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

Akvaplan-niva
9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel	Løpenr. (for bestilling)	Dato
Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter -bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan Screening of selected new organic contaminants - brominated flame retardants, chlorinated paraffins, bisphenol-A and trichlosan	4809-2004	25.02.2004
	Prosjektnr. Undernr. O-23338	Sider Pris
Forfatter(e) Fjeld, E[1]. Schlabach, M.[2], Berge J.A.[1], Eggen, T.[3], Snilsberg, P.[3], Källberg, G.[1], Rognerud, S.[1], Enge, E.K.[2], Borgen, A.[2] og Gundersen, H.[2] [1]NIVA, [2]NILU, [3]Jordforsk	Fagområde Overvåkning	Distribusjon
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e)	Oppdragsreferanse
SFT, Mattilsynet	6003086-6003088, -6003051 (SFT)

Sammendrag

Forekomsten av et utvalg nye miljøgifter eller organiske mikroforurensninger er kartlagt i deler av norskt miljø. Følgende forbindelser er undersøkt: bromerte flammehemmere (PBDE, HBCD og TBBPA), bisfenol A, triclosan og klorerte parafiner (SCCP og MCCP). Konsentrasjonene har blitt kartlagt i sediment- og jordprøver fra et utvalg kommunale deponier og områder påvirket av industriell forurensning, i sedimenter og fisk fra Mjøsa, i sedimenter og fisk fra Drammensfjorden og -elva, samt i sedimenter, blåskjell og torsk fra norskekysten. Forekomsten av de ulike forbindelsene diskuteres og sammenlignes med internasjonale data, og områder med eventuelle punkttilførsler identifiseres. Klorerte parafiner og bromerte flammehemmere av typen PBDE og TBBPA ble påvist i nær sagt samtlige sedimentprøver, med stedvis tydelig forhøyede nivåer på grunn av punkttilførsler. Konsentrasjonene av triclosan, HBCD og TBBPA i sedimenter var i hovedsak lave, men noen stasjoner i Drammensfjorden og havnebassenger var påvirket av punktutslipp. I fisk var det stoffgruppene PBDE, klorerte parafiner og bisfenol A som forekom i høyest konsentrasjoner, mens nivåene av HBCD (Mjøsa unntatt), triclosan og TBBPA var gjennomgående lave. Undersøkelser av sedimenter fra Mjøsa tyder på at det har skjedd lokale utslipp av PBDE (teknisk «pentaBDE-blanding») i Lillehammerområdet. Fisken fra Mjøsa hadde betydelig forhøyede konsentrasjoner av PBDE, og nivåene i noen prøver lå samme område som de høyeste kjente konsentrasjonene i fisk internasjonalt. Konsentrasjonene av HBCD og klorerte parafiner i fisk fra Mjøsa var også tydelig forhøyet sammenliknet med prøvene fra Drammensfjorden og norskekysten.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. bromerte flammehemmere	1. brominated flame retardants
2. organiske miljøgifter	2. organic pollutants
3. sedimenter	3. sediments
4. fisk	4. fish

Eirik Fjeld
Prosjektleder (NIVA)

Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsleder

Nils Roar Sælthun
Forskningsdirektør

ISBN 82-577-4488-3

Statlig program for forurensningsovervåkning

Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter

—bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan

Forord

På oppdrag av Statens forurensningstilsyn har Miljøalliansen med Norsk institutt for luftforskning (NILU), Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Jordforsk kartlagt forekomsten i miljøet av bromerte flammehemmere, bisfenol A, triclosan og klorerte parafiner.

Målsetningen med undersøkelsen var todelt. For det første skulle den være en videreføring av den første «screening-undersøkelsen» av bromerte flammehemmere og klorerte parafiner gjort for SFT. Analysespekteret har imidlertid blitt utvidet i forhold til denne ved at de kjemiske forbindelsene bisfenol A og triclosan har blitt inkludert i undersøkelsen. Det har blitt fokusert på forekomsten av disse forbindelsene i avrenningen fra kommunale deponier; i ferskvanns- og marine sedimenter, samt i ferskvannsfisk, marin fisk og blåskjell.

For det andre skulle den fokusere på den uvanlig høye forekomsten av bromerte flammehemmere i Mjøsa, med det formål å lokalisere områder hvor det har vært lokale punktutslipp, samt å gjøre en bredere kartlegging av forurensningssituasjonen i sedimenter og fisk i Mjøsa og lenger nedover i vassdraget.

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

NILU
Ellen Katrin Enge: Ansvarlig for prøveopparbeidelse
Gerd Staff Knutsen, Iren Sturzel, Britt Teie og Kirsten Davanger: Prøveopparbeidelse
Espen Mariussen: Metodeutvikling for analyse av BFR
Anders Borgen: GC/MS analyse av BFR og CP
Christian Dye: LC/MS analyse av BFR
Hans Gundersen: GC/MS og LC/MS analyse av BFR

NIVA
Eirik Fjeld: Prøvetaking og håndtering av prøver fra ferskvannsmiljø og Drammensfjorden/elva; Hovedansvarlig for rapportskriving.
Gösta Kjellberg: Innsamling av fisk og sedimenter fra ferskvannsmiljø og rapportering.
Sigurd Rognerud: Prøvetaking fra Mjøsa, rapportering.
Tom Tellefesen: Prøvetaking fra Drammensfjorden/elva.
Einar Magne Brevik: Arkivert prøvemateriale av lagesild fra Mjøsa.
John-Arthur Berge og Norman Green: Prøvetaking og håndtering av marine prøver; rapportering.

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

SFT
Jon L. Fuglestad: Prosjektkoordinator hos SFT.

Til slutt vil vi rette en stor takk til alle de frivillige som har bidratt til innsamlingen av fiskematerialet fra Mjøs-regionen og Øyeren. Uten deres innsats ville denne delen av prosjektet ikke latt seg gjennomføre.

Kjeller, 25.02.2004

Martin Schlabach,
Prosjektleder

Innhold:

1. Sammendrag 7

2. Extended abstract 12

3. Bakgrunn og formål 17
3.1 Bakgrunn 17
3.2 Formål 19
3.3 Analyserte forbindelser 20

4. Materiale og metoder 23
4.1 Stasjonsbeskrivelse 23
4.2 Kjemisk analyse 25
4.2.1 Opparbeidelse 25
4.2.2 Kvantifisering 26
4.3 Prøvetaking 27
4.3.1 Deponi og forurenset grunn 27
4.3.2 Mjøsa, Drammensvassdraget m. indre fjord 28
4.3.3 Marint miljø 30

5. Polybromerte difenyletere (PBDE) 33
5.1 PBDE i jord og deponi/avrenning 33
5.1.1 Sediment- og jordprøver 33
5.1.2 Vannprøver 35
5.2 PBDE i Mjøsa med Losna, Vorma og Øyeren 37
5.2.1 Sedimenter 37
5.2.2 Passive prøvetakere, SPMD-er 39
5.2.3 Fisk, konsentrasjonsforskjeller mellom arter og stasjoner 40
5.2.4 Tidsutvikling hos lagesild 43
5.2.5 Biomagnifisering av PBDE 46
5.3 PBDE i Drammenselva og indre Drammensfjord 47
5.3.1 Sedimenter i Drammenselva 47
5.3.2 Fisk fra Drammenselva og Drammensfjorden 49
5.4 PBDE i marint miljø 51
5.4.1 Marine sedimenter 51
5.4.2 Vertikalfordeling i sediment fra Kristiansandsfjorden, Fiskaa 53
5.4.3 Blåskjell 54
5.4.4 Torskelever 56
5.5 Diskusjon, PBDE 57
5.5.1 Deponier og forurenset grunn 57
5.5.2 Mjøsa, Losna og Øyeren 59
5.5.3 Drammenselva og indre Drammensfjord 61
5.5.4 Marint miljø 63

6. Heksabromsyklododekan, HBCD 65
6.1 HBCD i jord og deponi/avrenning 65
6.2 HBCD i Mjøsa og Drammensvassdraget m. indre fjord 66
6.2.1 Sedimenter 66

6.2.2 Fisk ... 67
6.3 HBCD i marint miljø ... 70
6.3.1 Sediment ... 70
6.3.2 Blåskjell ... 70
6.3.3 Torskelever ... 70
6.4 Diskusjon, HBCD ... 71

7. Tetrabrombisfenol A (TBBPA) og bisfenol A ... 73
7.1 TBBPA og bisfenol A i jord og deponi/avrenning ... 73
7.2 TBBPA og bisfenol A i Mjøsa og Drammensvassdraget m. indre fjord ... 74
7.2.1 Sedimenter ... 74
7.2.2 Fisk ... 75
7.3 TBBPA og bisfenol A i marint miljø ... 76
7.3.1 Sediment ... 77
7.3.2 Blåskjell ... 77
7.3.3 Torskelever ... 78
7.4 Diskusjon, TBBPA og bisfenol A ... 79

8. Triclosan ... 81
8.1 Triclosan i jord og deponi/avrenning ... 81
8.2 Triclosan i Mjøsa og Drammensvassdraget m. indre fjord ... 82
8.2.1 Sedimenter ... 82
8.2.2 Fisk ... 84
8.3 Triclosan i marint miljø ... 84
8.3.1 Sediment ... 84
8.3.2 Blåskjell ... 85
8.3.3 Torskelever ... 85
8.4 Diskusjon, triclosan ... 85

9. Klorerte parafiner, CP ... 88
9.1 CP i jord og deponi/avrenning ... 88
9.2 CP i Mjøsa og Drammensvassdraget m. indre fjord ... 89
9.2.1 Sedimenter ... 89
9.2.2 Fisk ... 90
9.3 CP i marint miljø ... 93
9.3.1 Sediment ... 93
9.3.2 Blåskjell ... 94
9.3.3 Torskelever ... 94
9.4 Diskusjon, SCCP/MCCP ... 95

10. Dioksiner og PCB ... 96

11. Sammenfattende konklusjoner ... 98

12. Referanser ... 103

13. Vedlegg, primærdata ... 107

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 (HBCD) og tetrabrombisfenol A, samt bisfenol A, triclosan og klorerte parafiner av kort og midlere lengde (SCCP og MCCP).

I et begrenset antall fiskeprøver ble det på oppdrag av Statens Næringsmiddeltilsynet (SNT) utført tilleggsanalyser med hensyn til polyklorerte dibenzodioksiner og furaner (PCDD/PCDF eller dioksiner) og polyklorerte bifenyler (PCB).

Målsetningen med undersøkelsen var todelt. For det første skulle den være en videreføring av den første «screening-undersøkelsen» av bromerte flammehemmere og klorerte parafiner gjort for SFT (Schlabach *et al.*, 2002). Analysespekteret har imidlertid blitt utvidet i forhold til denne, ved at de kjemiske forbindelsene bisfenol A og triclosan har blitt inkludert. Det har blitt fokusert på forekomsten av disse forbindelsene i avrenningen fra kommunale deponier; i sedimenter i Mjøsa, Drammensvassdraget, indre Drammensfjord og i kystfarvann; samt i ferskvannsfisk, marin fisk og blåskjell

For det andre skulle den fokusere på den uvanlig høye forekomsten av bromerte flammehemmere i Mjøsa (Fjeld *et al.*, 2001, NILU/NIVA 2003), med det formål å lokalisere områder hvor det har vært lokale punktutslipp, samt å gjøre en bredere kartlegging av forurensningssituasjonen i sedimenter og fisk i Mjøsa og lenger nedover i vassdraget.

Polybromerte difenyletere, PBDE
PBDE ble påvist i alle prøver i denne undersøkelsen. I sedimenterende materiale i avrenningen fra deponier dominerte den fullbromerte forbindelsen BDE-209 (deka-BDE). Prøven fra sediment fra fangdam nedstrøms avfallsdeponiet Støleheia, Kristiansand, hadde den høyeste konsentrasjonen på 181 ng/g tørrvekt (t.v.). Høye konsentrasjoner ble også funnet i filtratet fra vannprøven fra Gålås, Hamar.

I Drammensvassdraget varierte konsentrasjonen av PBDE mellom 4–80 ng/g t.v. Den fullbromerte forbindelsen BDE-209 dominerte i samtlige prøver (79,5–99,9%). Sedimenter fra sideelva Loselva, som drenere deler av Hokksund, hadde en høyere forekomst av de mer lavbromerte kongenerer som inngår i de kommersielle blandingene som kalles «pentaBDE» og «oktaBDE». Sedimenter fra indre Drammensfjord hadde konsentrasjoner i området 7–34 ng/g t.v., og høyeste nivå ble funnet ved en stasjon utenfor Lierstranda. BDE-209 dominerte også i prøvene fra Drammensfjorden (90–94%).

I de øvrige marine sedimentprøvene langs norskekysten (Drammensfjorden unntatt), dominerte BDE-209 med konsentrasjoner i området 0,4–12 ng/g tørrvekt. BDE-47 og -99 ble òg observert i detekterbare mengder ved alle stasjonene, men i betydelig lavere konsentrasjoner (0,1–0,18 ng/g t.v.).

PBDE i Mjøsa
I sedimenter i Mjøsa fantes de høyeste konsentrasjonene av PBDE i nordenden, ved Lillehammerområdet. Her var konsentrasjonene 23–27 ng/g t.v., mens nivåene ellers varierte

mellom 0,6–14 ng/g t.v. PBDE er i likhet med en rekke andre organiske miljøgifter sterkt knyttet til organiske partikler i sedimentet. Når forurensningsgradienter skal avdekkes er det derfor vanlig å beregne konsentrasjonene per mengde organisk karbon i prøvene. Beregnet per mengde organisk karbon i sedimentene (TOC) viste konsentrasjonene en fallende tendens fra Lillehammer (595–740 ng/g TOC) og mot sørenden av Mjøsa (Minnesund: 109 ng/g TOC). I Losna, en innsjø i Gudbrandsdalslågen, beliggende 25 km nord for Lillehammer, var konsentrasjonen av PBDE i sedimentet omlag 0,4 ng/g t.v. eller 21 ng/g TOC.

Forholdet mellom de ulike PBDE-forbindelsene (kongenerer) varierte betydelig i sedimentene. Ved Lillehammer var det spesielt høye andeler av tetra- til heksa-BDE (BDE-47, -99, -100, -153, -154). Her utgjorde de 60–70% av sum PBDE. Disse kongenerene er dominerende i de kommersielle PBDE-blandingene som kalles «pentaBDE». Ved de andre stasjonene var BDE-209 den dominerende kongeneren (50–90%).

De høye konsentrasjonene av PBDE i sedimentene ved Lillehammer, og den store andelen av tetra- til heksa-BDE, indikerer at det i dette området har skjedd betydelige lokale tilførsler av den kommersielle «pentaBDE»-blandingen til Mjøsa.

Konsentrasjonene av PBDE i muskelprøver eller hel homogenisert fisk fra Mjøsa varierte mellom 50–980 ng/g våtvekt. De laveste konsentrasjonene var i zooplanktonspisende fisk som lagesild og krøkle, de høyste var i rovfisk som gjedde, abbor, ørret og lake. PBDE er knyttet til fettvevet i fisken, og konsentrasjonen på fettvektsbasis lå i området 1 200–22 000 ng/g lipid. BDE-47, -99 og -100 dominerte prøvene med en samlet andel på typisk 85–90%. Midlere konsentrasjon i et utvalg på 10 ørret (gjennomsnittsvekt: 3,5 kg), var 5 450 ng/g lipid. De individuelle nivåene varierte mellom 3 300–17 500 ng/g lipid. Dette er de høyeste nivåene av PBDE i laksefisk hittil rapportert internasjonalt. Midlere konsentrasjon i 10 individer av lake fra Lillehammer (gjennomsnittsvekt: 1,5 kg) var 22 000 ng/g lipid, og de individuelle nivåene varierte mellom 7 100 og 45 000 ng/g lipid. Dette er nær den høyeste konsentrasjonen av PBDE som hittil er målt i fisk internasjonalt (47 900 ng/g lipid).

Lake fra Losna i Gudbrandsdalslågen, nord for Lillehammer, hadde en PBDE-konsentrasjon på 49 ng/g lipid, det vil si kun 0,2 % av nivået som fantes i lake fra Mjøsa ved Lillehammer.

Ørret fanget nedenfor Svanfossen i Vorma, som er Mjøsas utløpselv, hadde PBDE-konsentrasjoner i området 5 750–7 900 ng/g lipid. Dette er omlag samme nivå som for ørret i Mjøsa. Årsaken til de høye nivåene er uvisst. Det kan ikke utelukkes at det dreier seg om nedvandret fisk, eller fisk som har spist nedvandret byttefisk som krøkle og lagesild. I Øyeren, lenger ned i vassdraget, var konsentrasjonene betydelig lavere. Abbor og gjedde herfra hadde en konsentrasjon på henholdsvis 450 og 950 ng/g lipid.

Analyser av nedfryste prøver av lagesild, fisket i perioden 1993–2003, viste at det skjedde en kraftig økning i konsentrasjonen i fisken fanget i 1998, fra omlag 600 til 3 500 ng/g lipid. Nivåene sank deretter til 1 200–1 800 ng/g lipid. Dette tyder på at det i 1998, eller like før, skjedde et betydelig utslipp av PBDE til Mjøsa.

Heksabromsyklododekan, HBCD
I jord- og sedimentprøvene fra deponier var det kun ved Støleheia og Okstadbrinken det ble funnet HBCD over deteksjonsgrensen. Konsentrasjonene var henholdsvis 2,5 og 7,7 ng/g t.v.

I sedimenter fra Mjøsa ble β-HBCD påvist ved Lillehammer (7,9 ng/g t.v.), ingen andre isomerer ble funnet over deteksjonsgrensen. I Drammenselva, fra Hokksund og nedover, ble det påvist α-HBCD (0,9–1,5 ng/g t.v.) og γ-HBCD (0,3–3,1 ng/g t.v.).

I indre Drammensfjord ble det funnet detekterbare mengder av alle tre isomerene (α-, β-, og γ-HBCD) ved Lierstranda (konsentrasjonene var henholdsvis 10,2–0,7 og 3,3 ng/g tørrvekt). I de øvrige marine sedimentene ble det ikke påvist detekterbare mengder av HBCD.

I fisk fra Mjøsa, Vorma og Øyeren ble det påvist HBCD i alle undersøkte fiskeprøver, og isomeren α-HBCD hadde en dominerende forekomst. Nivåene av HBCD lå i området 90–880 ng/g lipid; lavest i abbor og gjedde fra Øyeren, høyest i gjedde fra Mjøsa.

Fisk fra indre Drammensfjord hadde lave nivåer av α-HBCD i de fleste prøvene (5–23 ng/g lipid). I torskelever fra ulike steder langs norskekysten ble det òg funnet lave nivåer av α-HBCD (2–9 ng/g lipid).

Tetrabrombisfenol A (TBBPA) og bisfenol A
I samtlige jord- og sedimentprøver fra deponier ble det påvist TBBPA (0,06–6,2 ng/g t.v.), med høyest verdi fra Støleheia. Bisfenol A ble påvist i vesentlig høyere konsentrasjoner (7–370 ng/g t.v.), med høyeste verdier i Røyken og Støleheia.

Analyser av sedimentprøver fra Losna og Mjøsa viste lave nivåer av TBBPA (0,04–0,13 ng/g t.v.), og høyere nivåer av bisfenol A (11–48 ng/g t.v.).

I sedimenter fra Drammensvassdraget lå konsentrasjonen av TBBPA i området 0,2–10 ng/g t.v., med høyest nivå i en prøve fra Loselva ved Hokksund. Nivåene av bisfenol A lå i området 6–280 ng/g tørrvekt, og det var en klar tendens til økende konsentrasjoner nedover vassdraget.

I indre Drammensfjord lå nivåene av TBBPA i sedimentene i området 0,3–39 ng/g t.v., med høyeste nivå ved en stasjon utenfor Lierstranda (Teigen kaianlegg). Konsentrasjonen av bisfenol A lå i området 120–620 ng/g t.v. Høyeste konsentrasjon var igjen ved stasjonen utenfor Teigen kaianlegg. De øvrige marine sedimentene hadde konsentrasjoner av TBBPA i området 0,01–2,4 ng/g t.v., og konsentrasjoner av bisfenol A i området 1–22 400 ng/g t.v. De høyeste konsentrasjonene ble funnet havner.

Konsentrasjonene av TBBPA i samtlige fiskeprøver var lave og detekterbare konsentrasjoner (0,2–9 ng/g lipid) ble kun funnet i prøvene fra Mjøsa, Vorma og Øyeren, og i prøven av ål fra Drammensfjorden. De høyeste nivåene ble funnet i abbor og gjedde fra Mjøsa. Bisfenol A ble funnet i vesentlig høyere konsentrasjoner. I fisk fra Mjøsa, Vorma og Øyeren lå nivåene i området 33–1 390 ng/g lipid; lavest for abbor i Øyeren, høyest for ørret i Vorma og gjedde i Mjøsa.

I fiskeprøvene fra indre Drammensfjord varierte bisfenol A konsentrasjonene mellom 15–408 ng/g lipid; lavest for torsk og ål, høyest for stam og abbor. I de øvrige prøvene av torskelever fra norskekysten ble det kun funnet detekterbare mengder i prøven fra Ullerøy-området (107 ng/g lipid).

Triclosan
Triclosan ble påvist i alle jord- og sedimentprøvene fra deponier. Nivåene lå i området 0,9–105 ng/g t.v., med høyeste verdi fra Støleheia.

I sedimenter fra Losna og Mjøsa varierte nivåene mellom 0,3–2,8 ng/g t.v., lavest ved Losna og høyest ved Lillehammer.

I sedimenter fra Drammenselva lå nivået i området 0,02–11 ng/g t.v., og det var en tydelig tendens til økte konsentrasjoner nedover vassdraget. Sedimenter i indre Drammensfjord lå i området 10–30 ng/g tørrvekt, med den høyeste konsentrasjonen ved stasjonen i hovedbassenget.

Konsentrasjonene i marine sedimenter, utenom Drammensfjorden, lå i området 0,4–14 ng/g tørrvekt. Laveste nivå ble funnet ved Lista, høyeste i Trondheim havn.

Nivåene i fisk fra Mjøsa, Vorma og Øyeren lå i området 0,9–13 ng/g lipid; lavest for en ørretprøve fra Vorma og høyest for en gjeddeprøve fra Mjøsa. I Drammensfjorden ble detekterbare mengder kun funnet i en prøve av ål (0,6 ng/g lipid). Konsentrasjonen i leverprøver av torsk lå i området 1–96 ng/g lipid; høyeste konsentrasjon ble funnet i torskelever fra Ullerøy, mens nivåene i øvrige prøvene var relativt lave.

Klorerte parafiner, CP
Klorerte parafiner ble funnet i alle jord- og sedimentprøver fra deponier, samt i alle sedimentprøver i ferskvann og marint miljø. I disse prøvene var en tendens til at forekomsten av klorerte parafiner av midlere lengde (MCCP) var større enn forekomsten av kortkjedede (SCCP).

Nivåene av klorerte parafiner i jord- og sedimentprøvene varierte mye; for SCCP lå konsentrasjonene i området 11–16 500 ng/g t.v., for MCCP lå konsentrasjonene i området 10–47 000 ng/g t.v. Høyeste nivåer ble funnet i prøven fra Okstadbrinken.

I sedimenter fra Losna og Mjøsa lå konsentrasjonene av klorerte parafiner i området 30–770 ng/g t.v. Laveste nivå var i Losna og høyeste ved Lillehammer og Gjøvik.

I Drammenselva varierte nivåene av klorerte parafiner mellom 10–7 400 ng/g t.v., med økende konsentrasjoner nedover vassdraget. Det var her en klar tendens til at konsentrasjonen av MCCP var større enn SCCP. I Drammensfjorden varierte konsentrasjonene fra 230 ng/g t.v. ved stasjonen i hovedbassenget og til 7 750 ng/g tørrvekt ved Tangen flytedokk. Forholdet mellom SCCP og MCCP var svært ulikt ved to stasjoner: ved Tangen flytedokk dominerte MCCP, mens SCCP dominerte ved Teigen kaianlegg.

I fiskeprøvene var det en klar tendens til at SCCP akkumulerte i større grad enn MCCP. I fisk fra Mjøsa, Vorma og Øyeren lå konsentrasjonen av klorerte parafiner i området 280–4 375 ng/g lipid; lavest for lagesild og krøkle i Mjøsa, høyest for en ørretprøve fra Vorma.

I fisk fra Drammensfjorden varierte nivåene mellom 46–495 ng/g lipid; lavest for ål og høyest for lever i skrubbe. I prøvene av torskelever fra norskekysten lå nivåene i området 70–290 ng/g lipid; lavest i en prøve fra Drammensfjorden og høyest i en fra Ullerøy-området.

2. Extended abstract

Background and objectives
This report presents the results of a screening survey on the occurrence of brominated flame retardants, Bisphenol A, triclosan and chlorinated paraffins in the Norwegian environment. The survey was done on behalf of the Norwegian State 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*).

The survey had two main objectives. The first objective was to follow up the work of the first screening survey of a selection of novel environmental contaminants in Norway (Schlabach *et al.*, 2002). As in the first survey, the study was on the environmental presence of brominated flame retardants together with chlorinated paraffins, and in addition, include analyses of bisphenol A and triclosan. The focus was on the concentrations of these substances in soil and sediment samples from landfills and industrial sites; in marine and freshwater sediments; and in freshwater fish, cod liver and blue mussels.

The second objective focused on the pollution of PBDEs in Lake Mjøsa, where unusually high concentrations have been found in fish (Fjeld *et al.*, 2001, NIVA/NILU 2003). The objective of this part of the survey was to make a broader documentation of the PBDE levels in sediments and fish, and to localize areas with point sources of PBDEs.

Also reported are levels of polychlorinated dibenzodioxins and furans (PCDDs/PCDFs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in a minor selection of the fish samples. These analyses were done on behalf of the National Food Safety Authority (*Mattilsynet*).

Material and methods
Most of the fieldwork was done during 2003, and the sampling took place at following localities or sampling sites:

Landfills or industrially contaminated sites
Samples of leachate water, process water, ground water and surface water were collected from ten sites in southern Norway, whereas sediment samples from leachate ponds, soil samples or pond/riverbed sediments were collected from eight of these sites.

Lake Mjøsa
The lake is situated in Southeast Norway and is the country's largest lake (365 km^2, average depth: 153 m, max depth: 449 m). Surface sediment samples (0–2 cm) were collected from 14 stations. One sediment sample was also collected from the main inlet river at Lake Losna, 25 km north of lake Mjøsa. Fish were collected from the inlet river at Lake Losna, from Lake Mjøsa, from the outlet river Vorma, and from Lake Øyeren further down the watercourse. Fish samples were homogenates of whole body or muscle fillets (pooled samples, typically 7–20 individuals per sample). The indicator species were brown trout (*Salmo trutta*), perch (*Perca fluviatilis*), pike (*Esox lucius*), burbot (*Lota lota*), vendace (*Coregonus albula*) and smelt (*Osmerus eperlanus*). Archived samples of vendace fished during 1993–2002 were also included. Passive samplers (SMPDs, semipermeable membrane devices) for lipophilic

contaminants were deployed at four different stations in Lake Mjøsa (one in 2002, three in 2003).

Drammens River and the Drammensfjord
The Drammens River and the Drammensfjord are located in an industrialized area in Southeast Norway. The average discharge of the river is about 300 m^3/s. Sediment samples were taken from 7 stations in the river, from the outlet of Lake Tyrifjorden to the outlet at Drammensfjorden. Four sediment samples (0–2 cm) were taken in the Drammensfjord, one in the main basin and three close to industrial sites. Homogenated fish samples (tissue from 5–20 individuals per pooled sample; muscle fillets;) were prepared from fish caught in the Drammensfjord. The species were anadromous brown trout, perch, orfe (*Leuciscus idus*), cod (*Gadus morhua*), flounder (*Platichthys flesus*) and eel (*Anguilla anguilla*).

Coastal marine environment
The marine samples were taken along the Norwegian coast from near the Russian border to the outer Oslofjord. Sediment samples were taken at six different stations. Two of the stations were located to harbors, one in a fjord with industrial contamination, and three in open coastal waters. Blue mussels (*Mytilus edulis*) were collected from five presumptive unpolluted stations; 1–2 pooled samples of soft tissue were prepared from each station (50 ind. per sample). Cod were sampled from five other presumably unpolluted areas. Three pooled liver samples were prepared for each site (7 ind. per sample).

Chemical analyses
The following chemical substances were analyzed: Polybrominated diphenyl ethers, (PBDEs, IUPAC numbers: BDE-28, -47, -49, -71, -77, -100, -119, -138, -153, -154, -183, and -209); hexabromocyclododecane (HBCD, α-, β- and γ-isomers); tetrabromobisphenol A (TBBPA); bisphenol A; triclosan; short and medium chained chlorinated paraffins (SCCP and MCCP).

Findings
Polybrominated diphenyl ethers, PBDEs
The concentrations of PBDEs in leachate sediments or soils from landfills or industrial sites varied between 0.5–181 ng/g dry weight (d.w.), whereas the concentrations of PBDEs in different water samples (leachate water, process water, ground and surface water) from landfills and industrial sites were in the range of 1–15 ng/L. BDE-209 dominated strongly among the different PBDE congeners.

The concentrations of PBDEs in sediments from Lake Mjøsa were in the range 0.6–27 ng/g d.w. The levels were highest in the northern part (the inlet basin, close the town of Lillehammer) and lowest close to the outlet in the south. Based on the content of organic carbon (TOC), the concentrations outside Lillehammer were 600–740 ng/g TOC, whereas the concentrations elsewhere varied between 50–350 ng/g TOC. Tri- to hexa-BDEs (BDE-47, -99, -100, -153 and -154) constituted 60–70 % of the sum PBDEs in sediments from the northern part. Elsewhere, BDE-209 was the dominating congener with 50–90 %. The concentration in sediments from Lake Losna (the lake in the inlet river) was 21 ng/g TOC, with a BDE-209 percentage close to 67 %. We conclude that the high concentrations of PBDEs in sediments close to Lillehammer, together with the high percentage of tri- to hexa-BDEs, strongly indicate that the technical product "pentaBDE" has been discharged to the lake here.

Passive sampling devices (SPMDs) did not accumulate any PBDE from Lake Losna (in the main inlet river). In Lake Mjøsa, the accumulation rate was approximatly 3–6 times higher in the central part of the lake (outside the town of Gjøvik) compared to the stations in the Furnesfjorden basin and outside the town of Hamar.

The concentrations of sum PBDEs in pooled fish samples from Lake Mjøsa were in the range 50–90 ng/g wet-weight (w.w.) or 1 200–22 000 ng/g lipid. The lowest levels were in vendace and smelt (zooplankton-feeding species), whereas the highest levels were in perch, pike, trout and burbot (fish-eating species). Average concentration of 10 individual trout samples (mean weight: 3.5 kg) was 5 450 ng/g lipid, with individual concentrations in the range of 3 300–17 500 ng/g lipid. These are the highest concentrations in free-living salmonids reported internationally. Average concentration of 10 individual burbot samples from Lillehammer (mean weight: 1.5 kg) was 22 000 ng/g lipid, with individual concentrations in the range of 7 100–45 000 ng/g lipid. This is close to the highest concentration ever reported internationally in fish (47 000 ng/g lipid). The concentration of sum PBDE in burbot from Lake Losna (in the inlet river) was 49 ng/g lipid, whereas the concentrations in two trout samples from the outlet river Vorma was 5 750 and 7 900 ng/g lipid. BDE-99 was the dominating congener (21–45%), with BDE-47 as number two (24–35%) and BDE-100 as number three (8–15%).

The concentrations of PBDEs in sediments from the Drammens River were in the range 4–80 ng/g d.w. Adjusted for the organic carbon content, the concentrations were in the range of 86–6 900 ng/g TOC. The highest concentration was found at the station highest up in the river at the outlet of lake Tyrifjorden, in a presumptive rather unpolluted area. We would like to see this station be resampled to confirm this level. In the Drammensfjord the concentrations were 7–25 ng/g d.w. or 160–1950 ng/g TOC. The highest level was found outside a quay for shipping of materials (shredding) from recycled automobiles. BDE-209 dominated the concentrations in both river and marine sediments (80–99%). The concentrations of PBDEs in muscle tissue of fish (eel, trout, orfe, perch) from the Drammensfjord varied between 1–2 ng/g w.w. or 10–170 ng/ lipid, lowest for eel and trout, highest for perch and orfe. The concentrations in liver of cod and flounder were 41 and 172 ng/g l ipid, respectively. BDE-47 was dominating among the congeners in the fish samples with 41–72%, with BDE-100 as second (9–22%). The percentage of BDE-99 was low in orfe, cod, flounder and eel (0.3–5%), but relatively high in trout and perch (14 and 31%).

BDE-209 was the dominating congener among the PBDEs in marine sediments from the Norwegian coast, with concentrations in the range 0.4–12 ng/g d.w. BDE-47 and -99 were also detected, usually in far lower concentrations (0.1–0.18 ng/g d.w.). In blue mussels, only BDE-47 and -99 were found in detectable concentrations. The concentrations (sum of BDE-47 and -99) were 1.5–19 ng/g lipid, except for one exceptionally high measurement of 93 ng/g lipid at Lista, South Norway. The concentrations of PBDEs in cod liver were in the range 15–52 ng/g lipid. The dominating congeners were BDE-47 (50–73%), BDE-100 (6–16%), sum of BDE-49 and BDE-71 (2-17%). BDE-99 had a rather low representation in cod liver (1-4%), especially when compared to the results from the freshwater species.

Hexabromocyklododekan, HBCD
Detectable concentrations of HBCD were only found in two of the eight samples soil and sediment samples from landfills and industrial sites (2.5 and 7.7 ng/g d.w.)

Of the sediment samples from Lake Mjøsa and Lake Losna, the only dedetectable level was found outside the town of Lillehammer in the northern part of Lake Mjøsa. Only β-HBCD was found here, with a concentration of 7.9 ng/g d.w. Detectable concentrations of α-HBCD (0.9–1.5 ng/g d.w.) and γ-HBCD (0.3–3.1 ng/g d.w.) were found in the Drammens River. In the Drammensfjord, detectable concentrations of all three isomers were found at one station close to an industrial area (concentration of α-, β-, and γ-HBCD were 10.2, 0.7 and 3.3 ng/g, respectively).

HBCD was found in fish from Lake Mjøsa and further down the watercourse in the river Vorma and Lake Øyeren). The levels were in the range of 90–880 ng/g lipid. The α-isomer dominated the concentrations. The highest level was found in a pike sample from Lake Mjøsa. In fish from the Drammensfjord there were in general low concentrations of α-HBCD (5–23 ng/g lipid). Liver of cod from the Norwegian coast had low concentrations of α-HBCD (2–9 ng/g lipid).

Tetrabromobisphenol A (TBBPA) and bisphenol A
TBBPA was found in all soil and sediment samples from landfills and industrial sites (0.06–6.2 ng/g d.w.) Bisphenol A was found in significantly higher concentrations (7–370 ng/g d.w.).

In sediments from Lake Mjøsa and Lake Losna, low concentrations of TBBPA were found (0.04–0.13 ng/g d.w.). Bisphenol A was found in significantly higher concentrations (11–48 ng/g d.w.).

Sediments from the Drammens River had concentrations of TBBPA in the range of 0.2–10 ng/g d.w., with the highest concentration close to an industrial area. The concentrations of Bisphenol A were 6–280 ng/g d.w., with increasing levels downstream. Sediments from the Drammensfjord had concentrations of TBBPA in the range of 0.3–39 ng/g d.w., with the highest level close to an industrial area. The concentrations of Bisphenol A in the Drammensfjord sediments were 120–620 ng/g d.w., with the highest close to the aforementioned industrial area.

The other marine sediments had concentrations of TBBPA in the range of 0.01–2.4 ng/g d.w., whereas the concentrations of Bisphenol A were 1– 22 400 ng/g. The highest levels were found in harbors.

Triclosan
Tricosan was found in all soil and sediment samples from landfills and industrial sites, with concentrations in the range of 0,9–105 ng/g d.w.

Sediments from Lake Mjøsa and Lake Losna had triclosan concentrations between 0.3–2.8 ng/g d.w.. The lowest level was found in Lake Losna, the highest in Lake Mjøsa, close to the town of Lillehammer.

Concentrations of triclosan in sediments from the Drammens River varied between 0.02–11 ng/g d.w., with increasing levels downstream. Sediments from the Drammensfjord had levels between 10–30 ng/g d.w., with the highest concentration at the station in the main basin.

Concentrations of triclosan in other marine sediments were 0.4-14 ng/g d.w., with the highest level in the harbor of Trondheim city.

Fish from Lake Mjøsa and further down the watercourse (Vorma River, Lake Øyeren) had triclosan levels in the range of 0.9–13 ng/g lipid. The lowest concentration was found in a trout sample from the Vorma River, the highest in a pike sample from Lake Mjøsa.

Chlorinated paraffins
Chlorinated paraffins were found in all soil and sediment samples from landfills and industrial sites, and in all sediment samples from both freshwater and marine environment. In general, the concentrations of medium chained chlorinated paraffins (MCCP) exceeded those of short chained paraffins (SCCP).

The concentrations of SCCP in soil and sediment samples from landfills and industrial sites were 11– 16 500 ng/g d.w., whereas the concentrations of MCCP were 10– 47 000 ng/g d.w.

Sediments from Lake Mjøsa and Lake Losna had concentrations of SCCP+MCCP in the range of 30–770 ng/g d.w. The lowest concentration was found in Lake Losna, and the highest in Lake Mjøsa.

In the Drammens River, the concentrations of SCCP+MCCP varied between 10–
7 400 ng/g d.w., with increasing concentrations downstream. In the Drammensfjord were the concentrations in the range of 750–7 750 ng/g d.w., with the highest concentrations close to a floating dock.

In the fish samples, the concentrations of SCCP were clearly larger then the concentrations of MCCP. Fish from Lake Mjøsa and further down the watercourse (the Vorma River and Lake Øyeren) had concentrations of SCCP+MCCP in the range of 28–4 375 ng/g lipid. The concentrations were lowest for zooplankton-feeding vendace and smelt from Lake Mjøsa, and highest in a trout sample from the Vorma River.

Fish from the Drammensfjord had concentrations of SCCP+MCCP between 46–495 ng/g lipid. The lowest concentration was found in an eel sample, the highest in a sample of flounder liver. In the cod liver samples from the Norwegian coast, the concentrations varied between 70–290 ng/g lipid.

3. Bakgrunn og formål

3.1 Bakgrunn

Bromerte flammehemmere (ofte forkortet som BFH eller BFR = brominated flame retardants) er en fellesbetegnelsen for en større gruppe organiske stoffer. Stoffene har forskjellige strukturer, men alle inneholder brom. Under sterk varmepåvirkning frigis bromradikaler som stopper kjedereaksjonen i forbrenningsprosessen og 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 miljø-skadelige effekter. Spesielt har det vært fokus på stoffgruppene polybromerte difenyletere (PBDE) og polybromerte bifenyler (PBB). Den globale produksjonen av PBB opphørte høsten 2000. Andre bromerte flammehemmere som det fokuseres på er heksabromsyklododekan (HBCD) og tetrabrombisfenol A (TBBPA) (de Wit, 2002).

Bisfenol A (2,2'-(4,4'-dihydroksydifenyl)-propan) brukes i relativ store kvanta (50–100 tonn/år) i maling, lakk, lim og gulvbelegg og som monomer i framstilling av polykarbonat plast. Siden bisfenol A er blitt påvist i miljøprøver og kan virke som en hormonhermer, er det av betydning å kjenne til utbredelse av denne forbindelsen i det norske miljøet.

Triclosan (5-klor-2-(2,4-diklorfenoksy)-fenol eller Irgasan DP 300) er et klorholdig, fenolisk desinfeksjonsmiddel. På grunn av sin antibakterielle virkningen brukes triclosan som konserveringsmiddel i kosmetika, som desinfeksjonsmiddel i tannkrem, tekstiler, skjærefjøler og industrigulv. Triclosan står på SFTs Obs-liste på grunn av toksisk virkning på vannlevende organismer, bioakkumulering og mulighet for å utløse antibiotikaresistens (Adolfsson-Erici, 2003).

Polyklorerte alkaner (PCA) eller klorerte parafiner (CP), som de også kalles, er en gruppe forbindelser som er blitt brukt i stor utstrekning som tilsetningsstoffer i ekstremsmøremidler, spesielt til metallbearbeiding og i skipsindustrien. De er også benyttet som sekundærmyknere og flammehemmere i plast-, maling- og lærindustrien. Man skiller ofte mellom kortkjedede (SCCP, C_{10}-C_{13}), mellomkjedede (MCCP, C_{14}-C_{17}) og langkjedede (LCCP, C_{18}-C_{30}) klorerte parafiner.

Forbruk
SFT anslår at den totale mengden bromerte flammehemmere som brukes i Norge er mellom 270 og 340 tonn i 2001. 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 HBCD og dekabromdifenyleter (dekaBDE) er betydelig mindre (SFT, 2003a).

De kommersielt produserte flammehemmerene inneholder ikke rene stoffer, men er en blanding av flere. Således inneholder produktet som selges som oktabromdifenyleter («oktaBDE») også ca 45 % heptabromdifenyleter heptaBDE (se også Tabell 2).

Bruk av triclosan er blitt estimert til mellom 1 og 10 tonn/år (SFT, 2002). I 2001 undersøkte SNT bruken av triclosan i kosmetika og tannkrem og anslår at det ble brukt cirka 2,3 tonn/år totalt eller 1,7 tonn i tannkrem og 0,5 tonn i andre kosmetiske produkter (SNT, 2003). Et stort tannkremmerke faset ut bruken av triclosan i sine produkter i løpet av høsten 2002. Dette reduserte mengden triclosan fra tannkremer i markedet med ca. 50 %.

SFT har anslått et forbruk av bisfenol A på 50 til 100 tonn/år (SFT, 2003 b).

SFT estimerte omsetning av SCCP til 190 –210 tonn/år i 1991 og til 3,9 tonn/år i 2001. Total omsetning for MCCP og LCCP var ca. 1000 tonn i 2001. Av forbruket i 1991 gikk ca. 100 tonn til skjæreoljer og resten som mykgjører og flammehemmer i plast-, maling og lærindustri (SFT, 2003 b).

Utslipp og spredning i miljøet
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 polybromerte difenyletere i fisk fra Frierfjorden, Hordaland, Lofoten, Mjøsa og i fisk fra Bjørnøya. 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.

Triclosan er en forholdsvis stabil og lipofil komponent. Bruksmønsteret av triclosan bidrar at det lett slippes ut i miljøet direkte via avløpsvann, gjennom sigevann fra avfallsdeponier og diffust gjennom luft.

Tilførsler til miljøet av SCCP ved bruk av skjærevæsker og maling går hovedsakelig til vann og jord. Utslippene til luft er ubetydelige. SCCP og MCCP i plastprodukter følger produktene og ender opp som avfall ved endt levetid.

Effekter
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, persistent og bioakkumuleres. PentaBDE er klassifisert som miljøskadelig og som helseskadelig ved kronisk påvirkning. Oktabromdifenyleter (oktaBDE) og dekabromdifenyleter (dekaBDE) er lite nedbrytbare og er til dels også påvist høyt oppe i næringskjeden. OktaBDE er foreslått klassifisert som reproduksjonsskadelig (fruktbarhets-reduserende 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 HBCD 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. HBCD 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).

Kortkjedede (C_{10}–C_{13}) og høyklorerte (>50 % klor) parafiner (SCCP) har utvist toksiske egenskaper hos mus. Dose-respons forsøk med mus, foretatt ved institutt for oral biologi ved universitetet i Oslo, viser at eksponering av SCCP fører til betydelig økt levervekt relativt sett. SCCP er meget giftig for vannlevende organismer. Stoffet er persistent og bioakkumuleres og er klassifisert som miljøskadelig og kreftfremkallende (mulig fare for kreft). Mellomkjedede klorparafiner (MCCP) er også foreslått klassifisert som miljøskadelige basert på at de er giftige for akvatiske organismer, lite nedbrytbare og bioakkumulerende (SFT, 2002).

Triclosan er giftig for akvatiske organismer, spesielt for alger, lite nedbrytbar og bioakkumulerende. Det er påvist dannelse av klorerte dioksiner ved forbrenning eller under påvirkning av sollys. I tillegg så ser man en risiko for utvikling av en generell antibiotika-resistens hos bakterier som er utsatt for triclosan (SNT, 2003).

Bisfenol A anses ikke som spesielt toksiske sammenlignet med de andre stoffer i denne undersøkelsen, men mistenkes for å kunne utløse hormonliknende effekter (European Commission, 2003)

Tiltak
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 blir omsetning og bruk av teknisk penta- og oktabromdifenyleter forbudt etter 15.08.2004 (2003/11/EC) og SFT har foreslått at forbudet også skal gjelde i Norge. Deka-BDE, HBCD og TBBPA er under vurdering i EUs program for risikovurdering av eksisterende stoffer.

SFT og SNT overvåker bruken av triclosan. Triclosan står på SFTs OBS-liste, men bruken er foreløpig ikke planlagt forbudt. Det utarbeides nå en biocid-forskrift som også vil berøre triclosan. Stoffet er foreslått til vurdering i EUs relevante vitenskapskomité.

Bisfenol A er til vurdering i EUs program for risikovurdering av eksisterende kjemikalier.

Kortkjedede og høyklorerte parafiner (SCCP) er nylig er blitt forbudt brukt i Norge. Mellomkjedede parafiner (MCCP) er til vurdering i EUs program for risikovurdering av eksisterende kjemikalier.

3.2 Formål

Målsetting med prosjektet er å få en overordnet oversikt over nivåene av bromerte flamme-hemmere, klorerte parafiner, triclosan og bisfenol A i utvalgte deler av miljøet i Norge. I 2002

ble det fokusert på risiko for utlekking fra avfallsdeponier, på lufttransportpotensiale og på nivåene i marine biologiske prøver fra høyt, diffust og mindre belastede områder (Schlabach *et al.,* 2002).

I denne undersøkelsen ble det lagt vekt på prøver med tilknytning til forurenset grunn og deponier, sedimenter i ferskvann og marint miljø, marin biota og ferskvannsfisk.

En annen målsetning har vært å undersøke forekomsten av bromerte flammehemmere i Mjøsa da det tidligere har vært påvist svært høye konsentrasjoner av PBDE i fisk herfra (Fjeld *et al.,* 2001; NILU/NIVA, 2003). Formålet er å lokalisere områder hvor det har vært lokale punktutslipp, samt å gjøre en bredere kartlegging av forurensningssituasjonen i sedimenter og fisk i Mjøsa og lenger nedover i vassdraget.

3.3 Analyserte forbindelser

Følgende forbindelser ble analysert og påvist i denne undersøkelse:

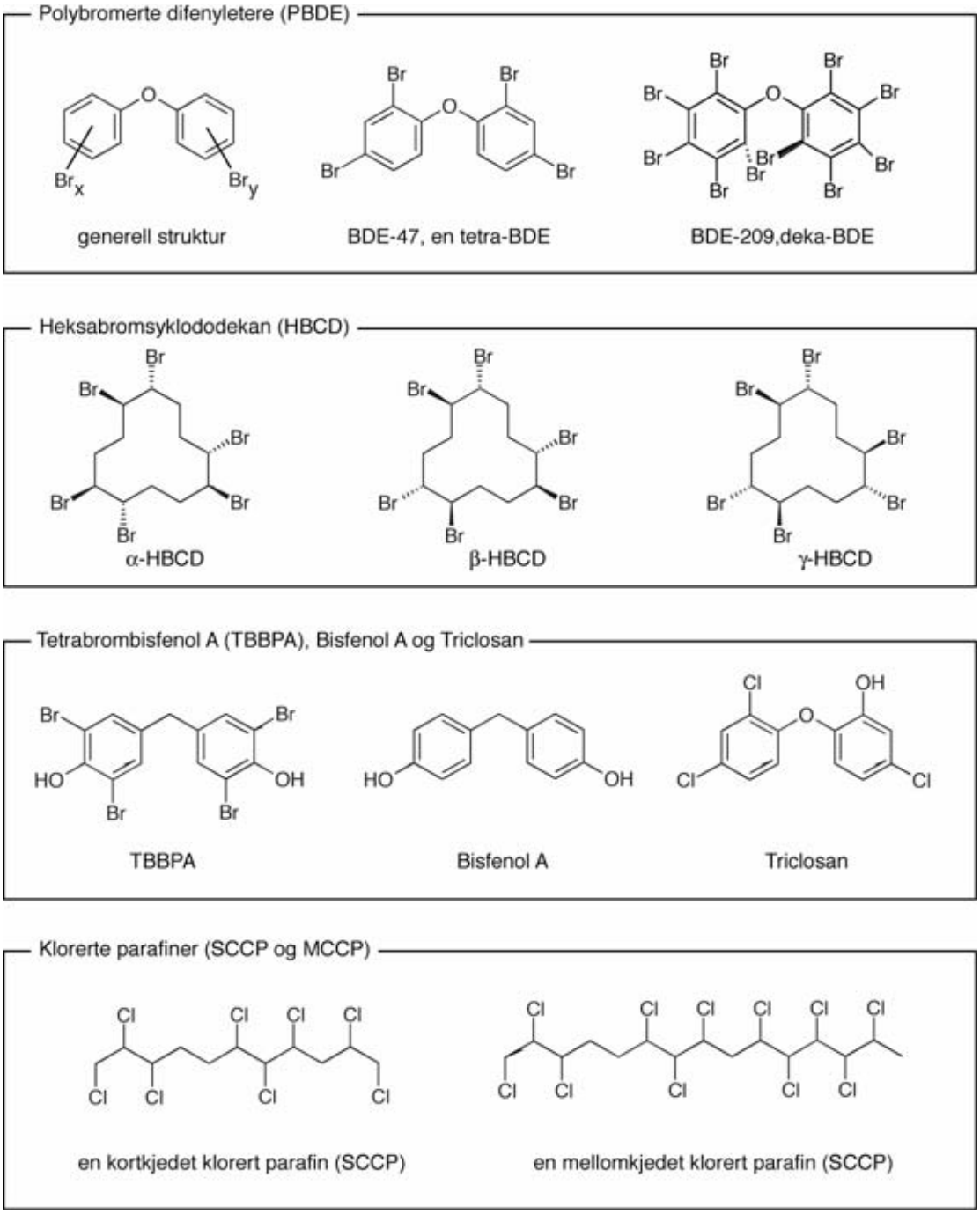
Tabell 1: Analyserte forbindelser i denne undersøkelsen med forkortelse, fullt navn og CAS-nummer.

