ISBN 82-577-3995-2

Statlig program for forurensningsovervåking omfatter overvåking av forurensningsforholdene i luft og nedbør, skog, grunnvann, vassdrag, fjorder og havområder.

Overvåkingsprogrammet dekker langsiktige undersøkelser av:

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

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

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
Gateadresse: Brekkeveien 19
Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon: 22 18 51 00
Telefaks: 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Statlig program for forurensningsovervåking

JAMP – Overvåking av miljøgifter i marine sedimenter og organismer 1981–1999

Design: Enzo Finger Design. Opplag: 200. Produksjon: www.kurbiv.no

Statlig program for forurensningsovervåking

Overvåking av miljøgifter i marine sedimenter og organismer 1981–1999

1797
2001

Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP)

Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

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

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

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

Vestlandsavdelingen
Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

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

Tittel	Løpenr. (for bestilling)	Dato
Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). Overvåking av miljøgifter i marine sedimenter og organismer 1981-1999 Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 819/01 TA-nr. 1797/2001	4358-2001	25-04-2001
	Prosjektnr. Undernr. O-80106	Sider Pris 191
Forfatter(e) Norman W. Green Aud Helland Ketil Hylland Jon Knutzen Mats Walday	Fagområde Marin økologi	Distribusjon
	Geografisk område Oslofjorden til Varangerfjorden	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e)	Oppdragsreferanse
Statens forurensningstilsyn (SFT)	

Sammendrag

Rapporten omfatter hovedresultatene fra den norske delen av *Joint Assessment and Monitoring Programme* (JAMP) 1993-1999. I det vesentlige har undersøkelsene omfattet områdene rundt Oslofjorden, Hvaler-Singlefjorden, Lista, Sørfjorden, Hardangerfjorden, Bømlo, Lofoten og Varangerfjorden. Enkelte områder har blitt undersøkt siden 1981. I hovedtrekk gjelder programmet tilstand og utvikling i konsentrasjoner av kadmium, bly, kvikksølv, kobber, sink, PCB med enkeltforbindelser, DDT, γ-HCH og HCB i sediment, blåskjell, lever av torsk og flatfisk, samt kvikksølv i filet. Siden 1995 har den praktiske gjennomføringen av JAMP inkludert undersøkelser av miljøgifter i blåskjell for å beregne en forurensningsindeks og en referanseindeks. Fra 1996 har JAMP også omfattet bruk av biomarkører, bl.a. for å se på virkning av TBT, PCB, PAH og metaller i forskjellige organismer. Videre er det foretatt orienterende registreringer av PAH og dioksiner og andre persistente halogenerte klor- og bromorganiske stoffer. Vurderingen av JAMP-materialet er i stor grad gjort ut fra referansenivåer ("bakgrunnsnivåer") og SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitetet. Resultatene fra senere år har bl.a. vist betydelige overkonsentrasjoner i indre Oslofjord (bly, kvikksølv, PCB og DDT i sediment og PCB i blåskjell og torskelever) og i Sørfjorden/Hardanger (kadmium, bly og kvikksølv i sediment og blåskjell, kadmium og bly i skrubbelever og kvikksølv i torskefilet, PCB og DDT i torskelever, samt DDT i blåskjell). Endring over tid er bl.a. funnet ved enn viss økning av PCB i blåskjell fra indre Oslofjord. Foreliggende rapport omfatter også et sammendrag av resultater og konklusjoner med hensyn til "bakgrunnsnivåer" fra referansestasjoner, forslag til endringer i disse for bruk i SFTs klassifiseringssytem og en del statistiske vurderinger av sammenheng mellom miljøgiftnivåer og biologiske variable (organismers størrelse, fettinnhold).

