 2004). Dette tilsvarer ca <0,35-25 ng/g våtvekt, forutsatt at fettinnholdet var ca 50 % og altså klart lavere eller i samme nivå (høyeste verdi) som vi har observert i Sørfjorden og Oslofjord. Samlet tyder undersøkelsene på at α -isomerene ofte dominerer i leverprøvene, men også γ -isomerene kan ha betydning, slik som i fisk fra Sørfjorden og Færder.

Det ses en klar HBCDD-kontaminering av både skjell og sediment fra Åsefjorden, men kan ikke si noe sikkert om hvorvidt HBCDD akkumulerer videre i næringskjeden. Andre undersøkelser tyder imidlertid på at en i akvatiske næringskjeder har spesielt høye HBCDD-konsentrasjoner i fet fisk som ål, sjøfugl (lever og egg) og sjøpattedyr (spekk), og en akkumulering i næringskjedene antas å finne sted (Morris et al. 2004).

I våre undersøkelser er det en tendens til at α -isomerer dominerer både i blåskjell og torskelever, men ikke i sediment der γ -HBCDD dominerer. Det er lansert flere forklaringer på hvorfor α -isomerer ofte dominerer i biota. Begunstiget opptak av α -isomerer på grunn av høyere vannløslighet enn de to andre isomerene og raskere biologisk nedbrytning av β -HBCDD og γ -HBCDD er lansert som to forklaringsmodeller (Morris et al. 2004). Det er vanskelig å forklare de fordelingene vi har observert i de ulike blåskjell-1 og torskeprøver. Det er imidlertid interessant at vi finner γ -isomerer i alle de marine biologiske prøver og i enkelte prøver (eksempelvis torskeprøven fra Sjøfjorden) så er det faktisk γ -isomerer som er dominerende.

7. Perfluoralkylstoffer, PFAS

7.1 Deponier og renseanlegg, PFAS

Urenset sigevann fra deponier

PFAS-forbindelser ble analysert i urenset sigevann fra 7 deponier. Sigevannsprøver med synlig partikkelinnhold ble filtrert, og for disse ble vannfasen og partikkelfraksjonen analysert hver for seg. I Tabell 34 er konsentrasjonen i vannfasen og partikkelfasen slått sammen der de er analysert separat. I Figur 19 og Figur 20 er resultatene for vannfasen og partikkelfasen vist separat for de prøvene som måtte filtreres på grunn av et høyt partikkelinnhold. Generelt for vannprøver synes det å være en trend at vannfasen har høyere konsentrasjon enn partikkelfasen (fire av fem deponi).

Konsentrasjonen av Σ PFAS varierte mellom 11-360 ng/l i urenset sigevann fra deponier (Tabell 34). Den dominerende forbindelsen var PFOA (4,7 og 115 ng/l i vannfasen og 5,8 og 78 ng/l i partikkelfraksjonen). Prøven fra Esval hadde høyest partikkelbundet konsentrasjon, 227 ng Σ PFAS/l, men her foreligger det ingen verdier for vannfasen da vannfasen gikk tapt. Den høyeste konsentrasjonen av Σ PFAS-forbindelser i vannfasen i urenset vann ble målt i prøven fra Spillhaug (251 ng/l).

Renset sigevann fra deponier

I rensert sigevann (sum vannfase og partikkelbundet) var konsentrasjonsnivåene i samme størrelsesorden som i urenset sigevann (76,4 – 240 ng/l). I rensert vann fra Esval var de fleste PFAS-forbindelsene ikke kvantifiserbare og derfor ikke vurdert nærmere her. For tre av fire deponier hvor en har både urenset og rensert sigevann, er konsentrasjonen høyere i rensert sigevann enn i urenset. PFOA og PFOS var de dominerende forbindelsene, men også PFHxA og PFBS var relativt framtrædende i enkelte prøver.

Renset vann fra kommunale renseanlegg

Σ PFAS-konsentrasjonene i prøvene av rensert vann fra avløpsrenseanleggene Ladehammeren, Arendal og Bekkelaget varierte mellom 6 og 38 ng/l. I rensert vann fra Bekkelaget og Arendal var PFOA dominerende, mens i rensert vann fra Ladehammeren var konsentrasjonsnivåene av de ulike kongenerene relativt like.

Sigevannssediment fra deponier

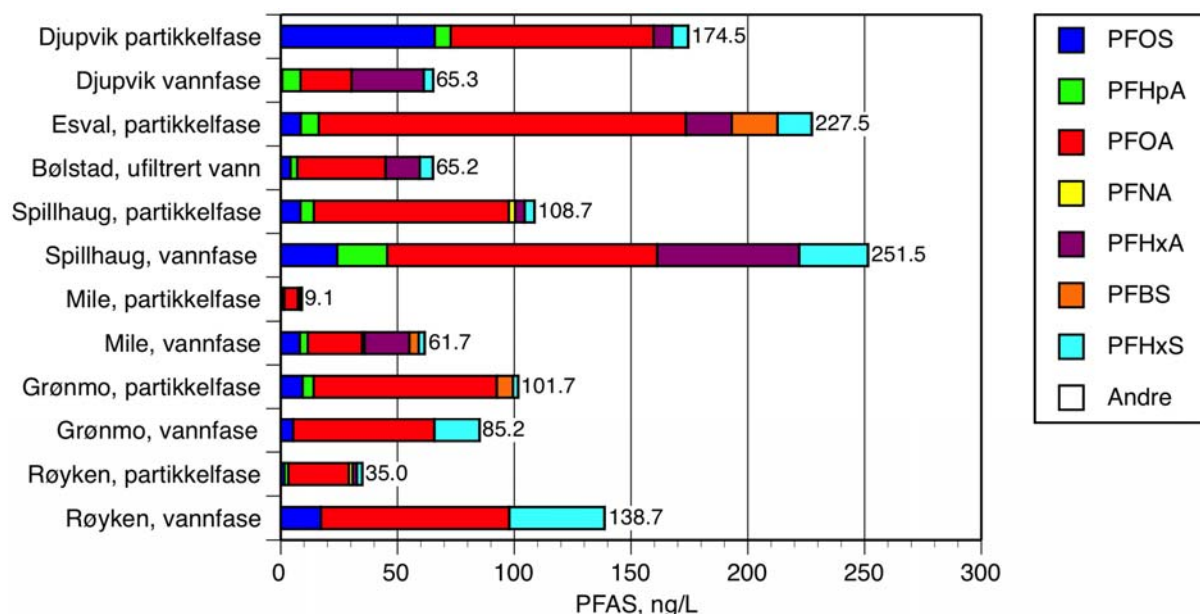
Σ PFAS-konsentrasjonen i sigevannssediment fra rensesystemer fra deponier varierte mellom 1 300 – 23 540 pg/g tørrvekt og hadde en noe annerledes fordelingsprofil av de ulike PFAS-forbindelsene enn sigevannsprøvene. I flere av disse prøvene var PFOS den mest dominerende forbindelsen, opp i konsentrasjoner på 1 000 – 10 000 pg/g tørrvekt. Men også her var PFHxA framtrædende i enkelte prøver. Sigevannssediment fra Grønmo og Bølstad pekte seg ut med høyeste konsentrasjoner, Σ PFAS på henholdsvis 23 540 og 9 340 pg/g tørrvekt.

Slamprøver fra kommunale renseanlegg

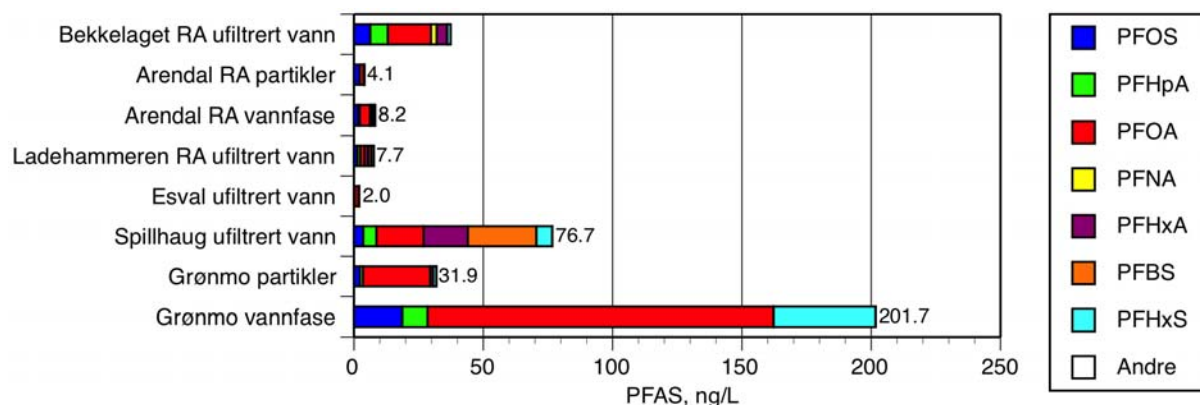
Deteksjonsgrensene for PFAS-forbindelser var generelt høye og konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er ikke medberegnet i Σ PFAS-konsentrasjonen. Σ PFAS i slam fra renseanlegg lå mellom 106 og 3 000 pg/g tørrvekt.

Tabell 34. Konsentrasjoner av PFAS-forbindelser i prøver fra deponier og avløpsrenseanlegg; i vannprøver ng/l og i sediment og slam pg/g tørrvekt. Vannprøver med partikler er filtrert. Vannfase og partikkelfase er analysert hver for seg, men i tabellen er sum av filtrert og vannfase oppgitt. Deteksjonsgrensene for PFAS-forbindelser i slamprøver var generelt høye og konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er ikke medberegnet i Σ PFAS-konsentrasjonen. For de øvrige prøvene er verdier under deteksjonsgrensen satt halve den i beregning av Σ PFAS.