Forkortelse	Kjemisk navn	CAS-nummer
BDE-28	2,4,4'-tribromdifenyleter	46690-94-0
BDE-47	2,2',4,4'-tetrabromdifenyleter	40088-49-9
BDE-49*	2,2',4,5'- tetrabromdifenyleter	40088-49-9
BDE-71*	2,3',4',6- tetrabromdifenyleter	40088-49-9
BDE-77	3,3',4,4'-tetrabromdifenyleter	40088-49-9
BDE-99	2,2',4,4',5-pentabromdifenyleter	32534-81-9
BDE-100	2,2',4,4',6-pentabromdifenyleter	32534-81-9
BDE-119	2,3',4,4',6-pentabromdifenyleter	32534-81-9
BDE-138	2,2',3,4,4',5'-heksabromdifenyleter	36483-60-0
BDE-153	2,2',4,4',5,5'-heksabromdifenyleter	36483-60-0
BDE-154	2,2',4,4',5,6'-heksabromdifenyleter	36483-60-0
BDE-183	2,2',3,4,4',5',6-heptabromdifenyleter	68928-80-3
BDE-209	Dekabromdifenyleter	13654-09-6
α-HBCD	α-heksabromsyklododekan	25637-99-4
β-HBCD	β- heksabromsyklododekan	25637-99-4
γ-HBCD	γ- heksabromsyklododekan	25637-99-4
TBBPA	Tetrabrombisfenol A	79-94-7
BPA	Bisfenol A	80-05-7
triclosan	5-Klor-2-(2,4-diklorfenoksy)-fenol	3380-34-5
SCCP	Kortkjedede klorerte parafiner	85535-84-8
MCCP	Mellomkjedede klorerte parafiner	85535-85-9

*) 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.

Kjemisk struktur av de enkelte hovedgruppene av de undersøkte forbindelsene er vist i Figur 2. For gruppen polybromerte difenyletere (PBDE) finnes det teoretisk i alt 209 ulike varianter eller kongenerer. De forskjellige kongenerene er nummerert i henhold til IUPAC-systemet for PCB basert på posisjonen av bromatomene på de to benzenringene. De tekniske blandingene «pentaBDE», «oktaBDE» og «dekaBDE» inneholder blandinger av flere kongenerer og bromeringsgrader som vist i Tabell 2.

Heksabromsyklododekan er en blanding av 3 isomerer (α-, β-, og γ-HBCD). Det ser ut som om de kommersielle produkter inneholder mest γ-HBCD og minst β-HBCD. Tetrabrombisfenol A (TBBPA) er en bromert flammehemmer bygget over et skjelett av bisfenol A. De klorerte parafinene inndeles i to hovedgrupper: Kortkjedede polyklorerte alkaner eller klorerte parafiner (sPCA eller SCCP) (med kjedelengde C10 til C13), og mellomkjedede polyklorerte alkaner eller klorerte parafiner (mPCA eller MCCP) (med kjedelengde C14 til C17).



Figur 1. Kjemisk struktur av de enkelte hovedgruppene av de undersøkte forbindelsene.

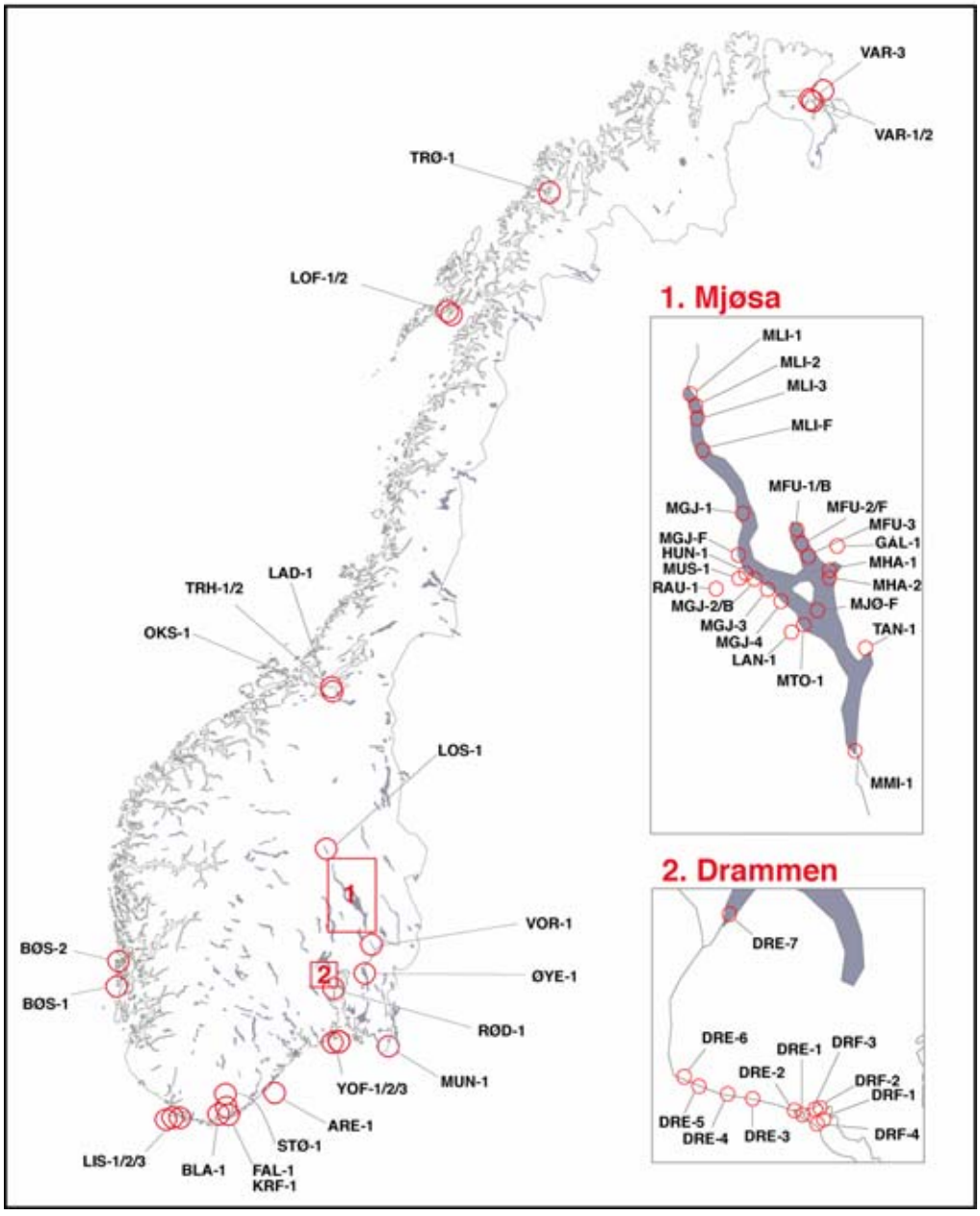
Tabell 2: Kongener-sammensetning av tekniske PBDE-blandinger.

	relativt forhold, kongenerer i %						
Teknisk blanding	TetraBDE	PentaBDE	HeksaBDE	HeptaBDE	OktaBDE	NonaBDE	DekaBDE
«PentaBDE»	24 –38	50 – 60	4 – 8				
«OktaBDE»			10 – 12	44	31 – 35	10 – 11	< 1
«DekaBDE»						< 3	97 – 98

4. Materiale og metoder

4.1 Stasjonsbeskrivelse

Prøvene ble hentet fra i alt 65 ulike stasjoner i tilknytning til kommunale deponier, områder med forurenset grunn, innsjøer og elver, samt marint miljø (Figur 2). Det har vært særlig fokusert på miljøet i og omkring Mjøsa og Drammenselva og indre Drammensfjord. I Tabell 3 har vi gitt en nærmere beskrivelse av stasjonene, oppgitt deres koordinater, samt redegjort for de ulike prøvetypene.



Figur 2. Kart med prøvetakningsstasjonene inntegnet. Nærmere beskrivelser av stasjonene er gitt i Tabell 3.

Tabell 3. Prøvetakningsstasjoner: angivelse av respektive identifikasjonskoder, beliggenhet, kartkoordinater og prøvetyper. Identifikasjonskoden er benyttet i kartet i Figur 2.

Stasjon ID	Stasjons-navn	Hovedområde	Stedsangivelse	Prøvetype	UTM sone	UTM ØV	UTM NS	Bredde, °	Lengde, °
LOS-1	Losna	Losna (Lågen)	Sør for Brudal	Sediment; Fisk; Vann (SPMD)	32	568900	6804500	61.368	10.289
MLI-1	Lillehammer St.1	Mjøsa	Utenfor Lillehammer RA	Sediment	32	578300	6774200	61.095	10.452
MLI-2	Lillehammer St. 2	Mjøsa	Utenfor Vingrom kirke	Sediment	32	577800	6771700	61.072	10.442
MLI-3	Lillehammer St. 3	Mjøsa		Sediment	32	578250	6768800	61.046	10.449
MGJ-1	Gjøvik St. 1	Mjøsa	Redalen	Sediment	32	592000	6752600	60.898	10.696
MGJ-2	Gjøvik St. 2	Mjøsa	Gjøvik, Rambek	Sediment	32	593400	6739700	60.782	10.715
MGJ-2B	Gjøvik St. 2B	Mjøsa	Gjøvik, Rambek	Vann (SPMD)	32	593300	6739700	60.782	10.713
MGJ-3	Gjøvik St. 3	Mjøsa		Sediment	32	594000	6738150	60.768	10.726
MGJ-4	Gjøvik St. 4	Mjøsa		Sediment	32	597500	6736200	60.749	10.789
MFU-1	Furnesfj. St. 1	Mjøsa	Brumunddal	Sediment	32	604700	6749700	60.869	10.928
MFU-1B	Furnesfj. St. 1B	Mjøsa	Brumunddal	Vann (SPMD)	32	605300	6749900	60.870	10.939
MFU-2	Furnesfj. St. 2	Mjøsa	Midtparti	Sediment	32	605900	6746700	60.841	10.948
MFU-3	Furnesfj St. 3	Mjøsa	Nedre del	Sediment	32	607900	6744400	60.820	10.984
MHA-1	Hamar St. 1	Mjøsa	Utenfor Hamar	Sediment	32	612500	6740200	60.781	11.066
MHA-2	Hamar St. 2	Mjøsa	Utenfor HIAS	Sediment	32	612800	6738400	60.765	11.071
MTO-1	Totenvika	Mjøsa	Skreia	Sediment	32	608500	6726700	60.661	10.985
MMI-1	Minnesund	Mjøsa	Syd for jernbanebrua	Sediment	32	623600	6697800	60.398	11.243
VOR-1	Vorma	Vorma	Svanfossen	Fisk	33	298400	6680600	60.212	11.361
ØYE-1	Øyeren	Øyeren	Nordre del	Fisk	33	285900	6642100	59.861	11.176
MJØ-F	Mjøsa	Mjøsa	ubestemt	Fisk	33	275000	6750000	60.821	10.861
MLI-F	Lillehammer	Mjøsa	Lillehammer, sydøst	Fisk	33	256000	6770000	60.989	10.488
MGJ-F	Gjøvik	Mjøsa	Gjøvik, nord	Fisk	33	265100	6750500	60.820	10.679
MFU-F	Furnesfjorden	Mjøsa	ubestemt	Fisk	33	279500	6752900	60.850	10.940
DRE-7	Drammenselva St. 7	Drammenselva	Vikersund	Sediment	32	556200	6648500	59.970	10.007
DRE-6	Drammenselva St. 6	Drammenselva	Hokksund	Sediment	32	552150	6626250	59.771	9.929
DRE-5	Drammenselva St. 5	Drammenselva	Loselva, utløp v. Steinberg	Sediment	32	554100	6626250	59.771	9.963
DRE-4	Drammenselva St. 4	Drammenselva	Mjøndalen	Sediment	32	558150	6624450	59.754	10.035
DRE-3	Drammenselva St. 3	Drammenselva	Langesøya	Sediment	32	562800	6624700	59.755	10.118
DRE-2	Drammenselva St. 2	Drammenselva	Drammen by, Politihuset	Sediment	32	567350	6623450	59.743	10.198
DRE-1	Drammenselva St. 1	Drammenselva	Drammen by, jernbanebrua syd	Sediment	32	568300	6622750	59.737	10.215
DRF-2	Drammensfj. St. 2	Indre Drammensfjord	Lierstranda, Lierterminalen	Sediment	32	570100	6623800	59.746	10.247
DRF-3	Drammensfj. St. 3	Indre Drammensfjord	Lierstranda, H. Teigen, kaianlegg	Sediment	32	569800	6623700	59.745	10.242
DRF-4	Drammensfj. St. 4	Indre Drammensfjord	Tangen, flytedokk	Sediment	32	570050	6622100	59.731	10.246
DRF-1	Drammensfj. 1	Indre Drammensfjord	Hovedbasseng	Sediment; Fisk	32	570900	6622500	59.734	10.261
KRF-1	Fiskaabukta	Kristiansand	Fiskaabukta	Sediment	32	439864	6442967	58.124	7.979
LIS-3	Lista St. 3	Lista	SV for Lista, C380*	Sediment	32	356425	6433568	58.020	6.569
ARE-1	Arendal	Arendal	Utenfor Arendal, st. B350*	Sediment	32	501596	6473567	58.403	9.027
YOF-3	Tønsberg	Ytre Oslofjord	Sør for Tønsberg	Sediment	32	578776	6543135	59.020	10.372
TRH-2	Trondh. havn St. 1	Trondheim	Trondheim havn, St. H.	Sediment	32	570831	7035712	63.443	10.420
TRH-1	Trondh. havn St. 2	Trondheim	Trondheim havn. St. E.	Sediment	32	570754	7035554	63.441	10.418
TRØ-1	Tromsø havn	Tromsø	Havn, St. 1019*	Sediment	34	420741	7727569	69.645	18.958

YOF-2	Færder	Ytre Oslofjord	Færder,St. 36A*	Blåskjell	32	587733	6544025	59.027	10.528
LIS-1	Lista	Lista	Lista, St. 15A*	Blåskjell	32	375234	6436361	58.051	6.886
BØS-1	Bømlo/Sotra St. 1	Bømlo/Sotra	Bømlo/Sotra, St. 22A*	Blåskjell	32	282193	6611709	59.587	5.142
LOF-1	Svolvær St. 1	Lofoten	Svolvær, St. 98*	Blåskjell	33	486043	7570665	68.249	14.662
VAR-3	Varangerfj. St. 3	Varanger-fjorden	Varangerfjorden St. 10*	Blåskjell	35	627470	7781469	70.108	30.358
VAR-2	Varangerfj. St. 2	Varanger-fjorden	Brashavn, Stasjon 11X*	Blåskjell	35	605226	7756940	69.899	29.744
YOF-1	Færder	Ytre Oslofjord	Færder,St. 36B*	Fisk	32	588003	6544774	59.033	10.533
LIS-2	Lista St. 2	Lista	Ullerøy-området, St. 15B*	Fisk	32	365238	6436556	58.050	6.717
BØS-2	Bømlo/Sotra St. 2	Bømlo/Sotra	Karihavet, St. 23 B*	Fisk	32	283757	6646591	59.900	5.133
LOF-2	Svolvær St. 2	Lofoten	Svolvær, St. 98B*	Fisk	33	243412	7578069	68.200	14.800
VAR-1	Varangerfj. St. 1	Varanger-fjorden	Varangerfjorden, St. 10B*	Fisk	35	602087	7760671	69.933	29.667
RØD-1	Røyken	Røyken	Røyken grovdeponi	Sigevann Sediment	32	582910	6618510	59.696	10.473
GÅL-1	Gålås	Hamar, Gålås	Gålås avfallsplass	Sigevann; Partikler; Sediment	32	613766	6747480	60.846	11.094
MUN-1	Munkholmen	Halden, Kornsjø	Munkholmen lærgarveri, deponi	Sigevann	32	653536	6535990	58.936	11.668
OKS-1	Okstadbrinken	Trondheim	Okstadbrinken, industrideponi	Jord	32	569538	7029060	63.383	10.391
LAN-1	Landheim veveri	Østre Toten, Mjøsa	Landheim Veveri,	Prosessvann	32	605951	6725920	60.655	10.938
LAD-1	Ladehammeren	Trondheim	Ladehammeren, renseanlegg	Avløpsvann	32	570980	7036270	63.448	10.423
BLA-1	Bladdalstjønn	Kristiansand	Bladdalstjønn, innløp	Sediment	32	437460	6441200	58.108	7.939
FAL-1	Falconbridge	Kristiansand	Falconbridge, ML-kloakken	Vann (industriavløp)	32	439425	6442980	58.124	7.972
STØ-1	Støleheia	Kristiansand	Støleheia, deponi	Sigevann; Sediment	32	435600	6458020	58.259	7.903
RAU-1	Raufoss	Raufoss	Industriparken, brønn 206	Brønnvann	32	587970	6733980	60.732	10.613
HUN-1	Hunnselva	Gjøvik	Hunnselva, Gjøvik gård	Overflatevann; Sedimenter	32	592083	6741100	60.795	10.692
MUS-1	Mustad	Gjøvik	Mustad fabrikker, utløp av renseanlegg	Renset prosessvann	32	591039	6740490	60.789	10.672
TAN-1	Tangen	Stange	Tangen metallstøperi, deponi	Sigevann; Sediment	32	623112	6721610	60.611	11.249

* Disse stasjonene inngår det løpende overvåkningsprogrammet for miljøgifter i kystfarvann (Joint Assessment and Monitoring Program – JAMP) samt kystovervåkningsprogrammet for eutofi.

4.2 Kjemisk analyse

Analysemetodikken som ble benyttet i dette prosjektet er basert på kompetanse og metodikk som er utviklet gjennom et strategisk instituttprogram, utvikling finansiert av NILU og prosjekter finansiert av Norges forskningsråd (NFR).

4.2.1 Opparbeidelse

Prøveopparbeidelse og analyse ble gjennomført etter internstandardmetoden. Det betyr at til alle prøvetyper ble det tilsatt et sett av relevante internstandarder for å kontrollere utbytte av ekstraksjon og opparbeidelse. De samme forbindelser ble senere benyttet som intern standard ved kvantifiseringen. Dette medfører at prøveresultatene automatisk blir korrigert for eventuelle tap under ekstraksjon og opparbeidelse. Etter ekstraksjon ble prøvene renset med

gelpermeasjonskromatografi og/eller svovelsyrebehandling. Prøvene som skulle analyseres for fenoliske forbindelser (TBBPA, bisfenol A og triclosan) ble delt før syrebehandling og derivatisert. Før kvantifisering ble ekstraktet oppkonsentrert og tilsatt gjenvinningsstandard.

4.2.2 Kvantifisering

Bestemmelse av PBDE, SCCP, MCCP og derivater av TBBPA, bisfenol A og triclosan ble utført ved hjelp av gasskromatografi kombinert med massespektrometri (GC/MS). Bestemmelse av HBCD ble utført ved hjelp av væskekromatografi kombinert med massespektrometri (LC/MS). Siden ambisjonen med prosjektet var å måle i miljørelaterte prøver og ikke utelukkende i utslipp til miljøet, ble det satt krav til spesielt lave deteksjonsgrenser (se Tabell 4). For langt de fleste prøver var det mulig å oppfylle kravet.

Tabell 4. Deteksjonsgrenser for de respektive analyseparametrene i de forskjellige prøvetyper.

Prøvetype / Komponent	Sediment	Slam	Vann	SPMD	Fisk	Blåskjell
	ng/g tørrvekt	ng/g tørrvekt	ng/l	ng/g	ng/g våtvekt	ng/g våtvekt
PBDE-28-183	<0,1	<0,2	<0,1	<1	<0,2	<0,01
PBDE-209	<0,5	<1	<0,5	<5	<1	<0,05
α-, β- og γ-HBCD	<1	<2	<1	<10	<2	<0,1
TBBPA	<1	<2	<1	<10	<2	<0,1
BPA	<1	<2	<1	<10	<2	<0,1
triclosan	<1	<2	<1	<10	<2	<0,1
SCCP	<5	<10	<5	<50	<10	<1
MCCP	<5	<10	<5	<50	<10	<1

Analysekvaliteten og analyseusikkerheten blir testet ved hjelp av deltakelse i inter-kalibreringer. I 2002 har NILUs laboratorium deltatt i to relevante interkalibreringer. Resultatene av sammenligningen kan betegnes som meget gode tatt i betraktning av at metoden hos alle deltakere fortsatt er i utviklingsfasen. Det estimeres at måleusikkerheten for PBDE og TBBPA ligger mellom 30 og 40%. For SCCP og MCCP ligger måleusikkerheten mellom 40 og 50 %. Dette er noe høyere enn for PCB eller dioksiner hvor måleusikkerheten ligger rundt 20 %. Analyser av HBCD må betraktes som semikvantitative. Ved vurdering av tids- eller geografiske trender bør man ta hensyn til denne måleusikkerheten som er høyere enn for dioksin- eller PCB-analyser.

4.3 Prøvetaking

4.3.1 Deponi og forurenset grunn

Prøvetaking ble utført på 13 deponier/forurenset grunn lokaliteter som ligger enten i tilknytning til Mjøsa, Trondheimsfjorden, Kristiansandsfjorden eller Oslofjord-systemet (Tabell 5). Deponiene ble valgt ut i samarbeid med SFT etter nærmere definerte kriterier (de viktigste er at deponiene skal ha en viss minstestørrelse, skal være i drift eller nylig avsluttet, skal ha sigevannskontroll).

Det er lokale kontakter som har forestått mesteparten av prøvetakingen. Jordforsk har klargjort flasker og emballasje, som etter prøvetaking er sendt direkte til NILU (gløding av glassvarer og vask med aceton av alt som kommer i kontakt med prøvematerialet). Prøvene ble tatt over en lengre tidsperiode, mellom juli og oktober 2003.
En oversikt over prøvene fremgår fra det følgende:

Tabell 5. Prøvetakningsstasjoner: angivelse av respektive identifikasjonskoder, beliggenhet, prøvetyper og prøvenr (NILU). Identifikasjonskoden er benyttet i kartet i Figur 2.

Stasjon ID	Stasjons-navn	Hovedområde	Stedsangivelse	Prøvetype	Prøve id
RØD-1	Røyken	Røyken	Røyken grovdeponi	Sigevann, ubehandlet fra bekk Sediment fra rensedam	03/865 03/866
GÅL-1	Gålås	Mjøsa, Hamar	Gålås avfallsplass	Sigevann etter renselagune i bekk Partikler filtrert fra vannprøve Sediment som blandprøve fra redeponert slam fra lagunen	03/1059 03/1060 03/1061
MUN-1	Munkholmen	Halden, Kornsjø	Munkholmen lærgarveri, deponi	Sigevann fra grøft i deponiet	03/1062
OKS-1	Okstadbrinken	Trondheim	Okstadbrinken industrideponi, glass, jern, spes. avfall, isoleringsmasse	Jordprøve fra deponi	03/1221
LAN-1	Landheim veveri	Mjøsa, Kapp	Landheim Veveri	Prosessvann fra mellomlager-tank	03/1222
LAD-1	Ladehammeren	Trondheim	Ladehammeren, renseanlegg	Avløpsvann	03/1240
BLA-1	Bladdalstjønn	Kristiansand	Bladdalstjønn, innløp	Sediment, i naturlig tjern som fungerer som rensedam	03/1371
FAL-1	Falconbridge	Kristiansand	Falconbridge, ML-kloakken	Vann, blandeprøve fra ML kloakk av industriavløp	03/1372
STØ-1	Støleheia	Kristiansand	Støleheia, deponi	Sigevann, utløp etter luftet rensedam Sediment, ved innløp til rensedam	03/1373 03/1374
RAU-1	Raufoss	Mjøsa, Gjøvik	Industriparken, brønn 206	Brønnvann, grunnvannsig	03/1357
HUN-1	Hunnselva	Mjøsa, Gjøvik	Hunnselva, Gjøvik gård	Overflatevann, prøve fra elva Sedimenter, fra stille parti i innersving av elva	03/1558 03/1559b
MUS-1	Mustad	Mjøsa, Gjøvik	Mustad fabrikker, utløp av renseanlegg	Renset prosessvann, blanding fra 4 ulike prosessvann	03/1560
TAN-1	Tangen	Mjøsa, Stange	Tangen metallstøperi, deponi	Sigevann, i urenset bekk etter deponi Sand fra deponi, øverste 30 cm.	03/1561 03/1562b

4.3.2 Mjøsa, Drammensvassdraget m. indre fjord

Sedimentprøvene fra Vorma, Mjøsa Drammenselva og indre Drammensfjorden ble hentet med en modifisert Kajak-Brinkhurst sedimentkjernehenter. Stasjonsangivelse, prøvetakningsdato og vanndybde er gitt i Tabell 6. Fra hver stasjon ble det tatt 5 prøver av det øvre 0–2 cm sedimentsjikt. De blandede prøvene fra hver stasjon ble oppbevart på glødde glass, forseglet med glødet aluminiumsfolie. Prøvene ble oppbevart mørkt og kjølig (4°C) fram til de ble overført til NILUs laboratorium for analyse.

Tabell 6. Sedimentprøver fra Vorma, Mjøsa, Drammenselva og Indre Drammensfjord.

Lokalitet	Stasjonsnavn	Prøvedato	Vanndybde, m
Losna	Losna	03-09-03	25
Mjøsa	Lillehammer St.1	30-06-03	52
Mjøsa	Lillehammer St. 2	30-06-03	60
Mjøsa	Lillehammer St. 3	30-06-03	83
Mjøsa	Gjøvik St. 1	08-10-03	58
Mjøsa	Gjøvik St. 2	01-07-03	40
Mjøsa	Gjøvik St. 3	01-07-03	30
Mjøsa	Gjøvik St. 4	08-10-03	40
Mjøsa	Totenvika	08-10-03	22
Mjøsa	Furnesfj. St. 1	01-07-03	30
Mjøsa	Furnesfj. St. 2	01-07-03	51
Mjøsa	Furnesfj St. 3	01-07-03	58
Mjøsa	Hamar St. 1	01-07-03	22
Mjøsa	Hamar St. 2	10-10-03	40
Mjøsa	Minnesund	10-10-03	2
Drammenselva	Jernbanebrua	25-09-03	3,5
Drammenselva	Politihuset	25-09-03	5
Drammenselva	Langesøya	25-09-03	1
Drammenselva	Mjøndalen	25-09-03	1
Drammenselva	Loselva	25-09-03	1
Drammenselva	Hokksund	25-09-03	1
Drammenselva	Vikersund	12-10-03	12
Drammensfjorden	Hovedbasseng	01-10-03	60
Drammensfjorden	Lierterminalen	25-09-03	7,5
Drammensfjorden	Teigen kaianlegg	25-09-03	4,5
Drammensfjorden	Tangen flytedokk	01-10-03	13

All fisk ble frosset ned etter innfanging og ble sendt til NIVA hvor den ble oppbevart i dypfryser (-18 °C) inntil uttak av vevsprøver. Materialet fra Mjøsa, Losna og Øyeren, og indre Drammensfjord er beskrevet i Tabell 7. 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 10–20 individer, men for visse grupper var det ikke praktisk gjennomførbart å skaffe tilveie et så stort materiale. Blandprøvene ble lagret på glødde glass, forseglet med glødet aluminiumsfolie. Alle prøvene ble oppbevart i fryser ved -18°C inntil de ble sendt til NILUs laboratorium for analyse.

Tabell 7. Fisk fra Mjøsa, Losna og Øyeren, samt indre Drammensfjord; beskrivelse av prøvematerialet. Antallet fisk prøvene er basert på, samt midlere lengde og vekt med standardavvik (SD) er oppgitt.

					Lengde, cm		Vekt, g	
Stasjon	Art	Prøvemateriale	Fangstår	Antall	middel	SD	middel	SD
Losna	Lake	Helkropp	2003	10	50,2	4,2	712	257
Lillehammer*	Lake	Helkropp	2002	10	55,8	5,8	1545	411
Furnesfjorden	Abbor	Helkropp	2003	10	28,7	4,0	309	159
Furnesfjorden	Gjedde	Muskel	2003	15	67,2	2,3	2088	315
Gjøvik	Gjedde	Helkropp	2003	10	61,0	10,5	1809	804
Gjøvik	Abbor	Helkropp	2003	15	26,6	2,3	215	69
Mjøsa	Krøkle	Helkropp	2003	10	12,5	0,5	10,3	1,3
Mjøsa	Lagesild	Muskel	1993	20	19,2	0,6	50,4	4,5
Mjøsa	Lagesild	Muskel	1995	15	16,8	0,5	33,9	2,8
Mjøsa	Lagesild	Muskel	1997	10	18,9	0,6	31,0	3,4
Mjøsa	Lagesild	Muskel	1998	20	18,7	0,7	34,5	3,5
Mjøsa	Lagesild	Muskel	1999	10	18,7	0,9	47,3	6,0
Mjøsa	Lagesild	Muskel	2000	10	19,3	-	53,8	-
Mjøsa	Lagesild	Muskel	2002	10	19,6	0,4	57,1	4,6
Mjøsa	Lagesild	Muskel	2003	15	19,7	0,6	60,3	7,1
Mjøsa	Ørret	Muskel	2003	3	87,0	6,0	10150	2079
Mjøsa*	Ørret	Muskel	2000	10	63,7	9,5	3533	1482
Mjøsa	Ørret	Muskel	2003	11	31,0	3,0	300	89
Vorma	Ørret	Muskel	2002-2003	6	79,2	12,7	5963	2610
Vorma	Ørret	Muskel	2002-2003	5	53,5	5,4	1810	592
Øyeren	Abbor	Helkropp	2003	10	32,1	3,3	457	146
Øyeren	Gjedde	Helkropp	2003	7	63,6	6,6	1751	585
Lierstranda	Abbor	Muskel	2003	10	29,2	5,9	356	248
Drammenselva, munning	Abbor	Muskel	1998	20	27,2	5,3	300	166
Lierstranda	Stam	Muskel	2003	5	40,3	3,9	981	396
Drammenselva, munning	Stam	Muskel	1998	14	44,2	3,7	1254	339
Gilhusodden	Skrubbe	Lever	2003	10	21,3	3,7	108	85
Indre Drammensfj.	Torsk	Lever	2003	10	33,3	4,0	338	146
Gilhusodden	Ørret	Muskel	2003	9	70,1	10,4	3582	1720
Indre Drammensfj.	Ål	Muskel	2003	9	55,8	4,9	250	68

* Dette er supplerende prøver, innsamlet og analysert under et prosjekt finansiert av Norges Forskningsråd.

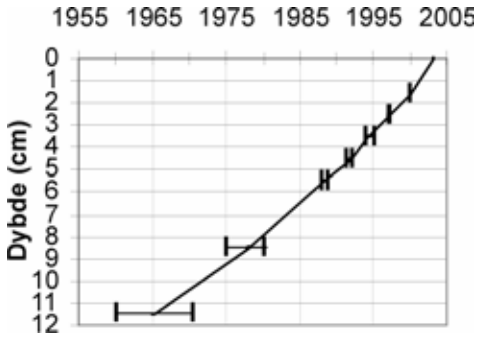
4.3.3 Marint miljø

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.

Prøvetaking ble foretatt i perioden 29/5-03/9-2003 og ble foretatt med kjerneprøvetaker eller grabb på 6 stasjoner (Tabell 8). En oversikt over stasjonenes lokalisering ses i Figur 2 og Tabell 3). Sedimentprøver ble tatt i bynære områder som Trondheim og Tromsø havn, nær industri (Fiskaa verk) og i områder der en presumptivt ikke burde ha nærliggende miljøgift-kilder (C380 Sør vest for Lista, B350 Utenfor Arendal, A050 Sør for Tønsberg). Sistnevnte prøver ble tatt på relativt store dyp (50-380 m), mens de øvrige prøver ble tatt på grunnere vann (6-25 m). Fra hver stasjon ble det analysert på 2 prøver hvorav den ene ble analysert ifølge et noe redusert analyseprogram.

Miljøgiftanalysene ble i hovedsak foretatt på overflatesediment (0–1 cm), mens prøvene fra Trondheim havn ble foretatt på dybdeintervallet 0–1,5 og 0–3 cm. Sedimentet fra Fiskaabukta ble i tillegg til overflatelaget også analysert for miljøgifter i 2 dypereliggende intervaller (6–7 cm og 14–15 cm) for å se på en eventuell utvikling av tilførslene over tid. Til støtte for dette ble sedimentet fra Fiskaa også aldersdatert og resultatene ses i Figur 3. Ut fra dateringen skulle sediment fra 6–7 og 14–15 cm dyp svare til sediment som har sedimentert rundt 1985 og på 1950–1960 tallet.



Figur 3. Resultatet av aldersdatering av sedimentkjerne F2 fra Fiskaabukta

Tabell 8. Sedimentprøver som inngår i analyseprogrammet.

Stasjon/prøve	Prøvedato	Vanndybde (m)	Redskap brukt til innsamling	Innsamling foretatt av
Fiskaabukta/ F1,	29.05-2003	25	Niemestö corer	NIVA
Fiskaabukta / F2,	29.05-2003	25	Niemestö corer	NIVA
C380 Sør vest for Lista	27.05-2003	384	van Veen grabb	NIVA
B350 Utenfor Arendal	30.05-2003	350	van Veen grabb	NIVA
A050 Sør for Tønsberg	31.05-2003	55	van Veen grabb	NIVA
Trondheim havn, H, 0-3 cm	18.07-2003	6,9	Vibrocorer	Scandiaconsult AS, Trondheim
Trondheim havn, E, 0-1.5 cm	18.07-2003	9	Vibrocorer	Scandiaconsult AS, Trondheim
Tromsø havn, St 1019	03.09-2003	7	van Veen grabb	Akvaplan-niva

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.

Blåskjellene som ble analysert er innsamlet ifm. JAMP (Joint Assesment and Monitoring Programme) i 2002. I utgangspunktet var det meningen å analysere blåskjell fra 5 stasjoner langs Norskekysten fra Færder i sørøst til Varangerfjorden i nord. En oversikt over stasjonene ses i Figur 2. På grunn av et uhell under analysen kunne en ikke stole på en del av resultatene fra prøven fra Varangerfjorden, og fordi det ikke var tilstrekkelig materiale til en ny delprøve ble det valgt å inkludere skjell fra Brashavn, Stasjon 11X i analysene. På et senere tidspunkt hadde en også et uhell med de øvrige prøver slik at en ny delprøve av materialet fra Færder, Lista, Bømlo og Lofoten ble skaffes til veie og analysert. Fra hver stasjon (Tabell 9) ble det tatt ut en representativ prøve av materialet fra 50 skjell og i ett tilfelle 20 skjell til de ulike analysen. Størrelse og bløtdelsvekt på de skjell som ble benyttet til analysene ses i Tabell 9. Analyser ble foretatt på 2 delprøver av materialet fra hver stasjon med unntak av Brashavn hvor bare en prøve ble analysert.

Tabell 9. Blåskjellprøver som inngår i analyseprogrammet.

Stasjon	Prøvedato	Antall skjell	skallengde, mm middel (spredning)	bløtdelsvekt, g middel
Færder St. 36A	16.09-2002	50	45,2 (40-49)	4,83
Lista St. 15A	11.10-2002	50	41,9 (40-49)	2,66
Bømlo/Sotra St. 22A	14.10-2002	50	44,3 (40-49)	2,88
Lofoten St. 98	16.09-2002	20	44,5 (40-49)	2,60
Varangerfjorden St. 10	13.10-2002	50	31,4 (30-35)	0,79
Brashavn, Stasjon 11X	14.10-2002	50	34,1 (30-39)	1,57

Innsamling av torsk
Fisk er mobile og en kan ikke med sikkerhet fastslå hvilke området 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 modifiseres 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 innsamlet ifm. JAMP i 2002 og 1998. Fangst av fisk ble foretatt av lokale fiskere med garn og ruser. I alt ble det innsamlet fisk fra 5 stasjoner (Tabell 10). Fisken som er benyttet er i all hovedsak innfanget i områder der en presumptivt ikke har nærliggende miljøgiftkilder.

Fra hver stasjon ble det analysert tre prøver hvorav den ene ble analysert etter fullt analyseprogram og de 2 øvrige etter et redusert program. Materialet fra to stasjoner (Færder og Varangerfjorden) ble innsamlet på to forskjellige år. Analysene ble foretatt på lever fra fisken og hver prøve som ble analysert bestod av levermaterialet fra 7 fisk. Fra hver torskelever ble det tatt ut en fast prosent av den totale levervekt slik at en til sammen skulle

oppnå en tilstrekkelig prøvestørrelse. Den gjennomsnittlig vekt på fiskene som inngikk i hver gruppe på 7 fisk varierte fra 694–3 308 g.

Tabell 10. Torsk benyttet til analyse.

Stasjon	Fangstdato	Prøve nr.	Antall fisk i prøve	Midlere vekt (g)	Midlere lengde (cm)
Færder St. 36B	25.09-2002	2F	7	1242	49,9
Færder St. 36B	120.10-1998	3M	7	1258	52,1
Færder St. 36B	20.10-1998	4M	7	1038	48,7
Ullerøy-området, Lista St. 15B	26.09-2002	6F	7	1240	49,1
Ullerøy-området, Lista St. 15B	26.09-2002	7R	7	1241	48,7
Ullerøy-området, Lista St. 15B	26.09-2002	8R	7	1155	48,1
Karihavet, Bømlo/Sotra St. 23B	18-19.10-2002	10F	7	1558	52,9
Karihavet, Bømlo/Sotra St. 23B	18-19.10-2002	11R	7	1823	56,0
Karihavet, Bømlo/Sotra St. 23B	18-19.10-2002	12R	7	1961	56,4
Svolvær, Lofoten St. 98B	15-22.10-2002	14F	7	3308	66,6
Svolvær, Lofoten St. 98B	15-22.10-2002	15R	7	3211	65,6
Svolvær, Lofoten St. 98B	15-22.10-2002	16R	7	2641	62,3
Varangerfjorden St. 10B	28.10-2002	18F	7	694	42,1
Varangerfjorden St. 10B	03.12-1998	19R	7	1240	48,8
Varangerfjorden St. 10B	03.12-1998	20R	7	1325	51,6

5. Polybromerte difenyletere (PBDE)

5.1 PBDE i jord og deponi/avrenning

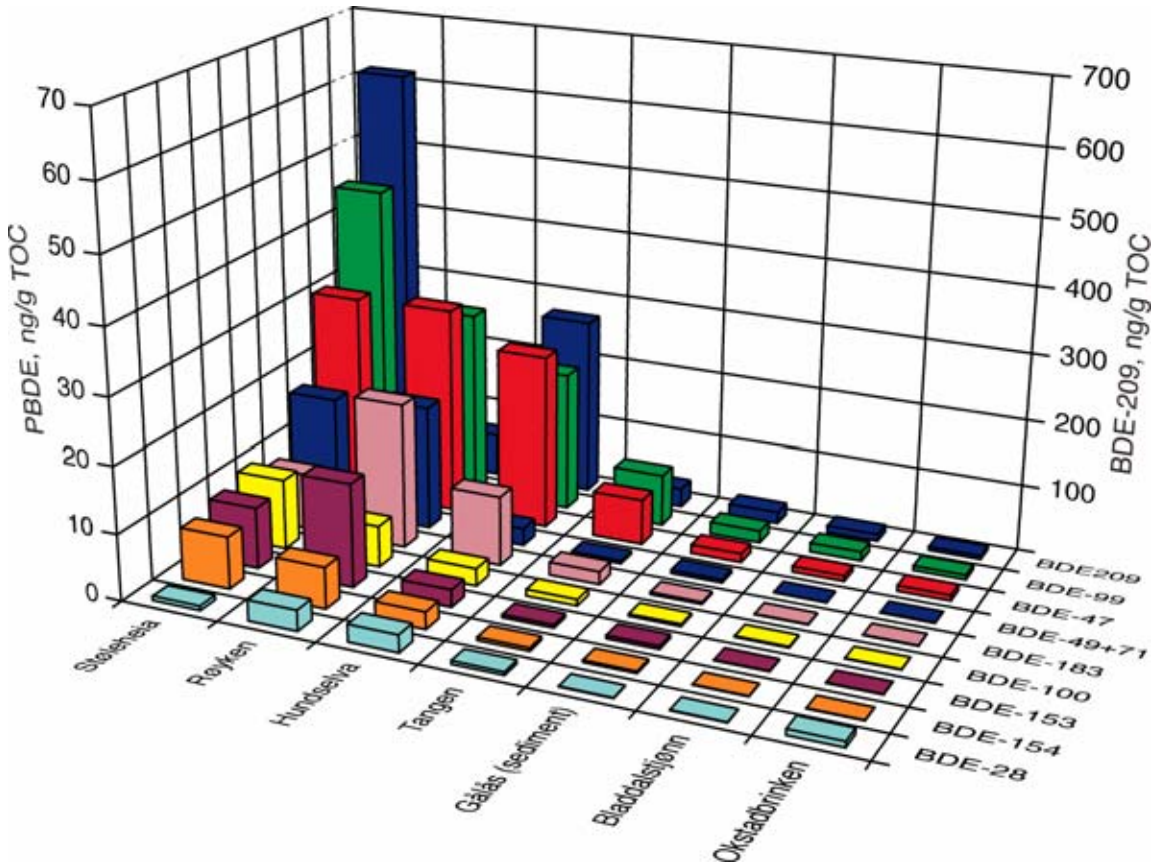
5.1.1 Sediment- og jordprøver

Konsentrasjonen i ng/g tørrvekt av de ulike PBDE-kongenerene er vist i Tabell 11. Prøven fra sediment fra fangdam nedstrøms avfallsdeponiet Støleheia viste de klart høyeste konsentrasjonene, og sum av alle kongenerene (ΣPBDE) utgjorde 181 ng/g tørrvekt. Filtratet fra vannprøven fra Gålås hadde høy konsentrasjon, omlag 100 ng/g tørrvekt, mens de andre prøvene hadde konsentrasjoner av ΣPBDE i området 0,5–1,4 ng/g tørrvekt.

Tabell 11. Konsentrasjon av polybromerte difenyletere (PBDE) i sediment og jordprøver fra deponier og elv. For beregning av ΣPBDE er observasjoner under deteksjonsgrensen satt lik halve denne. Totalt organisk karbon (TOC) er angitt i %.

		ΣPBDE		PBDE, ng/g tørrvekt											
Lokalitet	TOC %	ng/g t.v.	ng/g TOC	BDE-28	BDE-47	BDE-49+71	BDE-77	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-209
Okstadbrinken (jordprøve)	5,6	0,5	8,9	0,05	0,05	<0,01	<0,01	0,04	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,32
Røyken, Grovdep	0,32	0,64	200,0	0,01	0,1	0,06	<0,01	0,09	0,02	<0,01	<0,01	0,05	0,02	0,07	<0,41
Gålås, Kom. dep	6,02	1,4	23,3	<0,01	0,08	0,03	<0,01	0,11	0,02	<0,01	<0,01	0,03	0,02	0,02	1,07
Bladdalstjønn, Kom. dep	5,78	0,8	13,7	<0,01	0,05	<0,01	<0,01	0,08	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,61
Støleheia, Kom. dep	24,2	180,8	747,1	0,17	7,48	4,25	<0,01	11	2,57	<0,10	<0,15	2,24	1,91	2,06	149
Hunnselva	0,19	0,66	347,3	<0,01	0,05	<0,01	<0,01	0,04	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,51
Elv															
Tangen, Industri dep. (sandprøve)	1,02	0,51	49,5	<0,01	0,07	<0,01	<0,01	0,08	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,29
Gålås partikkel, Kom. dep	-	100,0	-	1,38	20,6	0,66	<0,28	20,1	4,09	<0,67	<2,75	<2,54	<1,70	<1,22	48,6

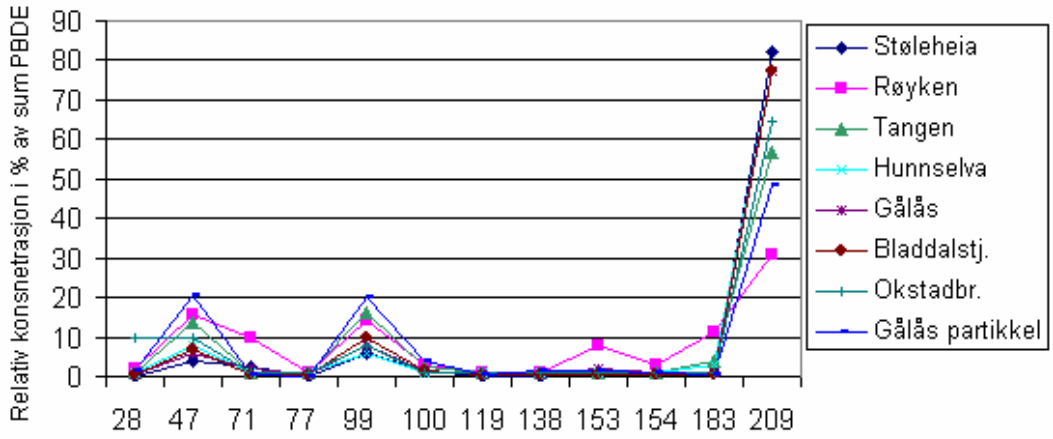
BDE-209 var den mest framtredende kongeneren blant de polybromerte difenyleterene i alle prøvematriksene. Kongenerene BDE-47 og -99 er også påvist i alle sedimentprøvene, mens kongenerene BDE-77, -119 og -138 ikke ble påvist i noen av prøvene. Sedimentprøvene fra Støleheia, Gålås og Røyken utpekte seg med flest påviste PBDE-kongenerer, også heksa- og hepta-bromerte difenyletere. Figur 4 viser konsentrasjonen av de ulike PBDE-kongenerene i sedimentprøvene, normalisert til TOC. Prøven fra Røyken hadde lite organisk materiale, og får dermed høye verdier når konsentrasjoner normaliseres for TOC. Høyest BDE-209 konsentrasjon ble målt i sedimentprøven fra Støleheia, 615 ng/g TOC. For andre sediment-prøver tatt i tilknytning til kommunale deponier var konsentrasjonen for BDE-209 mellom 6–7 ng/g TOC, mens i prøve fra deponi fra Tangen metallstøperi var konsentrasjonen 29 ng/g TOC. Sedimentprøven fra Røyken deponi var prøven med høyest innhold av BDE-153 (16 ng/g TOC) og BDE-183 (23 ng/g TOC), og har dermed en litt annen profil av PBDE-kongenerene (Figur 5).



Figur 4. TOC-normaliserte konsentrasjoner av polybromerte difenyletere (PBDE) i jord- og sedimentprøver fra fangdammer, deponier og bekker. Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er satt lik halve denne. Merk: ulik skala for BDE-209 (høyre verdi-akse) og de andre PBDE-kongenerene (venstre verdi-akse).

I partikkelfraksjonen i sigevann fra Gålås var konsentrasjonen høyere enn i mange av sedimentprøvene. Fordelingsmønstret av PBDE-forbindelsene var nokså likt det som ble funnet i sedimentprøvene, men med noe høyere andel BDE-47 og -99 og lavere andel BDE-209 enn i sedimentprøvene (Figur 4). Også annen litteratur viser høyere konsentrasjoner i partikkelfasen sammenlignet med sedimenter (Hale et al, 2003).

Også i sedimentprøven fra utløp av Hunnselva var BDE-209 den dominerende kongeneren (267 ng/g TOC), men også BDE-47, BDE-99 og BDE-183 ble påvist med konsentrasjoner rundt 1027 ng/g TOC. I likhet med prøven fra Røyken var innholdet av organisk materiale lavt, og det blir derfor høye verdier når konsentrasjonene relatert til tørrvekt blir normalisert til TOC.



Figur 5. Profil av relative konsentrasjoner (%) av PBDE-kongenerer i sedimentprøver. Konsentrasjonene er TOC-normaliserte.

