



Statlig program for forurensningsovervåking
TA-2252/2007

**Kartlegging av bromerte flammehemmere,
klor- og bromorganiske forbindelser, kvikksølv
og metylkvikksølv i fjorder nær Ålesund**

**982
2007**

s ft:



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 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

Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Midt-Norge

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

Tittel Kartlegging av bromerte flammehemmere, klor- og bromorganiske forbindelser, kvikksølv og metylkvikksølv i fjorder nær Ålesund	Løpenr. (for bestilling) 5436-2006	Dato 18.06.2007
	Prosjektn. Undemr. O-26282	Sider Pris 102s.
Forfattere John Arthur Berge (NIVA) Martin Schlabach (NILU) Nils Roar Hareide (Runde Miljøseneter)	Fagområde Overvåkning	Distribusjon Fri
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver SFT	Oppdragsreferanse kontrakt nr. 6006124
----------------------	---

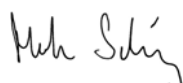
Sammendrag

På oppdrag av Statens forurensningstilsyn (SFT) har Norsk institutt for vannforskning (NIVA) foretatt undersøkelser i Storfjorden, Ellingsøyfjorden og Åsefjorden. Undersøkelsen er gjennomført med bakgrunn i tidligere funn av høye konsentrasjoner av bromerte flammehemmere (BFH) i Åsefjorden og ønske om å kartlegge forekomst av slike og andre forbindelser i områder med møbelindustri og deponier. Prøver av sediment, sedimenterende materiale, blåskjell og fisk er analysert for BFH, polybromerte bifenyl (PBB), polyklorerte bifenyl (PCB), dioksiner (polyklorerte- dibenzo-p-dioksiner, dibenzofuraner), kvikksølv (Hg), og tribromanisol (TBA). Fisk ble også analysert for monometylkvikksølv (MeHg). Resultatene fra analyse av sedimenterende materiale har avdekket at Åsefjorden tilføres heksabromsyklododekan (HBCD) og polybromerte difenyletere (PBDE) av en størrelsesorden som tyder på at sedimentkonsentrasjonene i dypområdene i Åsefjorden vil kunne øke. De relativt lave konsentrasjonene av HBCD, PBDE og PBB som er observert i flertallet av miljøprøvene fra Sykkylven og Stordal tyder på at møbelindustrien i disse områder ikke har tilført nærmiljøet BFH i mengder av betydning. Enkelte leverprøver av fisk inneholder likevel noe forhøyede verdier av BFH (særlig PBDE). Resultatene fra analysene av sediment fra Olsvika og Gangstøvika i Ellingsøyfjorden tyder på en viss HBCD og PBDE eksponering i Ellingsøyfjorden, mens resultatene fra blåskjell og fiskeprøvene tyder på at biota i Ellingsøyfjorden i dag er lite eksponert for disse forbindelser. En viss bekymring knytter seg imidlertid til de observerte konsentrasjoner av monoorto-PCB og nonorto-PCB i alle leverprøver av torsk og brosme og kvikksølvnivået i filet av torsk fra Olsvika og brosme fra Stordal og Storegga. MeHg utgjorde hovedmengden (i gjennomsnitt ca 72%) av kvikksølvet som ble observert i fiskefilet.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. organiske miljøgifter	1. organic pollutants
2. sediment	2. sediments
3. biota	3. biota
4. akvatisk miljø	4. aquatic environment



John Arthur Berge
Prosjektleder (NIVA)



For Kristoffer Næs
Forskningsleder



Jarle Nygaard
Ansvarlig

Kartlegging av bromerte flammehemmere, klor- og bromorganiske forbindelser, kvikksølv og metylkvikksølv i fjorder nær Ålesund

Forord

På oppdrag av Statens forurensningstilsyn (SFT) har Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for luftforskning (NILU) kartlagt forekomsten bromerte flammehemmere, polyklorerte bifenyler, dioksiner og kvikksølv i miljøprøver (sediment, sedimenterende materiale og biota) fra Møre. Bakgrunnen for undersøkelsen var at det tidligere er observert tildels betydelig forhøyede konsentrasjoner av en del av disse forbindelser i miljøprøver fra Åsefjorden ved Ålesund. Hovedkilden til en av de identifiserte bromerte flammehemmerene var antagelig en lokal industribedrift i området som produserer polystyren. Resultatene reiste imidlertid spørsmålet om en også kunne ha utslipp av bromerte flammehemmere fra andre typer virksomhet i området (møbelindustri, søppelfyllinger). Hoveddelen av undersøkelsene ble finansiert av SFT, men for to av lokalitetene (Langevåg, Vegsund) ble prøveinnsamling og analyse finansiert av Fylkesmannen i Møre og Romsdal med Bjarne Otnes som kontaktperson.

Innsamlingen av sediment og utsetting og opptak av sedimentfeller er gjennomført av Nils Roar Hareide fra Runde Miljøsentre med assistanse av fisker Kjell Arne Sundgot fra fiskebåten Straumsund (M-70-U). Under utsetting og opptak av sedimentfellene var også personale fra NIVA tilstede (John Arthur Berge, Torgeir Bakke)

Innsamlingen av fisk ble organisert og gjennomført av Nils Roar Hareide med assistanse fra lokale fiskere (Kjell Arne Sundgot, Jarle Alnes, Jarl Magne Silden) og sportsfiskere (Arne Naustdal, Reidar Hals og Knut Myklebust).

Innsamling av blåskjell ble gjort av Greta Garnes (Runde Miljøsentre) og Håvard Garnes. Opparbeiding av prøver av biota er utført av Åse Bakketun og Merete Schøyen ved NIVA.

Analysen av alle bromerte flammehemmere, dioksiner, kvikksølv og metylkvikksølv i fisk samt noen av PCB analysene er gjennomført av Norsk institutt for luftforskning (NILU) med Martin Schlabach som kontaktperson. Det praktiske analysearbeidet på NILU er foretatt av Katrine Aspmo, Inger Christin Bråten, Hans Gundersen og Anders Borgen. De resterende PCB analysene og kvikksølvanalysene av sedimenter og blåskjell er gjennomført av NIVA.

Jon L. Fuglestad vært prosjektkoordinator hos SFT.

Oslo, 18. juni 2007

John Arthur Berge,
Prosjektleder

Innhold

1.	Sammendrag	7
2.	Bakgrunn og formål	10
3.	Materiale og metoder	11
3.1	Sedimentfelleundersøkelser	11
3.2	Innsamling av sedimenter	13
3.3	Innsamling av blåskjell	15
3.4	Innsamling av fisk	16
3.5	Kjemisk analyse	17
3.5.1	NILU analyser	17
	Ekstraksjon og opparbeidelse (PCB, PBDE og HBCD)	18
	Ekstraksjon og opparbeidelse (PCDD/PCDF og nonorto-PCB)	18
	GC/MS og LC/MS analyse	18
	Metylkvikksølv i fisk	19
3.5.2	NIVA analyser	19
	Analyse av PCB, kvikksølv og TOC i sediment	19
	Analyse av PCB og kvikksølv i blåskjell	20
4.	Resultater og diskusjon	20
4.1	Sedimenterende materiale i Åsefjorden	20
4.1.1	Usikkerhet ved sedimentfelleundersøkelsene	24
4.2	TOC i sediment	26
4.3	HBCD i sediment blåskjell og fisk	26
4.3.1	Sediment	26
4.3.2	Blåskjell	29
4.3.3	Torsk	31
4.3.4	Brosme	33
4.3.5	Hyse og hvitting	35
4.3.6	Sammenfatning – HBCD	37
4.4	Polybromerte difenyletere (PBDE) i sediment, blåskjell og fisk	38
4.4.1	Sediment	38
4.4.2	Blåskjell	42
4.4.3	Torsk	45
4.4.4	Brosme	48
4.4.5	Hyse og hvitting	51
4.4.6	Sammenfatning – PBDE	54
4.5	Tribromanisol, TBA	56
4.5.1	Sediment	56
4.5.2	Blåskjell	56
4.5.3	Torsk	57
4.5.4	Brosme	57
4.5.5	Hyse og hvitting	58
4.5.6	Sammenfatning – TBA	58
4.6	Polybromerte bifenyler, PBB	59
4.6.1	Sediment	59
4.6.2	Blåskjell	59
4.6.3	Torsk	60

4.6.4	Brosme	60
4.6.5	Hyse og hvitting	61
4.6.6	Sammenfatning – PBB	61
4.7	Polyklorerte bifenyl og dioksiner	61
4.7.1	Sediment	62
4.7.2	Blåskjell	64
4.7.3	Torsk	65
4.7.4	Brosme	66
4.7.5	Sammenfatning – PCB og dioksiner	67
4.8	Kvikksølv i sediment, blåskjell og fisk	68
4.8.1	Sediment	68
4.8.2	Blåskjell	68
4.8.3	Fisk	68
4.8.4	Sammenfatning – kvikksølv	70
5.	Referanser	71
	Vedlegg A	73
	Posisjoner for stasjoner der det er foretatt innsamling av sediment og blåskjell	73
	Vedlegg B	74
	Fisk brukt til analyse	74
	Resultater fra måling av enkeltfisk	77
	Vedlegg C	80
	Resultater fra analyse av PCB i sediment	80
	Vedlegg D	83
	Primærdata for analyse av dioksiner og nonorto-PCB i sediment	84
	Primærdata for PCB i torskelever	87
	Primærdata for dioksiner og nonorto-PCB i torskelver	91
	Primærdata for PCB i brosmelever	95
	Primærdata for dioksiner og nonorto-PCB i brosmelver	99

1. Sammendrag

Generelt

Forekomsten av bromerte flammehemmere (BFH), polyklorerte bifenyl (PCB), dioksiner og kvikksølv (Hg) er kartlagt i miljøprøver (sediment, blåskjell og fisk) fra deler av Storfjorden og Ellingsøyfjorden og Storegga (kun fisk) på Møre. Bakgrunnen for undersøkelsen var at det tidligere er observert tildels betydelig forhøyede konsentrasjoner av en del av disse forbindelser i miljøprøver fra Åsefjorden ved Ålesund. Hovedkilden til en av de identifiserte bromerte flammehemmerene (heksabromsyklododekan) var en lokal industribedrift som produserer polystyren. Resultatene reiste imidlertid spørsmålet om en også kunne ha utslipp av bromerte flammehemmere fra andre typer virksomhet (møbelindustri, avfallsdeponier). I tillegg har en også fulgt opp tidligere undersøkelser i Åsefjorden med undersøkelser av forekomst av BFH i sedimenterende materiale. Bakgrunnen for dette var ønske om å avklare i hvilken grad det fremdeles er tilførsler av BFH til Åsefjorden.

Undersøkelsene har hatt som hovedformål å gi svar på følgende spørsmål:

- Er det i dag fremdeles en tilførsel av BFH til bunnområdene i Åsefjorden
- I hvilken grad er fjordmiljøet i områder i Storfjorden hvor det er eller har vært drevet møbelindustri (Sykkylven, Stordal) påvirket av BFH, klororganiske forbindelser og kvikksølv
- I hvilken grad er to området i Ellingsøyfjorden hvor det er eller har vært drevet avfallsdeponering (Olsvika, Gangstøvika) påvirket av BFH, klororganiske forbindelser og kvikksølv

Heksabromsyklododekan (HBBCD)

Dypområdene Åsefjorden tilføres fremdeles HBBCD. Den beregnede årlige fluksen av ΣHBBCD tilsvarer 496 µg/m² som ekstrapolert til hele Åsefjorden tilsvarer ca 4 kg pr år.

Konsentrasjonen av ΣHBBCD i det tilførte materiale er såpass høyt at det er potensial for at sedimentkonsentrasjonene i dypområdene i Åsefjorden vil kunne øke. De relativt lave ΣHBBCD konsentrasjoner som ble observert i blåskjell (0,11 og 0,24 ng/g v.v.) fra Stordal og Sykkylven tyder på at det ikke er noen nåtidig tilførsler av HBBCD av betydning til overflatevannet. Resultatene fra sedimentprøvene (0,69-1,04 ng/g t.v.) tyder på at det de senere år heller ikke har vært noen tilførsler av HBBCD til dypere vann i disse to områder.

Resultatene fra analyse av fiskelever tyder heller ikke på noen tydelig ΣHBBCD påvirkning i Stordal (brosme: 4,5 ng/g v.v.). Det samme er tilfelle for Sykkylven ytre (Brosme: 2,32 ng/g v.v., Hyse: 6,99 ng/g v.v.) og Sykkylven indre (Hyse: 2,1 ng/g v.v.), men i torsk fra den indre stasjonen i Sykkylven ble det likevel observert noe høye verdier av ΣHBBCD i en leverprøve (15,28 ng/g v.v.) som kan tyde på en viss HBBCD eksponering. Stordal og Sykkylven ble valgt ut som undersøkelseslokalitet med bakgrunn i at det der gjennom mange år har vært drevet ulike former for møbelindustri. De relativt lave konsentrasjonene av HBBCD som er observert i disse områder tyder i hovedsak på at møbelindustrien ikke har tilført nærmiljøet HBBCD i mengder av betydning.

Resultatene fra analyse av ΣHBBCD i sediment fra Olsvika og Gangstøvika (4,8-27,7 ng/g t.v.) tyder på at en viss HBBCD eksponering har funnet sted i Ellingsøyfjorden, men siden blåskjellprøvene ikke viste noen HBBCD eksponering av betydning (0,21 og 0,24 ng/g v.v.) er trolig eksponeringen via overflatevannet i dag er liten.

Også resultatene for Σ HBCD fra fiskeleverprøvene fra Olsvika (torsk: 10,6 ng/g v.v., hvitting: 7,0 ng/g v.v.) og Gangstøvika (Torsk: 11,6 ng/g v.v.) tyder på at HBCD påvirkningen er liten i disse områdene.

Analyseresultatene fra sediment fra stasjonen i Vegsundet og Langevåg (Devold) var begge påvirket av HBCD.

Polybromerte difenyletere (PBDE)

Dypområdene Åsefjorden tilføres fremdeles PBDE. Den beregnede årlige fluksen av Σ PBDE i Åsefjorden er beregnet til 162 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ som tilsvarer ca 1,3 kg pr år for hele Åsefjorden og altså ca 1/3 av det som er beregnet tilført av Σ HBCD. 90% av Σ PBDE utgjøres av kongeneren BDE-209. Konsentrasjonsbetraktninger tilsier at det er potensial for at sedimentkonsentrasjonen av PBDE i deler av Åsefjorden vil kunne øke utover det som tidligere er observert. Analyseresultatene for blåskjell fra Stordal (0,39 ng/g v.v.) og Sykkylven (0,67 ng/g v.v.) tyder på at det ikke er noen nåtidig tilførsler av Σ PBDE av betydning til overflatevannet og heller ikke resultatene fra sedimentprøvene fra disse områdene (0,47- 1,22 ng/g t.v.) tyder på at de senere år har vært noen tilførsler av betydning til dypere vann i Storfjorden. Resultatene fra PBDE analysene av skjell og sediment gir dermed på samme måte som for HBCD et inntrykk av at møbelindustrien ikke har forårsaket noen spredning av bromerte flammehemmere i de aktuelle områdene i Storfjorden. Resultatene fra analyse av Σ PBDE i brosmelever fra Stordal (154,5 ng/g v.v.) og til en viss grad også i brosme fra Sykkylven ytre (75,4 ng/g v.v.) og torskelever fra Sykkylven indre (104,3 ng/g v.v.) tyder likevel på en viss PBDE eksponering utover det en må forvente i et kontrollområde. Bedømt ut fra analyse av fiskeprøver er det indikasjoner på at Stordal og Sykkylvenområdet er mer påvirket av PBDE enn av HBCD. Hvorvidt forekomsten av PBDE i enkelte fiskeprøver fra Stordal og Sykkylven skyldes utslipp fra møbelindustrien kan ikke slås fast. Resultatene fra analyse av Σ PBDE i sediment fra Gangstøvika og Olsvika 2 (10,7-25,8 ng/g t.v.) tyder på at en viss PBDE eksponering har funnet sted i Ellingsøyfjorden, men siden blåskjellprøvene fra Olsvika og Gangstøvika ikke viste noen PBDE eksponering av betydning (0,26 ng/g v.v., 0,56 ng/g v.v.) tyder det på at eksponeringen via overflatevannet nær land i dag er liten. Heller ikke resultatene fra analyse av Σ PBDE i fiskeleverprøvene fra Olsvika (Torsk: 29,8 ng/g v.v., hvitting: 11,5 ng/g v.v.) og Gangstøvika (Torsk: 30,4 ng/g v.v.) tyder på noen PBDE påvirkning av betydning i disse områdene.

Analyseresultatene for Σ PBDE i sediment fra stasjonen i Vegsundet (414 ng/g t.v.) viser at denne stasjonen er relativt sterkt påvirket av PBDE og BDE-209 utgjøre mer enn 90% av Σ PBDE. Høye PBDE konsentrasjonen i sediment er også tidligere observert i det nærliggende Tjørsundet og felle materialet fra Åsefjorden har en lignende kongener sammensetning som prøven fra Vegsundet og Tjørsundet. Dette gjør at det er mistanke om en PBDE kilde i området Tjørsundet/Vegsundet og at denne kilden også påvirker deler av Åsefjorden.

Tribromanisol (TBA)

TBA er antatt å være en, i all hovedsak, naturlig bromert forbindelse, men har strukturelle likhetstrekk med andre bromerte miljøgifter. TBA antas å ha sin opprinnelse i marine mikroorganismer og marine alger, men den kan også oppstå via metabolisme av antropogene bromfenoler. I miljøprøver er TBA tidligere påvist i en rekke matrikser som tyder på en bred utbredelse i miljøet. Dette bekreftes også i denne undersøkelsen. Observerte konsentrasjoner lå i følgende områder: sediment <0,01-0,07 ng/g t.v., blåskjell <0,01-0,68 ng/g v.v., torskelever 2,25-44,4 ng/g v.v., brosmelever 0,34-0,69 ng/g v.v., lever av hyse og hvitting 1,71-16,5 ng/g v.v. I både blåskjell, torskelever og brosmelever ble de høyeste

konsentrasjoner observert i Sykkylvenområdet. Relevansen for miljøet av våre funn er vanskelig å fastslå.

Polybromerte bifenyl (PBB),

PBB har tidligere vært brukt som BFH. To PBB kongenerer er analysert. De observerte konsentrasjoner av PBB-15 var meget lave og under deteksjonsgrensen i alle prøver (dvs. <0.01 ng/g tørrvekt i sediment og <0,01 ng/g våtvekt i biota). Også konsentrasjonen av PBB-153 i sediment og blåskjell lå under deteksjonsgrensen i alle prøver. I fiskelever ble det i hovedsak observert konsentrasjoner av PBB-153 over deteksjonsgrensen. Høyeste verdi i fiskelever ble observert i en prøve av brosme fra Stordal (0,34 ng/g v.v.). Med forbehold om at en har lite relevant sammenligningsgrunnlag synes de observerte nivåene av PBB å være lave.

Klororganiske forbindelser

Dypområdene i Åsefjorden tilføres årlig 5,7 µg/m² med Σ PCB₇ som tilsvarer ca 46 g pr år for hele Åsefjorden. Konsentrasjonen av Σ PCB₇ i det sedimenterende materiale var 28,3 ng/g t.v. (tilsvarer tilstandsklasse III–Markert forurenset dersom en legger kriteriene for overflatesediment til grunn).

Konsentrasjoner av Σ PCB₇ var i hovedsak lave i prøver av sediment (<3-6,1 ng/g t.v.), blåskjell (1,06-1,19 ng/g v.v.) og fiskelever (292-1300 ng/g v.v.) fra Storfjorden og Ellingsøyfjorden. ΣPCB₇ utgjorde derfor ikke noe stort miljøproblem (tilstandsklasse I-II). Også konsentrasjonene av dioksiner og furaner (TE_{PCDD/PCDF}) i sediment fra Ellingsøyfjorden og fiskeprøvene fra Ellingsøyfjorden, Storfjorden og Storegga var lave. En viss bekymring knytter seg imidlertid til forekomsten av monoorto-PCB og nonorto-PCB i alle leverprøver av torsk og brosme. Særlig i brosmelever fra Stordal var det høye konsentrasjoner av disse PCBer slik at den totale giftighet for PCB og dioksiner/furaner til sammen (ΣTE) ble beregnet til 128 pg/g v.v. (tilsvarende tilstandsklasse IV- Sterkt forurenset dersom en legger kriteriet for torskelever til grunn).

Kvikksølv (Hg)

Dypområdene i Åsefjorden tilføres årlig 173 µg/m² med kvikksølv som tilsvarer ca 1,4 kg pr år for hele Åsefjorden. Konsentrasjonen av kvikksølv i det sedimenterende materialet var 0,85 µg/g t.v. (tilsvarer tilstandsklasse III –Markert forurenset dersom en legger kriteriene for overflatesediment til grunn).

Lave konsentrasjoner av kvikksølv ble observert i alle prøver av sediment (0,02-0,15 µg/g t.v.) og blåskjell (0,01-0,02 µg/g v.v.) fra Ellingsøyfjorden og Storfjorden. Det var imidlertid til dels betydelige konsentrasjoner av kvikksølv i filet av torsk fra Olsvika (0,35 µg/g v.v.) og i brosmefilet fra Storegga (0,34 µg/g v.v.) og Stordal (0,36 µg/g v.v.). Metylkvikksølv utgjorde hovedmengden (i gjennomsnitt ca 72%) av totalkvikksølv som ble observert i prøver av fiskefilet.

De antatt noe høye nivåene i brosme fra spesielt Stordal kan ikke utelukkes å skyldes lokale utslipp av kvikksølv, men skyldes mer sannsynlig en generell diffus kvikksølvbelastning via langtransport. Langtransport er også en mulig forklaringen når det gjelder de observerte konsentrasjoner av kvikksølv i brosme fra Storegga. Basert på resultatene for torsk (særlig fra Olsvika) kan en mistenke at det er lokale tilførsler av kvikksølv i Ellingsøyfjorden, men også her vil langtransportert Hg gjøre seg gjeldende. Alle observerte konsentrasjoner av total mengde kvikksølv i fisk ligger imidlertid under EUs øvre grense for mattrygghet.

2. Bakgrunn og formål

I 2004 og 2005 ble det gjennomført en kartlegging av bromerte flammehemmere (BFH) og en del andre forbindelser i miljøprøver fra blant annet Åsefjorden (Fjeld et al. 2005, Berge et al. 2006). Undersøkelsene avdekket høye nivåer av enkelte bromerte flammehemmere i både sediment, blåskjell og fisk fra Åsefjorden.

Noen bromerte flammehemmere har i de senere årene kommet i søkelyset på grunn av at de er lite nedbrytbare, kan konsentreres i næringskjeden og er påvist i miljøprøver og i morsmelk. En del av stoffene har også vist helse- og miljøskadelige effekter. Fokus har blant annet vært på stoffgruppene polybromerte difenyletere (PBDE) og heksabromsyklododekan (HBCD) som også ble observert i relativt høye konsentrasjoner i Åsefjorden. Forekomsten av den bromerte flammehemmeren HBCD i Åsefjorden har i hovedsak blitt knyttet opp mot utslipp fra bedriften Brødrene Sunde AS i Spjelkavika. Resultatene reiste imidlertid spørsmålet om en også kunne ha utslipp av bromerte flammehemmere fra andre typer virksomhet (møbelindustri, avfallsdeponier).

Møre er et området av landet der det gjennom mange år har vært drever møbelproduksjon. Bromerte flammehemmere (BFH) har trolig forekommet i tekstiler brukt av møbelindustrien, men det er ikke kjent i hvilken grad en slik bruk har gitt utslipp til miljøet og om slike forbindelser i dag forekommer i sediment og organismer i områder med møbelindustri. På bakgrunn av dette har en derfor gjennomført undersøkelser av eventuell forekomst av BFH i miljøet i utvalgte områder med møbelindustri (Sykkylven, Stordal, Langevåg). I tillegg har en også fulgt opp tidligere undersøkelser av forekomst av bromerte flammehemmere i sediment og biota i Åsefjorden med undersøkelser av forekomst av BFH i sedimenterende materiale. Bakgrunnen for dette var ønske om å avklare i hvilken grad det fremdeles er tilførsler av BFH til Åsefjorden. Forekomsten av BFH i sediment og biota i nærområdet til to avfallsdeponier (Bingsa, Gangstøvika) i Ellingsøyfjorden er også undersøkt

3. Materiale og metoder

Undersøkelser av forekomst av BFH (HBCD, PBDE), PCB og kvikksølv i biota og sediment ble gjort på prøver fra to områder der det har vært/er betydelig møbelindustri (Sykkylven, Stordal). Det ble i tillegg innsamlet prøver fra nærområdene til et tidligere og et nåværende avfallsdeponi i Ellingsøyfjorden (Gangstøvika, Olsvika).

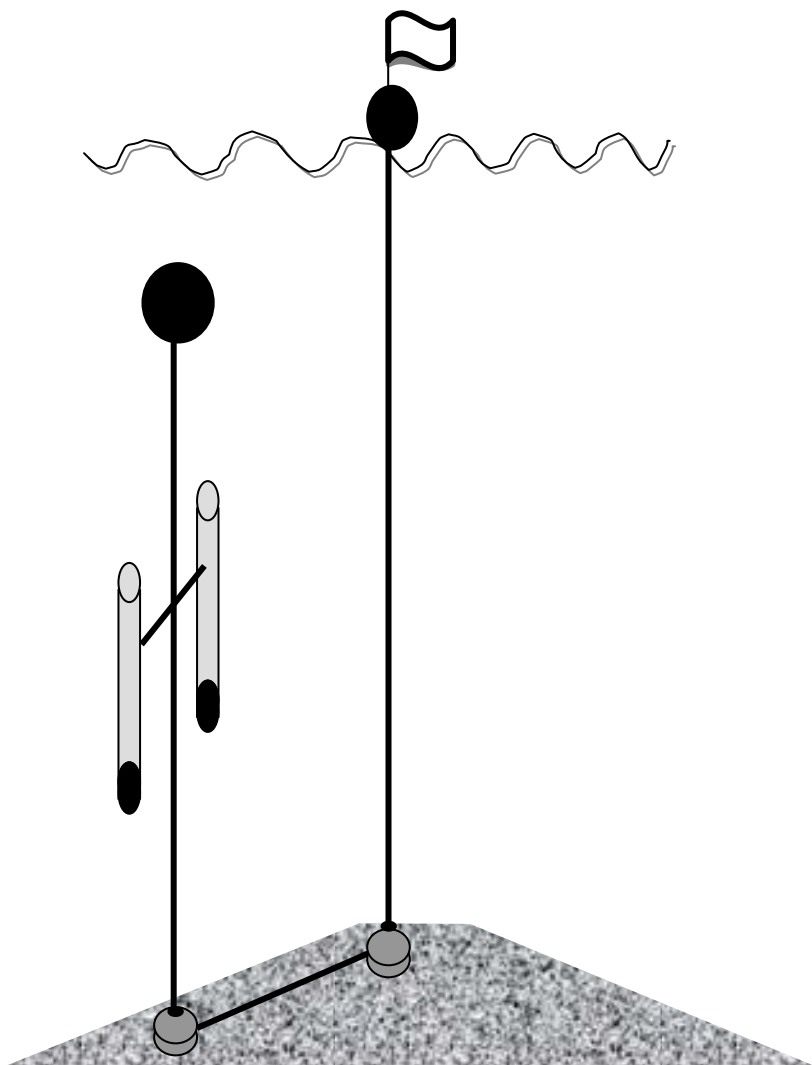
For sediment, blåskjell og torsk har en i fm. tidligere undersøkelser fått en viss kjennskap til hva som kan forventes av nivåer av BFH i områder uten punktkilder (bakgrunnsverdi). For analyse dypvannsfisken brosme har en ikke tilsvarende kunnskap. Vi har derfor også analysert en brosmeprøve fra et kontrollområde (Storegga) godt utenfor kysten på kontinentalskråningen mot Norskehavet.

3.1 Sedimentfelleundersøkelser

For å belyse om en fremdeles har nye tilførsler av BFH til Åsefjorden ble det plassert ut sedimentfeller (2 enheter a 2 rør) på 22-25 m dyp på en lokalitet i Åsefjorden med vanndybde ca 60 m (**Figur 3**). Fellene sto ute over en periode på ca 87 dager (satt ut 24/8 og tatt opp 19/11-2006). En prinsippskisse av sedimenttriggen som ble benyttet er vist i **Figur 1**. Fellene samler opp sedimenterende partikler i fjordsystemet. Disse partiklene antas hovedsakelig å være nytilførte (rester av plankton og tilførsler fra land) og i noen grad også resuspendert materiale fra oppvirvling fra grunnområdene i fjorden.

Fellematerialet ble analysert for heksabromsyklododekan (HBCD), polybromerte difenyletere (PBDE). I tillegg ble fellematerialet analysert for polyklorerte bifenyler (PCB7) og kvikksølv (Hg). Materialet fra fellene ble slått sammen før analysene ble foretatt. Ut fra analyse av fellematerialet ble flukser av BFH, PCB og Hg i Åsefjorden beregnet.

Dersom analysene viser at fellematerialet inneholder lite bromerte flammehemmere (lav fluks) kan en slutte at en i dag har lite tilførsler av BFH til fjordområdet og at de høye konsentrasjonene som en har sett i fjordsystemet mest sannsynlig skyldes tidligere tilførsler. Finner man derimot høye konsentrasjoner i fellematerialet tyder dette på at en fremdeles har tilførsler til fjorden. Det er imidlertid mer problematisk å vite om disse tilførslene skyldes utslipp fra pågående aktivitet eller skyldes tilførsler fra sekundærkilder (avfallsdeponier etc.) på land eller i strandsonen.



Figur 1. *Prinsippskisse for utplassering av sedimentfelle. Merk at sedimentfelleriggen som ble utplassert i Åsefjorden hadde 4 rør og ikke to som denne skissen viser.*

3.2 Innsamling av sedimenter

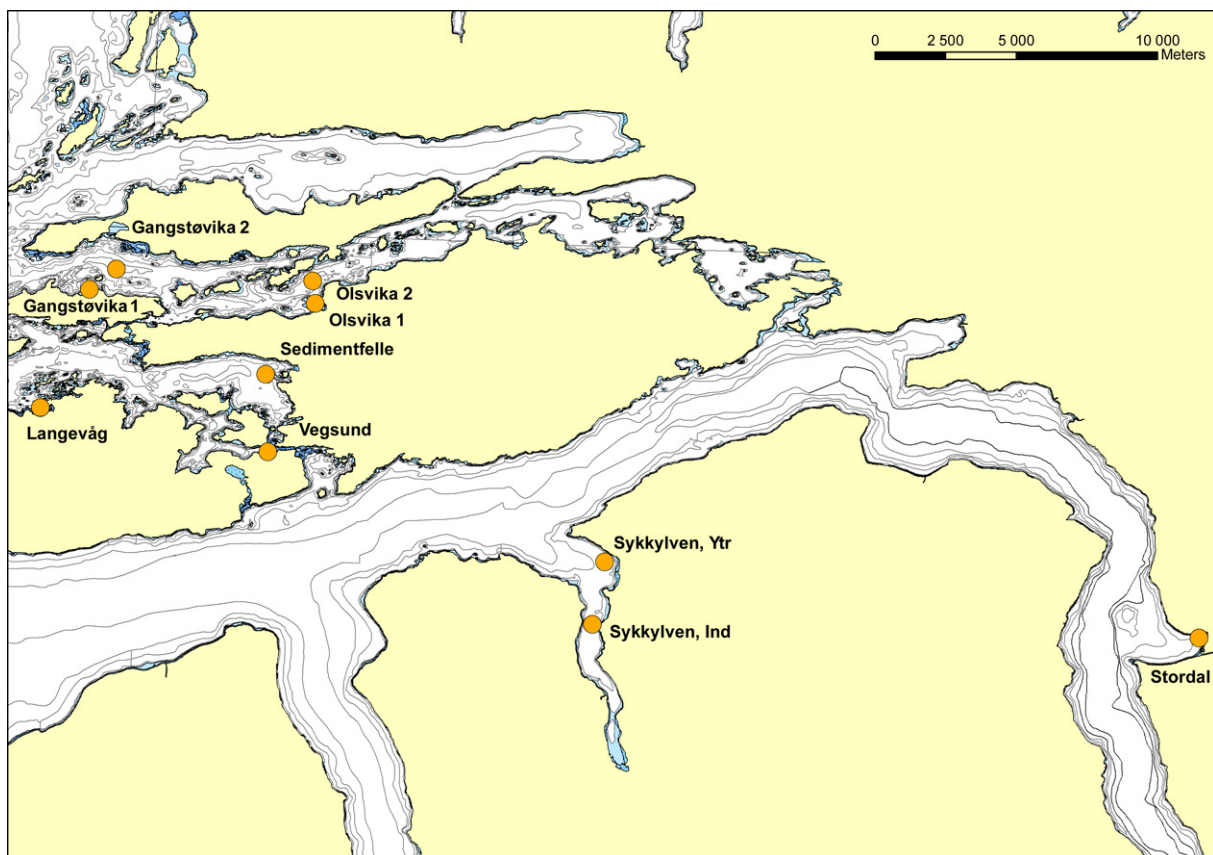
Innsamling av sediment ble foretatt 22-24/8-2006 med grabb på 9 stasjoner (**Figur 3**). Grabben som ble benyttet ses i **Figur 2**. På hver stasjon ble det tatt 3 grabbprøver. Omtrent like mengder overflatesediment (0-1 cm) ble tatt fra hver grabb og slått sammen til en blandprøve for senere analyse.



Figur 2. Fisker Kjell Arne Sundgot om bord i Straumsund klargjør grabben for innsamling av sediment.

Tabell 1. Sedimentstasjoner og fellestasjon med angivelse av vanndyp. Stasjonens lokalisering vises i Figur 3. Stasjonenes geografiske posisjoner og observasjoner av sedimentenes utseende og lukt vises i Vedlegg A.