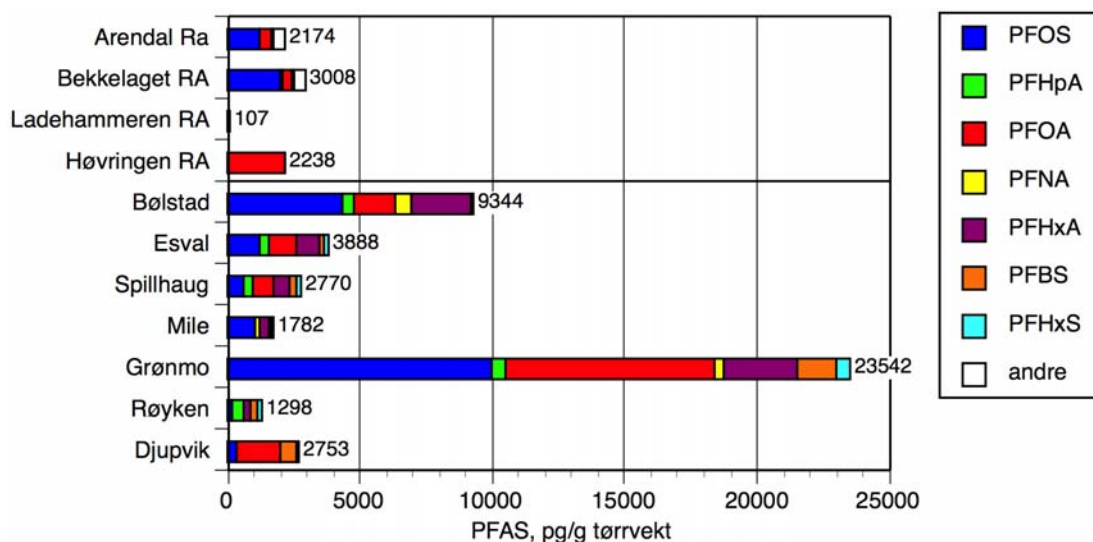
Lokalitet og prøvetype	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFOSA	PFBS	PFHxS	PFOS	PFDcS	Σ PFAS
Røyken urensset	1,86	1,73	106,5	1,63	<0,05	<0,03	42,97	18,86	<0,05	173,4
Djupvik urensset	38,87	14,74	108,5	<0,10	<0,05	<0,03	10,78	66,58	<0,05	239,6
Bølstad urensset	14,62	2,90	37,7	<0,05	<0,03	<0,02	5,61	4,25	<0,05	65,1
Mile urensset	19,69	3,92	28,9	2,08	<0,05	4,05	2,62	9,28	<0,05	70,6
Grønmo urensset	<0,05	4,68	138,7	<0,10	<0,05	6,96	21,52	14,75	<0,05	186,6
Grønmo rensset	1,15	11,01	159,7	<0,10	<0,05	<0,03	40,53	21,03	<0,05	233,4
Spillhaug urensset	64,94	27,16	199,0	2,76	<0,05	<0,03	33,52	32,70	<0,05	360,1
Spillhaug rensset	17,05	5,10	18,17	<0,05	<0,03	26,46	6,11	3,55	<0,03	76,4
Esval urensset	19,61	7,67	157,2	<0,05	0,06	19,63	14,64	8,57	<0,03	227,4
Esval rensset	intf	0,33	1,50	<0,05	<0,03	<0,02	0,10	<0,25	<0,03	0,43
Ladehammeren rensset	1,47	1,15	1,50	<0,05	<0,03	1,14	1,03	1,40	<0,03	6,19
Arendal rensset	0,75	0,58	5,41	<0,10	<0,05	0,76	0,61	3,89	<0,05	10,4
Bekkelaget rensset	4,0	6,8	16,7	2,2	<0,05	<0,2	1,3	6,3	<0,05	37,5
Djupvik	<2	<2	1655	<3	<2	588,1	133,8	372,8	3,3	2753
Røyken Sige vann-sediment	271,3	429,7	<115	<38	<5,8	270,8	109,9	216,1	<3,1	1297
Grønmo	2718	538,1	7862	391,0	<5,5	1522	489,2	10021	<2,9	23541
Mile	392,6	40,6	<120	137,5	<6,0	59,5	106,8	1045,4	<3,2	1782
Spillhaug	667,8	383,7	717,4	<21,0	<3,2	255,5	100,5	644,6	<1,7	2769
Esval	831,0	373,4	1055	<32	<4,9	200,6	200,8	1226,8	<2,6	3887
Bølstad	2267	387,8	1632	562,3	<4,4	<106	112,7	4381,9	<2,3	9343
Høvringen	<88	<58	2154	<56	<8,6	<23	33,8	50,8	<4,6	2238
Ladehammeren slam	<119	<79	<233	<76	<11,7	<30	33,7	72,9	<6,3	106
Bekkelaget	<55	72,4	342,2	70,0	<5,4	<13,9	13,4	2046	463,8	3007
Arendal	<4	<4	492,3	<7	8,8	<0,03	17,0	1218	438,1	2174



Figur 19. Konsentrasjonen av PFAS-forbindelser i prøver av urensset sige vann fra deponier. Prøvene med et høyt partikkelinnhold måtte filtreres før analyse, og for disse er konsentrasjonen vist separat for vannfasen og partikkelfasen. Alle konsentrasjoner er oppgitt i ng/l.



Figur 20. Konsentrasjonen av PFAS-forbindelser i rensed sigevann fra deponier og rensed vann fra avløpsrensaneanlegg (RA). Prøvene med et høyt partikkelinnhold måtte filtreres før analyse, og for disse er konsentrasjonen vist separat for vannfasen og partikkelfasen. Alle konsentrasjoner er oppgitt i ng/l.



Figur 21. Konsentrasjonen av PFAS-forbindelser i sigevannssediment fra rensesystemer fra deponier og slamprøver fra avløpsrensaneanlegg (RA), angitt i pg/g tørrvekt.

7.2 Ferskvannsmiljø, PFAS

I vannprøvene lå konsentrasjonene for mange av de analyserte PFAS-forbindelser under deteksjonsgrensen, og kvantifiserbare mengde ble i hovedsak funnet for PFHpA, PFHxS og PFOS (Tabell 35). Konsentrasjonen av Σ PFAS varierte mellom 0,9–6,1 ng/l (Figur 22, konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er her ikke inkludert). Høyeste nivå funnet i prøven fra Skinnerflo, nederst i Glomma. Den nest høyeste konsentrasjonen (3,1 ng/l) ble funnet i prøven fra Urdevatn, Hardangervidda, som er en lokalitet hvor tilførslene i hovedsak må antas å skyldes atmosfæriske avsetninger. Den mengdemessig dominerende forbindelsen var gjennomgående PFHpA (<0,2–3, ng/l), deretter fulgte PFOS (<0,1–1,4 ng/l) og PFHxS (<0,1–0,5 ng/l).

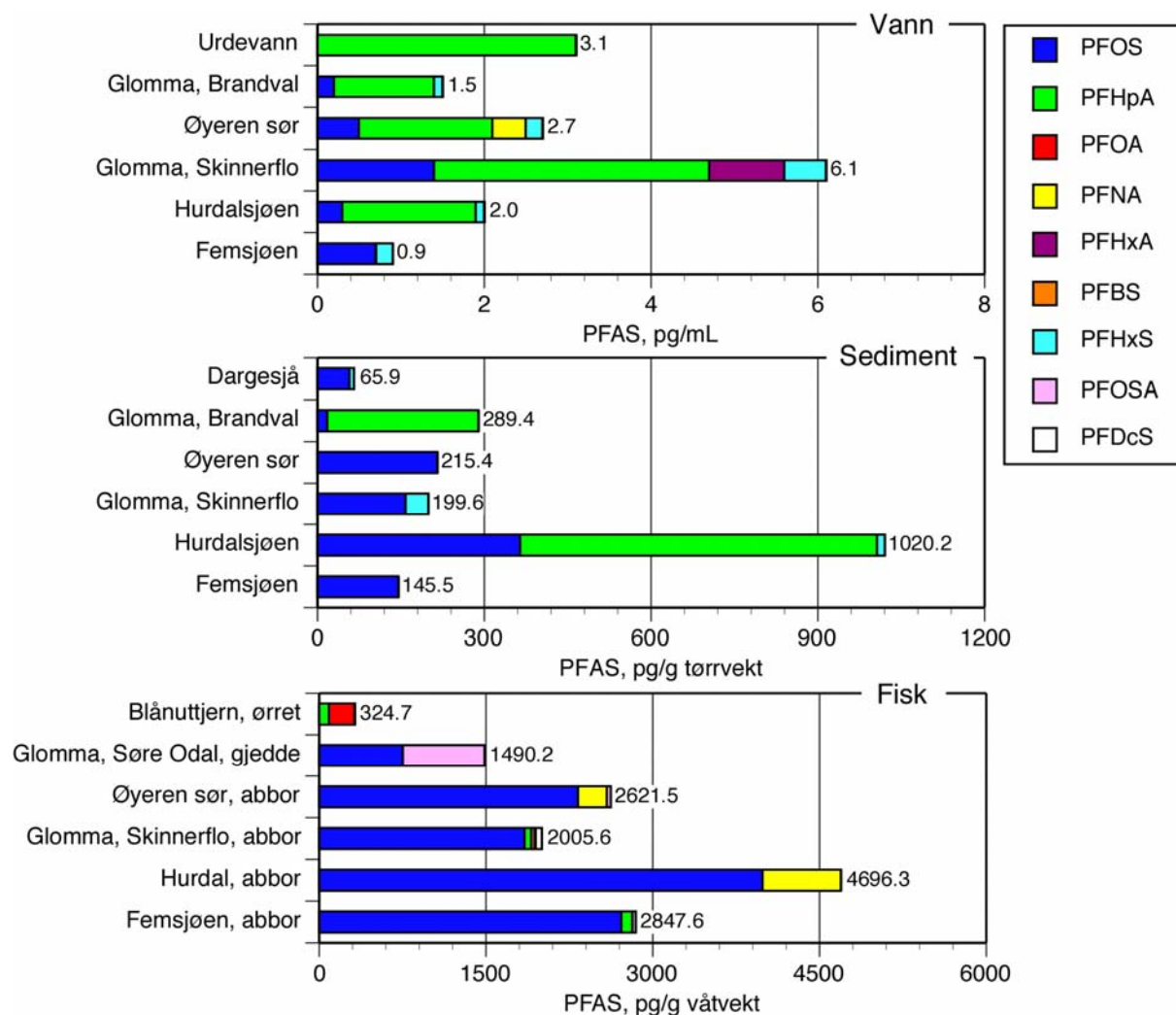
Tabell 35. Konsentrasjoner av perfluoralkylstoffer (PFAS) i prøver fra ferskvannsmiljø. For beregning av Σ PFAS er kun observasjoner over deteksjonsgrensen medregnet,

Lokalitet	Matriks	konsentrasjon, vann: ng/l, sedimenter: pg/g tørrvekt, fisk: pg/g våtvekt									
		Σ PFAS	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFOSA	PFBS	PFHxS	PFOS	PFDS
Urdevatn	Vann	3,1	<0,4	3,1	<1,2	<0,4	<0,1	<0,2	<0,1	<0,1	<0,1
Glomma, Brandval	Vann	1,5	<0,2	1,2	<0,5	<0,2	<0,1	<0,1	0,1	0,2	<0,1
Øyeren	Vann	2,7	<0,1	1,6	<0,4	0,4	<0,1	<0,1	0,2	0,5	<0,1
Glomma, Skinnerflo	Vann	6,1	0,9	3,3	<0,9	<0,3	<0,1	<0,1	0,5	1,4	<0,1
Hurdalsjøen	Vann	2,0	<0,2	1,6	<0,6	<0,2	<0,1	<0,1	0,1	0,3	<0,1
Femsjøen	Vann	0,9	<0,3	<0,2	<0,8	<0,3	<0,1	<0,1	0,2	0,7	<0,1
Dargesjø	Sed	65,9	<58,9	<39,0	<115,2	<37,7	<5,8	<15,0	8,8	57,1	<3,1
Glomma, Brandval	Sed	289,4	<38,0	271,8	<74,3	<24,3	<3,7	<9,7	<2,1	17,6	<2,0
Øyeren	Sed	215,4	<57,4	<38,0	<112,2	<36,7	<5,6	<14,6	<3,2	215,4	<3,0
Glomma, Skinnerflo	Sed	199,6	<53,1	<35,2	<104,0	<34,0	<5,2	<13,6	41,0	158,6	<2,8
Hurdalsjøen	Sed	1020,2	<60,6	642,6	<118,7	<38,8	<6,0	<15,5	13,2	364,4	<3,2
Femsjøen	Sed	145,5	<35,6	<23,6	<69,7	<22,8	<3,5	<9,1	<2,0	145,5	<1,9
Blåuttjern	Ørret	324,7	<8,6	90,1	227,9	<21,6	6,7	<1,8	<0,6	<2,0	<1,9
Glomma, Søre Odal	Gjedde	1490,2	<124,7	<78,1	<345,6	<315,1	734,8	<26,1	<9,2	755,4	<28,4
Øyeren sør	Abbor	2621,5	<72,8	<45,6	<201,9	257,7	34,0	<15,3	<5,4	2329,8	<16,6
Glomma, Skinnerflo	Abbor	2005,6	<10,3	57,0	<28,7	<26,1	8,1	30,6	<0,8	1851,0	58,9
Hurdalsjøen	Abbor	4696,3	<60,9	<38,2	<168,9	708,2	<12,9	<12,8	<4,5	3988,1	<13,9
Femsjøen	Abbor	2847,6	<45,3	96,5	<125,5	<114,4	29,8	<9,5	<3,4	2721,3	<10,3