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Miljøgifter	1. Contaminants
2. Organismer	2. Organisms
3. Overvåking	3. Monitoring
4. Klassifisering	4. Classification

Prosjektleder	Forskningsleder	Forskningssjef
Norman W. Green	ISBN 82-577-3995-2	*Jens Skei*

O-80106

JOINT ASSESSMENT AND MONITORING PROGRAMME (JAMP)

OVERVÅKING AV MILJØGIFTER I MARINE SEDIMENTER OG ORGANISMER 1981-1999

NIVA rapport nr. 4358-2001

Forord

Foreliggende del av overvåkingen av miljøgifter i Norge har sin bakgrunn i Norges forpliktelser som traktatland i Oslo-/Paris konvensjonen (OSPAR), som ble etablert i 1992, som en forening av Oslo kommisjonen etablert i 1972 og Paris kommisjonen etablert i 1974, og hadde til formål å verne det marine miljø i nordøst Atlanteren mot forurensning fra dumping og landbasert kilder. Retningslinjene for virksomheten er beskrevet i det felles overvåkingsprogrammet Joint Assessment and Monitoring Programme *(JAMP, tidligere* Joint Monitoring Programme *(JMP)). Gjennomføringen av programmet er gjort i samarbeid med og etter rådgiving fra* International Council for the Exploration of the Sea (ICES).

Undersøkelsene som utgjør det norske bidraget til JAMP har i hovedsaken vært administrert og gjennomført av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) etter oppdrag fra Statens forurensningstilsyn (SFT) (NIVA-prosjekt O-80106).

Hovedformålet med denne rapporten er å oppsummere JAMP-resultater fra undersøkelsene 1981-1999 på en oversiktlig måte. Fremstillingen bygger delvis på oppsummeringen for 1981-1992 (Green et al. 1995). Rapporten er imidlertid ikke å betrakte som en fullstendig behandling av det omfattende datamaterialet. Dette rommer også flere forskningsmessige problemstillinger som det her bare er nevnt eksempler på. Flere av temaene er behandlet mer utfyllende i egne rapporter ("Bakgrunnsnivåer" i organismer (Knutzen & Green 2001), forurensningsindeks/referanseindeks for blåskjell (Green & Knutzen 2001) og redegjørelse for analysemetoder (Green et al. 2001a))

Personer og institutter som har bidratt og respektive oppgaver fremgår av følgende to sider.

Oslo, 25 april 2001.

Norman W. Green
Prosjektleder

Takk rettes til følgende personer og institusjoner som har deltatt i arbeidet:

Båter og mannskap
"Bjørn Føyn" - Universitetet i Oslo
"Harry Borten" - Trondheim biologiske stasjon
"Risøy" - Risøy Underwater Engineering (Haugesund)
"Siddis Girl" - Dykkerfirma Egil Olsen A/S (Finnsnes)
"Sirafjord" - Johs. Klovning (Haugesund)
"Stril Explorer" og "Stril Guard" - Simon Møkster (Stavanger)

Innsamling av vannprøver
Trondheim biologisk stasjon – Harry Fjølstad, Bjarne Søreng
Færder fyr - Roald Eriksen

Innsamling og opparbeidelse av sediment
NIVA Unni Efraimsen, Aud Helland, Frank Kjellberg, Roger Konieczny (alle fra NIVA).

Innsamling av fisk og blåskjell
ARTIC PRODUCTS, Jan Antonsen, Jostein Bekkoset, Kjell Reidar Brekne, Harry Gjertsen, Arne Grundvik, Håkon Gundersen, Jan Hugo Hansen, Bjarte Hundestad, Leif Ingile, Oddbjørn Jerijærvi, Svein Johansen, Dag Ove Johnsen, Ingvald Johnsen, Frank Jozefsen, Alf Karlsen, Arne Kristiansen, Olav L. Kvamsøy, Agnar Kvellestad, Einar Lystad (TRITON), Georg Mathissen, Lars Moe, Jan Erik Nesbakken, Thoralf Nesheim, Anne Britt Opheim, Jan F. Paulsen, Kjell Reidar, Øyvind Sandsland, Ole Skjervik, Hjalmar Steinsvåg, Ole Torget, Olav Kåre Torseth, Ingvar Tveit, Per Arvid Åsen.