Stasjon	Område	Dyp (m)
1	Sykkylven, indre	34
2	Sykkylven, ytre	60
3	Stordal	56
4	Ganstøvika 1	41
5	Ganstøvika 2	100
6	Olsvika 1	18
7	Olsvika 2	61
8	Vegsund	13
9	Langevåg (Devold)	20
	Sedimentfelle	Ca 60 m



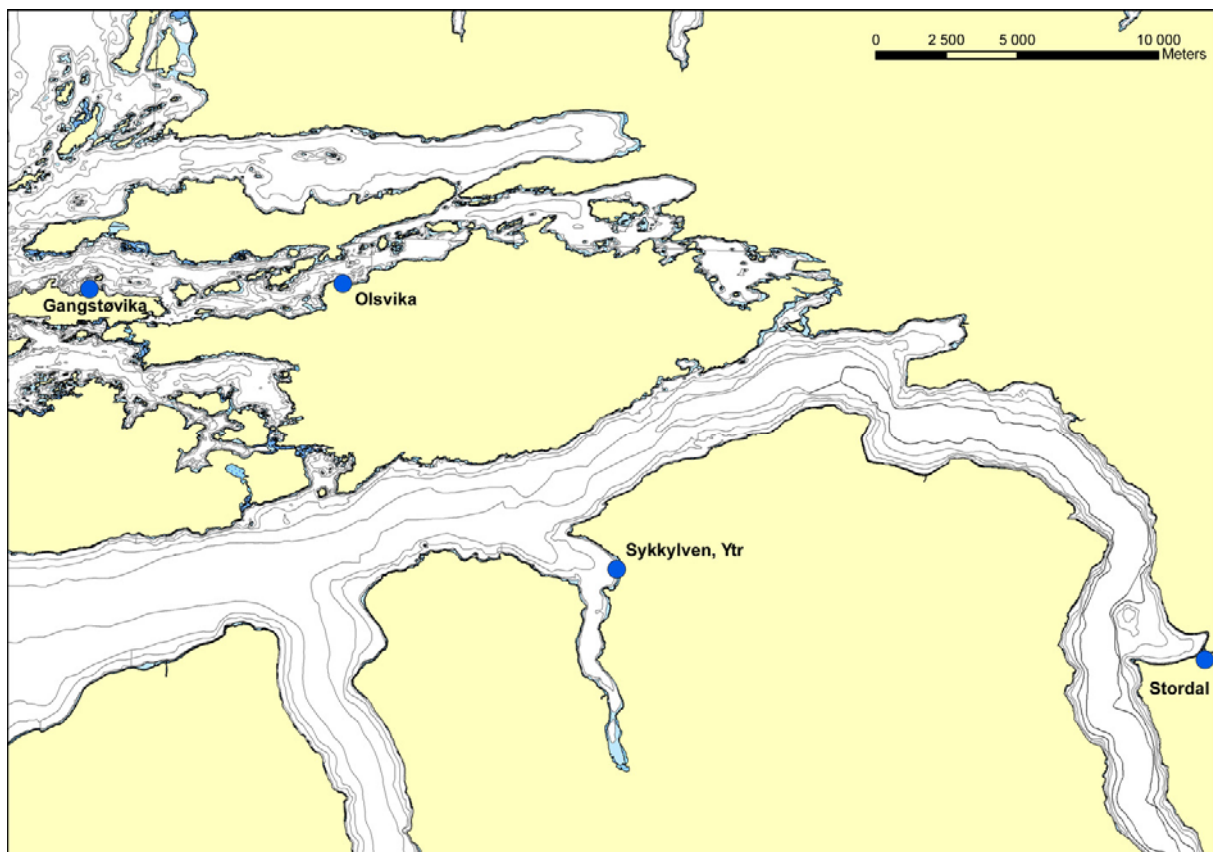
Figur 3. Kart som viser stasjoner der det ble innsamlet sediment for miljøgiftanalyse. Merk at stasjonen Storegga ikke er vist. Posisjonen hvor sedimentfellen ble utplassert er også vist (anmerket som "sedimentfelle" i kartet).

3.3 Innsamling av blåskjell

Blåskjell ble innsamlet på 2 stasjoner i Storfjorden (Sykkylven og Stordal) og to stasjoner i Ellingsøyfjorden (**Figur 4**). En oversikt over skjellene som inngikk i den analyserte prøven vises i **Tabell 2**.

Tabell 2. Blåskjellstasjoner med angivelse av antall skjell, midlere skall-lengde og midlere bløtdelsvekt på skjellene som inngikk i den analyserte prøven. Stasjonens lokalisering er vist i Figur 4. Ytterligere opplysninger er gitt i vedlegg B..

Stasjon	Antall skjell	Midlere skall lengde (min-max) (mm)	Midlere bløtdelsvekt (g)
Gangstøvik	46	36,57 (30-50)	1,25
Olsvik	50	41,94 (32-49)	2,25
Sykkylven	48	40,75 (30-59)	2,03
Stordal	48	44,50 (30-59)	1,90



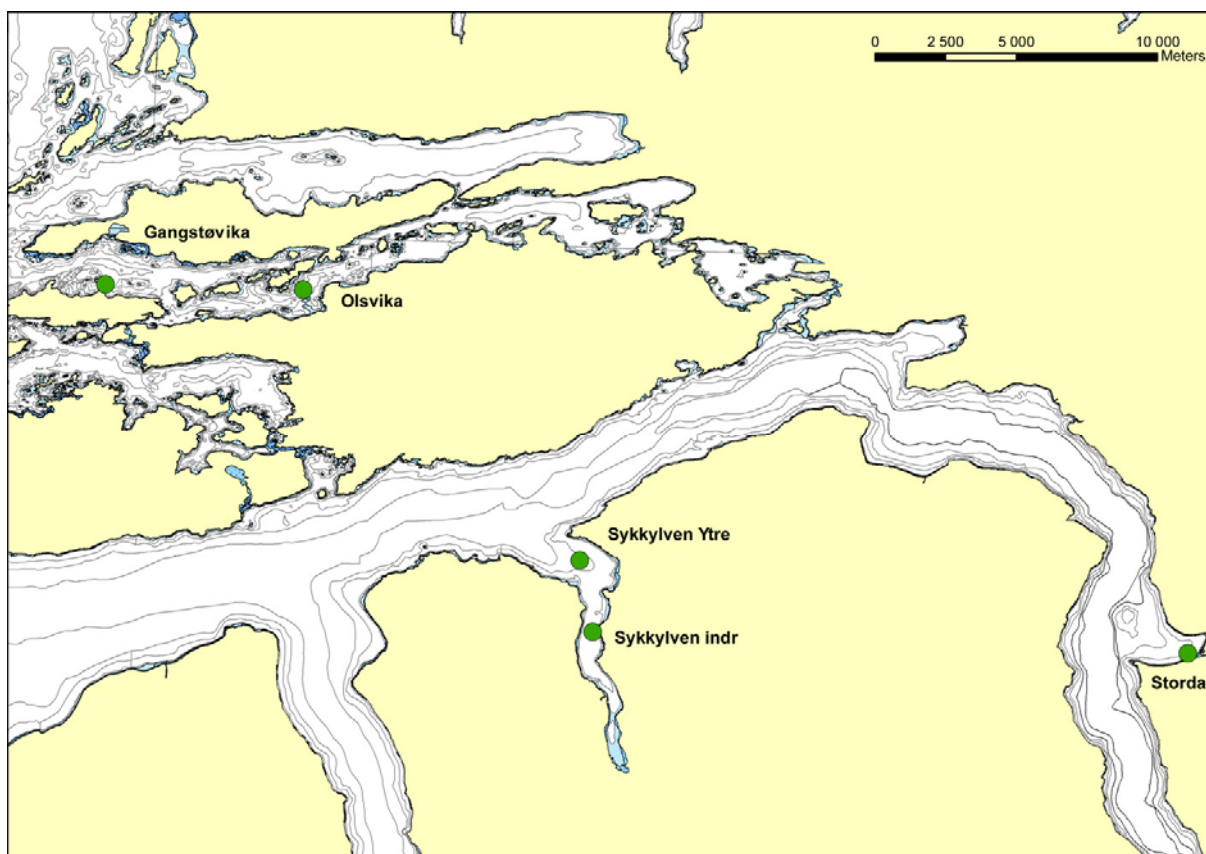
Figur 4. Kart som viser stasjoner der det ble innsamlet blåskjell for miljøgiftanalyse.

3.4 Innsamling av fisk

Fisken ble innsamlet ved bruk av garn eller line. En oversikt over fisken som inngikk i de ulike analyser ses i Tabell 3 (data for enkeltfisk ses i Vedlegg B). På enkelte av hovedlokalitetene ble det gjort flere fangstforsøk (se Vedlegg B). Middel posisjonen for hver av fangstlokalitetene ses i Figur 5. Det viste seg å være vanskelig å fange den fisken som opprinnelig var planlagt (torsk og brosme fra alle stasjoner). Ved forsøksfiske i august viste deg seg at det var svært lite lokal torsk i de aktuelle fjordsystemene. Det måtte derfor settes inn en ekstrainsats for å få fatt i disse, uten at det lyktes fullt ut. Særlig fra den indre stasjonen i Sykkylven var det lite fisk.

Fangsten av brosme var mindre enn forventet i august. Grunnen til dette kan ha vært at det ble satt for lite liner og at man ikke fisket dypt nok. Ved justering av dette gikk det greit å få tak i de brosmene man ønsket, med unntak av Ellingsøyfjorden. Denne fjorden er bare 100 meter dyp på det dypeste og brosmen lever som regel dypere enn dette.

Brosmene fra Storegga er fanget i kontinentalskråningen til Norskehavet og dermed i vannmasser som kommer med Golfstrømmen.



Figur 5. Oversiktskart over hovedlokalitetene for innsamling av fisk. Posisjonene for enkeltfangster er gitt i **Vedlegg B**.

Tabell 3. Oversikt over materialet av fisk som ble benyttet til analysene. Data for enkeltfisk ses i vedlegg B.

Stasjonsnavn	Fiskeslag	Dato for fangst	Dyp (m)	Midlere lengde (cm)	Midlere vekt (g)	Antall fisk
Sykkylven indre	Torsk	16/9, 16/11	22-37	52,4	1716,4	4
Sykkylven indre	Hyse	16/11	22-31	44,8	918,4	6
Sykkylven ytre	Brosme	24/8, 16/11	120-389	56,2	2211,8	13
Sykkylven ytre	Hyse	16/11	24-70	42,6	861,4	9
Stordal	Brosme	24/8, 19/9	72-428	55,7	1939,5	18
Gangstøvika	Torsk	26/08-06	72-100	59,8	2336,7	9
Storegga	Brosme	Ca 25/8	250-350	46,2	1096,5	15
Olsvika	Torsk	26/8, 10/10, 14/11	9-107	43,8	983,8	9
Olsvika	Hvitting	14/11	39-76	28,2	178,3	7

Fisk er mobil og en kan ikke med sikkerhet fastslå hvilke områder de har vært i før de blir fanget. En fisks mobilitet vil også være artsavhengig. De miljøgiftkonsentrasjoner som observeres vil være et integrert bilde av opptak fra miljøet i hele det området organismen har oppholdt seg i, 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 ikke nødvendigvis gjenspeile det som observeres i vann og føde.

3.5 Kjemisk analyse

Analysearbeidet ble fordelt mellom NILU og NIVA.

- NILU gjennomførte analysene av HBCD, PBDE, PBB, TBA, nonorto-PCB, monoorto-PCB, dibenzo-p-dioksiner og dibenzofuraner samt analyse av ΣPCB_7 på alle fiskeprøver og to sedimentprøver (Olsvik 1 og Gangstøvika 1). NILU foretok også analyse av kvikksølv på alle fiskeprøver.
- NIVA gjennomførte analyse av ΣPCB_7 i alle sedimentprøver med unntak av de 2 som ble analysert av NILU og på alle blåskjellprøver samt TOC og kvikksølv i sediment og blåskjell.

3.5.1 NILU analyser

Prøvene ble lagret ved -20°C inntil analysen. Tørrvekt av sedimentprøver ble bestemt ved tørking ved 40°C til konstant vekt. Biologiske prøver ble tørket og homogenisert med natriumsulfat i en husholdningsmikser.

Ekstraksjon og opparbeidelse (PCB, PBDE og HBCD)

Mellom 2 og 10 g tørt materiale ble overført til en soxhlet ekstraksjonshylse, tilsatt isotopmerket internstandardblanding og ekstrahert med aceton i 4 timer og n-heksan i 8 timer. Mellom 2 og 20 g av homogenisert biologisk materiale ble tilsatt isotopmerket internstandardblanding og kolonneekstrahert med n-heksan. Samlet rækstrakt ble tørket med natriumsulfat, aceton ble løsemiddelbyttet til n-heksan og ekstraktet renset på en kolonne fylt med 4 g aktivert silika, behandlet 3 ganger med konsentrert svovelsyre og til slutt renset på en kolonne fylt med 4 g aktivert silika. Det ferdig rensete ekstraktet ble oppkonsentrert til 100 µL og tilsatt en gjenvinningsstandard.

Ekstraksjon og opparbeidelse (PCDD/PCDF og nonorto-PCB)

Mellom 2 og 10 g tørt materiale ble overført til en soxhlet ekstraksjonshylse, tilsatt isotopmerket internstandardblanding og ekstrahert med toluen i 8 timer. Mellom 2 og 50 g av homogenisert biologisk materiale ble tilsatt isotopmerket internstandardblanding og lagt på toppen av første opparbeidelseskolonne. Prøveekstraktet ble renset på et flerkolonnensystem som inneholder følgende absorbenter: silika, kaliumhydroksidbelagt silika, aktivt kull, svovelsyrebelagt silika og aluminiumoksid. Det ferdig rensete ekstraktet ble oppkonsentrert til 10 µL og tilsatt en gjenvinningsstandard.

GC/MS og LC/MS analyse

Prøvene ble analysert ved hjelp av gasskromatografi koplet til høyoppløsende massespektrometri i elektronstøt modus (GC/HRMS) med hensyn til PCDD/PCDF, PCB og PBDE. For en alikvot av prøveekstraktet ble løsemiddel skiftet til metanol og analysert ved hjelp av væskechromatografi koplet til lavoppløsende massespektrometri i negativ elektronspray modus (LC/MS-ESI) med hensyn til følgende HBCD-isomerer: α-, β- og γ-HBCD. Kvantifiseringen ble gjennomført mot de tilsatte isotopmerkete internstandardforbindelser: α- og γ-HBCD.

Analysemetoden for PCDD/PCDF og PCB er akkreditert i henhold til NS/EN 17025. PBDE og HBCD skal akkrediteres om noen måneder og kvalitetskravene er de samme som for analyser av PCB eller PCDD/PCDF som er akkreditert iht. NS/EN 17025. Måleusikkerheten er estimert til ± 25 % (PCB), ±25-30 % (PCDD/PCDF), ±30-35 % (BDE-28-183) og ± 45 % (BDE-206, -209 og HBCD).

Total mengde kvikksølv i fisk

Prøveoppbeidelse: Ca 0.5 g homogenisert fiskekjøtt ble innveid og tilsatt 5 ml HNO₃ og 3 ml H₂O₂, som så ble oppsluttet i mikrobølgeovn. De oppsluttede prøvene ble overført til 50 ml polypropylene prøveglass, fortynnet til 50 ml og tilsatt 1 ml BrCl.

Analyse: Totalmengde kvikksølv i prøvene ble bestemt ved hjelp av kalddamp fluorescensfotofotometri, etter reduksjon av kvikksølv med SnCl₂. Deteksjonsgrense er < 0.001 mg/kg (basert på 0.5 g innveid materiale). Måleusikkerheten ligger innenfor ±10%

Metylkvikksølv i fisk

Metoden for bestemmelse av metyl-kvikksølv (MeHg) i fisk er beskrevet av Hight og Cheng (2006).

Ekstraksjon av MeHg: 0.5 – 0.9 g homogenisert fiskekjøtt ble innveid i 50 ml polypropylene prøveglass og tilsatt 50ml 1% v/v L-cysteine. Det ble innveid 2 paralleller av hver prøve. Prøvene ble ristet for hånd for å fukte alt materiale, før de ble plassert på varmebad med risting i 2 timer ved 60°C. Umiddelbart etter at prøvene var avkjølt til romtemperatur, ble prøvene filtert og oppsamlet i 1.5 ml prøveglass.

Deteksjonsgrense er < 0,002 mg/kg (basert på 0.5 g innveid materiale) for de analyserte prøvene. Måleusikkerheten ligger innenfor ±20%.

Analyse: Mengde MeHg i prøvene ble bestemt ved hjelp av HPLC koplet til HR-ICP-MS. MeHg ble separert fra Hg^{2+} på en omvendtfase C-18 kolonne, med 0,1% v/v L-cysteine tilsatt 1 ppb Re som mobilfase (detaljer kan fås ved forespørsel til NILU) prøvene.

3.5.2 NIVA analyser

Analyse av PCB, kvikksølv og TOC i sediment

Alle analyser av ΣPCB_7 i sediment med unntak av prøver fra Olsvika 1 og Gangstøvika 1 ble gjennomført av NIVA etter metode H 3-3.

H 3-3: Prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Til slutt analyseres ekstraktet ved bruk av gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangningsdetektor, GC/ECD. De klororganiske forbindelsene identifiseres ut fra de respektives retensjonstider. Det kan benyttes to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard.

Instrument(er): Hewlett Packard modell 5890 Series II, med column injector og HP autoinjektor 7673. Systemet er utstyrt med elektroninnfangningsdetektor (ECD).

Alle analyser av kvikksølv i sediment ble utført etter NIVA metode E 4-3

E 4-3: Kalddampteknikk. Reduksjonsmiddelet (SnCl_2) blandes med prøven og det ioniske kvikksølv omformet til metallisk kvikksølv (Hg). En inert bæregass (argon) transporterer kvikksølv til spektrofotometeret. Kvikksølv oppkonsentreres i et amalgameringsystem. Instrument(er): Perkin-Elmer FIMS-400 med P-E AS-90 autosampler og P-E amalgamsystem.

Alle analyser av total mengde organisk karbon i sediment ble utført av NIVA etter metode G 6.

G 6: Tørr prøve veies inn i tinnkapsler som forbrennes i oksygenmettet heliumgass ved ca. 1800 °C. Ved hjelp av katalysatorer vil forbrenningen bli fullstendig. Overskudd av oksygen fjernes ved hjelp av kobber ved ca. 650 °C. Her reduseres også nitrogenoksyder til N_2 -gass. Forbrenningsgassene passerer deretter en kromatografisk kolonne, og N_2 - og CO_2 -gassene

detekteres i en varmetrådsdetektor. Arealet under toppene integreres, og integralverdiene behandles av et PC-program. Resultatene regnes ut i prosent av tørrstoff.

Instrument(er): Carlo Erba Elementanalysator 1106, med prøveveksler AS 400 LS.

Analyse av PCB og kvikksølv i blåskjell

Alle analyser av ΣPCB_7 og kvikksølv i blåskjell ble gjennomført av NIVA henholdsvis etter metode H 3-4 og E 4-3.

H 3-4: Prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Til slutt analyseres ekstraktet ved bruk av gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangningsdetektor, GC/ECD. De klororganiske forbindelsene identifiseres ut fra de respektives retensjonstider. Det kan benyttes to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard.

Instrument(er): Hewlett Packard modell 5890 Series II, med column injector og HP autoinjektor 7673. Systemet er utstyrt med elektroninnfangningsdetektor (ECD).

H 4-3: Samme metode som for kvikksølv i sediment (se over).

4. Resultater og diskusjon

4.1 Sedimenterende materiale i Åsefjorden

Av de 4 fellene som ble satt ut ble 2 benyttet til analyse av miljøgifter og fluksberegninger. På basis av mengden materiale i fellene, tiden fellene har stått i sjøen og arealet på fellene kan en gjøre et estimat på mengden materiale som årlig vil sedimentere pr kvadratmeter bunn. Tabell 4 viser en årlig sedimentasjon på $0,2 \text{ kg/m}^2$. Dette er relativt lite i forhold til det som er observert i en del andre områder (Hvaler $2\text{--}6 \text{ kg/m}^2 \text{ år}$, Sandefjord: $1\text{--}2 \text{ kg/m}^2 \text{ år}$, Diverse fjorder: $1\text{--}3 \text{ kg/m}^2 \text{ år}$). Den relativt lave sedimenteringen som er observert skyldes trolig at en ikke har noen større elver i området med tilførsler fra land og at fellene har stått ute i en periode (24. august–19. november 2006) hvor primærproduksjonen er relativt lav.

Tabell 4. Grunnlag for og beregning av sedimentering i Åsefjorden.

Mengde materiale i 2 feller (g)	Tid ute (dager)	Areal på 1 felle (m^2)	Sedimentering ($\text{g/ m}^2 \text{ år}$)
0,77	87	0,00785	202,9

Ved å benytte konsentrasjonen av de ulike miljøgifter i fellematerialet kan en beregne hva som årlig tilføres av miljøgifter til bunnen i Åsefjorden. Resultatene av slike beregninger ses i Tabell 5 og viser at det pr kvadratmeter årlig sedimenteres i størrelsesorden $6 \mu\text{g}$ med PCB (ΣPCB_7), $162 \mu\text{g}$ PBDE, $\Sigma 173 \mu\text{g}$ kvikksølv og $496 \mu\text{g}$ ΣHBCD .

Konsentrasjonen av ΣHBCD i fellematerialet var vesentlig høyere enn det som ble observert i sediment fra stasjoner i Storfjorden og Ellingsøyfjorden (se **Tabell 8** og **Tabell 13**) og er også med unntak av Spjelkavika (Åsefjorden st. 1, Fjeld et al 2005) høyere enn det som tidligere er observert i sediment fra Åsefjorden og omkringliggende områder (Fjeld et al 2005, Berge et al

2006, se **Tabell 8**). Den relativt høye konsentrasjonen av ΣHBCD i fellematerialet tyder på at det fremdeles er en tilførsel av HBCD til sedimentene i fjordområdet.

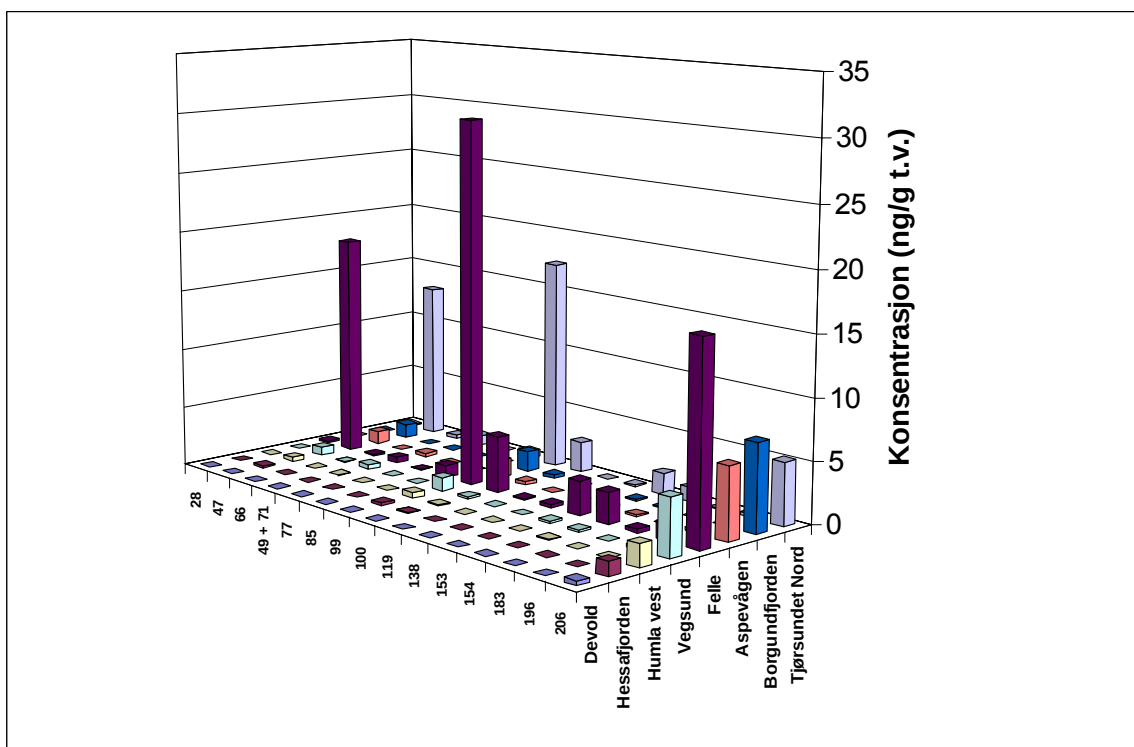
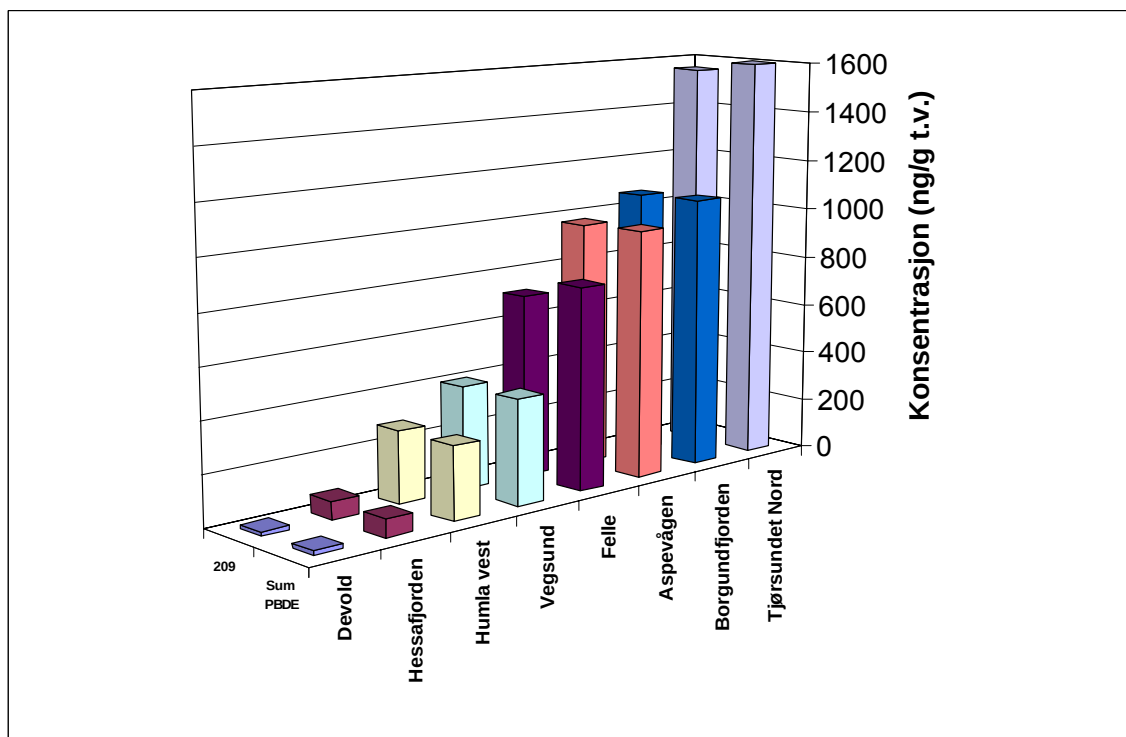
Konsentrasjonen av ΣPBDE i fellematerialet var høyere enn det som ble observert i sediment fra Storfjorden (Stordal, Sykkylven) og Ellingsøyfjorden (Gangstøvika og Olsvika) (se **Tabell 13**), men er lavere enn det som i en tidligere undersøkelse (Berge et al 2006) er observert i sediment fra Aspevågen, Borgundfjorden og Tjørsundet Nord (Figur 6). Kongener-sammensetningen i fellematerialet var relativt likt det som tidligere er observert i sedimentet fra Tjørsundet Nord (se Figur 6) som ligger ca 1-1,5 km sør for lokaliteten hvor fellene var utplassert.

Konsentrasjonene av både PCB og kvikksølv i fellematerialet var såpass høye at det kunne karakteriseres som markert forurensset dersom en legger SFTs klassifisering av bunnsedimenter i fjorder og kystfarvann til grunn (Molvær et al. 1997).

Med utgangspunkt i de beregnede flukser (Tabell 5) og arealet på Åsefjorden (8 km²) og under forutsetning av at fluksene som er målt er representative for hele fjorden kan en gjøre noen overslagsberegninger over de totale tilførsler til Åsefjorden. Resultatet av slike beregninger ses i **Tabell 6** og viser årlige tilførsel av HBCD på i underkant av 4 kg. Brødr. Sunde AS i Spjelkavik er antatt å være hovedkilden for HBCD i Åsefjorden. Før 15.2 2005 hadde ikke bedriften utslippsgrense for HBCDD. For perioden 15.02.2005 til 31.12.2006 hadde bedriften en utslippsgrense for HBCDD til kommunalt avløpsnett på 1 kg på årsbasis. For 2007 er påslippsgrensen til kommunalt avløpsnett redusert til 0,75 kg pr. år med en videre reduksjon på 0,5 kg pr. år fra 1. januar 2008. Det antas at ca. 96-97% av HBCDD i kommunalt avløpsnett fjernes i det kommunale renseanlegget. De beregnede tilførslene er derfor klart høyere enn det som vil tilføres fjorden via det kommunale renseanlegget ved normal drift. Noe av de påvist tilførslene av HBCDD skyldes trolig i at sedimentfellene også fanger opp HBCD som resirkuleres i resipienten (eksempelvis via resuspensjon fra grunne områder).

Tabell 5. Beregning av den vertikale transport (flukser) av ulike forbindelser i Åsefjorden. Bergningene er gjort på grunnlag av mengden materiale i sedimentfellen og konsentrasjonen av den enkelte forbindelse i fellematerialet.

Forbindelse	IUPAC-no.	Konsentrasjon i fellematerialet (ng/g t.v.)	Fluks (µg/m ² år)
HCB		1,313	0,267
a-HCH		0,168	0,034
g-HCH		0,348	0,071
2,4,4'-TriCB	28	3,559	0,722
2,2',5,5'-TetCB	52	3,484	0,707
2,2',4,5,5'-PenCB	101	4,107	0,834
2,3',4,4',5'-PenCB	118	3,758	0,763
2,2',3,4,4',5'-HexCB	138	4,397	0,892
2,2',4,4',5,5'-HexCB	153	5,330	1,082
2,2',3,4,4',5,5'-HepCB	180	3,649	0,741
ΣPCB₇		28,285	5,740
TBA		0,651	0,132
4,4'-DiBB	15	0,153	0,031
2,2',4,4',5,5'-HexBB	153	0,056	0,011
2,4,4'-TriBDE	28	0,137	0,028
2,2',4,4'-TetBDE	47	18,349	3,724
2,3',4,4'-TetBDE	66	0,132	0,027
2,2',4,5' + 2,3',4',6'-TetBDE	49 + 71	0,455	0,092
3,3',4,4'-TetBDE	77	0,011	0,002
2,2',3,4,4'-PenBDE	85	0,988	0,201
2,2',4,4',5'-PenBDE	99	30,108	6,110
2,2',4,4',6'-PenBDE	100	4,615	0,937
2,3',4,4',6'-PenBDE	119	0,081	0,016
2,2',3,4,4',5'-HexBDE	138	0,279	0,057
2,2',4,4',5,5'-HexBDE	153	2,831	0,575
2,2',4,4',5,6'-HexBDE	154	2,590	0,526
2,2',3,4,4',5',6'-HepBDE	183	0,289	0,059
2,2',3,3',4,4',5,6'-OctBDE	196	1,378	0,280
2,2',3,3',4,4',5,5',6'-NonaBDE	206	16,307	3,309
DecaBDE	209	721,128	146,348
ΣPBDE		799,679	162,289
			0,000
			0,000
α-HBCD		575,195	116,732
β-HBCD		78,766	15,985
γ-HBCD		1791,576	363,588
ΣHBCD		2445,537	496,305
Kvikksølv (Hg)		0,85 (µg/g t.v.)	172,502



Figur 6. Konsentrasjonen av polybromerte difenyletere (PBDE) i felle materialet og marine overflatesedimenter fra stasjoner i Åsefjorden (denne undersøkelse: Devold/Langevåg, Vegsund, Berge et al 2006: Hessafjorden, Humla vest, Aspevågen, Borgundfjorden, Tjørundet Nord) og omkringliggende områder. Øverst: PBDE nr28-206, Nederst: PBDE 209 og Σ PBDE. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er vist som null.

Tabell 6. Resultatet fra overslagsberegninger av de totale tilførsler til Åsefjorden basert på analyse av sedimentfelle materiale.

Forbindelser	Tilførsel til Åsefjorden (g/år)
ΣPCB_7	46
ΣPBDE	1298
ΣHBCD	3970
Hg	1380

4.1.1 Usikkerhet ved sedimentfelleundersøkelsene

Usikkerheten i sedimentfelleundersøkelser generelt er i hovedsak knyttet til:

- utforming av fellene
- overtrapping/undertrapping
- strømforhold
- konservering
- spesielle hendelser
- veie og analyseusikkerhet
- mengden materiale i fellene i måleperioden i forhold til hvis fellene hadde stått ut et helt år
- oppskalering til hele fjordområdet

Feller med diameter >5 cm og med et forhold mellom høyde på røret og diameter ≥ 5 er antatt å skulle gi en "korrekt" sampling, dvs. ikke over- eller under-trapping (Bloesch 1996). Hver av fellene som er benyttet i denne undersøkelsen hadde en diameter på 10 cm og en lengde på 1 m. Fellene har dermed i utgangspunktet en utforming som på en realistisk måte skulle fange opp den naturlige partikkelfluksen der fellene var plassert. Utformingen av fellene og utplasserings-arrangementet skulle også være relativt robust overfor normale variasjoner i strømforhold.

Fellen tilsettes konservering for å hindre at nedbrytning redusere/endrer innholdet av organisk materiale i fellene. For mye konservering kan medføre over-trapping av mobile organismer. Uten konservering er det vist at feller kan stå ute i 14 dager uten at det endrer sammensetningen i fellene betydelig. I vårt tilfelle har vi benyttet kloroform til konservering. Kloroform er et av flere konserveringsmidler som har vært brukt til dette formål. Noen dråper ble tilsatt via en pipette slik at de senere analyser ikke skulle påvirkes av for store mengder. Vi vurderer usikkerheten knyttet til konservering som relativt liten.

Spesielle hendelser som kan påvirke resultatene kan være oppankring eller annen fysisk forstyrrelse av felleriggen. Vi vil tro at dette i første omgang vil føre til tap av fellemateriale slik at de beregnede fluksene blir underestimerer. Selve konsentrasjonen i felle materialet vil trolig ikke påvirkes mye av slike forstyrrelser. Andre spesielle hendelser kan være fisk eller andre større organismer som av en eller annen grunn havner oppe i fellen og dermed skaper usikkerhet mht. prøvens representativitet både med hensyn til mengde materiale og miljøgiftkonsentrasjon. For å redusere slik usikkerhet ekskluderte vi i dette tilfellet to feller fra analysene pga. forekomst av død fisk i disse. Beregningene er derfor gjort på basis av materialet i de 2 resterende fellene som hver inneholdt omtrent samme mengde med fellemateriale.