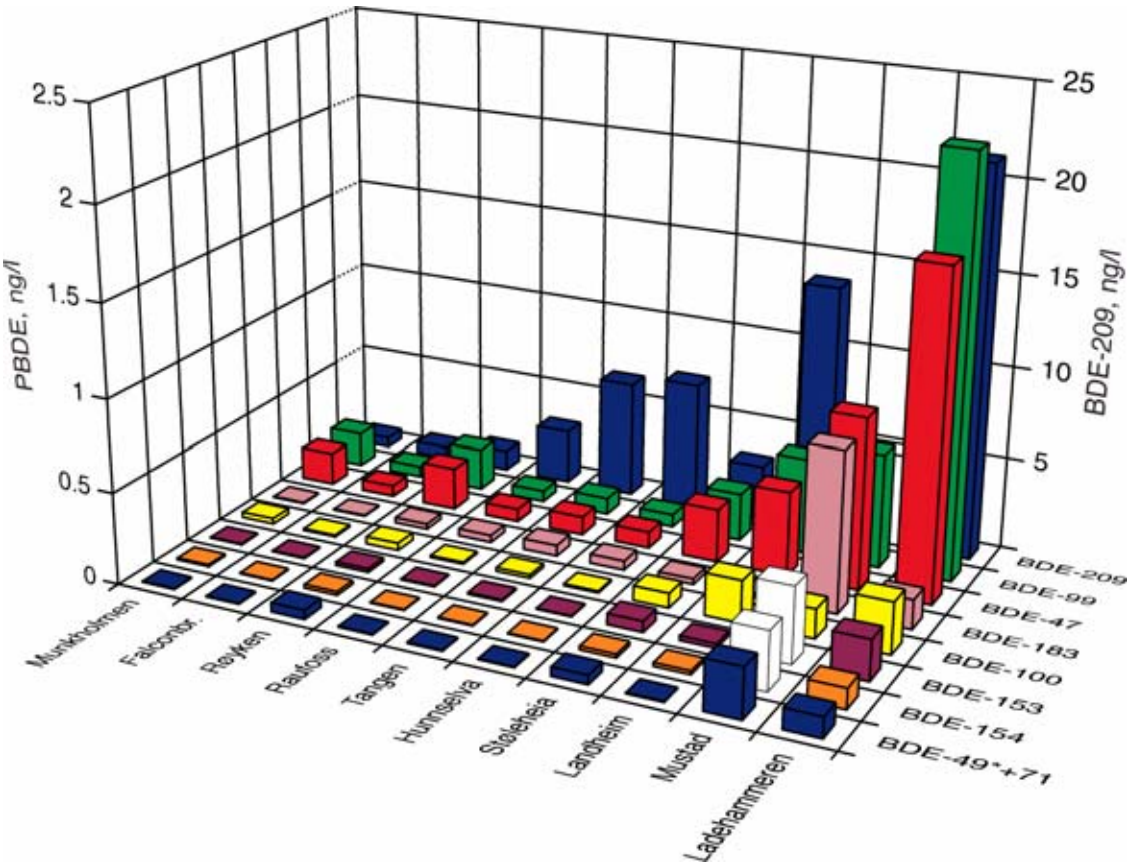
5.1.2 Vannprøver

Alle vannprøver er analysert med partikler (ikke-filtrerte prøver), med unntak av sigevannprøve fra Gålås deponi, der prøven er filtrert, og analysen er foretatt på filtratet.

Tabell 12. Konsentrasjon i ng/l av PBDE-kongenerer i vann.

Lokalitet	ΣPBDE ng/l	BDE-28	BDE-47	BDE-49+71	BDE-77	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-209
Landheim, veveri	14,9	<0,03	0,46	<0,01	<0,01	0,52	0,23	<0,02	<0,06	<0,05	<0,04	<0,04	13,6
Ladehammeren, renseanlegg	26,2	0,04	1,77	0,11	<0,01	2,26	0,28	<0,01	0,03	0,22	0,11	0,16	21,2
Raufoss, grunnvann	3,2	<0,01	0,07	<0,01	<0,01	0,06	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,04	2,99
Hunnselva, elv	7,2	<0,01	0,09	<0,01	<0,01	0,07	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,05	6,97
Mustad, prosessvann	9,3	<0,12	0,93	0,27	<0,12	0,62	0,16	<0,08	<0,99	<0,82	<0,63	0,87	<10,11
Tangen, sanddeponi	6,7	<0,01	0,1	<0,01	<0,01	0,09	0,02	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,06	6,38
Røyken, grovdeponi	1,8	0,02	0,23	0,05	<0,01	0,23	0,04	<0,01	<0,01	0,02	0,02	0,03	1,12
Støleheia, kommunalt deponi	3,9	0,03	0,29	0,05	<0,01	0,26	0,08	<0,03	<0,05	0,06	<0,04	0,03	3
Munkholmen, lærgarveri	1,1	0,06	0,18	<0,01	<0,01	0,19	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,57
Falconbr., prosessvann	0,8	<0,01	0,06	<0,01	<0,01	0,06	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,67

Som i sedimentprøver var BDE-209 den dominerende PBDE forbindelsen i vannprøvene, vist Figur 6. Det tyder på mye partikler eller løst organisk materiale i vannprøvene, da BDE-209 er svært lite vannløselig, men bindes sterkt til organisk materiale. Høyeste konsentrasjon ble målt i avløpsvann fra Ladehammeren renseanlegg (150 000 pe), med 21 ng/l. Renseanlegget har utløp ved Ila i Trondheimsfjorden.



Figur 6. Konsentrasjoner av polybromerte difenyletere (PBDE) i vannprøver, gitt i ng/l. Merk: ulik skala for BDE-209 (høyre verdi-akse) og de andre PBDE-kongenerene (venstre verdi-akse. Observasjoner under deteksjonsgrensen er satt lik halve denne. For Mustad var deteksjonsgrensene til BDE-209, -153 og -154 såvidt høye at disse usikre estimatene er markert med hvite søyler.

I Hunnselva, med utløp ved Gjøvik, var konsentrasjonen av BDE-209 7 ng/l. Hunnselva har et stort nedbørfelt og en betydelig vannføring (Regine nr 002.DCA0 med 150 mill m^3/år, NVE data), og representerer sannsynligvis en lokalt viktig tilførselsåre til Mjøsa på grunn av sin høye vannføring. I grunnvannsprøven fra Raufoss (avsig til Hunnselva), var BDE-209 3 ng/l. Deteksjonsgrensen på prøven av prosessvann fra Mustad fabrikker (produksjon av fiskekroker og med avsig til Hunnselva), var mye høyere enn for de andre prøvene. Konsentrasjonen av BDE-183 ble målt til å være 0,87 ng/l (en heptabrom). Det er den høyeste målte verdien for denne forbindelsen. Også de andre PBDE-forbindelsene som ble detektert ble funnet i relativt høye konsentrasjoner.

Konsentrasjoner i samme størrelsesorden som i Hunnselva ble også målt i vann fra en liten bekk nedstrøms deponiet for Tangen metallstøperi. Denne bekken renner ut i Mjøsa et stykke sør for Hamar, ved Tangen /Espa. I prosessvann fra Landheim veveri (tekstil-bransjen) var konsentrasjonen av BDE-209 13 ng/l.

I sigevannsprøver fra kommunale fyllplasser var det kun PBDE-209 som forekom i konsentrasjoner over 1 ng/l (Støleheia – 3 ng/l, Røyken – 1 ng/l), mens konsentrasjonen av BDE-47 og BDE-99 i de samme prøvene var mellom 0,2 og 0,3 ng/l.

I vann fra deponi med lærrester ved Munkholmen Lærgarveri og fra industriavløpet fra Falconbridge, ble ingen kongenerer funnet i konsentrasjoner over 1 ng/l. Foruten PBDE-47 og BDE-99 som ble påvist i avløpsvann fra Ladehammeren renseanlegg (1,8 ng/l og 2,3 ng/l) og i prosessvann fra Mustad fabrikker (0,6–0,9 ng/l), var konsentrasjonene av de kongenerer som ikke er omtalt, betydelig lavere.

5.2 PBDE i Mjøsa med Losna, Vorma og Øyeren

Fra tidligere er det kjent at fisk i Mjøsa er betydelig forurenset av PBDE (Fjeld *et al.,* 2001, Mariussen *et al.,* 2003, NILU/NIVA 2003), men kildene til disse har vært ukjente. Undersøkelsen i Mjøsa hadde derfor som en av målsetningene å avdekke mulige forurensningskilder av PBDE. Både sedimenter og fisk har blitt analysert for å kartlegge nivåene og hvor eventuelle utslipp har funnet sted. I tillegg til å analysere på nylig innfanget fisk har vi analysert på et arkivert prøvemateriale av lagesild fra perioden 1993–2000. Disse analysene er velegnet til studier av trender i materialet, og kan avdekke når tilførslene av PBDE startet.

5.2.1 Sedimenter

Det ble tatt sedimentprøver fra 14 ulike stasjoner i Mjøsa, med hovedvekt på områdene Lillehammer, Furnesfjorden, Gjøvik og Hamar. For å fastslå hvorvidt Mjøsas hovedinnløps-elv, Gudbrandalslågen, også var påvirket av PBDE-forurensninger, ble det i tillegg tatt en sedimentprøve i Losna. Denne innsjøen ligger ca 25 km nord for Lillehammer, og er dannet ved en utvidelse av Gudbrandalslågen.

Konsentrasjonen av ΣPBDE i Mjøsa og Losna varierte mellom 0,4–27 ng/g tørrvekt eller 21–740 ng/g TOC, normalisert mot mengden organisk karbon (Tabell 13). I det følgende vil vi oppgi konsentrasjonene på TOC-basis, da dette er mest formålstjenlig med tanke på å spore mulig tilførselsområdene. De høyeste nivåene fantes i Mjøsas nordlige del, ved stasjonene ved Lillehammer (600–740 ng/g TOC). Nivåene sank til omlag 140–350 ng/g TOC ved Gjøvik, mens de i Furnesfjorden, omkring Hamar og Minnesund, var i området 50–100 ng/g TOC. Ved Losna var konsentrasjonen lavest (21 ng/g TOC). Dette viser at tilførslene av PBDE til Mjøsa ikke har skjedd via Gudbrandsdalslågen oppstrøms Losna, men trolig skyldes lokale kilder omkring Lillehammer og eventuelt andre steder i Mjøsas nærområder.

De relative forholdene mellom PBDE-kongenerene varierte mellom de ulike områdene i Mjøsa (Tabell 13). Sedimentet i nordenden, ved Lillehammer St. 1–3, hadde spesielt høye andeler av kongenerene BDE-47, -99, -100, -153 og -154. Her utgjorde de omlag 60–70% av sum PBDE. Disse kongenerene inngår i den kommersielle lavbromerte «penta-blandingen» av PBDE, og de høye andelene av disse forbindelse ved Lillehammer viser at det sannsynligvis har skjedd utslipp av en slik teknisk blanding her.

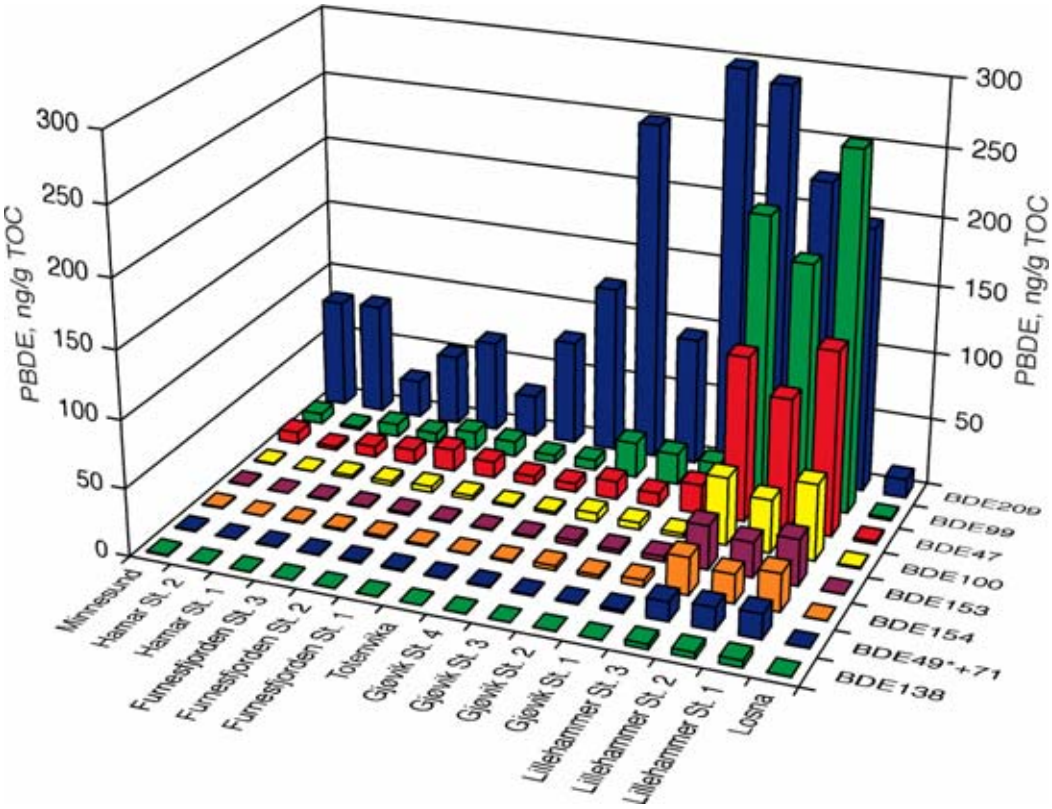
Videre viser de høye nivåene av BDE-209 ved Lillehammer sammenliknet med Losna (200–300 ng/g TOC versus 14 ng/g TOC) at det også må ha skjedd lokale tilførsler av deka-BDE her. En høy konsentrasjonen av BDE-209 ved Redalen nord for Gjøvik (Gjøvik St. 1) kan tyde på at utslippene fra Lillehammerområdet har spredt seg ned hit.

Variasjonsmønsteret mellom konsentrasjonene av de enkelte PBDE-kongenerene kommer tydelig fram i den grafiske framstillingen i Figur 7. Her ser man hvordan tetra-, penta- og heksa-BDE dominerer i prøvene fra Lillehammer, mens de er relativt lavt representert ved de andre stasjonene. Ved disse andre stasjonene var BDE-209 den dominerende kongeneren (50–90%.)

Figur 7 avdekker også et noe spesielt variasjonsmønster for BDE-209. Konsentrasjonene er høye (200–300 ng/g TOC) ved Lillehammer og ned til Redalen nord for Gjøvik St. 1, for så å synke til 95 ng/g TOC ved Gjøvik St. 2. Denne stasjonen ligger rett utenfor Rambek kloakk-renseanlegg. Ved Gjøvik St. 3, som ligger noe nedstrøms Hunnselva og utløpet fra Rambek kloakkrenseanlegg, steg nivåene markert igjen til 250 ng/g TOC. For de resterende stasjonene lå konsentrasjonene betydelig lavere (30–80 ng/g TOC). Det høye nivået ved Gjøvik St. 3 kan tyde på at det finnes en ekstra kilde for BDE-209 i Gjøvikregionen.

Tabell 13. Konsentrasjon av sum polybromerte difenyletere som ΣPBDE (ng/g tørrvekt og ng/g TOC) og av de enkelte kongenerene (tørrvekt) i sedimenter fra Mjøsa og Losna. Konsentrasjonene av organisk karbon (TOC) i prøvene er også oppgitt. For beregning av ΣPBDE har observasjoner under deteksjonsgrensen blitt byttet ut med halve denne.

	TOC	ΣPBDE		PBDE, ng/g t.v.											
stasjonsnavn	µg C/mg	ng/g t.v.	ng/g TOC	BDE-28	BDE-47	BDE-49+71	BDE-77	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-209
Losna	16,8	0,36	21	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	0,03	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,23
Lilleham. St. 1	30,3	22,59	727	0,07	4,14	0,55	<0,01	8,03	1,70	0,06	0,15	1,03	0,85	0,05	5,95
Lilleham. St. 2	36,8	22,51	595	0,06	3,55	0,61	<0,01	6,61	1,44	<0,01	0,15	0,96	0,78	0,04	8,30
Lilleham. St. 3	35,7	26,95	740	0,05	4,36	0,51	<0,01	7,51	1,78	<0,02	0,13	1,16	0,98	0,09	10,37
Gjøvik St. 1	35,5	12,65	354	0,02	0,77	0,07	<0,01	0,76	0,10	<0,01	<0,02	0,13	0,17	0,02	10,59
Gjøvik St. 2	58,9	8,25	139	0,01	0,58	0,04	<0,01	1,35	0,30	<0,01	<0,03	0,17	0,16	0,03	5,58
Gjøvik St. 3	45,6	13,97	306	0,01	0,61	0,03	<0,01	1,20	0,31	0,01	<0,01	0,17	0,16	0,03	11,44
Gjøvik St. 4	26,6	3,86	144	<0,01	0,17	0,03	<0,01	0,20	0,06	<0,01	<0,01	0,03	0,03	0,01	3,30
Totenvika	45,6	3,52	95	0,01	0,30	0,04	<0,01	0,28	0,08	<0,01	<0,01	0,03	0,04	0,01	3,57
Furnesfj. St.1	56,1	5,99	61	0,02	0,67	0,07	<0,01	0,63	0,18	<0,01	<0,02	0,06	0,08	0,04	1,75
Furnesfj. St. 2	55,1	3,73	107	0,03	0,89	0,07	<0,01	0,74	0,25	0,01	<0,02	0,10	0,11	0,02	3,76
Furnesfj. St. 3	47,3	3,37	78	0,02	0,52	0,03	<0,01	0,36	0,15	<0,01	<0,01	0,05	0,07	0,02	2,48
Hamar St. 1	65,5	2,12	51	0,02	0,54	0,04	<0,01	0,61	0,16	<0,01	<0,01	0,08	0,07	0,02	1,83
Hamar St. 2	23,6	4,36	89	<0,01	0,06	0,01	<0,01	0,05	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	1,96
Minnesund	5,8	0,64	109	0,01	0,30	0,04	<0,01	0,28	0,08	<0,01	<0,01	0,03	0,04	0,01	3,57



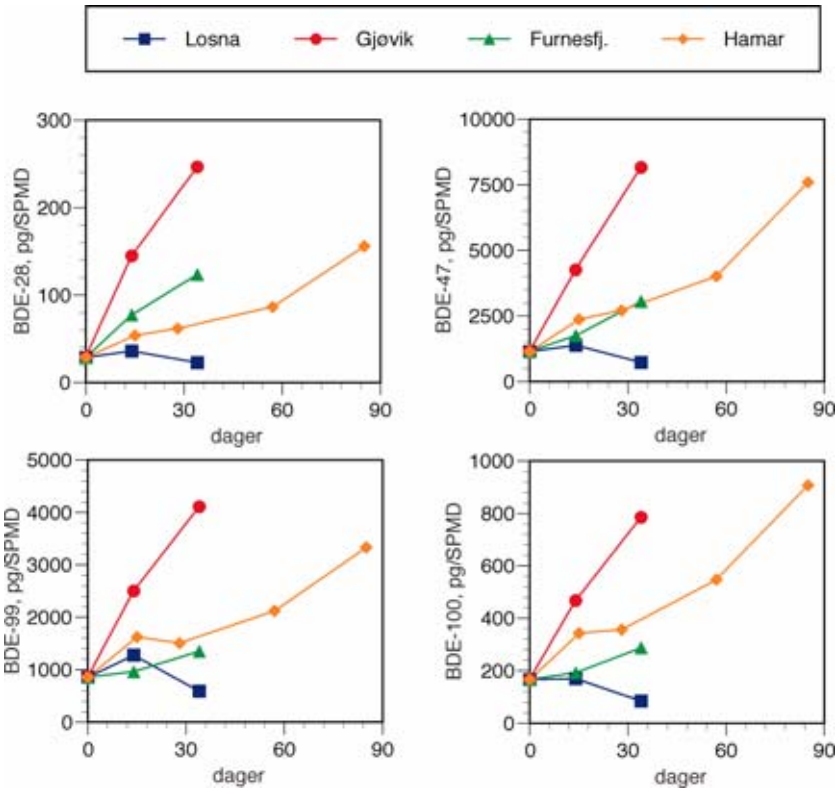
Figur 7. Konsentrasjoner av polybromerte difenyletere (PBDE) i innsjøsedimenter i Mjøsa og Losna. Konsentrasjonene er normalisert mot mengden organisk karbon (TOC) i prøvene (ng/g TOC). Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er satt lik halve denne.

5.2.2 Passive prøvetakere, SPMD-er

Passive prøvetakere for hydrofobe, lipofile miljøgifter, SPMD-er (semipermeable membran devices) ble satt ut høsten 2003 i Losna, i Furnesfjorden og ved Gjøvik, og det ble hentet inn prøver etter eksponeringsperioder på henholdsvis 18 og 36 dager. Året før hadde et mer intensivt prøvetakningsprogram ved Hamar vist at dette var en metode som fungerte godt for lavbromerte kongenerene av PBDE (forsøk finansiert av Norges Forskningsråd) (Fjeld *et al.*, 2003).

I Figur 8 har vi framstilt resultatene for et utvalg lavbromerte PBDE. Konsentrasjonene som her er oppgitt er det totale innholdet per SPMD (fett og membran inkludert). Under ellers like betingelser vil det ved de forskjellige stasjonene være et proporsjonalt forhold mellom opptaket av en gitt forbindelse i SPMD-ene og konsentrasjonene i omgivelsesvannet. Forsøkene viste at de største opptakene skjedde utenfor Gjøvik. I Furnesfjorden og utenfor Hamar var opptakene mer moderate. I Losna ikke skjedde noen akkumulering av PBDE i prøvetakerene, men det var en tendens til at nivåene i de eksponerte prøvene faktisk var lavere enn feltblindprøven. Det var en tendens i materialet til at opptaket av BDE-99 og -100 var større utenfor Hamar enn i Furnesfjorden, mens forholdet var motsatt for BDE-28.

Antallet prøver i 2003 er for lavt til at det med rimelig sikkerhet kan beregnes opptaksrater for de enkelte kongenerene. Med flere prøver tatt over et større tidsintervall ville vi kunne ha gjort dette, og ut fra fysikalsk-kjemiske prinsipper ha benyttet opptaksratene til å gi et estimat på konsentrasjonene av PBDE i vannmassene ved de ulike stasjonene. De tilgjengelige dataene gir kun muligheter til å gi et kvalitativt bilde av konsentrasjonsforskjellene. For BDE-47 og -99, som dominerte i SPMD-ene, tyder dataene på at konsentrasjonene i vannmassene ved Gjøvik ligger 3–6 ganger høyere enn konsentrasjonen ved Hamar og i Furnesfjorden.



Figur 8. Opptak av polybromerte difenyletere (PBDE) i passive prøvetakere (SPMD-er) ved forskjellige stasjoner i Mjøsa og i Losna. Prøvetakingen ved Hamar ble gjort seinsommeren-høsten 2002 (finansiert av Norges Forskningsråd), den øvrige prøvetakingen skjedde høsten 2003. Prøven ved dag 0 er en ueksponert blindprøve tatt fra prøveserien ved Hamar.

5.2.3 Fisk, konsentrasjonsforskjeller mellom arter og stasjoner

Tidligere undersøkelser har vist at ørret og lake fra Mjøsa har betydelig forhøyde konsentrasjoner av polybromerte difenyletere (PBDE). Nivåene i andre fiskearter var imidlertid dårlig kjent, og heller ikke hvorvidt fisk nedstrøms Mjøsa og i hovedinnløpselva er forurenset. Det ble derfor analysert prøver av abbor og gjedde fra Mjøsa, samt de viktige byttefiskene lagesild og krøkle. Videre ble det analysert prøver av storvokst ørret (8–12 kg) og ungfisk av ørret (300 g). Fra Mjøsas utløpselv, Vorma, ble det analysert prøver av to størrelsesgrupper ørret (1,8 og 6,0 kg). Fra Øyeren, lenger ned i vassdraget, ble det analysert prøver av abbor og gjedde. Øyeren mottar vann fra Glomma, etter at denne har rent sammen med Vorma.

Det ble analysert på 20 blandprøver av hel homogenisert fisk og av muskelfilet (Tabell 7), men for å supplere materialet har vi tatt med ytterligere data fra et NFR-støtte prosjekt. Dette var middelverdier av individuelle analyser av henholdsvis 10 mellomstore ørret samt 10 laker fra Lillehammer.

Resultatene er framstilt på både våtvekstbasis og fettvektbasis (lipidnormalisert, som ng/g lipid). Dette er en vanlig presentasjonmåte 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.

Analysene av lake fra Losna viste svært lave konsentrasjoner av ΣPBDE (sum av alle enkeltforbindelsene), noe som er i samsvar med sedimentundersøkelsene. Konsentrasjonen av ΣPBDE av lake fra Losna (hel homogenisert fisk) var 2,4 ng/g våtvekt, mens tilsvarende nivå i lake fra Lillehammer var 980 ng/g våtvekt, det vil si mer enn 400 gangers økning (Tabell 14). Fettinnholdet i disse to prøvene var ganske likt (4,9% og 4,5%), så en lipidnormalisering av konsentrasjonene endret ikke på dette bildet. Lake fra Lillehammer var den prøven som hadde høyest innhold av ΣPBDE i Mjøsa (21 900 ng/g lipid).

Krøkle og lagesild er zooplanktonspisende fisk som er viktige i fiskesamfunnet i Mjøsa med hensyn til biomasse og produksjon. De er de primære byttefiskene for toppredatorer som storørret, lake og gjedde, og de har en nøkkelrolle i å kanaliserer biomagnifiserbare miljøgifter fra det planktoniske samfunnet og inn i fiskesamfunnet. Konsentrasjonene i ΣPBDE i krøkle og lagesild var forholdsvis like på våtvektsbasis (≈ 50 ng/g), men da de atskilte seg i fettinnhold fikk de noe forskjellige konsentrasjoner på fettvektbasis. Krøkla hadde da dobbelt så høye konsentrasjoner som lagesild (2 400 versus 1 200 ng/g lipid). Sammensetningen av ΣPBDE i de to artene avvek også noe. Dominerende enkeltforbindelse i krøkle var BDE-100 (38%), mens den i lagesild var BDE-99 (41%).

Våtvektkonsentrasjonene av ΣPBDE i abbor (hel homogenisert fisk) fra Gjøvik var noe høyere enn i abbor fra Furnesfjorden (261 vs. 150 ng/g), og forskjellene endret seg heller ikke vesentlig ved sammenlikning av lipidnormaliserte konsentrasjoner (11 000 vs. 5 700 ng/g lipid). Gjedde fra Gjøvik hadde omlag samme konsentrasjoner som abbor (290 ng/g våtvekt). Fra Furnesfjorden hadde vi kun muskelprøver, så en sammenlikning med gjedde fra Gjøvik måtte gjøres på lipidnormaliserte data. Disse viste omlag det samme bildet som hos abbor: konsentrasjonene i gjedde fra Gjøvik var noe høyere enn i gjedde fra Furnesfjorden (9 700 vs. 7 400 ng/g lipid).

Konsentrasjonene av ΣPBDE i de tre størrelsesgruppene av ørret i Mjøsa varierte en del på våtvektsbasis, fra 70 ng/g for de minste fiskene (300 g) til 360 ng/g for de største (10 kg). Disse forskjellen ble utjevnet ved å justere for ulikt fettinnhold. Den minste størrelsesgruppen fikk da en konsentrasjon på 5 800 ng/g lipid, mens den største fikk en konsentrasjon på 3 700 ng/g lipid. Dette er 1,5–4,8 ganger høyere enn konsentrasjonene i byttefiskene lagesild og krøkle. Årsaken til at nivåene i den største størrelsesgruppen var lavere enn i de mindre kan vi ikke si noe sikkert om, men påpeke at antallet den er basert på er lavt (tre individer) og at variabiliteten i de individuelle konsentrasjonene kan være betydelig (se fotnoter i Tabell 14).

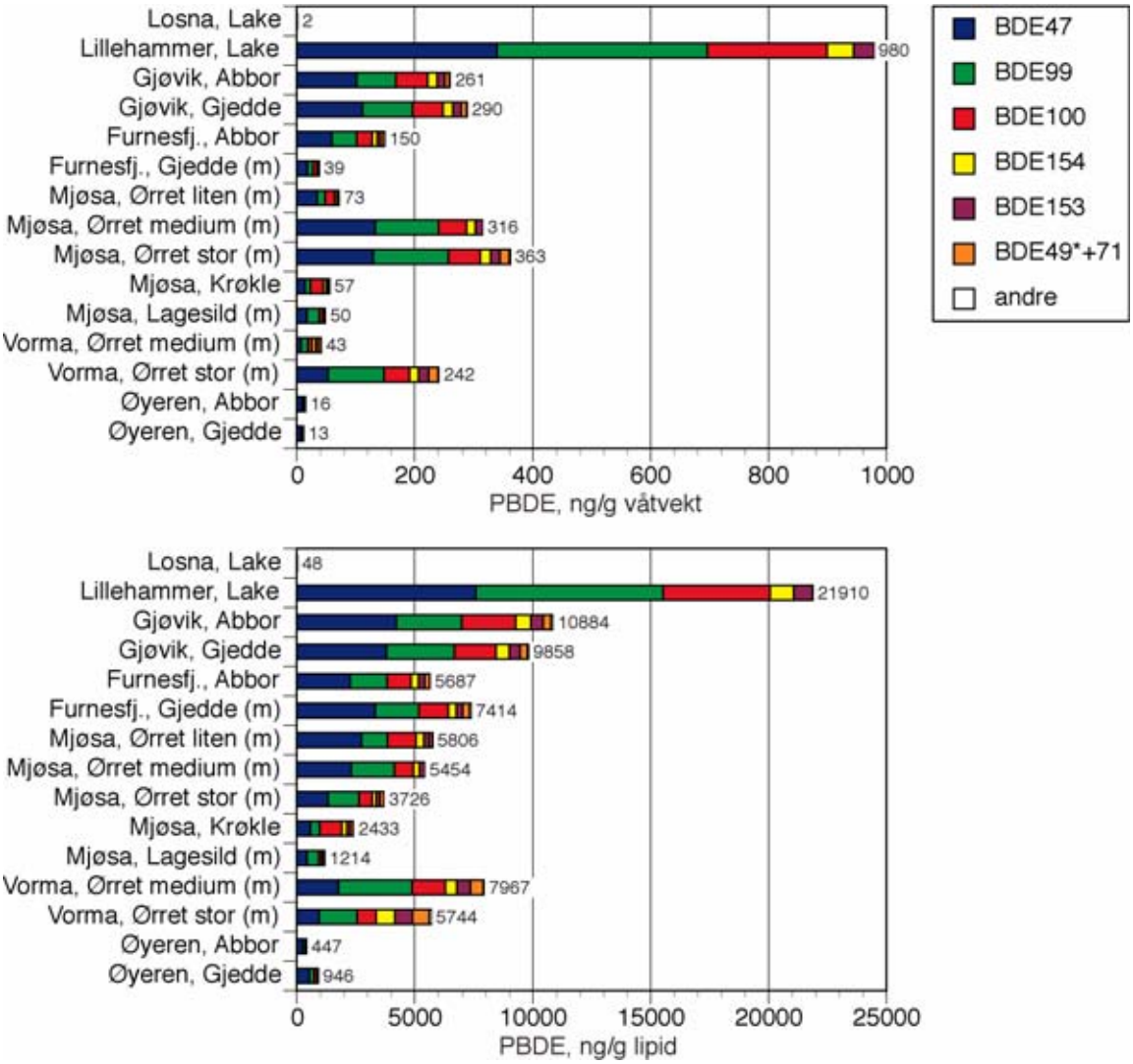
Nivåene av ΣPBDE i ørret fra Vorma (nedenfor Svanfossen, ca 20 km sør for Mjøsa utløp) atskilte seg ikke vesentlig fra de som fantes i Mjøsa. Stor ørret (6,0 kg) hadde en konsentrasjon på 5 700 ng/g lipid, mellomstor ørret (1,8 kg) hadde en konsentrasjon på 8 000 ng/g lipid. De høye konsentrasjonene kan skyldes at vannmassene i disse delene av Vorma fortsatt er såvidt påvirket av forurensninger at det her skjer en biomagnifisering av PBDE i det akvatiske samfunnet. Alternativt kan det skyldes at ørreten har ernært seg på forurenset byttefisk som krøkle og lagesild – som har vandret ned fra Mjøsa, eller at ørreten selv har ernært seg i Mjøsa for så å vandre ned Vorma. Livshistorien til den analyserte ørreten er noe uviss. De fleste av dem var fettfinneklippet (8 av 11), noe som viser at det var utsatt fisk. Det settes ut mye ørret både i Mjøsa og Vorma, og det er kjent at ørret utsatt i Mjøsa kan vandre ut i Vorma og slippe seg ned Svanfossen. Her er det en fisketrapp, men denne fungerer dårlig og nedvandrende fisk har vansker med å ta seg opp til øvre deler av Vorma og Mjøsa igjen. Det er derfor et åpent spørsmål om hvor lenge fisken har stått nedenfor Svanfossen. Vi har ikke tilstrekkelig med data til å avgjøre i hvilken grad disse ulike hypotesene kan forklare de høye konsentrasjonene i ørreten. Ytterligere prøver av stasjonær fisk eller analyser av vannprøver og sedimenter må til for å si noe mer bestemt om forurensningssituasjonen her.

Konsentrasjonene av ΣPBDE i abbor og gjedde fra Øyeren var henholdsvis 450 og 950 ng/g lipid, noe som utgjør kun 4% og 10% av nivåene hos de samme artene fra Gjøvik. Dette viser at utslippene av PBDE til Mjøsa i liten grad kan spores i fiskesamfunnet i Øyeren.

Tabell 14. Konsentrasjonen av sum polybromerte difenyletere (ΣPBDE, våtvekt- og lipidvekt-basis) og den relative forekomsten av de mest vanlige kongenerene i fisk fra Mjøsa, Losna, Vorma og Øyeren. Gjennomsnittsvekt av fisken i hver prøve og fettprosent er oppgitt. Prøvene var blandprøver av hel homogenisert fisk eller av muskelfilet (m). For beregning av ΣPBDE er observasjoner under deteksjonsgrensen satt lik halve denne.

				ΣPBDE		PBDE, relativ forekomst, %						
Lok-navn	Prøve	Gj.vekt	Fett %	ng/g v.v.	ng/g lipid	BDE-47	BDE-49+71	BDE-99	BDE-100	BDE-153	BDE-154	andre
Losna	Lake	0,7 kg	4,92	2,4	49	34,1	4,1	39,8	8,1	3,8	2,4	7,8
Lillehammer	Lake*	1,5 kg	4,48	981,6	21911	34,6	-	36,3	20,7	3,6	4,6	0,2
Gjøvik	Abbor	0,2 kg	2,40	261,2	10883	38,9	3,1	25,3	21	5,0	5,9	0,9
Gjøvik	Gjedde	1,8 kg	2,94	289,8	9857	38,5	3,1	29,2	17,9	4,6	5,7	0,9
Furnesfj.	Abbor	0,3 kg	2,64	150,1	5686	39,8	3,8	27,5	17,8	4,5	5,7	0,8
Furnesfj.	Gjedde, m	2,1 kg	0,53	39,3	7415	44,8	4,0	25,0	16,7	3,7	4,6	1,1
Mjøsa	Ørret, m	0,3 kg	1,26	73,2	5810	47,4	2,2	18,7	20,9	4,2	5,7	0,9
Mjøsa	Ørret, m	3,5 kg	5,81	317,0	5456	42,1	-	33,8	14,9	4,3	4,7	0,2
Mjøsa	Ørret, m*	10,2 kg	9,75	363,3	3726	35,8	4,6	34,9	14,9	4,2	4,8	0,7
Mjøsa	Krøkle	10,3 g	2,34	56,9	2432	23,8	5,1	16,3	38,4	6,8	8,6	0,9
Mjøsa	Lagesild	60,3 g	4,10	49,8	1215	34,7	4,1	41,2	11,5	3,4	3,8	1,1
Vorma	Ørret, m	6,0 kg	3,04	240,2	7901	22,2	6,7	39,6	17,8	7,4	6,2	0,1
Vorma	Ørret, m	1,8 kg	0,75	43,1	5747	16,6	12,3	27,9	14,1	12,8	14,0	2,3
Øyeren	Abbor	0,5 kg	3,60	16,1	447	54,5	1,2	22,1	11,4	5,1	4,5	1,2
Øyeren	Gjedde	1,8 kg	1,38	13,1	949	56,0	0,9	21,1	12,1	4,2	4,5	1,1

*Konsentrasjonene oppgitt her er gjennomsnittsverdier av konsentrasjonene for 10 individer. De individuelle nivåene varierte mellom 3 300–17 500 ng/g lipid hos ørret og 7 100–45 100 ng/g lipid hos lake.



Figur 9. Konsentrasjoner av polybromerte difenyletere (PBDE) i fisk fra Mjøsa, Losna og Øyeren, fanget i 2003. Prøvene var blandprøver av hel homogenisert fisk eller av muskelfilet (m). For ørret er materialet inndelt i ulike størrelsesgrupper, se Tabell 7. Øvre figur viser konsentrasjonene på våtvektsbasis, nedre figur viser dem lipidnormalisert.

5.2.4 Tidsutvikling hos lagesild

For å belyse en mulig tidsutvikling i PBDE-forurensningene i fisk ble det analysert på et prøvemateriale fra perioden 1993–2003 (Tabell 7). På våtvektsbasis viste konsentrasjonene en markert stigning etter 1995 og fram til en topp i 2002 (Tabell 15, Figur 10).

På fettvektsbasis ble bildet noe mer komplisert på grunn av et varierende fettinnhold i prøvene. Fra 1993–1997 varierte ΣPBDE mellom 300–900 ng/g lipid, for så å stige markert til 3 500 ng/g lipid i 1998 (Figur 10). Deretter falt det ned til et nivå mellom 1 200–1 800 ng/g lipid for perioden 1999–2003. Hvorvidt det er en fallende trend i nivåene kan ikke resultatene hittil gi noe entydig svar på.

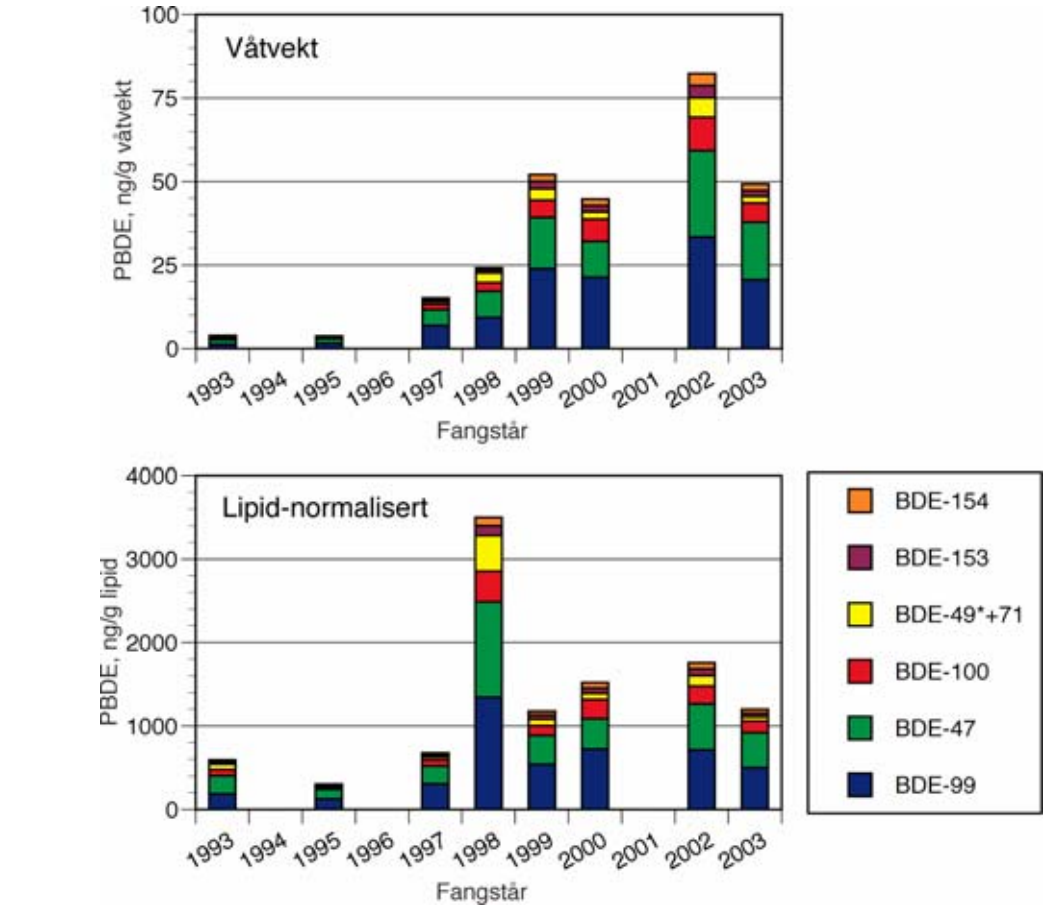
Tabell 15. Konsentrasjonen av sum polybromerte difenyletere (ΣPBDE, våtvekt- og lipidvekt-basis), deres relative forekomst, samt fettinnhold i prøvene av lagesild fra Mjøsa. Prøvene var blandprøver av muskelfilet.

År	fett, %	ΣPBDE ng/g v.v.	ΣPBDE ng/g lipid	PBDE, relativ forekomst, %							
				BDE-47	BDE-49 +71	BDE-99	BDE-100	BDE-153	BDE-154	BDE-209	andre
1993	0,65	5,9	908	23,9	7,1	20,9	8,1	2,5	2,9	33,1	1,5
1995	1,23	3,9	317	35,3	4,3	39,6	8,9	3,6	3,6	2,3	2,4
1997	2,24	15,3	683	31,3	5,1	45,0	10,7	3,7	3,4	0,2	0,6
1998	0,69	24,3	3522	32,4	12,2	38,2	10,4	3,3	2,8	0,2	0,5
1999	4,42	52,6	1190	29,2	6,5	45,4	9,7	4,4	3,8	0,1	0,9
2000	2,94	45,2	1537	23,7	4,8	47,1	14,8	4,2	4,3	0,2	0,9
2002	4,68	83,3	1780	31,0	7,0	40,1	12,0	4,5	4,3	0,2	0,9
2003	4,10	49,8	1215	34,7	4,1	41,2	11,4	3,5	3,9	0,5	0,7

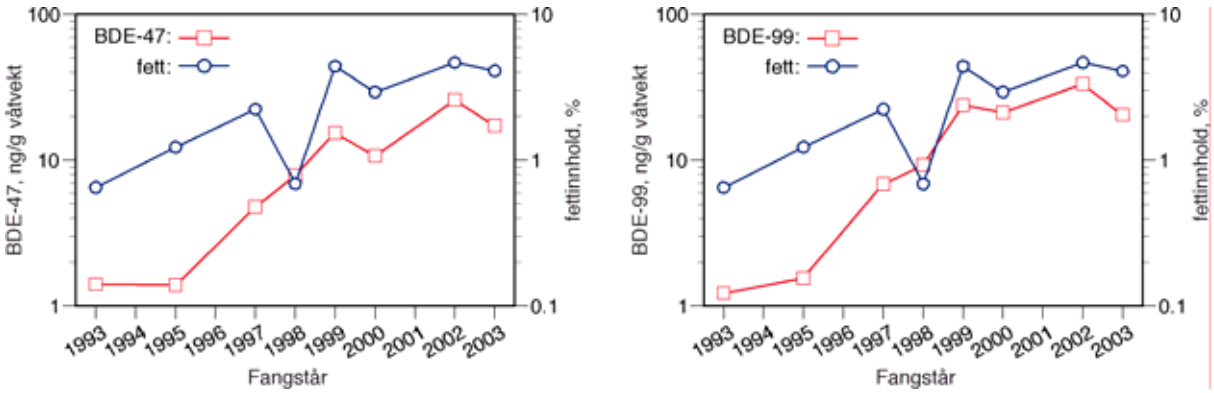
En nærmere analyse av sammenhengen mellom PBDE-konsentrasjonene (våtvekt) og fettinnhold viste at disse samvarierte svært godt i perioden 1999–2003 (Figur 11). Innenfor denne perioden ble endringene i fettprosenten fulgt av tilsvarende relative endringer i PBDE-konsentrasjonene. Dette er hva som kan forventes når konsentrasjonene av lipofile miljøgifter i miljøet er forholdsvis stabilt og står i en likevekt med konsentrasjonene i fiskens fettvev.

Ved å følge kurveforløpet for fett og PBDE bakover i tid ser man at den gode samvariasjonen brytes i 1998. Det inntrådte da et markert fall i fettinnholdet uten en tilsvarende relativ nedgang i PBDE-konsentrasjonene. Fallet i fettinnholdet dette året skyldes trolig en sterk intraspesifikk konkurranse, noe som resulterte i at zooplanktonsamfunnet (byttedyra) ble sterkt nedbeitet denne sesongen (Kjellberg *et al.*, 1999.). Når konsentrasjonen av PBDE dette året ikke viste en tilsvarende relativ nedgang som fettinnholdet, indikerer det at konsentrasjonene i miljøet må ha økt betydelig. Videre bakover i tid falt både fettinnholdet og PBDE-konsentrasjonen, men samvariasjon mellom disse var da ikke like god som i perioden 1999–2003.

De lipidnormaliserte PBDE-nivåene i lagesild fra 1993 var forholdsvis høye allerede i 1993. Ser man bort fra konsentrasjonene av den fullbromerte kongeneren BDE-209, som dette året var uvanlig høyt og utgjorde 33% av ΣPBDE, var PBDE-nivået lik 600 ng/g lipid. Dette tilsvarer omlag halvparten av dagens nivåer.



Figur 10. Konsentrasjoner av polybromerte difenyletere (PBDE) i lagesild fra Mjøsa, fanget i perioden 1993–2003. Prøvene var blandprøver av filet, basert på 10–20 individer hver. Øvre figur: konsentrasjonene på våtvektsbasis. Nedre figur: lipidnormaliserte konsentrasjoner.

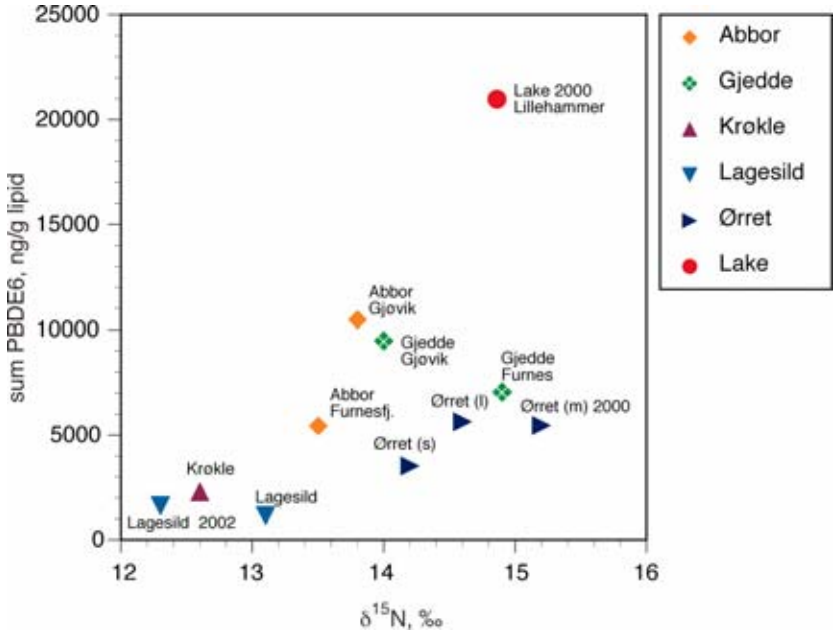


Figur 11. Utviklingen i konsentrasjonene av fett (%) og de to vanligst forekommende PBDE-kongenerene (BDE-47 og -99, våtvekt) i muskelfilet av lagesild fra Mjøsa, fanget i perioden 1993–2003.

5.2.5 Biomagnifisering av PBDE

For å belyse graden av oppkonsentrering av PBDE i næringskjedene (biomagnifisering) har vi plottet konsentrasjonene av PBDE i fisken mot forholdet mellom stabile nitrogenisotoper ($\delta^{15}N$) i fiskens muskelvev. $\delta^{15}N$ er et mål på forholdet mellom isotopene ^{15}N og ^{14}N i fisken, og forholdet stiger med økende trofisk nivå. Organismer med likt $\delta^{15}N$-nivå anses å stå på samme trofiske nivå i næringskjedene.

Det var en tydelig sammenheng mellom konsentrasjonene av summen av de seks vanligst forekommende PBDE-kongenerene (BDE-28, -47, -99, -100, -153 og -154) og $\delta^{15}N$ (Figur 12), noe som viser effekten av biomagnifisering i fiskesamfunnet. Laken fra Lillehammer hadde en betydelig høyere PBDE-konsentrasjon (lipid-normalisert) enn hva mellomstor ørret og gjedda fra Furnesfjorden hadde, på tross at $\delta^{15}N$-nivåene var nær identiske. Dette kan bety at byttefisken til laken ved Lillehammer er betydelig mer forurenset enn byttefisken til de to andre gruppene.



Figur 12. Bromerte difenyletere (seks vanlig forekommende PBDE-kongenerer, lipid-normaliserte konsentrasjoner) plottet mot forholdet mellom stabile nitrogen-isotoper ($\delta^{15}N$) i ulike arter fisk fra Mjøsa. Fisken er hovedsakelig innsamlet i 2003, men supplerende prøver fra 2000 og 2002 er inkludert. For ørret er materialet inndelt i tre størrelsesgrupper (s: stor, ca. 10 kg; m: middels, ca 3,50 kg; l: liten, ca 300 g).

5.3 PBDE i Drammenselva og indre Drammensfjord

5.3.1 Sedimenter i Drammenselva

Det ble tatt sedimentprøver ved sju forskjellige stasjoner nedover Drammenselva, fra innløpet ved Vikersund i Tyrifjorden og til utløpet ved Jernbanebrua i Drammen. Videre ble det tatt fire sedimentprøver i indre Drammensfjord: en i hovedbassenget, to ved Lierstranda på østsiden av elvas munningsområde, og en på østsiden ved flytedokken ved Tangen. Prøvene fra marint miljø i Drammensfjorden er tatt med i dette kapittelet slik at konsentrasjonene i vassdraget og fjorden skal kunne sees i sammenheng.

Nivåene av ΣPBDE i sedimentene fra Drammenselva varierte mellom 4–80 ng/g tørrvekt, med de høyeste verdiene ved Vikersund, Loselva og Jernbanebrua (Tabell 16). I samtlige prøver dominerte den fullbromerte kongeneren BDE-209 med en relativ andel i området 79,5–99,9%. Prøven ved Vikersund særmerket seg med et spesielt høyt nivå og andel av BDE-209.

Mengden organisk materiale (TOC) i prøvene varierte mellom 11,5–75,8 µg C/mg, med det laveste nivået ved Vikersund (Tabell 16). En normalisering til TOC i prøvene viste at det organiske materialet i Vikersund-prøven hadde en uvanlig høy konsentrasjonen av BDE-209 (6 900 ng/g TOC) (Figur 13). Dette er såvidt høyt at stasjonen bør prøvetas på nytt for å få bekreftet at dette er et representativt nivå, og ikke skyldes kontaminering under prøvetaking eller analyse.