Innsamling og opparbeidelse av skalldyr og fisk
Akvaplan-niva: Anita Evenset
NIVA Sigbjørn Andersen, Åse Bakketun, John Arthur Berge, Unni Efraimsen, Bodil Ekstrøm, Norunn Følsvik, , Rolf Høgberget, Tone Jacobsen, Torbjørn Johnsen, Frank Kjellberg, Lars Kirkerud, Wenche Knudsen, Roger Konieczny, Leif Lien, Oddbjørn Pettersen, Anni Steen, Tom Tellefsen, Lise Tveiten, Mats Walday, Sigurd Øxnevad
VETN Tore Håstein

Alderbestemmelse av fisk
NIVA Åse Bakketun, Lars Kirkerud, Frank Kjellberg, Tone Jøran Oredalen

Datering av sedimentkjerner
FORC Arne Jensen, Kurt Jensen, Leo Larsen

Metallanalyser
FIER Kåre Julshamn
NIVA Roy Beba, Liv Bryn, Arne Godal, Bente Hiort Lauritzen, Mette Løvberg, Marit Villø
SERI Åke Iverfeldt
SIIF Beate Enger, Frøydis Oreld
VETN Gunnar Norheim(avdød), Bjørn Næs

Organiske analyser

IMRN Kjell Westrheim, Svein Wilhelmsen, Jarle Klungsøyr
IFEN Oddvar Johansen, Sylviane Sieglé
NACE Paul D. Edminson, Mette Husbyn, Hilde Skår
NIVA Lasse Berglind, Einar Brevik, Norunn Følsvik, Alfhild KringstadFinn Nilsen, Grete Lied Sigernes, Torgun Sætre, Tom Tellefsen, Heidi Østby
NILU Michael Oehme, Martin Schlabach
SIIF Georg E. Carlberg, Valborg Holten Jørgensen, Alfhild Kringstad, Arne Lund Kvernheim, Kari Martinsen, Åse Raknes
VETN Gunnar Norheim (avdød), Bjørn Næs

Biologiske effektanalyser

NIVA Åse Bakketun, John Arthur Berge, Harry Efraimsen, Norunn Følsvik, Ketil Hylland, Åse Kristine Rogne, Randi Romstad, Lise Tveiten, Mats Walday

Databaseoppdatering

NIVA Unni Efraimsen, Marit Mjelde, Tone Jøran Oredalen, Oddbjørn Pettersen, Åse Kristine Rogne

Databaseutvikling

ICES Simon Wilson, Jan René Larsen
NIVA Terje Hopen, Audun Rønningen, Gunnar Severinsen

Grafisk fremstilling

NIVA Terje Hopen, Mette Tobiesen, Petter Wang, Gunnar Severinsen

Statistisk rådgivning

NIVA Birger Bjerkeng

Rapportering sedimentdel

NIVA Aud Helland

Rapportering biologidel

NIVA Ketil Hylland, Jon Knutzen, Mats Walday

Kvalitetssikring

NIVA Jon Knutzen, Jens Skei

Instituttforkortelser (JAMP koder):

Institutt	*Norske navn*
IFEN	*Institutt for energiteknikk (IFI)*
FIER	*Fiskeridirektoratets Ernæringsinstitutt*
FORC	*FORCE Institutterne, Div. for Isotopteknik og Analyse [DK]*
IMRN	*Havforskningsinstituttet*
NACE	*Nordisk Analyse Center*
NILU	*Norsk institutt forluftforskning*
NIVA	*Norsk institutt for vannforskning*
SERI	*Institutionen för vatten- och luftvårdsforskning*
VETN	*Veterinærinstituttet*
SIIF	*Stiftelsen for industriell og teknisk forskning ved Norges tekniske høgskole-SINTEF (avdelingen som tidligere var Senter for industriforskning,SI)*

Sammendrag og konklusjoner

I Det primære **formålet** med rapporten har vært å sammenstille hovedresultatene fra den norske delen av *Joint Assessment and Monitoring Programme* (JAMP) på en mer oversiktlig og tilgjengelig måte enn ved summen av alle rapporter om deltemaer, datarapporter og de årlige *National Comments* til SFT, Oslo-og Pariskonvensjonen (OSPAR) og *International Council for the Exploration of the SEA (ICES).*

Overvåking av miljøgifter på marine lokaliteter i Norge innen det internasjonale overvåkingsprogrammet JAMP har sin bakgrunn i Norges forpliktelser som traktatland i OSPAR. Programmets formål er å beskrive forurensningssituasjonen med hensyn til regionale variasjoner, utvikling, økologiske effekter og helserisiko.