Veieusikkerhet anses som liten og ligge mellom 0,2 til 4 %. Total måleusikkerhet for HBCD er estimert til 40 % for alfa og gamma og 50% for beta. Alfa og gamma er lavere siden vi da har isotopmerket internstandard som gir et bedre resultat. Den totale ekspanderte måleusikkerheten inneholder alle trinn, dvs. også innveining av prøve til analyse og er gitt for et konfidensinterall på 95 %!

Organiske miljøgifter har en tendens til å være assosiert med organisk karbon og i mindre grad til uorganiske partikler. Mengde organisk karbon ble imidlertid ikke analysert i fellematerialet og sammenligningene er derfor gjort på basis av observerte konsentrasjoner på tørrvektsbasis. Sedimentfellematerialet kan imidlertid inneholde noe mer organisk karbon enn det en finner i sedimentene på samme sted. Det kan derfor tenkes at sammenligningen av innholdet i fellematerialet med det som tidligere er observert i lokale sedimenter i noen grad overestimerer potensialet for en fortsatt økning av konsentrasjonen av eksempelvis HBCD i Åsefjordens sedimenter. Oppsummert mener vi likevel at det knytter seg relativt liten usikkerhet til de vurderingene som er gjort mht. konsentrasjonen i fellematerialet. Resultatene fra analyse av fellematerialet viser uansett at partikler med høye konsentrasjoner av blant annet HBCD fremdeles "flyter" rundt i vannmassene i de dypere deler av Åsefjorden.

Når det gjelder selve tilførselsberegningene for hele Åsefjorden så baserer de seg på antagelsen om at det som er registret i fellene over en periode på 87 dager kan oppskaleres til å gjelde for et helt år og at sedimentasjonen som registreres der fellene har stått er representativ for hele Åsefjorden. Oppfanget mengde materiale i feller og konsentrasjonen av miljøgifter i dette vil avhenge av variasjon i tilførsel av naturlig sedimenterende materiale og den tidsmessige profilen i eventuelle tilførsel fra en eller flere forurensingskilder. Naturlig sedimentering vil i noen grad variere avhengig av årstid, eksempelvis vil liten primærproduksjon vinterstid kunne bidra til redusert sedimentering. Variasjoner fra år til år vil også kunne forekomme. Den årlige sedimentasjonen som er beregnet (dvs. ca. 200 g/ m² år) er relativt lav sammenlignet med andre fjorder. Vi tror derfor i utgangspunkt ikke at sedimentasjonsraten eller fluksene som er beregnet er overestimert på bakgrunn av at vi kun har hatt fellene ute i ca ¼ år. Har det imidlertid av en eller annen grunn vært unormalt store utslipp i perioden fellene har stått ute (eksempelvis av HBCD) så kan dette ha ført til en overestimering av tilførslene på årsbasis. RA4 (Åse renseanlegg) som mottar utslippene fra Brødrene Sunde har sitt utslipp på ca 30m dyp i Åsefjorden. Dette utslippet ligger ca 1.5 km unna stedet der sedimentfellene stod plassert. Dersom partikler som inneholder HBCD slippes ut via renseanlegget er overrepresentert i fellene vil dette gi en overestimering av tilførslene. Resultatene fra sedimentfellene gir imidlertid ikke indikasjon på hva som kan være kildene til den fluksen som er funnet.

Oppskalering som er foretatt for å beregne totaltilførslene til hele Åsefjorden kan være noe overestimert fordi fellene strengt tatt bare gir fluksen gjennom arealet i 22-25m dyp, mens overflatearealet ble lagt til grunn ved selve oppskaleringen. Størstedelen av Åsefjorden er imidlertid dypere enn 22-25 m slik at arealet under 22-25 m i fjorden ikke er betydelig mindre enn de 8 km² som beregningene baserer seg på.

Tilførselsberegningene skiller imidlertid ikke mellom "nytilførte forurensninger til fjorden" og forurensninger som har sin opprinnelse i tidligere utslipp som pga av vær, vind, bølger, strøm og biologisk aktivitet i sedimentene lar seg resuspendere fra sedimentene i grunnområdene og siden havner i fellene. Under forutsetning av at de mengdene HBCD som Brødrene Sunde har anledning til å slippe ut på avløpsnettet overholdes (1 kg pr år i 2006) og den andelen som antas holdes tilbake i renseanlegget (96-97%) er riktig vil vi tro at den

fluksen som er antydnet i hovedsak skyldes remobilisering og sedimentering av tidligere utslipp eller en kombinasjon med utlekking fra diffuse kilder på land.

Oppskalering fra et målepunkt over et kort tidsrom til et helt fjordområde for et helt år må anses å være en overslagsberegning med en betydelig usikkerhet (begge veier). Dette betyr at de årlige totale tilførslene av HBCD til dypområdene kan like godt være 1 kg som de 4 kg som beregningene gir. På den andre siden kan de også være høyere.

4.2 TOC i sediment

Vanninnhold og total mengde organisk karbon er støtteparametere som kan ha betydning for tolkning av observerte miljøgiftkonsentrasjoner. Mengden organisk karbon kan dessuten også belyse om et område er overgjødset eller ikke. Vanninnhold og total mengde organisk karbon i de analyserte sedimentprøvene fra Ellingsøyfjorden (Gangstøvik, Olsvik), Storfjorden (Sykkylven, Stordal) og Borgundfjorden (Devold) og Vegsund ses i **Tabell 7**. Tørrstoffinnholdet varierte fra 36 til 65 % og den total mengde organisk karbon varierte fra 9,4 til 44 µg C/mg tørrstoff (ST).

Tabell 7. Tørrstoffinnhold (TTS) og total mengde organisk karbon (TOC) i sediment fra stasjoner i Ellingsøyfjorden (Gangstøvik, Olsvik), Storfjorden (Sykkylven, Stordal) og Borgundfjorden (Devold) og Vegsund.

Merket	TTS (%)	TOC (µg C/mg TS)
Vegsund	47	28,6
Devold (Langevåg)	46	44
Sykkylven 2	65	9,9
Stordal	52	24,3
Sykkylven 1	45	41,1
Olsvik 1	65	9,4
Olsvik 2	47	25,1
Gangstøvik 1	53	24,4
Gangstøvik 2	36	40,5

4.3 HBCD i sediment blåskjell og fisk

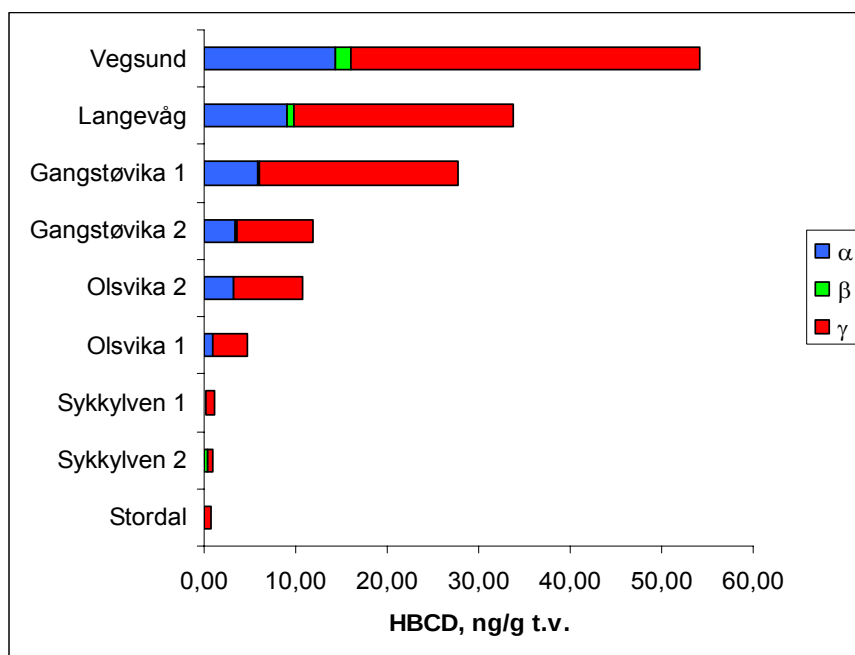
4.3.1 Sediment

Konsentrasjonene av ΣHBCD varierte mellom 0,69 og 54,2 ng/g tørrvekt (**Tabell 8**). Den laveste konsentrasjon ble observert i sedimentet fra Stordal og den høyeste i sedimentet fra Vegsund. γ-HBCD dominert i alle prøver (Figur 7). Tidligere undersøkelser tyder på at det i områder med kun diffuse tilførsler vil opptre konsentrasjoner av ΣHBCD som ligger under ca 3 ng/g t.v. Det tyder derfor på at en ikke har noen klare punktkilder for utslipp av HBCD i Stordal og Sykkylven, mens sedimentet på de øvrige stasjoner (Olsvika, Gangstøvika, Langevåg, Vegsund) sannsynligvis er påvirket av en punktkilde. Konsentrasjonene på disse

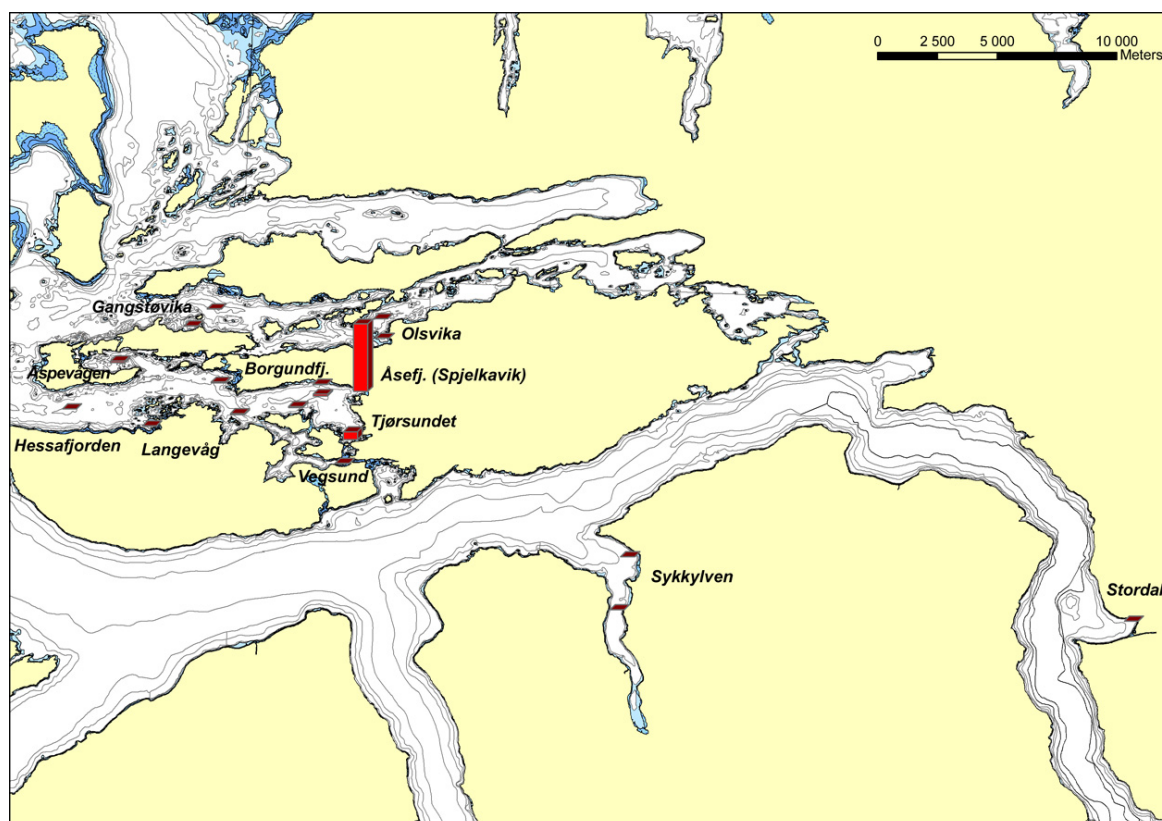
stasjoner ligger likevel langt lavere enn det som tidligere er observert i Spjelkavika og en del andre stasjoner i Åsefjordområdet (**Tabell 8**). En samlet fremstilling av observerte konsentrasjoner av Σ HBCD i sediment viser at tidligere observerte konsentrasjoner i Åsefjorden (Spjelkavika) totalt overskygger det som eller er observert i Ålesundsområde (**Figur 8**).

Tabell 8. Konsentrasjonen av α -, β - og γ -heksabromsyklododekan (ng/g tørrvekt) samt summen av disse (Σ HBCD) i sediment. Stasjonene er sortert etter stigende verdi for Σ HBCD. Tilsvarende data fra Fjeld et al 2005 og Berge et al 2006 er også vist. For konsentrasjoner som lå under deteksjonsgrensen er halve deteksjonsgrensen benyttet for beregning av Σ HBCD.

Stasjon	Σ HBCD	α -HBCD	β -HBCD	γ -HBCD
Stordal	0,69	0,07	<0,04	0,61
Sykkylven 2	0,96	<0,08	<0,05	0,67
Sykkylven 1	1,04	0,20	<0,11	0,79
Olsvika 1	4,77	0,97	<0,04	3,78
Olsvika 2	10,84	3,23	0,02	7,59
Gangstøvika 2	11,84	3,46	<0,13	8,33
Gangstøvika 1	27,69	5,92	0,04	21,7
Langevåg (Devold)	33,79	8,96	0,79	24,04
Vegsund	54,22	14,39	<3,36	38,15
Data fra Berge et al. 2006				
st. 2 Hessafjorden	11,99	2,66	0,08	9,26
st. 8 Borgundfjorden	117,88	30,69	0,56	86,63
st. 4 Humla vest	147,06	34,92	0,92	111,23
st. 6 Aspevågen	227,42	49,55	3,28	174,59
st. 5 Tjørsundet Nord	931,59	229,02	27,86	674,72
Data fra Fjeld et al. 2005				
Vrengensundet	0,28	0,06	0,01	0,21
Leangbukta1	0,39	0,10	0,02	0,27
Hvaler1	1,21	0,14	0,04	1,03
Hommelvik	1,71	0,21	0,04	1,45
Ulsteinvik	2,81	0,58	0,17	2,06
Rubbestadneset	21,08	7,03	1,35	12,70
Åsefjorden, St. 2b	24,44	7,47	0,06	16,91
Åsefjorden, St. 3	124,02	28,90	7,42	87,70
Åserfjorden, St. 2	230,30	49,40	18,90	162,00
Åsefjorden, St. 1 (kjerne C)	7565,00	1993,00	981,00	4591,00
Åsefjorden, St. 1 (kjerne D)	8482,80	2426,00	60,80	5996,00



Figur 7. Konsentrasjonen av Σ HBCD i sedimentprøver fra 9 stasjoner nær Ålesund og i Storfjorden.



Figur 8. Samlet fremstilling som viser sedimentkonsentrasjonen av Σ HBCD i ulike områder i Ålesundsområdet. Figuren viser data fra sedimentprøver fra stasjoner undersøkt i denne undersøkelse samt utvalgte resultater fra undersøkelser foretatt i 2005 og 2006. Den høyeste søylen representerer en konsentrasjon på ca 8000 ng/g t.v.

4.3.2 Blåskjell

Konsentrasjonene av Σ HBCD i skjell fra de fire analyserte stasjoner var lave og varierte fra 0,11-0,24 ng/g våtvekt (**Tabell 9A**). Konsentrasjonen var langt lavere enn det som tidligere er observert i skjell fra Åsefjorden (**Tabell 9B**). Alle skjellprøvene var dominert av α -HBCD (Figur 9). De observerte nivåene i Storfjorden (Stordal, Sykkylven) og Ellingsøyfjorden (Gangstøvika, Olsvika) tyder ikke på at det er noe punktutslipp av HBCD til overflatevannet i området der skjellene er innsamlet. En samlet fremstilling av observerte konsentrasjoner av Σ HBCD i ulike områder i Ålesundsområdet viser at det er i Åsefjorden at en har de høyeste konsentrasjoner i blåskjell (**Figur 10**).

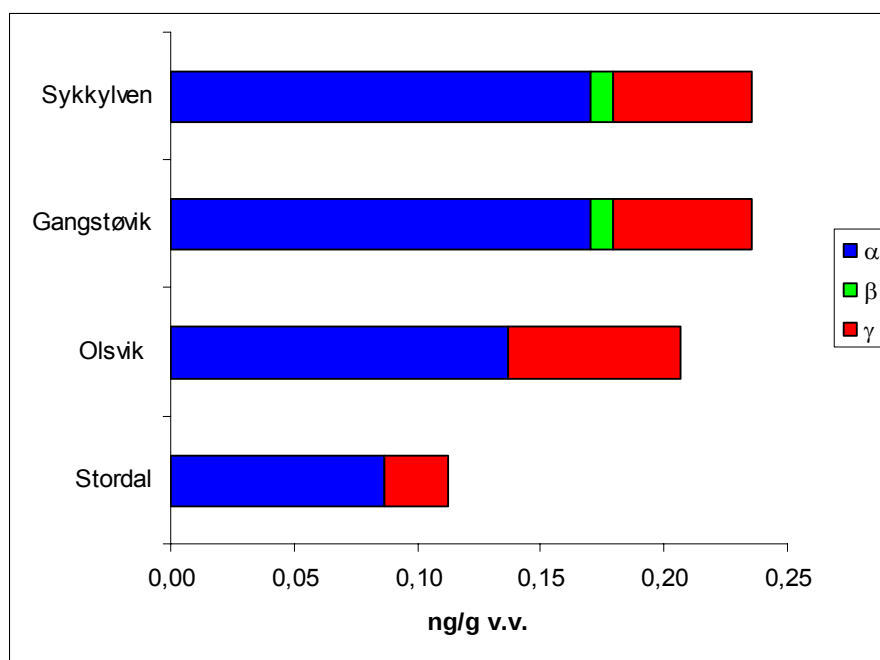
Tabell 9. Fettinnhold, konsentrasjonen av α -, β - og γ -heksabromsyklododekan (ng/g våtvekt) samt summen av disse (Σ HBCD) i blåskjell fra 4 stasjoner i Storfjorden og Ellingsøyfjorden. Σ HBCD er også oppgitt på fettbasis (ng/g fett). Stasjonene er sortert etter stigende verdi for Σ HBCD (våttvektbasis). Observasjoner under deteksjonsgrensen er angitt med mindre enn (<). Ved beregning av Σ HBCD er verdier under deteksjonsgrensen ikke tatt med. Tilsvarende data fra Fjeld et al 2005 er også vist.

A: Denne undersøkelse

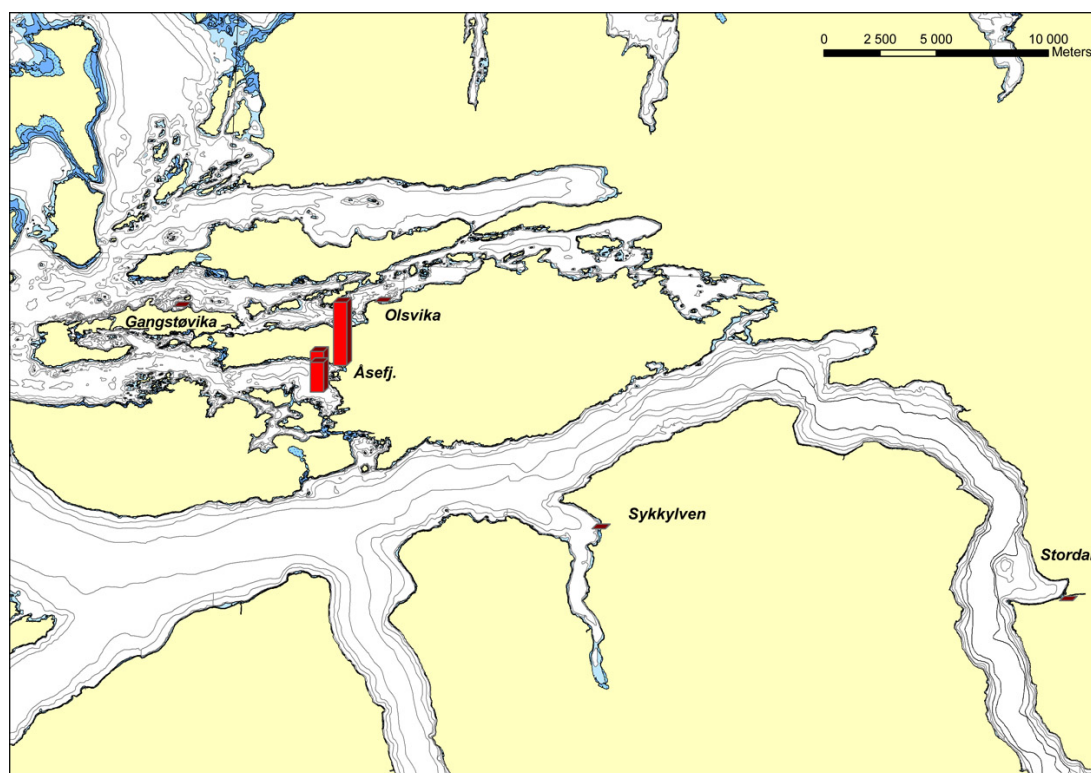
Stasjons nr og navn	% fett	Σ HBCD (ng/g fett)	Σ HBCD	α -HBCD	β -HBCD	γ -HBCD
Stordal	1,2	9,40	0,11	0,09	<0,01	0,03
Olsvik	0,81	25,54	0,21	0,14	<0,03	0,07
Gangstøvik	1,1	21,43	0,24	0,17	0,01	0,06
Sykkylven	1,4	16,84	0,24	0,17	0,01	0,06

B: Data fra Fjeld et al. 2005.

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



Figur 9. Konsentrasjonen av Σ HBCD i blåskjell fra 4 stasjoner i Storfjorden og Ellingsøyfjorden. Øverst: Bidraget fra de 3 analyserte isomerer er vist. Nederst: Σ HBCD på de enkelte stasjoner.



Figur 10. Samlet fremstilling av konsentrasjonen av Σ HBCD i blåskjell i ulike områder i Ålesundsområdet. Figuren viser data fra prøver fra stasjoner undersøkt i denne undersøkelse samt utvalgte resultater fra undersøkelser foretatt i 2004. Den høyeste søylen representerer en konsentrasjon på 329 ng/g v.v.

4.3.3 Torsk

Konsentrasjonene av Σ HBCD i filet syntes å være lave i alle 3 prøver av torskefilet (Tabell 10A). Konsentrasjonene observert i torskelever fra Olsvika og Gangstøvika syntes moderate og lavere enn det som tidligere er observert i Åsefjorden og omkringliggende områder (Tabell 10C1), mens konsentrasjonen i torskelever fra Sykkylven indre lå omtrent som tidligere observert i Hessafjorden.

Tabell 10. Konsentrasjonen av α -, β - og γ -heksabromsyklododekan (ng/g våtvekt) samt summen av disse (Σ HBCD) i torskefilet (A) og torskelever (B) fra 4 stasjoner i Storfjorden og Ellingsøyfjorden. Fettprosent er også vist. Σ HBCD er også oppgitt på fettbasis (ng/g fett). Stasjonene er sortert etter stigende verdi for Σ HBCD. Observasjoner under deteksjonsgrensen er angitt med mindre enn (<). Ved beregning av Σ HBCD er verdier under deteksjonsgrensen ikke tatt med. Data fra Fjeld et al 2005 og Berge et al 2006 er også vist (C).

A: Filet

Stasjons nr og navn	% fett	Σ HBCD (ng/g fett)	Σ HBCD	α -HBCD	β -HBCD	γ -HBCD
Sykkylven indre	0,150	4,371	0,007	0,007	<0,010	<0,010
Olsvika	0,190	0,000	0,000	<0,010	<0,010	<0,010
Gangstøvika	0,300	7,642	0,023	0,014	<0,010	0,008

B: Lever

Stasjons nr og navn	% fett	Σ HBCD (ng/g fett)	Σ HBCD	α -HBCD	β -HBCD	γ -HBCD
Olsvika	41,10	25,888	10,640	9,77	0,04	0,83
Gangstøvika	47,50	24,41	11,59	10,83	0,02	0,75
Sykkylven indre	26,100	58,55	15,28	13,76	0,10	1,43

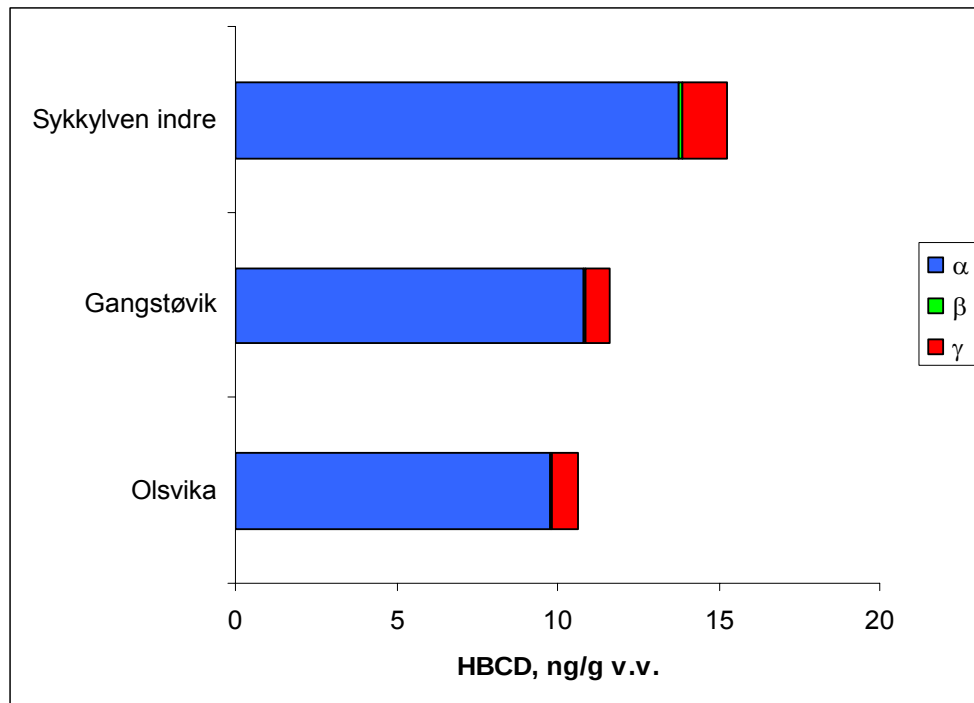
C1: Data (lever) fra Berge et al. 2006

	Fett %	Σ HBCD (ng/g fett)	Σ HBCD (ng/g v.v.)
St. 2 Hessafjorden	48,16	32,0	15,4
St. 6 Aspevågen/Slinningen	51	48,3	24,6
St. 4 Humla	46,72	79,2	37,0
St. 1 Åse, vest pumpestasjon	38,3	111,1	42,6
St. 5 Tjørundet Nord	38,68	114,3	44,2

C2: Data (lever) fra Fjeld et al. 2005

Stasjon	Fett %	Σ HBCD (ng/g fett)	Σ HBCD (ng/g v.v.)
Ulsteinvik	23,5	10,47	2,46
Svolvær			2,78
Færder	31,4	18,60	5,84
Bømlo/Sotra	54	13,35	7,21
Lista	53,4	14,16	7,56
Indre Sør fjord	46,1	43,25	19,94
Indre Oslofjord	50,4	44,94	22,65
Indre Oslofjord	59,2	38,29	22,67

Alle leverprøvene var dominert av α -HBCD (Figur 11). I forhold til områder som presumptivt ikke skulle ha noen tilførsler av HBCD (se Tabell 10C2) ligger konsentrasjonen av HBCD i torsk fra indre område i Sykkylvsfjorden noe høyt og kan tyde på en viss HBCD belastning.



Figur 11. Konsentrasjonen av α , β og γ -HBCD i lever av torsk fra 3 stasjoner i Storffjorden og Ellingsøyfjorden.

4.3.4 Brosme

Brosme er tidligere ikke benyttet i overvåking av bromerte flammehemmere og det foreligger derfor ikke resultater over forekomst av HBCD i denne fiskeart. Resultatene fra fisk fra Storegga er i denne undersøkelse å anse som en kontroll-lokalitet som de observerte nivåene i Storfjorden kan sammenlignes med. Konsentrasjonen av HBCD i både filet og lever var lavere i fisk fra Sykkylven ytre enn Storegga (Tabell 11). Dette tyder på at fisken fra Sykkylven ytre ikke eksponeres for HBCD ut over det en må forvente fra diffus belastning. Konsentrasjonen av HBCD i filet fra Stordal var klart høyere enn prøven fra Storegga og Sykkylven og kunne alene tyde på en viss påvirkning. HBCD konsentrasjonen i leverprøven fra Stordal lå imidlertid omtrent i samme nivå som den fra kontroll-lokaliteten på Storegga. Dette tolkes som at heller ikke fisk fra Stordal er vesentlig eksponert for HBCD. Det er også verd å legge merke til at konsentrasjonen av HBCD i brosmelever er vesentlig lavere enn det som tidligere er observert i torskelever fra fisk fra Åsefjorden og omkringliggende områder hvor det er en klar HBCD påvirkning. En samlet fremstilling av observerte konsentrasjoner av Σ HBCD i torskelever og brosmelever ulike områder i Ålesundsområdet vise at det er i Åsefjorden, Tjørsundet og Humla at en har de høyeste konsentrasjoner (**Figur 13**).

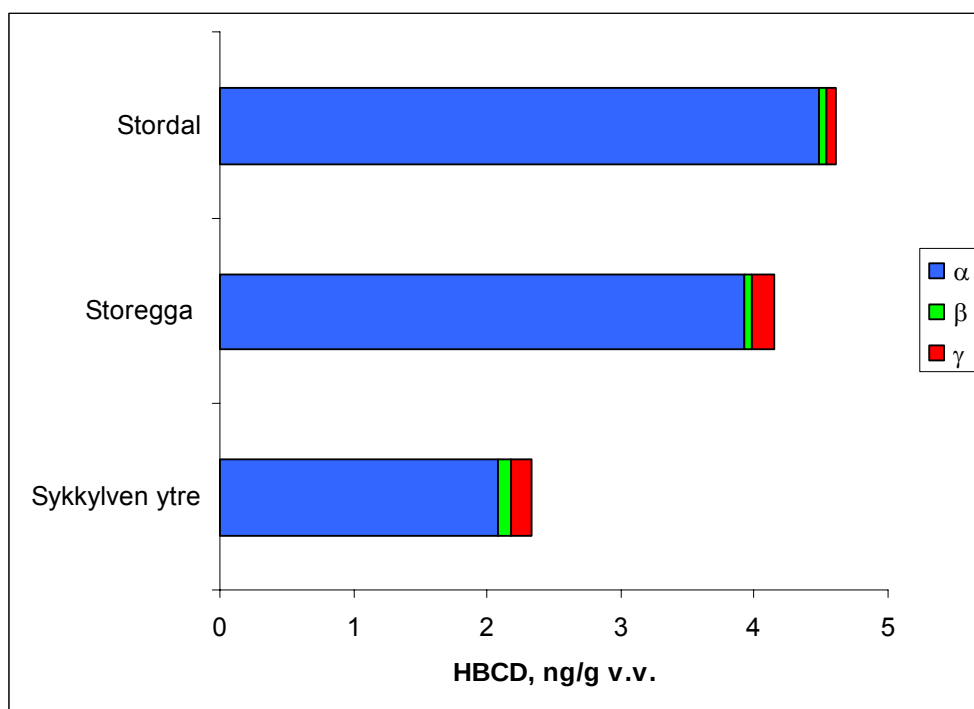
Tabell 11. Konsentrasjonen av α -, β - og γ -heksabromsyklododekan (ng/g våtvekt) samt summen av disse (Σ HBCD) i brosmeilet (A) og brosmelever (B) fra i Storfjorden, Ellingsøyfjorden samt Storegga. Fettprosent er også vist. Σ HBCD er også oppgitt på fettbasis (ng/g fett). Stasjonene er sortert etter stigende verdi for Σ HBCD. Observasjoner under deteksjonsgrensen er angitt med mindre enn (<). Ved beregning av Σ HBCD er verdier under deteksjonsgrensen ikke tatt med.

A: Filet

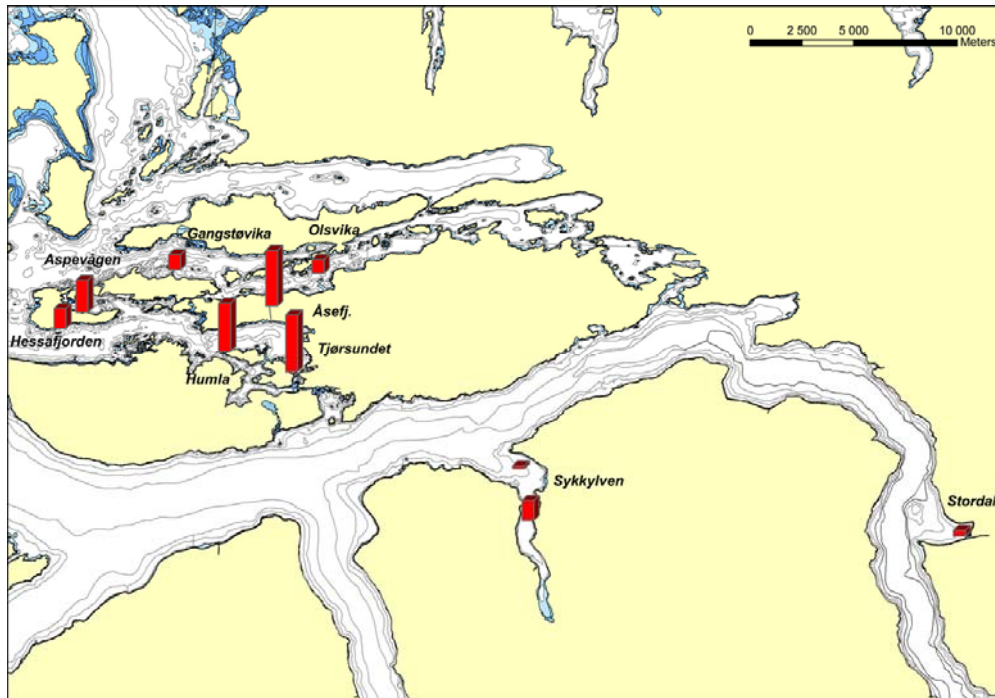
Stasjons nr og navn	% fett	Σ HBCD (ng/g fett)	Σ HBCD	α -HBCD	β -HBCD	γ -HBCD
Sykkylven ytre	0,200	0,000	0,000	<0,010	<0,010	<0,010
Storegga	0,400	1,663	0,007	0,007	<0,010	<0,010
Stordal	0,250	13,499	0,034	0,028	<0,010	0,006

B: Lever

Stasjons nr og navn	% fett	Σ HBCD (ng/g fett)	Σ HBCD	α -HBCD	β -HBCD	γ -HBCD
Sykkylven ytre	43,900	5,303	2,328	2,085	0,092	0,152
Storegga	38,400	10,784	4,141	3,925	0,059	0,157
Stordal	40,300	11,288	4,549	4,483	0,061	0,066



Figur 12. Konsentrasjonen av α , β og γ -HBCD i lever av brosme fra 2 stasjoner i Storfjorden og en stasjon (Storegga) i åpent hav.