I sedimentprøvene varierte konsentrasjonen av Σ PFAS mellom 65,9–1020 pg/g tørrstoff (Figur 22). Også her var det flere forbindelser som gjennomgående lå under deteksjonsgrensen (Tabell 35), og kvantifiserbare nivåer ble kun funnet innen PFOS (17,6–364,4 pg/g tørrvekt), PFHpA (<23,6–642,6 pg/g tørrvekt) og PFHxS (<2–41 pg/g tørrvekt). Høyeste konsentrasjon av Σ PFAS ble funnet i Hurdalssjøen (1020 pg/g tørrstoff), mens for de andre lokalitetene varierte konsentrasjonen mellom 65,9–289,4 pg/g tørrstoff. Til forskjell fra vannprøvene var det PFOS som var den mengdemessig dominerende forbindelsen i sedimentene, mens PFHpA gjennomgående kunne rangeres som den nest høyeste.

I fiskeprøvene varierte konsentrasjonen av Σ PFAS mellom 324,7–4696 pg/g våtvekt (Figur 22). Også her var det flere forbindelser som hadde konsentrasjoner under deteksjonsgrensen, men ikke i like stor grad som for sedimenter og vann. Høyest nivå var i abbor fra Hurdalssjøen, og lavest nivå ble funnet i ørret fra Blåuttjern på Hardangervidda. PFOS var hovedsaklig den dominerende forbindelsen med konsentrasjoner i området <2–3988 pg/g våtvekt, men sammensetningen av PFAS i prøvene fra Blåuttjern og Glomma, Søre Odal, atskilte seg endel fra de andre fiskeprøvene. Blåuttjern hadde PFOA som dominerende forbindelse, og i Glomma, Søre Odal, var konsentrasjonen av PFOSA omlag like høy som for PFOS.

Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter 2004. Bromerte flammehemmere, perfluoralkylstoffer, irgarol, diuron, BHT og dicofol. (TA-2096/2005)



Figur 22. Konsentrasjonene av perfluoralkylstoffer (PFAS) i prøvene fra ferskvannsmiljø. Kun data med analyseverdier over deteksjonsgrensen er inkludert.

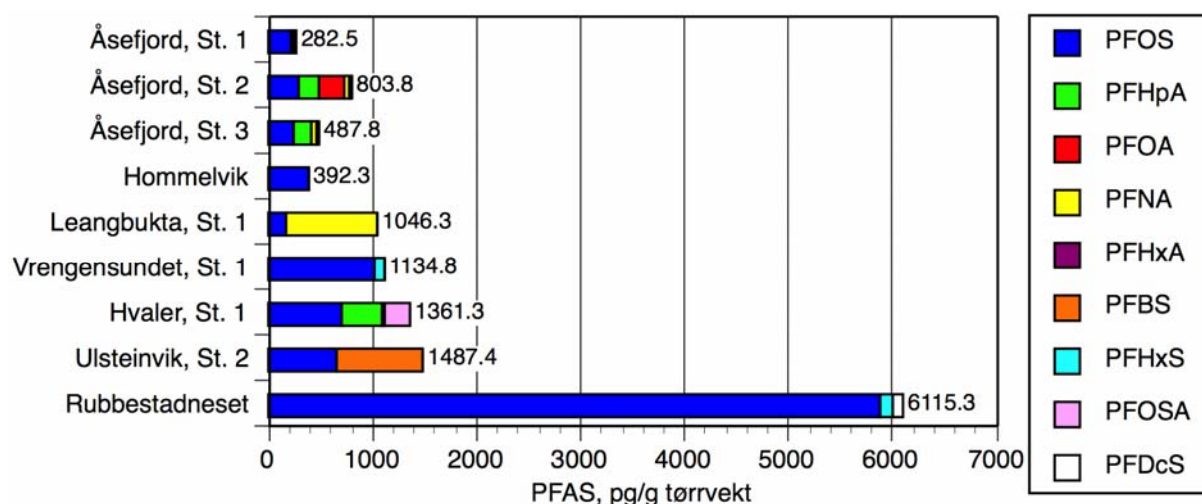
7.3 Marint miljø, PFAS

7.3.1 Sediment

Konsentrasjonen av PFAS observert i sediment lå i intervallet 283–6115 pg/g tørrvekt (Figur 23). Konsentrasjonen av PFOS lå over deteksjonsgrensen i alle sedimentprøvene og de høyeste konsentrasjoner ble observert i sediment fra Rubbestadneset og den laveste konsentrasjonen i sediment fra Leangbukta (Tabell 36). Forholdet mellom høyeste og laveste konsentrasjon av PFOS var ca 34. Av de øvrige 8 perfluoralkylerte forbindelser var det bare PFHxA hvor en observerte konsentrasjoner under deteksjonsgrensen i alle prøver. For de resterende 7 forbindelsene ble det observert nivåer over deteksjonsgrensen i fra 1 til 6 av prøvene. I prøven fra Ulsteinvik ble det observert relativt høye konsentrasjoner av PFBS og i prøven fra Leangbukta omtrent tilsvarende høye nivåer av PFNA, mens det i de øvrige prøver ble observert langt lavere nivåer av disse forbindelser.

Tabell 36. Konsentrasjonen (pg/g tørrvekt) av 9 perfluoralkylerte forbindelser i prøver av sediment fra norskekysten. Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er merket med mindre enn (<).

Lokalitet	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFOSA	PFBS	PFHxS	PFOS	PFDcS
Åsefjorden, St. 1	<82,5	<54,7	<161,5	<52,8	<8,1	<21,1	25,7	217,7	39,06
Åsefjorden, St. 2	<23,8	198,5	242,1	45,7	<2,3	<6,1	12,8	304,7	<1,25
Åsefjorden, St. 3	<27,1	168,4	<52,9	46,8	<2,7	<6,9	13,5	259,1	<1,42
Hommelvik	<60,5	<40,1	<118,5	<38,8	<6,0	<15,4	<3,4	392,3	<3,18
Leangbukta, St. 1	<34,0	<22,5	<66,5	875,2	<3,3	<8,7	<1,9	171,1	<1,79
Vrengensundet, St. 1	<100,7	<66,7	<197,0	<64,4	<9,9	<25,7	94,6	1040,2	<5,29
Hvaler, St. 1	<40,2	388,7	<78,7	<25,7	237,3	<10,2	11,2	724,1	<2,11
Ulsteinvik, St. 2	<143,3	<94,9	<280,5	<91,8	<14,1	815,2	<8,0	672,2	<7,54
Rubbestadneset	<145,9	<96,6	<285,4	<93,4	<14,3	<37,2	137,1	5884,6	93,58



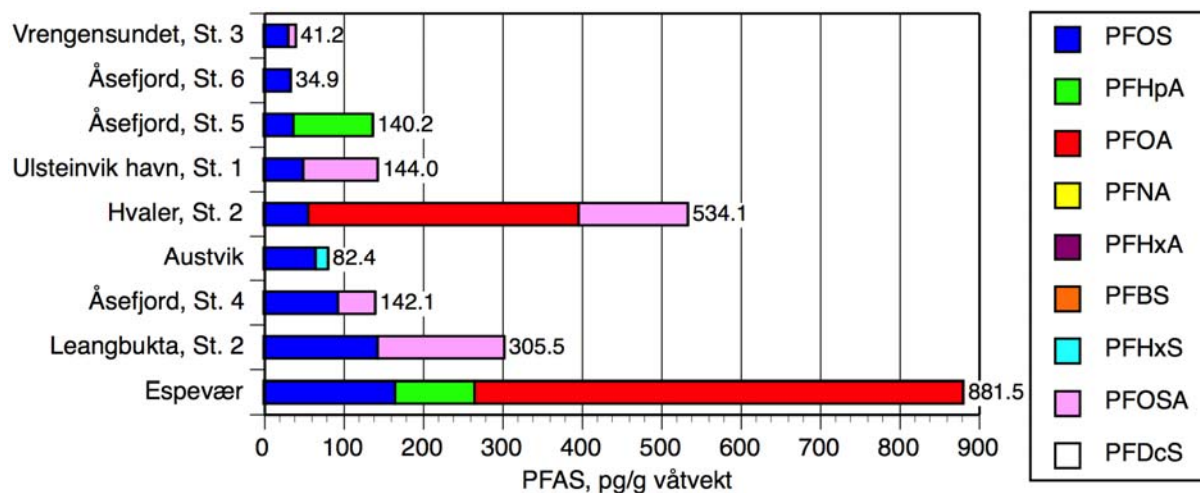
Figur 23. Konsentrasjonen av PFAS i sedimentprøver fra norskekysten. Kun data med analyseverdier over deteksjonsgrensen er inkludert.

7.3.2 Blåskjell

Konsentrasjonen av PFAS observert i blåskjell lå i intervallet 35-882 pg/g våtvekt (Figur 24). Også i blåskjell lå konsentrasjonen av PFOS over deteksjonsgrensen i alle de analyserte prøvene. De høyeste konsentrasjoner ble observert i skjell fra Espevær og den laveste konsentrasjonen i sediment fra Vrengensundet (Tabell 37). Forholdet mellom høyeste og laveste konsentrasjon av PFOS var ca 5 og altså klart lavere enn det som ble observert i sediment. Av de øvrige 8 perfluoralkylerte substanser var det bare PFHxA og PFDcS hvor en observerte konsentrasjoner under deteksjonsgrensen i alle prøver. For de resterende 6 forbindelsene ble det observert nivåer over deteksjonsgrensen i 1 til 5 av prøvene. I prøven fra Hvaler og Espevær ble det observert relativt høye konsentrasjoner av PFOA og altså tildels betydelig høyere konsentrasjoner enn de høyeste som ble observert for PFOS.

Tabell 37. Konsentrasjonen (pg/g våtvekt) av perfluoralkylerte substanser i prøver av blåskjell fra norskekysten. Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er merket med mindre enn (<).