Den norske delen av programmet omfatter Oslofjorden med tilgrensende områder (Hvaleområdet, Singlefjorden og Langesundsfjorden), Arendalområdet, Listaområdet, Sotra-Bømlo-området, Sørfjorden og Hardangerfjorden, Orkdalsfjorden, Frohavet, Lofoten, Finnsnes-Skjervøyområdet, Hammerfest-Honningsvågområdet, og Varangerhalvøya. Områder nord for Sotra-Bømlo ble undersøkt for å få utvidet kjennskap til nivåene i lite/bare diffust belastede områder ("bakgrunnsverdier"). Enkelte av områdene (eller de tilhørende lokalitetene) er fulgt årlig siden 1981, men for de fleste har det vært større eller mindre opphold. For noen områder er overvåkingen avsluttet.

JAMP omfatter i hovedtrekk registrering av kadmium, bly, kvikksølv, kobber, sink, utvalgte enkeltforbindelser av polyklorerte bifenyler (PCB), enkelte metabolitter av diklordifenyltrikloretan (DDT), gamma heksaklorsykloheksan (γ-HCH, Lindan) og heksaklorbenzen (HCB) i sediment, blåskjell, lever av torsk og forskjellige arter av flyndre, samt kvikksølv i filet av fisk.

Presentasjonen i foreliggende rapport gjelder hovedsakelig tilstanden i sediment frem til 1997 og forekomst og utvikling i organismer frem til 1999. Resultatene er tidligere dokumentert i egne datarapporter. Vurderingen baserer seg i stor grad på *overkonsentrasjoner*, dvs. forholdet mellom *middel*konsentrasjon i sediment eller *median*konsentrasjon i organismer og "antatt høyt bakgrunnsnivå" (Klasse I i SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet).

II Konklusjoner vedrørende de enkelte JAMP-områder

Oslofjordområdet

Innholdet av metaller i bunnsedimentene avtok fra indre Oslofjord (Vestfjorden) og ut til Færder. Dette gjaldt særlig kvikksølv, bly og kobber. Enkelte resultater for disse metallene i 1996 lå vesentlig høyere enn i 1990; hhv. 60 ganger, 2 ganger og 6 ganger høyere. Det tyder på sterke lokale variasjoner.

Stort sett ble det ikke funnet verdier høyere enn Kl. I av metaller (Cd, Cu, Hg, Pb og Zn) i blåskjell fra indre eller ytre Oslofjord i perioden fra 1983 til 1999. Derimot ble det registrert overkonsentrasjoner av kvikksølv i filet av både små og store torsk fra indre Oslofjord på hele nittitallet, og verdiene var i 1999 mer enn tre ganger ”høyt bakgrunnsnivå”. En signifikant økende konsentrasjon av kvikksølv er påvist for stor torsk i dette området for hele perioden 1984–1999. I 1999 var det også overkonsentrasjoner av bly (opp til 4 ganger),

kadmium og sink (begge mindre enn to ganger) i torskelever både fra indre og ytre Oslofjorden.

Konsentrasjonene av ΣPCB_7 (dvs. sum av PCB-forbindelsene CB-28, -52, 101, -118, -138, -153 og -180) i sediment var over "høyt bakgrunnsnivå" bare i indre Oslofjord. Det kan synes som konsentrasjonene av ΣPCB_7, CB153 og γ-HCH (Lindan) har økt fra 1990 til 1996 i indre Oslofjord, mens ppDDE (nedbrytningsprodukt av DDT) i sediment har avtatt i løpet av de samme årene.