Figur 13. Samlet fremstilling av de observerte konsentrasjoner av Σ HBCD i prøver av lever fra torsk og brosme fra områder i Ålesundsregionene. Figuren viser data fra prøver fra stasjoner undersøkt i denne undersøkelse samt utvalgte resultater (torsk) fra undersøkelser foretatt i 2005. Den høyeste søylen (Tjørsundet) representerer en konsentrasjon på 44,2 ng/g v.v.

4.3.5 Hyse og hvitting

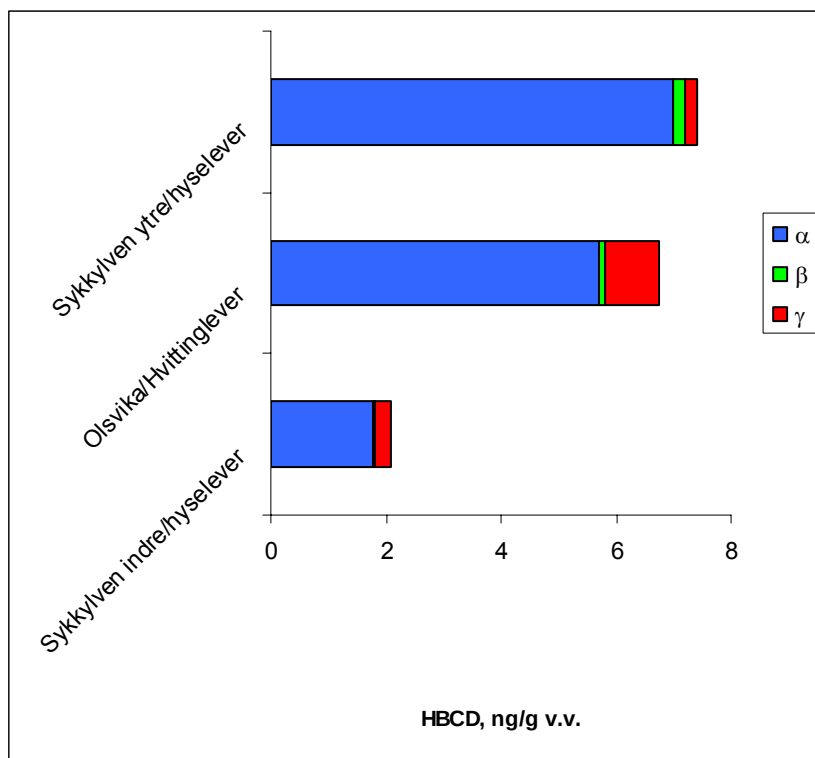
Hyse og hvitting er tidligere ikke benyttet i overvåking av bromerte flammehemmere og det foreligger derfor ikke resultater over forekomst av HBCD i disse to fiskeslagene fra norske kystområder. Både hyse og hvitting er imidlertid torskefisk med et relativt høyt fettinnhold i lever (tilsvarende som i torsk) og det er derfor mest naturlig å sammenligne nivåene som er observert (**Tabell 12**) med tilsvarende i torskelever (**Tabell 10**). En slik sammenligning viser at nivåene som er observert i hyse og hvitting er omtrent i samme nivå som observert i områder uten identifiserte punktkilder (**Tabell 10C2**), men er klart lavere enn det som er observert i torskelever fra Åsefjorden (**Tabell 10C1**). Hyseleveren fra den indre stasjonen i Sykkylven inneholdt vesentlig mindre Σ HBCD enn det som ble observert i torskelever fra samme område (**Tabell 10B**). Torsken og hysen fra Sykkylven indre ble fanget omtrent i samme dyp (**Tabell 3**) så forskjeller i fangstdyp (og derfor muligens også eksponering) er neppe noen forklaring. For begge fiskeslagene ble det imidlertid analysert få individer (**Tabell 3**). Dette betyr at usikkerheten mht. resultatenes representativitet for området er større enn det en i utgangspunktet ønsket. Særlig gjelder dette torskeresultatene fra Sykkylven indre hvor den analyserte prøven inneholdt materiale fra 4 fisk. α -HBCD dominerte i de tre analyserte prøvene (**Figur 4**).

Sett under ett gir resultatene fra analyse av hyse og hvitting ingen indikasjon på noen betydelig HBDC påvirkning verken i Sykkylven eller i Olsvika.

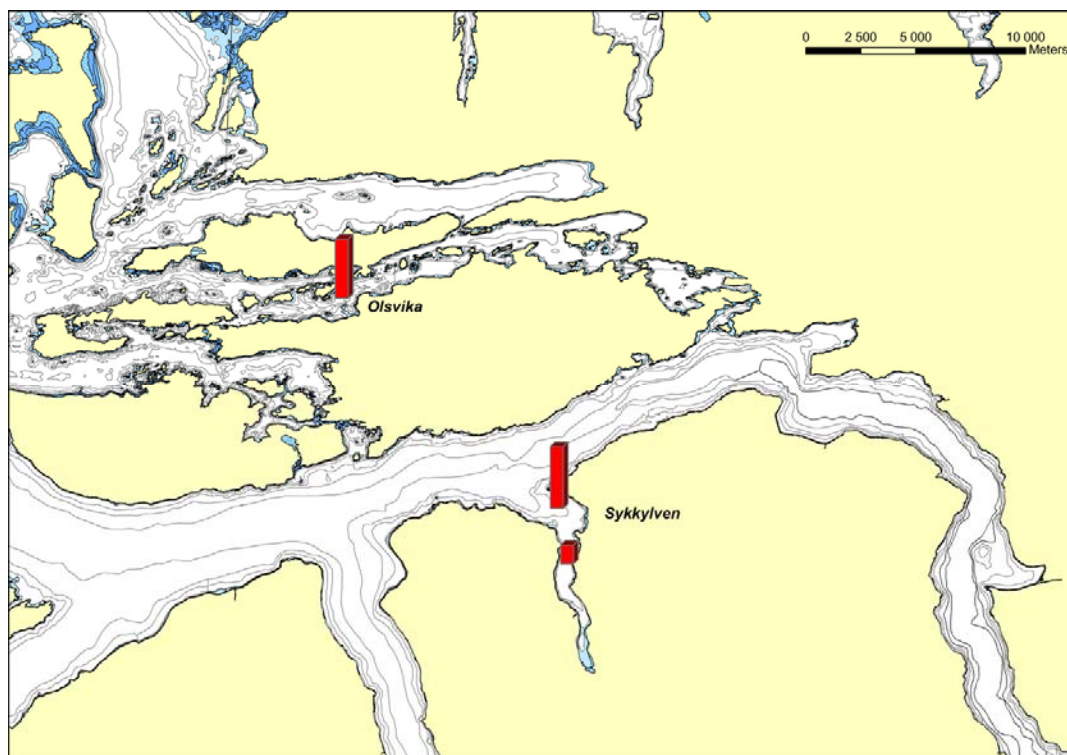
En samlet fremstilling av de observerte konsentrasjoner av Σ HBCD i prøver av lever fra hvitting og vises i **Figur 15**.

Tabell 12. Konsentrasjonen av α -, β - og γ -heksabromsyklododekan (ng/g våtvekt) samt summen av disse (Σ HBCD) i lever av hyse og hvitting fra Sykkylven i Storfjorden og Olsvika i Ellingsøyfjorden. Fettprosent er også vist. Σ HBCD er også oppgitt på fettbasis (ng/g fett). Stasjonene er sortert etter stigende verdi for Σ HBCD.

Lever							
Stasjons	Fiskeslag	% fett	Σ HBCD (ng/g fett)	Σ HBCD	α -HBCD	β -HBCD	γ -HBCD
Sykkylven indre	Hyse	59,400	3,531	2,098	1,787	0,033	0,277
Olsvika	Hvitting	47,350	14,048	6,652	5,716	0,082	0,936
Sykkylven ytre	Hyse	67,000	10,439	6,994	6,994	0,223	0,197



Figur 14. Konsentrasjonen av α , β og γ -HBCD i lever av hyse og hvitting



Figur 15. Samlet fremstilling av de observerte konsentrasjoner av Σ HBCD i prøver av leverprøver av fra Sykkylven(hyse) og Olsvika (hvitting). Den høyeste søylen (Ytre stasjon i Sykkylven) representerer en konsentrasjon på 7 ng/g v.v.

4.3.6 Sammenfatning – HBCD

Undersøkelsene av forekomst av HBCD har hatt som formål å gi svar på følgende spørsmål:

- Er det i dag fremdeles en tilførsel av HBCD til bunnområdene i Åsefjorden
- I hvilken grad er fjordmiljøet i områder i Storfjorden hvor det er eller har vært drevet møbelindustri påvirket av HBCD
- I hvilken grad er to området i Ellingsøyfjorden hvor det er eller har vært drevet avfallsdeponering påvirket av HBCD

Når det gjelder det første spørsmålet så kan vi definitivt slå fast at dypområdene Åsefjorden fremdeles tilføres HBCD. Konsentrasjonen av HBCD i det tilførte materiale er såpass høyt at det er potensial for at sedimentkonsentrasjonen i dypområdene i Åsefjorden vil kunne øke utover det som tidligere er observert.

Resultater fra de analyserte matrikser belyser ulike sider ved en eventuell HBCD eksponering i resipienten. Blåskjell lever nær overflaten og belyser i hovedsak eventuell nåtidige tilførsler til overflatevannet, mens overflatesedimentet belyser eventuelle tilførsler til lokaliteten hvor sedimentet er innsamlet, noe som i dette tilfellet i hovedsak er dypområdene (se Tabell 1). Resultatene fra analyse av hydrofobe forbindelser i fisk (eksempelvis HBCD) belyser i hovedsak forekomst og eksponering via næringsnettet, men kan for mer vannløslige forbindelser også belyse eksponering via vann/gjeller.

Analyseresultatene fra blåskjell og sediment fra Stordal og Sykkylven tyder på at det ikke er noen nåtidig tilførsel av HBCD av betydning til overflatevannet. Sedimentprøvene tyder på at det de senere år heller ikke har vært noen tilførsler til dypere vann. Heller ikke fiskeresultatene tyder på noen tydelig HBCD påvirkning i Stordal. Det samme er tilfelle for Sykkylven, men her ble det likevel observert noe høye verdier i torskelever som kan tyde på at de analyserte fisk av en eller annen grunn har blitt eksponert for HBCD. Siden fisken er mobil kan en tenke seg at den kan ha blitt eksponert i et annet område (eksempelvis i Åsefjorden) og i etterkant har forflyttet seg til fangstområdet i Sykkylven. Stordal og Sykkylven ble valgt ut som undersøkelses-lokalitet med bakgrunn i at det der gjennom mange år har vært drevet ulike former for møbelindustri. De relativt lave konsentrasjonene av HBCD som er observert i disse områdene tyder på at møbelindustrien ikke har tilført nærmiljøet HBCD i mengder av betydning.

Resultatene fra analyse av sediment fra Olsvika og Gangstøvika tyder på at en viss HBCD eksponering har funnet sted i Ellingsøyfjorden de senere år, men siden blåskjellprøvene ikke viste noen HBCD eksponering av betydning tyder det på at eksponeringen via overflatevannet i dag er liten. Også resultatene fra fiskeprøvene fra Olsvika og Gangstøvika tyder på at HBCD påvirkning er liten i disse områdene.

Analyseresultatene fra sediment fra stasjonen i Vegsundet og Langevåg (Devold) viste at begge lokalitetene er påvirket av HBCD, men i mindre grad enn innerst i Spjelkavika.

4.4 Polybromerte difenyletere (PBDE) i sediment, blåskjell og fisk

4.4.1 Sediment

Konsentrasjonene av Σ PBDE varierte mellom 0,47 og 414 ng/g tørrvekt (**Tabell 13A**). Den laveste konsentrasjonen ble observert i sedimentet fra Sykkylven og den høyeste i sedimentet fra Vegsund. Med unntak av sedimentet fra Vegsundet lå alle observerte Σ PBDE-konsentrasjoner under det som tidligere er observert i Åsefjorden og omkringliggende områder (**Tabell 13B1**). Spesielt lave var konsentrasjonene i sedimentet fra Sykkylven, Stordal og Olsvika 1. Konsentrasjonsnivået på disse stasjoner lå omtrent i samme nivå som tidligere er observert i områder som Vrengensundet, Hommelvik, Leangbukta og Hvaler hvor en ikke har kjente punktkilder (**Tabell 13B2**). Det tyder derfor på at en ikke har noen klare punktkilder for utslipp av PBDE i Storfjorden og i nærheten av Olsvika 1.

Konsentrasjonen i sediment fra Gangstøvik 1 og 2, Olsvik 2, Devold og Vegsundet lå imidlertid over det som til nå er observert i områder uten kjente punktkilder (**Tabell 13B2**) og kan derfor tyde på en moderat eksponering. Av de fire stasjoner i Ellingsøyfjordområdet (dvs. Gangstøvik 1 og 2 og Olsvika 1 og 2) ble de høyeste konsentrasjoner av Σ PBDE observert i på de dypeste stasjoner i de to områdene (dvs. Gangstøvik 2 og Olsvika 2). Disse stasjonene er også lengst borte fra de to tidligere nevnte deponiene. Deponiene er derfor nødvendigvis ikke kilden til den PBDE påvirkningen som observeres i Ellingsøyfjorden.

Konsentrasjonen i sedimentet fra Langevåg (Devold) var noe høy, men lavere enn det som tidligere er observert på dypere vann ute i Hessafjorden (**Tabell 13B1**). En samlet fremstilling av observerte konsentrasjoner av Σ PBDE i ulike områder i Ålesundsområdet vises i **Figur 18**. Spesielt høy var konsentrasjonen av Σ PBDE i sedimentet fra Vegsundet, men likevel ikke så høye som tidligere observert i det nærliggende Tjørsundet (**Tabell 13B1**) og i felle materialet fra Åsefjorden. Likhetsstrekk når det gjelder kongenersammensetningen i disse 3 prøvene (se **Figur 16**) kan tyde på at de er påvirket av samme kilde.

BDE 209 var den dominerende kongeneren i alle de analyserte prøvene (**Tabell 13A, Figur 17**) og enkeltforbindelsene BDE-47, 99, 206 og 209 ble observert i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen i alle prøver. BDE 47-71, BDE 100, BDE 143, BDE 154 ble også observert i flertallet av prøvene (**Tabell 13A**). Det er også verdt å bemerke at det i sedimentet fra Stordal var en viss dominans av BDE 183 som i alle andre prøver lå under deteksjonsgrensen (**Tabell 13A**).

Tabell 13. Konsentrasjonen av polybromerte difenyletere (PBDE) i marine overflatesedimenter fra Storfjorden og Ellingsøyfjorden. Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er merket med mindre enn (<). Ved beregning av Σ PBDE er verdier under deteksjonsgrensen ikke tatt med. Stasjonene i tabellen er rangert etter stigende konsentrasjoner av Σ PBDE (ng/g tørrvekt). Alle verdier er oppgitt i forhold til tørrvekt sediment (ng/g t.v.). Data fra Fjeld et al. 2005 og Berge et al. 2006 er også vist (B).

A

Stasjon	BDE-28	BDE-47	BDE-66	BDE-49 + 71	BDE-77	BDE-85	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183
Sykkylven 2	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Sykkylven 1	<0,01	0,03	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	0,06	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	<0,01
Stordal	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	0,04	0,01	0,20
Olsvik 1	<0,01	0,03	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Gangstøvik 1	<0,01	0,03	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	0,05	0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	<0,01
Olsvik 2	<0,01	0,04	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	0,05	0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	<0,01
Devold	<0,01	0,05	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	0,06	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Gangstøvik 2	<0,01	0,08	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	0,16	0,03	<0,01	<0,01	0,03	0,03	<0,01
Vegsund	0,01	0,68	0,03	0,38	<0,01	0,04	1,14	0,17	0,02	0,02	0,18	0,18	<0,01

Tabell 13A (fortsettelse)

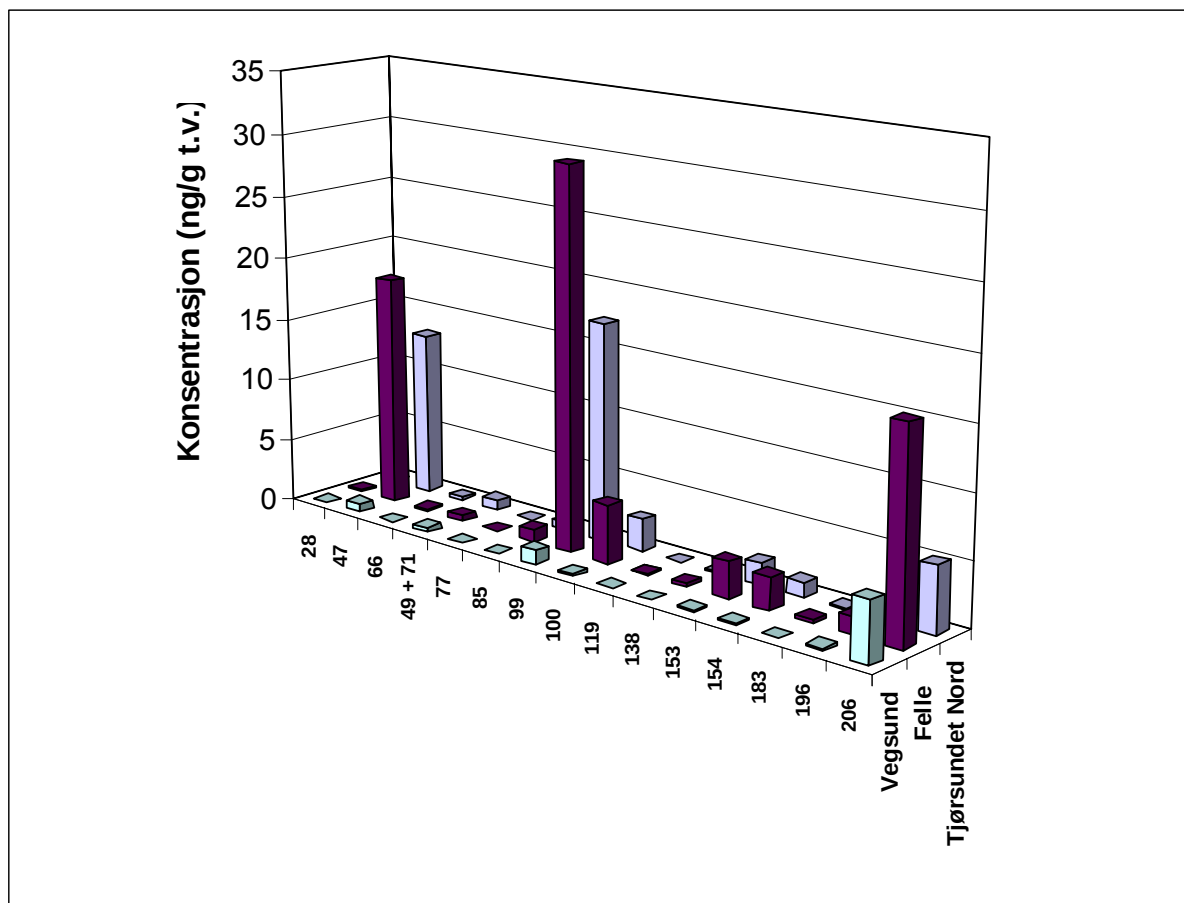
Stasjon	BDE-196	BDE-206	BDE-209	Σ PBDE (ng/g t.v.)
Sykkylven 2	<0,01	0,01	0,41	0,47
Sykkylven 1	<0,01	0,02	0,90	1,08
Stordal	0,05	0,03	0,85	1,22
Olsvik 1	<0,01	0,09	3,58	3,75
Gangstøvik 1	<0,02	0,21	10,38	10,73
Olsvik 2	<0,01	0,28	12,94	13,36
Devold	<0,04	0,37	17,33	17,85
Gangstøvik 2	0,03	0,46	24,96	25,81
Vegsund	0,25	4,75	405,68	413,52

B1: Data fra Berge et al. 2006

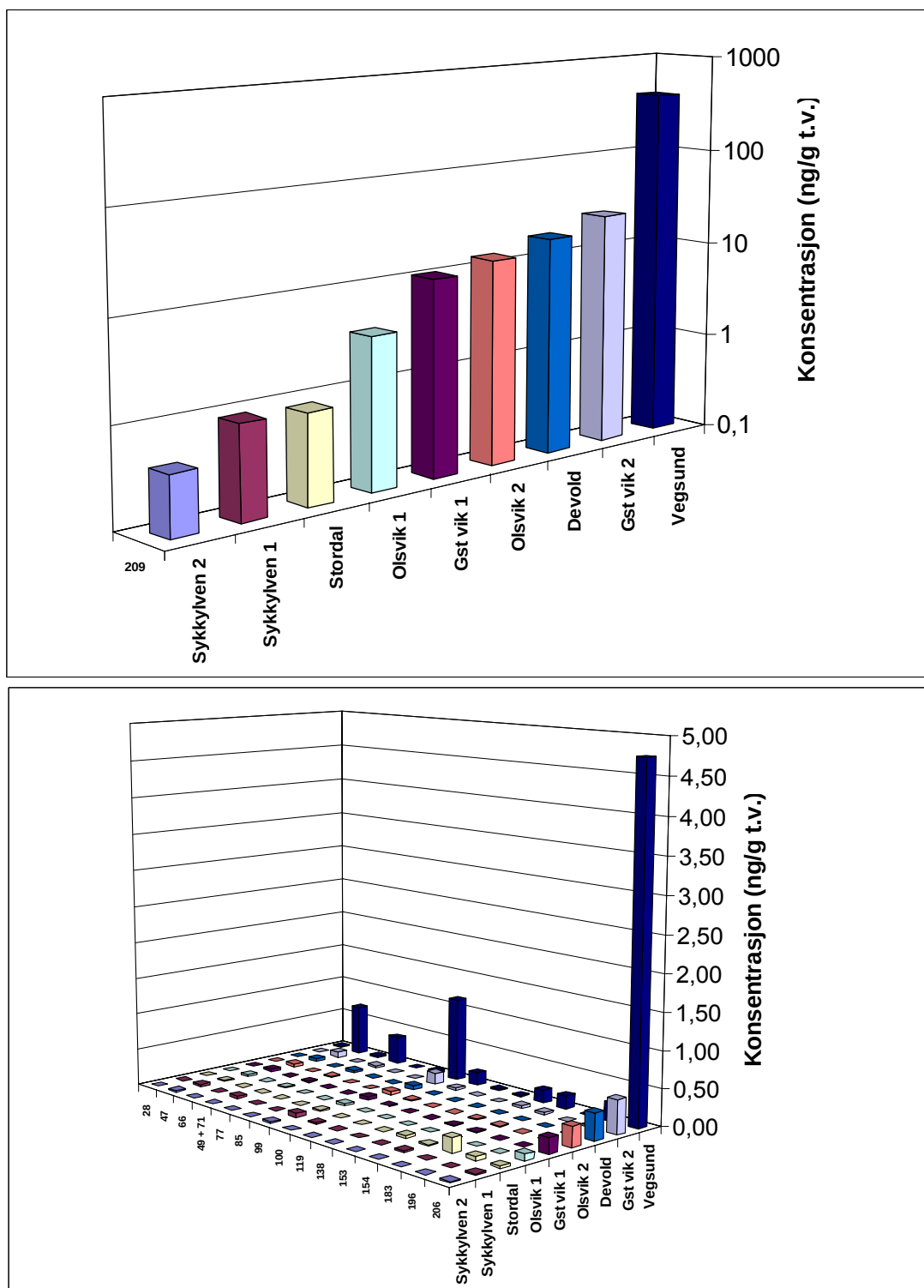
St. 2 Hessafjorden	69,40	71,0
St. 4 Humla vest	284,70	287
St. 6 Aspevågen	973,20	983
St. 8 Borgundfjorden	1063,20	1 074
St. 5 Tjørundet Nord	1555,84	1 599

B2: Data fra Fjeld et al. 2005

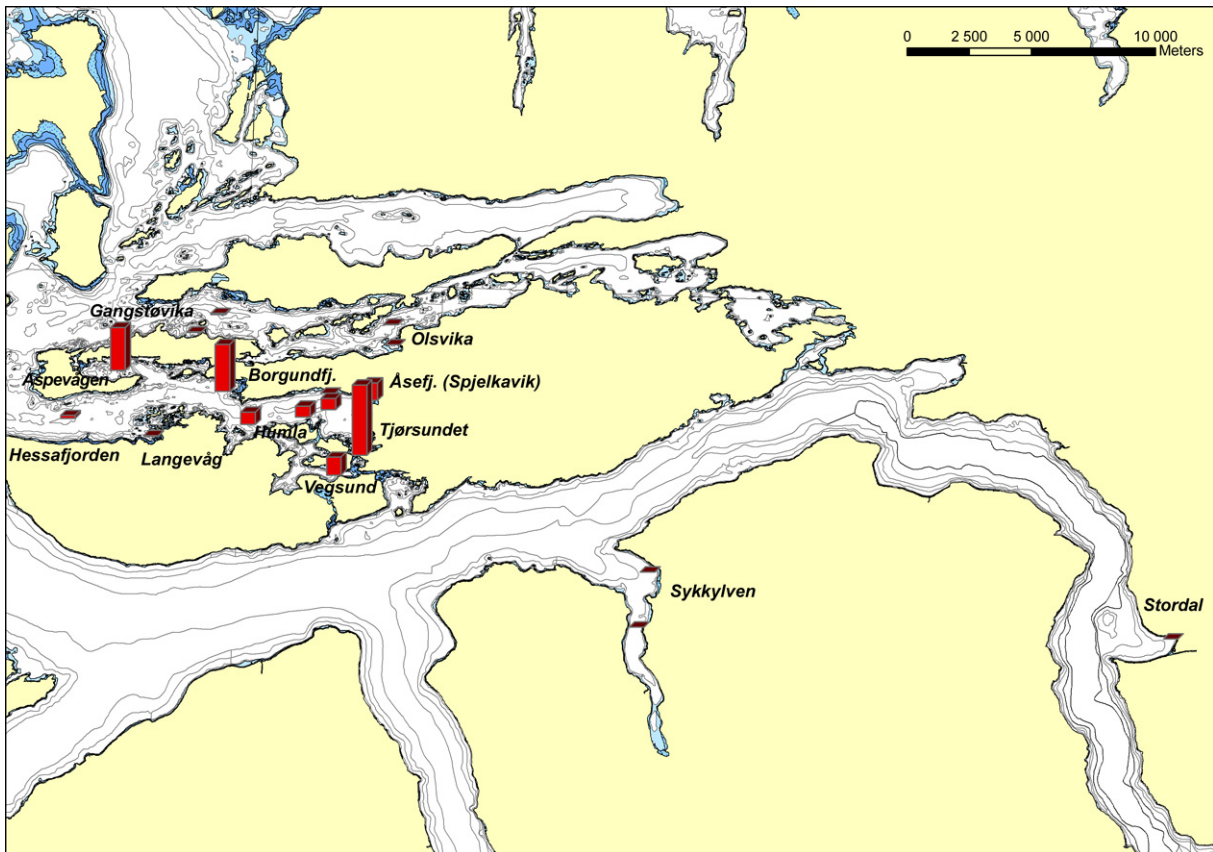
Vrengensundet, St. 1	2,11	2,33
Hommelvik	2,93	3,16
Leangbukta, St. 1	1,98	3,18
Hvaler, St. 1	3,96	4,21
Ulsteinvik, St. 2	34,2	36,1
Rubbestadneset	169,8	180,7
Åsefjorden, St. 3	242	248,6
Åsefjorden, St. 2	240,4	254,1
Åsefjorden, St. 1	197,2	328,3
Åsefjorden, St. 1	220,6	466,5



Figur 16. Konsentrasjonen av polybromerte difenyletere (PBDE) i marine overflatesedimenter fra Vegsund, Tjørundet Nord (data fra Berge et al 2006) og i fellematerialet fra Åsefjorden. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er vist som null. Kongeneren BDE 209 dominerte sterkt i alle prøver og er ikke vist.



Figur 17. Konsentrasjonen av polybromerte difenyletere (PBDE) i marine overflatesedimenter fra stasjoner i Storfjorden og Ellingsøyfjorden. Øverst: PBDE nr 209, konsentrasjoner er vist på logaritmisk skala. Nederst: PBDE 28-206, konsentrasjoner er vist på aritmetisk skala. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er vist som null.



Figur 18. Samlet fremstilling som viser sedimentkonsentrasjonen av Σ PBDE i ulike områder i Ålesundsområdet. Figuren viser data fra sedimentprøver fra stasjoner undersøkt i denne undersøkelse samt utvalgte resultater fra undersøkelser foretatt i 2005 og 2006. Den høyeste søylen (Tjørsundet) representerer en konsentrasjon på 1556 ng/g t.v.

4.4.2 Blåskjell

Konsentrasjonene av Σ PBDE i skjell fra de fire analyserte stasjoner varierte fra 0,26 til 0,67 ng/g våtvekt (**Tabell 14**, **Figur 19**).

Enkeltforbindelsene BDE-47, BDE-99, BDE-100 og BDE-49+71 ble observert i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen i alle prøver (**Tabell 14**, **Figur 19**). BDE-209 var ikke så dominerende i blåskjell (**Figur 19**) som observert i sediment (**Figur 17**).

Konsentrasjonen i skjellinnmat var omtrent som tidligere observert i områder uten kjente punktkilder (Vrengensundet, Austvik, Espevær, Hvaler, Leangbukta og Ulsteinvik, Fjeld et al 2005, se også **Tabell 14B**) eller bare ubetydelig høyere. Dette tyder på at PBDE påvirkning via overflatevannet er liten både på de analyserte stasjoner i Storfjorden med møbelindustri i nærområde (Sykkylven, Stordal) og i Ellingsøyfjorden (Gangstøvika, Olsvika) med tidligere og nåværende deponi i nærområdet. En samlet fremstilling av observerte konsentrasjoner av Σ PBDE i ulike deler av Ålesundsområdet viser at skjell fra Åsefjorden har langt høyere konsentrasjoner av PBDE enn det som er observert i denne undersøkelse (se **Figur 20** og **Tabell 14**).

Tabell 14. Konsentrasjonen av polybromerte difenyletere (PBDE) i blåskjell fra Storfjorden og Ellingsøyfjorden. Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er merket med mindre enn (<). Ved beregning av Σ PBDE er verdier under deteksjonsgrensen ikke tatt med. Konsentrasjonen av enkeltkongenerer er oppgitt i forhold til våtvekt (ng/g våtvekt). Stasjonene i tabellen er rangert etter stigende konsentrasjoner av Σ PBDE (ng/g våtvekt). Data fra screeningundersøkelser foretatt på stasjoner på norskekystener også vist (Fjeld et al. 2005).