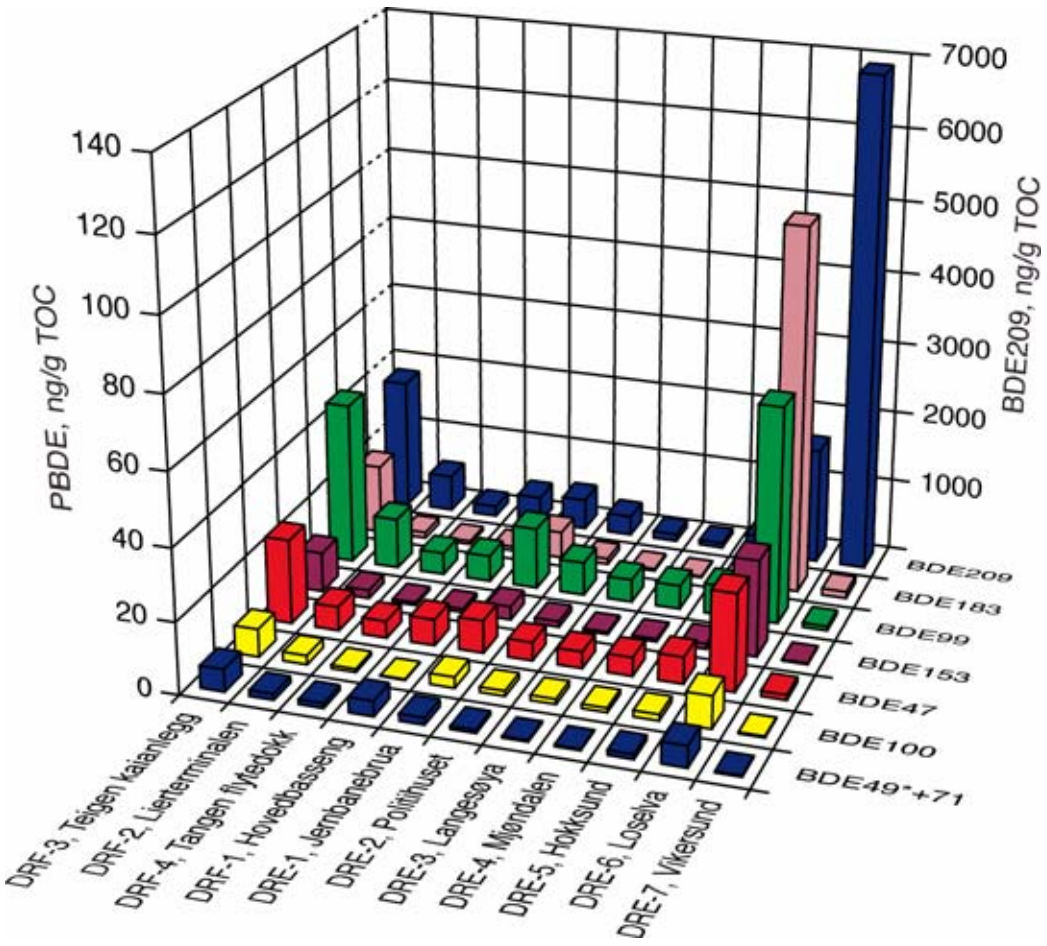
Tabell 16. Konsentrasjon av sum polybromerte difenyletere som ΣPBDE (ng/g tørrvekt og ng/g TOC) og av de enkelte kongenerene (tørrvekt) i sedimenter fra Drammenselva (DRE) og i indre Drammensfjord (DRF). Prøvenes innhold av organisk karbon (TOC) er også gitt. For beregning av ΣPBDE har observasjoner under deteksjonsgrensen blitt byttet ut med halve denne.

			∑PBDE		PBDE, ng/g t.v										
Stasjon ID	Stasjonsnavn	TOC, µg C/mg	ng/g t.v.	ng/g TOC	BDE-28	BDE-47	BDE49-71	BDE-77	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-153	BDE-.154	BDE-183	BDE-209
DRE-7	Vikersund	11,5	79,4	6904	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	79,27
DRE-6	Loselva	33,8	62,8	1858	0,05	0,91	0,20	0,01	2,04	0,31	0,11	0,91	0,27	0,27	54,44
DRE-5	Hokksund	22,2	6,2	279	0,02	0,17	0,03	<0,01	0,19	0,04	0,02	0,03	0,02	0,02	5,59
DRE-4	Mjøndalen	71,0	6,1	86	<0,01	0,37	0,03	<0,01	0,47	0,09	0,15	0,06	0,03	0,03	4,83
DRE-3	Langesøya	34,2	4,1	120	<0,01	0,16	0,02	<0,01	0,22	0,05	<0,01	0,02	0,02	0,02	3,55
DRE-2	Politihuset	34,0	10,2	300	0,01	0,17	0,03	<0,01	0,32	0,05	0,08	0,05	0,04	0,04	9,36
DRE-1	Jernbanebrua	74,8	35,6	476	0,04	0,68	0,15	<0,01	1,29	0,23	<0,03	0,28	0,15	0,15	32,18
DRF-1	Hovedbasseng	18,5	7,3	395	0,01	0,14	0,08	<0,01	0,14	<0,01	<0,01	<0,04	<0,03	<0,03	6,89
DRF-2	Lierterminalen	25,4	13,5	531	<0,01	0,17	0,04	<0,01	0,36	0,06	0,01	0,06	0,06	0,06	12,61
DRF-3	Teigen kaianlegg	17,4	33,9	1948	0,02	0,41	0,11	<0,01	0,79	0,13	0,03	0,19	0,11	0,11	31,71
DRF-4	Tangen flytedokk	51,0	8,3	163	0,01	0,24	0,07	<0,01	0,32	0,05	<0,01	0,04	0,04	0,04	7,47

Prøven ved Loselva hadde også et høyt innhold av BDE-209 (1 600 ng/g TOC), men atskilte seg også fra de andre prøvene ved at den hadde markert høyere konsentrasjoner av andre

kongenerer som BDE-183 (hepta-forbindelse), BDE-153 og -154 (heksa-forbindelser), BDE-100 og -99 (penta-forbindelser) og BDE-47 (tetra-forbindelse). Loselva mottar avrenning fra deler av Hokksund og område med et bilopphuggingsanlegg ved Losmoen.

I sedimentprøvene fra Drammensfjorden varierte nivåene av ΣPBDE mellom 7–34 ng/g tørrvekt eller 160–1 950 ng/g TOC. De høyeste nivåene ble funnet utenfor Teigen kaianlegg ved Lierstranda.



Figur 13. Konsentrasjoner av polybromerte difenyletere (PBDE) i sedimenter fra Drammenselva (DRE) og indre Drammensfjord (DRF). Konsentrasjonene (ng/g TOC) er normalisert mot mengden organisk karbon i prøvene. Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er satt lik halve denne. Merk: ulik skala for BDE-209 (høyre verdi-akse) og de andre PBDE-kongenerene (venstre verdi-akse)

5.3.2 Fisk fra Drammenselva og Drammensfjorden

Fra munningsområdet til Drammenselva og fra indre Drammensfjord ble det fanget inn flere arter fisk for analyse av PBDE (Tabell 7). Fra det fersk- og brakkvannspregede området omkring Drammenselvas utløp og til Lierstranda ble det fanget inn abbor, stam, skrubbe og sjøørret. Lenger ut i indre Drammensfjord ble det innfanget torsk og ål. For torsk og skrubbe ble det analysert på lever-prøver, for de øvrige artene ble det analysert på muskelprøver. Fisken ble innfanget høsten 2003, men for abbor og stam hadde NIVA arkiverte prøver fra 1998 som ble inkludert i analysene for å avdekke eventuelle endringer over tid.

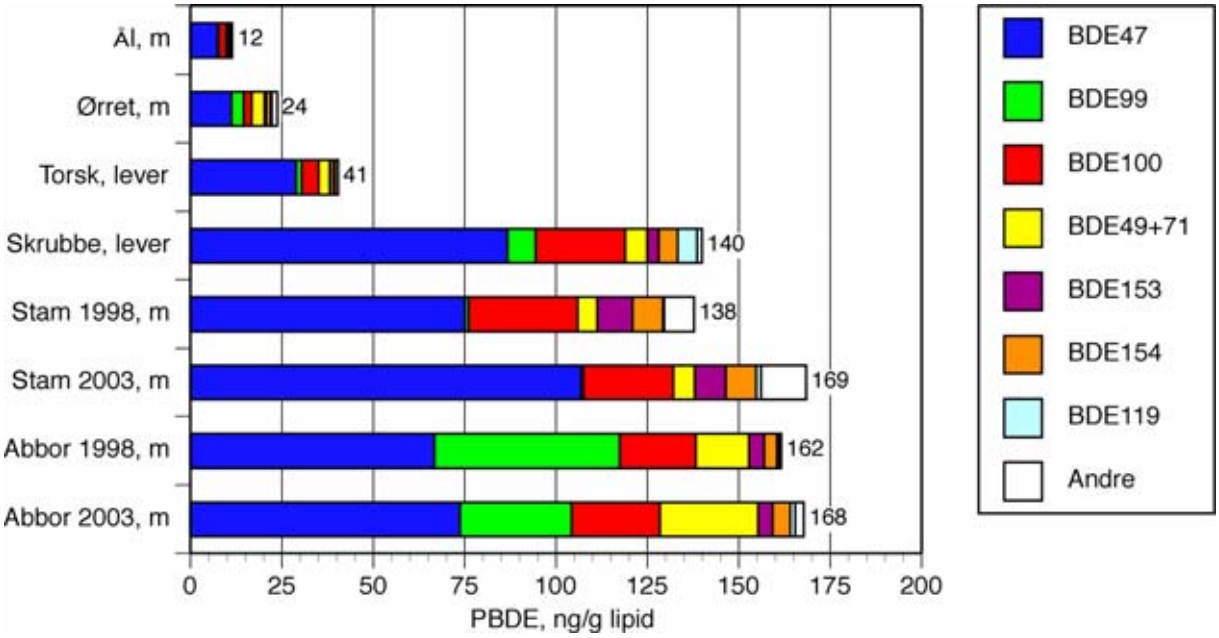
Konsentrasjonene av ΣPBDE på fettvektsbasis varierte fra 12 til 169 ng/g lipid, med et relativt lavt nivå i ål, ørret og torsk (12–41 ng/g lipid) og et høyere nivå i stam, abbor og skrubbe (138–169 ng/g lipid) (Tabell 17, Figur 14). BDE-209 er ikke inkludert i disse analyseresultatene.

Forholdet mellom de ulike PBDE-kongenerene varierte tildels betydelig mellom artene (Tabell 17). Felles for alle var at BDE-47 dominerte i prøvene (41–72 %), og at BDE-100 også var relativt godt representert (9–22 %). Forskjellene var særlig knyttet opp mot BDE-99, som var nærmest fraværende eller svært lavt i stam, skrubbe, torsk og ål (0,3–5,6 %) mens andelen av den var forholdsvis høy i ørret og abbor (14–31 %).

Tabell 17. Konsentrasjonen av sum polybromerte difenyletere (ΣPBDE, våtvekt- og lipidvekt-basis) og den relative forekomsten (%) av de mest vanlige kongenerene i fisk fra indre Drammensfjord. Fettinnholdet i hver prøve er oppgitt. Fisken er fanget i 2003, unntatt for abbor og stam, hvor prøver fra 1998 også er analysert. Prøvene var blandprøver av muskelfilet (m) eller lever (l).

		∑PBDE		PBDE, relativ forekomst, %							
Prøve	Fett %	ng/g v.v.	ng/g lipid	BDE-47	BDE-49+71	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-153	BDE-154	andre*
Abbor 2003 (m)	1,19	2,0	168,1	44,0	16,0	18,1	14,4	0,8	2,4	2,9	1,4
Abbor 1998 (m)	0,68	1,1	161,8	40,7	8,8	30,9	12,6	0,5	2,6	2,1	1,8
Stam 2003 (m)	0,89	1,5	168,5	64,4	3,5	0,3	14,8	0,8	5,1	5,0	6,1
Stam 1998 (m)	1,16	1,6	137,9	54,1	3,8	0,8	21,5	0,3	7,0	6,0	6,6
Skrubbe (l)	7,68	10,7	139,5	62,2	4,3	5,6	17,5	3,8	2,2	3,6	0,7
Torsk (l)	43,70	17,7	40,5	71,5	7,4	3,9	11,2	0,5	0,4	2,8	2,3
Ørret (m)	6,71	1,6	23,8	49,0	14,9	14,0	9,1	1,6	2,2	5,2	4,0
Ål (m)	19,80	2,3	11,6	65,9	5,1	3,4	16,1	1,1	2,3	3,4	2,8

*BDE-209 er ikke inkludert



Figur 14. Konsentrasjoner av polybromerte difenyletere (PBDE) i fisk fra indre Drammensfjord. Prøvene var blandprøver av muskelfilet (m) eller lever. Konsentrasjonene (ng/g lipid) er normalisert mot innholdet av lipid i prøvene. Observasjoner under deteksjonsgrensen er satt lik halve denne. BDE-209 er ikke inkludert.

5.4 PBDE i marint miljø

5.4.1 Marine sedimenter

BDE-47, -99 og -209 ble observert i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen (>0,01–0,05 ng/g t.v.) på alle stasjoner (Tabell 18). For de øvrige kongenerer var konsentrasjonen i fire eller flere av prøvene under deteksjonsgrensen som i de fleste tilfeller var 0,01 ng/g t.v.

Konsentrasjonene av BDE-47 og -99 i sediment var høyest i Drammensfjorden, særlig på stasjonen DRF-3, Teigen kaianlegg. På de øvrige stasjoner var det relativt liten variasjon i konsentrasjonene av disse to kongenerene. Prøvene fra Trondheim havn, sammen med de fra Drammensfjorden, hadde noe høyere konsentrasjoner av BDE-209 enn de øvrige prøver. Også en av prøvene tatt utenfor Fiskaa i Kristiansandsfjorden hadde relativt høye verdier av BDE-209.

BDE-49+71 og BDE-100 ble observert med konsentrasjoner over deteksjonsgrensen (>0,01ng/g t.v.) på henholdsvis 11 og 10 av i alt 15 prøver. For BDE-100 var konsentrasjonen også klart høyest i Drammensfjorden, mens den var lavere og relativt lik i de øvrige prøver. Også for BDE-49+71 ble den høyeste konsentrasjonen observert i en av prøvene fra Drammensfjorden, tett fulgt av en av prøvene fra Trondheim havn.

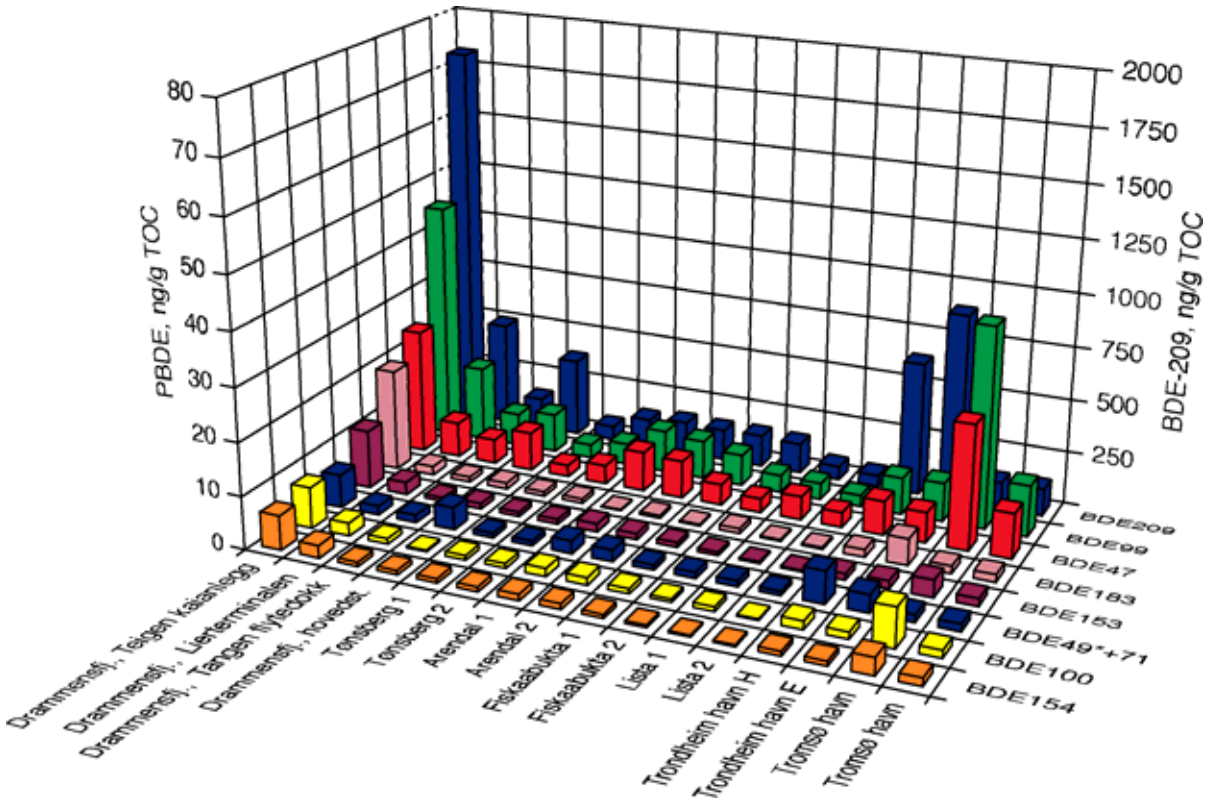
Tabell 18. Konsentrasjon av polybromerte difenyletere (PBDE, ng/g tørrvekt) i marine overflatesedimenter. Konsentrasjonene organisk karbon (TOC) i prøvene er også oppgitt. Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er merket mindre enn (<).

		PBDE-konsentrasjon, ng/g t.v.											
Stasjon	TOC mg C/mg	BDE-28	BDE-47	BDE-49+71	BDE-77	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-209
DRF-1, hovedst.	18,5	0,01	0,14	0,08	<0,01	0,14	<0,01	<0,01	<0,05	<0,04	<0,03	0,02	6,89
DRF-2 Lierterm.	25,4	<0,01	0,17	0,04	<0,01	0,36	0,06	0,01	0,03	0,06	0,06	0,04	12,61
DRF-3 Teigen	17,4	0,02	0,41	0,11	<0,01	0,79	0,13	0,03	0,01	0,19	0,11	0,33	31,71
DRF-4, Tangen flytedokk	51	0,01	0,24	0,07	<0,01	0,32	0,05	<0,01	<0,04	0,04	0,04	0,05	7,47
Tønsberg 1	5,7	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,38
Tønsberg 2	5,6	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,76
Arendal 1	22,3	0,01	0,17	0,06	<0,01	0,18	0,04	0,01	<0,01	0,03	0,03	<0,01	3,40
Arendal 2	22,4	0,01	0,16	0,05	<0,01	0,17	0,03	0,01	<0,01	0,03	0,02	0,01	3,31
Fiskaabukta1	15,2	<0,01	0,06	0,01	<0,01	0,09	0,02	<0,01	<0,01	0,01	0,01	<0,01	2,29
Fiskaabukta 2	56	<0,01	0,15	0,07	<0,01	0,18	0,04	<0,01	<0,01	0,04	0,03	0,06	8,09
Lista 1	14,5	<0,01	0,06	0,02	<0,01	0,05	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,94
Lista 2	15,4	<0,01	0,04	0,01	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,85
Trondh. havn H	18,1	0,01	0,12	0,11	<0,01	0,13	0,03	<0,01	<0,01	0,02	0,02	0,03	11,40
Trondh. havn E	13,6	<0,01	0,08	0,05	<0,01	0,10	0,02	<0,01	<0,01	0,02	0,01	0,07	12,08
Tromsø havn	3,4	<0,01	0,08	<0,01	<0,01	0,13	0,02	<0,01	<0,01	0,01	0,01	<0,01	0,42
Tromsø havn	3,4	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,43

For de øvrige kongenerer (dvs. alle unntatt PBD-47, -99 og -209) lå de maksimale konsentrasjoner som ble observert i sediment i området fra <0,01 til 0,3 ng/g t.v. For alle kongenerer

ble de høyeste konsentrasjoner observert i Drammensfjorden. Forholdet mellom maksimums- og minimumskonsentrasjon var størst for BDE-209.

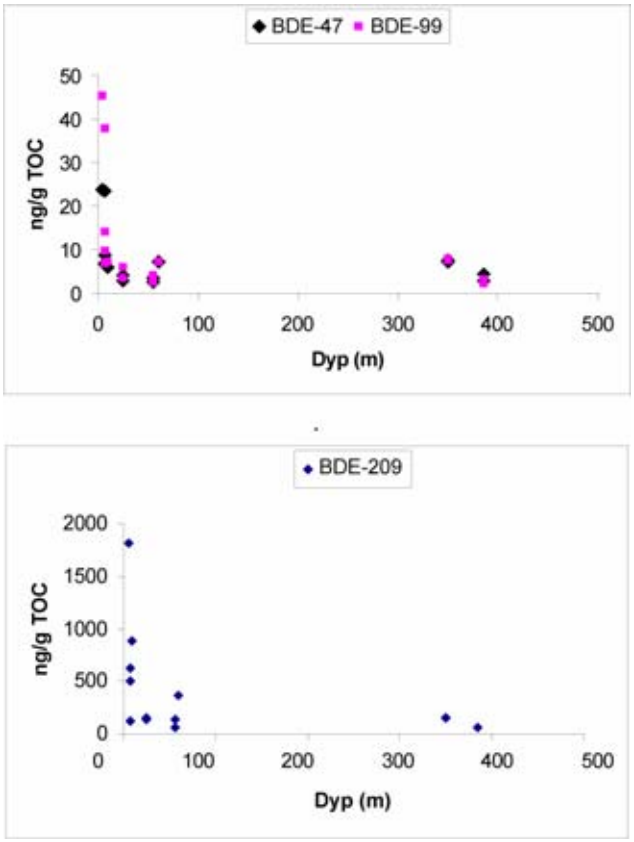
Organiske miljøgifter har en tendens til å adsorberes til organiske partikler som ofte inneholder mer organisk karbon enn sedimentet forøvrig. I slike tilfeller kan det være lettere å observere trender i datamaterialet når sedimentkonsentrasjonene normaliseres mot mengden TOC. Dette er gjort for de vanligst forekommende kongenerene i Figur 15. For de fleste stasjoner gir normaliseringen omtrent den samme relative fordeling som uten normalisering. Enkelte prøver fra Tromsø havn og Trondheim havn dominerer imidlertid noe mer etter transformering .



Figur 15. Konsentrasjoner av polybromerte difenyletere (PBDE) i marine sedimenter. Konsentrasjonene (ng/g TOC) er normalisert mot mengden organisk karbon i prøvene. Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er satt lik halve denne. Merk: ulik skala for BDE-209 (høyre verdi-akse) og de andre PBDE-kongenerene (venstre verdi-akse).

Noen av sedimentprøvene som er analysert er tatt opp fra relativt store dyp (mellom 300 og 400 m ved Lista og i Arendalsområdet), mens andre er tatt på grunnere vann (<10 m i Tromsø og Trondheim havn samt nær munningen av Drammensfjorden). I Figur 16 vises konsentrasjonen av de tre mest dominerende difenyletere som funksjon av innsamlingsdyp. Figuren tyder på at det er relativ liten forskjell på konsentrasjonen fra ca. 25–60 m dyp og de på 300–400 m dyp. På de grunneste stasjonene varierer konsentrasjonen mer. Dette skyldes i hovedsak de relativt høye konsentrasjonene funnet i grunnområdene nær Drammen. I utgangspunktet er det naturlig å tenke seg at PBDE-kildene i hovedsak ligger på land. Det er derfor også forståelig at de høyeste konsentrasjoner i første omgang finnes nær kildene. Data-

materialet er imidlertid begrenset og ikke tilstrekkelig til å gi annet enn en pekepinn om fordeling av PBDE i ulike dyp.



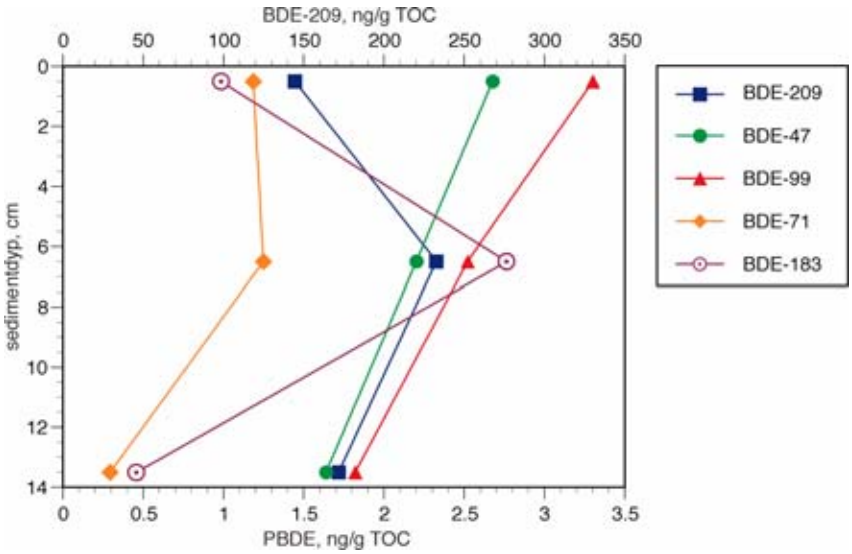
Figur 16. TOC-normaliserte konsentrasjoner polybromerte difenyletere (PBDE) i overflatesediment som funksjon av innsamlingsdyp. Øvre panel: BDE-47 og -99. Nedre panel: BDE-209. Data er fra 8 områder langs norskekysten fra Drammensfjorden til Tromsø. Fra hvert område er det analysert 1-2 prøver.

5.4.2 Vertikalfordeling i sediment fra Kristiansandsfjorden, Fiskaa

Prøver fra stasjonen ved Fiskaabukta ble analysert for BDE i 3 forskjellige sedimentdyp. Sedimentet ble også aldersdatert (Jensen, 2003). Hensikten var å avklare om konsentrasjonen av de ulike forbindelser endret seg med sedimentdyp som i uforstyrrede sedimenter representerer alder for avsetting. Under forutsetning av at forbindelsene er tungt nedbrytbare skulle en i utgangspunktet forvente at konsentrasjonene var størst i sediment som representerer perioder med de største tilførsler. I undersøkelser som belyser dette er det observert avtagende konsentrasjoner med økende sedimentdyp (Zegers *et al.*, 2003). Det dypeste sedimentet (14–15 cm) som er analysert fra Fiskaa skulle etter aldersdateringen representere partikler som er avsatt på 1950- og 60-tallet, sediment fra 6–7 cm skulle representere partikler avsatt på 80-tallet og overflatesedimentet (0–1 cm) skulle representere partikler avsatt de siste år (Jensen, 2003).

For de fleste kongenerer var de en tendens til avtagende konsentrasjoner med økende dyp (Figur 17) og det var bare for en kongener (BDE-209) at konsentrasjonen nederst i sedimentet

var høyere enn ved overflaten. Analyseresultatene viser imidlertid at det er relativt liten forskjell i konsentrasjonene av BDE på de ulike sedimentdyp.



Figur 17. Konsentrasjonen av PBDE i tre sedimentsjikt (0–1 cm, 6–7 cm og 14–15 cm) fra en kjerne (F2) tatt i Fiskaabukta i Kristiansandsfjorden. Konsentrasjonene er normalisert mot prøvenes innhold av organisk karbon. Merk: øvre x-akse relaterer seg til BDE-209, nedre x-akse relaterer seg til de øvrige kongenerene.

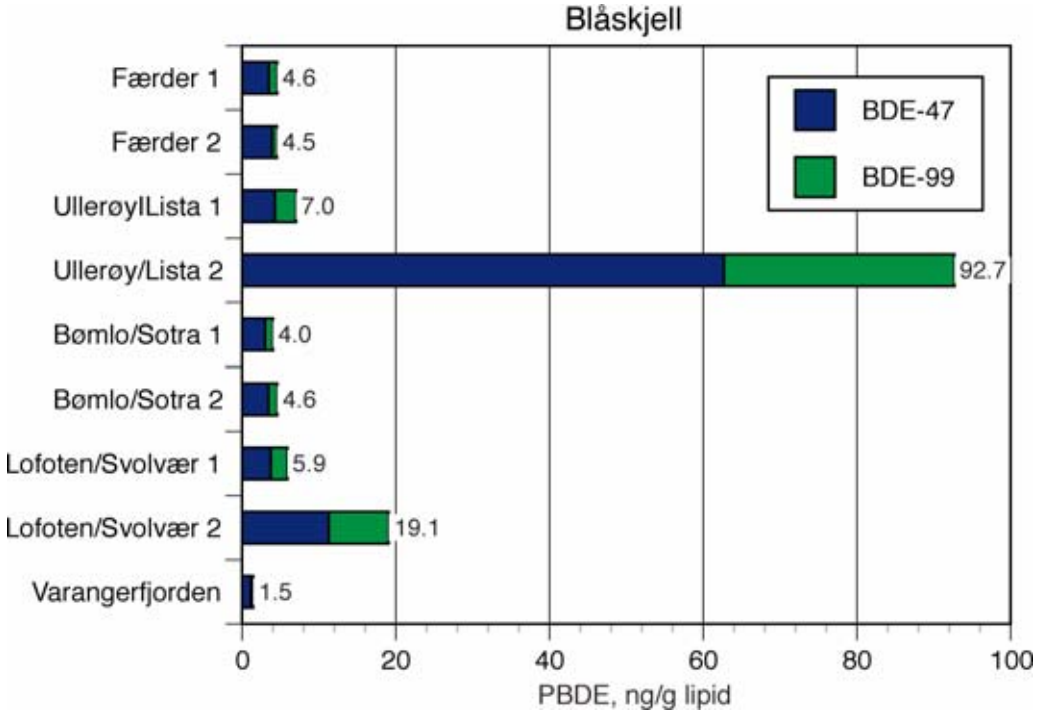
5.4.3 Blåskjell

Blant de analyserte kongenerer ble de høyeste konsentrasjoner observert for BDE-47 og BDE-99. Av de 12 analyserte BDE kongenerer var det bare BDE-47 (BDE-209 ble ikke analysert) som ble observert i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen (0,01 ng/g v.v.) i samtlige 9 prøver. Analysene av BDE-99 ga også konsentrasjoner over deteksjonsgrensen for de fleste prøver, men for to stasjoner (Færder, Varangerfjorden) lå de observerte konsentrasjoner under denne grense.

Den høyeste konsentrasjonen av BDE-47 og BDE-99 ble funnet i en av skjellprøvene fra Ullerøy nær Lista. Konsentrasjonen i de øvrige prøver var relativt lave (Figur 18). For de øvrige kongenerer lå konsentrasjonen under deteksjonsgrensen i alle prøvene med unntak av prøven fra Ullerøy (BDE-71, -100, -153, -154) og Lofoten (BDE-71 og -100).

Tabell 19. Konsentrasjonen av polybromerte difenyletere (PBDE) i blåskjell (våtvekt) fra fem områder langs norskekysten fra Færder og til Varangerfjorden. Fra hvert område er det analysert 1–2 prøver. Prøvenes innhold av fett er også oppgitt.

		PBDE, ng/g v.v.					
Stasjon/prøve	Fett, %	BDE-47	BDE-49+71	BDE-99	BDE-100	BDE-153	BDE-154
Færder 1	1,13	0,04	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Færder 2	0,77	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Ullerøy/Lista 1	1,13	0,05	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01
Ullerøy/Lista 2	0,64	0,40	0,03	0,19	0,11	0,03	0,04
Bømlo/Sotra 1	1,32	0,04	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Bømlo/Sotra 2	0,92	0,03	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Lofoten/Svolvær 1	1,05	0,04	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01
Lofoten/Svolvær 2	0,82	0,09	0,01	0,06	0,03	<0,01	<0,01
Varangerfjorden	1,68	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01



Figur 18. Konsentrasjonen av 2 bromerte difenyletere (PBDE) i blåskjell fra fem områder langs norskekysten fra Færder i Oslofjorden til Varangerfjorden. Fra hvert område er det analysert 1-2 prøver. Konsentrasjonene (ng/g lipid) er normalisert mot innholdet av lipid i prøvene.

5.4.4 Torskelever

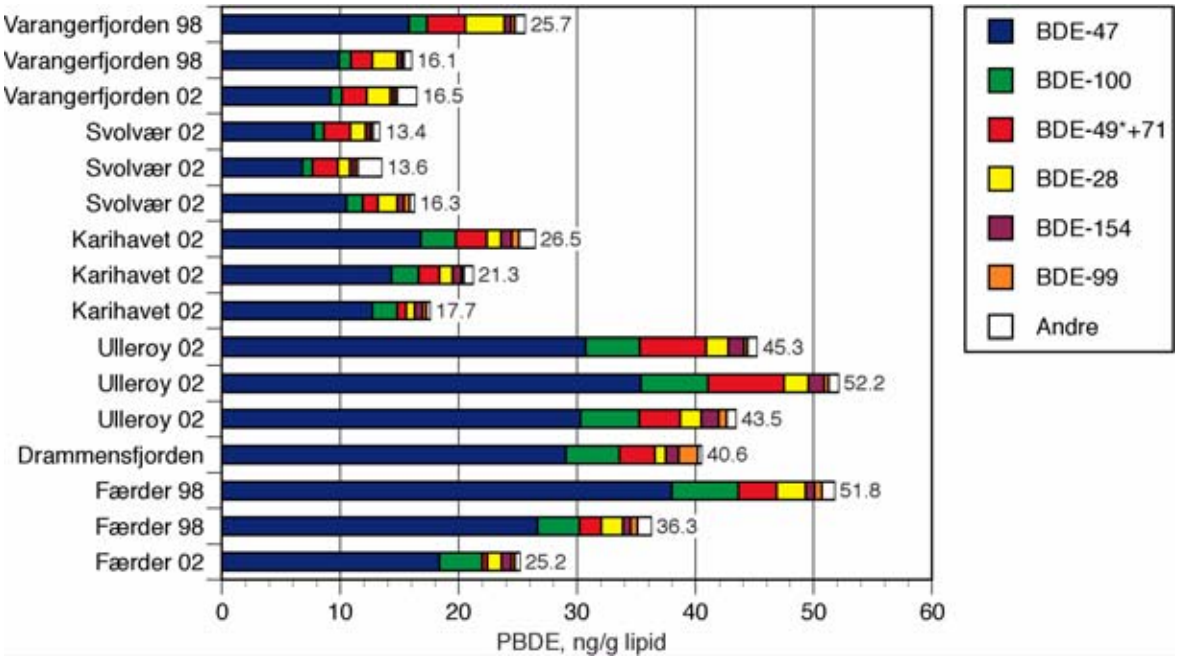
Konsentrasjonene av ΣPBDE i lever av torsk fra norskekysten var i intervallet 7,2–25,7 ng/g våtvekt (Tabell 20). Normalisert til mengden fett i prøvene var konsentrasjonene i intervallet 14–52 ng/g lipid. For 9 av i alt 12 analyserte kongenerer lå de observerte konsentrasjonene i hovedsak over deteksjonsgrensen i alle prøvene. Det var bare for 3 kongenerer (BDE-77, -138 og -183) at de fleste analyseverdiene lå under deteksjonsgrensen (0,01–0,04 ng/g v.v.).

De høyeste konsentrasjonene ble generelt observert for BDE-47, -100, -49+71, -209, -28 og-154. For samme kongener lå konsentrasjonsnivået for alle stasjoner i hovedsak innenfor en størrelsesorden, men noe mer for BDE-49+71 og BDE-209. For flere av kongenerene ble de høyeste konsentrasjoner observert i prøvene fra Ullerøy (BDE-28, -49+71, -100, -119, -154), tilsvarende som en observerte for en av blåskjellprøvene (Figur 18).

De relativt høye konsentrasjonene av PBDE som ble observert i sediment fra Drammensfjorden gjenspeiles ikke som høye konsentrasjoner i torskelever.

Tabell 20. Konsentrasjonen av sum polybromerte difenyletere (ΣPBDE, våtvekt og lipidnormalisert) og av de enkelte kongenerene i torsk fra norskekysten fra Færder i Oslofjorden til Varangerfjorden. Fra hvert område er det analysert 3 prøver, unntatt for Drammensfjorden hvor det ble anlysert én.

		ΣPBDE		konsentrasjon, ng/g våtvekt											
Prøve	Fett, %	ng/g v.v.	ng/g lipid	BDE-28	BDE-47	BDE49+71	BDE-77	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-209
Færder 02	28,5	7,18	25,2	0,33	5,25	0,12	<0,01	0,08	1,03	0,04	<0,01	0,02	0,24	<0,01	<0,11
Færder 98	37,8	13,73	36,3	0,68	10,08	0,70	<0,01	0,21	1,34	0,06	<0,01	0,03	0,26	<0,01	0,35
Færder 98	39,1	20,27	51,8	0,95	14,87	1,27	<0,01	0,24	2,19	0,09	<0,01	0,03	0,3	0,01	0,31
Drammensfjorden	43,7	17,70	40,5	0,37	12,69	1,31	<0,01	0,70	1,99	0,08	<0,01	0,07	0,49	0,02	-
Ullerøy 02	57,8	25,18	43,6	1,04	17,5	2,00	0,01	0,38	2,87	0,21	<0,03	0,05	0,85	<0,01	0,21
Ullerøy 02	49,15	25,68	52,2	0,99	17,41	3,17	<0,01	0,18	2,78	0,15	<0,01	0,04	0,66	<0,01	0,24
Ullerøy 02	56,2	25,48	45,3	1,02	17,27	3,17	<0,01	0,14	2,56	0,16	<0,01	0,06	0,77	<0,01	0,27
Karihavet 02	48,3	8,58	17,8	0,35	6,15	0,37	<0,01	0,16	1,00	0,02	<0,02	0,05	0,31	<0,01	<0,21
Karihavet 02	50,5	10,79	21,4	0,56	7,23	0,9	<0,01	0,10	1,15	0,09	<0,01	0,05	0,38	<0,01	0,27
Karihavet 02	55,3	14,70	26,6	0,64	9,29	1,45	<0,01	0,32	1,64	0,07	<0,01	0,07	0,51	<0,01	0,65
Svolvær 02	74,8	12,22	16,3	1,23	7,87	0,94	<0,01	0,35	1,04	0,09	<0,04	<0,04	0,43	<0,02	<0,43
Svolvær 02	75,5	10,25	13,6	0,78	5,15	1,59	<0,01	0,22	0,65	0,06	<0,02	0,03	0,27	0,02	1,47
Svolvær 02	69,3	9,28	13,4	0,87	5,39	1,54	<0,01	0,19	0,59	0,04	<0,02	0,03	0,26	<0,01	0,35
Varangerfjorden 02	52,0	8,61	16,6	1,03	4,78	1,11	<0,01	0,12	0,49	0,03	<0,02	<0,02	0,18	<0,01	0,83
Varangerfjorden 98	60,0	9,65	16,1	1,26	5,93	1,08	<0,01	0,13	0,6	0,03	<0,03	<0,03	0,23	<0,01	0,35
Varangerfjorden 98	58,3	14,98	25,7	1,91	9,22	1,90	<0,01	0,18	0,89	0,06	<0,02	<0,02	0,34	<0,01	0,45



Figur 19. Konsentrasjonen av sum polybromerte difenyletere (ΣPBDE) av de vanligst forekommende kongenerene i lever av torsk fra fem områder langs norskekysten fra Færder i Oslofjorden til Varangerfjorden. Fra hvert område er det analysert 3 prøver, unntatt for Drammensfjorden. Konsentrasjonene (ng/g lipid) er normalisert for prøvenes innhold av lipid. Konsentrasjoner under metodens deteksjonsgrense er byttet ut med halve denne.

5.5 Diskusjon, PBDE

De høyeste konsentrasjonene av ΣPBDE i naturlige sedimenter ble funnet i Drammenselva. Deretter fulgte Mjøsa ved Lillehammer, de øvrige stasjonene i Drammenselva/fjorden og i Mjøsa. De marine sedimentene hadde gjennomgående lavest konsentrasjoner. I Mjøsa ved Lillehammer var det et spesielt høyt innslag av de lavbromerte PBDE-kongenerene som inngår i den tekniske «pentaBDE» blandingen. Ved de øvrige stasjonene i både ferskvann og marint miljø dominerte den fullbromerte kongeneren BDE-209.

De høyeste konsentrasjonene av ΣPBDE (lipid-normalisert) i fisk ble funnet i Mjøsa og Vorma, deretter fulgte fisk fra Øyeren, Drammensfjorden og torsk fra norskekysten. Lake fra Losna hadde omlag samme konsentrasjoner som torsk fra norskekysten.

5.5.1 Deponier og forurenset grunn

Konsentrasjonene av bromerte difenyletere (PBDE) varierte i betydelig grad mellom de ulike medier og lokaliteter prøvene ble hentet fra. I sigevannsprøver fra deponier lå konsentrasjonene av ΣPBDE i området 1–7 ng/l. I avløpsvann fra Ladehammeren renseanlegg (Trondheim) var konsentrasjonen av ΣPBDE 21 ng/l. Konsentrasjonen i Hunnselva ved Gjøvik (tilførselselv til Mjøsa) var omlag 7 ng/l. I de fleste undersøkte vannprøvene dominerte kongeneren BDE-209 konsentrasjonene.

Det foreligger få data for PBDE i vannprøver. I vann fra Lake Michigan var sum av PBDE-47, -99, -100, -153, -183 målt til 0,16 ng/l og i Lake Ontario 0,006 ng/l (Hale *et al.*, 2003). Sammenliknet med disse nivåene – og nivået i de førnevnte sigevannsprøvene – virker konsentrasjonen i Hunnselva (7 ng/l) høy. Dersom det målte nivået er en representativ konsentrasjon betyr det at tilførselen av PBDE fra denne elva til Mjøsa er i størrelsesorden 1 kg/år (midlere årlig vassføring er 150 mill. m^3).

Konsentrasjonene av ΣPBDE i sedimenter eller partikkelfraksjonen i vann fra sigevannsystemer i deponier varierte betydelig og lå i området 14–750 ng/g TOC (normalisert for mengden organisk karbon i prøvene). Som for vann dominerte også BDE-209 i de sedimentprøvene, men det relative forholdet mellom kongenerene i vannprøvene og sediment-prøvene fra de sammen lokalitetene avvek noe – hvilket sannsynligvis skyldes ulik partikkel-affinitet og vannløselighet hos de enkelte kongenerene. I tillegg vil typen organisk materiale og partikkelfordeling være noe forskjellig i vann- og sedimentfasen.

Sedimentprøven fra fangdam ved Støleheia kommunale fyllplass utpekte seg med høyest innhold av bromerte difenyletere. På Støleheia er sedimentprøven tatt ved innløpet til en konstruert sedimentasjonsdam, i et stille området der finpartikler sedimenterer. Sediment-dammen mottar både konsentrert sigevann samt vann fra komposteringsanlegg. Bladdalstjønn er et naturlig tjern slik at tilsigsområdet er mer enn bare fra deponiet. For Gålås er slamprøven tatt fra redeponert slam fra sedimentasjonsdam, dvs blanding fra hele dammen. Situasjonen for Røyken er mer lik Støleheia. På grunn av sannsynligvis store forskjeller i avfallsmengde- og sammensetning, innsig av fremmedvann og utforming på fangdammene, kan konsentrasjonsnivået som sådan ikke sammenlignes direkte. Datagrunnlaget i denne undersøkelsen er ikke tilstrekkelig til å gå nærmere inn betydningen av utforming av fangdammer, men generelt kan man si at jo mer fremmedvann (dvs. overflatevann eller tilsig fra nedbørsfeltet utenom deponiet) desto lavere konsentrasjoner på grunn av fortynning. Når det gjelder effekten av prøvetakingssted, vil det avhenge av hvilke partikkelfraksjoner forurensningene særlig er knyttet til. Hvis dette er de groveste fraksjonene, vil et punkt i forkant av sedimentasjonsdammen gi høyere konsentrasjon enn en blandprøve fra hele dammen og omvendt. Sedimentprøver tatt fra fangdammer fra deponier vil i første rekke være verdifulle for å lokalisere potensielle kilder av miljøgifter, men gir ikke nødvendigvis grunnlag for å kvantifisere dem.

Vi har ikke funnet internasjonale verdier for tilsvarende sediment, men avløpslam fra tre ulike renseanlegg i Sverige hadde konsentrasjoner av BDE-209 i størrelsesorden 170–270 ng/g tørrvekt (tilsvarende for Støleheia var 150 ng/g tørrvekt) (de Wit, 2002). For BDE-47 og BDE-99 var konsentrasjonen i avløpslam henholdsvis 36–80 ng/g tørrvekt og 56–100 ng/g tørrvekt (for Støleheia henholdsvis 7,5 og 11 ng/g tørrvekt).

I sammenligning med internasjonale resultater i sedimenter fra elver og innsjøer er konsentrasjonen i rensedammen fra Støleheia å betrakte som høye verdier. Verdier funnet i sedimentprøver i spesielt utsatte innsjøer (nærhet til forskning- og utviklingssenter for en PBDE-produsent) i Nord-Amerika (Hale *et al.*, 2003) er lavere enn verdiene fra Støleheia. Verdier fra elven Skerne og Tees i England er ekstremt høye, og det antas at kilden er en PBDE-fabrikk (Allchin *et al.*, 1999). I elvesedimenter over- og nedstrøms kilden var det for BDE-47 en økning fra <0,3 til maks. konsentrasjon 51 ng/g tørrvekt, og for BDE-99 en økning fra <0,6 til maks. konsentrasjon 85 ng/g tørrvekt. De høyeste verdier er målt ved

elvemunningen av Tees (henholdsvis maksimalverdier 368 ng/g tørrvekt og 898 ng/g tørrvekt) og i Skerne nedstrøms en PBDE-fabrikk (maksimalverdier 239 og 319 ng/g tørrvekt for de samme forbindelsene). Den spesielt høye konsentrasjon ved elvemunning av Tees skyldes antakeligvis sedimentasjon av partikkelbundet PBDE.

I en undersøkelse fra avfallsdeponiet på Lindum, Drammen, ble det i sedimenter nedstrøms avfallsdeponiet funnet en gradient av okta- og deka-bromerte PBDE fra deponiet og til et boligområdet 4 km nedstrøms deponiet (Amundsen og Hartnik, 2003). For BDE-209 ble det målt en gradient fra 174 ng/g TOC til <12 ng/g TOC. For de dominerende lav-bromerte PBDE-forbindelsene, BDE-47 og BDE-99, var det ingen gradient nedstrøms.

5.5.2 Mjøsa, Losna og Øyeren

Sedimenter
I sedimenter fra Mjøsa varierte konsentrasjonene av ΣPBDE fra 50–740 ng/g TOC eller 0,6–27 ng/g tørrvekt. De høyeste konsentrasjonene, som ble funnet ved Lillehammer, er like store som de høyeste nivåene som ble funnet i sedimenter fra sigevannssystemer i deponier.

Det relative forholdet mellom kongerene i sedimentet fra Mjøsa varierte betydelig. Ved Lillehammer var det et stort innslag av de lavbromerte forbindelsene som inngår i den kommersielle «pentaBDE-blandingen» (ca. 60–73 %). I prøvene fra de andre undersøkte områdene dominerte den fullbromerte BDE-209 kongeneren (ca. 50–93 %), men en ikke ubetydelig andel av lavbromerte kongenerer var alltid tilstede. I Losna, en innsjø dannet av Gudbrandsdalslågen (Mjøsas hovedinnløpselv), inneholdt sedimentet lave konsentrasjoner av ΣPBDE (17 ng/g TOC eller 0,4 ng/g tørrvekt), hvorav BDE-209 utgjorde 67 %. Disse resultatene indikerer at det har skjedd betydelige utslipp av den kommersielle «pentaBDE-blandingen» i Lillehammerområdet. I tillegg til dette indikerer relativt høye konsentrasjonene av BDE-209 at det også har vært tilførsler av denne forbindelsen ved Lillehammer. Høye nivåer av denne kongeneren rett sør for Gjøvik kan også tyde på tilførsler av denne forbindelsen i denne regionen. Det er nærliggende å sette disse funnene i forbindelse med de tydelig forhøyde konsentrasjonene i Hunnselva.

Sammenliknet med utenlandske data på ferskvannssedimenter er konsentrasjonene av de lavbromerte PBDE-kongenerene i Mjøsa forholdsvis høye. Det har ikke lykkes oss i å finne data på sedimenter fra større innsjøer, men det finnes data på elvesedimenter som kan benyttes til sammenlikning

I en sammenstilling av data fra omlag 20 store europeiske elver viser de Wit (2002) til at de høyeste nivåer av BDE-47 og -99 ble funnet i to britiske (Humber og Mersey) og to nederlandske elver (sum av to kongenerer var 1,6–13,1 ng/g tørrvekt), mens de høyeste nivåene av BDE-209 fantes i Mersey (Storbritannia) og Schelde og River Liffey (Irland) (34–1800 ng/g tørrvekt). Til sammenlikning lå summen av BDE-47 og -99 i sedimentene ved Lillehammer i området 10–12 ng/g tørrvekt, mens konsentrasjonen av BDE-209 lå i området 5–10 ng/g tørrvekt.

I elven Viskan, Sverige, hvor det har vært store utslipp av PBDE fra flere tekstilindustrier, lå konsentrasjonene av summen av BDE-47 og -99 i de upåvirkede elveavsnittene på <3 ng/g glødetap, og steg til 100 ng/g glødetap på den mest forurensede elvestrekningen (Sellström *et*

al., 1998). Nivåene av BDE-209 nådde særdeles høye konsentrasjoner og lå i området <20–12 000 ng/g glødetap. Omregnet til samme enhet hadde sedimentene ved Lillehammer konsentrasjoner av sum BDE-47 og -99 på omlag 20–25 ng/g glødetap, og konsentrasjoner av BDE-209 på omlag 10–20 ng/g glødetap.