Lokalitet	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFOSA	PFBS	PFHxS	PFOS	PFDcS
Leangbukta, St. 2	<32,5	<26,3	<142,7	<42,1	159,6	<17,7	<2,5	145,9	<3,8
Vrengensundet, St. 3	<24,8	<20,1	<109,1	<32,2	7,7	<13,6	<1,9	33,5	<2,9
Espevær	<51,8	101,0	615,2	<67,2	<8,0	<28,3	<4,0	165,3	<6,1
Hvaler, St. 2	<20,3	<16,5	339,8	<26,4	136,2	<11,1	<1,6	58,1	<2,4
Austvik	<60,5	<49,1	<265,8	<78,4	<9,3	<33,0	15,6	66,9	<7,2
Ulsteinvik havn St. 1	<54,9	<44,6	<241,4	<71,2	94,3	<30,0	<4,3	49,7	<6,5
Åsefjorden, St. 4	<52,2	<42,4	<229,5	<67,7	47,6	<28,5	<4,1	94,5	<6,2
Åsefjorden, St. 5	<32,6	100,4	<143,1	<42,2	<5,0	<17,8	<2,5	39,8	<3,9
Åsefjorden, St. 6	<49,6	<40,2	<217,8	<64,3	<7,7	<27,1	<3,9	34,9	<5,9



Figur 24. Konsentrasjonen av PFAS i blåskjell fra norskekysten. Kun data med analyseverdier over deteksjonsgrensen er inkludert.

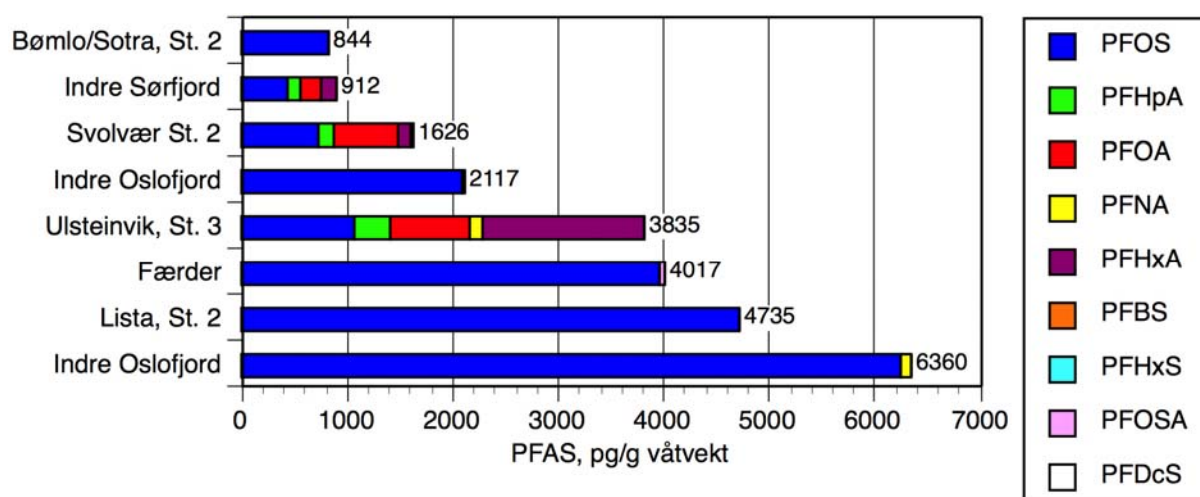
7.3.3 Torskelever

Konsentrasjonen av PFAS observert i torskelever lå i intervallet 844-6360 pg/g våtvekt (Figur 25). Tilsvarende som i sediment og blåskjell lå konsentrasjonen av PFOS i torskelever over deteksjonsgrensen i alle de analyserte prøver. De høyeste konsentrasjoner ble observert i torsk fra indre Oslofjord og den laveste konsentrasjonen i fisk fra indre av Sør fjorden (Tabell 38). Forholdet mellom høyeste og laveste konsentrasjon av PFOS var ca 14. Av de øvrige 8

perfluoralkylerte substanser var det bare PFBS hvor en observerte konsentrasjoner under deteksjonsgrensen i alle prøver. For de resterende 7 forbindelsene ble det observert nivåer over deteksjonsgrensen i 2 til 4 av prøvene. I prøven fra Ulsteinvik ble det observert relativt høye konsentrasjoner av PFHxA.

Tabell 38. Konsentrasjonen (pg/g våtvekt) av perfluoralkylerte substanser i prøver av torskelever fra norskekysten. Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er merket med mindre enn (<). Summen av konsentrasjonen av alle forbindelsene (Σ PFAS) er også vist. I beregningene av Σ PFAS er halve deteksjonsgrensen benyttet for de konsentrasjoner som lå under denne grense.

Lokalitet	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFOSA	PFBS	PFHxS	PFOS	PFDcS
Indre Oslofjord	<15,2	<12,6	<18,0	86,0	<3,8	<4,3	12,1	6261,8	<3,9
Indre Oslofjord	<4,0	<3,3	<4,7	<6,1	<1,0	<1,1	4,8	2107,5	5,1
Lista, St. 2	<14,7	<12,2	<17,4	22,5	22,0	<4,2	<1,3	4713,4	<3,8
Bømlo/Sotra St. 2	<6,9	<5,7	<8,2	<10,5	3,1	<2,0	<0,6	841,2	<1,8
Indre Sør fjord	159,7	125,2	181,9	<9,0	<1,5	<1,7	<0,5	445,1	<1,5
Færder	<17,5	<14,5	<20,8	<26,8	55,6	<5,0	<1,5	3961,6	<4,5
Ulsteinvik, St. 3	1550,4	318,8	761,5	111,6	<0,8	<0,9	<0,3	1090,3	2,6
Svolvær St. 2	125,2	132,5	613,0	<4,6	11,5	<0,9	<0,3	743,5	<0,8



Figur 25. Konsentrasjonen av PFAS i prøver av lever fra torsk fra norskekysten. Kun data med analyseverdier over deteksjonsgrensen er inkludert.

7.4 Diskusjon, PFAS

7.4.1 Deponier og renseanlegg

PFAS-konsentrasjonene i urensset og rensset sigevann lå omtrent på samme nivå (Σ PFAS rensset 11-360 ng/l og urensset 76,4-240 ng/l). I tre av fire deponier var PFAS-konsentrasjonen tydelig høyere i vannfasen enn i partikkelfasen. Dette indikerer at rensesystemer for deponier som baserer seg på sedimentasjonsprosesser ikke er tilstrekkelig for reduksjon av PFAS-forbindelser. Disse er ikke like sterkt partikkelbundet som for eksempel PBDE-forbindelsene.

I en nordisk undersøkelse (Kallenborn et al. 2004; Berger et al., 2004) var Σ PFAS i vannprøver fra deponier i Norge mellom 200 og 1500 ng/l, altså noe høyere enn konsentrasjonene i denne screeningundersøkelsen. Fra et deponi i Finland var konsentrasjonen 800 ng/l. Sigevann fra Spillhaug var med i den nordiske undersøkelsen og Σ PFAS-konsentrasjonen lå da på rundt 400 ng/l, altså i samme størrelsesorden som funnene i denne undersøkelsen.

Renset vann fra avløpsrenseanlegg hadde noe lavere nivå (6,2-37,5 ng/l) enn rensset sigevann fra deponier.

Det ble analysert på fire slamprøver, og Σ PFAS-konsentrasjonen (verdier under deteksjonsgrensen ikke inkludert i sum-verdi) varierte mellom 106-3007 pg/g tørrvekt og dette er lavere enn nivået målt i sigevannssediment (1 300-23 540 pg/g tørrvekt).

Det er altså registrert høyere PFAS-konsentrasjoner i rensset sigevann enn i rensset avløpsvann, og høyere PFAS-konsentrasjoner i sigevannssediment enn i avløpsslam, selv om en kan anta at rensesystemer for sigevann fra deponier er mindre effektiv rensing enn renseanlegg. Dette tyder på at PFAS-konsentrasjonen i urensset sigevann også er høyere enn i urensset avløpsvann, og at et avfallsdeponi relativt sett er en viktigere PFAS-kilde enn et renseanlegg for avløpsvann.

PFOA var stort sett den dominerende forbindelsen i vannprøver, men et par unntak for partikkelprøver hvor også PFOS var fremtredende. I sigevannssediment fra deponier var profilen endret og PFOS-andelen var blitt klart høyere enn tilfellet var i sigevann. PFOS er funnet å kunne være et nedbrytningsprodukt fra andre PFOS-forbindelser (Giesy og Kannan, 2001; Martin et al., 2004; Kannan et al., 2002;) og kan være en forklaring på den observerte endringen. I tillegg er PFOS er svært stabil, kjemisk inert og en ikke-reaktiv forbindelse som har vist å ha potensiale for bioakkumulering (Kannan et al, 2002; Giesy og Kannan, 2001), og vil av den grunn også etter hvert dominere over de andre PFAS-forbindelsene. Den lave pK_a-verdien til PFAS-syrene (pK_a for PFOA er 2,8) gjør at de normalt vil foreligge på dissosiert anionisk form i miljøprøver (Joyce et al., 2004). Avdamping av nøytrale PFAS kan derfor antas å være liten.

Basert på Σ PFAS-konsentrasjonen i nordisk avløpsslam ligger rundt 150–3800 pg/g våtvekt, hvorav de norske slamprøvene i undersøkelsen lå i området 1050–1654 pg/g våtvekt (Kallenborn et al. 2004). I likhet med våre resultatene fra denne undersøkelsen var PFOS og PFOA de dominerende PFAS-forbindelsene i slam.

7.4.2 Ferskvannsmiljø

Konsentrasjonene av PFAS-forbindelsene i vannprøvene fra ferskvannslokalitetene var lave og for de fleste forbindelsene var konsentrasjonene under deteksjonsgrensen. Summen av detekterbare konsentrasjoner lå i området 0,9-6,1 ng/l, og PFHpA var den dominerende forbindelsen (<0,2–3,3 ng/l), deretter fulgte PFOS (<0,1–1,4 ng/l). Høyeste nivå ble funnet i Skinnerflo nederst i Glommavassdraget, men Urdevatn på Hardangervidda, som trolig kun har atmosfærisk avsetninger som hovedkilde for PFAS, hadde den nest høyeste konsentrasjonen på 3,1 ng/l som i helhet ble utgjort av PFHpA.

Det er sparsomt med sammenliknbare data, men i undersøkelsen til Kallenborn et al. (2004) er det gjort analyser av vann fra fem norske innsjøer, og konsentrasjonsområdet her lå mellom 7–10 ng/l. I denne undersøkelsen var imidlertid PFOA den dominerende forbindelsen (<LOD–0,48 ng/l), men konsentrasjonen av PFHpA var dessverre ikke bestemt (LOD: limit of detection)

I en undersøkelse av PFAS i overflatevann i Tyskland (Lang et al. 2004) ble det funnet konsentrasjoner av PFOS i området 2–43 ng/l og av PFOA i området <LOD-8 ng/l. I en undersøkelse oppstrøms en fluorkjemisk bedrift i Tennessee River, USA, som skulle gi konsentrasjonene i et elveavsnitt uten betydelige lokale punktilførsler, ble det påvist PFOS-konsentrasjoner i området 17–54 ng/l (Hansen et al. 2002). Sammenliknet med disse nivåene er PFOS-konsentrasjonene vi rapporterer i denne undersøkelsen lave.