A:

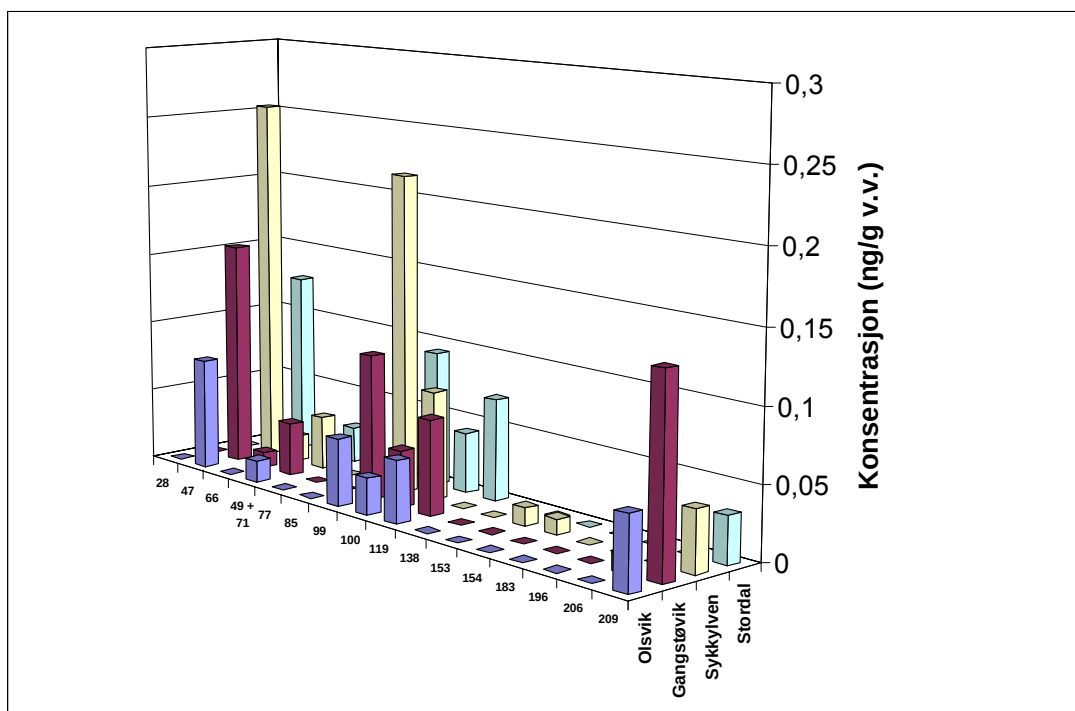
Stasjon	BDE-28	BDE-47	BDE-66	BDE-49 + 71	BDE-77	BDE-85	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183
Olsvik	<0,01	0,08	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	0,05	0,03	0,04	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Gangstøvik	<0,01	0,16	0,01	0,04	<0,01	<0,01	0,10	0,04	0,07	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Sykkylven	<0,01	0,26	0,02	0,04	<0,01	<0,01	0,22	0,08	<0,01	<0,01	0,01	0,01	<0,01
Stordal	<0,01	0,13	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	0,09	0,04	0,07	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

A (fortsettelse)

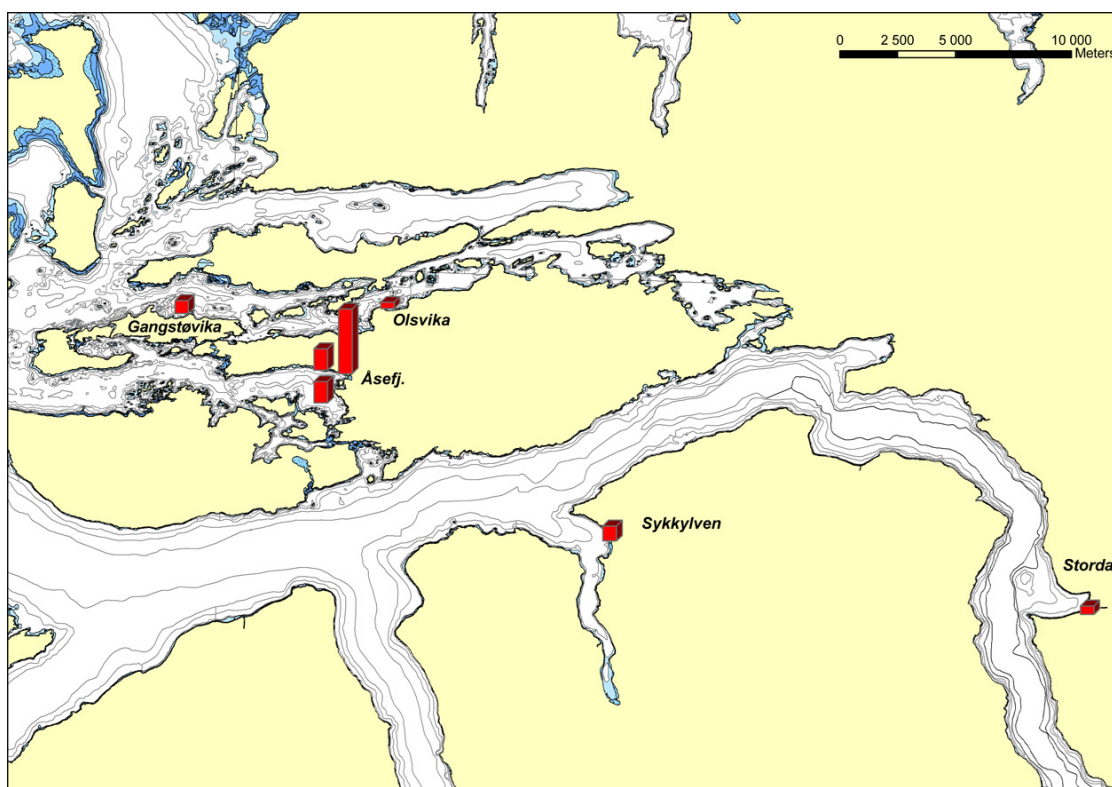
Stasjon	BDE-196	BDE-206	BDE-209	% fett	Σ PBDE (ng/g fett)	Σ PBDE (ng/g v.v.)
Olsvik	<0,01	<0,01	0,05	0,81	31,94	0,26
Gangstøvik	<0,01	0,01	0,13	1,1	50,50	0,56
Sykkylven	<0,01	<0,01	0,04	1,4	47,96	0,67
Stordal	<0,01	<0,01	<0,01	1,2	32,44	0,39

B: Data fra Fjeld et al. 2005

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



Figur 19. Konsentrasjonen av polybromerte difenyletere (PBDE) i blåskjell fra Storfjorden og Ellingsøyfjorden. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er vist som 0.



Figur 20. Samlet fremstilling av konsentrasjonen av Σ PBDE i blåskjell i ulike områder i Ålesundsområdet. Figuren viser data fra prøver fra stasjoner undersøkt i denne undersøkelse samt utvalgte resultater fra undersøkelser foretatt i 2004. Den høyeste søylen representerer en konsentrasjon på 2,63 ng/g v.v.

4.4.3 Torsk

Konsentrasjonene av Σ PBDE som ble observert i torskefilet lå i området 0,02-0,14 ng/g våtvekt og syntes dermed å være lave i alle 3 prøver (**Tabell 15**).

I torskelever fra Olsvika og Gangstøvika syntes de observerte konsentrasjoner å være moderate (ca 30 ng/g våtvekt) og lavere enn det som tidligere er observert i Åsefjorden og omkringliggende områder (**Tabell 13C**), men høyere enn det som tidligere er observert i områder som Svolvær, Færder, Lista, Bømlo/Sotra som er uten kjente punktkilder (**Tabell 13D**). Den høyeste konsentrasjonen ble observert i torsken fra indre del av Sykkylvsfjorden hvor konsentrasjonen var opp mot det som tidligere er observert i Oslofjorden (**Tabell 13D**). Konsentrasjonen av PBDE i lever av torsk fra indre område i Sykkylvsfjorden synes dermed noe høy og kan tyde på en viss belastning.

I torskefilet var det bare noen få kongenerer som ble observert i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen (BDE 47, BDE 47+71, BDE 100, BDE 119) og da hovedsakelig i prøven fra Gangstøvika (Figur 21 øverst). I torskelever dominerte de samme kongenerene som i torskefilet, men antall kongenerer som ble observert i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen var noe høyere.

Tabell 15. Konsentrasjonen av polybromerte difenyletere (PBDE) i torsk (A: filet, B :lever) fra stasjoner i Storfjorden og Ellingsøyfjorden. Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er merket med mindre enn (<). Ved beregning av Σ PBDE er verdier under deteksjonsgrensen ikke tatt med. Konsentrasjonen av enkeltkongenerer er oppgitt som ng/g våtvekt. Stasjonene i tabellen er rangert etter stigende konsentrasjoner av Σ PBDE (ng/g våtvekt).

A: Filet

	BDE-28	BDE-47	BDE-66	BDE-49 + 71	BDE-77	BDE-85	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138	BDE-153	BDE-154
Stasjon												
Olsvika	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Gangstøvika	<0,01	0,08	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,03	<0,01	<0,01	<0,01
Sykkylven indre	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
B: Lever												
Olsvika	0,65	18,73	0,09	3,55	<0,02	<0,02	0,76	5,05	0,09	<0,02	<0,02	0,89
Gangstøvika	0,59	15,07	0,15	3,63	<0,02	<0,01	0,71	3,48	5,63	<0,03	0,07	0,77
Sykkylven indre	1,88	56,47	0,57	15,30	<0,01	<0,08	2,47	22,81	<0,05	<0,15	0,31	3,97

Tabell 15 (fortsettelse)

A: Filet

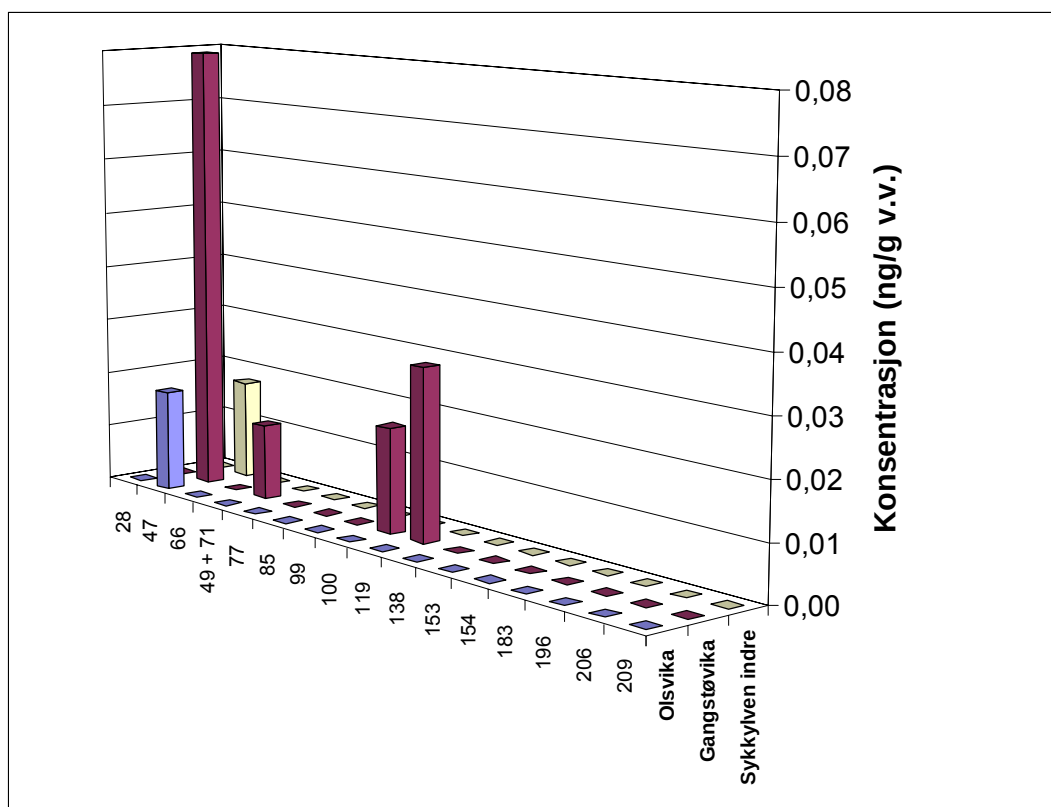
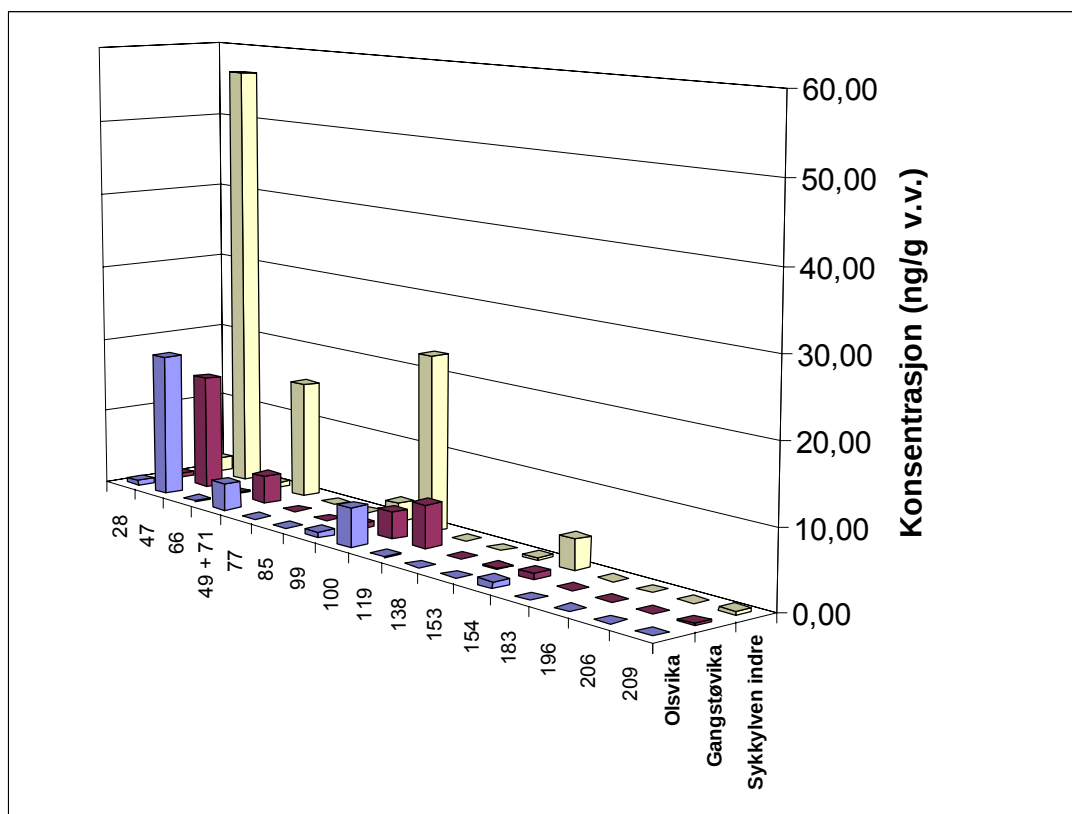
Stasjon	BDE-183	BDE-196	BDE-206	BDE-209	% fett	Σ PBDE (ng/g fett)	Σ PBDE (ng/g v.v.)
Olsvika	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,19	9,50	0,02
Gangstøvika	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,30	47,33	0,14
Sykkylven indre	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,15	11,75	0,02
B: Lever							
Olsvika	<0,01	<0,05	<0,06	<0,08	41,1	72,55	29,82
Gangstøvika	<0,01	<0,05	<0,04	0,24	47,5	63,89	30,35
Sykkylven indre	<0,04	<0,07	<0,17	0,48	26,1	399,45	104,26

C: Data for torskelever fra Berge et al. 2006

Stasjon	% fett	Σ PBDE (ng/g fett)	Σ PBDE (ng/g v.v.)
St. 2 Hessafjorden	48,2	69,98	33,7
St. 6 Slinningen / Aspevågen	51	97,08	49,5
St. 4 Humla	47,72	126,77	60,5
St. 1 Åse, vest pumpestasjon	38,3	226,04	86,6
St.5 Tjørsundet Nord	38,68	255,57	98,9

D: Data for torskelever fra Fjeld et al. 2005

Svolvær St. 2	43,4	19,6	8,49
Færder	31,4	30,6	9,61
Lista, St. 2	53,4	24,1	12,9
Bømlo/Sotra St. 2	54	44,1	23,8
Indre Sørfjord	46,1	81,7	37,7
Ulsteinvik, St. 3	23,3	220,1	51,3
Indre Oslofjord	59,2	187,2	110,8
Indre Oslofjord	50,4	222,9	112,4



Figur 21. Konsentrasjonen av polybromerte difenyletere (PBDE) i torskefilet (øverst) og torskelever (nederst) fra stasjoner i Storfjorden og Ellingsøyfjorden. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er vist som null.

4.4.4 Brosme

Brosme er tidligere ikke benyttet i overvåking av bromerte flammehemmere og det foreligger derfor ikke resultater over forekomst av PBDE i denne fiskearten. Resultatene fra Storegga er i denne undersøkelse å anse som en kontroll lokalitet som de observerte nivåene i Storfjorden sammenlignes med.

Konsentrasjonen av PBDE i filet var lave i fisk fra Sykkylven ytre og Storegga, mens konsentrasjonen i brosmefilet fra Stordal var noe høyere (**Tabell 16A**). I lever ble den laveste konsentrasjonen observert i prøven fra Storegga og klart høyere konsentrasjoner i brosme fra Sykkylven ytre og spesielt i fisken fra Stordal (**Tabell 16B**). Det er også verd å legge merke til at konsentrasjonen av PBDE i brosmelever fra Stordal er høyere enn det som tidligere er observert i torskelever fra andre steder i Norge (**Tabell 15D**). Totalt tyder dette på at fisken fra Stordal er eksponeres for PBDE ut over det en må forvente fra diffus belastning i et kontrollområde som Storegga.

Tilsvarende som i torskefilet var det også i brosmefilet bare noen få kongenerer som ble observert i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen (BDE-47, BDE-66, BDE-49+71, BDE-99, BDE-100, BDE-119, BDE-154) og da hovedsakelig i prøven fra Stordal (**Figur 22 øverst**). I brosmelever dominerte de samme kongenerer som i brosmefilet, men antall kongenerer som ble observert i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen var høyere (Figur 22). Leverprøven fra Sykkylven ytre domineres av BDE-66 som knapt ble observert i brosme fra de to andre stasjonene. Denne kongeneren var imidlertid dominerende i filetp prøven fra Stordal (**Tabell 16A**).

En samlet fremstilling av observerte konsentrasjoner av Σ PBE i torskelever og brosmelever i i Ålesundsområdet (**Figur 23**) vise en jevnere geografisk fordeling enn det en observerte for HBCD (**Figur 13**).

Tabell 16. Konsentrasjonen av polybromerte difenyletere (PBDE) i brosmen (A: filet, B: lever) fra stasjoner i Storfjorden Stordal, Sykkylven ytre, og Storegga. Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er merket med mindre enn (<). Ved beregning av Σ PBDE er verdier under deteksjonsgrensen ikke tatt med. Konsentrasjonen av enkeltkongenerer er oppgitt som ng/g våtvekt. Stasjonene i tabellen er rangert etter stigende konsentrasjoner av Σ PBDE (ng/g våtvekt).

A: Filet

	BDE-28	BDE-47	BDE-66	BDE-49 + 71	BDE-77	BDE-85	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138	BDE-153	BDE-154
Stasjon												
Sykkylven ytre	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Storegga	<0,01	0,06	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01
Stordal	<0,01	0,15	0,31	0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,04	0,06	<0,01	<0,01	0,01

B: Lever

Storegga	1,48	18,62	0,05	2,00	<0,01	0,01	0,15	4,32	0,31	<0,05	0,13	2,14
Sykkylven ytre	1,90	21,64	43,58	1,63	<0,01	<0,02	0,23	4,26	0,12	<0,02	0,10	1,89
Stordal	5,81	102,42	<0,03	2,59	<0,02	0,07	0,16	33,31	0,39	<0,02	0,14	9,60

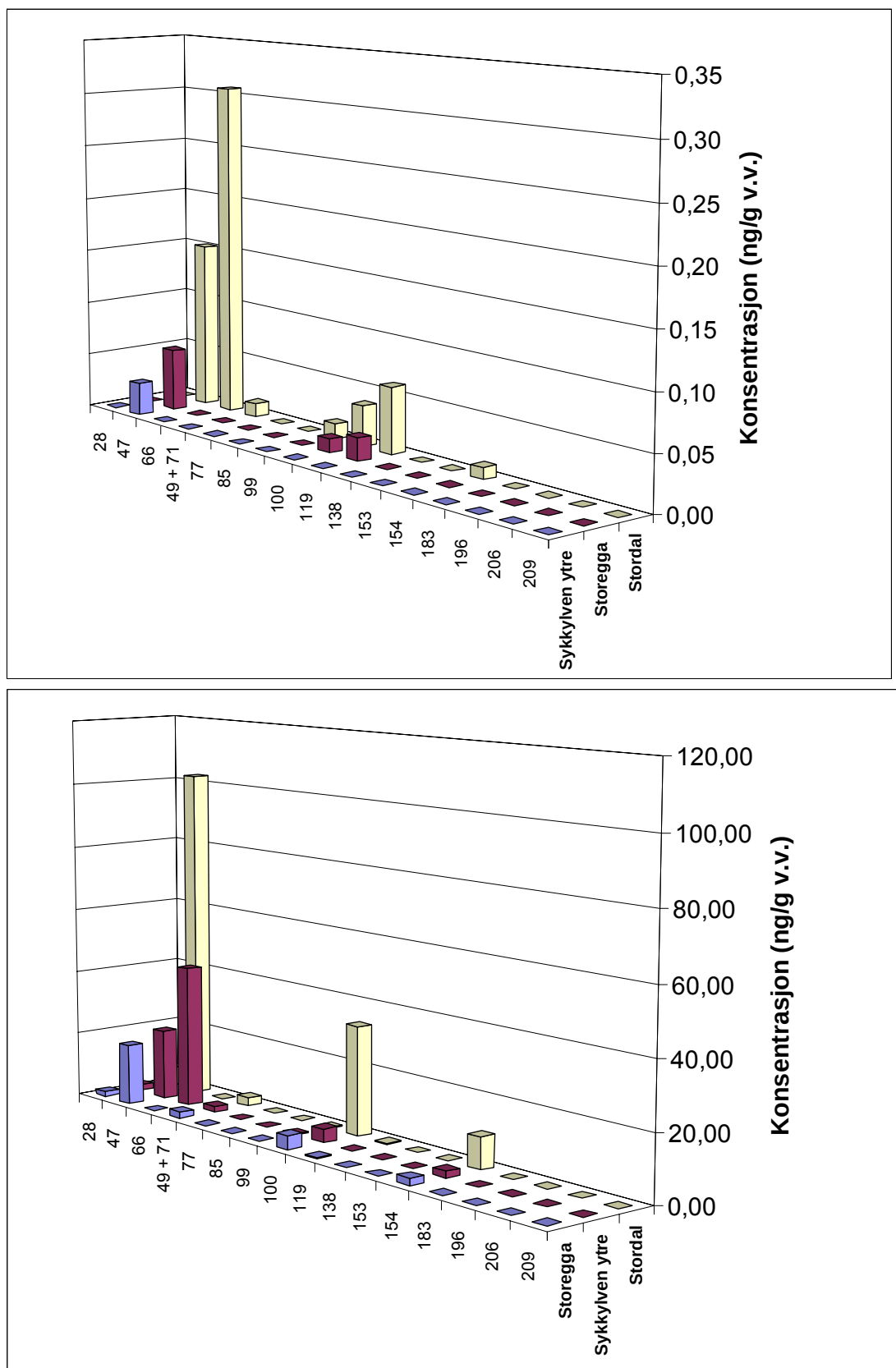
Tabell 16 (fortsettelse)

A: Filet

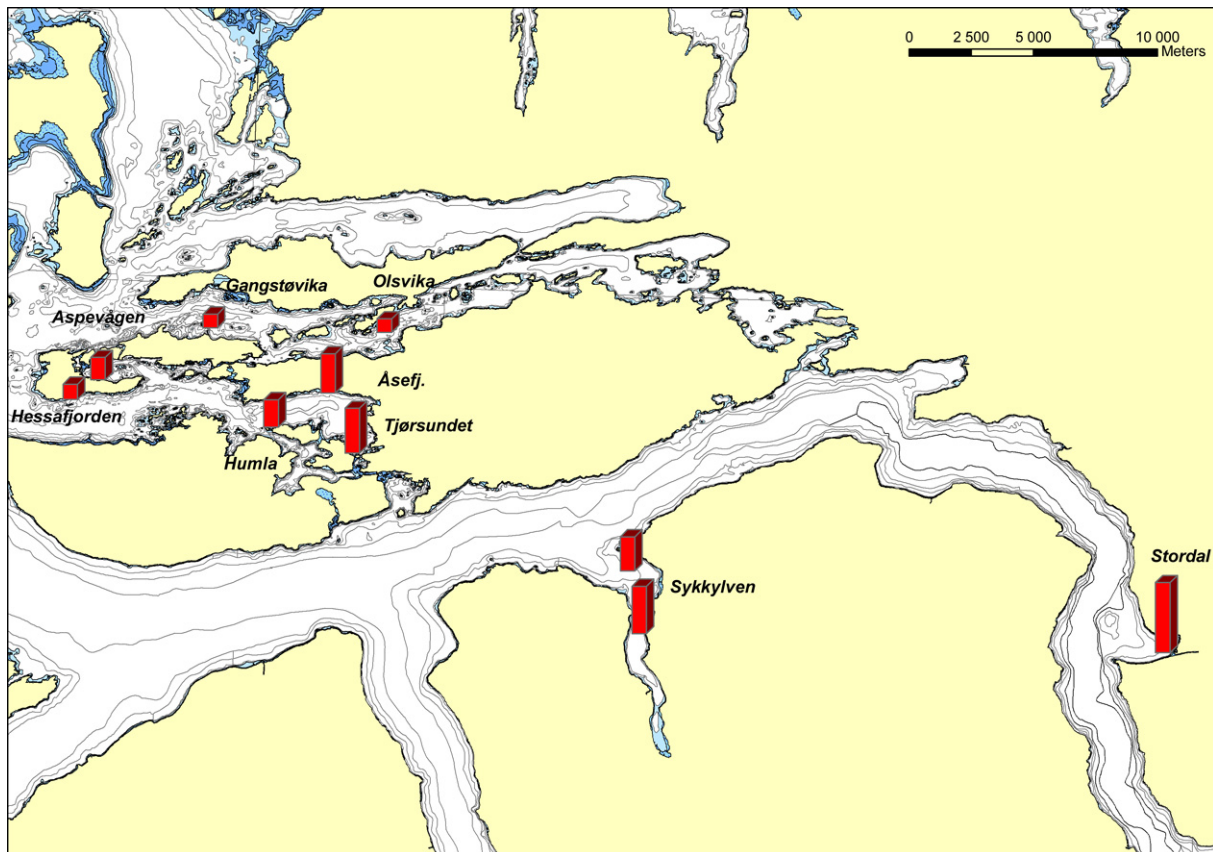
Stasjon	BDE-183	BDE-196	BDE-206	BDE-209	% fett	Σ PBDE (ng/g fett)	Σ PBDE (ng/g v.v.)
Sykkylven ytre	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,20	14,76	0,03
Storegga	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,40	22,47	0,09
Stordal	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,25	236,82	0,59

B: Lever

Storegga	<0,01	<0,03	<0,04	0,08	38,40	76,30	29,30
Sykkylven ytre	<0,01	<0,02	<0,02	<0,02	43,90	171,65	75,35
Stordal	<0,01	<0,03	<0,02	<0,05	40,30	383,33	154,48



Figur 22. Konsentrasjonen av polybromerte difenyletere (PBDE) i brosmefilet (øverst) og brosmelever (nederst) fra stasjoner i Storfjorden, Ellingsøyfjorden og Storegga. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er vist som halve deteksjonsgrensen.



Figur 23. Samlet fremstilling av de observerte konsentrasjoner av Σ PBDE i prøver av lever fra torsk og brosme fra områder i Ålesundsregionene. Figuren viser data fra prøver fra stasjoner undersøkt i denne undersøkelse samt utvalgte resultater (torsk) fra undersøkelser foretatt i 2005. Den høyeste søylen (Stordal) representerer en konsentrasjon på 154 ng/g v.v.

4.4.5 Hyse og hvitting

Hyse og hvitting er tidligere ikke benyttet i overvåking av bromerte flammehemmere og det foreligger derfor ikke resultater over forekomst av PBDE i disse to fiskeslagene fra norske kystområder. Hyse og hvitting er imidlertid torskefisk og det er derfor mest naturlig å sammenligne nivåene som er observert (Tabell 12) med tilsvarende i torskelever (Tabell 13). En slik sammenligning viser at nivåene som er observert i hyse og hvitting ligger omtrent i samme nivå som observert i torsk fra områder uten identifiserte punktkilder (Tabell 13D), men er lavere enn det som er observert i torskelever fra Åsefjorden og omkringliggende områder (Tabell 13C).

Σ PBDE konsentrasjonene i hyse og hvitting er også lavere enn det som ble observert i brosmelever fra kontroll-lokaliteten på Storegga. Hyseleveren fra den indre stasjonen i Sykkylven inneholdt klart mindre Σ PBDE enn det som ble observert i torskelever fra samme område (Tabell 13B).

Kongeners sammensetningen i leverprøvene fra hyse og hvitting (Figur 24) lignet i hovedsak på det som ble observert i torskelever (Figur 21).

En samlet fremstilling av de observerte konsentrasjoner av ΣHBCD i prøver av lever fra hvitting og vises i **Figur 25**. Sett under ett gir resultatene fra analyse av hyse og hvitting ingen klar indikasjon på noen PBDE påvirkning i Olsvika og Sykkylven.

Tabell 17. Konsentrasjonen av polybromerte difenyletere (PBDE) i lever fra hyse og hvitting. Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er merket med mindre enn (<). Ved beregning av ΣPBDE er verdier under deteksjonsgrensen ikke tatt med. Konsentrasjonen av enkeltkongenerer er oppgitt som ng/g våtvekt. Stasjonene i tabellen er rangert etter stigende konsentrasjoner av ΣPBDE (ng/g våtvekt) .

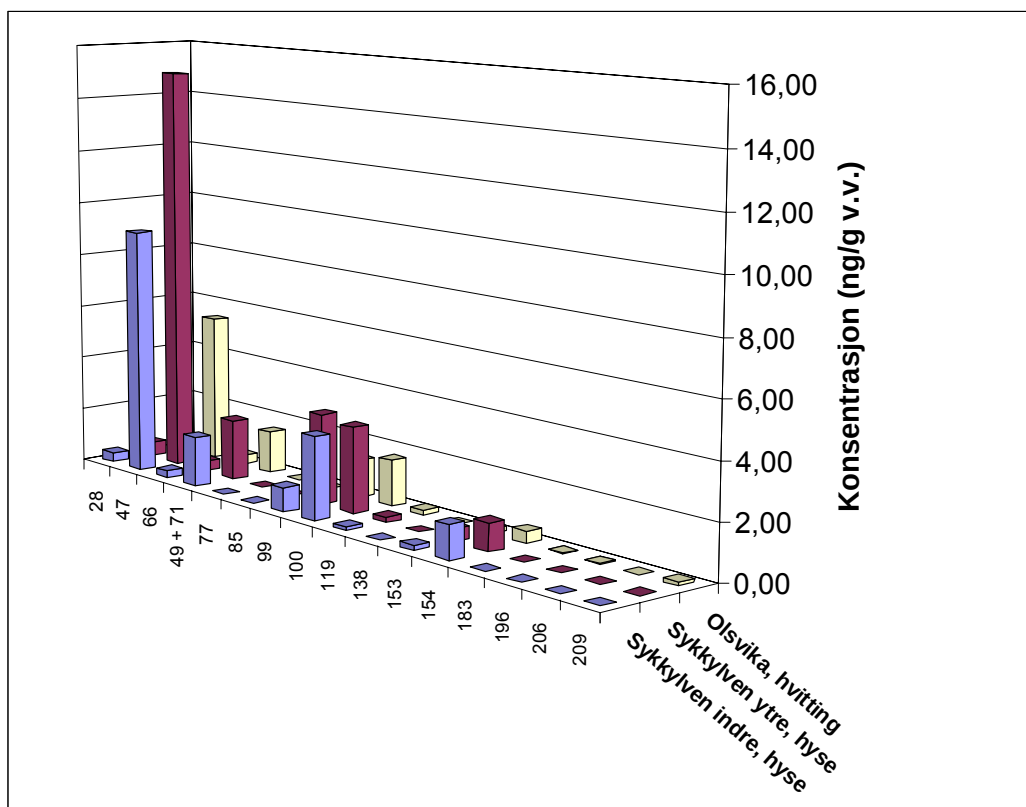
A: Lever

	BDE-28	BDE-47	BDE-66	BDE-49 + 71	BDE-77	BDE-85	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138	BDE-153	BDE-154
Stasjon												
Sykkylven indre, hyse	0,36	9,12 15,0	0,26	1,82	<0,0	<0,02	0,88	3,04	0,13	<0,04	0,17	1,23
Sykkylven ytre, hyse	0,50	0	0,39	2,22	<0,01	<0,02	3,30	3,12	0,19	<0,03	0,46	1,01
Olsvika, hvitting	0,24	5,43	0,34	1,55	<0,01	<0,01	1,36	1,67	0,16	<0,02	0,16	0,43

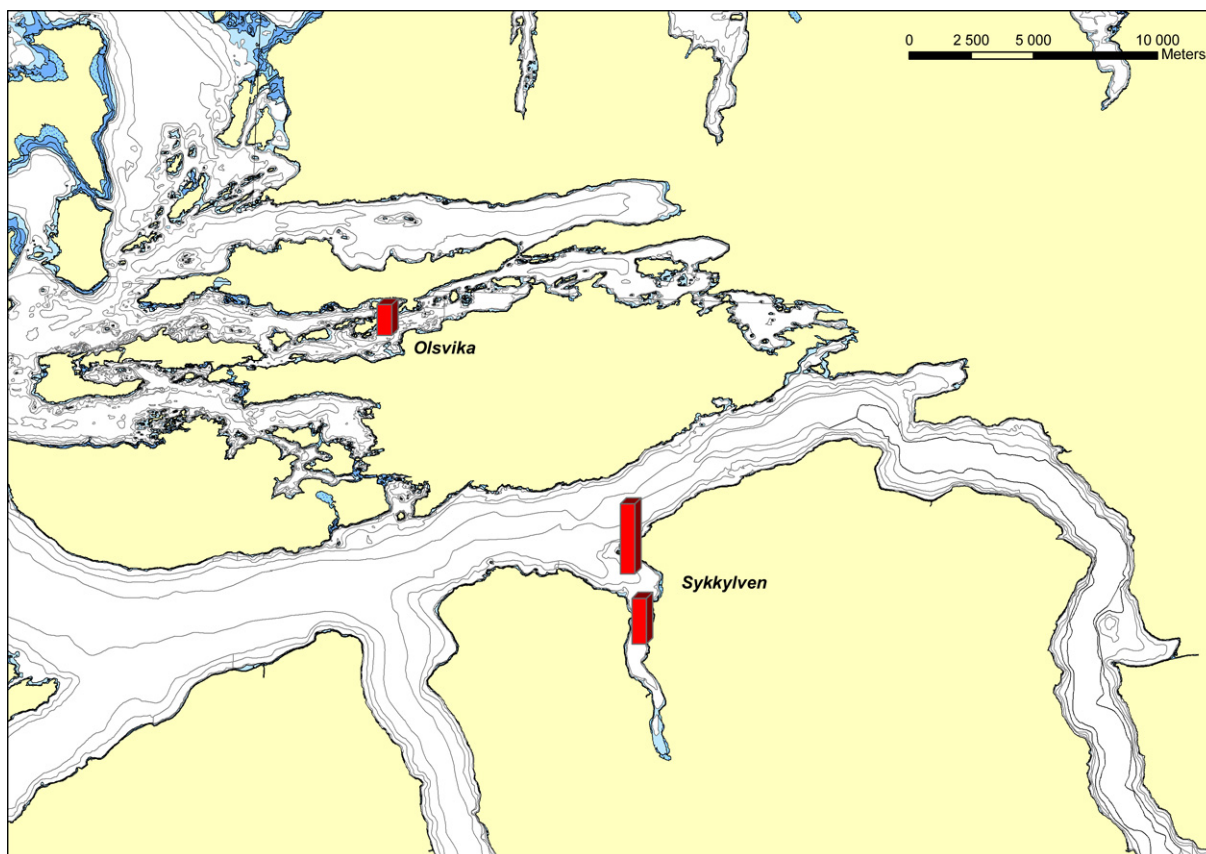
Tabell 17 (fortsettelse)

A: Lever

Stasjon	BDE-183	BDE-196	BDE-206	BDE-209	% fett	Σ PBDE (ng/g fett)	Σ PBDE (ng/g v.v.)
Sykkylven indre, hyse	<0,01	<0,05	<0,06	<0,09	59,40	28,63	17,01
Sykkylven ytre, hyse	<0,02	<0,04	<0,05	<0,07	67,00	39,08	26,19
Olsvika, hvitting	0,02	0,02	<0,04	0,14	47,35	24,33	11,52



Figur 24. Konsentrasjonen av polybromerte difenyletere (PBDE) i lever av hyse og hvalting fra stasjoner i Storfjorden, Ellingsøyfjorden og Storegga.