Fisk

Konsentrasjonene av ΣPBDE i fisk fra Mjøsa lå i området 1 200–22 000 ng/g lipid (blandprøver av flere fisk eller middelverdier av individuelle analyser). Nivåene var lavest for zooplanktonspisende fisk som krøkle og lagesild, og høyest for lake fra Lillehammer. For ørret lå nivåene omkring 4 000–6 000 ng/g lipid, og for abbor og gjedde omkring 6 000–11 000 ng/g lipid. Dette er betydelig forhøyde konsentrasjoner sammenliknet med mer upåvirkede lokaliteter.

I Losna, hvor det ikke var spor av lokale PBDE-forurensninger i sedimentene, var konsentrasjonen av ΣPBDE i lake kun 48 ng/g lipid. Laken ved Lillehammer hadde altså en konsentrasjon som var 400 ganger større enn i lake fra en innsjø dannet av Mjøsas hovedinnløpselv, Gudbrandsdalslågen.

I Vorma, Mjøsas utløpselv, hadde ørreten ved Svanfossen konsentrasjoner av ΣPBDE i området 5 700–8 000 ng/g lipid. Hvorvidt de forhøyde nivåene skyldes at vannmassene i Vorma fortsatt er preget av PBDE-forurensninger er uvisst. Det kan ikke utelukkes at dette er ørret som har ernært seg i Mjøsa for så å vandret ned Vorma, eller at den har ernært seg på nedvandrende byttefisk som krøkle og lagesild.

I Øyeren, som mottar vann fra Glomma etter at denne har løpt sammen med Vorma, var nivåene i abbor og gjedde henholdsvis 450 og 950 ng/g lipid. Dette er mindre enn 10 % av nivåene hos de samme artene ved Gjøvik, og viser at forurensningene i Mjøsa i liten grad kan spores i fiskesamfunnet i Øyeren.

En foreløpig rapportering av Mariussen *et al.* (2003) dokumenterer PBDE-konsentrasjonene i fiskespisende ørret fra Mjøsa og fire andre store innsjøer i Sør-Norge. Resultatene herfra viser at konsentrasjonene i ørret fra Mjøsa/Vorma ligger 8–50 ganger høyere enn i ørret fra de fire andre innsjøene (4 000–8 000 ng/g lipid vs. 160–620 ng/g lipid).

Andre relevante utenlandske data for stor laksefisk bekrefter at nivåene i ørret fra Mjøsa er uvanlig høyt: I laks fra Østersjøen har Asplund *et al.* (1999) rapportert om nivåer på omlag 290 ng/g lipid (sum av BDE-47, -99 og -100). I røye fra Vätteren, Sverige, innfanget i 1987, var konsentrasjonen av de samme kongenerene 520 n/g lipid (Jansson *et al.,* 1993)

Lake Trout (*Salvelinus namaycush*) fra de store nordamerikanske sjøene Lake Ontario, Lake Huron og Lake Superior hadde en konsentrasjon av di- til heptaBDE på henholdsvis 540, 140 og 140 ng/g lipid (Alaee *et al.,* 1999).

Nivåene i Mjøs-ørreten overgår også konsentrasjoner funnet i stor laksefisk med tilsvarende levesett i Lake Michigan, USA. I innsjølevende laks av artene Coho (*Oncorhynchus kisutch*) og Chinook (*O. tshawytcha*) herfra har det vært funnet et gjennomsnittlig nivå av ΣPBDE på

2 440 ng/g lipid, noe som har vært karakterisert som «blant de høyeste i verden observert for laks i åpent vann» (Manchester-Neesvig *et al.,* 2001).

Fra de store nordamerikanske sjøene Lake Superior og Lake Ontario har det for en art av krøkle (*Osmerus mordax*) blitt rapportert om konsentrasjoner av PBDE på henholdsvis 150 og 240 ng/g lipid (sum av BDE-47, -99, -100, -153 og -154; Dodder *et al.,* 2002). Dette utgjør 6–10 % av nivået av krøkle i Mjøsa (2 440 ng/g lipid).

Gjedde fra elven Viskan, Sverige, hvor det har vært store utslipp av PBDE fra tekstilindustri, var konsentrasjoner av PBDE (sum BDE-47, -99, -100) på de mest belastede elvestrekningene omlag 4 600 ng/g lipid i 1995 (Sellström *et al.*, 1998). Dette var en nedgang fra 1979/1980 da nivåene nådde opp til 27 000 ng/g lipid (Andersson og Blomkvist, 1981). Til sammenlikning lå nivåene av ΣPBDE i gjedde fra Mjøsa i området 7 400–8 600 ng/g lipid, det vil si 60–80% høyere enn i Viskan-prøvene fra 1995.

Det høyeste nivået som har vært rapportert funnet i individuelle prøver av ferskvannsfisk er 47 900 ng/g lipid, funnet i en karpe (*Cyprinus carpio*) fra Hyco River, Virginia, USA (Hale *et al.,* 2001). Dette er ikke mye over det høyeste nivået i laken fra Lillehammer, hvor de individuelle prøvene hos 10 individer innfanget i 2002 viste konsentrasjoner i området 7 100–45 100 ng/g lipid (middelvekt 1,5 kg). Tilsvarende lå nivåene i de individuelle prøvene av mellomstor Mjøs-ørret i området 3 300–17 500 ng/g lipid (10 individer, middelvekt 3,5 kg, innfanget i 2000).

Tidsutviklingen for PBDE-konsentrasjonene i lagesild tyder på at det i perioden 1997–1998 var en tilførsel av PBDE til Mjøsa som forårsaket betydelig forhøyde nivåer i fisk. Konsentrasjonene i perioden 1993–1997 (tre prøver) lå i intervallet 300–680 ng/g lipid, for så i 1998 å øke markant til 3 500 ng/g lipid. Etter 1998 har nivåene ligget mer stabilt i området 1 180–1 760 ng/g lipid. Mjøsa synes imidlertid å ha vært noe påvirket av PBDE-tilførsler allerede i 1993. Konsentrasjon av PBDE i prøven fra dette året var 595 ng/g lipid. Dette tilsvarer omlag halvparten av dagens nivåer, og er betydelig høyere enn nivåene i den lite forurensede prøven av lake fra Losna (48 ng/g lipid). Vi har i denne analysen sett bort fra den fullbromerte kongeneren BDE-209, som i lagsild fra 1993 hadde en avvikende høy konsentrasjon og utgjorde 33% av ΣPBDE.

5.5.3 Drammenselva og indre Drammensfjord

Sedimenter

I sedimentprøvene fra Drammenselva varierte konsentrasjonen av ΣPBDE fra 4,1–79,4 ng/g tørrvekt, eller omlag 90–6 900 ng/g TOC. Konsentrasjonene ble dominert av den fullbromerte kongeneren BDE-209 (80–99,9%). Det høyeste nivået ble funnet øverst i vassdraget ved Vikersund og i Loselva. Prøven fra Vikersund (ΣPBDE: 79,4 ng/g t.v., 6 904 ng/g TOC) ble totalt dominert av BDE-209 (99,9%) og hadde ellers et lavt nivå av de øvrige undersøkte forbindelsene, noe som vitner om en ellers liten påvirkning av forurensninger. Stasjonen bør derfor prøvetas på nytt for få bekreftet at dette er en representativ nivå, og ikke skyldes kontaminering under prøvetaking eller analyse. Vi vil derfor utelate denne prøven fra den videre diskusjonen omkring PBDE.

Prøven fra Loselva, som mottar avrenning fra deler av Hokksund og et område med et bilopphuggingsanlegg ved Losmoen, hadde det nest høyeste nivået med ΣPBDE på 62,8 ng/g tørrvekt (1 858 ng/g TOC). For de andre prøvene fra Drammenselva lå nivået i området 4–36 ng/g tørrvekt (omlag 90–400 ng/g TOC). PBDE-sammensetning av Loselva-prøven atskilte seg også noe fra de øvrige prøvene ved at hepta-forbindelsen BDE-183 var relativt høyt representert. Nivået av BDE-183 utgjorde 5,5 % av ΣPBDE, mens denne forbindelsen ellers utgjorde 0,3–1,6 %. Dette er en kongener som særlig er tilstede i den kommersielle «oktaBDE-blandingen». Disse forholdene (forhøyde konsentrasjoner og avvikende PBDE-sammensetning) indikerer at det finnes lokale kilder til PBDE-forurensninger i Loselvas nedbørfelt.

I Drammensfjorden varierte konsentrasjonene av ΣPBDE fra 7,3–33,9 ng/g t.v. (163–1948 ng/g TOC). Kongenersammensetningen var mye lik den i Drammenselva, med BDE-209 som dominerende forbindelse (89–90 %). Høyeste nivå fantes i prøven hentet ved stasjon DRF-4 (utenfor kaianlegget til Teigen). Konsentrasjonen av ΣPBDE ved stasjonen i hovedbassenget var 7,3 ng/g t.v. (395 ng/g TOC), noe som er 2–3 ganger så høyt som det Zegers *et al.* (2003) fant nærmere Svelvikstrømmen i 1999.

Sammenliknet med de før nevnte konsentrasjonene av BDE-47 og -99 fra et 20-talls europeiske elver (de Wit 2002) er nivåene av de samme kongeneren i Drammenselva og indre Drammensfjord ikke ubetydelige. De fire høyeste nivåene i det europeiske datasettet lå i intervallet 1,6–13,1 ng/g tørrvekt, mens konsentrasjonene i Drammenselva og indre Drammensfjord lå i området 0,3–3 ng/g tørrvekt, høyest for stasjonene ved Loselva og Teigen kaianlegg (3 ng/g og 1,2 ng/g t.v.) Tilsvarende for BDE-209 var de høyeste nivåene i det europeiske datasettet i området 34–1800 ng/g tørrvekt, mens Drammens-prøvene lå i området 3,5–54,4 ng/g tørrvekt, høyest for stasjonene ved Loselva, Jernbanebrua og Teigen kaianlegg.

Fisk

Nivåene i fisk fra indre Drammensfjorden varierte mellom 12–169 ng/g lipid, og det var påfallende at artene som er knyttet til brakkvannsområdet omkring Drammenselvas utløp (abbor, stam og skrubbe) hadde markert høyere nivåer av PBDE (139–169 ng/g lipid) enn fisken som var fanget lengre ut i indre Drammensfjord (torsk og ål) og for sjøørreten som utnytter hele fjordområdet (12–41 ng/g lipid)

Nivåene av PBDE i fisk fra Drammensfjorden var betydelig lavere enn nivåene i Mjøsa, men også noe lavere enn i Øyeren. Konsentrasjonene av ΣPBDE i abbor fra Drammensfjorden var 168 ng/g lipid, mens den til sammenlikning i Mjøsa var 6 000–11 000 ng/g lipid, og i Øyeren var 450 ng/g lipid.

Tilsvarende var nivåene av PBDE i ørret fra Drammensfjorden lik 24 ng/g lipid, mens ørret fra Mjøsa hadde konsentrasjoner i området 3 700–5 800 ng/g lipid. Nivåene i ørreten fra Drammensfjorden var også lavere enn de som finnes i mer upåvirkede innsjølevende størørretbestander i Norge (160–620 ng/g lipid; Mariussen et. al., 2003), noe som kan tyde på at økosystemet i Drammensfjorden ikke er like følsomt som innsjøenes økosystemer med hensyn til biomagnifisering av PBDE.

Forholdet mellom PBDE-kongenerene i fisken fra Drammensfjorden varierte tildels betydelig mellom artene. Forskjellene var særlig knyttet opp mot konsentrasjonene av BDE-99, som var høy i ørret og abbor, men lav i stam, skrubbe, torsk og ål. Årsaken til denne variabiliteten vites ikke, men den kan være knyttet opp til ulik kontaminering av næringsemnene, eventuelt også artsspesifikke forskjeller i opptak, nedbrytning og utskillelse av de ulike kongenerene. Det er imidlertid verd å merke seg at i marine fiskeprøver er den prosentvise forekomsten av BDE-99 oftest lav, mens den ofte er høy hos ferskvannsfisk.

5.5.4 Marint miljø

Sedimenter
Konsentrasjonen av ΣPBDE i de marine sedimentene varierte mellom 0,5– 34 ng/g t.v. De høyeste nivåene ble funnet i Drammensfjorden (7–34 ng/g t.v.) og i Trondheim havn (12 ng/g t.v.), noe som reflekterer innflytelsen av lokale tilførsler.

Ellers var nivåene i hovedsak lave, og kun kongenerene BDE-47, -99 og -209 fantes i detekterbare mengder på alle stasjonene (<0,01–0,05). For alle prøvene, unntatt én fra Tromsø havn, utgjorde BDE-209 en prosentandel på 80-97% av ΣPBDE. Forekomsten av BDE-47 og BDE-99 utgjorde henholdsvis 0,6–11 % og 0,8–18 %.

I en undersøkelse over konsentrasjonene av PBDE i 10 prøver fra danske farvann ble det funnet nivåer av sum BDE-47, -99, -100, -153 i området 0,15–3,7 ng/g tørrvekt., høyest i København havn og lavest i Århus-bukta (Platz and Christensen 2001). Dette er sammenlignbart med de nivåene som er funnet i de norske materialet, hvor summen av de samme kongenerer lå i området 0,07–1,5 ng/g.

Analyser av tre sedimentsjikt fra Fiskaabukta, Kristiansands-fjorden, som representerer siste års avsatte sedimenter, sedimenter fra 1980-tallet og sedimenter fra 1956–1960 viste at det for de fleste kongenerer var en tendens til avtagende konsentrasjoner med økende dyp. Det var imidlertid ingen stor forskjell i konsentrasjonene på de ulike sedimentdypene. Undersøkelsene til Zegers *et al.* 2003 antyder at det var lite tilførsler av PBDE til det marine miljøet før utpå 1970-tallet. De PBDE-nivåene som Zegers observerte i overflatesediment fra Drammensfjorden og Vadehavet var i hovedsak klart høyere enn de vi her har observert i Fiskaabukta. Resultatene fra Fiskaa tyder ikke på at en har vesentlige tilførsler av PBDE i dag, og at det tidligere heller ikke har vært spesielt store tilførsler**.**

Blåskjell
Analysene av blåskjell viste at det var kun kongenerene BDE-47 og -99 som gjennomgående ble funnet i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen (to analyser av BDE-99 lå under deteksjonsgrensen). Estimert sum av BDE-47 og -99 lå i hovedsak intervallet 1,5–19 ng/g lipid, men én prøve fra Ullerøy/Lista hadde markert høyere nivå med 93 ng/g lipid.

Forsøk tyder på at BDE bioakkumulerer i tilsvarende grad eller noe mer enn PCB i blåskjell (Gustafsson *et al.,* 1999) og tilsier at BDE 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 i skjell vil gå relativt raskt ned etter at en eventuell eksponering opphører.

Det har vært vanskelig å finne relevante litteraturverdier fra marine områder som de observerte konsentrasjoner i blåskjell kan sammenlignes med. I en ferskvannsmusling er det imidlertid observert en konsentrasjon av BDE-47 (320 ng/g fett, Peltola og Ylä-Mononen, 2001) som er klart høyere enn den høyeste konsentrasjonen som er observert ved Ullerøy. De gjennomførte orienterende analysene antyder imidlertid på at en har relativt lave konsentrasjoner av PBDE i blåskjell langs norskekysten. Utover eventuell kontaminering har vi ingen fullgod forklaring på de relativt sett høyere konsentrasjoner som ble observert i den ene blåskjellprøven fra Ullerøy/Lista.

Torsk
Konsentrasjonene av ΣPBDE i torskelever lå i området 15–52 ng/g lipid. De dominerende kongenerene var BDE-47 (50–73%), BDE-100 (6–14%) og BDE-49+71 (2–17%). Til forskjell fra ferskvannsfisk var BDE-99 kun tilstede i svært lave konsentrasjoner (1-4%).

Disse rapporterte nivåene ligger vesentlig lavere enn dem Schlabach et al (2003) fant i torskelever fra indre Oslofjord (ca. 210–450 ng/g lipid), men er mer i overensstemmelse med de som ble funnet i ytre Oslofjord (ca. 35–70 ng/g lipid). De rapporterte nivåene av BDE-153, -47 og -99 i torskelever fra Færder, Ullerøy, Karihavet og Svolvær er klart lavere enn de som ble observert i tilsvarende prøver innsamlet i 1996 (Green *et al.,* 2000).

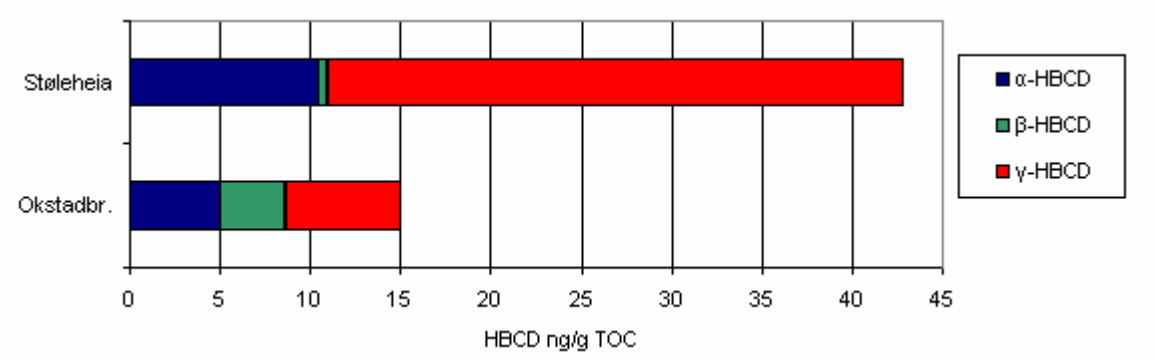
I en tidligere undersøkelse av lever av torsk fra Oslofjorden, kysten av Sørlandet, Vestlandet og Lofoten ble det rapporterte om konsentrasjonene av summen av BDE-47 og -99 i området 20–110 ng/g lipid, med de høyeste konsentrasjonene i fisk fra kysten av Sørlandet (Schlabach *et al.,* 2000). Samme undersøkelse viste også at konsentrasjonen av de samme kongenerene i lever av brosme fra Nordfjorden var vesentlig høyere enn i brosme fra Norskehavet (307 vs. 63 ng/g lipid). Andre data fra Nordsjøen viser også at konsentrasjonene i torskelever kan variere vidt. de Boer (1989 og 1995) fant at summen av BDE-47 og -99 i tre regioner i Nordsjø-området lå i området 1,9–360 ng/g lipid (de Boer 1989 og 1995).

6. Heksabromsyklododekan, HBCD

6.1 HBCD i jord og deponi/avrenning

Tabell 21 viser et det var kun Støleheia og Okstadbrinken som hadde HBCD over deteksjonsgrensen. Sediment fra Støleheia hadde høyest konsentrasjon av α og γ-HBCD (2,5 og 7,7 ng/g tørrvekt).

Sedimentprøven fra Støleheia som utpekte seg med høyest konsentrasjon etter normalisering til TOC (Figur 20). Røyken får en særlig høy konsentrasjon ved å benytte halve deteksjonsgrensen og korrigere for TOC. Kun en vannprøve ble analysert for HBCD, grunnvannsprøve fra Raufoss, og ingen isomerer ble påvist.



Tabell 21. Konsentrasjoner i ng/g tørrvekt av heksabromsyklododekan (HBCD) i sediment fra de ulike stasjonene.

	Okstadbrinken	Røyken	Gålås	Bladdalstjønn	Støleheia	Hunnselva	Tangen
α-HBCD	0,30	<0,60	<0,30	<0,30	2,52	<0,30	<0,30
β-HBCD	0,22	<0,35	<0,20	<0,20	<0,26	<0,16	<0,16
γ-HBCD	0,38	<0,50	<0,40	<0,40	7,74	<0,24	<0,24

Figur 20. Konsentrasjoner av heksabromsyklododekan (HBCD) i sediment gitt i ng/g TOC. Kun de med påviste konsentrasjoner over deteksjonsgrensen er presentert i figuren.

6.2 HBCD i Mjøsa og Drammensvassdraget m. indre fjord

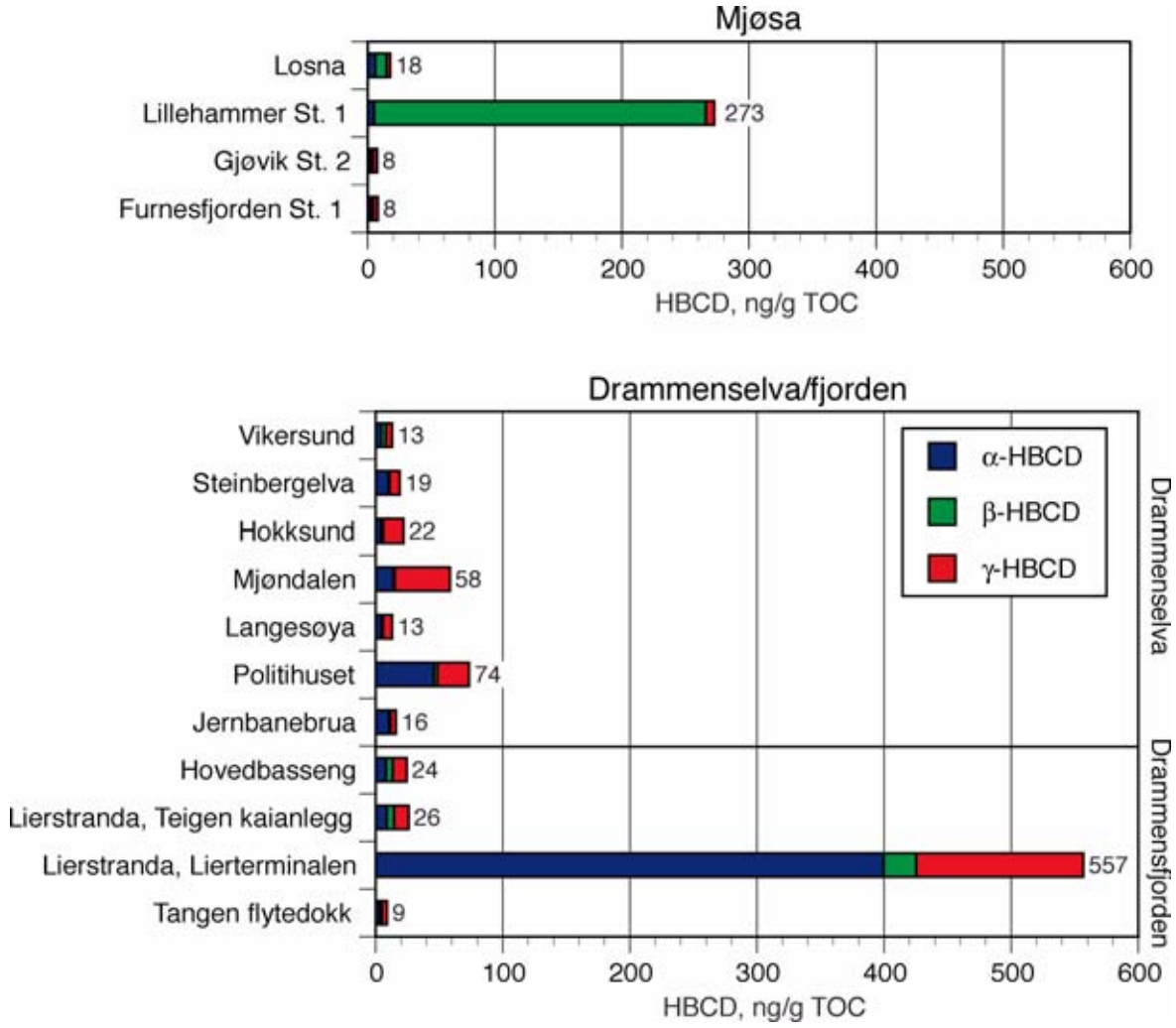
6.2.1 Sedimenter

Fra Mjøsa ble det analysert tre sedimentprøver for HBCD, samt en prøve fra Losna i Gudbrandsdalslågen nord for Lillehammer (Tabell 22). Prøvene fra Gjøvik og Furnesfjorden inneholdt mengder under deteksjonsgrensen (<0,7 ng/g tørrvekt), og prøven fra Losna inneholdt også bare spormengder av forbindelsen (≈ 0,3 ng/g tørrvekt). Prøven fra Lillehammer hadde derimot detekterbare konsentrasjoner av β-isomeren av HBCD (7,9 ng/g tørrvekt). Justeres det for mengden organisk karbon i prøven, utgjør konsentrasjonen ved Lillehammer omlag 280 ng/g TOC (Figur 21). Dette er ikke noe ubetydelig nivå; til sammenlikning var konsentrasjonene av ΣPBDE ved Lillehammer omlag 2,6 ganger høyere.

Nedover hele Drammenselva fantes det detekterbare mengder HBCD, og nivåene av ΣHBCD varierte mellom 13–74 ng/g TOC. I Drammensfjorden var heller ikke nivåene særskilt høye (9–26 ng/g TOC), unntatt for prøven ved Lierterminalen (DRF-2). Her var konsentrasjonen av ΣHBCD på omlag 560 ng/g TOC. α-isomeren utgjorde 72% av konsentrasjonen av ΣHBCD i denne prøven, mens γ-isomeren utgjorde 24%.

Tabell 22. Konsentrasjonene av heksabromsyklododekan (HBCD, ng/g tørrvekt) i sedimenter fra Losna, Mjøsa, Drammenselva og indre Drammensfjord. Prøvenes innhold av organisk karbon (TOC) er også oppgitt. Konsentrasjoner under metodens deteksjonsgrense er merket mindre enn (<).

Lokalitet	Stasjonsnavn	TOC µg C/mg	α–HBCD ng/g t.v.	β–HBCD ng/g t.v.	γ–HBCD ng/g t.v.
Losna	Losna	16,8	0,1	<0,3	0,05
Mjøsa	Lillehammer St.1	30,3	<0,3	7,91	<0,4
Mjøsa	Gjøvik St. 2	58,9	<0,3	<0,2	<0,4
Mjøsa	Furnesfj. St. 1	56,1	<0,3	<0,2	<0,4
Drammenselva	Vikersund	11,5	<0,1	<0,08	<0,12
Drammenselva	Loselva	33,8	0,33	<0,08	0,27
Drammenselva	Hokksund	22,2	0,09	<0,08	0,355
Drammenselva	Mjøndalen	71	0,99	0,07	3,08
Drammenselva	Langesøya	34,2	0,15	<0,08	0,25
Drammenselva	Politihuset	34	1,55	<0,2	0,85
Drammenselva	Jernbanebrua sør	74,8	0,778	<0,2	0,317
Indre Drammensfjord	Hovedbasseng	18,5	<0,3	<0,2	<0,4
Indre Drammensfjord	Lierstranda, Teigen kaianlegg	17,4	<0,3	<0,2	<0,4
Indre Drammensfjord	Lierstranda, Lierterminalen	25,4	10,15	0,65	3,34
Indre Drammensfjord	Tangen flytedokk	51	<0,3	<0,2	<0,4



Figur 21. Konsentrasjoner av heksabromsyklododekan (HBCD) i sedimenter fra Losna og Mjøsa (øvre panel), samt fra Drammenselva og indre Drammensfjord (nedre panel). Konsentrasjonene (ng/g TOC) er normalisert mot innholdet av organisk karbon i prøvene. Konsentrasjoner under metodens deteksjonsgrense er satt lik halve denne.

6.2.2 Fisk

Konsentrasjonene av ΣHBCD i fiskeprøvene fra Mjøsa lå i intervallet 2–15 ng/g våtvekt eller 100–880 ng/g lipid (Tabell 22, Figur 22). Høyeste nivå var i en gjeddeprøve fra Furnesfjorden som hadde mer enn dobbelt så høy konsentrasjon som i annen fisk. Alle prøvene ble dominert av α-isomeren som utgjorde mer enn 90% av totalkonsentrasjonen.

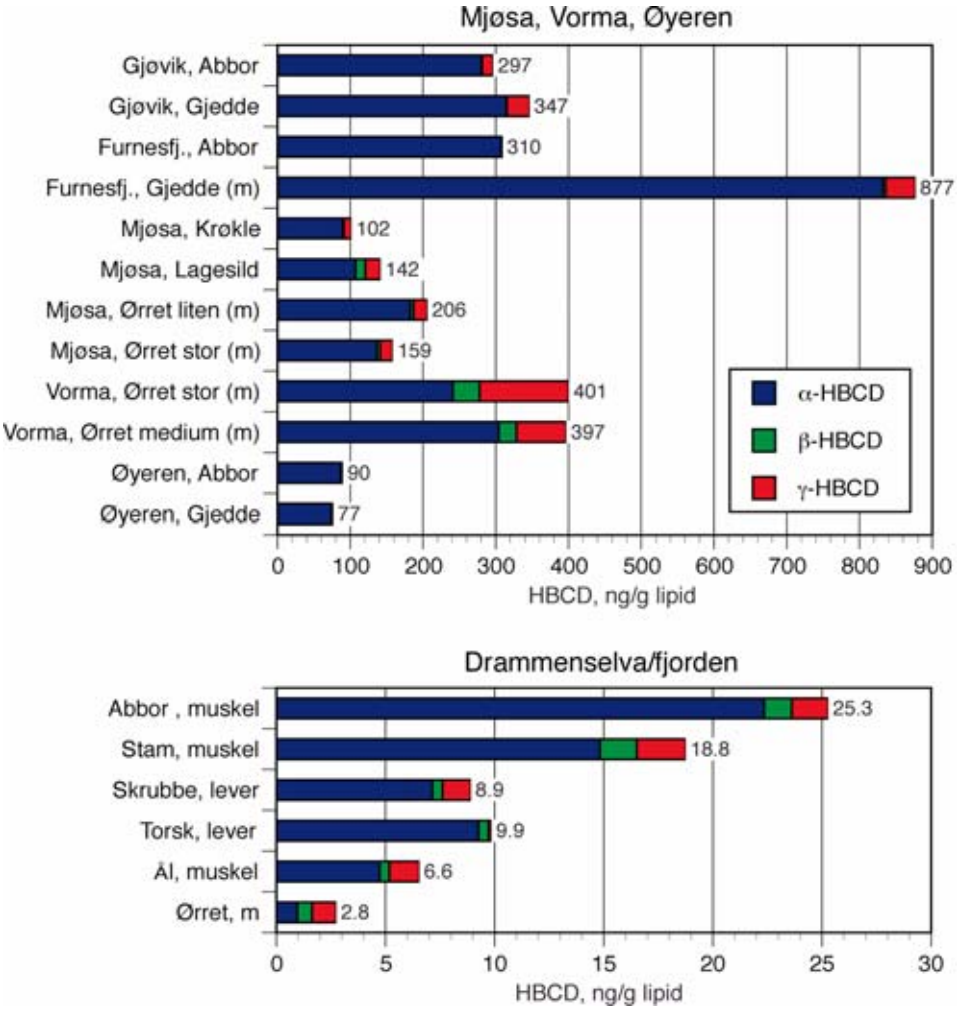
I Vorma var konsentrasjonen av ΣHBCD i ørretprøvene 3 og 12 ng/g våtvekt for henholdsvis liten og stor ørret. En lipidnormalisering visket ut forskjellene og konsentrasjonen ble omlag 400 ng/g lipid.

I Øyeren var konsentrasjonene av ΣHBCD i abbor og gjedde henholdsvis 3,1 og 1,0 ng/g våtvekt eller 87 og 77 ng/g lipid.

Nivåene i fisk fra indre Drammensfjord var vesentlig lavere enn nivåene i Mjøsa og Vorma. De lipidnormaliserte konsentrasjonene lå i intervallet 3–25 ng/g lipid, lavest for sjøørret og høyest for abbor. Også her dominerte α-isomeren i prøvene. Konsentrasjonen i abbor fra Drammensfjorden utgjorde bare 10 % av nivået som fantes i abbor fra Mjøsa.

Tabell 23. Konsentrasjonene av heksabromsyklododekan (HBCD, ng/g våtvekt) i fisk fra Mjøsa, Vorma, Øyeren og indre Drammensfjord. Prøvene består av homogenisert hel fisk, muskelvev (m) eller lever (l). Prøvenes fettinnhold (%) er også oppgitt. Konsentrasjoner under metodens deteksjonsgrense er merket mindre enn (<).

			konsentrasjon, ng/g v.v.		
Lokalitet	Prøve	Fett %	α-HBCD	β-HBCD	γ-HBCD
Mjøsa, Gjøvik	Abbor	2,40	6,73	<0,04	0,37
Mjøsa, Gjøvik	Gjedde	2,94	9,25	<0,05	0,92
Mjøsa, Furnesfj.	Abbor	2,64	8,12	<0,04	<0,07
Mjøsa, Furnesfj.	Gjedde (m)	0,53	4,41	<0,04	0,22
Mjøsa	Krøkle	2,34	2,1	0,03	0,25
Mjøsa	Lagesild	2,94	3,15	0,4	0,62
Mjøsa	Ørret liten (m)	1,26	2,3	0,06	0,24
Mjøsa	Ørret stor (m)	9,75	13,3	0,44	1,73
Vorma	Ørret stor (m)	3,04	7,33	1,12	3,73
Vorma	Ørret medium (m)	0,75	2,28	0,183	0,516
Øyeren	Abbor	3,60	3,14	<0,1	<0,1
Øyeren	Gjedde	1,38	1,02	<0,02	0,03
Indre Drammensfjord	Abbor (m)	1,19	0,266	<0,03	<0,04
Indre Drammensfjord	Stam, (m)	0,89	0,132	<0,03	<0,04
Indre Drammensfjord	Ørret (m)	6,71	<0,13	<0,09	<0,15
Indre Drammensfjord	Torsk (l)	43,70	4,05	<0,4	<0,12
Indre Drammensfjord	Skrubbe (l)	7,68	0,55	<0,07	<0,2
Indre Drammensfjord	Ål (m)	19,80	0,94	<0,17	<0,55



Figur 22. Konsentrasjoner av heksabromsyklododekan (HBCD) i fisk fra Mjøsa, Vorma og Øyeren (øvre panel) og fra munningsområdet utenfor Drammenselva og indre Drammensfjord (nedre panel). Konsentrasjonene (ng/g lipid) er normalisert mot innholdet av lipid i prøvene. Prøvene var blandprøver av hel homogenisert fisk , muskelfilet (m) eller lever. Konsentrasjoner under metodens deteksjonsgrense er satt lik halve denne. Merk: ulik skala på aksene.

6.3 HBCD i marint miljø

6.3.1 Sediment

Heksabromsyklododekan (HBCD) ble ikke observert i konsentrasjoner over deteksjons-grensen (0,01–0,5 ng/g t.v.) i noen av de analyserte sedimentprøvene fra marine områder med unntak av en prøve fra Drammensfjorden. I denne prøven som er innsamlet utenfor Lierstranda ble det observert følgende konsentrasjoner: α-HBCD: 10,15 ng/g tørrvekt, β-HBCD: 0,65 ng/g tørrvekt, γ-HBCD: 3,34 ng/g tørrvekt. Prøven fra hovedstasjonen i indre Drammensfjord inneholdt ikke detekterbare mengder av HBCD.

6.3.2 Blåskjell

I skjellprøver fra en stasjon i Svolværområdet og en stasjon i Varangerfjorden ble det observert konsentrasjoner av α-HBCD på henholdsvis 0,095 og 0,06 ng/g våtvekt. I de øvrige skjellprøver lå konsentrasjonen av α-isomeren under deteksjonsgrensen (0,03 ng/g v.v.). β- og γ-HBCD ble ikke observert i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen (0,02-0,05 ng/g v.v.) i noen av de analyserte skjellprøvene.

Fra indre Oslofjord og fra skjærgården utenfor Risør (Risøy) er det tidligere (Schlabach *et al.*, 2002) målt α-HBCD konsentrasjoner på henholdsvis 1.5 og 0,1-0,2 ng/g våtvekt. Spesielt den observerte konsentrasjonen i indre Oslofjord ligger klart høyere enn det som er observert i denne undersøkelse. β- og γ-HBCD ble ikke observert i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen i noen av prøvene.

6.3.3 Torskelever

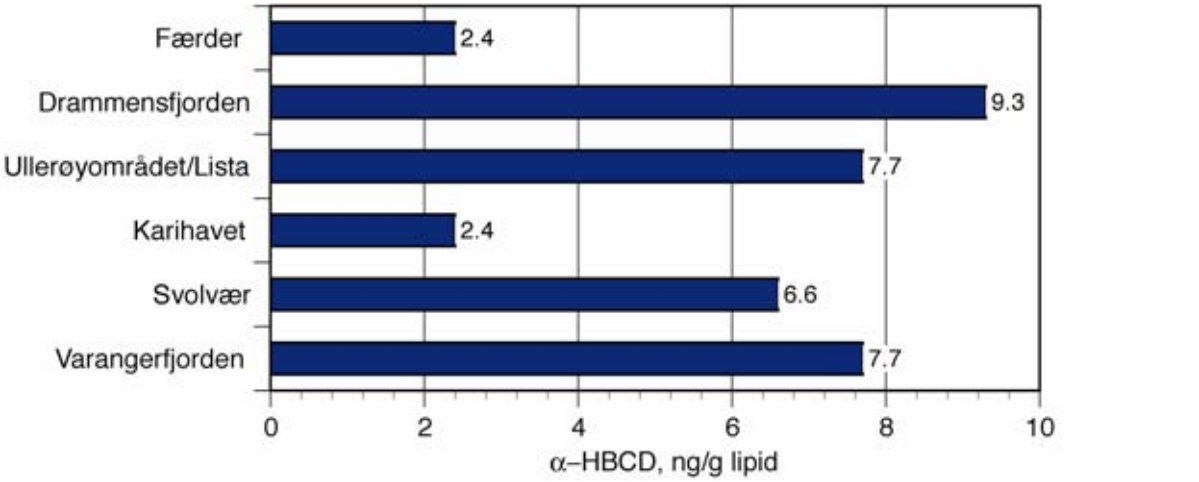
Konsentrasjonen av α-HBCD varierte fra ca. 0,7 ng/g våtvekt i torskelever fra Færderområdet til 4,9 ng/g våtvekt. i torskelever fra fisk fanget i Svolvær området (Tabell 24). β- og γ-HBCD ble ikke observert i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen i noen av prøvene.

Schlabach *et al.* 2002 har observert α-HBCD konsentrasjoner i torskelever fra indre Oslofjord på 9,9 ng/g våtvekt dvs. noe høyere enn maksimalverdien i denne undersøkelse. I samme undersøkelse presenteres også resultater fra 2 torskelever prøver fra Færderområdet. De observerte konsentrasjoner i de to prøvene var imidlertid relativt forskjellige (0,3 og 3,2 ng/g v.v). Våre analyseresultater fra Færder (Tabell 24) ligger noe over den laveste av de to verdier som ble observert av Schlabach *et al.* (2002). Samlet spenner de observerte konsentrasjoner i torskelever fra Færder seg over en størrelsesorden.

Tabell 24. Konsentrasjonen av heksabromsyklododekan (α-HBCD) i torskelever fra 5 steder langs norskekysten. Konsentrasjonen av fett i prøven er også oppgitt.

Stasjon	fett, %	α-HBCD ng/g v.v.	α-HBCD ng/g lipid
Færder	28,5	0,68	2,4
Drammensfjorden	43,7	4,05	9,3
Ullerøy-området/Lista	57,8	4,45	7,7
Karihavet	48,3	1,15	2,4
Svolvær	74,8	4,91	6,6
Varangerfjorden	52,0	4,0	7,7

Samlet tyder undersøkelsene på at α-isomeren dominerer i miljøprøvene. I sediment ble det kun observert HBCD i en prøve fra Drammensfjorden. Dette er et område der en også har observert høye konsentrasjoner av andre flammehemmere. Med unntak av sedimentprøven fra Drammensfjorden ble β- og γ-isomeren ikke observert i noen andre prøver. Undersøkelsen viser at HBCD forekommer i detekterbare konsentrasjoner i biota, særlig i torskelever. Konsentrasjonen varierer betydelig selv på samme stasjon (Færder).



Figur 23. Konsentrasjonen av α-HBCD i lever av torsk fanget i fem områder langs norskekysten fra Færder i Oslofjorden til Varangerfjorden.

6.4 Diskusjon, HBCD

I hovedsak ble det funnet lave eller ikke-detekterbare konsentrasjoner av de tre HBCD-isomerene i prøvene fra jord/sediment-prøvene fra deponier og i naturlige sedimenter i marint og ferskvannsmiljø. I naturlige sedimenter ble de høyeste konsentrasjonene funnet ved Lierterminalen, Drammensfjorden. Deretter fulgte prøven fra Lillehammer, Mjøsa. De øvrige prøvene var svært lave eller under deteksjonsgrensen.

Det var tydelige tegn til biomagnifisering av α-HBCD i fisk. De høyeste nivåene (lipid-normalisert) ble funnet i fisk fra Mjøsa og Vorma, deretter fulgte Øyeren, Drammensfjorden og torsk (lever) fra norskekysten. Det er sparsomt med litteraturdata på forekomsten av HBCD i miljøet, noe som vanskeliggjør en fyllestgjørende sammenlikning med nivåene i foreliggende rapport.

Fra deponiene var det kun prøvene fra Støleheia og Okstadbrinken som inneholdt detekterbare mengder (ca. 0,2–10 ng/g t.v.). For Støleheia, hvor de høyeste konsentrasjonene ble funnet, var γ-isomeren dominerende i prøven.

For de marine sedimentprøvene var det kun i én prøve fra indre Drammensfjord, stasjonen utenfor Lierterminalen, hvor det ble funnet detekterbare mengder (≈14 ng/g t.v. eller 556 ng/g TOC). Her var α-isomeren i dominerende forekomst.

Oppover Drammenselva, helt fram til Hokksund, ble det påvist detekterbare mengder av α- og γ-HBCD i sedimentene (ca. 0,6–4 ng/g t.v. eller 19–74 ng/g TOC). Det var en tendens til at proporsjonen av γ-HBCD økte nedover vassdraget.

I Mjøsa, ved Lillehammer, ble det funnet detekterbare mengder av β-HBCD på 7,9-ng/g tørrvekt, eller omlag 260 ng/g TOC i sedimentene. Til sammenlikning var PBDE-nivåene her omlag 730 ng/g TOC.

Litteraturdata fra elven Viskan, Sverige, hvor det har vært utslipp av bromerte flamme-hemmere fra tekstil- og plastindustri, viste at konsentrasjonen av HBCD i sedimentprøver tatt i 1995 varierte fra ikke-detekterbare mengder oppstrøms industrien og til 7 600 ng/g glødetap nedstrøms denne (Sellströmet *et al.*, 1998) (erfaringsmessig utgjør TOC omlag 50 % av glødetapet i naturlige ferskvannssedimenter). Nyere prøver fra Remberger *et al.*, (2004), tatt i 2000, viser at nivåene nedstrøms denne industrien er i området 1–25 ng/g tørrvekt. Nivåene ved Lillehammer og i Drammenselva/fjorden ligger altså innenfor dette området, noe som indikerer innflytelse av lokale kilder.

I fisken fra Mjøsa og Vorma var ΣHBCD i området 100–880 ng/g lipid, lavest for zooplanktonspisende lagesild og krøkle (100–140 ng/g lipid), og et høyere nivå for ørret abbor og gjedde (300–880 ng/g lipid). For abbor og gjedde fra Øyeren var nivåene lavere enn i Mjøsa, henholdsvis 90 og 77 ng/g lipid. Fisk fra Drammenselva og Drammensfjorden hadde enda lavere nivåer; i området 3–25 ng/g lipid, lavest for ørret og høyest for abbor. Det var et gjennomgående fenomen at α-kongeneren dominerte i disse fiskeprøvene.

I prøvene av torskelever ble kun α–HBCD påvist, og nivåene varierte fra 2,4 ng/g lipid ved Færder og til 9,3 ng/g lipid i Drammensfjorden.

Svenske data fra Remberger *et al.* (2004) viser at konsentrasjonene av HBCD i sild fra Østersjøen og Skagerrak ligger i området 20–180 ng/g lipid, høyeste nivå ble funnet i en prøve fra Østersjøen (Bergöfjädren). Laks fra Østersjøen hadde en konsentrasjon på 51 ng/g lipid. Nivåene i innsjølevende gjedde og ål oppstrøms utslipp fra plast- og tekstilindustri i elven Viskan var 120 og 65 ng/g lipid, mens det i de samme artene nedstrøms utslippet var henholdsvis 970 og 1800 ng/g lipid. Det vil si at konsentrasjonen i gjedde fra Mjøsa (880 ng/g lipid) er av omlag samme størrelse som det Remberger et. al. (2004) fant i gjedde nedstrøms industrielle punktutslipp. Konsentrasjonene i fisk fra Drammensfjorden og torskelever fra norske kystområder synes ellers å ligge innenfor hva som kan kalles dagens bakgrunnsnivåer.

7. Tetrabrombisfenol A (TBBPA) og bisfenol A

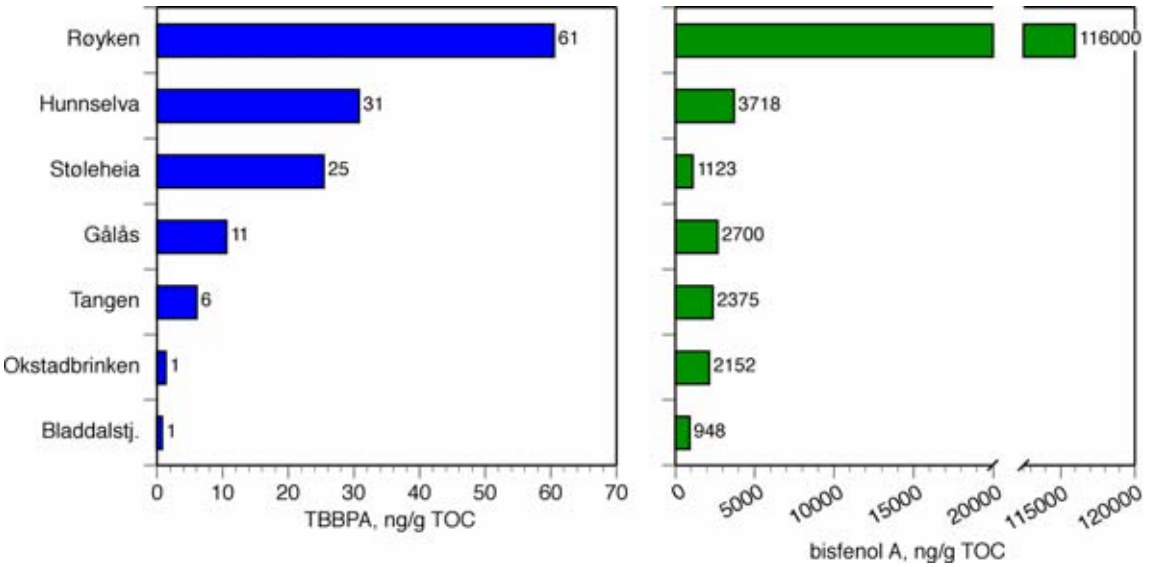
7.1 TBBPA og bisfenol A i jord og deponi/avrenning

Tabell 25 viser at TBBPA ble påvist i alle sedimentprøvene, med høyest verdi fra Støleheia, med 6,1 ng/g tørrvekt. Etter normalisering mot TOC ble høyest konsentrasjon av TBBPA målt i sedimentprøve fra Røyken deponi, 61 ng/g TOC, Hunnselva, 30 ng/g TOC og Støleheia, 25 ng/g TOC (Figur 24). I sedimentprøven fra Gålås var konsentrasjonen 10,5 ng/g TOC. I jord fra deponiet til Tangen metallstøperi ble 6 ng/g TOC TBBPA funnet. Verdier fra sedimenter nedstrøms avfallsdeponiet på Lindum var 13 ng/g TOC (Amundsen og Hartnik 2003).

Bisfenol A er analysert i samme prøvemateriale som TBBPA, og ble funnet i alle prøver hvor det ble analyser for, i langt høyere konsentrasjoner enn TBBPA, og med høyeste verdier fra Røyken og Støleheia. Etter normalisering mot TOC pekte sedimentprøven fra Røyken seg ut med en konsentrasjon på 116 µg/g TOC (116 000 ng/g TOC), mens alle de andre var i området 950 ng/g TOC (sediment Bladdalstjønn) – 3 700 ng/g TOC (sediment Hunnselva) (Figur 24). Når bisfenol A verdiene relateres til tørrvekt, ligger sedimentprøvene fra Gålås, Røyken og Støleheia alle i området 163–371 ng/g tørrvekt, som i denne undersøkelsen er de høyeste målte for prøver knyttet til avrenningsproblematikk.

Tabell 25. Konsentrasjoner i ng/g tørrvekt av tetrabrombisfenol A, bisfenol A og triclosan i sediment.

	Okstadbrinken	Røyken	Gålås	Bladdalstj.	Støleheia	Hunnselva	Tangen
TBBPA	0,08	0,19	0,64	0,04	6,15	0,06	0,06
bisfenol A	129	371	163	54,8	272	7,06	24,2
triclosan	2,5	2,7	17	0,9	105	0,8	2,0



Figur 24. Konsentrasjoner av tetrabrombisfenol A (TBBPA) og bisfenol A i sedimentprøven. Konsentrasjonene (ng/g TOC) er normalisert mot innholdet av organisk karbon i prøvene.