I sedimentprøvene var det PFOS som dominerte med et konsentrasjonsområde på omlag 17–360 pg/g tørrvekt, med PFHpA som nummer to med et nivå på omlag <24–640 pg/g tørrvekt, etterfulgt av PFHxS i området <2–41 pg/g tørrvekt. Igjen er det få publiserte sammenliknbare data, men i Kallenborn et al. (2004) rapporteres det om konsentrasjoner (både marine og ferskvannssedimenter) av PFOS i området <LOD–892 pg/g våtvekt. Det er beklagelig at vanninnholdet i disse prøvene ikke er oppgitt, da det således ikke er lett å justere for forskjeller i dette. I ferskvannssedimenter er det vanlig med et vanninnhold på 90–95%, men i sedimenter med mye leire eller annet geologisk erosjonsmateriale kan vanninnholdet være vesentlig lavere.

I en nederlandsk studie av både marine og ferskvannssedimenter ble det funnet PFOS-konsentrasjoner mellom <0,4–50 ng/g tørrvekt og PFOA mellom <0,4–24 pg/g tørrvekt. Ferskvannssedimentene hadde vesentlig høyere konsentrasjoner av PFOS enn de marine sedimentene (en faktor på 10), mens for PFOA var nivåene hovedsaklig nær deteksjonsgrensene for både marine og ferskvannssedimenter. Ut fra disse tallene kan det virke som om konsentrasjonen av PFOS i de norske ferskvannssedimentene var vesentlig lavere enn i den nederlandske studien. På grunn av relativt høye deteksjonsgrenser for PFOA i vår undersøkelse er det dessverre ikke mulig å sammenlikne disse tallene med de nederlandske.

Konsentrasjonen av PFAS i muskelvev av ferskvannsfisk varierte mellom 325–4 696 pg/g våtvekt, og de ble i betydelig grad dominert av PFOS. Her hadde prøven av ørret fra Blånuttjern på Hardangervidda den klart laveste konsentrasjonen, mens høyeste nivå var i abbor fra Hurdalssjøen. PFAS-sammensetningen avvek fra de øvrige prøvene for ørret fra Blånuttjern og for gjedde fra Glomma, Søre Odal, ved at PFOA var den dominerende forbindelsen i prøven fra Blånuttjern og ved at PFOSA utgjorde omlag halvparten av PFAS-konsentrasjonen i prøven fra Søre Odal. Sammensetningen av de resterende prøvene var mye lik den som har blitt rapportert for nordisk ferskvannsfisk av Kallenborn et al. (2004). Disse

prøvene besto av lever, men konsentrasjonene var vesentlig høyere (150 000–500 000 pg/g våtvekt) enn de vi har funnet i muskelvev. Det er kjent at lever og galle kan inneholde betydelig mer av PFAS enn andre vevstyper og organer hos vertebrater (OECD 2002)

7.4.3 Marint miljø

Perfluoralkylerte forbindelser har kjemisk/fysiske egenskaper som gir lavt nedbrytningspotensiale, høye bioakkumuleringsegenskaper og de er dessuten antatt å ha en vid distribusjon. På grunn av dette er det ikke overraskende at vi finner slike forbindelser i miljøprøver fra norske kystområder.

PFOS var med to unntak den dominerende perfluoralkylerte forbindelsen i de analyserte sedimentene. Unntakene var prøven fra Leangbukta hvor PFNA var dominerende og prøven fra Ulsteinvik med dominans av PFBS. I en nordisk undersøkelse (Kallenborn et al. 2004) ble det i sediment observert sedimentkonsentrasjoner av Σ PFAS som i hovedsak var lavere enn 500 pg/g våtvekt (dvs. ca 1660 pg/g tørrvekt dersom en antar et vanninnhold på 70%), mens en i sediment i denne undersøkelse kun på en stasjon (Rubbestadneset) har observert konsentrasjoner av Σ PFAS over dette. Konsentrasjonen som ble observert i sediment fra Rubbestadneset var 3-4 ganger høyere enn den høyeste konsentrasjonen i sediment undersøkt i den nordiske undersøkelsen til Kallenborn et al. (2004) (observert i sediment fra Helsingfors).

I blåskjell var det relativt stor forskjell fra prøve til prøve med hensyn til hvilken av de perfluoralkylerte forbindelsen som dominerte. En har ikke vært i stand til å fremskaffe data for innhold av perfluoralkylerte forbindelser i skjell fra andre områder enn det som er analysert her. Konsentrasjonsnivåene av Σ PFAS som ble observert i blåskjell var imidlertid klart lavere enn det som ble observert i torskelever.

PFOS var med ett unntak den mest dominerende perfluoralkylerte forbindelsen i de analyserte torskeleverprøvene. Unntakene var prøven fra Ulsteinvik hvor PFHxA var dominerende. I den nordisk undersøkelsen (Kallenborn et al. 2004) ble det i torskelever observert konsentrasjoner av Σ PFAS som i hovedsak lå mellom 5 000 og 10 000 pg/g våtvekt, med en enkeltverdi så høy som 83 000 pg/g våtvekt, mens en i torskelever i denne undersøkelse i hovedsak har observert konsentrasjoner som er lavere enn det som ble observert i fm den nordiske undersøkelsen. Andre undersøkelser viser relativt høye konsentrasjoner av PFOS og PFOSA i sjøpattedyr (Kallenborn et al. 2004). Forbindelsene har derfor et potensial for bioakkumulering.

Forholdet mellom høyeste og laveste konsentrasjon av PFOS i torskeler var ca 14 og altså klart lavere enn det som ble observert i sediment, men høyere enn det som ble observert for blåskjell.

Det er svært begrenset informasjon om forbindelsenes effekter i miljøet, men hovedbilde som fremstår fra litteraturen i dag er at PFAS-relaterte forbindelser kan være meget giftige og er lite nedbrytbare. Resultatene fra undersøkelsene som her er gjennomført tyder på at perfluoralkylerte forbindelser er «allestedsværende» i norske kystområder (særlig PFOS) og bekrefter i så måte resultatene fra de nordiske og andre undersøkelser som tyder på at denne gruppe forbindelser har en global spredning.

8. Biocider og BHT

8.1 Deponier og renseanlegg, biocider og BHT

Urenset sigevann fra deponier

Sju prøver av urenset sigevann fra deponier ble analysert for de polare forbindelsene diuron, irgarol og BHT (Tabell 39). Biocidet diuron ble kvantifisert i urenset sigevann fra tre av deponiene, 1,4-6 ng/l, mens biocidet irgarol ble detektert i fem av deponiene i konsentrasjoner mellom 0,9-75 ng/l. BHT ble derimot kvantifisert i alle sigevannsprøver fra deponier. I urensede sigevann varierte konsentrasjonen mellom 5 og 260 ng/l.

Renset sigevann fra deponier

De samme polare forbindelsene ble analysert i fem prøver av rensed sigevann fra deponier. Kun én av prøvene hadde en konsentrasjon av diuron over deteksjonsgrensen (Esva; 3,2 ng/l), mens tre prøver hadde en irgarol-konsentrasjon over deteksjonsgrensen (0,2-9,5 ng/l). BHT, som ble funnet i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen i alle prøvene av rensed sigevann, varierte mellom 1,9 og 37 ng/l. Ved Grønmo og Trollmyra var BHT-konsentrasjonene i urenset sigevann og rensed sigevann i samme størrelsesorden, rundt 20-40 ng/l.

Tabell 39. Konsentrasjonene av diuron, irgarol og BHT prøver fra deponier, angitt i ng/l og ng/g tørrvekt.

	Lokalitet/prøve	diuron	irgarol	BHT
Sigevann	Grønmo urenset	<5	0,9	31,6
	Grønmo rensed vann	<3	9,5	29,5
	Mile urenset	6,0	<1	260,0
	Spillhaug urenset	1,4	1,1	21,7
	Spillhaug rensed vann	<3	1,0	1,9
	Esva urenset	3,6	75,0	5,0
	Esva rensed vann	3,2	0,2	11,0
	Narvik urenset	<1	<0,2	5,6
	Narvik rensed	<3	<1	8,5
	Bremnes urenset	<3	29,0	117
	Trollmyra urenset	<3	2,1	23,0
	Trollmyra rensed vann	<3	<1	36,9
	Sigevann-sediment	Røyken sediment	<1	<0,2
Grønmo sediment		<1	<0,2	41,0
Mile sediment		<1	<0,2	1,3
Spillhaug sediment		<1	0,2	2,7
Esva sediment		<1	0,2	<0,4
Bølstad sediment		<1	<0,2	2,3
Narvik sediment		<1	<0,2	2,7

Rensed vann fra kommunale renseanlegg

Fem prøver fra rensed vann fra renseanlegg ble analysert for polare forbindelser. Diuron ble funnet i konsentrasjon over deteksjonsgrensen i kun én av prøvene (37 ng/l), BHT i én prøve (36,9 ng/l) og irgarol i to prøver (12-50 ng/l). En tilleggsprøve av urenset vann til et av renseanleggene, viste BHT i samme konsentrasjon som i rensed prøve (23 ng/l). Irgarol ble påvist i prøver fra Bekkelaget RA og Arendal RA.

Sigevannssediment fra deponier

Åtte sigevannssedimenter ble analysert for polare forbindelser. Diuron ble ikke kvantifisert i noen av prøvene, mens irgarol ble påvist i to prøver (0,2 ng/g tørrvekt). BHT ble kvantifisert i 6 av de 8 sigevannssedimentprøvene (1,3 – 41 ng/g tørrvekt).

Slam fra kommunale renseanlegg

Konsentrasjonen av de polare forbindelsene diuron, irgarol og BHT ble analysert i slamprøver fra to renseanlegg. Kun BHT ble kvantifisert i en av prøvene (1 ng/g tørrvekt).

Tabell 40. Konsentrasjonene av diuron, irgarol og BHT prøver fra renseanlegg, angitt i ng/l og ng/g tørrvekt.

Lokalitet/prøve		diuron	irgarol	BHT
Avløpsvann	Høvringen urensset	<3	1,0	5,1
	Ladehammeren renset vann	37	<3	2,3
	Bekkelaget renset vann	<3	12,0	<0,1
	Arendal RA renset vann	<20	50,0	1,0
Slam	Bekkelaget Avløpsslam	<3	<1	<0,2
	Arendal avløpsslam	<3	<1	1,0

Dicofol og DDT

Dicofol ble påvist kun i sedimentprøve fra Røyken, 0,16 ng/g tørrvekt (Tabell 41). DDT og nedbrytningsproduktene DDD og DDE ble påvist i alle de fire prøvene som ble analysert. Urenset sigevann fra Esval deponi hadde høyest konsentrasjon; Σ DDT 35 ng/l.

Tabell 41. Konsentrasjonene av dicofol, DDT og nedbrytningsproduktene DDD og DDE, angitt i ng/l og ng/g tørrvekt.