Figur 25. Samlet fremstilling av de observerte konsentrasjoner av Σ PBDE i prøver av lever fra hvitting (Olsvika) og hyse (Sykkylven). Figuren viser data fra prøver fra stasjoner undersøkt i denne. Den høyeste søylen (Sykkylven ytre) representerer en konsentrasjon på 26 ng/g v.v.

4.4.6 Sammenfatning – PBDE

Undersøkelsene av forekomst av PBDE har i hovedsak hatt samme formål som for HBCD, men med den forskjell at en i Åsefjorden antar å kjenne hovedkilden for HBCD, mens en ikke gjør dette for PBDE. Når det gjelder PBDE har en hatt ønske om å gi svar på følgende spørsmål:

- Er det i dag en tilførsel av PBDE til bunnområdene i Åsefjorden
- I hvilken grad er fjordmiljøet i områder i Storfjorden med møbelindustri påvirket av PBDE
- I hvilken grad er to områder i Ellingsøyfjorden hvor det er eller har vært drevet avfallsdeponering påvirket av PBDE

Når det gjelder det første spørsmålet så kan vi slå fast at dypområdene i Åsefjorden fremdeles tilføres PBDE. Siden konsentrasjonen av PBDE i det tilførte materiale (dvs. materialet i sedimentfellene) er høyere enn det som tidligere er observert i sedimentet i dypområdene i Åsefjorden (Fjeld et al 2005) er det et potensial for at sedimentkonsentrasjonen i deler av Åsefjorden vil kunne øke utover det som tidligere er observert. Konsentrasjonen i felle materialet er imidlertid mindre enn det som tidligere er observert i sediment fra Tjørundet, Borgundfjorden og Aspevågen. Dette betyr at dersom sedimenterende materiale

der har samme konsentrasjon som vi har observert i felle materialet så vil ikke sedimentering av PBDE bidra til å øke sedimentkonsentrasjonen.

Analyseresultatene fra blåskjell og sediment fra Stordal og Sykkylven tyder på at det ikke er noen nåtidig tilførsel av PBDE av betydning til overflatevannet og heller ikke resultatene fra sedimentprøvene tyder på at det de senere år har vært noen tilførsler av betydning til dypere vann. Resultatene fra PBDE analysene av skjell og sediment gir dermed på samme måte som for HBCD et inntrykk av at møbelindustrien ikke har forårsaket noen spredning av bromerte flammehemmere i de aktuelle områdene i Storfjorden.

Resultatene fra analyse av brosmelever fra Stordal (til en viss grad også Sykkylven ytre) og torskelever fra Sykkylven indre tyder likevel på en viss PBDE eksponering (sannsynligvis via inntak av byttedyr) utover det en må forvente i et kontrollområde. Hvorvidt forekomsten av PBDE i enkelte fiskeprøver fra Stordal og Sykkylven skyldes utslipp fra møbelindustrien kan ikke slås fast.

En samlet fremstilling av de observerte konsentrasjoner av Σ PBDE i prøver av lever fra torskefisk (torsk, brosme, hvitting og hyse) i ulike områder i Ålesundsregionen viser at fisk fra spesielt Sykkylvsfjorden, Stordal, Tjørsundet og Åsefjorden inneholder relativt høye konsentrasjoner (Figur 25 og **Tabell 13**). Til forskjell fra HBCD (**Figur 15**) hvor de høyeste konsentrasjoner i fisk opptrer i Åsefjorden ser en altså at PBDE også opptrer i relativt høye konsentrasjoner utenfor dette området. Dette kan tyde på at en har andre, muligens også flere, PBDE kilder enn det en har for HBCD.

Resultatene fra analyse av sediment fra Gangstøvika og Olsvika 2 tyder på at en viss PBDE eksponering har funnet sted i Ellingsøyfjorden de senere år, men siden blåskjellprøvene ikke viste noen PBDE eksponering av betydning tyder det på at eksponeringen via overflatevannet i dag er liten. Heller ikke resultatene fra fiskeprøvene fra Olsvika og Gangstøvika tyder på at noen PBDE påvirkning av betydning i disse områdene.

Analyseresultatene fra sediment fra stasjonen i Vegsundet tyder på at denne stasjonen er relativt sterkt påvirket av PBDE. Siden høye PBDE konsentrasjoner i sediment også er observert i det nærliggende Tjørsundet (Berge 2006) samt at felle materialet fra Åsefjorden har en lignende kongenersammensetning som prøven fra Vegsundet og Tjørsundet, har en mistanke om en PBDE kilde i området Tjørsundet/Vegsundet.

4.5 Tribromanisol, TBA

4.5.1 Sediment

Konsentrasjonen av TBA i sediment varierte fra <0,01 ng/g t.v. i prøven fra Stordal til 0,07 ng/g t.v. i prøven fra Gangstøvik II (**Tabell 18**) og ligger dermed i samme område som tidligere observert i Åsefjorden og omkringliggende områder (Berge et al 2006).

Tabell 18. Konsentrasjonen av tribromanisol (TBA) i marine overflatesedimenter fra 9 stasjoner i området Ålesund/Storfjorden 2006. Konsentrasjonene er oppgitt som mengde TBA i ng/g tørrvekt sediment (ng/g t.v.).

Stasjon	TBA (ng/g t.v.)
Stordal	<0,01
Sykkylven 2	0,01
Devold	0,02
Sykkylven 1	0,02
Olsvik 2	0,03
Vegsund	0,03
Olsvik 1	0,03
Gangstøvik 1	0,05
Gangstøvik 2	0,07

4.5.2 Blåskjell

Konsentrasjonen av TBA i blåskjellinnmat varierte fra <0,01 ng/g v.v. i prøven fra Gangstøvik til 0,68 ng/g v.v. i prøven fra Sykkylven (**Tabell 19**).

Tabell 19. Konsentrasjonen av tribromanisol (TBA) i blåskjell innsamlet fra stasjoner i Storfjorden og Ellingsøyfjorden i 2006.

Stasjon	% fett	TBA (ng/g fett)	TBA (ng/g v.v.)
Gangstøvik	1,1	<0,91	<0,01
Stordal	1,2	39,17	0,47
Olsvik	0,81	60,42	0,49
Sykkylven	1,4	48,38	0,68

4.5.3 Torsk

Konsentrasjonene av TBA i torskefilet var ca 0,01 ng/g våtvekt eller lavere (**Tabell 20A**). Konsentrasjonene i leverprøvene var vesentlig høyere og varierte mellom 2,25 og 44,4 ng/g våtvekt (**Tabell 20B**). Konsentrasjonen av TBA i lever av torsk fra Sykkylven indre var vesentlig høyere enn i fisk fra de to andre undersøkte lokalitetene. Den observerte konsentrasjonen i prøven fra Sykkylven indre lå omtrent i samme nivå som tidligere observert i Tjørsundet og Aspevågen (Berge et al 2006), mens konsentrasjonen i fisk fra Olsvika og Gangstøvika lå vesentlig lavere enn tidligere observert i fisk fra Åsefjorden og omkringliggende områder (Berge et al 2006). I lever fra torsk innfanget i ytre Oslofjord er det tidligere observert nivåer av TBA i området 13,8-20,8 ng/g våtvekt, mens det i prøver fra indre Oslofjord er målt langt lavere verdier (0,07-0,17 ng/g våtvekt) (Schlabach et al. 2002).

Tabell 20. Konsentrasjonen av tribromanisol (TBA) i torskefilet (A) og torskelever (B).

A: Filet

Stasjon	% fett	TBA (ng/g fett)	TBA (ng/g v.v.)
Olsvika	0,190	<5,3	<0,01
Gangstøvika	0,300	4,09	0,012
Sykkylven indre	0,150	<6,7	<0,01

B: Lever

Olsvika	41,10	5,47	2,25
Gangstøvika	47,50	4,57	2,17
Sykkylven indre	26,10	170,11	44,40

4.5.4 Brosme

Konsentrasjonene av TBA i brosmefilet lå under deteksjonsgrensen (<0,01 ng/g våtvekt) i de 3 analyserte prøvene (**Tabell 21A**). Konsentrasjonene i leverprøvene var høyere og varierte mellom 0,06 og 0,69 ng/g våtvekt (**Tabell 20B**).

Så vidt vi kjenner til foreligger det ikke analyser av TBA i brosme fra andre undersøkelser. En har derfor ikke noen referanseverdier å forholde seg til. Konsentrasjonen av TBA i lever av Brosme var imidlertid vesentlig lavere enn i torskelever (**Tabell 20B**).

Tabell 21. Konsentrasjonen av tribromanisole (TBA) i brosmefilet (A) og brosmelever (B) fra

A: Filet

Stasjon	% fett	TBA (ng/g fett)	TBA (ng/g v.v.)
Storegga			<0,01
Stordal			<0,01
Sykkylven Ytre			<0,01

B: Lever

Storegga	38,40	0,88	0,34
Stordal	40,30	0,16	0,06
Sykkylven ytre	43,90	1,58	0,69

4.5.5 Hyse og hvitting

Konsentrasjonene i leverprøvene varierte mellom 1,71 og 16,48 ng/g våtvekt (**Tabell 22**). Så vidt vi kjenner til foreligger det ikke analyser av TBA i hyse og hvitting fra andre undersøkelser slik at en ikke har noen referanseverdier å forholde seg til. Konsentrasjonen av TBA i lever av hvitting og hyse lå imidlertid generelt nærmere opp til det som er observert i torskelever (**Tabell 20B**) enn de lave konsentrasjonene som er observert i brosme (**Tabell 20B**).

Tabell 22. Konsentrasjonen av tribromanisol (TBA) i lever av hyse og hvitting.

Stasjon	% fett	TBA (ng/g fett)	TBA (ng/g v.v.)
Sykkylven indre, Hyselever	59,40	2,88	1,71
Olsvika, hvittinglever	47,35	24,37	11,54
Sykkylven ytre, Hyselever	67,00	24,59	16,48

4.5.6 Sammenfatning – TBA

TBA er antatt å være en, i all hovedsak, naturlig bromert forbindelse, men har strukturelle likhetstrekk med andre bromerte miljøgifter. TBA antas å ha sin opprinnelse i marine mikroorganismer og marine alger, men den kan også oppstå via metabolisering av antropogene bromfenoler (Schlabach et al., 2002). I miljøprøver er TBA tidligere påvist i lever av sjøfugl fra Bjørnøya (Gabrielsen et al., 2005), i vann og skjell fra Trondheimsfjorden (upubliserte data), i luft fra Antarktis, Arktis og syd- Norge (Vetter et al., 2002) og prøver av sediment, taskekrabbe, torsk, flatfisk og bergbylte fra Åsefjorden og omkringliggende områder (Berge et al. 2006). Totalt sett tyder dette på en bred utbredelse i miljøet. Dette bekreftes også i denne undersøkelsen hvor både organismer som lever i overflatelaget (blåskjell) og i dypområdene (brosme) inneholder konsentrasjoner over deteksjonsgrensen

I både blåskjell, torskelever og brosmelever ble de høyeste konsentrasjoner observert i Sykkylvenområdet (**Tabell 19-Tabell 21**). Det var imidlertid stor forskjell i observert konsentrasjon i torskelever fra Sykkylven indre (**Tabell 20**) og hyselever fra samme stasjon (**Tabell 22**).

Relevansen for miljøet av våre funn er vanskelig å fastslå.

4.6 Polybromerte bifenyler, PBB

4.6.1 Sediment

Konsentrasjonen av PBB (PBB-15 og PBB-153) i sediment lå under deteksjonsgrensen (<0.01 ng/g t.v.) på alle stasjoner (**Tabell 23**). Tilsvarende ble også observert i sediment fra Åsefjorden og omkringliggende områder (Berge et al. 2006)

Tabell 23. Konsentrasjonen av 2 kongenerer av polybromerte bifenyler i marine overflatesedimenter fra Storfjorden (Sykkylven, Stordal) Ellingsøyfjorden (Gangstøvik 1, Gangstøvik 2, Olsvik 1, Olsvik), Vegsund og Langevåg (Devold) . Konsentrasjonene er oppgitt som mengde PBB i ng/g tørrvekt sediment (ng/g t.v.). Observasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er merket med mindre enn (<).

	4,4'-DiBB PBB-15	2,2',4,4',5,5'-HexBB PBB-153
Devold	<0,01	<0,01
Gangstøvik 2	<0,01	<0,01
Gangstøvik 1	<0,01	<0,01
Olsvik 2	<0,01	<0,01
Olsvik 1	<0,01	<0,01
Stordal	<0,01	<0,01
Sykkylven 2	<0,01	<0,01
Sykkylven 1	<0,01	<0,01
Vegsund	<0,01	<0,01

4.6.2 Blåskjell

Konsentrasjonen av PBB (PBB-15 og PBB-153) i blåskjell lå under deteksjonsgrensen (<0.01 ng/g våtvekt) på alle stasjoner (**Tabell 24, Tabell 23**).

Tabell 24. Konsentrasjonen av 2 kongenerer av polybromerte bifenyler i skallinnmat av blåskjell innsamlet fra stasjoner i Ellingsøyfjorden (Olsvik, Gangstøvik) og Storfjorden (Sykkylven, Stordal) i 2006. Konsentrasjoner er oppgitt som ng/g våtvekt.

Stasjon	4,4'-DiBB (PBB-15)	2,2',4,4',5,5'- HexBB (PBB-153)
Olsvik	<0,01	<0,01
Gangstøvik	<0,01	<0,01
Sykkylven	<0,01	<0,01
Stordal	<0,01	<0,01

4.6.3 Torsk

Konsentrasjonen av PBB-153 i torskelever fra Olsvika og Sykkylven indre var henholdsvis 0,02 og 0,13 ng/g v.v. (Tabell 25). For øvrig viste alle prøvene konsentrasjoner av PBB-15 og PBB-153 under deteksjonsgrensen.

Tabell 25. Konsentrasjonen av 2 kongenerer av polybromerte bifenyler i torskefilet (A) og torskelever (B). Konsentrasjoner er oppgitt som ng/g våtvekt.

A: Filet

Stasjon	4,4'-DiBB (PBB-15)	2,2',4,4',5,5'-HexBB (PBB-153)
Olsvika	<0,01	<0,01
Gangstøvika	<0,01	<0,01
Sykkylven indre	<0,01	<0,01

B: Lever

Olsvika	<0,01	0,02
Gangstøvika	<0,01	<0,01
Sykkylven indre	<0,01	0,13

4.6.4 Brosme

Konsentrasjonen av PBB-153 i brosmelever varierte fra 0,11 til 0,34 ng/g v.v. (Tabell 26). For øvrig viste alle prøvene konsentrasjoner av PBB-15 og PBB-153 under deteksjonsgrensen.

Tabell 26. Konsentrasjonen av 2 kongenerer av polybromertebifenyler i brosmefilet (A) og brosmelever (B). Konsentrasjoner er oppgitt som ng/g våtvekt.

A: Filet

Stasjon	4,4'-DiBB (PBB-15)	2,2',4,4',5,5'-HexBB (PBB-153)
Storegga	<0,01	<0,01
Stordal	<0,01	<0,01
Sykkylven ytre	<0,01	<0,01

B: Lever

Storegga	0,01	0,13
Stordal	<0,01	0,34
Sykkylven ytre	<0,01	0,11

4.6.5 Hyse og hvitting

Konsentrasjonen av PBB-153 i leverprøvene varierte fra <0,01 til 0,05 ng/g v.v., mens konsentrasjonen av PBB-15 var <0,01 i de samme tre prøvene (Tabell 27).

Tabell 27. Konsentrasjonen av 2 kongenerer av polybromerte bifenyler i lever fra hyse og hvitting. Konsentrasjoner er oppgitt som ng/g våtvekt.

A: Lever

Stasjon	% fett	4,4'-DiBB (PBB-15)	2,2',4,4',5,5'-HexBB (PBB-153)
Olsvika, hvittinglever	47,35	<0,01	<0,01
Sykkylven indre, hyselever	59,4	<0,01	0,05
Sykkylven ytre, hyselever	67	<0,01	<0,01

4.6.6 Sammenfatning – PBB

Polybromerte bifenyler (PBB), som har store likhetstrekk med PCB, er stort sett ute av bruk i produksjon og ute av bruk som flammehemmer. De observerte konsentrasjoner av PBB-15 var meget lave og under deteksjonsgrensen i alle prøver (dvs. <0,01 ng/g tørrvekt i sediment og <0,01 ng/g våtvekt i biota). Også konsentrasjonen av PBB-153 i sediment og blåskjell lå under deteksjonsgrensen i alle prøver. I fiskelever ble det i hovedsak observert konsentrasjoner av PBB-153 over deteksjonsgrensen. Høyeste verdi i fiskelever ble observert i en prøve av brosme fra Stordal. Med forbehold om at en har lite relevant sammenligningsgrunnlag synes likevel nivåene generelt sett å være lave.

4.7 Polyklorerte bifenyler og dioksiner

Dioksiner (egentlig dibenzo-p-dioksiner og dibenzofuraner, forkortet hhv PCDD og PCDF eller samlet som PCDD/F) er en samlebetegnelse på en gruppe klororganiske forbindelser som består av 210 enkeltforbindelser (kongenerer). Teoretisk finnes det 209 kongenerer av PCB, men det er ofte en "håndfull" av disse som dominerer i en miljøprøve (ofte de 7 som inngår i ΣPCB_7). Det er imidlertid en gruppe PCB kongenerer som er ansett som spesielt giftige, de såkalte nonorto- og monoorto-PCBer. Disse mangler kloratomer i visse posisjoner og gjør at de får dioksinlignende egenskaper. Konsentrasjoner av PCDD/F, nonorto-PCB og monoorto-PCB kan omregnes til en felles enhet for giftighet ved bruk av spesielle omregningsfaktorer. Omregningsfaktorene angir estimater på giftighet av forbindelsene, i forhold til 2,3,7,8-tetraklordibenzo-*p*-dioksin (TCDD), som er den mest giftige av dioksinene. Observerte konsentrasjoner av disse forbindelsene kan på denne måten i kombinasjon med den aktuelle faktoren brukes til å kalkulere toksiske ekvivalens-konsentrasjoner (TE) i prøvene. Giftigheten av PCDD/F, nonorto-PCB og monoorto-PCB er omregnet til toksisitetsekvivalenter i henhold til omregningsfaktorer gitt av Van den Berg et al. (1998). Primærdata for enkeltkongenerer av PCDD/F er gitt i Vedlegg D og for PCB (NILU analyser) i Vedlegg C.

4.7.1 Sediment

Forekomst av 7 PCB kongenerer og summen av disse (dvs. ΣPCB_7) ble observert i sediment fra 7 stasjoner. To av stasjonene (Olsvika 1 og Gangstøvika 1) ble også analysert for utvalgte PCBer, dioksiner og furaner, pentaklorbensen og heksaklorbensen.

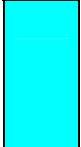
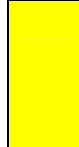
ΣPCB_7 konsentrasjonene i sediment varierte fra <3 til 6.14 ng/g tørrvekt sediment (Tabell 28). De observerte konsentrasjonene var lave i sediment fra Storfjorden (Sykkylven, Stordal) og på to av stasjonene i Ellingsøyfjorden (Olsvika 1 og 2). Konsentrasjonen på disse 5 stasjoner kunne karakteriseres som ubetydelig til lite forurenset (Molvær et al. 1997), mens de to andre stasjonene i Ellingsøyfjorden (Gangstøvika 1 og 2) var noe høyere og kunne karakteriseres som moderat forurenset (Tabell 28).

Beregnet giftighet av de observerte konsentrasjoner av dioksiner og furaner ($\text{TE}_{\text{PCDD/PCDF}}$) viser også at sedimentet fra Olsvika og Gangstøvika innhold lave nivåer av disse grupper forbindelser (Tabell 29). Sedimentet kunne dermed karakteriseres som ubetydelig til lite forurenset med dioksiner og furaner. Tolket ut fra en felles enhet for giftighet (TE) var også forekomsten nonorto-PCB og monoorto-PCB lave i de to sedimentene og bidro mindre til total giftighet enn PCDD/PCDF (Tabell 29). Dersom en anvender SFTs klassifisering basert på $\text{TE}_{\text{PCDD/PCDF}}$ også for $\Sigma\text{TE}_{\text{monoorto, nonort-PCB, PCDD/PCDF}}$ så vil sedimentene fremdeles fremstå som ubetydelig til lite forurenset. Konsentrasjonene av pentaklorbensen og heksaklorbensen var også lave i sediment fra Olsvika og Gangstøvika i Ellingsøyfjorden (Tabell 29).

Ut fra de foreliggende analyser av klororganiske forbindelser i sediment kan en slå fast at sedimentene i hovedsak er ubetydelig til lite forurenset med denne gruppe forbindelser. Noe høyere konsentrasjoner av ΣPCB_7 ble observert i sediment fra Gangstøvika 1 og 2, men heller ikke der utgjør nivåene noe dramatisk (moderat forurenset).

Tabell 28. Konsentrasjonen av polyklorertebifenyler (PCB7) i marine overflatesedimenter fra Storfjorden og Ellingsøyfjorden. I tabellen er konsentrasjonene oppgitt som ng/g tørrvekt sediment. Data fra de enkelte prøver er for ΣPCB_7 klassifisert i tilstandsklasser ifølge SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997).

Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

	I. Ubetydelig-lite forurensset		II. Moderat forurensset		III. Markert forurensset		IV. Sterkt forurensset
	V. Meget sterkt forurensset		Ikke i klassifiseringssystem/kan ikke klassifiseres				

.

A

Stasjon	CB28	CB52	CB101	CB118	CB153	CB138	CB180	Sum PCB 7
Sykkylven 1	<0,5	i	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<3
Sykkylven 2	<0,5	i	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<3
Stordal	<0,5	i	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<3
Olsvik 2	<0,5	i	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<3
Olsvik 1	0,03	0,03	0,09	0,11	0,22	0,2	0,08	0,76
Gangstøvik 2	<0,5	i	0,94	1,1	1,5	1,6	0,59	5,73
Gangstøvik 1	0,13	0,2	0,79	0,65	1,79	1,69	0,89	6,14

Tabell 29. Konsentrasjoner og giftighet av klororganiske forbindelser i sediment fra stasjoner i Ellingsøyfjorden. Tabellen viser pentaklorbensen (PeCB), heksaklorbensen (HCB), polyklorerte bifenyler (ΣPCB_7 , ΣPCB), nonorto-polyklorerte difenyler (nonorto-PCB) og monoorto-polyklorerte difenyler (mon orto-PCB), polyklorerte dibenzo-(p)-dioksiner (PCDD), polyklorerte dibenzofuraner (PCDF). Konsentrasjonene av nonorto-PCBer (77, 81, 126, 169), monoorto-PCBer (105, 114, 118, 123, 156, 157, 167, 189) og PCDD/PCDF er omregnet til giftighet (TE) i henhold til Van den Berg et al.1998. ΣPCB_7 =summen av syv kongenerer (28, 52, 101, 118, 138, 153, 180). ΣPCB =summen av alle analyserte kongenerer (se vedlegg C) med unntak av kongenerer med ett eller to kloratomer. Data for HCB, ΣPCB_7 , $TE_{PCDD/PCDF}$ er klassifisert ifølge SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997). I=Ubetydelig-lite forurensset, II=Moderat forurensset, III=Markert forurensset, IV=Sterkt forurensset, V=Meget sterkt forurensset. Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen ses i Tabell 28.

Stasjons nr og navn:	Olsvika 1	Gangstøvika 1
Prøvetype:	Sediment	Sediment
Komponent		
PeCB (ng/g t.v.)	0,01	0,04
HCB (ng/g t.v.)	0,03 (I)	0,05 (I)
ΣPCB_7 (ng/g t.v.)	0,76 (I)	6,14 (II)
ΣPCB (ng/g t.v.)	2,04	17,3
$TE_{monoorto PCB}$ (pg/g t.v.)	0,03	0,19
$TE_{nonort-PCB}$ (pg/g t.v.)	0,24	1,21
$TE_{PCDD/PCDF}$ (pg/g t.v.)	2,35 (I)	8,49 (I)
$\Sigma TE_{monoorto, nonort-PCB, PCDD/PCDF}$ (pg/g t.v.)	2,62 (I*)	9,89 (I*)

*Dersom SFTs kriterium for miljøkvalitet basert på $TE_{PCDD/PCDF}$ legges til grunn

4.7.2 Blåskjell

ΣPCB_7 konsentrasjonene i skallinnmat av blåskjell varierte fra 1,06 til 1,19 ng/g våtvekt (Tabell 30). Konsentrasjonene kunne karakteriseres som ubetydelig til lite forurensset (Molvær et al. 1997).

Tabell 30. Konsentrasjonen av polyklorerte bifenyler (PCB) i blåskjell fra Storfjorden og Ellingsøyfjorden. Data for ΣPCB_7 er klassifisert ifølge SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997). Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen ses i Tabell 28.

A

Stasjon	CB28-B	CB52-B	CB101-B	CB118-B	CB153-B	CB138-B	CB180-B	ΣPCB_7
Sykkylven	<0,05	<0,13	0,56	0,12	0,2	0,18	<0,05	1,06
Stordal	<0,05	<0,12	0,71	0,12	0,17	0,15	<0,05	1,15
Olsvik	<0,05	<0,10	0,56	0,14	0,26	0,23	<0,05	1,19
Gangstøvik	<0,05	0,20	0,36	0,12	0,27	0,22	<0,05	1,17
Sykkylven	<0,05	<0,13	0,56	0,12	0,2	0,18	<0,05	1,06

4.7.3 Torsk

Konsentrasjonen av PeCB, HCB og Σ PCB₇ var lavest i Ellingsøyfjorden (Olsvika og Gangstøvika) og høyest i torskelever fra Sykkylven indre (**Tabell 31**).

Konsentrasjonene av Σ PCB₇ torskelever varierte fra 404 til 872 ng/g våtvekt (**Tabell 31**).

Konsentrasjonene av Σ PCB₇ fisk fra Ellingsøyfjorden (Olsvika og Gangstøvika) kunne karakteriseres som ubetydelig til lite forurenset (Molvær et al. 1997), mens konsentrasjonen i torskelever fra Sykkylven kunne karakteriseres som moderat forurenset. Dette var helt tilsvarende karakteriseringen som observert når en tok utgangspunkt i konsentrasjonen av HCB (**Tabell 31**).

Beregnet giftighet av de observerte konsentrasjoner av dioksiner og furaner (TE_{PCDD/PCDF}) viser lave nivåer i de tre leverprøvene (**Tabell 31**) og kunne karakteriseres som ubetydelig til lite forurenset med dioksiner og furaner. Tolket ut fra enheten for giftighet (TE), var imidlertid nonorto-PCB og monoorto-PCB klart høyere enn dioksiner og furaner og bidro mer til den totale giftighet enn PCDD/PCDF (**Tabell 31**) (Tabell 29). Dersom en anvender SFTs klassifisering basert på TE_{PCDD/PCDF} også for Σ TE_{monoorto, nonort-PCB, PCDD/PCDF} så vil de 3 torskeleverprøvene fremstå som markert forurenset.

Tabell 31. Konsentrasjoner og giftighet av klororganiske forbindelser i torskelever fra stasjoner i Storfjorden (Sykkylven indre) og Ellingsøyfjorden (Olsvika og Gangstøvika). Tabellen viser pentaklorbensen (PeCB), heksaklorbensen (HCB), polyklorerte bifenyler (Σ PCB₇, Σ PCB), nonorto-polyklorerte difenyler (nonorto-PCB) og monoorto-polyklorerte bifenyler (monoorto-PCB), polyklorerte dibenzo-(p)-dioksiner (PCDD), polyklorerte dibenzofuraner (PCDF). Konsentrasjonene av nonorto-PCBer (77, 81, 126, 169), monoorto-PCBer (105, 114, 118, 123, 156, 157, 167, 189) og PCDD/PCDF er omregnet til giftighet (TE) i henhold til Van den Berg et al.1998.

Σ PCB₇=summen av syv kongenerer (28, 52, 101, 118, 138, 153, 180). Σ PCB=summen av alle analyserte kongenerer (se vedlegg C) med unntak av kongenerer med ett eller to kloratomer. Data for HCB, Σ PCB₇ og TE_{PCDD/PCDF} er klassifisert ifølge SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997). I=Ubetydelig-lite forurenset, II=Moderat forurenset, III=Markert forurenset, IV=Sterkt forurenset, V=Meget sterkt forurenset. Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen ses i Tabell 28.

Stasjons nr og navn:	Sykkylven indre	Olsvika	Gangstøvika
Prøvetype:	Torskelever	Torskelever	Torskelever
Komponent			
PeCB (ng/g v.v.)	2,07	0,46	0,65
HCB (ng/g v.v.)	26,0 (II)	5,86 (I)	6,68 (I)
Σ PCB ₇ (ng/g v.v.)	872 (II)	426 (I)	403 (I)
Σ PCB (ng/g v.v.)	1 346	624	590
TE _{monoortPCB} (pg/g v.v.)	25,0	13,8	11,9
TE _{nonort-PCB} (pg/g v.v.)	15,5 (II)	30,8 (II)	28,1 (II)
TE _{PCDD/PCDF} (pg/g v.v.)	2,69	3,60	4,67
Σ TE _{monoorto, nonort-PCB, PCDD/PCDF} (pg/g v.v.)	43,19 (III*)	48,2 (III*)	44,67 (III*)

*Dersom SFTs kriterium for miljøkvalitet basert på TE_{PCDD/PCDF} legges til grunn.

4.7.4 Brosme

Konsentrasjonen av PeCB og HCB i brosme var omtrent lik i de tre leverprøvene (**Tabell 32**). Konsentrasjonene av ΣPCB_7 torskelever varierte fra 253 til 1300 ng/g våtvekt (**Tabell 32**). Konsentrasjoner av klororganiske forbindelser i brosme inngår ikke i SFTs klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. Som en første tilnærming har vi derfor anvendt klassifisering basert på torskelever.

Konsentrasjonene av ΣPCB_7 fisk fra kontroll lokaliteten på Storegga og Sykkylven ytre var ganske like og kunne karakteriseres som ubetydelig til lite forurenset (Molvær et al. 1997), mens konsentrasjonen i brosmelever fra Stordal var høyere og kunne karakteriseres som moderat forurenset.

De observerte konsentrasjoner av dioksiner og furaner ($\text{TE}_{\text{PCDD/PCDF}}$) viser relativt like og i hovedsak lave nivåer i de tre leverprøvene (**Tabell 32**). Prøvene fra Storegga og Sykkylven kunne karakteriseres som ubetydelig til lite forurenset med dioksiner og furaner, mens prøven fra Stordal som hadde konsentrasjoner så vidt over nedre grense for klasse II (dvs. 15 pg/g v.v.) ble karakterisert som moderat forurenset (**Tabell 32**). Tolket ut fra enheten for giftighet (TE) var imidlertid forekomsten av spesielt nonorto-PCB og til dels også monoorto-PCB (særlig i prøven fra Stordal) klart høyere enn for dioksiner og furaner og bidro på samme måte som i torsk mer til den total giftighet enn PCDD/PCDF (**Tabell 32**, Tabell 29). Dersom en anvender SFTs klassifisering basert på $\text{TE}_{\text{PCDD/PCDF}}$ også for $\Sigma\text{TE}_{\text{monoorto, nonort-PCB, PCDD/PCDF}}$ så vil de 2 brosmeleverprøvene fra Storegga og Sykkylven ytre fremstå som markert forurenset, mens prøven fra Stordal fremstår som sterkt forurenset.

Analyse av klororganiske forbindelser viser at PCB innholdet og særlig nonorto og monoorto PCB i fisk fra Stordal er noe høyere enn på kontroll-lokaliteten på Storegga og i fisk fra Sykkylven indre.

Tabell 32. Konsentrasjoner og giftighet av klororganiske forbindelser i brosmelever fra stasjoner i Ellingsøyfjorden. Tabellen viser pentaklorbensen (PeCB), heksaklorbensen (HCB), polyklorerte bifenyler (ΣPCB_7 , ΣPCB), nonorto-polyklorerte difenyler (nonorto-PCB) og monoorto polyklorerte bifenyler (monoorto-PCB), polyklorerte dibenzo-(p)-dioksiner (PCDD), polyklorerte dibenzofuraner (PCDF). Konsentrasjonene av nonorto-PCBer (77, 81, 126, 169), monoorto-PCBer (105, 114, 118, 123, 156, 157, 167, 189) og PCDD/PCDF er omregnet til giftighet (TE) i henhold til Van den Berg et al.1998. ΣPCB_7 =summen av syv kongenerer (28, 52, 101, 118, 138, 153, 180). ΣPCB =summen av alle analyserte kongenerer (se Vedlegg C1) med unntak av kongenerer med ett eller to kloratomer. Data for HCB, ΣPCB_7 og $TE_{PCDD/PCDF}$ er klassifisert ifølge SFTs klassifiseringssystem for torskelever (Molvær et al. 1997). I=Ubetydelig-lite forurensset, II=Moderat forurensset, III=Markert forurensset, IV=Sterkt forurensset, V=Meget sterkt forurensset.

Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen ses i Tabell 28.

Stasjons nr og navn:	Stordal	Sykkylven ytre	Storegga
Prøvetype:	Brosmelever	Brosmelever	Brosmelever
Komponent			
PeCB (ng/g v.v.)	0,51	0,45	0,52
HCB (ng/g v.v.)	5,51	5,45	6,97
ΣPCB_7 (ng/g v.v.)	1300	292	253
ΣPCB (ng/g t.v.)	1733	409	356
$TE_{monoortoPCB}$ (pg/g v.v.)	38,5	9,13	7,45
$TE_{nonort-PCB}$ (pg/g v.v.)	73,5	28,2	25,9
$TE_{PCDD/PCDF}$ (pg/g v.v.)	15,8	14,0	9,70
$\Sigma TE_{monoorto, nonort-PCB, PCDD/PCDF}$ (pg/g v.v.)	127,8	51,33	43,05

4.7.5 Sammenfatning – PCB og dioksiner

Industrikjemikaliene PeCB og HCB er fettløslige, men i mindre grad enn PCB og dioksiner og utgjør vanligvis ikke et så stort miljøproblem som PCB og dioksiner. PCB ble forbudt i Norge i 1980, men utgjør fremdeles et betydelig miljøproblem her i landet. Eksempelvis skyldes kostholdsrådene som er innført i Oslofjorden i hovedsak PCB. Til forskjell fra PCB har dioksiner etter det en vet ikke hatt noen praktisk anvendelse og forekomst av dioksiner i miljøet skyldes i hovedsak at de dannes som biprodukt ved forbrenning eller i industrielle prosesser.