7.2 TBBPA og bisfenol A i Mjøsa og Drammensvassdraget m. indre fjord

7.2.1 Sedimenter

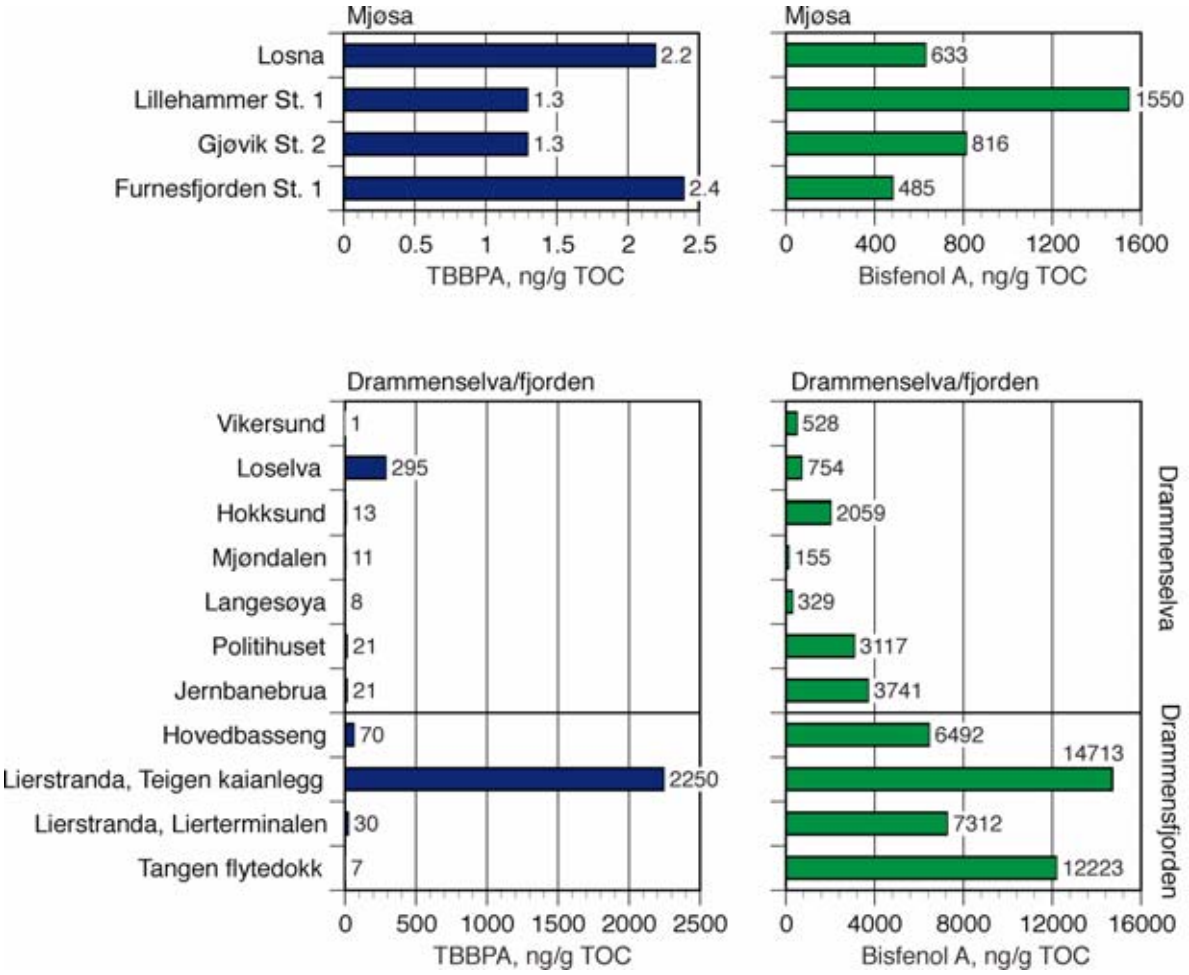
Fra Mjøsa ble det analysert tre sedimentprøver for TBBPA og bisfenol A, samt en prøve fra Losna i Gudbrandsdalslågen nord for Lillehammer (Tabell 26). Prøvenes konsentrasjon av TBBPA var svært lavt (0,04–0,13 ng/g tørrvekt), men de var tydelig påvirket av tilførsler av bisfenol A (10–48 ng/g tørrvekt). Normalisert mot mengden organisk karbon i prøvene var konsentrasjonene av TBBPA i området 1–2 ng/g TOC, mens bisfenol A var i området 485–1 550 ng/g TOC (Figur 25).

I Drammenselva var konsentrasjonene av TBBPA relativt lave (0,02–10 ng/g tørrvekt eller 1–1,6 ng/g TOC), unntatt ved utløpet av Loselva hvor konsentrasjonen var markert forhøyet (9,7 ng/g tørrvekt, 295 ng/g TOC). Loselva mottar avrenning fra vestre deler av Hokksund og et område med et bilopphuggingsanlegg ved Losmoen. Konsentrasjonen av bisfenol A var i området 6–280 ng/g tørrvekt (155–3740 ng/g TOC), og de høyeste konsentrasjonene ble funnet ved stasjonene nederst i elva.

I prøvene fra indre Drammensfjord var konsentrasjonen av TBBPA relativt lav (0,3–1,3 ng/g tørrvekt, 7–70 ng/g TOC), unntatt for prøven utenfor Teigen kaianlegget (Lierstranda) hvor konsentrasjonen var 40 ng/g tørrvekt eller 2 250 ng/g TOC. Konsentrasjonene av bisfenol A var relativt høye i indre Drammensfjord, med nivåer i området 120–620 ng/g tørrvekt eller 6 500–14 700 ng/g TOC.

Tabell 26. Konsentrasjonene av tetrabrombisfenol A (TBBPA) og bisfenol A i sedimenter fra Losna, Mjøsa, Drammenselva og indre Drammensfjord (ng/g tørrvekt og TOC-normalisert). Prøvenes innhold av organisk karbon (TOC) er også oppgitt.

Lokalitet	Stasjonsnavn	TOC µg C/mg	TBBPA ng/g t.v.	TBBPA ng/g TOC	bisfenol A ng/g t.v.	bisfenol A ng/g TOC
Losna	Losna	16,8	0,04	2,2	10,6	633
Mjøsa	Lillehammer St. 1	30,3	0,04	1,3	47,0	1550
Mjøsa	Gjøvik St. 2	58,9	0,08	1,3	48,0	816
Mjøsa	Furnesfjorden St. 1	56,1	0,13	2,4	27,2	485
Drammenselva	Vikersund	11,5	0,02	1	6,1	526
Drammenselva	Loselva	33,8	9,96	295	25,5	754
Drammenselva	Hokksund	22,2	0,29	13	45,7	2059
Drammenselva	Mjøndalen	71,0	0,81	11	11,0	155
Drammenselva	Langesøya	34,2	0,28	8	11,2	329
Drammenselva	Politihuset	34,0	0,72	21	106,0	3117
Drammenselva	Jernbanebrua	74,8	1,59	21	279,8	3741
Indre Drammensfjord	Hovedbasseng	18,5	1,29	70	120,1	6492
Indre Drammensfjord	Teigen kaianlegg	17,4	39,16	2250	256,0	14713
Indre Drammensfjord	Lierterminalen	25,4	0,75	30	185,7	7311
Indre Drammensfjord	Tangen flytedokk	51,0	0,34	7	623,4	12224



Figur 25. Konsentrasjoner av tetrabrombisfenol A (TBBPA) og bisfenol A i sedimenter fra Losna og Mjøsa (øvre panel), samt fra Drammenselva og indre Drammensfjord (nedre panel). Merk: ulik skala på aksene. Konsentrasjonene (ng/g TOC) er normalisert mot innholdet av organisk karbon i prøvene.

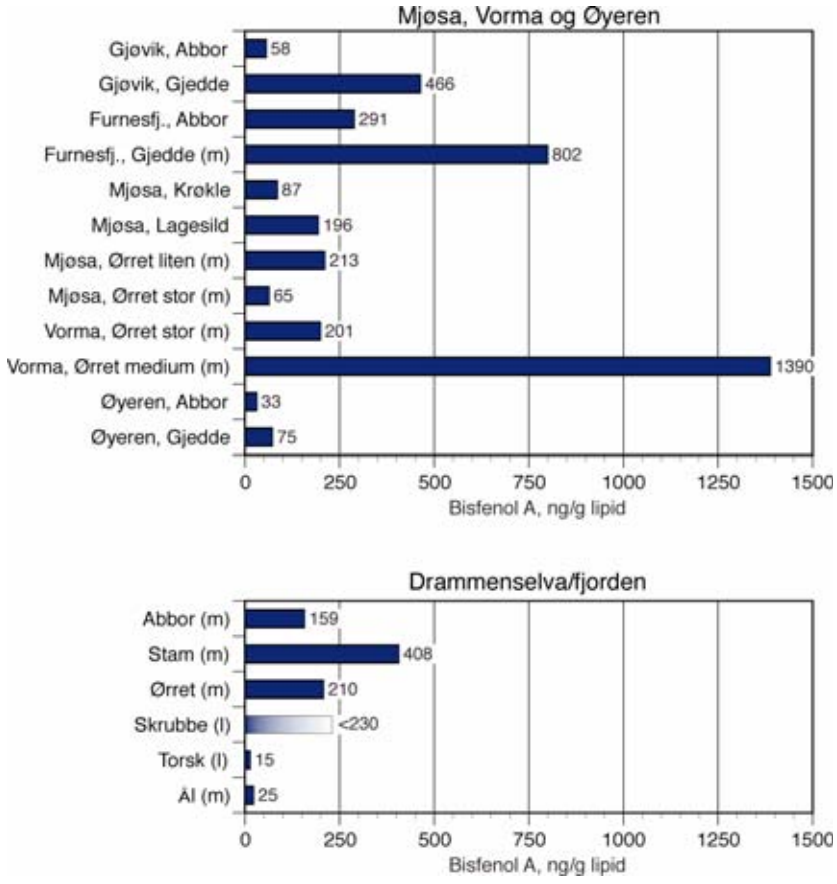
7.2.2 Fisk

Konsentrasjonene av TBBPA i fiskeprøvene fra Mjøsa, Vorma og Øyeren var lave og lå i intervallet 0,01–0,18 ng/g våtvekt eller 0,2–9 ng/g fettvekt (Tabell 27). Konsentrasjonen av bisfenol A var vesentlig høyere og lå i intervallet 1–13,7 ng/g våtvekt eller 33–1390 ng/g lipid. Den høyeste konsentrasjonen ble funnet i ørret fra Vorma.

Konsentrasjonene av TBBPA i fisk fra indre Drammensfjord lå i all hovedsak under deteksjonsgrensene, unntatt for ål hvor den var 0,25 ng/g lipid. Konsentrasjonene av bisfenol A i fisk fra indre Drammensfjord lå i intervallet 15–408 ng/g lipid; lavest nivå for torsk og ål, og høyest for abbor, ørret og stam. Konsentrasjonen for skrubbe lå under deteksjonsgrensen.

Tabell 27. Konsentrasjoner av tetrabrombisfenol A (TBBPA) og bisfenol A i fisk fra Mjøsa, Vorma, Øyeren og indre Drammensfjord. Konsentrasjonene er oppgitt på våtvektsbasis og lipid-normalisert. Prøvene består av homogenisert hel fisk, muskelvev (m) eller lever (l).

			TBBPA		bisfenol A	
Lokalitet	Prøve	Fett, %	ng/g v.v.	ng/g lipid	ng/g v.v.	ng/g lipid
Mjøsa, Gjøvik	Abbor	2,40	0,18	7,4	1,4	58
Mjøsa, Gjøvik	Gjedde	2,94	0,01	0,2	13,7	466
Mjøsa, Furnesfjorden	Abbor	2,64	0,05	1,9	7,7	291
Mjøsa, Furnesfjorden	Gjedde (m)	0,53	0,05	9,0	4,3	802
Mjøsa	Krøkle	2,34	<2,90	<125	2,0	87
Mjøsa	Lagesild	2,94			5,8	196
Mjøsa	Ørret liten (m)	1,26	0,01	0,6	2,67	213
Mjøsa	Ørret stor (m)	9,75	0,05	0,5	6,4	65
Vorma	Ørret stor (m)	3,04	0,01	0,3	6,1	201
Vorma	Ørret medium (m)	0,75			10,4	1390
Øyeren	Abbor	3,60	0,03	0,9	1,2	32,9
Øyeren	Gjedde	1,38	0,03	2,1	1,0	74,5
Indre Drammensfjord	Abbor (m)	1,19			1,9	158,8
Indre Drammensfjord	Stam (m)	0,89	<2,96	<300	3,6	407,8
Indre Drammensfjord	Ørret (m)	6,71	<0,36	<5	14,1	209,5
Indre Drammensfjord	Skrubbe (l)	7,68			<18	<230
Indre Drammensfjord	Torsk (l)	43,70	<3,82	<9	6,7	15,3
Indre Drammensfjord	Ål (m)	19,80	0,05	0,25	4,9	24,6



Figur 26. Konsentrasjoner av bisfenol A i fisk fra Mjøsa, Vorma og Øyeren (øvre panel) og fra munningsområdet utenfor Drammenselva og indre Drammensfjord (nedre panel). Konsentrasjonene er normalisert mot innholdet av lipid i prøvene. Prøvene var blandprøver av hel homogenisert fisk, muskelfilet (m) eller lever (l).

7.3 TBBPA og bisfenol A i marint miljø

7.3.1 Sediment

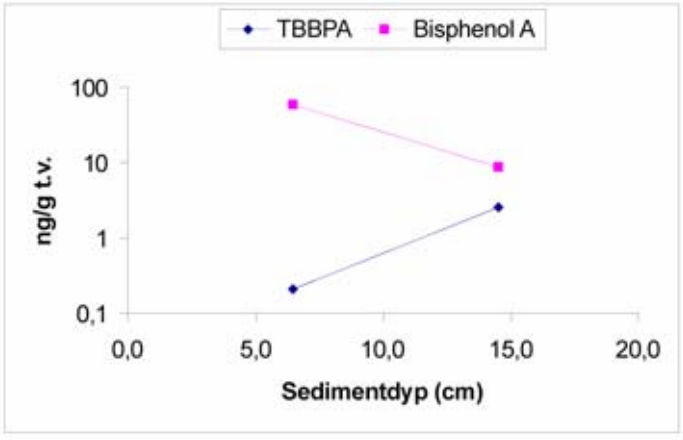
De høyeste konsentrasjoner av TBBPA i sediment ble observert i den ene prøven fra Drammensfjorden, mens den laveste konsentrasjonen ble observert i en prøve fra relativt dypt vann utenfor Lista (Tabell 28). Relativt høye konsentrasjoner av bisfenol A ble også observert i prøve 1 fra Drammen, men for denne forbindelse ble den høyeste konsentrasjonen observert i sediment fra Trondheim havn. Den laveste konsentrasjonen av bisfenol A ble observert i sediment fra et dypområde utenfor Tønsberg (Tabell *28*). Undersøkelser tyder på at bisfenol A relativt raskt lar seg biodegradere og har et lavt potensiale for bioakkumulering (Staples *et al.*, 1998), mens en ikke har funnet tilsvarende informasjon om TBBPA.

Våre undersøkelser viser at begge forbindelser observeres i sterkt varierende konsentrasjoner i marine sedimenter, men med en tendens til at de høyeste konsentrasjoner forekommer i havneområder.

Konsentrasjonen av bisfenol A i prøvene fra 6–7 cm dyp i Fiskaa i Kristiansandsfjorden var klart høyere enn konsentrasjonen i 14–15 cm. Konsentrasjonen av TBBPA i de to dyp var mye lavere enn for bisfenol A, men konsentrasjonen av denne forbindelse var høyest lengst nede i sedimentet (Figur 27).

Tabell 28. *Konsentrasjonen av tetrabrombisfenol A (TBBPA) og bisfenol A i overflatesediment.*

	TBBPA		bisfenol A	
Stasjon	ng/g t.v.	ng/g TOC	ng/g t.v.	ng/g TOC
Indre Drammensfjord, Teigen kaianlegg	39,2	2250,5	256,0	14712,5
Indre Drammensfjord, Lierterminalen	0,8	29,5	185,7	7312,2
Indre Drammensfjord, Hovedbasseng	1,3	69,6	120,1	6491,5
Tønsberg I	<2,4	-	0,01	1,2
Lista I	0,01	0,7	7,4	512,4
Trondheim havn	0,25	18,6	304,5	22390,3
Tromsø havn	1,24	364,4	57,5	16915,6



Figur 27. Konsentrasjonen av TBBPA og bisfenol A i 2 ulike dyp av sediment (6–7 cm og 14–15 cm) fra en kjerne (F2) tatt utenfor Fiskaabukta i Kristiansandsfjorden.

7.3.2 Blåskjell

Konsentrasjoner av bisfenol A over deteksjonsgrensen ble observert i alle skjellprøvene (Tabell 34). De observerte konsentrasjoner i blåskjell var relativt lave og varierte lite (2,0–2,8 ng/g våtvekt), men undersøkelsen inkluderte ikke skjell fra havneområder.

Tabell 29. Konsentrasjonen av bisfenol A i blåskjell.

Stasjon	fett, %	bisfenol A ng/g v.v.	bisfenol A ng/g lipid
Færder II	0,77	2,8	364
Ullerøy/Lista II	0,64	2,0	313
Bømlo/Sotra II	0,92	2,6	283
Lofoten /Svolvær II	0,82	2,8	341

7.3.3 Torskelever

Konsentrasjonene av TBBPA i torskelever var lav og relativ like på alle stasjonene. Den høyeste verdi ble observert i torskelever fra Ullerøy, mens den laveste ble observert i lever fra Svolvær (Tabell 35). Den observerte konsentrasjonen av TBBPA lå noe høyere enn det som tidligere er observert i torsk fra Oslofjorden (Schlabach *et al.*, 2002). En relativt høy konsentrasjon av bisfenol A ble observert i torskelever fra Ullerøy nær Lista og tildels også i prøven fra Drammensfjorden. Forøvrig lå de observerte konsentrasjoner av bisfenol A under deteksjonsgrensen. En har ikke noen fullgod forklaring på den relativt høye konsentrasjonen av bisfenol A som observeres ved Ullerøy.

Tabell 30. Konsentrasjonen av tetrabrombisfenol A (TBBPA) og bisfenol A i torskelever fra 6 steder langs norskekysten.

Stasjon	fett, %	TBBPA ng/g v.v.	TBBPA ng/g lipid	bisfenol A ng/g v.v.	bisfenol A ng/g lipid
Færder 02	28,5	0,36	1,3	<1,7	<6
Drammensfjorden	43,7	<3,8	<9	6,70	15,3
Ullerøy 02	57,8	1,73	3,0	61,97	107,2
Karihavet 02	48,3	0,50	1,0	<2,3	<4,7
Svolvær 02	74,8	0,35	0,5	<4,3	<5,8
Varangerfjorden 02	52,0	1,305	2,5	<3,93	<7,6

7.4 Diskusjon, TBBPA og bisfenol A

Det ble påvist detekterbare mengder TBBPA og bisfenol A i praktisk talt alle jord- og sedimentprøver. Nivåene av disse to forbindelsene var imidlertid markert forskjellige. TBBPA forekom i hovedsak i relativt lave konsentrasjoner (<1 ng/g t.v.), mens konsentrasjonen av bisfenol A ofte var mer enn 100 ganger høyere. For begge stoffgruppene fantes det lokaliteter markert preget av punkttilførsler.

I naturlige sedimenter fantes de høyeste nivåene av TBBPA i Drammensfjorden (Teigen kaianlegg) og Drammensvassdraget (Loselva). De øvrige sedimentene hadde gjennomgående lave konsentrasjoner. Konsentrasjonene av bisfenol A var også høyest i sedimenter fra Drammensfjorden/elva. Deretter fulgte Mjøsa og marine sedimenter.

Konsentrasjonene av TBBPA i fisk var generelt lave, fra under deteksjonsgrensen og til 9 ng/g lipid). De høyeste nivåene ble funnet Mjøsa, mens de øvrige prøvene i hovedsak lå innenfor et lavt nivå. Bisfenol A forekom i tildels betydelig høyere nivåer (15–1390 ng/g lipid). Høyeste nivå ble funnet i Mjøsa. Deretter fulgte Drammensfjorden, Øyeren og torsk (lever) fra norskekysten.

Det finnes svært få litteraturdata over spredningen av TBBPA i miljøet, noe som gjør det vanskelig å sammenlikne med nivåene i foreliggende rapport med relevante utenlandske data.

Konsentrasjonene av TBBPA prøvene fra deponier varierte mellom 0,06–6,15 ng/g tørrvekt, med høyest verdi fra Støleheia. Vi har ikke lykkes å finne andre litteraturdata på slam fra deponier, men nivåene i kloakkslam fra Sverige er rapportert å ligge i området 1–38 ng/g tørrvekt (Remberger *et al.*, 2002).

Konsentrasjonene av TBBPA i sediment fra Mjøsa lå i området 0,04–0,13 ng/g tørrvekt (1,3-2,4 ng/g TOC). Dette er i samme område som Remberger *et al.* (2002) finner i svenske innsjøer uten punktkilder.

I Drammenselva varierte konsentrasjonene av TBBPA mellom 0,02–10 ng/g tørrvekt (1-295 ng/g TOC), og i Drammensfjorden lå nivået mellom 0,3–39 ng/g tørrvekt (7-2250 ng/g TOC). Den høyeste konsentrasjonen i Drammenselva ble funnet i Loselva (mottar avrenning fra deler av Hokksund og Losmoen), mens den høyeste i Drammensfjorden ble funnet ved Lierstranda, utenfor Teigen kaianlegg. Begge disse nivående er avvikende høye og indikerer punkttilførsler av TBBPA.

Ser en bort fra den høye konsentrasjonen i den ene prøven fra Drammensfjorden, var nivåene av TBBPA i de marine sedimentene gjennomgående lave (under deteksjonsgrensen til 1,2 ng/g tørrvekt eller 360 ng/g TOC). Den høyeste observasjonen ble funnet i Tromsø havn.

Konsentrasjonene av TBBPA i fiskeprøvene var lave. I ferskvannsfisk lå de fra under deteksjonsgrensen og opp mot 2 ng/g våtvekt eller 7 ng/g lipid. I torskelever varierte de i hovedsak mellom 0,5–1,3 ng/g våtvekt eller 0,5–2,5 ng/g lipid. Til sammenlikning er konsentrasjonene i gjedde og ål fra Guttasjön, Sverige, hvor det antas å ligge en punktkilde for TBBPA, oppgitt å være 2,9 og 1,3 ng/g våtvekt eller 430 og 17 ng/g lipid (Remberger *et al.*,

2003). For sild fra Skagerak er konsentrasjonen oppgitt å ligge i området 1-2 ng/g våtvekt eller 25–80 ng/g lipid.

Nivåene av bisfenol A i jord- og slamprøvene fra deponiene lå i området 24–370 ng/g tørrvekt Verdiene funnet i internasjonal litteratur er i samme nivå, 10–190 ng/g tørrvekt (Fromm *et al.*, 2002), 204 ng/g tørrvekt (Koh *et al.*, 2002) og 343 ng/g tørrvekt (Heemken *et al.*, 2001). I EUs risikovurdering av bisfenol A oppgis det at konsentrasjonen i slam fra kommunale renseanlegg med medium industriell innflytelse vanligvis ligger i området 4–290 ng/g tørrvekt (European Commission, 2003).

Nivåene av bisfenol A i sedimentene i Mjøsa varierte mellom 10–48 ng/g tørrvekt eller 485–1550 ng/g TOC. Drammenselva hadde tildels noe høyere nivåer, mellom 6–280 ng/g tørrvekt eller 155–3 740 ng/g TOC. I følge undersøkelser referert i European Commission (2003) ble det i danske ferskvannssediment målt konsentrasjoner <10 ng/g tørrvekt i innsjøer med diffuse tilførsler, og 35 ng/g t.v i prøver tatt rett nedstrøms utslippene fra et kommunalt renseanlegg. I elvesedimenter ble det målt konsentrasjoner mellom <2–13 ng/g tørrvekt, med de høyeste konsentrasjonene i sedimenter nær utslippene fra et renseanlegg. På bakgrunn av denne informasjonen må både Mjøsa og Drammenselva karakteriseres å ha konsentrasjoner som er preget av lokale tilførsler.

I de marine sedimentprøvene var nivåene av bisfenol A i stasjonene i åpent farvann (Tønsberg og Lista) relativt lave (0,01 og 7,4 ng/g tørrvekt eller 1 og 512 ng/g TOC), sammenliknet med nivåene i Drammensfjorden (120–256 ng/g tørrvekt eller 6 500–14 700 ng/g TOC), Trondheim havn (300 ng/g t.v, 22 400 ng/g TOC) og Tromsø havn (60 ng/g t.v., 16 900 ng/g TOC). Drammensfjorden og de undersøkte havnene må derfor karakteriserer som tildels betydelig påvirket av lokale tilførsler.

Det har ikke lykkes oss å finne relevante litteraturdata på konsentrasjonene av bisfenol A i villfisk, så en sammenlikning med internasjonale data er derfor ikke mulig. I det følgende vil vi derfor kun gi en oppsummering av nivåene som er rapportert.

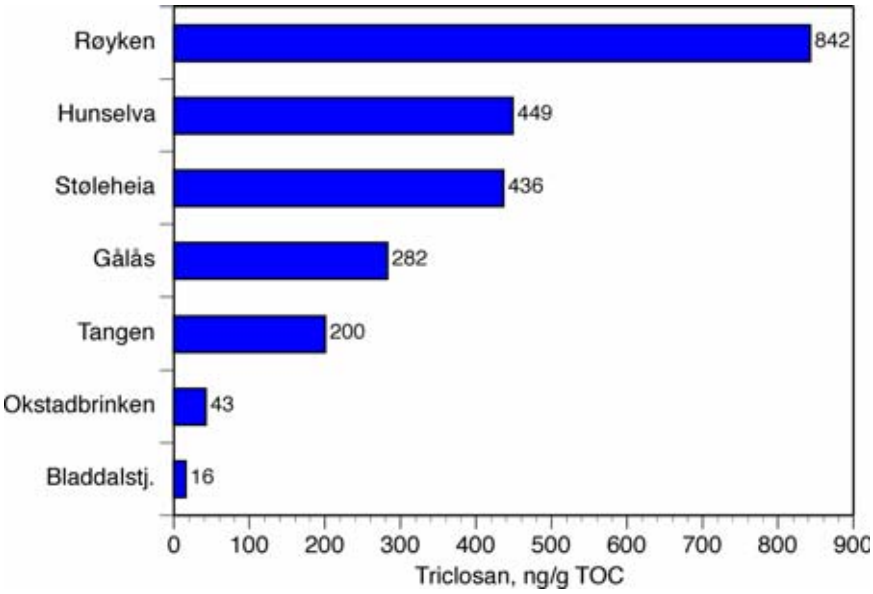
Konsentrasjonene av bisfenol A i fisk fra Mjøsa, Losna og Øyeren lå i området 1–14 ng/g våtvekt eller 33–1390 ng/g lipid, lavest i abbor og gjedde fra Øyeren og høyest i ørret fra Vorma. Nivåene i Drammensfjorden var mye lik dem vi fant i Mjøsa, og varierte mellom 2–14 ng/g våtvekt eller 15–410 ng/g lipid. I torskelever fra ulike steder langs norskekysten var konsentrasjonene i 4 av 6 prøver mindre enn deteksjonsgrensen (som for disse prøvene var noe høy: <2 – <4 ng/g våtvakt). I de to kvantifiserbare prøvene fra Drammensfjorden og Ullerøyområdet var nivåene henholdsvis 7 og 62 ng/g våtvekt eller 15 og 107 ng/g lipid. Vi har ingen forklaring på de relativt høye nivåene i fisken fra Ullerøyområdet.

8. Triclosan

8.1 Triclosan i jord og deponi/avrenning

Figur 28 og Tabell 25 (Kap.7.1) viser at triclosan er funnet i alle prøver hvor det ble analyser for og med høyest verdi (tørrvektbasert) fra Støleheia og Gålås.

Etter normalisering mot TOC var triclosan-konsentrasjonene generelt høyere i sediment fra kommunale deponier, med de høyeste verdiene ved Røyken, Støleheia og Gålås (282-842 ng/g TOC). Sedimentprøven fra Hunnselva var også høy med 449 ng/g, mens jord- og sedimentprøvene fra Okstadbrinken og Bladdalstj. var til sammenlikning lave (16–43 ng/g TOC).



Figur 28. Konsentrasjoner av triclosan i sediment gitt i ng/g TOC.

8.2 Triclosan i Mjøsa og Drammensvassdraget m. indre fjord

8.2.1 Sedimenter

Konsentrasjonene av triclosan i sedimenter fra Mjøsa og Losna var gjennomgående lavt (0,3–2,8 ng/g tørrvekt). Normalisert til organisk karbon hadde Losna det laveste nivået (16,7 ng/g TOC) og Lillehammer det høyeste (91 ng/g TOC) (Tabell 31, Figur 29).

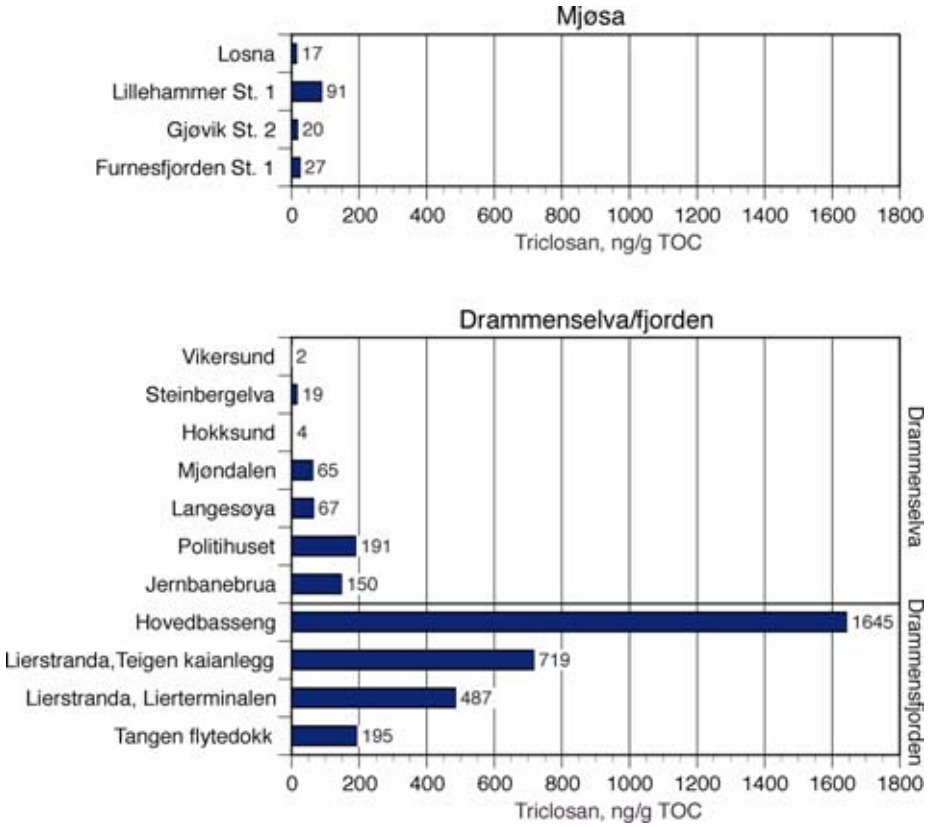
I Drammenselva lå nivåene i området 0,02–11,2 ng/g tørrvekt eller 1,6–192 ng/g TOC, og det var en tydelig tendens til at konsentrasjonene økte nedover vassdraget.

I indre Drammensfjord varierte konsentrasjonen mellom 10–30 ng/g tørrvekt eller 195–1645 ng/g TOC. Den høyeste konsentrasjonen ble funnet på stasjonen i hovedbassenget og den laveste ved Tangen flytedokk.

Resultatene fra Mjøsa og Drammenselva er generelt lavere enn de som ble observert i sedimenter fra deponier, mens Drammensfjorden er i omtrent samme konsentrasjonsområde som deponiene.

Tabell 31. Konsentrasjonene av triclosan i sedimenter fra Losna, Mjøsa, Drammenselva og indre Drammensfjord oppgitt på tørrvektsbasis (ng/g tørrvekt) og TOC-normalisert (ng/g TOC). Prøvenes innhold av organisk karbon (TOC) er også oppgitt.

Lokalitet	Stasjonsnavn	TOC µg C/mg	triclosan ng/g t.v.	triclosan ng/g TOC
Losna	Losna	16,8	0,28	16,7
Mjøsa	Lillehammer St. 1	30,3	2,77	91,3
Mjøsa	Gjøvik St. 2	58,9	1,16	19,7
Mjøsa	Furnesfjorden St. 1	56,1	1,52	27,2
Drammenselva	Vikersund	11,5	0,02	1,6
Drammenselva	Loselva	33,8	0,63	18,6
Drammenselva	Hokksund	22,2	0,08	3,6
Drammenselva	Mjøndalen	71,0	4,59	64,7
Drammenselva	Langesøya	34,2	2,28	66,8
Drammenselva	Politihuset	34,0	6,51	191,5
Drammenselva	Jernbanebrua	74,8	11,21	149,8
Indre Drammensfjord	Hovedbasseng	18,5	30,43	1644,7
Indre Drammensfjord	Teigen kaianlegg	17,4	12,51	718,8
Indre Drammensfjord	Lierterminalen	25,4	12,37	487,0
Indre Drammensfjord	Tangen flytedokk	51,0	9,94	194,9



Figur 29. Konsentrasjoner av triclosan i sedimenter fra Losna og Mjøsa (øvre panel), samt fra Drammenselva og indre Drammensfjord (nedre panel). Konsentrasjonene (ng/g TOC) er normalisert mot innholdet av organisk karbon i prøvene.

8.2.2 Fisk

Konsentrasjonene av triclosan (Tabell 32) i fisk fra Mjøsa, Vorma og Øyeren var lave og lå i intervallet 0,03–0,16 ng/g våtvekt eller 0,9–13,7 ng/g lipid. De høyeste konsentrasjonene (lipidnormalisert) var i abborprøven fra Furnesfjorden og i gjeddeprøven fra Gjøvik, men lavest nivå var i storvokst ørret fra Mjøsa og Vorma.

For fiskeprøvene fra indre Drammensfjord lå alle konsentrasjonene under metodens deteksjonsgrense.

Tabell 32. Konsentrasjoner av triclosan i fisk fra Mjøsa, Vorma, Øyeren og indre Drammensfjord. Prøvene består av homogenisert hel fisk, muskelvev (m) eller lever (l). Konsentrasjoner under metodens deteksjonsgrense er merket mindre enn (<).

Lokalitet	Prøve	Fett, %	triclosan ng/g v.v.	triclosan ng/g lipid
Mjøsa, Gjøvik	Abbor	2,4	0,03	1,3
Mjøsa, Gjøvik	Gjedde	2,94	0,37	12,5
Mjøsa, Furnesfj.	Abbor	2,64	0,36	13,7
Mjøsa, Furnesfj.	Gjedde (m)	0,53	0,04	7,7
Mjøsa	Krøkle	2,34	<1,51	<65
Mjøsa	Lagesild	2,94	0,16	5,5
Mjøsa	Ørret liten (m)	1,26	0,05	3,7
Mjøsa	Ørret stor (m)	9,75	0,09	0,9
Vorma	Ørret stor (m)	3,04	0,03	0,9
Vorma	Ørret medium (m)	0,75	0,05	6,5
Øyeren	Abbor	3,6	0,05	1,5
Øyeren	Gjedde	1,38	0,02	1,8
Drammensfjorden	Abbor (m)	1,19	<1,8	<150
Drammensfjorden	Stam (m)	0,89	<1,4	<150
Drammensfjorden	Ørret (m)	6,71	<0,30	<5
Drammensfjorden	Skrubbe (l)	7,68	<11	<140
Drammensfjorden	Torsk (l)	43,7	<0,7	<1,6
Drammensfjorden	Ål (m)	19,8	0,13	0,6

8.3 Triclosan i marint miljø

8.3.1 Sediment

De høyeste konsentrasjoner av triclosan i sediment ble observert i en prøve fra Drammensfjorden, mens den laveste konsentrasjonen ble observert i en prøve fra relativt dypt vann utenfor Lista (Tabell 33).

Våre undersøkelser viser varierende konsentrasjoner, men med en tendens til at de høyeste konsentrasjoner forekommer i havneområder. Konsentrasjonsnivået som ble observert i Drammensfjorden, Trondheim havn og Tromsø havn (dvs. ca 4–30 ng/g t.v.) ligger omtrent i samme område som er observert nær treimpregneringsanlegg og kjemisk industri i Sverige (2–25 ng/g t.v., Remberger *et al.*, 2002).

Konsentrasjonen av triclosan i sedimentprøven fra 6–7 cm dyp i Fiskaa i Kristansandsfjorden var omtrent det dobbelte av konsentrasjonen i 14–15 cm intervallet (7,5 vs. 3,8 ng/g t.v.).

Tabell 33. Konsentrasjonen av triclosan i overflatesediment.

Stasjon	triclosan ng/g t.v.	triclosan ng/g TOC
Indre Drammensfjord, Teigen kaianlegg	12,5	719
Indre Drammensfjord, Lierterminalen	12,4	487
Indre Drammensfjord, Hovedbasseng	30,4	1645
Tønsberg I	0,5	88
Lista I	0,4	24
Trondheim havn	14,1	1035
Tromsø havn	4,4	1288

8.3.2 Blåskjell

Med forbehold om at en ikke har andre blåskjelldata å sammenligne med så synes de observerte triclosan-konsentrasjoner å være lave (Tabell 34). Ingen av prøvene ble imidlertid tatt i nærheten av havneområder eller lokaliteter der en skulle ha mistanke om nærliggende punktutslipp.

Tabell 34. Konsentrasjonen av triclosan i blåskjell.

Stasjon	fett, %	triclosan ng/g v.v.	triclosan ng/g lipid
Færder II	0,77	0,08	10,4
Bømlo/Sotra II	0,92	0,20	24
Lofoten /Svolvær II	0,82	0,07	8,5

8.3.3 Torskelever

Konsentrasjonene av triclosan i torskelever lå i området 0,4–27 ng/g våtvekt eller 1–96 ng/g lipid. Den høyeste konsentrasjonen ble observert i torskelever fra Ullerøy, mens det var relativt lave konsentrasjoner i de øvrige prøver (Tabell 35). En har ikke noen fullgod forklaring på den relativt høye konsentrasjonen av triclosan som observeres ved Ullerøy.

Tabell 35. Konsentrasjonen av triclosan i torskelever fra 5 steder langs norskekysten. Konsentrasjonen av fett i prøven er også oppgitt.

Stasjon	fett, %	triclosan ng/g v.v.	triclosan ng/g lipid
Færder 02	28,5	0,42	1,4
Drammensfjorden	43,7	<0,69	<1,2
Ullerøy 02	57,8	27,38	96,1
Karihavet 02	48,3	0,29	1,0
Svolvær 02	74,8	0,70	2,5
Varangerfjorden 02	52,0	0,57	2,0

8.4 Diskusjon, triclosan

Det ble funnet detekterbare mengder av triclosan i alle jord- og sedimentprøvene fra deponier og i naturlige sedimenter i marint- og ferskvannsmiljø. I naturlige sedimenter ble de høyeste konsentrasjonene funnet i Drammensfjorden. Deretter fulgte Drammenselva, Mjøsa og de marine sedimentene. Nivåene i fisk var generelt lave, men høyeste konsentrasjon (lipid-normalisert) ble funnet i en prøve av torskelever fra Ullerøy, Lista. Deretter fulgte Mjøsa, Vorma, Øyeren og Drammensfjorden.

Konsentrasjonene i jord- og sedimentprøvene fra deponiene lå i området 1–105 ng/g tørrvekt (16–840 ng/g TOC), med Støleheia som lokaliteten med høyest konsentrasjon på tørrvektsbasis. Normalisering mot TOC endret dette forholdet og Røyken ble da lokaliteten med høyest konsentrasjon. Det har vært vanskelig å finne sammenlignbare data fra andre deponier, men i innsjøsedimenter fra Sveits, hvor innsjøene var resipienter for utslipp fra kloakkrenseanlegg, lå triclosan-konsentrasjonene i området 50–60 ng/g tørrvekt (Singer *et al.*, 2002) og 1–35 ng/g tørrvekt (Steffen og Lach, 2000). Med unntak fra sedimentprøven fra Støleheia og Gålås (105 og 17 ng/g t.v.) er verdiene fra Sveits noe høyere enn de andre prøvene i vår kartlegging av deponier. I kloakkslam i Sverige har det blitt rapportert nivåer i området 2 7000–12 000 ng/g tørrvekt (Adolfsson-Erici *et al.*, 2003). Nivåene i slam fra et magasin for rensning av veiavrenning ved Stockholm er rapportert å være <3–11 ng/g tørrvekt (Remberger *et al.*, 2002).

Konsentrasjonene av triclosan i sedimenter fra Mjøsa lå i området 1–3 ng/g tørrvekt (20–90 ng/g TOC), mens nivået i Losna (Gudbrandsdalslågen) var noe lavere med 0,3 ng/g tørrvekt (17 ng/g TOC). I en undersøkelse over forekomsten av triclosan i svenskt miljø har det for et vassdrag blitt rapportert konsentrasjoner i sedimenter i området <3–25 ng/g tørrvekt (Remberger *et al.*, 2003).

Konsentrasjonene i sedimenter fra Drammenselva steg markert nedover vassdraget, fra 0,02 ng/g tørrvekt ved Vikersund og til 11,2 ng/g tørrvekt ved utløpet av elva (1,6–150 ng/g TOC). Dette illustrerer effekten av økende tilførsler, trolig primært fra kloakkrenseanlegg. I indre Drammensfjord lå konsentrasjonene i området 10–39 ng/g tørrvekt (195–1 645 ng/g TOC), med høyest konsentrasjon ved stasjonen i hovedbassenget. Det er nærliggende å anta at det høye nivået her reflekterer påvirkningen av kloakkrenseanlegg med utslipp til fjorden.

Konsentrasjonene i de undersøkte marine sedimentene var lavest i en prøve fra relativt dypt vann utenfor Lista (0,5 ng/g t.v., 24 ng/g TOC) og høyest i Drammensfjorden og de undersøkte havnebassengene (4–30 ng/g t.v., 1 035–1 645 ng/g TOC). Andre undersøkelser av marine sedimenter viser følgende konsentrasjonsnivåer; 0,27 –130 ng/g tørrvekt (Aguera *et al.*, 2003), 2–17 ng/g tørrvekt (Remberger *et al.*, 2003).

Nivåene av triclosan i fisk fra Mjøsa og Vorma lå i området 0,03–0,4 ng/g våtvekt (1–14 ng/g lipid). Nivåene i fisk fra Drammensfjorden lå i hovedsak under deteksjonsgrensen (som var noe høy for disse prøvene), kun for ål ble det kvantifisert en konsentrasjon på 0,13 ng/g våtvekt (0,6 ng/g lipid). Analysene av torskelever viste at nivået i hovedsak lå i området 0,3–0,7 ng/g våtvekt (1,4–2,5 ng/g lipid), det vil si i samme område som for prøvene av ferskvannsfisk. Unntaket var prøven fra Ullerøyområdet hvor det ble funnet en konsentrasjon på 27 ng/g våtvekt (96 ng/g lipid).
I undersøkelsen til Remberger *et al.* (2002) ble det analysert triclosan i en del arter fisk, og to analyser av innsjølevende gjedde og ål viste konsentrasjoner på henholdsvis 2,9 og 1,3 ng/g

våtvekt (580 og 17 ng/g lipid). Dette er høyere nivåer enn hva vi fant i gjedde fra Mjøsa og Øyeren, og i ål fra Drammensfjorden.

Remberger *et al.* (2002) analyserte òg triclosan i muskelvev fra blant annet strømming og sild fra brakkvannsområder i Sverige, og observerte konsentrasjoner i området 2,1–8,4 ng/g våtvekt (11-47,8 ng/g lipid) for disse to fiskeslag. Siden vi for torsk har analysert levervev er det problematisk å gjøre en direkte sammenligning av resultatene på våtvektsbasis, men en kan gjøre en grov sammenligning ved å bruke fettnormaliserte konsentrasjoner. En må da forutsette at triclosan lagres i fett og at konsentrasjonen av triclosan i fett er relativt uavhengig av i hva slags vev fettet er deponert. Ut fra disse forutsetningene kan det se ut som torsk i alle prøver, med unntak av den fra Ullerøy, har klart lavere konsentrasjoner enn i sild og strømming fra svenske brakkvannsområder. En kan imidlertid ikke slå fast om forskjellene skyldes ulik eksponering eller artsforskjeller mht. opptak og utskillelse.

9. Klorerte parafiner, CP

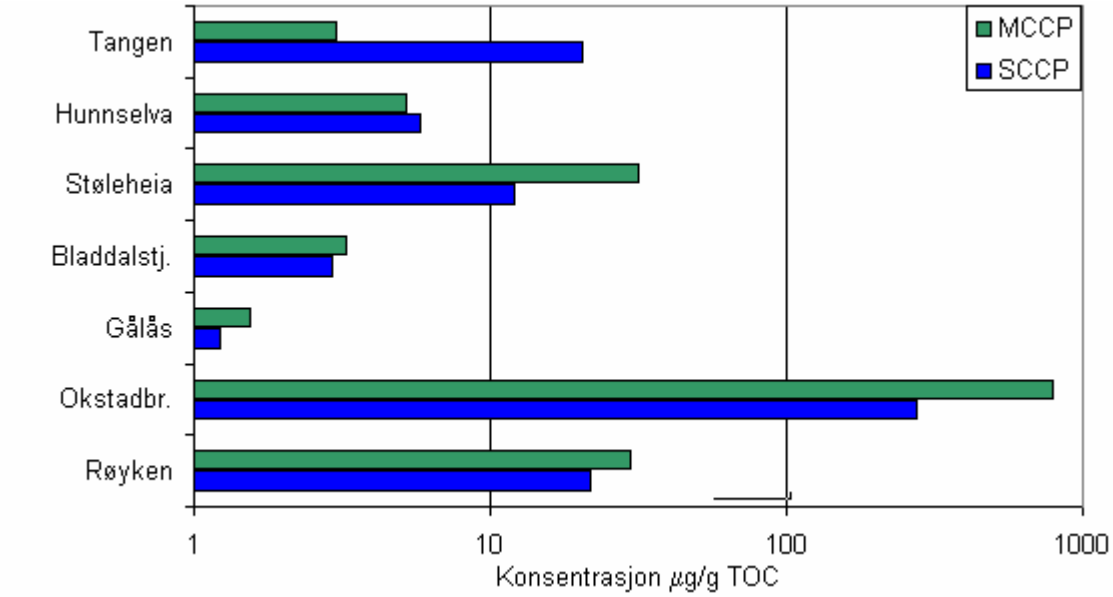
9.1 CP i jord og deponi/avrenning

Tabell 36. Konsentrasjoner i ng/g tørrvekt av klorerte parafiner i sediment.

	Okstadbrinken	Røyken	Gålås	Bladdalstj.	Støleheia	Hunnselva	Tangen
SCCP	16500	70	74	170	2900	11	210
MCCP	47000	95	93	190	7700	9.9	31

Tabell 36 viser at klorerte parafiner er funnet i alle prøver hvor det ble analyser for og med høyest verdi fra Okstadbrinken og Støleheia.

Etter normalisering mot TOC ble høyest innhold funnet i jord fra Okstadbrinken i Trondheim, 414 µg /g TOC (414 000 ng/g TOC) og 145 µg/g TOC (145 000 ng/g TOC) for henholdsvis MCCP og SCCP (Figur 30). Okstadbrinken er et gammelt industrideponi med avfall fra blant annet en tidligere glassindustri. Nå er det metallbearbeidende industri på tomten.



Figur 30. Konsentrasjoner av klorerte parafiner i sediment gitt i µg/g TOC.

Sedimentprøvene fra fangdammen ved Røyken og Støleheia pekte seg ut også her som blant de med høyere konsentrasjoner (11–31 µg/g TOC), og med noe høyere innhold av MCCP enn SCCP. Sedimentprøven fra Bladdalstjønn og Gålås fyllplass var noe lavere, henholdsvis 2,9–3,3 µg/g TOC og 1,2–1,5 µg/g TOC. I prøve fra metallstøperiedeponiet ved Tangen var SCCP høyere enn MCCP, 20 µg/g TOC og 3 µg/g TOC. I sediment fra utløpet av Hunnselva var konsentrasjonen av SCCP og MCCP henholdsvis 5,7 og 5,2 µg/g TOC.