Lokalitet	prøve	Dicofol	Σ DDT	o,p'-DDE	p,p'-DDE	o,p'-DDD	p,p'-DDD	o,p'-DDT	p,p'-DDT
Esval	Urenset sigevann	<1,00	34,9	0,59	7,89	5,86	20,6	< 0,11	< 0,13
Bremnes	Urenset sigevann	<1,00	1,13	0,02	0,39	0,19	0,52	< 0,03	< 0,03
Røyken	Sigevannsediment	0,16	0,28	< 0,01	0,12	0,01	0,04	0,03	0,08
Esval	Sigevannsediment	< 0,53	0,50	< 0,01	0,11	0,04	0,13	0,06	0,16

8.2 Ferskvannsmiljø, biocider og BHT

Konsentrasjonene av dicofol, diuron, irgarol og BHT i alle prøvene fra ferskvannsmiljø (vann, sedimenter, makrofyter og fisk) var i hovedsak svært lave og under metodenes deteksjonsgrenser (Tabell 42). For dicofol ble det kun påvist kvantifiserbare mengder i ørret fra Blåuttjern på Hardangervidda (0,07 ng/g våtvekt). For BHT ble det kun påvist kvantifiserbare mengder i vannvegetasjon (hornblad og tusenblad) fra Skinnerfo og Hurdalssjøen på henholdsvis 8,9 og 6,7 ng/g tørrvekt. Alle analysene av diuron og irgarol var under metodens deteksjonsgrenser. I Tabell 42 er også summen av DDT med nedbrytningsprodukter (DDT, DDE og DDD) vist, da dicofol er en forbindelse som er nært beslektet med DDT, og da DDT under visse betingelser kan omdannes mikrobielt til dicofol.

Tabell 42. *Konsentrasjoner av biocider og BHT i prøvene fra ferskvannsmiljø. Mengden organisk materiale (TOC) i sedimenter og andelen fett i fiskeprøvene er også vist. Konsentrasjonene er gitt i ng/l for vann, ng/g tørrvekt i sedimenter og makrofytter, og ng/g våtvekt for fisk.*

stasjons-navn	medium	TOC µg C/mg	fett, %	dicofol	DDT	diuron	irgarol	BHT
Glomma, Skinnerflo	vann	<3	<1	<0,8
Hurdalssjøen St. 1	vann	<3	<1	1,9
Dargesjø	sediment	78,2	.	<0,05	1,26	.	.	.
Femsjøen	sediment	72,0	.	<0,01	1,91	.	.	.
Glomma, Brandval	sediment	0,5	.	<0,09	0,05	<0,5	<0,2	<0,2
Glomma, Skinnerflo	sediment	20,5	.	<0,08	0,59	<0,5	<0,2	<0,5
Hurdalssjøen St. 1	sediment	62,9	.	<0,16	5,48	<0,5	<0,2	<0,4
Øyeren sør	sediment	19,6	.	<0,03	0,50	.	.	.
Glomma, Skinnerflo	hornblad	<3	<1	8,9
Hurdalssjøen St. 3	tusenblad	<3	<1	6,7
Blånuttjern	ørret	.	9,48	0,07	7,31	.	.	.
Femsjøen	abbor	.	0,46	<0,02	1,76	.	.	.
Glomma, Skinnerflo	abbor	.	0,64	<0,01	3,75	<0,5	<0,2	<0,7
Glomma, Skinnerflo	abbor	.	0,64	<0,01	3,75	<0,5	0,9	<0,1
Glomma, Søre Odal	gjedde	.	0,12	<0,23	0,34	<0,5	<0,2	<0,4
Hurdalssjøen, St. 2	abbor	.	0,14	<0,03	1,52	<0,5	<0,2	<0,3
Øyeren sør	abbor	.	0,48	<0,01	0,81	.	.	.

8.3 Marint miljø, biocider og BHT






Forekomst av DDT er relativt godt kjent og inngår derfor i SFTs system for miljøklassifisering (Molvær et al. 1997). Forekomst av dicofol i norske kystområder er imidlertid nærmest ukjent og vi har derfor valgt å sammenligne dicofol resultatene i alle de analyserte prøvetyper (sediment, skjell og torskelever) med tilsvarende resultater for DDT. DDT resultatene vil imidlertid i denne sammenheng ikke bli kommentert videre selv om enkelte av prøvetypene har observert relativt høye DDT konsentrasjoner.

8.3.1 Sedimenter

Konsentrasjonen av diuron og irgarol lå i hovedsak under deteksjonsgrensen (Tabell 43). På stasjonen i Vengensundet ble det imidlertid observert en antatt meget høy konsentrasjon av diuron (Tabell 43), mens det i sediment fra Rubbestadneset ble funnet spor av både diuron og irgarol.

Tabell 43. Konsentrasjonen (ng/g tørrvekt) av diuron, irgarol, dicofol, Σ DDT og BHT i prøver av sediment fra norskysten. Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er merket med mindre enn (<). Σ DDT: summen av o,p'-DDE, p,p'-DDE, o,p'-DDD, p,p'-DDD, o,p'-DDT og p,p'-DDT). Data for Σ DDT fra de enkelte stasjoner er klassifisert i følge SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997)

Stasjon	diuron	irgarol	dicofol	Σ DDT	Σ DDT til dicofol i forhold %	BHT
Hvaler, St. 1	<0,5	<0,1	0,10	0,49	19,98	<0,3
Vrengensundet, St. 1	520,0	<0,2	0,19	1,23	15,50	<0,2
Hommelvik	<0,5	<0,2	0,06	4,88	1,19	<0,3
Ulsteinvik, St. 2	<3	<1	0,57	2,13	26,75	<0,5
Åsefjorden, St. 1	<0,5	<0,2	0,40	5,31	7,61	<0,3
Åsefjorden, St. 2	<0,5	<0,2	< 0,02	0,20	5,09	<0,3
Åsefjorden, St. 3	<0,5	<0,2	0,08	0,28	27,12	<0,4
Rubbestadneset	1,5	5,5	1,45	28,36	5,13	<0,5
Leangbukta, St. 1	<1	<0,1	0,23	12,99	1,77	

 I. Ubetydelig<lite forurenset	 II. Moderat forurenset	 III. Markert forurenset	 IV. Sterkt forurenset	 V. Meget sterkt forurenset
---	--	---	---	--

Konsentrasjonen av dicofol varierte fra <0,02 ng/g tørrvekt i sediment fra Åsefjorden (St. 2) til 1,45ng/g tørrvekt i sediment fra Rubbestadneset (Tabell 43). Dicofol utgjorde fra 2-27 % av konsentrasjonen av Σ DDT.

Konsentrasjonen av butylert hydroksytoluen (BHT) lå under deteksjonsgrensen for analysen (<0,2-0,5 ng/g tørrvekt) i alle de analyserte sedimentprøver (Tabell 43).

8.3.2 Alger

Spor av irgarol ble observert i alger fra Ulsteinvik (Tabell 44). For øvrig lå konsentrasjonen av både diuron og irgarol under deteksjonsgrensen.

Blæretang fra Hvaler og Vrengensundet og grisetang fra Åsefjorden (St. 6) inneholdt klart detekterbare konsentrasjoner av BHT (ca. 8–21 ng/g tørrvekt), mens en i tang fra Leangbukta og Ulsteinvik ikke kunne spore konsentrasjoner over deteksjonsgrensen (Tabell 44).

Tabell 44. Konsentrasjonen (ng/g tørrvekt) av diuron, irgarol og BHT i prøver av tang (to arter) fra norskekysten. Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er merket med mindre enn (<).






stasjon	art	diuron	irgarol	BHT
Leangbukta, St. 2	Blæretang	<3	<1	<0,3
Vrengensundet, St 3	Blæretang	<3	<1	10,1
Ulsteinvik havn, St.1	Grisetang	<3	3,8	<0,5
Åsefjorden, St. 6	Grisetang	<3	<1	7,9
Hvaler, St. 2	Blæretang	<3	<1	21,1

8.3.3 Blåskjell

Diuron ble observert i blåskjell fra Vrengensundet og Hvaler, mens irgarol ble observert i blåskjell fra Austvik og Åsefjorden (St. 4 og 5) (Tabell 45). På de øvrige stasjoner ble disse to forbindelser ikke observert med konsentrasjoner over deteksjonsgrensen.

Tabell 45. Konsentrasjonen (ng/g våtvekt) av diuron, irgarol, dicofol, Σ DDT og BHT i prøver av blåskjell fra norskekysten. Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er merket med mindre enn (<).

stasjon	diuron	irgarol	dicofol	Σ DDT	% dicofol i forhold til Σ DDT	BHT
Leangbukta, St. 2	<0,5	<0,2	< 0.04	1,16	<3,4	<0,2
Espevær	<0,5	<0,2	< 0.03	0,26	<11,5	<0,2
Hvaler, St. 2	1,7	<0,2	0,04	0,40	9,61	<0,1
Austvik	<0,5	8,2	< 0.06	0,46	<13	<0,1
Ulsteinvik havn St. 1	<0,5	<0,2	0,04	0,64	6,84	<0,1
Åsefjorden, St. 4	<0,5	<0,2	0,06	0,58	9,71	<0,2
Åsefjorden, St. 5	<0,5	3,7	< 0.03	0,52	<5,8	<0,2
Åsefjorden, St. 6	<0,5	6,3	0,06	0,62	8,93	<0,2
Vrengensundet, St. 3	5,0	<0,2	< 0.06	2,11	<2,8	<0,2

 I. Ubetydelig<lite forurenset	 II. Moderat forurenset	 III. Markert forurenset	 IV. Sterkt forurenset	 V. Meget sterkt forurenset
---	--	---	---	--

Konsentrasjonen av dicofol i blåskjell lå under deteksjonsgrensen for analysen på 5 av 9 stasjoner (Tabell 45). Spor av dicofol ble imidlertid observert i skjell fra Åsefjorden (St. 4 og 6), Ulsteinvik og Hvaler. Konsentrasjonen av dicofol utgjorde fra <2,8-10 % av mengden Σ DDT i skjellene.

Konsentrasjonen av BHT (butylert hydroksytoluen) lå under deteksjonsgrensen for analysen (<0,1-0,2 ng/g v.v.) i alle de analyserte blåskjellprøver (Tabell 45).

8.3.4 Torskelever






Spor av irgarol ble observert i 4 av prøvene (Tabell 46). De observerte konsentrasjoner var imidlertid lave og svært nær deteksjonsgrensen for analysen.

Konsentrasjonen av dicofol i torskelever fra alle stasjoner lå under deteksjonsgrensen for analysen (Tabell 46). Konsentrasjonen av dicofol utgjorde mindre enn ca 3 % av mengden Σ DDT i skjellene.

Spor av BHT ble observert i torskelever fra Bømlo og den ene prøven fra Indre Oslofjord (Tabell 46)

Tabell 46. Konsentrasjonen (ng/g våtvekt) av diuron , irgarol, dicofol og BHT i prøver av torskelever fra norskekysten. Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er merket med mindre enn (<).

Stasjon	diuron	irgarol	dicofol	Σ DDT	% dicofol i forhold til Σ DDT	BHT
Indre Oslofjord	<3	<1	< 0.43	324,89	<0,13	1,4
Indre Oslofjord	<3	<1	< 0.70	232,88	<0,30	<0,2
Lista, St. 2	<3	0,5	< 0.22	50,46	<0,44	<0,3
Bømlo/Sotra, St. 2	<3	<1	< 2.44	89,58	<2,72	3,1
Indre Sørfjord	<3	<1	< 0.61	663,84	<0,09	<0,3
Færder	<3	1,2	< 0.46	62,93	<0,73	<0,3
Ulsteinvik, St. 3	<3	0,9	< 0.35	131,09	<0,27	<0,6
Svolvær St. 2	<3	0,8	< 0.60	49,24	<1,22	<0,3

 I. Ubetydelig<lite forurenset	 II. Moderat forurenset	 III. Markert forurenset	 IV. Sterkt forurenset	 V. Meget sterkt forurenset
---	--	---	---	--

8.4 Diskusjon, biocider og BHT

8.4.1 Deponier og renseanlegg

Det var ubetydelige funn av diuron i prøver fra deponier, og kun ett funn i rensert vann fra avløpsrenseanlegg.