I hovedsak var det lave konsentrasjoner av ΣPCB_7 i prøver av sediment, blåskjell og fisk og ΣPCB_7 utgjorde derfor ikke noe stort miljøproblem (tilstandsklasse I-II). Også konsentrasjonene av dioksiner og furaner ($TE_{PCDD/PCDF}$) i fiskeprøvene var lave. En viss bekymring knytter seg imidlertid til forekomsten av monoorto-PCB og nonorto-PCB. Særlig i brosmelever fra Stordal var det relativt høye konsentrasjoner av denne gruppe av PCBer (Tabell 32).

4.8 Kvikksølv i sediment, blåskjell og fisk

4.8.1 Sediment

De observerte konsentrasjoner av kvikksølv i overflatesedimentene var lave og lå i intervallet 0,02-0,15 µg/g tørrvekt sediment (**Tabell 33**). Med unntak av sedimentet fra Gangstøvik 2 kunne alle prøvene karakteriseres som ubetydelig til lite forurensset med kvikksølv, mens prøven fra Gangstøvik 2 som hadde konsentrasjoner som lå på nedre grense for klasse II, dvs. 0,15 µg/g, kunne karakteriseres som moderat forurensset.

Tabell 33. Konsentrasjonen av kvikksølv(Hg) i sediment fra Storfjorden og Ellingsøyfjorden. . Data er klassifisert ifølge SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997). Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen ses i Tabell 28.

Stasjons nr	Stasjons navn	Hg (µg/g t.v.)	Tilstandsklasse
	Sykkylven 2	0,02	I
	Stordal	0,03	I
	Sykkylven 1	0,05	I
	Olsvik 1	0,06	I
	Olsvik 2	0,09	I
	Gangstøvika 1	0,13	I
	Gangstøvika 2	0,15	II

4.8.2 Blåskjell

De observerte konsentrasjoner av kvikksølv i blåskjell var lave og lå i intervallet 0,01-0,019 µg/g våtvekt (Tabell 34). Alle blåskjellprøver kunne karakteriseres som ubetydelig til lite forurensset med kvikksølv.

Tabell 34. Konsentrasjonen av kvikksølv(Hg) i blåskjell fra Storfjorden og Ellingsøyfjorden. Tørrstoffinnholdet (TTS) og fettprosent er også oppgitt. Merk at fettprosenten kan avvike noe fra tilsvarende analyser utført av NILU på parallelle prøver (for analyse av PBDE, HBCD og TBA). Data er klassifisert ifølge SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997). Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen ses i Tabell 28.

Stasjons nr	Stasjons navn	TTS/%	Fett-%	Hg (µg/g v.v.)	Tilstandsklasse
	Stordal	13	1,4	0,010	I
	Sykkylven	15	1,6	0,012	I
	Gangstøvik	12	1,3	0,014	I
	Olsvik	9,4	0,88	0,019	I

4.8.3 Fisk

Konsentrasjonen av total mengde kvikksølv (Tot. Hg) og monometylkvikksølv (MeHg) i prøvene av fiskefilet er vist i **Tabell 35**. Tot. Hg varierte fra 0,04 til 0,36 µg/g v.v. Alle observerte konsentrasjoner av total mengde kvikksølv ligger under EUs øvre grense for

mattrygghet som for brosme og torsk er 0,5 µg/g v.v. (Kommisjonsregulativ EC 2001/446). Konsentrasjonen av MeHg varierer fra 0,024 til 0,412 µg/g v.v. Den prosentvise andel av MeHg i forhold til Tot. Hg varierer fra 51,8-ca 100 %. De laveste konsentrasjonene av Tot. Hg ble observert i hyse og hvitting (tilstandsklasse I dersom en legger kriteriene for torsk til grunn) og de høyeste i torsk og brosme (tilstandsklasse II -III). Konsentrasjonen av tot. Hg i torskefilet fra Sykkylven indre var svært lik det som tidligere er observert i Åsefjorden og omkringliggende områder (Berge et al. 2006), mens de observerte konsentrasjoner i Gangstøvika og Olsvika lå noe høyere. Konsentrasjonen av Tot. Hg i brosmefilet var relativt lik på de tre undersøkte stasjoner og selv prøven fra kontroll-lokaliteten på Storegga ble karakterisert som markert forurensset dersom en legger kriteriene for kvikksølv i torskefilet til grunn. De observerte kvikksølvkonsentrasjoner i brosme er også høyere enn det som oppfattes som normalkonsentrasjoner i åpent hav (Måge, Julshavn, Storaker og Furevik, 2006), men likevel lavere enn det som tidligere er observert i Nordfjord (0,53-1,38 µg/g v.v.) (Berg et al. 2000). De observerte Tot. Hg-nivåer i brosme ligger imidlertid godt under det som tidligere er observert ved Tyssedal i den relativt stekt metallbelastede Sørfjorden i Hardanger (ca 1,8 µg/g v.v.) (Ruus og Green, 2005) og omtrent i samme nivå eller litt høyere enn det som er observert 0-2 km fra vraket av ubåten U864 ved Fedje (Måge, Julshavn, Storaker og Furevik, 2006).

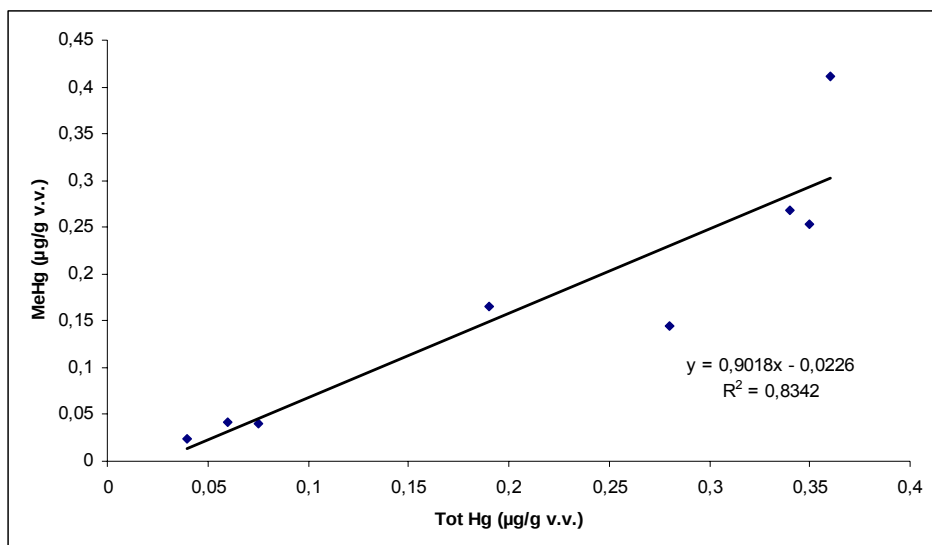
Metylkvikksølv utgjorde en betydelig andel av den totale kvikksølvmengden i de analyserte fiskefiletene (**Tabell 35**). Det var en positiv korrelasjon mellom konsentrasjonen av Tot. Hg og MeHg (**Figur 26**).

Tabell 35. Konsentrasjonen av total kvikksølv (Tot Hg) og metylkvikksølv (MeHg) i fiskefilet fra Storfjorden og Ellingsøyfjorden. Den prosentvise andelen av MeHg i forhold til tot. Hg er også vist (% MeHg). Data er klassifisert ifølge SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997). Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen ses i Tabell 28

Stasjons navn	Fiskeslag	Tot. Hg (µg/g v.v.)	Tilstandsklasse	MeHg	% MeHg
Sykkylven ytre	Brosme	0,29	II*	0,231	79,7
Stordal	Brosme	0,36	III*	0,412	114,4**
Storegga	Brosme	0,34	III*	0,268	78,8
Olsvika	Hvitting	0,075	I*	0,040	53,3
Sykkylven ytre	hyse	0,06	I*	0,024	68,3
Sykkylven indre	hyse	0,04	I*	0,041	60,0
Sykkylven indre	Torsk	0,19	II	0,165	86,8
Gangstøvika	Torsk	0,28	II	0,145	51,8
Olsvika	Torsk	0,35	III	0,253	72,3

*NB:Klassifisering av tilstandsklasse for brosme, hyse og hvitting er basert på SFTs kriterier for kvikksølv i torskefilet

**Denne verdien er i utgangspunktet ulogisk og skyldes analyseusikkerhet. I praksis betyr verdien at så godt som 100 % av kvikksølvet foreligger som MeHg.



Figur 26. Konsentrasjonen av metylkvikksølv (MeHg) i fiskeprøver (se Tabell 35) som funksjon av totalkonsentrasjonen av kvikksølv (Tot. Hg).

4.8.4 Sammenfatning – kvikksølv

Resultatene som vi har presentert er i hovedsak basert på analyse av total mengde kvikksølv, men for fiskefilet har vi også analysert metylkvikksølv. Det er den metylerte formen av kvikksølv som utgjør den største direkte miljøtrusselen. Den vanligste oppfatningen er at MeHg dannes fra uorganisk kvikksølv av anaerobe bakterier i akvatiske systemer (eksempelvis i overflatesediment) og så tas opp av høyere organismer som fisk gjennom næringsopptak. Normalt utgjør MeHg en svært liten andel av den totale Hg-konsentrasjonen i abiotiske miljøprøver (vann, sediment). MeHg kan imidlertid biomagnifiseres i fisk og foreligger der primært som MeHg slik de analyserte prøvene av fisk viser. På grunn av metylkvikksølvs tendens til å biomagnifiseres er de gjerne i de største individer høyt oppe i næringsnettverket at en observerer de høyeste konsentrasjoner.

I Norge har utslippene av kvikksølv gått ned de senere år. Norske natur er likevel ikke forskånet fra diffus kvikksølvbelastning via langtransport som antas å være større enn de nasjonale utslippene (Berg et al. 2003). I flere norske fjorder (eksempelvis Sjøfjorden) har høye kvikksølvnivåer sammenheng med lokale industriutslipp, mens det i andre områder er vanskelig å peke på konkrete kilder.

Lave konsentrasjoner av kvikksølv ble observert i alle prøver av sediment og blåskjell. I forhold til kriterier for miljøkvalitet var det imidlertid til dels betydelige konsentrasjoner av kvikksølv i filet av torsk og brosme. Alle observerte konsentrasjoner av total mengde kvikksølv i fisk lå likevel under EUs øvre grense for mattrygghet. Nivåene som er observert i torsk ligger høyere enn det som de siste år er observert i torsk fra ytre Oslofjord, men omtrent i samme nivå som i indre del av Oslofjorden (JAMP) hvor nivåene uvisst av hvilken grunn har økt de senere årene. De antatt noe høye nivåene i brosme fra spesielt Stordal kan ikke utelukkes å skyldes lokale utslipp av kvikksølv, men skyldes mer sannsynlig en generell diffus kvikksølvbelastning via langtransport. Langtransport er også en mulig forklaringen når det gjelder de observerte konsentrasjoner av kvikksølv i brosme fra Storegga. Basert på resultatene for torsk (særlig fra Olsvika) kan en mistenke at det er lokale tilførsler av kvikksølv i Ellingsøyfjorden, men også her vil langtransportert Hg gjøre seg gjeldende.

5. Referanser

Bakke, T., Ruus, A., Bjerkeng, B., 2004. Overvåking av miljøgifter I fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2003. SFT rapport TA2052/2004 (Niva-rapport 4892-2004), 75s.

Berg, V., Ugland, K.I., Hareide, N.R., Groenningen, D., Skaare, J.U. 2000. Mercury, cadmium, lead, and selenium in fish from a Norwegian fjord and off the coast, the importance of sampling locality. J. Environ. Monit., 2, 375-377.

Berg, T, Fjeld, E., Skjelkvåle, B-L. og Steinnes, E., 2003. Relativ betydning av nasjonale metallutslipp i forhold til avsetning fra atmosfærisk langtransport og naturlige kilder. TA-1950/2003, 80s.

Berge, J.A., Schlabach, M., Fagerhaug, A., Rønneberg, J.E. (2006). Kartlegging av utvalgte miljøgifter i Åsefjorden og omkringliggende områder. Bromerte flammehemmere, klororganiske forbindelser, kvikksølv og tribromanisol. NIVA-rapport nr. 5132 (TA 2146/2006), 63s + vedlegg.

Bloesch, J. 1996. Towards a new generation of sediment traps and a better measurment/understanding of settling particle flux in lakes and oceans: A hydrodynamic protocol. Aquatic Sciences 58 (4), 283-296.

Fjeld, E., Schlabach, M., Berge, J.A., Eggen, T., Snilsberg, P., Källberg, G., Rognerud, S., Enge, E.K., Borgen, A. and Gundersen, H., 2004. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter – bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan. SFT rapport TA-2006/2004 (Niva rapport nr. 4809-2004), 117s.

Fjeld, E., Schlabach, M., Berge, J.A., Green, N., Eggen, T., Snilsberg, P., Vogelsang, C., Rognerud, Källberg, G.,S., Enge, E.K., Dye, C.and Gundersen, H., 2005. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter 2004. Bromerte flammehemmere, perfluoralkylerte stoffer, irgarol, diouron, BHT and dicofol.. SFT rapport TA-2096/2005 (Niva rapport nr. 5011-2005), 97s.

Gabrielsen, G.W., Knudsen, L.B. og Schlabach, M., 2005. Organic pollutants in Northern Fulmars (*Fulmarus glacialis*) from Bjørnøya. SFT rapport TA-2073/2005. 37 s.

Hight, S og Cheng, J., 2006. Determination of methylmercury and estimation of total mercury in seafood using high performance liquid chromatography (HPLC) and inductively coupled plasma-mass spectrometry (ICP-MS): Method development and validation. Analytica Chimica Acta, 160-172.

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

Molvær, J., Rygg, B. og Walday, M. , 2004. Fjordområdene rundt Ålesund og Sula kommune. Vurdering av tilstand og utslipp av kommunalt avløpsvann sett i forhold til EUs Avløpsdirektiv om sekundærresning. NIVA-rapport nr. 4928, 59s.

Kartlegging av bromerte flammehemmere, klor- og bromorganiske forbindelser, kvikksølv og metylkvikksølv i fjorder nær Ålesund. (TA2252/2007)

Måge, A., Julshamn, K., Storaker, A. og Furevik, D., 2006. Kvikksølvinnhold i fisk og sjømat ved søkkt ubåt (U864) vest av Fedje – nye analysar 2006 – samanlikning med data frå 2004 og 2005, Rapport fra NIFES 3. november 2006, 15s.

Ruus, A., Green, N. 2005. Overvåking av miljøforholdene i Sørfjorden 2004. Miljøgifter i organismer, Niva-rapport nr 5069, 61s.

Schlabach, M., Mariussen, E., Borgen, A., Dye, C., Enge, E.-K., Steinnes, E., Green, N., Mohn, H., 2002. Kartlegging av bromerte flammehemmere og klorerte parafiner. Statlig program for forurensningsovervåkning. SFT rapport TA-1924/2002. 134 s.

Van den Berg, M., Birnbaum, L., Bosveld, A.T.C., Brunström, B., Cook, P., Feeley, M., Giesy, J.P., Hanberg, A., Hasegawa, R. Kennedy, S.W., Kubiak, T., Larsen, J.C., Leeuwen, F.X.R. van, Liem, A.K.D., Nolt, C., Peterson, R.E., Poellinger, L., Safe, S., Schrenk, D., Tillitt, D., Tysklind, M., Younes, M., Wærn, F. og T. Zacharewskim.fl., 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. Environ Hlth. Perspect. 106:775-792.

Vetter, W., Schlabach, M., Kallenborn, R., 2002. Evidence for the presence of natural halogenated hydrocarbons in southern Norwegian and polar air. Fresenius Environmental Bulletin [Fresenius Environ. Bull.]. Vol. 11, no. 4, pp. 170-175.

Vedlegg A

Posisjoner for stasjoner der det er foretatt innsamling av sediment og blåskjell

Vedleggstabell 1A. Oversikt over sedimentstasjoner og stasjon hvor det var plassert sedimentfelle. 1) Posisjoner er oppgitt i WGS-84 datum og er registrert med båtens GPS. Dyp er registrert ved bruk av båtens ekkolodd.

Stasjon	Område	Posisjon N	Posisjon E	Dyp (m)	Kommentarer
1	Sykkylven, Indre	62°22,80	06°33,86	34	Svart fint sediment, ingen lukt
2	Sykkylven, ytre	62°24,00	06°34,27	60	Svart fint sediment, ingen lukt
3	Stordal	62°22,94	06°58,78	56	Fint sediment, ingen lukt
4	Ganstøvika 1	62°28,79	06°12,64	41	Svart fint sediment, ingen lukt
5	Ganstøvika 2	62°29,20	06°13,72	100	Fint sediment, ingen lukt
6	Olsvika 1	62°28,70	06°21,95	18	Fint sediment, ingen lukt
7	Olsvika 2	62°29,13	06°21,82	61	Fint sediment, ingen lukt
8	Vegsund	62°25,84	06°20,26	13	Svart, rester av skjell, bark fra furu, litt stygg lukt
9	Langevåg (Devold)	62°26,50	06°10,83	20	Fint sediment, ingen lukt
	Sedimentfelle	62°27,317	06°20,04	Ca 60 m	Fellen stod ca 35 m over bunnen og 25 under overflaten

Vedleggstabell 2A. Oversikt over blåskjellstasjoner

Stasjon	Område	Posisjon N	Posisjon E	Dyp (m)	Kommentarer
1	Sykkylven, ytre	62°23,86	06°34,76	0,5 m	Flytebrygge i småbåthavn
2	Stordal	62°22,52	06°59,01	0,5	Flytebrygge i sentrum
3	Ganstøvika	62°28,79	06°12,64	0	På svaberg like ved betongkai
4	Olsvika /Bingsa	62°29,10	06°23,05	0	På kaipillarene ved Fryseri

Vedlegg B

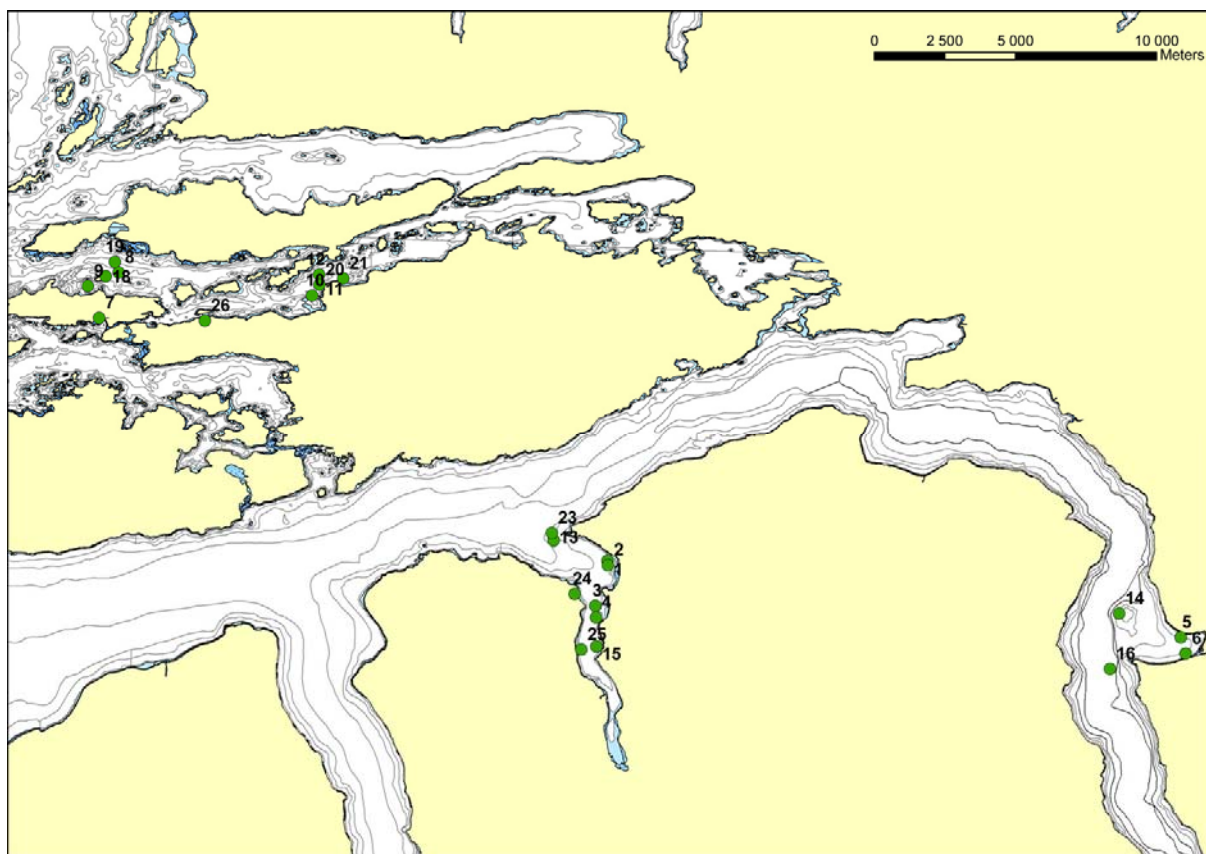
Fisk brukt til analyse

Vedleggstabell B1. Oversikt over fiskestasjoner og antall fisk fanget ved hvert fangstforsøk.

St.	Område	Redskap	Dato	Posisjon (N)	Posisjon (N)	Dyp 1 (m)	Dyp 2 (m)
1	Sykkylven ytre	Garn	24.aug	62°24,01	06°34,41	28	65
2	Sykkylven ytre	Garn	24.aug	62°23,92	06°34,43	50	61
3	Sykkylven indre	Garn	24.aug	62°23,14	06°33,98	28	31
4	Sykkylven indre	Garn	24.aug	62°22,92	06°34,02	28	33
5	Stordal	Garn	24.aug	62°22,92	06°58,08	72	120
6	Stordal	Garn	24.aug	62°22,62	06°58,30	70	106
7	Gangstøvika	Garn	26.aug	62°28,25	06°13,10	72	74
8	Gangstøvika	Garn	26.aug	62°29,13	06°13,82	100	100
9	Gangstøvika	Garn	26.aug	62°28,85	06°12,58	33	33
10	Olsvik	Garn	26.aug	62°28,85	06°21,83	39	46
11	Olsvik	Garn	26.aug	62°29,25	06°22,08	33	37
12	Olsvik	Garn	26.aug	62°29,25	06°22,08	94	107
13	Sykkylven ytre	Line	24.aug	62°24,35	06°32,16	120	296
14	Stordal	Line	24.aug	62°23,34	06°55,51	72	120
15	Sykkylven indre	Garn	16.sep	62°22,36	06°34,08	22	37
16	Stordal	Line	19.sep	62°22,28	06°55,21	89	428
17	Stordal	Garn	15.nov	62°22,39	07°01,46	33	57
18	Ganstøvika	Line	14.nov	62°29,05	06°13,29	52	65
19	Ganstøvika	Line	14.nov	62°29,33	06°13,65	91	100
20	Olsvika	Line	14.nov	62°29,06	06°22,11	39	76
21	Olsvika	Line	14.nov	62°29,20	06°23,08	59	72
22	Stordal	Garn	16.nov	62°22,39	07°01,46	28	65
23	Sykkylven ytre	Line	16.nov	62°24,49	06°32,09	131	389
24	Sykkylven ytre	Line	16.nov	62°23,35	06°33,12	24	70
25	Sykkylven indre	Line	16.nov	62°22,29	06°33,48	22	31
26	Olsvika	Garn	20.okt	62°28,28	06°17,46	9	26
27	Storegga	Line	ca 25. aug	62°35,00	03°40,00	250	350

Vedleggstabell B1. (fortsettelse)

St.	Område	Hvitting	Brosme	Hyse	Lyr	Torsk	Total
1	Sykkylven ytre						0
2	Sykkylven ytre						0
3	Sykkylven indre						0
4	Sykkylven indre						0
5	Stordal						0
6	Stordal					1	1
7	Gangstøvika					1	1
8	Gangstøvika					8	8
9	Gangstøvika						0
10	Olsvik						0
11	Olsvik					1	1
12	Olsvik		1			1	2
13	Sykkylven ytre		3				3
14	Stordal		3				3
15	Sykkylven indre					3	3
16	Stordal		15				15
17	Stordal						0
18	Gangstøvika	2					2
19	Gangstøvika	1					1
20	Olsvika Line	7				4	11
21	Olsvika Line						0
22	Stordal			1	2		3
23	Sykkylven ytre		10				10
24	Sykkylven ytre			9		1	10
25	Sykkylven indre			6	2	2	10
26	Ellingsøyfjorden					3	3
27	Storegga		15				15
	Totalt	10	47	16	4	25	102



Vedleggsfigur B1. Kart som viser posisjoner for enkeltfangster av fisk. I kartet er stasjonsnummer vist (se også tabellen over).

Resultater fra måling av enkeltfisk

Resultater fra måling av lengde og vekt av enkeltfisk.

Stasjonsnavn	Fiskeslag	Lengde (cm)	Vekt (g)	Kjønn
Sykkylven indre	Torsk	63	2695	m
Sykkylven indre	Torsk	52	1591,7	f
Sykkylven indre	Torsk	52,5	1787	f
Sykkylven indre	Torsk	42	791,9	f
Gjennomsnitt Sykkylven inder	Torsk	52,4	1716,4	
Sykkylven indre	Hyse	39,5	587,2	f
Sykkylven indre	Hyse	43,4	856,9	f
Sykkylven indre	Hyse	44,5	843,8	m
Sykkylven indre	Hyse	47	1088,1	m
Sykkylven indre	Hyse	47	1086,5	m
Sykkylven indre	Hyse	47,5	1047,7	m
Gjennomsnitt Sykkylven indre	Hyse	44,8	918,4	
Sykkylven ytre	Brosme	40,9	756	f
Sykkylven ytre	Brosme	44,5	958	m
Sykkylven ytre	Brosme	47	1084	m
Sykkylven ytre	Brosme	53,4	1456	m
Sykkylven ytre	Brosme	49,3	1343	f
Sykkylven ytre	Brosme	50,5	1500	f
Sykkylven ytre	Brosme	56,7	1944	f
Sykkylven ytre	Brosme	60,2	2752	m
Sykkylven ytre	Brosme	60	2749	f
Sykkylven ytre	Brosme	62,2	2822	m
Sykkylven ytre	Brosme	66,5	3394	m
Sykkylven ytre	Brosme	68,2	3638	f
Sykkylven ytre	Brosme	71,2	4357	f
Gjennomsnitt Sykkylven ytre	Brosme	56,2	2211,8	
Sykkylven ytre	Hyse	49,5	1490	f
Sykkylven ytre	Hyse	44,7	963	m
Sykkylven ytre	Hyse	44,5	906	m
Sykkylven ytre	Hyse	44	810	f
Sykkylven ytre	Hyse	41,3	781	f
Sykkylven ytre	Hyse	41,6	748	m
Sykkylven ytre	Hyse	40	726	f
Sykkylven ytre	Hyse	39,2	695	f
Sykkylven ytre	Hyse	38,3	634	m
Gjennomsnitt Sykkylven ytre	Hyse	42,6	861,4	

Stasjonsnavn	Fiskeslag	Lengde (cm)	Vekt (g)	Kjønn
Stordal	Brosme	43,5	939,9	m
Stordal	Brosme	47,0	1154,9	f
Stordal	Brosme	46,5	1062	f
Stordal	Brosme	47,0	1086,9	f
Stordal	Brosme	51,0	1150,7	f
Stordal	Brosme	50,0	1282,5	f
Stordal	Brosme	53,0	1372,6	f
Stordal	Brosme	48,5	1397,3	f
Stordal	Brosme	54,0	1733,6	f
Stordal	Brosme	55,5	2118,2	f
Stordal	Brosme	56,0	1768,4	m
Stordal	Brosme	63,0	2672,1	m
Stordal	Brosme	63,0	2776,6	m
Stordal	Brosme	63,0	2717,6	m
Stordal	Brosme	64,0	3004,4	m
Stordal	Brosme	66,0	2621,3	m
Stordal	Brosme	64,0	3472,5	m
Stordal	Brosme	67	2580,1	m
Gjennomsnitt Stordal	Brosme	55,7	1939,5	
Gangstøvika	Torsk	49	1398,8	m
Gangstøvika	Torsk	53,5	1514,4	f
Gangstøvika	Torsk	55,5	1888,8	f
Gangstøvika	Torsk	55,5	1835,8	f
Gangstøvika	Torsk	60,5	2110,8	m?
Gangstøvika	Torsk	62,5	2713,9	m?
Gangstøvika	Torsk	62,5	2879,5	m
Gangstøvika	Torsk	67	3548,2	m
Gangstøvika	Torsk	72	3140,4	f
Gjennomsnitt Gangstøvika	Torsk	59,8	2336,7	
Storegga	Brosme	31,5	306,3	F/M?
Storegga	Brosme	32,5	409,7	m
Storegga	Brosme	37,5	517,3	f
Storegga	Brosme	41,5	732	f
Storegga	Brosme	42	706,2	f
Storegga	Brosme	44	805,6	f
Storegga	Brosme	49,5	1065,6	f
Storegga	Brosme	49,5	1236,3	m
Storegga	Brosme	49	1315,7	m
Storegga	Brosme	50,5	1337,6	f
Storegga	Brosme	49,5	1311,4	m
Storegga	Brosme	50	1296,8	m
Storegga	Brosme	53	1797,9	f
Storegga	Brosme	54,5	1884	m
Storegga	Brosme	58	1724,5	m
Gjennomsnitt Storegga	Brosme	46,2	1096,5	

Kartlegging av bromerte flammehemmere, klor- og bromorganiske forbindelser, kvikksølv og metylkvikksølv i fjorder nær Ålesund. (TA2252/2007)

Stasjonsnavn	Fiskeslag	Lengde (cm)	Vekt (g)	Kjønn
Olsvika	Torsk	58,5	2042,6	
Olsvika	Torsk	57	1698,3	
Olsvika	Torsk	53	1624,4	
Olsvika	Torsk	45,5	894,1	
Olsvika	Torsk	38	610,8	
Olsvika	Torsk	27,5	215,1	m?
Olsvika	Torsk	39	589,4	m?
Olsvika	Torsk	39	618,5	f
Olsvika	Torsk	37	561,1	f
Gjennomsnitt Olsvika	Torsk	43,8	983,8	
Olsvika	Hvitling	34	318	f
Olsvika	Hvitling	28,8	204	f
Olsvika	Hvitling	27,7	176	m
Olsvika	Hvitling	27,2	151	f
Olsvika	Hvitling	26,2	141	m
Olsvika	Hvitling	28,8	136	m
Olsvika	Hvitling	24,6	122	m
Gjennomsnitt Olsvika	Hvitling	28,2	178,3	

Vedlegg C

Resultater fra analyse av PCB i sediment

Results of PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4310
NILU-Sample number: 06/1284
Customer: NIVA
Customers sample ID: G St. Vik 1

Sample type: Sediment
Sample amount: 5,00 g
Concentration units: ng/g
Data files: VB174

Compound		Concentration	Recovery	TE (WHO)
Structure	IUPAC-no.	ng/g	%	pg/ g
PeCB		0,04	24	
HCB		0,05	51	
2,2',5-TriCB	18	0,05		
2,4,4'-TriCB	28	0,13	66	
2,4',5-TriCB	31	0,09		
2',3,4-TriCB	33	0,06		
3,4,4'-TriCB	37	0,04		
Sum-TriCB		0,57		
2,2',4,4'-TetCB	47	0,07		
2,2',5,5'-TetCB	52	0,20	65	
2,3',4,4'-TetCB	66	0,17		
2,4,4',5-TetCB	74	0,09		
Sum-TetCB		1,21		
2,2',4,4',5-PenCB	99	0,25		
2,2',4,5,5'-PenCB	101	0,79	84	
2,3,3',4,4'-PenCB	105	0,23	100	0,02
2,3,4,4',5-PenCB	114	0,02	90	0,01
2,3',4,4',5-PenCB	118	0,65	99	0,06
2',3,3',4,5-PenCB	122	< 0,01		
2',3,4,4',5-PenCB	123	< 0,01	102	0,00
Sum-PenCB		3,50		
2,2',3,3',4,4'-HexCB	128	0,33		
2,2',3,4,4',5'-HexCB	138	1,69	103	
2,2',3,4,5,5'-HexCB	141	0,29		
2,2',3,4',5',6-HexCB	149	1,22		
2,2',4,4',5,5'-HexCB	153	1,79	95	
2,3,3',4,4',5-HexCB	156	0,15	101	0,07
2,3,3',4,4',5'-HexCB	157	0,03	99	0,01
2,3',4,4',5,5'-HexCB	167	0,08	106	0,00
Sum-HexCB		8,59		
2,2',3,3',4,4',5-HepCB	170	0,41		
2,2',3,4,4',5,5'-HepCB	180	0,89	97	
2,2',3,4,4',5',6-HepCB	183	0,21		
2,2',3,4',5,5',6-HepCB	187	0,51		
2,3,3',4,4',5,5'-HepCB	189	0,02	89	0,00
Sum-HepCB		3,10		
2,2',3,3',4,4',5,5'-OctCB	194	0,13		
2,2',3,3',4,4',5,5',6-NonCB	206	0,11		
DecaCB	209	0,06		
Sum 7 PCB		6,13		
Sum PCB		17,3		0,19

Sum 7 PCB: PCB(28+52+101+118+138+153+180)
Sum PCB: Sum of observed PCB (mono- and di-CB are not included)
<: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
b: Lower than 10 times method blank.
g: Recovery is not according to NILUs quality criteria
TE (WHO): 2378-TCDD toxicity equivalents of the mono-ortho PCB according to the WHO model
(M. Van den Berg et al., 1998)