Konsentrasjonen i sedimentprøver fra bekk nedstrøms avfallsdeponiet ved Lindum, var 62–170 ng/g tørrvekt (Amundsen og Hartnik, 2003) og var på samme nivå som sedimentprøver fra Røyken, Gålås og Bladdalstjønn

9.2 CP i Mjøsa og Drammensvassdraget m. indre fjord

9.2.1 Sedimenter

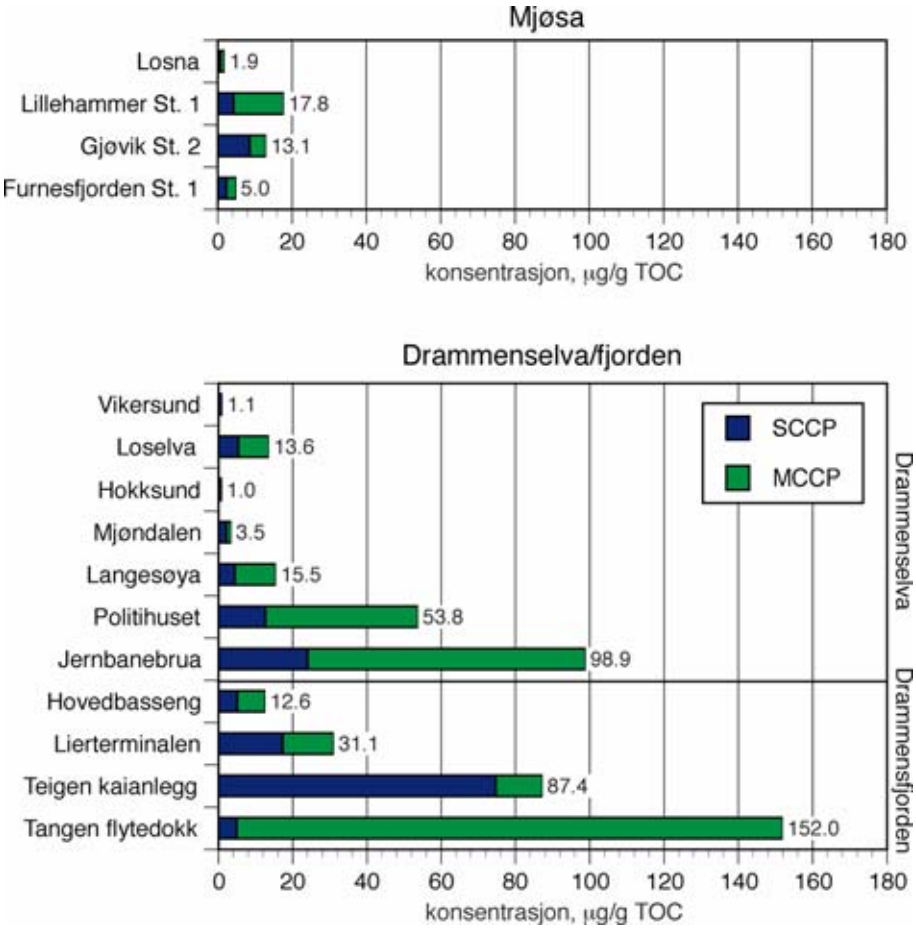
Konsentrasjonen av kortkjedede parafiner (SCCP) i tre sedimentprøver fra Mjøsa var i området 130–510 ng/g tørrvekt, og den høyeste konsentrasjonene var å finne ved Gjøvik (Tabell 37). For mellomkjedede parafiner (MCCP) lå konsentrasjonen i området 150–410 ng/g tørrvekt, med høyeste konsentrasjon ved Lillehammer. Normalisert for mengden organisk karbon i prøvene lå konsentrasjonen av sum SCCP og MCCP i intervallet 5–17,8 µg/g TOC (Figur 32). Konsentrasjonene fra Losna var vesentlig lavere enn i Mjøsa, henholdsvis 12 og 20 ng/g tørrvekt for SCCP og MCCP. Normalisert for organisk karbon var sum av klorerte parafiner her 1,9 µg/g TOC, noe som indikerer at de forhøyde nivåene i Mjøsa ikke skyldes tilførsler fra Gudbrandsdalslågen.

I Drammenselva varierte konsentrasjonene av SCCP fra 12–1 800 ng/g tørrvekt, med de høyeste konsentrasjonene nederst i elva. Konsentrasjonsøkningen for MCCP var enda mer markert, her varierte nivåene fra 0,8–5 600 ng/g tørrvekt. Normalisert for mengden organisk karbon i prøvene lå konsentrasjonen av sum SCCP og MCCP 1–99 µg/g TOC. Det var en klar tendens til at MCCP dominerte i prøvene, og ved nederste stasjon (Jernbanebrua) var forholdet SCCP:MCCP lik 1:3.

I indre Drammensfjord varierte konsentrasjonen av SCCP fra 94–1 300 ng/g tørrvekt. Laveste nivå var i hovedbassenget, og høyest var ved kaianlegget til Hellik Teigen AS. Konsentrasjonene av MCCP varierte fra 140–7 500 ng/g tørrvekt. Laveste nivå var igjen i hovedbassenget, men høyeste nivå var nå ved Tangen flytedokk. Det var således et markert ulikt forhold mellom kortkjedede og mellomkjedede parafiner ved disse to stasjonene. Forholdet SCCP:MCCP ved Teigen kaianlegg var 5,9:1, mens det var 0,03:1 ved flytedokken. Dette kan vanskelig tolkes som annet enn at de er påvirket av to ulike kilder med hver sin karakteristiske sammensetning.

Tabell 37. Konsentrasjonene av kortkjedede og mellomkjedede polyklorerte parafiner (SCCP og MCCP, ng/g tørrvekt og TOC-normalisert) i sedimenter fra Losna, Mjøsa, Drammenselva og indre Drammensfjord. Prøvenes innhold av organisk karbon (TOC) er også oppgitt.

Lokalitet	Stasjon	TOC µg C/mg	SCCP ng/g t.v	SCCP ng/g TOC	MCCP ng/g t.v.	MCCP ng/g TOC
Losna	Losna	16,8	12	714	20	1190
Mjøsa	Lillehammer St. 1	30,3	130	4290	410	13531
Mjøsa	Gjøvik St. 2	58,9	510	8659	260	4414
Mjøsa	Furnesfjorden St. 1	56,1	130	2317	150	2674
Drammenselva	Vikersund	11,5	12	1043	0,8	70
Drammenselva	Loselva	33,8	180	5325	280	8284
Drammenselva	Hokksund	22,2	16	721	6,2	279
Drammenselva	Mjøndalen	71,0	150	2113	100	1408
Drammenselva	Langesøya	34,2	150	4386	380	11111
Drammenselva	Politihuset	34,0	430	12647	1400	41176
Drammenselva	Jernbanebrua	74,8	1800	24064	5600	74866
Indre Drammensfjord	Hovedbasseng	18,5	94	5081	140	7568
Indre Drammensfjord	Lierterminalen	25,4	440	17323	350	13780
Indre Drammensfjord	Teigen kaianlegg	17,4	1300	74713	220	12644
Indre Drammensfjord	Tangen flytedokk	51,0	250	4902	7500	147059



Figur 31. Konsentrasjoner av kortkjedede og mellomkjedede polyklorerte parafiner (SCCP og MCCP) i sedimenter fra Losna og Mjøsa (øvre panel), samt fra Drammenselva og indre Drammensfjord (nedre panel). Konsentrasjonene (µg/g TOC) er normalisert mot innholdet av organisk karbon i prøvene.

9.2.2 Fisk

Konsentrasjonene av SCCP i Mjøsa varierte mellom 4,8–29 ng/g våtvekt, mens konsentrasjonene av MCCP varierte mellom <0,3–28 ng/g våtvekt (Tabell 38). Summen av SCCP og MCCP, normalisert for prøvenes innhold av lipid, varierte mellom 280–2 660 ng/g lipid (Figur 32).

Laveste nivå ble funnet lagesild og krøkle (280-300 ng/g lipid) og høyeste nivå i gjedde fra Furnesfjorden. Ørretprøvene hadde konsentrasjoner på 380 ng/g lipid (liten fisk) og 870 ng/g lipid (stor fisk)

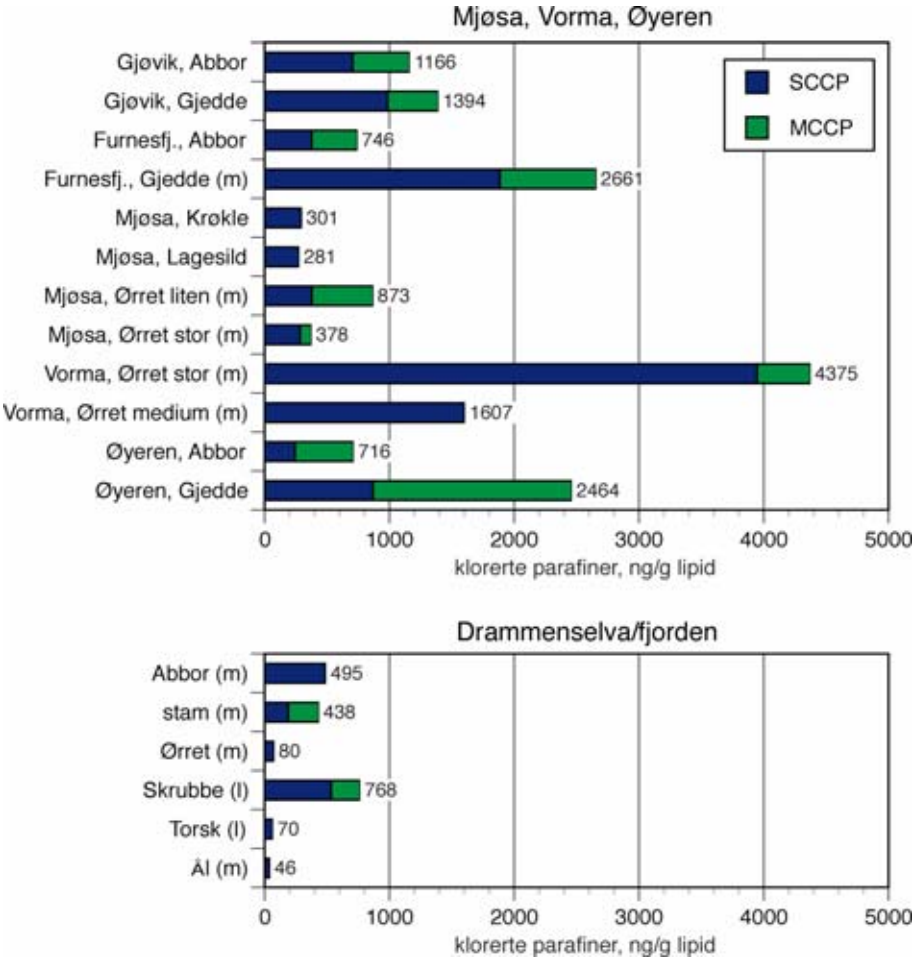
Ørret fra Vorma hadde markert høyere nivåer av klorerte parafiner enn ørret fra Mjøsa. Sum SCCP og MCCP i prøven fra mellomstor ørret var her 1 600 ng/g lipid, mens den i stor ørret var 4 375 ng/g lipid. Prøvene fra Vorma ble dominert av SCCP, mens fisken i Mjøsa hadde et noe høyere innslag av MCCP.

Abbor- og gjedde i Øyeren hadde omlag de samme konsentrasjonene av sum SCCP og MCCP som i Mjøsa (720–2 460 ng/g lipid), men til forskjell fra Mjøsa var MCCP svakt dominerende i prøvene.

Fisken i Drammensfjorden hadde generelt levere nivåer av klorerte parafiner enn fisken i Mjøsa, Vorma og Øyeren. Konsentrasjonen av sum SCCP og MCCP varierte mellom 46–770 ng/g lipid, lavest for ål og høyest for skrubbe (lever). SCCP dominerte i prøvene.

Tabell 38. Konsentrasjoner av kortkjedede og mellomkjedede polyklorerte parafiner (SCCP og MCCP) i fisk fra Mjøsa, Vorma, Øyeren og indre Drammensfjord. Konsentrasjonene er oppgitt på våtvektsbasis (v.v.) og lipidnormalisert. Prøvenes innhold av fett er også oppgitt. Prøvene består av homogenisert hel fisk, muskelvev (m) eller lever (l). Konsentrasjoner under metodens deteksjonsgrense er merket mindre enn (<).

Lokalitet	Prøve	Fett, %	SCCP, ng/g v.v.	SCCP, ng/g lipid	MCCP, ng/g v.v.	MCCP, ng/g lipid
Mjøsa, Gjøvik	Abbor	2,40	17	708,3	11	458,3
Mjøsa, Gjøvik	Gjedde	2,94	29	986,4	12	408,2
Mjøsa, Furnesfjorden	Abbor	2,64	10	378,8	9,7	367,4
Mjøsa, Furnesfjorden	Gjedde (m)	0,53	10	1886,8	4,1	773,6
Mjøsa	Krøkle	2,34	6,9	294,9	<0,3	<13
Mjøsa	Lagesild	2,94	8,2	278,9	<0,1	<4
Mjøsa	Ørret liten (m)	1,26	4,8	381	6,2	492,1
Mjøsa	Ørret stor (m)	9,75	28	287,2	8,9	91,3
Vorma	Ørret stor (m)	3,04	120	3947,4	13	427,6
Vorma	Ørret medium (m)	0,75	12	1600	<0,1	<13
Øyeren	Abbor	3,60	8,8	244,4	17	472,2
Øyeren	Gjedde	1,38	12	869,6	22	1594,2
Drammensfjorden	Abbor (m)	1,19	5,8	487,4	<0,2	<17
Drammensfjorden	Stam (m)	0,89	1,7	191	2,2	247,2
Drammensfjorden	Ørret (m)	6,71	5,2	77,5	<0,4	<6
Drammensfjorden	Skrubbe (l)	7,68	41	533,9	18	234,4
Drammensfjorden	Torsk (l)	43,7	30	68,6	<0,6	<1,5
Drammensfjorden	Ål (m)	19,8	8,2	41,4	<1,8	<9



Figur 32. Konsentrasjoner av kortkjedede og mellomkjedede klorerte parafiner (SCCP og MCCP) i fisk fra Mjøsa, Losna og Øyeren (øvre panel) og fra munningsområdet utenfor Drammenselva og indre Drammensfjord (nedre panel). Konsentrasjonene (ng/g lipid) er normalisert mot innholdet av lipid i prøvene. Prøvene var blandprøver av hel homogenisert fisk , muskelfilet (m) eller lever (l).

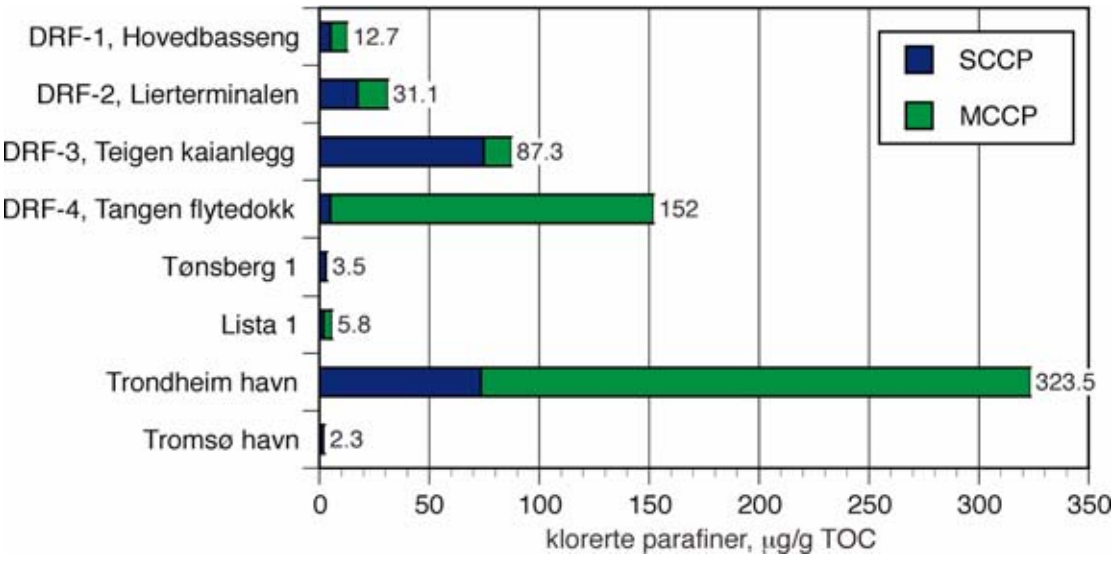
9.3 CP i marint miljø

9.3.1 Sediment

De høyeste konsentrasjoner av SCCP og MCCP ble observert i prøvene fra Drammensfjorden og i prøven fra Trondheim havn, mens det ble observert vesentlig lavere konsentrasjoner i prøvene fra Tromsø havn (Tabell 39, Figur 33). I prøven på dypere vann utenfor Tønsberg og Lista ble det også funnet relativt lave konsentrasjoner. Det var ingen systematisk variasjon i hvilke av de to gruppene parafiner som dominerte i prøvene, og forholdet mellom dem kunne variere betydelig. I Drammen havn ved Teigen kaianlegg dominerte kortkjedede polyklorerte parafiner (SCCP), mens de mellomkjedede dominerte i Trondheim havn.

Tabell 39. Konsentrasjonen av kortkjedede og mellomkjedede polyklorerte parafiner (SCCP og MCCP) i sedimenter fra fem områder langs norskekysten fra Drammensfjorden (DRF) til Tromsø. Sedimentenes innhold av organisk karbon (TOC) er også oppgitt.

Stasjon	TOC, µg C/mg	SCCP, ng/g t.v.	SCCP, µg/g TOC	MCCP, ng/g t.v.	MCCP, µg/g TOC
DRF-1, Hovedbasseng	18,5	94	5,1	140	7,6
DRF-2, Lierterminalen	25,4	440	17,3	350	13,8
DRF-3, Teigen kaianlegg	17,4	1300	74,7	220	12,6
DRF-4, Tangen flytedokk	51	250	4,9	7500	147,1
Tønsberg 1	5,7	16	2,8	4,2	0,7
Lista 1	14,5	26	1,8	58	4,0
Trondheim havn	13,6	1000	73,5	3400	250,0
Tromsø havn	3,4	5,8	1,7	2,1	0,6



Figur 33. Konsentrasjoner av kortkjedede og mellomkjedede polyklorerte parafiner (SCCP og MCCP) i overflatesediment fra 5 områder langs norskekysten fra Drammensfjorden (DRF) til Tromsø. Konsentrasjonene er normalisert mot organisk karbon (TOC).

9.3.2 Blåskjell

Konsentrasjonen av SCCP varierte fra 4,8 n/g våtvekt i en av prøvene fra Bømlo/Sotra til 0,9 n/g våtvekt i en av prøvene fra Ullerøy/Lista. Konsentrasjonen av MCCP varierte fra 11 n/g våtvekt i en prøve fra Varangerfjorden til <0,1 n/g våtvekt i en av prøvene fra Ullerøy/Lista og prøven fra Lofoten/Svolvær. De konsentrasjonene av SCCP som her er observert er klart lavere enn de som ble funnet i Indre og Ytre Oslofjord (Schlabach *et al.*, 2002).

Tabell 40. Konsentrasjonen av kortkjedede og mellomkjedede polyklorerte parafiner (SCCP og MCCP) i blåskjell fra fem områder langs norskekysten fra Færder i Oslofjorden til Varangerfjorden. Fra hvert område er det analysert 1-2 prøver.

Stasjon	fett, %	SCCP, ng/g v.v	SCCP, ng/g lipid	MCCP ng/g v.v	MCCP ng/g lipid
Færder I	1,13	4	354	2,6	230.1
Færder II	0,77	2,3	298.7	<0,4	<52
Ullerøy/Lista I	1,13	4,2	371.7	2,6	230.1
Ullerøy/Lista II	0,64	0,9	140.6	<0,1	<16
Bømlo/Sotra I	1,32	4,8	363.6	1,1	83.3
Bømlo/Sotra II	0,92	2,7	293.5	0,2	21.7
Lofoten /Svolvær II	1,05	1,7	161.9	<0,1	9.5
Varangerfjorden	0,82	2,5	304.9	11	1341.5

9.3.3 Torskelever

Konsentrasjonen av SCCP varierte fra mellom 30–110 ng/g våtvekt; lavest i fisk fra Drammensfjorden og høyest i fisk fra Ullerøy-området nær Lista og Svolvær. Konsentrasjonen av MCCP var generelt vesentlig lavere enn SCCP og varierte fra 22 ng/g våtvekt i en prøve fra Ullerøy-området til <0,6 ng/g våtvekt i en prøve fra Drammensfjorden. Konsentrasjonene av SCCP i torsk fra Færder er noe høyere enn de som tidligere har blitt funnet i Ytre Oslofjord, men lavere enn i Indre Oslofjord (Schlabach *et al.*, 2002).

Tabell 41. Konsentrasjonen av kortkjedede og mellomkjedede polyklorerte parafiner (SCCP og MCCP) i lever av torsk fanget i fem områder langs norskekysten fra Færder i Oslofjorden til Varangerfjorden.

Stasjon	fett, %	SCCP, ng/g v.v.	SCCP, ng/g lipid	MCCP, ng/g v.v.	MCCP ng/g lipid
Færder	28,5	77	270	6	21
Drammensfjorden	43,7	30	69	<0,6	1
Ullerøy-området/Lista	57,8	110	190	22	38
Karihavet	48,3	53	110	4,7	10
Svolvær	74,8	110	147	<0,7	1
Varangerfjorden	52,0	92	177	17	33

9.4 Diskusjon, SCCP/MCCP

De høyeste nivåene av klorerte parafiner i sedimenter ble funnet i Drammensfjorden. Deretter fulgte Mjøsa, marine sedimenter og Losna. I fisk ble de høyeste nivåene (lipid-normalisert) funnet i ørret fra Vorma. Deretter fulgte Mjøsa, Øyeren, Drammensfjorden og torsk (lever) fra norskekysten.

Det er en klar tendens at MCCP dominerer i sedimentert materiale fra avrenning fra deponier og i ferskvanns- og marine sedimenter. Denne trenden blir imidlertid snudd når man ser på prøver av blåskjell og fisk som med unntak av fisk fra Øyeren er dominert av SCCP. Dette kan forklares med en sterkere biokonsentrering, dvs. overgang fra vann til biota av SCCP sammenlignet med MCCP. Fisk *et al.* (1999) målte en biokonsentrasjonsfaktor (BCF) for SCCP mellom 690 og 2 700 l/kg, mens det for MCCP ble målt en signifikant lavere BCF som lå mellom 32 og 680 l/kg.

Konsentrasjonene målt i tørrvekt fra ferskvanns- og marine sedimenter ligger i samme størrelsesorden og delvis over det som er målt i industriell belastede tyske elver: SCCP fra <5 til 700 ng/g tørrvekt (referert i D. Muir *et al.*, 2000). I en større engelsk undersøkelse av elvesedimenter tatt nedstrøms fra kloakkrenseanlegg, fant man konsentrasjoner av SCCP og MCCP i størrelsesorden 200 – 63 000 ng/g tørrvekt (Nicholls *et al.*, 2001). I slam fra behandlingsanlegg i England var konsentrasjonen i området 7–200 µg/g SCCP og 30–9 700 µg/g MCCP (Stevens *et al.*, 2003). I sedimenter fra Lake Ontario var gjennomsnittlig konsentrasjon 49 ng/g tørrvekt, maksimal verdi 410 ng/g tørrvekt (Marvin *et al.*, 2003).

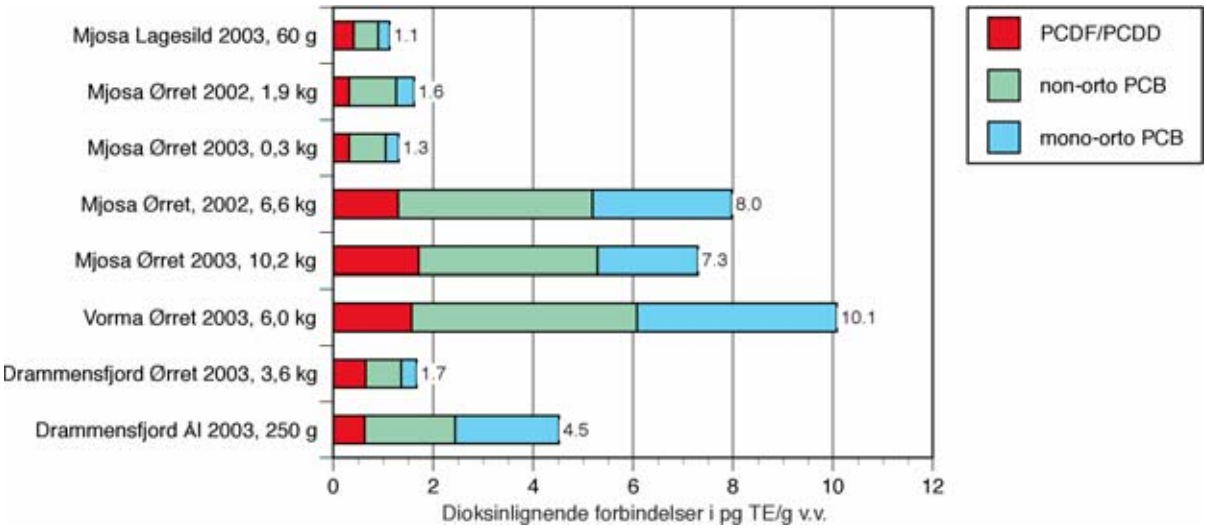
Konsentrasjonene av SCCP og MCCP i fisk fra Mjøsa ligger i samme størrelsesorden som det som Jansson *et al.* (1993) målte i ferskvannsfisk fra Storvindeln og Vättern: 6,6–30 ng/g våtvekt eller 570–1 000 ng/g lipid. Målinger av SCCP i fisk fra Lake Ontario viser i en konsentrasjon av 59±51 ng/g våtvekt (ørret), 79±47 ng/g våtvekt (ørret) og 2630±2560 ng/g våtvekt (karpe fra et havneområde).

10. Dioksiner og PCB

I et begrenset antall fiskeprøver ble det på oppdrag av Statens Næringsmiddeltilsynet (SNT) utført tilleggsanalyser med hensyn til polyklorerte dibenzodioksiner og furaner (PCDD/PCDF eller dioksiner) og polyklorerte bifenyler (PCB). Analyser av PCB omfatter både de sju indikatorforbindelser (ofte omtalt som «seven dutch» eller ICES 7) og alle kongenerer med dioksinliknende toksisitet (dioksinliknende PCB). Resultatene er vist som toksiske ekvivalenter i Tabell 42 og Figur 34.

Tabell 42. Konsentrasjonen av polyklorerte dibenzodioksiner og furaner (PCDD/PCDF) og polyklorerte bifenyler (PCB) i fisk fra Mjøsa, Vorma og indre Drammensfjord. Analyser av PCB omfatter både de sju indikatorforbindelser og alle kongenerer med dioksinliknende toksisitet (dioksinliknende PCB). Gjennomsnittsvekt av fisken i hver prøve og fettprosent er oppgitt. Prøvene var blandprøver av hel homogenisert fisk eller av muskelfilet (m).

					ΣPCB-7	Dioksinliknende forbindelser i pg TE/g vv				
Lok-navn	Prøve	Fangstår	Gj.vekt	Fett %	ng/g v.v.	PCDD/ PCDF	non-orto PCB	mono-orto PCB	non+mono-orto PCB	PCDD/PCDF + PCB
Mjøsa	Ørret, m	2002	6,55 kg	5,90	94,3	1,30	3,89	2,79	6,68	7,98
Mjøsa	Ørret, m	2002	1,9 kg	2,09	13,1	0,32	0,94	0,36	1,30	1,62
Mjøsa	Ørret, m	2003	0,3 kg	1.26	10,5	0,32	0,73	0,26	0,99	1,31
Mjøsa	Ørret, m	2003	10,2 kg	9,75	78,9	1,71	3,58	2,01	5,59	7,30
Mjøsa	Lagesild	2003	60,3 g	4,10	5,75	0,41	0,49	0,23	0,72	1,13
Vorma	Ørret, m	2002 – 2003	6,0 kg	3,04	152	1,57	4,51	4,00	8,51	10,08
Drammens-fjord	Ørret, m	2003	3,6 kg	6,71	9,08	0,65	0,71	0,31	1,02	1,67
Drammens-fjord	Ål, m	2003	259 g	19,8	49,2	0,63	1,81	2,08	3,89	4,52



Figur 34. Konsentrasjonene av dioksinliknende forbindelser i fisk fra Mjøsa, Vorma og Drammensfjorden.

I 2002 innførte EU nye grenseverdier for dioksiner i matvarer (Commission regulation 2375/2001). Disse grenseverdiene er også gjort gjeldende for Norge (SNT, 2002). Grenseverdien for fisk og produkter av fisk er satt til 4 pg TE/g vv. Grenseverdiene tar imidlertid ikke hensyn til innhold av dioksinliknende PCB som også bidrar til den totale TE verdien. Innen utgangen av 2004 vil det etter planen også bli satt grenseverdier for disse komponentene i EU/EØS-landene.

Konsentrasjonen av PCDD/PCDF ligger under EUs grenseverdi for dioksiner i fisk. Nivåene av dioksinliknende PCB er noe høyere enn det som tidligere er funnet i mindre ørret (NIVA-rapport 827/01). Man har imidlertid få data på ørret av denne størrelsen. Det er allerede gitt kostholdsråd på grunn av kvikksølvinnhold i ørret over en kilo. Gravide og ammende bør ikke spise ørret over en kilo, mens resten av befolkningen bør begrense inntaket til en gang i måneden.

11. Sammenfattende konklusjoner

Nivåene av de ulike hovedgruppene av de undersøkte forbindelsene i sedimenter og fisk er vist i Figur 35 og Figur 36.

For sedimenter var klorerte parafiner den hovedgruppen med de gjennomgående høyeste konsentrasjonene (Figur 35). Deretter fulgt konsentrasjonene av bisfenol A, PBDE, triclosan, HBCD og TBBPA. De høyeste nivåene fantes som oftest i sedimenter og jord fra deponier og forurenset grunn, men høye nivåer var også å finne i sedimenter fra Drammensfjorden/elva. De marine sedimentene hadde gjennomgående lavest konsentrasjoner.

I fisk var konsentrasjonsmønsteret av de enkelte hovedgruppene (Figur 36) forskjellig fra det som ble funnet i sedimenter. Gruppen med høyeste konsentrasjoner var PBDE, hvor fisk fra Mjøsa og Vorma hadde betydelig høyere konsentrasjoner enn fisk fra Drammensfjorden og torsk (lever) fra norskekysten. For fisk fra disse to andre miljøene var klorerte parafiner og bisfenol A de hovedgruppene som gjennomgående de høyeste konsentrasjonene. Deretter fulgte HBCD, triclosan og TBBPA. Fisk fra Mjøsa og Vorma særmerket seg ved at de hadde de høyeste konsentrasjonene av både PBDE, klorerte parafiner, bisfenol A og HBCD. For triclosan og TBBPA var konsentrasjonene i fisk fra de tre miljøene generelt lave og innenfor samme konsentrasjonsområde.

Polybromerte difenyletere (PBDE) ble påvist i samtlige vann, jord- og sedimentprøver. BDE-209 var vanligvis den dominerende kongeneren i samtlige prøvematrikser. BDE-47 og -99 ble også funnet i detekterbare konsentrasjoner i samtlige prøver.

Konsentrasjonene i av sum PBDE (ΣPBDE) i jord- og sedimentprøvene fra deponier lå vanligvis i omkring 1 ng/g tørrvekt, men verdier opp til 180 ng/g tørrvekt ble registrert. Nivåene i marine sedimenter langs norskekysten lå i området 0,4–12 ng/g tørrvekt, høyest for prøver fra havnebassenger. I sedimenter fra Drammenselva lå konsentrasjonene i området 4–80 ng/g tørrvekt. I indre Drammensfjord lå konsentrasjonene i området 7–39 ng/g tørrvekt

Konsentrasjonene av ΣPBDE i sedimenter fra Mjøsa varierte mellom 0,6–27 ng/g tørrvekt, eller 50–740 ng/g TOC (justert for mengden organisk karbon i prøvene). De høyeste konsentrasjonene var ved Lillehammer (600–740 ng/g TOC). I Losna, Gudbrandalslågen, var konsentrasjonen i sedimentet markert lavere (21 ng/g TOC). Ved Lillehammer var andelen av tetra- til heksa-BDE spesielt høy (60–70% av sum PBDE). Ved de øvrige stasjonene dominerte BDE-209 (50–90%). Disse forholdene indikerer at det har skjedd lokale utslipp av den kommersielle pentaBDE blandingen i Lillehammerområdet.

PBDE ble påvist i samtlige prøver av torskelever og blåskjell. Torskelever fra norskekysten hadde konsentrasjoner i området 13–52 ng/g lipid eller 7-26 ng/g våtvekt (v.v.). I blåskjell lå konsentrasjonene i området 1,5–93 ng/g lipid (0,02–1,4 ng g v.v.; en avvikende høy prøve fra Ullerøy, Lista). I torsk var BDE-47 den dominerende kongeneren, fulgt av BDE-100. I blåskjell var BDE-47 dominerende, fulgt av BDE-99.

I fisk fra indre Drammensfjord var konsentrasjonene av ΣPBDE i området 12–172 ng/g lipid (5–62 ng/g v.v.). Høyest for stam, abbor og skrubbe, og lavest for ål, ørret og torsk. BDE-47

dominerte i alle artene med 41–72%, BDE-100 forelå med en andel på 9–22%. BDE-99 var lavt representert i stam, torsk, skrubbe og ål (0,3–4,6%), men forholdsvis høyt i ørret og abbor (14–31 %).

Konsentrasjonen av ΣPBDE i fiskeprøvene (blandprøver eller middelverdier) fra Mjøsa lå i området 1 200–22 000 ng/g lipid (50–980 ng/g v.v.). De laveste konsentrasjonene var i zooplanktonspisende byttefisk som lagesild og krøkle, de høyeste fantes i abbor, gjedde, ørret og lake. Midlere konsentrasjon i 10 ørret (gjennomsnittsvekt 3,5 kg) var 5 450 ng/g lipid, og de individuelle konsentrasjonene varierte fra 3 300–17 500 ng/g lipid. Dette er de høyeste konsentrasjonene rapportert i laksefisk internasjonalt. Midlere konsentrasjon i 10 lake fra Lillehammer (gjennomsnittsvekt 1,5 kg) var 22 000 ng/g lipid, med en variasjonsbredde på 7 100–45 000 ng/g lipid. Dette er nær det høyeste nivået som internasjonalt er rapportert i fisk (47 000 ng/g lipid).

Heksabromsyklododekan (HBCD) ble kun påvist i et fåtall jord- og sedimentprøver fra deponier (2,5–7,7 ng/g t.v.). I sedimenter fra Mjøsa ble β-HBCD påvist ved Lillehammer (7,9 ng/g t.v.). I Drammenselva, fra Hokksund og nedover, ble det påvist α-HBCD (0,9–1,5 ng/g t.v.) og γ-HBCD (0,3–3,1 ng/g t.v.). I indre Drammensfjord ble det påvist α-, β- og γ-HBCD (10,2, 0,7 og 3,3 ng/g t.v.). I de øvrige marine sedimentene langs norskekysten ble det ikke funnet detekterbare mengder av HBCD.

Fisk fra Mjøsa, Vorma og Øyeren hadde HBCD-konsentrasjoner i området 90–880 ng/g lipid. Høyest for en gjeddeprøve fra Mjøsa, lavest for abbor og gjedde fra Øyeren. α-HBCD var den dominerende isomeren i disse prøvene. De øvrige fiskeprøvene hadde lavere nivåer av HBCD: fisk fra indre Drammensfjord, 5–23 ng/g lipid; torskelever fra norskekysten, 2–9 ng/g lipid.

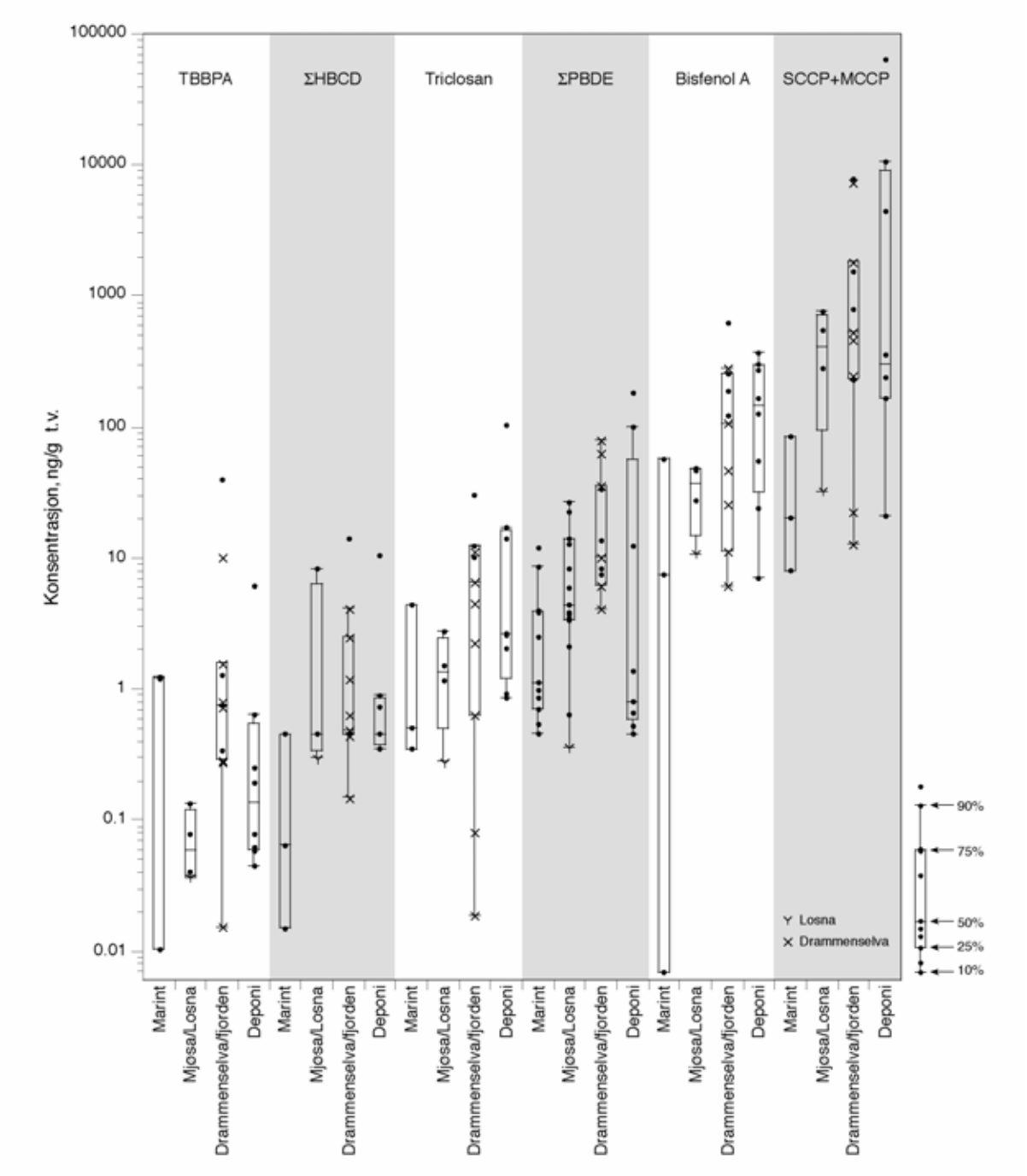
Tetrabrombisfenol A (TBBPA) ble påvist i samtlige jord- og sedimentprøver fra deponier (0,06–6,2 ng/g tørrvekt). Konsentrasjonene i sedimenter fra Losna og Mjøsa var lavt og lå i området 0,04–0,13 ng/g tørrvekt. I Drammenselva lå konsentrasjonene i området 0,2–10 ng/g tørrvekt, mens de i Drammensfjorden varierte mellom 0–39 ng/g tørrvekt Konsentrasjonene av TBBPA i fiskeprøvene var lave, og detekterbare konsentrasjoner ble kun funnet i Mjøsa, Vorma og Øyeren (0,2–9 ng/g lipid).

Bisfenol A ble påvist i samtlige jord- og sedimentprøver fra deponier, med konsentrasjoner i området 7–370 ng/g tørrvekt. Sedimenter i Losna og Mjøsa hadde konsentrasjoner i området 11–48 ng/g tørrvekt. Konsentrasjonene i sedimenter fra Drammenselva var i området 6–280 ng/g t.v, mens de i indre Drammensfjord lå i området 120–620 ng/g tørrvekt. Fisk fra Mjøsa, Vorma og Øyeren hadde konsentrasjoner av bisfenol A i området 13–1 390 ng/g lipid; Høyest for ørret i Vorma, lavest for abbor og gjedde i Øyeren. I fisk fra indre Drammensfjord lå nivåene i området 15–408 ng/g lipid; de høyeste nivåene ble funnet i stam og abbor. I de øvrige prøvene av torskelever ble det kun påvist detekterbare nivåer i prøven fra Ullerøy; Lista (107 ng/g lipid).

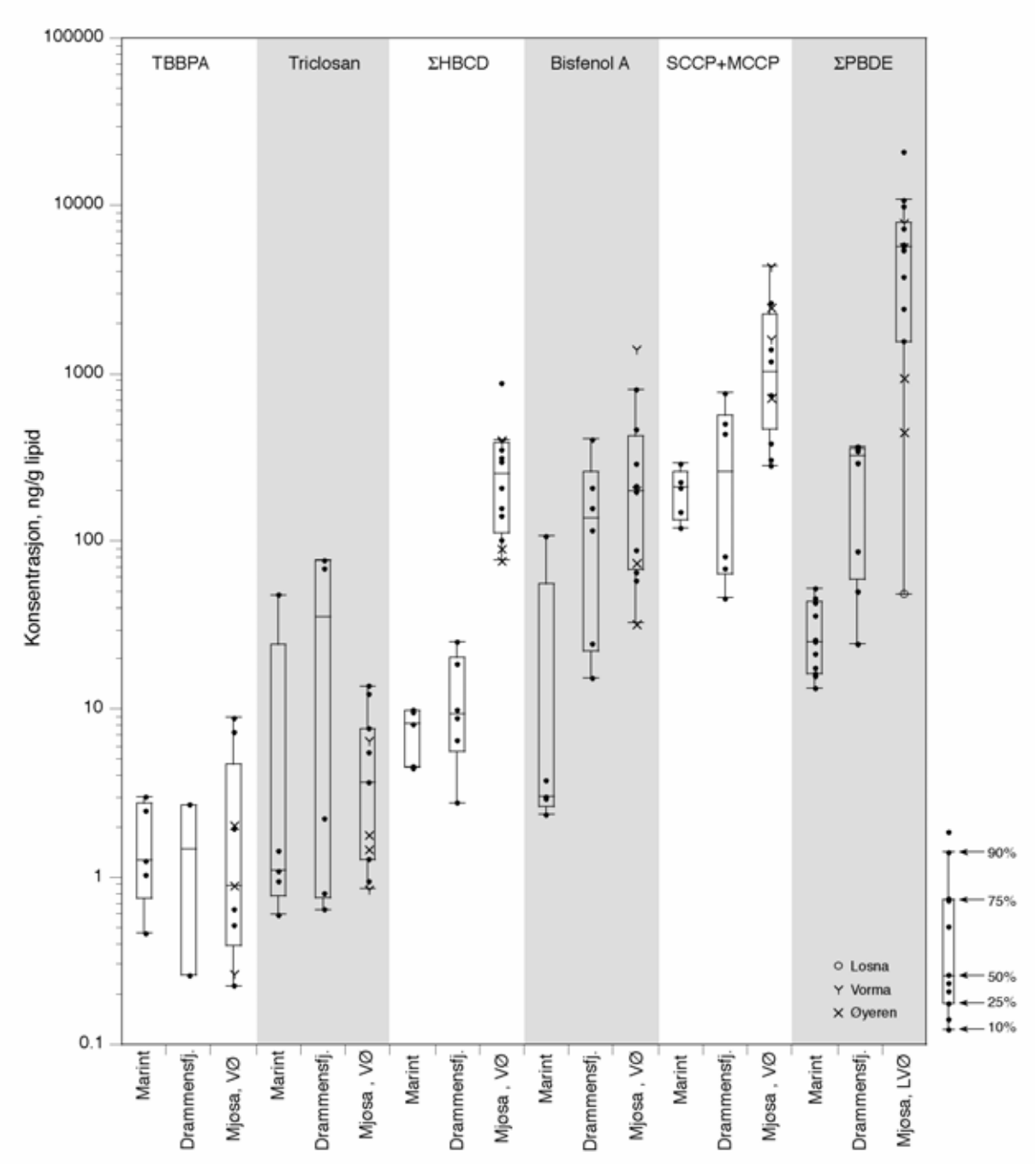
Triclosan i jord- og sedimentprøver fra deponier lå i området 0,9–105 ng/g tørrvekt. I sedimenter fra Losna og Mjøsa lå nivåene i området 0,3–2,8 ng/g tørrvekt; lavest i Losna, høyest ved Lillehammer. I Drammenselva var konsentrasjonene 0,02–11 ng/g tørrvekt. I indre

Drammensfjord lå konsentrasjonene i området 10–30 ng/g tørrvekt, med høyest konsentrasjon ved stasjonen i hovedbassenget. De øvrige marine sedimentene hadde nivåer i området 0,4–14 ng/g tørrvekt, høyeste nivåer ble funnet i havnebassenger. Konsentrasjonene av triclosan i fisk var lave. I Mjøsa, Vorma og Øyeren lå nivåene mellom 0,9–13 ng/g lipid; lavest for en ørretprøve i Vorma, høyest for en gjeddeprøve fra Mjøsa. I Drammensfjorden ble detekterbare mengder kun funnet i en prøve av ål (0,6 ng/g lipid). Leverprøver av torsk fra norskekysten hadde nivåer i området 1–96 ng/g lipid; høyest for en prøve fra Ullerøy, Lista.

Konsentrasjonen av kortkjede klorerte parafiner (SCCP) i jord- og sedimentprøver fra deponier lå i området 11–16 500 ng/g tørrvekt. Tilsvarende for mellomkjedede parafiner (MCCP) var 10–47 000 ng/g tørrvekt. I sedimenter fra Losna og Mjøsa lå konsentrasjonene av klorerte parafiner (SCCP+MCCP) i området 30–770 ng/g tørrvekt; laveste nivå var i Losna, høyeste var ved Lillehammer og Gjøvik. I sedimenter fra Drammenselva var konsentrasjonen 10–7 400 ng/g tørrvekt, i indre Drammensfjord var konsentrasjonen 230–7 750 ng/g tørrvekt. I fisk fra Mjøsa, Vorma og Øyeren var konsentrasjonen av klorerte parafiner 280– 4 375 ng/g lipid. I fiskeprøvene fra Drammensfjorden lå nivåene i området 46–495 ng/g lipid. I prøvene av torskelever fra norskekysten lå nivåene i området 70–290 ng/g lipid, med høyeste nivå i en prøve fra Ullerøy, Lista.



Figur 35. Konsentrasjonene av de ulike hovedgruppene miljøgifter i sedimenter og jord fra deponier (inkludert forurenset grunn/industrielt påvirkede lokaliteter), ferskvann og marint miljø. Konsentrasjoner under metodens deteksjonsgrense er satt lik halve denne, unntatt for noen tilfeller hvor dette førte til urealistisk høye estimater som ble ekskludert. Prosentil-fordelingen er angitt med et «box-and-whisker» plot, se figurforklaring i nedre høyre hjørne.



Figur 36. Konsentrasjonene av de ulike hovedgruppene miljøgifter i fisk. Kategorien «Marint» består prøver av torskelever fra norskekysten, Drammensfjorden unntatt. Sammen med fisk fra Mjøsa inngår også prøver fra Losna (L), Vorma (V) og Øyeren (Ø). Konsentrasjoner under metodens deteksjonsgrense er satt lik halve denne, unntatt for noen tilfeller hvor dette førte til urealistisk høye estimater som ble ekskludert. Prosentilfordelingen er angitt med et «box-and-whisker» plot, se figurforklaring i nedre høyre hjørne.

12. Referanser

Adolfsson-Erici, M., Johansson, C. and Pettersson, M. 2003. Screening av triclosan i reningsverk och recipienter. Utfört av Institutet för Tillämpad Miljöforskning for Naturvårdsverket. Redovsining från nationell miljöövervakning 2003.

Andersson, Ö. and Blomkvist, G. 1981. Polybrominated aromatic pollutants found in fish in Sweden. Chemosphere 10: 1051–1060.

Aguera, A., Fernandez-Alba, A.R., Piedra, L., Mezcua, M., Gormez, M.J. 2003. Evaluation of triclosan and biphenylol in marine sediments and urban wastewaters by pressurized liquid extraction and solid phase extraction followed by gas chromatography mass spectrometry and liquid chromatography mass spectrometry. Analytical chimica acta, 280(2):193-205.

Allachin CR, Law RJ, Morris, S. 1999. Polybrominated diphenylethers in sediments and biota downstream of potential sources in the UK. Environ. Pollut. 105:197-207.

Amundsen, C.E. og Hartnik, T. 2003. Bromerte flammehemmere og klorerte parafiner i avløsslam, slamkompost, sedimenter og avløpsvann. Undersøkelse fra Lindum Ressurs og Gjenvinning AS og Drammen kommune 2003. Jordforsk-rapport 61/03, 29s. Jordforsk, 1432 Ås.

CEFAS. 1999. Sampling the levels of short and medium chain length chlorinated paraffins in the environment. Final report for the Department of the Environment, Transport and the Regions. The Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science, Burnham-on-Chrouch.

de Boer, J. 1989. Organchlorine 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 halogenatad 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.

Dodder, N.G., Strandberg, B. and Hites, R.A. 2002. Concentration and spatial variations of polybrominated diphenyl ethers and several organochlorine compounds in fishes from the northeastern United States. Environ. Sci. Technol. 36: 146–151.

EU. 2001. Commission Regulation (EC) No 466/2001 of 8 March setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. Official Journal of the European Communities, L077, 16/03/2001, 1-13.

EU. 2003. Directive 2003/11/EC of the European Parliament and of the Council of 6 February 2003 amending for the 24th time Council Directive 76/769/EEC relating to restrictions on the marketing and use of certain dangerous substances and preparations (pentabromodiphenyl

ether, octabromodiphenylether). Official Journal of the European Union, L42, 15.2.2003, 45-46.

European Commission. 2000. Alkanes, C10-13, chloro-. Editors: B.G. Hansen, S.J. Munn, G. Schoening, M. Luotamo, A. van Haelst, C.J.A. Heidorn, G. Pellegrini, R. Allanou, H. Loonen. EUR 190010 - European Union Risk Assessment Report Volume 4. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

European Commission. 2002. Risk Assessment of Alkanes, C_{14-17}, Chloro. European Risk Assessment Report Draft, Institute for Health and Consumer Protection, Ispra, Italy.

European Commission .2003. 4,4'-isopropylidenediphenol (bisphenol-A). Editors: S.J. Munn, R. Allanou, K. Aschberger, F. Berthault, J. de Bruijn, C. Musset, S. O'Connor, S. Pakalin, G. Pellegrini, S. Scheer, S. Vegro. European Union Risk Assessment Report Volume 37, EUR 20843 EN. Luxembourg. 290 pp.