Irgarol ble påvist i både urensert (0,9-75 ng/l) og rensert sigevann (0,2-9,5 ng/l) ved noen deponier, men det var ubetydelig funn i sigevannssediment. Irgarol ble også kvantifisert i rensert vann fra avløpsrenseanlegg i to av tre prøver (12-50 ng/l).

BHT, en antioksidant i matvarer, ble funnet i både urensert (5,0-117 ng/l) og rensert sigevann (1,9-37 ng/l) fra alle deponiene i undersøkelsen og generelt i høyere konsentrasjoner enn i vann fra avløpsrenseanlegg. BHT ble også funnet i de fleste sigevannssedimenter, men med unntak for Grønmo (41 ng/g tørrvekt), var nivåene lave (< 2,7 ng/g tørrvekt).

Dicofol ble kun funnet i én sigevannsprøve og da i svært lav konsentrasjon. DDT og nedbrytningsprodukter av DDT ble påvist i alle de (få) prøvene som ble analysert. Ikke

uventet dominerte para, para isomerene (p,p') over orto, para isomerene (o,p'), noe som gjenspeiler fordelingen av disse isomerene i kommersielt brukte DDT-preparater. Konsentrasjonsnivået og fordelingsprofilene mellom DDT, DDD og DDE varierte i prøvene, men i urensset sigevannsprøve fra Esval var DDD konsentrasjonen 3 ganger høyere enn DDE. Også i urensset sigevann fra Bremnes var DDD noe høyere enn DDE. At DDD dominerte over DDE i sigevannsprøver tatt rett nedstrøms et avfallsdeponi, er en ikke uventet følge av et sannsynligvis sterkt anaerobt miljø i deponiet. Omsetningen av DDT til DDD under anaerobe forhold kan være betydelig, mens transformasjonen av DDT til DDE, som skjer under aerobe forhold, ofte er langsommere. En større andel DDD enn DDE gir derfor indikasjon på at det har foregått en anaerob omsetning av DDT.

8.4.2 Ferskvannsmiljø

Paradoksalt nok var det kun for ørret fra Blånuttjern på Hardangervidda at det ble påvist små, men kvantifiserbare mengder dicofol (0,07 ng/g våtvekt). Dette er et svært utilgjengelig vann, og forurensningene her må skyldes atmosfæriske avsetninger. Fisken var fettrik (9,48%), og da dicofol er en lipofil (fettelskende) substans akkumulerte den i det fettrike muskelvevet. De øvrige fiskeprøvene var vesentlig magrere (ca 0,1–0,6% fett), og dersom forekomsten av dicofol i miljøet er svært lavt er det ikke å forvente å kunne spore dem i slikt prøvemateriale.

De begroingshindrende bunnstoffene diuron og irgarol kunne ikke påvises i noen av prøvene fra ferskvann, noe som viser at bruken og spredningen av disse biocidene må ha vært minimal i de undersøkte lokalitetene. Det er kjent fra andre mer trafikkerte innsjøer, som Genfer-sjøen i Sveits, at konsentrasjonen av irgarol i vann kan ligge i området 2,5–145 ng/l nær steder med båttrafikk (Tóth et al. 1996). Konsentrasjonene av irgarol i sedimentene kunne her komme opp i området 2,5–8 ng/g tørrvekt, mens nivåene i planter (makrofytter og alger) kunne komme opp i området 53–103 ng/g tørrvekt.

Det har ikke lyktes oss i å finne litteraturdata på forekomsten av BHT i naturlig forekommende ferskvannsmiljø, men de lave konsentrasjonene i plantene fra Hurdalssjøen og Skinnerflo, Glomma (6,7 og 8,9 ng/g tørrvekt) viser at tilførslen av denne forbindelsen til disse lokalitetene må være svært beskjeden.

8.4.3 Marint miljø

I utgangspunktet er alle forbindelsene som her behandles menneskeskapt og burde ikke finnes i miljøet. Når de likevel gjør dette er dette en uønsket bieffekt av at en benytter eller tidligere har benyttet disse forbindelsene for å unngå visse planter eller dyr innenfor et begrenset område. Det er altså gifteeffekten en opprinnelig har vært ut etter, men innenfor et avgrenset område.

Analyser er foretatt på sediment, alger, blåskjell og torskelever. Sediment, blåskjell og torskelever er ofte brukt i overvåkningssammenheng både for metaller og organiske miljøgifter. Alger er mindre benyttet til overvåking, men er en matris som er egnet for overvåking av metaller i vann (Källqvist og Berge, 2004). De benyttede algene og blåskjell befinner seg begge i overflatevannet og skulle derfor i utgangspunktet kunne gi samme bilde av en forurensningsbelastning dersom en hadde et sterkt nok signal i resipienten. Denne undersøkelsen tyder ikke på at alger er spesielt godt egnet til å fange opp de sannsynligvis lave konsentrasjoner av diuron og irgarol som antas å opptre i de områdene vi har undersøkt. Alger ser imidlertid ut til å kunne fange opp BHT. I utgangspunktet er det imidlertid

vanskelig å vurdere nytten av å bruke alger til overvåking når vi ikke kjenner konsentrasjonsnivået i vannet.

Diuron og irgarol

Etter det en kjenner til så er diuron og irgarol i hovedsak knyttet til bruken av disse i begroingshindrende maling for skip og småbåter og det er særlig høytrykksspyling av skrog som kan være en potensiell punktkilde for tilførsler til sediment (Thomas et al. 2002).

Etter utfasingen av TBT som aktive begroingshindrende substans i bunnstoff har forbindelser som irgarol og diuron vært benyttet som såkalt «boosting biocid» sammen med kobber i bunnstoff. Begge forbindelser hemmer fotosyntese og kan påvirke primærprodusenter i akvatisk miljø (Okamuar et al. 2000), men er mindre giftig for dyr.

Det er relativt lite data om forekomst av diuron og irgarol i miljøet. Internasjonalt finnes noe data for konsentrasjoner av disse forbindelser i vann og sediment (Konstantinou og Albanis, 2004), men for biota har en lite data å sammenligne med. Fra norske områder finnes det omtrent ikke noe data.

I vann er det internasjonalt observert konsentrasjoner fra <1ng/l i flere typer områder som blant annet marinaer og estuarier i England til konsentrasjoner så høye som 4200 ng/l i kystområder i Singapore (Konstantinou og Albanis, 2004). Fra norske områder kjenner en til kun til en observasjon av forekomst av irgarol og ingen av diuron. I en vannprøve fra Bestumkilen i Oslofjorden som ble innsamlet i 1995 ble det observert ca 170 ng/l med irgarol (NIVA upubliserte data). Dette er en konsentrasjon som er langt høyere enn det som er referert å kunne gi effekter på tang og sjøgress (Konstantinou og Albanis, 2004).

En sammenstilling av resultater fra en del land (Konstantinou og Albanis, 2004) viser at konsentrasjonene av irgarol i sediment varierer betydelig (<1-1011 ng/g tørrvekt). Konsentrasjonene av irgarol i sediment er med unntak av prøven fra Rubbestadneset svært lave i forhold til de som er positivt observert ellers (Konstantinou og Albanis, 2004). Den høyest konsentrasjonen av irgarol som vi har observert i sediment (dvs. 5,5 ng/g tørrvekt) fra Rubbestadneset ligger imidlertid også i den lavere enden eller under det som har vært observert i en del andre land.

Konsentrasjonene av diuron er, med unntak av sediment prøven fra Vrengensundet, relativt lave i forhold til de som er observert i England og Spania (<0,4-1429 ng/g tørrvekt, Konstantinou og Albanis, 2004). Den høyest konsentrasjonen av diuron som vi har observert i sediment (dvs. 520 ng/g tørrvekt) ligger imidlertid i den høyeste delen av det konsentrasjonsintervall som er observert i England og Spania.

Diuron ble ikke påvist i alger og kun spor av irgarol ble observert i grisetang fra en stasjon. Begge forbindelser hemmer fotosyntese, grenseverdier for effekter er imidlertid i litteraturen vanligvis oppgitt som en vannkonsentrasjon og ikke som en vevskonsentrasjon. Det er derfor vanskelig å ha noen klar formening om hva en vevskonsentrasjon av irgarol på 3,8 ng/g tørrvekt (Tabell 44) har å si for algen. Den observerte konsentrasjonen av irgarol på 3,8 ng/g tørrvekt. synes imidlertid lav i forhold til det som er observert i sjøgress fra i SW England (2-71 ng/g tørrvekt., Scarlett et al. 1999a) og Australia med konsentrasjoner opptil 118 ng/g våtvekt. (Scarlett et al. 1999b) og synes også lav i forhold til en vevskonsentrasjon på 1,1 µg/g tørrvekt. som er oppgitt å tilsvare 10 dagers EC₅₀ verdi for vekst av *Zostera marin*

(Scarlett et al. 1999a). Også i vannplanter og alger fra en innsjø i Sveits (Tóth et al. 1996) ble det i hovedsak observert klart høyere konsentrasjoner av irgarol enn det vi har observert i tang fra norskekysten.

Det har ikke vært mulig å fremskaffe litteraturobservasjoner for irgarol og diuron i muslinger fra marine områder. For ferskvannsmuslingen *Dreissena polymorpha* finnes det imidlertid observasjoner av irgarol fra Genfer-sjøen i Sveits (Tóth et al. 1996). Konsentrasjonen i denne muslingen var relativt lave (<1,7 ng/g) til tross for at det ble observert detekterbare konsentrasjoner både i vann og sediment. Tóth et al. (1996) konkluderer med at irgarol ikke bioakkumulerer i sebramuslingen.

Til tross for at en har relativt få observasjoner å sammenligne med så antyder våre observasjoner at det med noen få unntak er relativt lave konsentrasjoner av diuron og irgarol i de miljøprøvene vi har analysert. Et unntak er sedimentprøven fra Vrengensundet som hadde en meget høy konsentrasjon av diuron. I samme området ble det også observert relativt høye nivåer i blåskjell. Vrengensundet er et område med noe bebyggelse, mye småbåttrafikk og det finnes også en bedrift som etter det en vet er leverandør av kjemikalier til maritime virksomheter. Noe høye konsentrasjoner av irgarol ble også observert i alger fra Ulsteinvik, blåskjell fra Austvik og sediment fra Rubbestadneset.

Så lenge diuron og irgarol brukes i bunnstoff må vi forvente at disse forbindelsene kan opptre i forhøyede konsentrasjoner i områder med stor småbåttetthet.