Results of PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4310
 NILU-Sample number: 06/1282
 Customer: NIVA
 Customers sample ID: Olsvik 1
 :
 Sample type: Sediment
 Sample amount: 5,00 g
 Concentration units: ng/g
 Data files: VB174

Compound		Concentration	Recovery	TE (WHO)
Structure	IUPAC-no.	ng/g	%	pg/ g
PeCB		0,01 b	18	
HCB		0,03 b	39	
2,2',5-TriCB	18	0,01	54	
2,4,4'-TriCB	28	0,03		
2,4',5-TriCB	31	0,02		
2',3,4-TriCB	33	0,01		
3,4,4'-TriCB	37	< 0,01		
Sum-TriCB		0,10		
2,2',4,4'-TetCB	47	0,02	55	
2,2',5,5'-TetCB	52	0,03		
2,3',4,4'-TetCB	66	0,03		
2,4,4',5-TetCB	74	0,02		
Sum-TetCB		0,22		
2,2',4,4',5-PenCB	99	0,04	69	
2,2',4,5,5'-PenCB	101	0,09		
2,3,3',4,4'-PenCB	105	0,04		0,00
2,3,4,4',5-PenCB	114	< 0,01		0,01
2,3',4,4',5-PenCB	118	0,11		0,01
2',3,3',4,5-PenCB	122	< 0,01	81	
2',3,4,4',5-PenCB	123	< 0,01		0,00
Sum-PenCB		0,47		
2,2',3,3',4,4'-HexCB	128	0,04	82	
2,2',3,4,4',5'-HexCB	138	0,20		
2,2',3,4,5,5'-HexCB	141	0,02		
2,2',3,4',5',6-HexCB	149	0,12		
2,2',4,4',5,5'-HexCB	153	0,22		
2,3,3',4,4',5-HexCB	156	0,02	83	0,01
2,3,3',4,4',5'-HexCB	157	< 0,01		0,01
2,3',4,4',5,5'-HexCB	167	< 0,01		0,00
Sum-HexCB		0,94		
2,2',3,3',4,4',5-HepCB	170	0,04	78	
2,2',3,4,4',5,5'-HepCB	180	0,08		
2,2',3,4,4',5',6-HepCB	183	0,02		
2,2',3,4',5,5',6-HepCB	187	0,06		
2,3,3',4,4',5,5'-HepCB	189	< 0,01		0,00
Sum-HepCB		0,28		
2,2',3,3',4,4',5,5'-OctCB	194	0,01	67	
2,2',3,3',4,4',5,5',6-NonCB	206	< 0,01		
DecaCB	209	< 0,01		
Sum 7 PCB		0,76		
Sum PCB		2,04		0,03

Sum 7 PCB: PCB(28+52+101+118+138+153+180)
 Sum PCB: Sum of observed PCB (mono- and di-CB are not included)
 <: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
 i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
 This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
 b: Lower than 10 times method blank.
 g: Recovery is not according to NILUs quality criteria
 TE (WHO): 2378-TCDD toxicity equivalents of the mono-ortho PCB according to the WHO model
 (M. Van den Berg et al., 1998)

Vedlegg D

Primærdata for analyse av dioksiner og nonorto-PCB i sediment

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4294

NILU sample number: 06/1282

Customer: NIVA v/J.A. Berge

Customers sample ID: Olsvik 1

:

Sample type: Sediment

Sample amount: 5,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: DH958_06-12-2006_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	< 0,23	69	0,23	0,23	0,23
12378-PeCDD	< 0,66	62	0,33	0,33	0,66
123478-HxCDD	< 0,35	75	0,04	0,04	0,04
123678-HxCDD	0,68	76	0,07	0,07	0,07
123789-HxCDD	0,83		0,08	0,08	0,08
1234678-HpCDD	12,1	74	0,12	0,12	0,12
OCDD	64,9	77	0,06	0,06	0,01
SUM PCDD			0,94	0,94	1,21
Furanes					
2378-TCDF	0,90	79	0,09	0,09	0,09
12378/12348-PeCDF	0,64	*	0,01	0,03	0,03
23478-PeCDF	0,98	85	0,49	0,49	0,49
123478/123479-HxCDF	1,69	80	0,17	0,17	0,17
123678-HxCDF	0,85	75	0,09	0,09	0,09
123789-HxCDF	0,11	*	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	1,71	80	0,17	0,17	0,17
1234678-HpCDF	8,28	76	0,08	0,08	0,08
1234789-HpCDF	0,93	*	0,01	0,01	0,01
OCDF	9,82	80	0,01	0,01	0,00
SUM PCDF			1,12	1,15	1,14
SUM PCDD/PCDF			2,06	2,08	2,35
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	18,9	72			0,00
344'5-TeCB (PCB-81)	0,60				0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	2,30 i	74			0,23
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,54 i	77			0,01
SUM TE-PCB					0,24

TE(nordic): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE: 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

<: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b: Lower than 10 times method blank

g: Recovery is not according to NILUs quality criteria

*: Samplingstandard NS-EN 1948

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4294

NILU sample number: 06/1284

Customer: NIVA v/J.A. Berge

Customers sample ID: G St. Vik 1

:

Sample type: Sediment

Sample amount: 5,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: DH958_06-12-2006_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	<	0,20	77	0,20	0,20
12378-PeCDD	1,91	i	70	0,96	1,91
123478-HxCDD	1,75	72	0,18	0,18	0,18
123678-HxCDD	4,20	76	0,42	0,42	0,42
123789-HxCDD	2,09		0,21	0,21	0,21
1234678-HpCDD	74,9	77	0,75	0,75	0,75
OCDD	625	81	0,63	0,63	0,06
SUM PCDD			3,34	3,34	3,73
Furanes					
2378-TCDF	3,38	84	0,34	0,34	0,34
12378/12348-PeCDF	3,74	i	*	0,04	0,19
23478-PeCDF	4,37	88	2,18	2,18	2,18
123478/123479-HxCDF	6,99	77	0,70	0,70	0,70
123678-HxCDF	3,73	75	0,37	0,37	0,37
123789-HxCDF	0,48		*	0,05	0,05
234678-HxCDF	5,57	79	0,56	0,56	0,56
1234678-HpCDF	34,1	76	0,34	0,34	0,34
1234789-HpCDF	2,50		*	0,03	0,03
OCDF	47,5	82	0,05	0,05	0,00
SUM PCDF			4,65	4,80	4,76
SUM PCDD/PCDF			7,99	8,14	8,49
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	112	77			0,01
344'5-TeCB (PCB-81)	4,03				0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	11,8	75			1,18
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	2,23	83			0,02
SUM TE-PCB					1,21

TE(nordic): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE: 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

<: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b: Lower than 10 times method blank

g: Recovery is not according to NILUs quality criteria

*: Samplingstandard NS-EN 1948

Primærdata for PCB i torskelever

Results of PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4424
 NILU-Sample number: 07/187
 Customer: NIVA v/ J.A. Berge
 Customers sample ID: Gangstøvika
 :
 Sample type: Torskelever
 Sample amount: 0,63 g
 Concentration units: ng/g
 Data files: M_06_02_07

Compound		Concentration	Recovery	TE (WHO)
Structure	IUPAC-no.	ng/g	%	pg/ g
PeCB		0,65	26	
HCb		6,68	38	
2,2',5'-TriCB	18	0,37		
2,4,4'-TriCB	28	2,56	59	
2,4',5'-TriCB	31	0,73		
2',3,4'-TriCB	33	0,19		
3,4,4'-TriCB	37	0,03		
Sum-TriCB		5,43		
2,2',4,4'-TetCB	47	2,57		
2,2',5,5'-TetCB	52	6,16	60	
2,3',4,4'-TetCB	66	7,53		
2,4,4',5'-TetCB	74	4,83		
Sum-TetCB		31,8		
2,2',4,4',5'-PenCB	99	23,5		
2,2',4,5,5'-PenCB	101	25,0	64	
2,3,3',4,4'-PenCB	105	14,7	76	1,47
2,3,4,4',5'-PenCB	114	0,65	76	0,32
2,3',4,4',5'-PenCB	118	47,6	74	4,76
2',3,3',4,5'-PenCB	122	0,03		
2',3,4,4',5'-PenCB	123	0,64	75	0,06
Sum-PenCB		122		
2,2',3,3',4,4'-HexCB	128	16,5		
2,2',3,4,4',5'-HexCB	138	108	74	
2,2',3,4,5,5'-HexCB	141	5,36		
2,2',3,4',5',6'-HexCB	149	13,8		
2,2',4,4',5,5'-HexCB	153	164	69	
2,3,3',4,4',5'-HexCB	156	8,12	82	4,06
2,3,3',4,4',5'-HexCB	157	2,06	81	1,03
2,3',4,4',5,5'-HexCB	167	5,85	81	0,06
Sum-HexCB		324		
2,2',3,3',4,4',5'-HepCB	170	19,3		
2,2',3,4,4',5,5'-HepCB	180	50,2	78	
2,2',3,4,4',5',6'-HepCB	183	11,7		
2,2',3,4',5,5',6'-HepCB	187	13,5		
2,3,3',4,4',5,5'-HepCB	189	0,95	84	0,10
Sum-HepCB		95,6		
2,2',3,3',4,4',5,5'-OctCB	194	6,14		
2,2',3,3',4,4',5,5',6'-NonCB	206	3,50		
DecaCB	209	1,44	79	
Sum 7 PCB		403		
Sum PCB		590		11,9

Sum 7 PCB: PCB(28+52+101+118+138+153+180)
 Sum PCB: Sum of observed PCB (mono- and di-CB are not included)
 <: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
 i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
 This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
 b: Lower than 10 times method blank.
 g: Recovery is not according to NILUs quality criteria
 TE (WHO): 2378-TCDD toxicity equivalents of the mono-ortho PCB according to the WHO model
 (M. Van den Berg et al., 1998)

Results of PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4424
 NILU-Sample number: 07/191
 Customer: NIVA v/ J.A. Berge
 Customers sample ID: Olsvika
 :
 Sample type: Torskelever
 Sample amount: 0,72 g
 Concentration units: ng/g
 Data files: M_12_02_07

Compound	Structure	IUPAC-no.	Concentration	Recovery	TE (WHO)
			ng/g	%	pg/ g
	PeCB		0,46	34	
	HCb		5,86	49	
	2,2',5'-TriCB	18	0,37		
	2,4,4'-TriCB	28	2,78	70	
	2,4',5'-TriCB	31	0,61		
	2',3,4'-TriCB	33	0,16		
	3,4,4'-TriCB	37	0,01		
	Sum-TriCB		5,51		
	2,2',4,4'-TetCB	47	3,33		
	2,2',5,5'-TetCB	52	6,58	72	
	2,3',4,4'-TetCB	66	8,71		
	2,4,4',5'-TetCB	74	5,68		
	Sum-TetCB		35,3		
	2,2',4,4',5'-PenCB	99	27,3		
	2,2',4,5,5'-PenCB	101	28,2	77	
	2,3,3',4,4'-PenCB	105	18,3	85	1,83
	2,3,4,4',5'-PenCB	114	0,72	82	0,36
	2,3',4,4',5'-PenCB	118	59,8	83	5,98
	2'3,3',4,5'-PenCB	122	0,04		
	2',3,4,4',5'-PenCB	123	0,71	83	0,07
	Sum-PenCB		146		
	2,2',3,3',4,4'-HexCB	128	19,5		
	2,2',3,4,4',5'-HexCB	138	118	86	
	2,2',3,4,5,5'-HexCB	141	5,94		
	2,2',3,4',5',6'-HexCB	149	12,9		
	2,2',4,4',5,5'-HexCB	153	169	84	
	2,3,3',4,4',5'-HexCB	156	8,61	87	4,31
	2,3,3',4,4',5'-HexCB	157	2,22	86	1,11
	2,3',4,4',5,5'-HexCB	167	6,14	86	0,06
	Sum-HexCB		342		
	2,2',3,3',4,4',5'-HepCB	170	15,8		
	2,2',3,4,4',5,5'-HepCB	180	42,5	83	
	2,2',3,4,4',5',6'-HepCB	183	10,7		
	2,2',3,4',5,5',6'-HepCB	187	16,1		
	2,3,3',4,4',5,5'-HepCB	189	0,87	81	0,09
	Sum-HepCB		85,9		
	2,2',3,3',4,4',5,5'-OctCB	194	5,01		
	2,2',3,3',4,4',5,5',6'-NonCB	206	2,57		
	DecaCB	209	0,97	87	
	Sum 7 PCB		426		
	Sum PCB		624		13,8

Sum 7 PCB: PCB(28+52+101+118+138+153+180)
 Sum PCB: Sum of observed PCB (mono- and di-CB are not included)
 <: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
 i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
 This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
 b: Lower than 10 times method blank.
 g: Recovery is not according to NILUs quality criteria
 TE (WHO): 2378-TCDD toxicity equivalents of the mono-ortho PCB according to the WHO model
 (M. Van den Berg et al., 1998)

Results of PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4424
 NILU-Sample number: 07/177
 Customer: NIVA v/ J.A. Berge
 Customers sample ID: Sykkylven Indre
 :
 Sample type: Torskelever
 Sample amount: 0,30 g
 Concentration units: ng/g
 Data files: M_12_02_07

Compound		Concentration	Recovery	TE (WHO)
Structure	IUPAC-no.	ng/g	%	pg/ g
PeCB		2,07	33	
HCb		26,0	48	
2,2',5'-TriCB	18	1,88		
2,4,4'-TriCB	28	9,36	73	
2,4',5'-TriCB	31	3,42		
2',3,4'-TriCB	33	0,78		
3,4,4'-TriCB	37	0,11		
Sum-TriCB		21,9		
2,2',4,4'-TetCB	47	8,49		
2,2',5,5'-TetCB	52	26,8	74	
2,3',4,4'-TetCB	66	21,9		
2,4,4',5'-TetCB	74	15,5		
Sum-TetCB		117		
2,2',4,4',5'-PenCB	99	57,1		
2,2',4,5,5'-PenCB	101	86,3	80	
2,3,3',4,4'-PenCB	105	33,9	86	3,39
2,3,4,4',5'-PenCB	114	1,37	85	0,69
2,3',4,4',5'-PenCB	118	111	85	11,1
2',3,3',4,5'-PenCB	122	0,12		
2',3,4,4',5'-PenCB	123	1,26	86	0,13
Sum-PenCB		325		
2,2',3,3',4,4'-HexCB	128	31,8		
2,2',3,4,4',5'-HexCB	138	217	90	
2,2',3,4,5,5'-HexCB	141	15,7		
2,2',3,4',5',6'-HexCB	149	36,7		
2,2',4,4',5,5'-HexCB	153	329	88	
2,3,3',4,4',5'-HexCB	156	15,6	86	7,78
2,3,3',4,4',5'-HexCB	157	3,14	86	1,57
2,3',4,4',5,5'-HexCB	167	9,86	87	0,10
Sum-HexCB		661		
2,2',3,3',4,4',5'-HepCB	170	30,3		
2,2',3,4,4',5,5'-HepCB	180	91,9	86	
2,2',3,4,4',5',6'-HepCB	183	22,8		
2,2',3,4',5,5',6'-HepCB	187	49,0		
2,3,3',4,4',5,5'-HepCB	189	1,82	82	0,18
Sum-HepCB		196		
2,2',3,3',4,4',5,5'-OctCB	194	12,7		
2,2',3,3',4,4',5,5',6'-NonCB	206	8,26		
DecaCB	209	4,74	94	
Sum 7 PCB		872		
Sum PCB		1 346		25,0

Sum 7 PCB: PCB(28+52+101+118+138+153+180)
 Sum PCB: Sum of observed PCB (mono- and di-CB are not included)
 <: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
 i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
 This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
 b: Lower than 10 times method blank.
 g: Recovery is not according to NILUs quality criteria
 TE (WHO): 2378-TCDD toxicity equivalents of the mono-ortho PCB according to the WHO model
 (M. Van den Berg et al., 1998)

Primærdata for dioksiner og nonorto-PCB i torskelver

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4382

NILU sample number: 07/187

Customer: NIVA v/ J.A. Berge

Customers sample ID: Gangstøvika

:

Sample type: Torske lever

Sample amount: 5,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB193_23-01-07_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	1,36	74	1,36	1,36	1,36
12378-PeCDD	0,59	86	0,30	0,30	0,59
123478-HxCDD	< 0,12	80	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD	1,83	85	0,18	0,18	0,18
123789-HxCDD	0,30		0,03	0,03	0,03
1234678-HpCDD	1,14	82	0,01	0,01	0,01
OCDD	1,18	80	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			1,90	1,90	2,19
Furanes					
2378-TCDF	10,6	75	1,06	1,06	1,06
12378/12348-PeCDF	2,55	*	0,03	0,13	0,13
23478-PeCDF	1,63	91	0,82	0,82	0,82
123478/123479-HxCDF	1,36	82	0,14	0,14	0,14
123678-HxCDF	1,48	85	0,15	0,15	0,15
123789-HxCDF	0,08	*	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	1,73	78	0,17	0,17	0,17
1234678-HpCDF	0,97	79	0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF	0,11 i	*	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,39 i	75	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			2,38	2,48	2,48
SUM PCDD/PCDF			4,28	4,38	4,67
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	343	71			0,03
344'5'-TeCB (PCB-81)	17,0				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	274	76			27,4
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	64,3	84			0,64
SUM TE-PCB					28,1

TE(nordic): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE: 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

<: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b: Lower than 10 times method blank

g: Recovery is not according to NILUs quality criteria

*: Samplingstandard NS-EN 1948

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4382

NILU sample number: 07/191

Customer: NIVA v/ J.A. Berge

Customers sample ID: Olsvika

:

Sample type: Torske lever

Sample amount: 5,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB193_23-01-07_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,96	89	0,96	0,96	0,96
12378-PeCDD	0,33	98	0,16	0,16	0,33
123478-HxCDD	< 0,10	96	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD	1,42	95	0,14	0,14	0,14
123789-HxCDD	0,39		0,04	0,04	0,04
1234678-HpCDD	0,80 i	92	0,01	0,01	0,01
OCDD	0,95	86	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			1,32	1,32	1,48
Furanes					
2378-TCDF	8,42	91	0,84	0,84	0,84
12378/12348-PeCDF	1,71	*	0,02	0,09	0,09
23478-PeCDF	1,58	100	0,79	0,79	0,79
123478/123479-HxCDF	1,27	97	0,13	0,13	0,13
123678-HxCDF	0,92	94	0,09	0,09	0,09
123789-HxCDF	0,06	*	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	1,72	93	0,17	0,17	0,17
1234678-HpCDF	0,76	93	0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF	0,17	*	0,00	0,00	0,00
OCDF	< 0,25	79	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			2,05	2,12	2,12
SUM PCDD/PCDF			3,37	3,44	3,60
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	384	90			0,04
344'5-TeCB (PCB-81)	20,1				0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	301	95			30,1
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	71,3	97			0,71
SUM TE-PCB					30,8

TE(nordic): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE: 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

<: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b: Lower than 10 times method blank

g: Recovery is not according to NILUs quality criteria

*: Samplingstandard NS-EN 1948

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4382

NILU sample number: 07/177

Customer: NIVA v/ J.A. Berge

Customers sample ID: Sykkulven indre

:

Sample type: Torske lever

Sample amount: 5,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB191_18-01-07_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,67	51	0,67	0,67	0,67
12378-PeCDD	0,41	54	0,20	0,20	0,41
123478-HxCDD	<	0,12	55	0,01	0,01
123678-HxCDD	1,21	55	0,12	0,12	0,12
123789-HxCDD	0,19		0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDD	0,79 i	55	0,01	0,01	0,01
OCDD	1,59	51	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			1,03	1,03	1,23
Furanes					
2378-TCDF	6,82	51	0,68	0,68	0,68
12378/12348-PeCDF	1,47	*	0,01	0,07	0,07
23478-PeCDF	0,94	53	0,47	0,47	0,47
123478/123479-HxCDF	0,56	56	0,06	0,06	0,06
123678-HxCDF	0,59	54	0,06	0,06	0,06
123789-HxCDF	0,06 i	*	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	0,99	51	0,10	0,10	0,10
1234678-HpCDF	0,56	54	0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF	<	0,14	*	0,00	0,00
OCDF	0,27	50	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			1,39	1,45	1,45
SUM PCDD/PCDF			2,42	2,48	2,69
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	234	50			0,02
344'5-TeCB (PCB-81)	13,4				0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	150	55			15,0
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	44,3	58			0,44
SUM TE-PCB					15,5

TE(nordic): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE: 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

<: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b: Lower than 10 times method blank

g: Recovery is not according to NILUs quality criteria

*: Samplingstandard NS-EN 1948

Primærdata for PCB i brosmelever

Results of PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4424
 NILU-Sample number: 07/189
 Customer: NIVA v/ J.A. Berge
 Customers sample ID: Storegga
 :
 Sample type: Brosme lever
 Sample amount: 0,78 g
 Concentration units: ng/g
 Data files: M_12_02_07

Compound		Concentration	Recovery	TE (WHO)
Structure	IUPAC-no.	ng/g	%	pg/ g
PeCB		0,52	32	
HCb		6,97	45	
2,2',5'-TriCB	18	0,07	68	
2,4,4'-TriCB	28	1,48		
2,4',5'-TriCB	31	0,85		
2',3,4'-TriCB	33	0,04		
3,4,4'-TriCB	37	0,01		
Sum-TriCB		2,99		
2,2',4,4'-TetCB	47	1,37	72	
2,2',5,5'-TetCB	52	3,91		
2,3',4,4'-TetCB	66	4,65		
2,4,4',5'-TetCB	74	3,54		
Sum-TetCB		19,3		
2,2',4,4',5'-PenCB	99	15,0	77	
2,2',4,5,5'-PenCB	101	14,3		
2,3,3',4,4'-PenCB	105	9,38		0,94
2,3,4,4',5'-PenCB	114	0,47		0,23
2,3',4,4',5'-PenCB	118	33,0		3,30
2',3,3',4,5'-PenCB	122	2,12		
2',3,4,4',5'-PenCB	123	0,37		0,04
Sum-PenCB		78,0		
2,2',3,3',4,4'-HexCB	128	9,11	85	
2,2',3,4,4',5'-HexCB	138	61,4		
2,2',3,4,5,5'-HexCB	141	2,43		
2,2',3,4',5',6'-HexCB	149	4,48		
2,2',4,4',5,5'-HexCB	153	105		
2,3,3',4,4',5'-HexCB	156	4,62		2,31
2,3,3',4,4',5'-HexCB	157	1,08		0,54
2,3',4,4',5,5'-HexCB	167	3,30		0,03
Sum-HexCB		192		
2,2',3,3',4,4',5'-HepCB	170	9,87	88	
2,2',3,4,4',5,5'-HepCB	180	33,5		
2,2',3,4,4',5',6'-HepCB	183	6,11		
2,2',3,4',5,5',6'-HepCB	187	7,76		
2,3,3',4,4',5,5'-HepCB	189	0,56		0,06
Sum-HepCB		57,8		
2,2',3,3',4,4',5,5'-OctCB	194	3,42	92	
2,2',3,3',4,4',5,5',6'-NonCB	206	1,33		
DecaCB	209	1,91		
Sum 7 PCB		253		
Sum PCB		356		7,45

Results of PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4424
 NILU-Sample number: 07/181
 Customer: NIVA v/ J.A. Berge
 Customers sample ID: Sykkylven Ytre
 :
 Sample type: Brosme lever
 Sample amount: 0,68 g
 Concentration units: ng/g
 Data files: M_12_02_07

Compound		Concentration	Recovery	TE (WHO)
Structure	IUPAC-no.	ng/g	%	pg/ g
PeCB		0,45	34	
HCB		5,45	47	
2,2',5-TriCB	18	0,05 b		
2,4,4'-TriCB	28	1,44	70	
2,4',5-TriCB	31	0,43		
2',3,4-TriCB	33	0,03 b		
3,4,4'-TriCB	37	0,01		
Sum-TriCB		2,23		
2,2',4,4'-TetCB	47	1,31		
2,2',5,5'-TetCB	52	2,33	75	
2,3',4,4'-TetCB	66	4,81		
2,4,4',5-TetCB	74	3,41		
Sum-TetCB		15,1		
2,2',4,4',5-PenCB	99	14,7		
2,2',4,5,5'-PenCB	101	8,97	80	
2,3,3',4,4'-PenCB	105	11,7	87	1,17
2,3,4,4',5-PenCB	114	0,46	85	0,23
2,3',4,4',5-PenCB	118	37,6	86	3,76
2',3,3',4,5-PenCB	122	2,39		
2',3,4,4',5-PenCB	123	0,44	85	0,04
Sum-PenCB		79,0		
2,2',3,3',4,4'-HexCB	128	9,85		
2,2',3,4,4',5'-HexCB	138	74,2	90	
2,2',3,4,5,5'-HexCB	141	3,25		
2,2',3,4',5',6-HexCB	149	5,80		
2,2',4,4',5,5'-HexCB	153	123	90	
2,3,3',4,4',5-HexCB	156	6,23	93	3,11
2,3,3',4,4',5'-HexCB	157	1,42	93	0,71
2,3',4,4',5,5'-HexCB	167	3,47	91	0,03
Sum-HexCB		228		
2,2',3,3',4,4',5-HepCB	170	13,2		
2,2',3,4,4',5,5'-HepCB	180	44,3	92	
2,2',3,4,4',5',6-HepCB	183	7,91		
2,2',3,4',5,5',6-HepCB	187	10,0		
2,3,3',4,4',5,5'-HepCB	189	0,72	88	0,07
Sum-HepCB		76,2		
2,2',3,3',4,4',5,5'-OctCB	194	5,16		
2,2',3,3',4,4',5,5',6-NonCB	206	1,92		
DecaCB	209	1,92		
Sum 7 PCB		292	97	
Sum PCB		409		9,13

Sum 7 PCB: PCB(28+52+101+118+138+153+180)
 Sum PCB: Sum of observed PCB (mono- and di-CB are not included)
 <: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
 i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
 This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
 b: Lower than 10 times method blank.
 g: Recovery is not according to NILUs quality criteria
 TE (WHO): 2378-TCDD toxicity equivalents of the mono-ortho PCB according to the WHO model
 (M. Van den Berg et al., 1998)

Results of PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4424
 NILU-Sample number: 07/185
 Customer: NIVA v/ J.A. Berge
 Customers sample ID: Stordal
 :
 Sample type: Brosme lever
 Sample amount: 0,70 g
 Concentration units: ng/g
 Data files: M_06_02_07

Compound		Concentration	Recovery	TE (WHO)
Structure	IUPAC-no.	ng/g	%	pg/ g
PeCB		0,51	32	
HCb		5,51	44	
2,2',5-TriCB	18	0,04 b		
2,4,4'-TriCB	28	1,50	64	
2,4',5-TriCB	31	0,48		
2',3,4-TriCB	33	0,02 b		
3,4,4'-TriCB	37	0,02		
Sum-TriCB		2,51		
2,2',4,4'-TetCB	47	2,27		
2,2',5,5'-TetCB	52	3,50	65	
2,3',4,4'-TetCB	66	7,85		
2,4,4',5-TetCB	74	9,38		
Sum-TetCB		28,5		
2,2',4,4',5-PenCB	99	54,6		
2,2',4,5,5'-PenCB	101	27,4	69	
2,3,3',4,4'-PenCB	105	43,7	82	4,37
2,3,4,4',5-PenCB	114	2,56	83	1,28
2,3',4,4',5-PenCB	118	153	80	15,3
2'3,3',4,5-PenCB	122	8,80		
2',3,4,4',5-PenCB	123	1,72	80	0,17
Sum-PenCB		299		
2,2',3,3',4,4'-HexCB	128	42,3		
2,2',3,4,4',5'-HexCB	138	346	77	
2,2',3,4,5,5'-HexCB	141	16,6		
2,2',3,4',5',6-HexCB	149	13,1		
2,2',4,4',5,5'-HexCB	153	580	72	
2,3,3',4,4',5-HexCB	156	28,2	84	14,1
2,3,3',4,4',5'-HexCB	157	5,70	84	2,85
2,3',4,4',5,5'-HexCB	167	12,1	84	0,12
Sum-HexCB		1 045		
2,2',3,3',4,4',5-HepCB	170	56,9		
2,2',3,4,4',5,5'-HepCB	180	188	78	
2,2',3,4,4',5',6-HepCB	183	36,6		
2,2',3,4',5,5',6-HepCB	187	46,5		
2,3,3',4,4',5,5'-HepCB	189	3,03	83	0,30
Sum-HepCB		331		
2,2',3,3',4,4',5,5'-OctCB	194	17,6		
2,2',3,3',4,4',5,5',6-NonCB	206	6,24		
DecaCB	209	4,02	77	
Sum 7 PCB		1 300		
Sum PCB		1 733		38,5

Sum 7 PCB: PCB(28+52+101+118+138+153+180)
 Sum PCB: Sum of observed PCB (mono- and di-CB are not included)
 <: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
 i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.
 This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
 b: Lower than 10 times method blank.
 g: Recovery is not according to NILUs quality criteria
 TE (WHO): 2378-TCDD toxicity equivalents of the mono-ortho PCB according to the WHO model
 (M. Van den Berg et al., 1998)

Primærdata for dioksiner og nonorto-PCB i brosmelver

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4382

NILU sample number: 07/189

Customer: NIVA v/ J.A. Berge

Customers sample ID: Storegga

:

Sample type: Brosme lever

Sample amount: 5,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB193_23-01-07_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	1,43	76	1,43	1,43	1,43
12378-PeCDD	1,91	85	0,95	0,95	1,91
123478-HxCDD	0,43 i	78	0,04	0,04	0,04
123678-HxCDD	4,74	82	0,47	0,47	0,47
123789-HxCDD	1,23		0,12	0,12	0,12
1234678-HpCDD	1,58	78	0,02	0,02	0,02
OCDD	0,93	67	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			3,04	3,04	3,99
Furanes					
2378-TCDF	13,7	80	1,37	1,37	1,37
12378/12348-PeCDF	6,07	*	0,06	0,30	0,30
23478-PeCDF	6,59	88	3,29	3,29	3,29
123478/123479-HxCDF	2,42	82	0,24	0,24	0,24
123678-HxCDF	3,03	83	0,30	0,30	0,30
123789-HxCDF	0,11	*	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	1,68	80	0,17	0,17	0,17
1234678-HpCDF	1,03	76	0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF	0,13 i	*	0,00	0,00	0,00
OCDF	<	0,20	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			5,46	5,70	5,70
SUM PCDD/PCDF			8,50	8,74	9,70
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	142	81			0,01
344'5-TeCB (PCB-81)	10,4				0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	249	83			24,9
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	95,0	86			0,95
SUM TE-PCB					25,9

TE(nordic): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE: 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

<: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b: Lower than 10 times method blank

g: Recovery is not according to NILUs quality criteria

*: Samplingstandard NS-EN 1948

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4382

NILU sample number: 07/181

Customer: NIVA v/ J.A. Berge

Customers sample ID: Sykkulven ytre

:

Sample type: Brosme lever

Sample amount: 5,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB193_23-01-07_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	1,64	83	1,64	1,64	1,64
12378-PeCDD	3,55	98	1,77	1,77	3,55
123478-HxCDD	0,46	94	0,05	0,05	0,05
123678-HxCDD	5,16	91	0,52	0,52	0,52
123789-HxCDD	1,26		0,13	0,13	0,13
1234678-HpCDD	1,47	92	0,01	0,01	0,01
OCDD	1,01	87	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			4,11	4,11	5,88
Furanes					
2378-TCDF	14,9	85	1,49	1,49	1,49
12378/12348-PeCDF	5,70	*	0,06	0,29	0,29
23478-PeCDF	11,0	110	5,49	5,49	5,49
123478/123479-HxCDF	2,57	94	0,26	0,26	0,26
123678-HxCDF	3,01	99	0,30	0,30	0,30
123789-HxCDF	0,16	*	0,02	0,02	0,02
234678-HxCDF	2,31	90	0,23	0,23	0,23
1234678-HpCDF	1,30	88	0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF	<	*	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,30	75	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			7,85	8,08	8,08
SUM PCDD/PCDF			12,0	12,2	14,0
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	198	81			0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)	13,8				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	271	89			27,1
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	98,8	100			0,99
SUM TE-PCB					28,2

TE(nordic): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE: 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

<: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b: Lower than 10 times method blank

g: Recovery is not according to NILUs quality criteria

*: Samplingstandard NS-EN 1948

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4382

NILU sample number: 07/185

Customer: NIVA v/ J.A. Berge

Customers sample ID: Stordal

:

Sample type: Brosme lever

Sample amount: 5,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB193_23-01-07_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	1,99	71	1,99	1,99	1,99
12378-PeCDD	4,06	86	2,03	2,03	4,06
123478-HxCDD	0,71	82	0,07	0,07	0,07
123678-HxCDD	7,91	78	0,79	0,79	0,79
123789-HxCDD	1,69		0,17	0,17	0,17
1234678-HpCDD	1,88	80	0,02	0,02	0,02
OCDD	1,11	71	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			5,07	5,07	7,10
Furanes					
2378-TCDF	18,3	76	1,83	1,83	1,83
12378/12348-PeCDF	6,69	*	0,07	0,33	0,33
23478-PeCDF	11,8	91	5,92	5,92	5,92
123478/123479-HxCDF	1,91	82	0,19	0,19	0,19
123678-HxCDF	2,41	86	0,24	0,24	0,24
123789-HxCDF	0,14 i	*	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	1,43	79	0,14	0,14	0,14
1234678-HpCDF	0,52	79	0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF	< 0,08	*	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,40	62	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			8,41	8,68	8,68
SUM PCDD/PCDF			13,5	13,7	15,8
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	196	69			0,02
344'5-TeCB (PCB-81)	28,5				0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	701	77			70,1
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	337	83			3,37
SUM TE-PCB					73,5

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

ISBN: 978-82-577-5171-5

Statens forurensningstilsyn (SFT) ble opprettet i 1974 som et direktorat under Miljøverndepartementet.

SFT skal bidra til å skape en bærekraftig utvikling. Vi arbeider for at forurensning, skadelige produkter og avfall ikke skal føre til helseskade, gå utover trivsel eller skade naturens evne til produksjon og selvfornyelse.



**Norsk institutt for
luftforskning**

Postboks 100
2027 Kjeller

Telefon: 63 89 80 00
Telefax: 63 89 80 50
www.nilu.no



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

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

Bestilling: <http://www.sft.no/skjema.html>



**Norsk institutt for
vannforskning**

Gaustadalléen 21,
0349 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefaks: 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