Fjeld, E., Knutzen, J., Brevik, E.M., Schlabach, M., Skotvold, T., Borgen, A. og Wiborg, M.L. 2001. Halogenerte organiske miljøgifter og kvikksølv i norsk ferskvannsfisk, 1995–1999. Statlig program for forurensningsovervåkning, SFT. Rapport 827/01 (TA-1813/2001). Norsk institutt for vannforskning, NIVA rapport 4402. 48 s + vedlegg.

Fjeld E., Mariussen, M., Strand-Andersen, M., Hjerpset, M. og Schlabach M. 2003. Bioakkumulering og fordeling av polybromerte difenyletere i norske innsjøer. NFRs program for forurensninger: kilder, spredning, effekter og tiltak (ProFO). Foredrag, forskerseminar 15. okt. 2003, Olavsgård hotell.

Fromme, H., Kuchler, T. Otto, T., Pilz, K., Muller, J., Wenzel, A. 2002. Occurrence of phthalates and Bisphenol A and F in the environment. Water Research 36(6):1429-1438.

Gustafsson, K., Björk, M.; Burreau, S.og Gilek, M., 1999. Bioaccumulation kinetics of brominated flame retardants (Polybrominated diphenyl ethers) in blue mussels (Mytlius edulis). Environ. Toxicol. Chem., 16: 1218-1224.

Hale, R.C., Alaee, M., Manchester-Neesvig, J.B., Stapleton, H.M., Ikonomou, M.G., 2003. Polybrominated diphenyl ether flame retardants in the North American environment. Environ. Internat. 29:771-779.

Heemken OP, Reincke H, Stachel B, Theobald N. 2001. The occurrence of xenoestrogens in the Elbe river and the North Sea, Chemosphere, 45 (3): 245-259.

Jansson, B., Andersson, R., Asplund, L., Litzén, K., Nylund, K., Sellström, U., Uvemo, U., Wahlberg, C., Wideqvist, U., Odsjö, T., and Olsson, M. 1993. Chlorinated and brominated persistent organic compounds in biological samples from the environment. Environ. Toxicol. Chem. 1993, 12: 1163–1174.

Koh, CH, Khim, J.S., Villenueve, D.L., Kannan, K., Giesy, J.P. 2002. Analysis of trace organic contaminants in sediment, pore water, and water samples from Onsan Bay, Korea: Instrumental analysis and in vitro gene expression assay. Environ. Tox. Chem. 21(9):1796-1803.

Kjellberg, G., Hegge, O., Lindstrøm, E.-A. og Løvik, J.E. 1999. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1998. NIVA- rapport lnr. 4022-99. 96 s.

Mariussen, E., Fjeld, E., Strand-Andersen, M., Hjerpset, M. and Schlabach, M. 2003. Spatial distribution of polybrominated diphenyl ethers in trout from Norwegian lakes. Extended abstract. Dioxin 2003, 23rd International Symposium on Halogenated Organic and Persistent Pollutants. Boston 24–29 august, 2003.

Manchester-Neesvig, J.B., Valters, K., and Sonzogni, W.C, 2001. Comparison of polybrominated difenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in Lake Michigan salmonids. Environ. Sci. Technol. 35: 1072–1077.

Marvin, CH. et al 2003. Spatial and temporal trends in short-chain chlorinated paraffins in Lake Ontario sediments. Environ. Sci. Technol. 37 (20): 4561-4568.

Muir, D., D. Bennie, C. Teixeira, A. Fisk, G. Tomy, G. Stern and M. Whittle. 2000. Short chain chlorinated paraffins: Are they persistent and bioaccumulative?, p. 184-202. In R. Lipnick, B. Jansson, D. Mackay and M. Patreas (ed.), Persistent Bioaccumulative, and Toxic Substances, Volume II: Assessment and New Chemicals. ACS Symposium Series 773, Washington, D.C.

Muir, D.C.G., G. Stern and G. Tomy. 2000. Chlorinated paraffins, p. 203-236. In J. Paasivirta (ed.), The Handbook of Environmental Chemistry, Volume 3, Part K, New Types of Persistent Halogenated Compounds. Springer-Verlag, Berlin.

Nicholls, CR, Allchin, CR., Law, R.J. 2001. Levels of short and medium chain length polychlorinated n-alkanes in environmental samples from selected industrial areas in England and Wales, Environ. Poll., 114 (3): 415-430.

NILU/NIVA 2003. Høye forekomster av nye miljøgifter i fisk fra Mjøsa. Pressemelding, 30. mars 2003.

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

Platz, J. and Christensen, J.H. 2001. Screening of brominated flame retardants in Danish marine and freshwater sediments. The second international workshop on brominated flame retardants., May 14–16. The Swedish Chemical Society, Division of Environmental Chemistry, Stockholm, pp. 359–364.

Remberger, M., J. Sternbeck & K. Strömberg. 2002. Screening av triclosan och vissa bromerade fenoliske ämnen i Sverige [Screening of triclosan and some brominated phenolic substances in Sweden] IVL Svenska Miljöinstitutet AB. In Swedish.

Remberger, M. Sternbeck, J., Palm, A., Kaj, L., Strömberg, K., and Brorström-Lundén, E. 2004. The environmental occurence of hexabromocyclododecane in Sweden. Chemosphere 54: 9–21.

Schlabach, M., Planting, S., Herzke, D., Sandanger, T. 2000. Determination of brominated flame retardants in aquatic samples from Norway and the Norwegian Arctic. Poster, SETAC-conference, Brighton 21–25.05.2000.

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), 69 s.

Sellström, U., Kierkegaard, A. de Wit, C., and Jansson, M. 1998. Polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in sediment and fisk from a Swedish river. Environ. Toxicol. Chem. 17: 1065–1072.

Singer, H., Müller, S., Tixier, C., Pillonel, L. 2002. Triclosan: Occurence and fate of a widely used biocide in the aquatic environment: Field measurements in wastewater treatment plants, surface waters, and lake sediments. Environ. Sci. Technol. 36: 4998-5004.

SFT. 2002. Obs-listen. Miljøvernmyndighetenes liste over helse- og miljøfarlige stoffer man skal være spesielt oppmerksom på. TA-1910/2002; ISBN82-7655-466-0. Statens forurensningstilsyn, Oslo.

SFT. 2003a. Bruken av bromerte flammehemmere i produkter. Materialstrømsanalyse. TA-1947/2003. Statens forurensningstilsyn, Oslo.

SFT. 2003b. Miljøgifter i produkter. Data for 2001. TA-1978/2003; ISBN 82-7655-222-6. Statens forurensningstilsyn, Oslo.

SNT. 2002. Forskrift om visse forurensende stoffer i næringsmidler. FOR 2002-09-27, nr. 1028. Statens Næringsmiddeltilsyn, Oslo.

Staples, C. A., Dorn, P.B., Klecka, G.M. and O´Block, S.T., 1998. A review of the environmental fate, effects, and exposures Bisfenol A. Chemosphere, 36: 2149-2173.

Stevens JL, Northcott GL, Stern GA, Tomy G.T. and Jones K.C. 2003. PAHs, PCBs, PCNs, organochlorine pesticides, synthetic musks, and polychlorinated n-alkanes in UK sewage sludge: Survey results and implications. Environ. Sci. Technol. 37 (3): 462-467.

Voordeckers, J.W., Fennell, B.E., Jones, K., Häggblom, M.M. 2002. Anaerobic biotransformation of Tetrabrombisfenol A, Tetrachlorobisfenol A, and Bisfenol A in estuarine sediments. Environ. Sci. Technol. 36: 696-701.

Zegers, M.M, Lewis, W.E., Booij, K., Smittenberg, R.H., Boer W., Boer, R.H. and Boon, J.P. 2003. Levels of polybrominated diphenyl ether flame retardants in sediment cores from Western Europe. Environ. Sci. Technol. 37: 3803–3807.

13. Vedlegg, primærdata

Tabell 43 Primærdata, del 1.

Stasjon ID*	Stasjons-navn	UTM sone	UTM ØV	UTM NS	Sample type	Fett, %	Glødetap, %	TOC, µg C/mg	NILU-Sample number
ARE-1	Arendal	32	501596	6473567	Sediment	.	.	22.3	03/934
ARE-1	Arendal	32	501596	6473567	Sediment	.	13.8	22.4	03/935
BLA-1	Bladalstjønn	32	437460	6441200	Sediment	.	13.6	57.8	03/1371
BØS-1	Bømlo/Sotra St. 1	32	282193	6611709	Blåskjell	1.32	.	.	03/806 B
BØS-1	Bømlo/Sotra St. 1	32	282193	6611709	Blåskjell	0.92	.	.	03/1618
BØS-2	Bømlo/Sotra St. 2	32	283757	6646591	Torsk, lever	48.3	.	.	03/811 B
BØS-2	Bømlo/Sotra St. 2	32	283757	6646591	Torsk, lever	50.5	.	.	03/818
BØS-2	Bømlo/Sotra St. 2	32	283757	6646591	Torsk, lever	55.3	.	.	03/819
DRE-1	Drammenselva St. 1	32	568300	6622750	Sediment	.	14.6	74.8	03/1348
DRE-2	Drammenselva St. 2	32	567350	6623450	Sediment	.	6.6	34	03/1349
DRE-3	Drammenselva St. 3	32	562800	6624700	Sediment	.	10.4	34.2	03/1350
DRE-4	Drammenselva St. 4	32	558150	6624450	Sediment	.	31.8	71	03/1351
DRE-5	Drammenselva St. 5	32	554100	6626250	Sediment	.	10.1	33.8	03/1353
DRE-6	Drammenselva St. 6	32	552150	6626250	Sediment	.	5.7	22.2	03/1352
DRE-7	Drammenselva St. 7	32	556200	6648500	Sediment	.	.	11.5	03/1433
DRF-1	Drammensfj. 1	32	570900	6622500	Abbor, muskel	1.19	.	.	03/1427 B
DRF-1	Drammensfj. 1	32	570900	6622500	Abbor, muskel	0.68	.	.	03/1430
DRF-1	Drammensfj. 1	32	570900	6622500	Skrubbe, lever	7.68	.	.	03/1570
DRF-1	Drammensfj. 1	32	570900	6622500	Stam, muskel	0.89	.	.	03/1428
DRF-1	Drammensfj. 1	32	570900	6622500	Stam, muskel	1.16	.	.	03/1429
DRF-1	Drammensfj. 1	32	570900	6622500	Ørret, muskel	6.71	.	.	03/1426
DRF-1	Drammensfj. 1	32	570900	6622500	Torsk, lever	43.7	.	.	03/1568
DRF-1	Drammensfj. 1	32	570900	6622500	Ål, muskel	19.8	.	.	03/1569
DRF-1	Drammensfj. 1	32	570900	6622500	Sediment	.	6.6	18.5	03/1431 B
DRF-2	Drammensfj. St. 2	32	570100	6623800	Sediment	.	8.3	25.4	03/1347
DRF-3	Drammensfj. St. 3	32	569800	6623700	Sediment	.	4.5	17.4	03/1346
DRF-4	Drammensfj. St. 4	32	570050	6622100	Sediment	.	15.1	51	03/1432 B
FAL-1	Falconbridge	32	439425	6442980	Vann/partikkel	.	.	.	03/1372
GÅL-1	Gålås	32	613766	6747480	Partikkel	.	.	.	03/1060
GÅL-1	Gålås	32	613766	6747480	Sediment	.	26.5	60.2	03/1061
GÅL-1	Gålås	32	613766	6747480	Vann	.	.	.	03/1059
HUN-1	Hunnselva	32	592083	6741100	Sediment	.	2.4	1.9	03/1559 B
HUN-1	Hunnselva	32	592083	6741100	Vann	.	.	.	03/1558
KRF-1	Fiskaabukta	32	439864	6442967	Sediment	.	6.1	15.2	03/926
KRF-1	Fiskaabukta	32	439864	6442967	Sediment	.	5.2	10.6	03/928
KRF-1	Fiskaabukta	32	439864	6442967	Sediment	.	2.6	3.2	03/930
KRF-1	Fiskaabukta	32	439864	6442967	Sediment	.	17.1	56	03/927

Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter - bromerte
flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan (TA-2006/2004)

Stasjon ID*	Stasjons-navn	UTM sone	UTM ØV	UTM NS	Sample type	Fett, %	Glødetap, %	TOC, µg C/mg	NILU-Sample number
KRF-1	Fiskaabukta	32	439864	6442967	Sediment	.	13.7	53.6	03/929
KRF-1	Fiskaabukta	32	439864	6442967	Sediment	.	15.0	58.4	03/931
LAD-1	Ladehammeren	32	570980	7036270	Vann	.	.	.	03/1240
LAN-1	Landheim veveri	32	605951	6725920	Prosessvann	.	.	.	03/1222
LIS-1	Lista	32	375234	6436361	Blåskjell	1.13	.	.	03/805 B
LIS-1	Lista	32	375234	6436361	Blåskjell	0.64	.	.	03/1617
LIS-2	Lista St. 2	32	365238	6436556	Torsk, lever	57.8	.	.	03/810 B
LIS-2	Lista St. 2	32	365238	6436556	Torsk, lever	49.15	.	.	03/816
LIS-2	Lista St. 2	32	365238	6436556	Torsk, lever	56.2	.	.	03/817
LIS-3	Lista St. 3	32	356425	6433568	Sediment	.	.	14.5	03/932 B
LIS-3	Lista St. 3	32	356425	6433568	Sediment	.	11.5	15.4	03/933
LOF-1	Svolvær St. 1	33	486043	7570665	Blåskjell	1.05	.	.	03/807 B
LOF-1	Svolvær St. 1	33	486043	7570665	Blåskjell	0.82	.	.	03/1616
LOF-2	Svolvær St. 2	33	243412	7578069	Torsk, lever	74.8	.	.	03/812 B
LOF-2	Svolvær St. 2	33	243412	7578069	Torsk, lever	75.5	.	.	03/820
LOF-2	Svolvær St. 2	33	243412	7578069	Torsk, lever	69.3	.	.	03/821
LOS-1	Losna	32	568900	6804500	Lake	4.92	.	.	03/943
LOS-1	Losna	32	568900	6804500	SPMD	.	.	.	03/1684
LOS-1	Losna	32	568900	6804500	SPMD	.	.	.	03/1683
LOS-1	Losna	32	568900	6804500	Sediment	.	6.6	16.8	03/1311
MFU-1	Furnesfj. St. 1	32	604700	6749700	Sediment	.	14.8	56.1	03/982
MFU-1B	Furnesfj. St. 1B	32	605300	6749900	SPMD	.	.	.	03/1685
MFU-1B	Furnesfj. St. 1B	32	605300	6749900	SPMD	.	.	.	03/1686
MFU-2	Furnesfj. St. 2	32	605900	6746700	Sediment	.	17.4	55.1	03/983
MFU-3	Furnesfj St. 3	32	607900	6744400	Sediment	.	14.2	47.3	03/984
MFU-F	Furnesfjorden	33	279500	6752900	Abbor	2.64	.	.	03/1331
MFU-F	Furnesfjorden	33	279500	6752900	Gjedde, muskel	0.53	.	.	03/1333
MGJ-1	Gjøvik St. 1	32	592000	6752600	Sediment	.	11.4	35.5	03/1434
MGJ-2	Gjøvik St. 2	32	593400	6739700	Sediment	.	13.4	58.9	03/979
MGJ-2B	Gjøvik St. 2B	32	593300	6739700	SPMD	.	.	.	03/1687
MGJ-2B	Gjøvik St. 2B	32	593300	6739700	SPMD	.	.	.	03/1688
MGJ-3	Gjøvik St. 3	32	594000	6738150	Sediment	.	14.0	45.6	03/981
MGJ-4	Gjøvik St. 4	32	597500	6736200	Sediment	.	13.8	26.6	03/1435
MGJ-F	Gjøvik	33	265100	6750500	Abbor	2.4	.	.	03/1330
MGJ-F	Gjøvik	33	265100	6750500	Gjedde	2.94	.	.	03/1332
MHA-1	Hamar St. 1	32	612500	6740200	Sediment	.	16.7	65.5	03/980
MHA-2	Hamar St. 2	32	612800	6738400	Sediment	.	8.5	23.6	03/1436
MJØ-F	Mjøsa	33	275000	6750000	Krøkle	2.34	.	.	03/1498
MJØ-F	Mjøsa	33	275000	6750000	Lagesild, muskel	0.69	.	.	02/1546
MJØ-F	Mjøsa	33	275000	6750000	Lagesild, muskel	0.65	.	.	03/938
MJØ-F	Mjøsa	33	275000	6750000	Lagesild, muskel	1.23	.	.	03/939
MJØ-F	Mjøsa	33	275000	6750000	Lagesild, muskel	2.24	.	.	03/940
MJØ-F	Mjøsa	33	275000	6750000	Lagesild, muskel	4.42	.	.	03/941
MJØ-F	Mjøsa	33	275000	6750000	Lagesild, muskel	4.68	.	.	03/942
MJØ-F	Mjøsa	33	275000	6750000	Lagesild, muskel	4.1	.	.	03/1309

Stasjon ID*	Stasjons-navn	UTM sone	UTM ØV	UTM NS	Sample type	Fett, %	Glødetap, %	TOC, µg C/mg	NILU-Sample number
MJØ-F	Mjøsa	33	275000	6750000	Lagesild, muskel	2.94	.	.	03/1438
MJØ-F	Mjøsa	33	275000	6750000	Ørret, muskel	1.26	.	.	03/1307
MJØ-F	Mjøsa	33	275000	6750000	Ørret, muskel	9.75	.	.	03/1308
MJØ-F	Mjøsa	33	275000	6750000	Ørret, muskel	5.81	.	.	#NA 1
MLI-1	Lillehammer St.1	32	578300	6774200	Sediment	.	10.4	30.3	03/985
MLI-2	Lillehammer St. 2	32	577800	6771700	Sediment	.	10.3	36.8	03/986
MLI-3	Lillehammer St. 3	32	578250	6768800	Sediment	.	12.9	35.7	03/987
MLI-F	Lillehammer	33	256000	6770000	Lake	4.48	.	.	#NA 2
MMI-1	Minnesund	32	623600	6697800	Sediment	.	2.4	5.8	03/1437
MTO-1	Totenvika	32	608500	6726700	Sediment	.	12.4	45.6	03/1312
MUN-1	Munkholmen	32	653536	6535990	Vann/Partikkel	.	.	.	03/1062
MUS-1	Mustad	32	591039	6740490	Vann	.	.	.	03/1560
OKS-1	Okstadbrinken	32	569538	7029060	Jord	.	19.3	59.8	03/1221
RAU-1	Raufoss	32	587970	6733980	Vann	.	.	.	03/1557
RØD-1	Røyken	32	582910	6618510	Sediment	.	7.5	3.2	03/866
RØD-1	Røyken	32	582910	6618510	Vann	.	.	.	03/865
STØ-1	Støleheia	32	435600	6458020	Sediment	.	49.0	242	03/1374
STØ-1	Støleheia	32	435600	6458020	Vann/Partikkel	.	.	.	03/1373
TAN-1	Tangen	32	623112	6721610	Sediment	.	2.2	10.2	03/1562 B
TAN-1	Tangen	32	623112	6721610	Vann	.	.	.	03/1561
TRH-1	Trondh. havn St. 2	32	570754	7035554	Sediment	.	4.5	13.6	03/1314
TRH-2	Trondh. havn St. 1	32	570831	7035712	Sediment	.	3.7	18.1	03/1313
TRØ-1	Tromsø havn	34	420741	7727569	Sediment	.	4.3	3.4	03/1315
TRØ-1	Tromsø havn	34	420741	7727569	Sediment	.	3.8	3.4	03/1316
VAR-1	Varangerfj. St. 1	35	602087	7760671	Torsk, lever	52	.	.	03/813 B
VAR-1	Varangerfj. St. 1	35	602087	7760671	Torsk, lever	60	.	.	03/822
VAR-1	Varangerfj. St. 1	35	602087	7760671	Torsk, lever	58.3	.	.	03/823
VAR-2	Varangerfj. St. 2	35	605226	7756940	Blåskjell	1.68	.	.	03/1306
VAR-3	Varangerfj. St. 3	35	627470	7781469	Blåskjell	.	.	.	
VOR-1	Vorma	33	298400	6680600	Ørret	0.75	.	.	03/1345
VOR-1	Vorma	33	298400	6680600	Ørret	3.04	.	.	03/1334
YOF-1	Færder	32	588003	6544774	Blåskjell	0.77	.	.	03/1619
YOF-1	Færder	32	588003	6544774	Torsk, lever	37.8	.	.	03/814
YOF-1	Færder	32	588003	6544774	Torsk, lever	39.1	.	.	03/815
YOF-2	Færder	32	587733	6544025	Blåskjell	1.13	.	.	03/804 B
YOF-2	Færder	32	587733	6544025	Torsk, lever	28.5	.	.	03/809 C
YOF-3	Tønsberg	32	578776	6543135	Sediment	.	4.0	5.7	03/936 B
YOF-3	Tønsberg	32	578776	6543135	Sediment	.	4.5	5.6	03/937
ØYE-1	Øyeren	33	285900	6642100	Abbor	3.6	.	.	03/1159
ØYE-1	Øyeren	33	285900	6642100	Gjedde	1.38	.	.	03/978 B

Tabell 44. Primærdata, del 2.

Stasjon ID*	NILU-Sample number	Konsentrasjon enhet	BDE-28	BDE-47	BDE-71	BDE-77	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-209

Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter - bromerte
flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan (TA-2006/2004)

Stasjon ID*	NILU-Sample number	Konsentrasjon enhet	BDE-28	BDE-47	BDE-71	BDE-77	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-209
ARE-1	03/934	ng/g	0.01	0.17	0.06	<0.01	0.18	0.04	0.01	<0.01	0.03	0.03	<0.01	3.4
ARE-1	03/935	ng/g	0.01	0.16	0.05	<0.01	0.17	0.03	0.01	<0.01	0.03	0.02	0.01	3.31
BLA-1	03/1371	ng/g	<0.01	0.05	<0.01	<0.01	0.08	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.61
BØS-1	03/806 B	ng/g	<0.01	0.04	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02
BØS-1	03/1618	ng/g	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	10.51
BØS-2	03/811 B	ng/g	0.35	6.15	0.37	<0.01	0.16	1	0.02	<0.02	0.05	0.31	<0.01	<0.21
BØS-2	03/818	ng/g	0.56	7.23	0.9	<0.01	0.1	1.15	0.09	<0.01	0.05	0.38	<0.01	0.27
BØS-2	03/819	ng/g	0.64	9.29	1.45	<0.01	0.32	1.64	0.07	<0.01	0.07	0.51	<0.01	0.65
DRE-1	03/1348	ng/g	0.04	0.68	0.15	<0.01	1.29	0.23	<0.03	<0.05	0.28	0.15	0.56	32.18
DRE-2	03/1349	ng/g	0.01	0.17	0.03	<0.01	0.32	0.05	0.08	<0.02	0.05	0.04	0.06	9.36
DRE-3	03/1350	ng/g	<0.01	0.16	0.02	<0.01	0.22	0.05	<0.01	<0.01	0.02	0.02	0.02	3.55
DRE-4	03/1351	ng/g	<0.01	0.37	0.03	<0.01	0.47	0.09	0.15	<0.02	0.06	0.03	0.03	4.83
DRE-5	03/1353	ng/g	0.05	0.91	0.2	0.01	2.04	0.31	0.11	0.07	0.91	0.27	3.45	54.44
DRE-6	03/1352	ng/g	0.02	0.17	0.03	<0.01	0.19	0.04	0.02	<0.01	0.03	0.02	0.06	5.59
DRE-7	03/1433	ng/g	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	79.27
DRF-1	03/1427 B	ng/g	0.01	0.88	0.32	<0.01	0.36	0.29	0.02	<0.01	0.05	0.06	<0.01	.
DRF-1	03/1430	ng/g	<0.01	0.45	0.1	<0.01	0.35	0.14	<0.01	<0.01	0.03	0.02	<0.01	.
DRF-1	03/1570	ng/g	0.06	6.67	0.46	<0.01	0.6	1.88	0.41	<0.01	0.24	0.39	<0.01	.
DRF-1	03/1428	ng/g	0.08	0.95	0.05	<0.01	<0.01	0.22	0.01	<0.01	0.08	0.07	<0.01	.
DRF-1	03/1429	ng/g	0.09	0.87	0.06	<0.01	0.01	0.35	<0.01	<0.01	0.11	0.1	<0.01	.
DRF-1	03/1426	ng/g	0.05	0.77	0.23	<0.01	0.22	0.14	0.02	<0.01	0.03	0.08	<0.01	.
DRF-1	03/1568	ng/g	0.37	12.69	1.31	<0.01	0.7	1.99	0.08	<0.01	0.07	0.49	0.02	.
DRF-1	03/1569	ng/g	0.03	1.51	0.12	<0.01	0.08	0.37	0.03	<0.01	0.05	0.08	0.03	.
DRF-1	03/1431 B	ng/g	0.01	0.14	0.08	<0.01	0.14	<0.01	<0.01	<0.05	<0.04	<0.03	0.02	6.89
DRF-2	03/1347	ng/g	<0.01	0.17	0.04	<0.01	0.36	0.06	0.01	0.03	0.06	0.06	0.04	12.61
DRF-3	03/1346	ng/g	0.02	0.41	0.11	<0.01	0.79	0.13	0.03	0.01	0.19	0.11	0.33	31.71
DRF-4	03/1432 B	ng/g	0.01	0.24	0.07	<0.01	0.32	0.05	<0.01	<0.04	0.04	0.04	0.05	7.47
FAL-1	03/1372	ng/l	<0.01	0.06	<0.01	<0.01	0.06	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.67
GÅL-1	03/1060	ng/g	1.38	20.61	0.66	<0.28	20.14	4.09	<0.67	<2.75	<2.54	<1.7	<1.22	48.55
GÅL-1	03/1061	ng/g	<0.01	0.08	0.03	<0.01	0.11	0.02	<0.01	<0.01	0.03	0.02	0.02	1.07
GÅL-1	03/1059	ng/l	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
HUN-1	03/1559 B	ng/g	<0.01	0.05	<0.01	<0.01	0.04	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	0.51
HUN-1	03/1558	ng/l	<0.01	0.09	<0.01	<0.01	0.07	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.05	6.97
KRF-1	03/926	ng/g	<0.01	0.06	0.01	<0.01	0.09	0.02	<0.01	<0.01	0.01	0.01	<0.01	2.29
KRF-1	03/928	ng/g	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	0.04	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	5.05
KRF-1	03/930	ng/g	<0.01	0.04	<0.01	<0.01	0.08	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.76
KRF-1	03/927	ng/g	<0.01	0.15	0.07	<0.01	0.18	0.04	<0.01	<0.01	0.04	0.03	0.06	8.09
KRF-1	03/929	ng/g	0.01	0.12	0.07	<0.01	0.14	0.03	<0.01	<0.01	0.05	0.02	0.15	12.47
KRF-1	03/931	ng/g	0.02	0.1	0.02	<0.01	0.11	0.02	<0.01	<0.03	<0.03	<0.02	0.03	10.03
LAD-1	03/1240	ng/l	0.04	1.77	0.11	<0.01	2.26	0.28	<0.01	0.03	0.22	0.11	0.16	21.2
LAN-1	03/1222	ng/l	<0.03	0.46	<0.01	<0.01	0.52	0.23	<0.02	<0.06	<0.05	<0.04	<0.04	13.56
LIS-1	03/805 B	ng/g	<0.01	0.05	<0.01	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01
LIS-1	03/1617	ng/g	<0.01	0.4	0.03	<0.01	0.19	0.11	<0.01	<0.01	0.03	0.04	<0.01	7.36
LIS-2	03/810 B	ng/g	1.04	17.5	2	0.01	0.38	2.87	0.21	<0.03	0.05	0.85	<0.01	0.21

Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter - bromerte
flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan (TA-2006/2004)

Stasjon ID*	NILU-Sample number	Konsentrasjon enhet	BDE-28	BDE-47	BDE-71	BDE-77	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-209
LIS-2	03/816	ng/g	0.99	17.41	3.17	<0.01	0.18	2.78	0.15	<0.01	0.04	0.66	<0.01	0.24
LIS-2	03/817	ng/g	1.02	17.27	3.17	<0.01	0.14	2.56	0.16	<0.01	0.06	0.77	<0.01	0.27
LIS-3	03/932 B	ng/g	<0.01	0.06	0.02	<0.01	0.05	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.94
LIS-3	03/933	ng/g	<0.01	0.04	0.01	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.85
LOF-1	03/807 B	ng/g	<0.01	0.04	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02
LOF-1	03/1616	ng/g	<0.01	0.09	0.01	<0.01	0.06	0.03	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	5.24
LOF-2	03/812 B	ng/g	1.23	7.87	0.94	<0.01	0.35	1.04	0.09	<0.04	<0.04	0.43	<0.02	<0.43
LOF-2	03/820	ng/g	0.78	5.15	1.59	<0.01	0.22	0.65	0.06	<0.02	0.03	0.27	0.02	1.47
LOF-2	03/821	ng/g	0.87	5.39	1.54	<0.01	0.19	0.59	0.04	<0.02	0.03	0.26	<0.01	0.35
LOS-1	03/943	ng/g	0.07	0.81	0.1	<0.01	0.94	0.19	<0.01	<0.01	0.09	0.06	0.02	0.09
LOS-1	03/1684	ng/prøve	0.02	0.74	0.06	<0.01	0.59	0.09	<0.01	<0.01	0.05	0.04	0.05	1.45
LOS-1	03/1683	ng/prøve	0.04	1.38	0.07	<0.01	1.28	0.17	<0.01	0.01	0.13	0.1	0.12	1.78
LOS-1	03/1311	ng/g	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	0.03	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.23
MFU-1	03/982	ng/g	0.02	0.67	0.07	<0.01	0.63	0.18	<0.01	<0.02	0.06	0.08	0.04	1.75
MFU-1B	03/1685	ng/prøve	0.08	1.76	0.17	<0.01	0.96	0.19	<0.01	<0.01	0.09	0.08	0.14	1.79
MFU-1B	03/1686	ng/prøve	0.12	3.06	0.33	<0.01	1.35	0.29	0.01	<0.01	0.08	0.11	0.04	2
MFU-2	03/983	ng/g	0.03	0.89	0.07	<0.01	0.74	0.25	0.01	<0.02	0.1	0.11	0.02	3.76
MFU-3	03/984	ng/g	0.02	0.52	0.03	<0.01	0.36	0.15	<0.01	<0.01	0.05	0.07	0.02	2.48
MFU-F	03/1331	ng/g	0.31	59.83	5.77	<0.01	41.29	26.75	0.87	<0.01	6.69	8.55	0.01	0.04
MFU-F	03/1333	ng/g	0.09	17.6	1.55	<0.01	9.82	6.56	0.33	<0.01	1.47	1.82	0.01	0.05
MGJ-1	03/1434	ng/g	0.02	0.77	0.07	<0.01	0.76	0.1	<0.01	<0.02	0.13	0.17	0.02	10.59
MGJ-2	03/979	ng/g	0.01	0.58	0.04	<0.01	1.35	0.3	<0.01	<0.03	0.17	0.16	0.03	5.58
MGJ-2B	03/1687	ng/prøve	0.15	4.26	0.42	<0.01	2.5	0.47	0.02	0.01	0.14	0.14	0.05	1.54
MGJ-2B	03/1688	ng/prøve	0.25	8.16	0.74	<0.01	4.11	0.79	0.03	0.02	0.18	0.2	0.05	1.36
MGJ-3	03/981	ng/g	0.01	0.61	0.03	<0.01	1.2	0.31	0.01	<0.01	0.17	0.16	0.03	11.44
MGJ-4	03/1435	ng/g	<0.01	0.17	0.03	<0.01	0.2	0.06	<0.01	<0.01	0.03	0.03	0.01	3.3
MGJ-F	03/1330	ng/g	0.57	101.53	7.99	<0.03	66.14	54.81	1.77	<0.01	12.96	15.34	0.01	0.08
MGJ-F	03/1332	ng/g	0.64	111.63	9.11	<0.02	84.56	52.01	1.65	0.03	13.47	16.39	0.03	0.29
MHA-1	03/980	ng/g	0.02	0.54	0.04	<0.01	0.61	0.16	<0.01	<0.01	0.08	0.07	0.02	1.83
MHA-2	03/1436	ng/g	<0.01	0.06	0.01	<0.01	0.05	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	1.96
MJØ-F	03/1498	ng/g	0.42	13.56	2.9	<0.01	9.29	21.86	0.05	<0.01	3.88	4.9	<0.01	0.06
MJØ-F	02/1546	ng/g	0.11	7.88	2.97	<0.01	9.28	2.54	<0.01	<0.01	0.8	0.68	<0.01	0.04
MJØ-F	03/938	ng/g	0.04	1.41	0.42	<0.01	1.23	0.48	0.03	<0.01	0.15	0.17	<0.01	1.95
MJØ-F	03/939	ng/g	0.06	1.39	0.17	<0.01	1.56	0.35	<0.01	<0.01	0.14	0.14	0.02	0.09
MJØ-F	03/940	ng/g	0.06	4.78	0.78	<0.01	6.87	1.63	<0.02	<0.01	0.57	0.52	<0.01	0.03
MJØ-F	03/941	ng/g	0.2	15.35	3.42	<0.01	23.9	5.12	0.28	<0.01	2.29	1.98	<0.01	0.05
MJØ-F	03/942	ng/g	0.24	25.85	5.86	<0.01	33.37	9.96	0.55	<0.01	3.72	3.56	0.01	0.14
MJØ-F	03/1309	ng/g	0.15	17.3	2.03	<0.01	20.53	5.7	0.15	<0.01	1.72	1.92	0.01	0.27
MJØ-F	03/1438	ng/g	0.15	10.71	2.15	<0.01	21.32	6.69	0.25	<0.01	1.9	1.95	<0.01	0.1
MJØ-F	03/1307	ng/g	0.21	34.65	1.64	<0.01	13.68	15.26	0.43	<0.01	3.06	4.19	<0.01	0.02
MJØ-F	03/1308	ng/g	0.87	129.89	16.57	0.02	126.95	54.31	1.82	<0.02	15.35	17.39	0.03	0.13
MJØ-F	#NA 1	ng/g	0.73	133.32	.	.	107.15	47.1	.	.	13.78	14.91	.	.
MLI-1	03/985	ng/g	0.07	4.14	0.55	<0.01	8.03	1.7	0.06	0.15	1.03	0.85	0.05	5.95
MLI-2	03/986	ng/g	0.06	3.55	0.61	<0.01	6.61	1.44	<0.01	0.15	0.96	0.78	0.04	8.3

Stasjon ID*	NILU-Sample number	Konsentrasjon enhet	BDE-28	BDE-47	BDE-71	BDE-77	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-209
MLI-3	03/987	ng/g	0.05	4.36	0.51	<0.01	7.51	1.78	<0.02	0.13	1.16	0.98	0.09	10.37
MLI-F	#NA 2	ng/g	1.69	339.4	.	.	356.45	203.48	.	.	17.15	21.58	.	.
MMI-1	03/1437	ng/g	<0.01	0.05	<0.01	<0.01	0.04	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	0.47
MTO-1	03/1312	ng/g	0.01	0.3	0.04	<0.01	0.28	0.08	<0.01	<0.01	0.03	0.04	0.01	3.57
MUN-1	03/1062	ng/l	0.06	0.18	<0.01	<0.01	0.19	0.03	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	0.57
MUS-1	03/1560	ng/l	<0.12	0.93	0.27	<0.12	0.62	0.16	<0.08	<0.99	<0.82	<0.63	0.87	<10.11
OKS-1	03/1221	ng/g	<0.01	0.05	<0.01	<0.01	0.04	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.32
RAU-1	03/1557	ng/l	<0.01	0.07	<0.01	<0.01	0.06	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.04	2.99
RØD-1	03/866	ng/g	0.01	0.1	0.06	<0.01	0.09	0.02	<0.01	<0.01	0.05	0.02	0.07	<0.41
RØD-1	03/865	ng/l	0.02	0.23	0.05	<0.01	0.23	0.04	<0.01	<0.01	0.02	0.02	0.03	1.12
STØ-1	03/1374	ng/g	0.17	7.48	4.25	<0.01	10.99	2.57	<0.1	<0.15	2.24	1.91	2.06	148.97
STØ-1	03/1373	ng/l	0.03	0.29	0.05	<0.01	0.26	0.08	<0.03	<0.05	0.06	<0.04	0.03	3
TAN-1	03/1562 B	ng/g	<0.01	0.07	<0.01	<0.01	0.08	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	0.29
TAN-1	03/1561	ng/l	<0.01	0.1	<0.01	<0.01	0.09	0.02	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	0.06	6.38
TRH-1	03/1314	ng/g	<0.01	0.08	0.05	<0.01	0.1	0.02	<0.01	<0.01	0.02	0.01	0.07	12.08
TRH-2	03/1313	ng/g	0.01	0.12	0.11	<0.01	0.13	0.03	<0.01	<0.01	0.02	0.02	0.03	11.4
TRØ-1	03/1315	ng/g	<0.01	0.08	<0.01	<0.01	0.13	0.02	<0.01	<0.01	0.01	0.01	<0.01	0.42
TRØ-1	03/1316	ng/g	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.43
VAR-1	03/813 B	ng/g	1.03	4.78	1.11	<0.01	0.12	0.49	0.03	<0.02	<0.02	0.18	<0.01	0.83
VAR-1	03/822	ng/g	1.26	5.93	1.08	<0.01	0.13	0.6	0.03	<0.03	<0.03	0.23	<0.01	0.35
VAR-1	03/823	ng/g	1.91	9.22	1.9	<0.01	0.18	0.89	0.06	<0.02	<0.02	0.34	<0.01	0.45
VAR-2	03/1306	ng/g	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.06
VAR-3			.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
VOR-1	03/1345	ng/g	0.25	7.15	5.31	<0.01	12	6.08	0.73	<0.01	5.5	6.03	<0.01	0.02
VOR-1	03/1334	ng/g	0.18	53.26	16	<0.01	95.06	42.73	1.67	<0.01	17.88	14.99	0.03	0.04
YOF-1	03/1619	ng/g	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.05
YOF-1	03/814	ng/g	0.68	10.08	0.7	<0.01	0.21	1.34	0.06	<0.01	0.03	0.26	<0.01	0.35
YOF-1	03/815	ng/g	0.95	14.87	1.27	<0.01	0.24	2.19	0.09	<0.01	0.03	0.3	0.01	0.31
YOF-2	03/804 B	ng/g	<0.01	0.04	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02
YOF-2	03/809 C	ng/g	0.33	5.25	0.12	<0.01	0.08	1.03	0.04	<0.01	0.02	0.24	<0.01	<0.11
YOF-3	03/936 B	ng/g	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.38
YOF-3	03/937	ng/g	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.76
ØYE-1	03/1159	ng/g	0.14	8.78	0.2	<0.01	3.55	1.84	<0.01	<0.01	0.82	0.72	0.02	0.03
ØYE-1	03/978 B	ng/g	0.1	7.31	0.11	<0.01	2.76	1.58	<0.01	<0.01	0.55	0.59	0.01	0.03

Tabell 45. Primærdata, del 3.

Stasjon ID	NILU-Sample number	Konsentrasjon enhet	alpha-HBCD	beta-HBCD	gamma-HBCD	TBBPA	Bisfenol A	Triclosan	SCCP	MCCP
ARE-1	03/934	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
ARE-1	03/935	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
BLA-1	03/1371	ng/g	<0.3	<0.2	<0.4	0.04	54.8	0.93	170	190
BØS-1	03/806 B	ng/g	.	.	.	.	.	.	4.8	1.1
BØS-1	03/1618	ng/g	<0.03	<0.02	<0.03	.	2.58	0.2	2.7	0.2
BØS-2	03/811 B	ng/g	1.15	<0.8	<1.3	0.5	<2.28	0.29	53	4.7

Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter - bromerte
flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan (TA-2006/2004)

Stasjon ID	NILU-Sample number	Konsentrasjon enhet	alpha-HBCD	beta-HBCD	gamma-HBCD	TBBPA	Bisfenol A	Triclosan	SCCP	MCCP
BØS-2	03/818	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
BØS-2	03/819	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
DRE-1	03/1348	ng/g	0.78	<0.2	0.32	1.59	279.8	11.21	1800	5600
DRE-2	03/1349	ng/g	1.55	<0.2	0.85	0.72	105.97	6.51	430	1400
DRE-3	03/1350	ng/g	0.15	<0.08	0.25	0.28	11.24	2.28	150	380
DRE-4	03/1351	ng/g	0.99	0.07	3.08	0.81	11	4.59	150	100
DRE-5	03/1353	ng/g	0.33	<0.08	0.27	9.96	25.48	0.63	180	280
DRE-6	03/1352	ng/g	0.09	<0.08	0.35	0.29	45.71	0.08	16	6.2
DRE-7	03/1433	ng/g	<0.1	<0.08	<0.12	0.02	6.07	0.02	12	0.8
DRF-1	03/1427 B	ng/g	0.27	<0.03	<0.04	.	1.89	<1.81	5.8	<0.2
DRF-1	03/1430	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
DRF-1	03/1570	ng/g	0.55	<0.07	<0.2	.	<17.67	<10.63	41	18
DRF-1	03/1428	ng/g	0.13	<0.03	<0.04	<2.96	3.63	<1.37	1.7	2.2
DRF-1	03/1429	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
DRF-1	03/1426	ng/g	<0.13	<0.09	<0.15	<0.36	14.06	<0.3	5.2	<0.4
DRF-1	03/1568	ng/g	4.05	<0.4	<0.12	<3.82	6.7	<0.69	30	<0.6
DRF-1	03/1569	ng/g	0.94	<0.17	<0.55	0.05	4.88	0.13	8.2	<1.8
DRF-1	03/1431 B	ng/g	<0.3	<0.2	<0.4	1.29	120.09	30.43	94	140
DRF-2	03/1347	ng/g	10.15	0.65	3.34	0.75	185.73	12.37	440	350
DRF-3	03/1346	ng/g	<0.3	<0.2	<0.4	39.16	256	12.51	1300	220
DRF-4	03/1432 B	ng/g	<0.3	<0.2	<0.4	0.34	623.38	9.94	250	7500
FAL-1	03/1372	ng/l	.	.	.	.	.	.	.	.
GÅL-1	03/1060	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
GÅL-1	03/1061	ng/g	<0.3	<0.2	<0.4	0.64	162.55	17	74	93
GÅL-1	03/1059	ng/l	.	.	.	0.1	.	.	.	.
HUN-1	03/1559 B	ng/g	<0.3	<0.16	<0.24	0.06	7.06	0.85	11	9.9
HUN-1	03/1558	ng/l	.	.	.	.	.	.	.	.
KRF-1	03/926	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
KRF-1	03/928	ng/g	<0.6	<0.35	<0.5	0.03	14.05	0.63	160	1500
KRF-1	03/930	ng/g	<0.6	<0.35	<0.5	<4.13	162.55	17	46	180
KRF-1	03/927	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
KRF-1	03/929	ng/g	<0.6	<0.35	<0.5	0.21	58.16	7.49	850	7700
KRF-1	03/931	ng/g	<0.6	<0.35	<0.5	2.54	8.51	3.3	410	5500
LAD-1	03/1240	ng/l	.	.	.	.	.	.	.	.
LAN-1	03/1222	ng/l	.	.	.	.	.	.	.	.
LIS-1	03/805 B	ng/g	.	.	.	.	.	.	4.2	2.6
LIS-1	03/1617	ng/g	<0.03	<0.02	<0.03	.	1.95	.	0.9	<0.1
LIS-2	03/810 B	ng/g	4.45	<1	<1.5	1.73	61.97	27.38	110	22
LIS-2	03/816	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
LIS-2	03/817	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
LIS-3	03/932 B	ng/g	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	7.43	0.35	26	58
LIS-3	03/933	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
LOF-1	03/807 B	ng/g	.	.	.	.	.	.	3.8	<0.1
LOF-1	03/1616	ng/g	0.1	<0.02	<0.05	.	2.83	0.07	1.7	<0.2
LOF-2	03/812 B	ng/g	4.91	<1	<1.5	0.35	<4.34	0.7	110	<0.7

Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter - bromerte
flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan (TA-2006/2004)

Stasjon ID	NILU-Sample number	Konsentrasjon enhet	alpha-HBCD	beta-HBCD	gamma-HBCD	TBBPA	Bisfenol A	Triclosan	SCCP	MCCP
LOF-2	03/820	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
LOF-2	03/821	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
LOS-1	03/943	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
LOS-1	03/1684	ng/prøve	.	.	.	.	.	.	.	.
LOS-1	03/1683	ng/prøve	.	.	.	.	.	.	.	.
LOS-1	03/1311	ng/g	0.1	<0.3	0.05	0.04	10.64	0.28	12	20
MFU-1	03/982	ng/g	<0.3	<0.2	<0.4	0.13	27.22	1.52	130	150
MFU-1B	03/1685	ng/prøve	.	.	.	.	.	.	.	.
MFU-1B	03/1686	ng/prøve	.	.	.	.	.	.	.	.
MFU-2	03/983	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
MFU-3	03/984	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
MFU-F	03/1331	ng/g	8.12	<0.04	<0.07	0.05	7.67	0.36	10	9.7
MFU-F	03/1333	ng/g	4.41	<0.04	0.22	0.05	4.25	0.04	10	4.1
MGJ-1	03/1434	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
MGJ-2	03/979	ng/g	<0.3	<0.2	<0.4	0.08	48.04	1.16	510	260
MGJ-2B	03/1687	ng/prøve	.	.	.	.	.	.	.	.
MGJ-2B	03/1688	ng/prøve	.	.	.	.	.	.	.	.
MGJ-3	03/981	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
MGJ-4	03/1435	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
MGJ-F	03/1330	ng/g	6.73	<0.04	0.37	0.18	1.39	0.03	17	11
MGJ-F	03/1332	ng/g	9.25	<0.05	0.92	0.01	13.69	0.37	29	12
MHA-1	03/980	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
MHA-2	03/1436	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
MJØ-F	03/1498	ng/g	2.1	0.03	0.25	<2.9	2.04	<1.51	6.9	<0.3
MJØ-F	02/1546	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
MJØ-F	03/938	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
MJØ-F	03/939	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
MJØ-F	03/940	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
MJØ-F	03/941	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
MJØ-F	03/942	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
MJØ-F	03/1309	ng/g	.	.	.	.	.	<0.01	.	.
MJØ-F	03/1438	ng/g	3.15	0.4	0.62	.	5.75	0.16	8.2	<0.1
MJØ-F	03/1307	ng/g	2.3	0.06	0.24	0.01	2.68	0.05	4.8	6.2
MJØ-F	03/1308	ng/g	13.3	0.44	1.73	0.05	6.36	0.09	28	8.9
MJØ-F	#NA 1	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
MLI-1	03/985	ng/g	<0.3	7.91	<0.4	0.04	46.97	2.77	130	410
MLI-2	03/986	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
MLI-3	03/987	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
MLI-F	#NA 2	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
MMI-1	03/1437	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
MTO-1	03/1312	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
MUN-1	03/1062	ng/l	.	.	.	.	.	.	.	.
MUS-1	03/1560	ng/l	.	.	.	.	.	.	.	.
OKS-1	03/1221	ng/g	0.3	0.22	0.38	0.08	128.69	2.56	16500	47000
RAU-1	03/1557	ng/l	<0.5	<0.3	<0.46	.	.	.	24	40

Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter - bromerte
flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan (TA-2006/2004)

Stasjon ID	NILU-Sample number	Konsentrasjon enhet	alpha-HBCD	beta-HBCD	gamma-HBCD	TBBPA	Bisfenol A	Triclosan	SCCP	MCCP
RØD-1	03/866	ng/g	<0.6	<0.35	<0.5	0.19	371.16	2.7	70	95
RØD-1	03/865	ng/l	.	.	.	.	.	.	.	.
STØ-1	03/1374	ng/g	2.52	<0.26	7.74	6.15	271.84	105.56	2900	7700
STØ-1	03/1373	ng/l	.	.	.	.	.	.	.	.
TAN-1	03/1562 B	ng/g	<0.3	<0.16	<0.24	0.06	24.22	2.04	210	31
TAN-1	03/1561	ng/l	.	.	.	.	.	.	.	.
TRH-1	03/1314	ng/g	<0.3	<0.2	<0.4	0.25	304.51	14.08	1000	3400
TRH-2	03/1313	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
TRØ-1	03/1315	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
TRØ-1	03/1316	ng/g	<0.3	<0.2	<0.4	1.24	57.51	4.38	5.8	2.1
VAR-1	03/813 B	ng/g	4	<0.9	<1.3	1.31	<3.93	0.57	92	17
VAR-1	03/822	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
VAR-1	03/823	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
VAR-2	03/1306	ng/g	0.06	<0.04	<0.05	.	.	.	2.5	11
VAR-3			.	.	.	.	.	.	.	.
VOR-1	03/1345	ng/g	2.28	0.18	0.52	.	10.42	0.05	12	<0.1
VOR-1	03/1334	ng/g	7.33	1.12	3.73	0.01	6.11	0.03	120	13
YOF-1	03/1619	ng/g	<0.03	<0.02	<0.03	.	2.83	0.08	2.3	<0.4
YOF-1	03/814	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
YOF-1	03/815	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
YOF-2	03/804 B	ng/g	.	.	.	.	.	.	4	2.6
YOF-2	03/809 C	ng/g	0.68	<0.5	<0.7	0.36	<1.72	0.41	77	6
YOF-3	03/936 B	ng/g	<0.05	<0.03	<0.05	<2.42	0.01	0.5	16	4.2
YOF-3	03/937	ng/g	.	.	.	.	.	.	.	.
ØYE-1	03/1159	ng/g	3.14	<0.1	<0.1	0.03	1.18	0.05	8.8	17
ØYE-1	03/978 B	ng/g	1.02	<0.02	0.03	0.03	1.03	0.02	12	22