Dicofol

Både dicofol og DDT har vært benyttet som plantevernmidler. Dicofol, som også er solgt under handelsnavnet kelthane, har blant annet vært brukt til bekjempelse av midd i landbruk, men vi kjenner ikke til om dette produktet har vært benyttet i Norge. Dicofol har en struktur som ligner DDT og en rapport fra USA tyder på at produktet tidligere også kunne inneholde en del DDT med nedbrytningsprodukter, men dicofol i seg selv kan også være et nedbrytningsprodukt av DDT (Aislabie et al. 1997).

Forekomst av DDT er relativt godt kjent og inngår derfor i SFTs system for miljøklassifisering (Molvær et al. 1997). Forekomst av dicofol i norske kystområder er imidlertid nærmest ukjent og vi har derfor valgt å sammenligne dicofol resultatene i alle de analyserte prøvetyper (sediment, skjell og torskelever) med tilsvarende resultater for DDT. DDT resultatene vil imidlertid i denne sammenheng ikke bli kommentert videre selv om enkelte av prøvetypene har observert relativt høye DDT konsentrasjoner.

Det har ved litteratursøk vært vanskelig å finne informasjon om forekomst av dicofol i miljøprøver som det er naturlig å sammenligne våre resultater med. I alle prøvene vi har analysert har konsentrasjonene vært lave og i hovedsak langt lavere enn for DDT. Vår konklusjon er derved at det ut fra våre resultater ikke ser ut som dicofol er noe miljøproblem i de kystområder der vi har våre prøver fra.

BHT

BHT er brukt som en antioksidant i kosmetiske produkter, næringsmidler og innpakningsmateriale. Det finnes en del data om giftighet og effekter av BHT på pattedyr, men det har ikke vært mulig å fremskaffe relevante data for sammenligning med de BHT-verdiene vi har observert i sediment, alger, blåskjell og fisk. Med denne bakgrunn er det

derfor vanskelig å fastslå i hvilken grad våre observasjoner peker mot noe miljøproblem knyttet til denne forbindelse i norske kystområder. Undersøkelsene tyder imidlertid på at BHT ikke er en forbindelse som finnes i særlig grad i sediment, blåskjell og torskelever på de stasjoner som vi har analysert prøver fra langs norskekysten. Det ble imidlertid observert konsentrasjoner klart over deteksjonsgrensen i alger fra Vrengen, en stasjon i Åsefjorden og Hvaler. Kilden til dette, og hva dette betyr for algene, er imidlertid foreløpig usikkert.

9. Referanser

- Aislabie, J.M., Richards, N.K., Bould, H.L., 1997. Microbial degradation of DDT and its residues – a review. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 40, 269-282.
- Christensen, J.H. og Platz, J., 2001. Screening of polybrominated diphenyl ethers in blue mussels, marine and freshwater sediments in Denmark. *J. Environ. Monit.*, 3, 543-547.
- Christensen, J.H., Glaius, M., Pécseli, M., Platz, J., Pritzl, G., 2002. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in marine fish and blue mussels from southern Breenland, *Chemosphere*, 47, 631-638.
- Darnerud, P.O.; Aune, M.; Atuma, S.; Becker, W.; Bjerselius, R.; Cnattingius, S.; Glynn, A. 2002. Time trend of polybrominated diphenyl ether (PBDE) levels in breast milk from Uppsala, Sweden, 1996-2001. *Organohalogen Compounds* (58):233-236.
- de Boer, J. 1989. Organochlorine compounds and bromodiphenylethers in livers of Arctic Cod (*Gadus morhua*) from the North Sea. *Organohalogen Compounds* 2: 315–318.
- de Boer, J. 1995. Analysis and biomonitoring of complex mixtures of persistent halogenated micro-contaminants. Ph.D dissertation, Vrije Universiteit Amsterdam, the Netherlands.
- de Boer, J., Wester, P.G., van der Horst, A., Leonards, P.E.G., 2003. Polybrominated diphenyl ethers in influents, suspended particulate matter, sediments, sewage treatment plant and effluents and biota from the Netherlands. *Environmental Pollution*, 122, 63-74.
- de Wit, C. 2002. An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere* 46: 583 – 624.
- Dons, C. (2004). Statens forurensningstilsyn. Personlig meddelelse.
- Dæhli, 2005. Merete Dæhli, Mattilsynet, Nasjonalt senter for planter og vegetabilsk mat, Personlig meddelelse.
- Eriksson, J., Green, N., Marsh, G., Bergman, Å., 2004. Photochemical decomposition of 15 polybrominated diphenyl ether congeners in methanol/water. *Environ. Sci. Technol.* 38, 3119-3125.
- Fjeld, E. Schlabach, M., Berge J.A., Eggen, T., Snilsberg, P., Källberg, G., Rognerud, S., Enge, E.K., Borgen, A. og Gundersen, H. 2004. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter—bromerte flammehemmere, klorerte paraffiner, bisfenol A og triclosan. (Screening of selected new organic contaminants—brominated flame retardants, chlorinated paraffins, bisphenol A and triclosan) Statlig program for forurensningsovervåking. SFT rapport TA-2006/2004. 117 s.
- Fjeld, E. Schlabach, M., Rognerud, S. og Källberg, G. 2004. Miljøgifter i sedimenter og fisk i Mjøsa, Drammensvassdraget og Drammensfjorden, oppfølgende undersøkelser i 2004. (Environmental pollutants in sediments and fish in Lake Mjøsa, Drammens River and Drammens Fjord, a follow-up study in 2004). Statlig program for forurensningsovervåking. SFT rapport TA-2051/2004. 27 s.
- Gustafsson, K., Björk, M., Burreau, S. og Gilek, M., 1999. Bioaccumulation kinetics of brominated flame retardants (Polybrominated diphenyl ethers) in blue mussels (*Mytilus edulis*). *Environ Toxicol Chem*, 16, 1218-1224.
- Hellström, H. 2000. Brominated flame retardants (PBDE and PBB) in sludge – a problem?. Report no. M 113.

Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter 2004. Bromerte flammehemmere, perfluoralkylstoffer, irgarol, diuron, BHT og dicofol. (TA-2096/2005)

Kallenborn, R., Berger, U., og Järnberg, U., 2004. Perfluorinated alkylated substances (PFAS) in the nordic environment. URL: http://www.sft.no/nyheter/dokumenter/pfas_nmr2004.pdf

Källqvist, T. og Berge, J.A., 2004. Økotoksikologisk undersøkelse av avløpsvann fra Kronos Titan AS samt analyse av metaller i tang fra Glommas munningsområde og Hvaler. Niva-rapport nr 4840, 25s

KEMI, Teknisk beskrivning av ämnet: 2,6-Bis(tert-butyl)-4-metylfenol (2004), URL: <http://www.kemi.se/kemamne/BHT.htm>

Konstantinou, I.K. og Albanis, T.A., 2004. Worldwide occurrence and effects of antifouling paint boosting biocides in the aquatic environment: a review. *Environment International*, 30, 235-248.

Linjordet, R., Amundsen, C.E., 2005. Bromerte flammehemmere i avløpsslam i Oppland. Vurdering av risiko ved spredning på jordbruksarealer. Jordforsk rapport nr. 4/05.

Molvær, J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei and J. Sørensen 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT Veiledning 97: 03. SFT. 36s.

Morris, S., Allchin, C.R., Zegers, B.N., Haftka, J.J., Boon, J.P., Delpaire, C., Leonards, P.E.G., van Leeuwen, S.P.J., De Boer, J., 2004. Distribution and fate of HBCD and TBBPA brominated flame retardants in North Sea estuaries and aquatic food webs. *Environ.Sci. Technol*, 38, 5497-5504.

Nordisk Ministerråd (1997) Health effects of selected chemicals hazardous to the environment, volume 4 : summaries and classification proposals. København 1997. (TemaNord 1997:605).

North, K.D., 2004. Technical Report. Tracking the fate of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) at the regional water quality control plant, Palo Alto, California. http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/leistungen/Umweltanalytik/PBDE_Poster_Boston.pdf

OECD 2002. Hazard Assessment of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) and its Salts. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). ENV/JM/RD(2002)17/FINAL. 362 pp.

Oros, D.R., Hoover, D., Rodigardi, F., Crane, D., Sericano, J., 2005. Levels and distribution of polybrominated diphenyl ethers in water, surface sediments, and bivalves from the San Francisco estuary. *Environ. Sci. Technol.* 39, 33-41.

Peltola, J. and Ylä-Mononen, L., 2001. Pentabromodiphenyl ethers as a global POP. *TemaNord* 2001:579 (ISBN 92-893-0690-4).

Scarlett, A., Donkin, M.E, Fileman, T.W. and Morris, R.J., 1999b. Occurrence of the hantifouling herbicide Irgarol 1051, within coastal-water seagrasses from Queensland, Australia. *Mar. Pollut. Bull.* 38, 687-691.

Scarlett, A., Donkin, M.E, Fileman, T.W., Donkin, P., 1999a. Risk posed by the antifouling agent Irgarol 1051 to the seagrass, *Zostera marina*. *Aquat Toxicol* 45, 159-170.

Schlabach, M., Mariussen, E., Borgen, A., Dye, C., Enge, E.-K., Steinnes, E., Green, N. og Mohn, H. 2002. Kartlegging av bromerte flammehemmere og klorerte parafiner. SFT rapport nr. 866/02 (TA-1924/2002), 69s.

Schrap, S.M, de Voogt, P., van Leeuwen, S.P., and Pijnenburg, A.M.C.M. 2004. Perfluorated compounds in the Dutch aquatic environment. Poster presentation MOPO15/008, SETAC Europe Conference, Prague.

Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter 2004. Bromerte flammehemmere, perfluoralkylstoffer, irgarol, diuron, BHT og dicofol. (TA-2096/2005)

Sellström, U. Determination of some polybrominated flame retardants in biota, sediment and sewage sludge. Stockholm, Sweden: Stockholm University. 1999.

SFT, Bruken av bromerte flammehemmere i produkter (2003), URL:
<http://www.sft.no/publikasjoner/kjemikalier/1947/ta1947.pdf>.

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

SFT, Forslag til strateginotat (2004b), URL:
http://www.sft.no/nyheter/dokumenter/pfos_strategi_august2004.pdf .

Söderström G., Sellström, U., De Wit, C.A., Tysklind, M. 2004. Photolytic debromination of decabromodiphenyl ether (BDE 209). *Environ. Sci. Technol.* 38, 127-132.

Thomas, K.V., McHugh, M.M. og Waldock, M., 2002. Antifouling paint booster biocides in UK coasta waters: inputs, occurrence and environmental fate. *The Science of the Total Environment*, 293, 117-127.

Tóth. S., Becker-van Slooten, K., Spack, L., de Alencastro, L.F., and Tarradellas, J., 1996. Irgarol 1051, an antifouling compound in freshwater, Sediment, and biota of Lke Geneva. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 57, 426-433.

WHO, WHO/FAO Data Sheets on Pesticides no.81, Dicofol (1996), URL:
http://www.inchem.org/documents/pds/pds/pest81_e.htm

Zegers, B.N., Lewis, W.E., Booij, K., Smittenberg, R.H., Boer, W., de Boer, J., Boon, J.P., 2003. Levels of polybrominated diphenyl ether flame retardants in sediment cores from Western Europe, *Environ. Sci. Techn.* 37, pp. 3803-3807.

10. Vedlegg (primærdata)