Tydelige, men moderate overkonsentrasjoner av ΣPCB_7, dvs. nesten fire ganger "høyt bakgrunnsnivå", ble registrert i blåskjell fra indre fjord i 1999. Overkonsentrasjoner (syv ganger "høyt bakgrunnsnivå") ble også funnet i torskelever fra indre Oslofjord, idet medianverdien av ΣPCB_7 var 3500 ppb våtvekt og den nest høyeste verdi som er målt siden prøvetakingen startet i 1990.

Langesundsfjorden

Blåskjell hadde en markert overkonsentrasjon (over seks ganger "høyt bakgrunnsnivå") av HCB i 1999. Verdiene har variert betydelig siden undersøkelsene startet i 1983, men etter 1989 har konsentrasjonene gått ned. Dette har sammenheng med omkring 99 % reduksjon i utslipp av HCB og andre klororganiske forbindelser fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk på Herøya sammenlignet med før 1990.

Arendalområdet, Listaområdet og Sotra-Bømlo-området

Det ble registrert overkonsentrasjoner av bly i overflatesedimenter (mindre enn 2 ganger "høy bakgrunn") i alle tre områder både i 1990 og 1997. Blybelastningen kan ha sammenheng med langtransporterte luftforurensninger. Utenfor Lista ble det også funnet svake overkonsentrasjoner av ppDDE, dvs. mindre enn 2 ganger.

I hovedsak ble det ikke observert vesentlige overkonsentrasjoner av tungmetaller eller klororganiske miljøgifter i blåskjell, flyndre eller torsk. Et unntaket var i Sotra-Bømlo-området hvor det ble funnet en liten overkonsentrasjon av kvikksølv (under to ganger "høyt bakgrunnsnivå") i torskefilet fra Karihavet i 1995, '97, '98 og '99 , og i rødspettelever fra Borøyfjorden i 1994 og '95 (øvrige år ikke undersøkt).

Sørfjorden og Hardangerfjorden

Overflatesedimentene i indre deler av Sørfjorden var forurenset med spesielt kvikksølv, kadmium, bly og sink, men også kobber. Innerst i fjorden lå middelverdiene i SFT Klasse IV ("sterk forurenset") for kvikksølv og Klasse III ("markert forurenset") for kadmium, bly og sink. Resultatene fra innerst i fjorden i 1997 var noe lavere sammenlignet med 1990. Konsentrasjonene avtok utover Sørfjorden og Hardangerfjorden, men i 1997 kunne overkonsentrasjoner av metallene fortsatt spores over 60 km fra Odda innerst i Sørfjorden.

Det ble funnet markerte overkonsentrasjoner av kadmium (7–17 ganger overkonsentrasjoner), bly (3-12 ganger) og kvikksølv (2-14 ganger) i blåskjell fra Sørfjorden. Overkonsentrasjonene av disse stoffene i skjell ble også observert ut i Hardangerfjorden. En signifikant nedgang ble registrert for kadmium og bly fra 1987 til 1999 på ytterste stasjon i Sørfjorden og innerste stasjon i Hardangerfjorden.

Betydelige overkonsentrasjoner av kadmium ble registrert i lever av torsk og skrubbe fra indre deler av Sørfjorden (7 - 9 ganger "høyt bakgrunnsnivå") i 1999. Dessuten ble det funnet 2-3 gangers overkonsentrasjon av kvikksølv i filet av disse artene.

Overkonsentrasjoner av spesielt ΣDDT (sum av pp-DDT/-DDE/-DDD, nær 4 ganger), men til dels også ΣPCB_7 ble funnet i overflatesediment innerst i Sørfjorden i 1997. Høyeste konsentrasjon for ΣDDT ble imidlertid registrert i midtre og ytre del av fjorden (overkonsentrasjon opp mot 5 ganger).

Overkonsentrasjoner av ΣDDT og nedbrytningsproduktet ppDDE i blåskjell ble registrert i hele Sørfjorden og langt ut i Hardangerfjorden. Medregnet ekstrastasjoner under Indeksprogrammet ble det observert en maksimal overkonsentrasjon på mer enn 30 ganger. De høyeste konsentrasjonene er funnet i de midtre delene av fjorden. Resultatene indikerer at det kan være flere DDT-kilder. Medianverdien for DDE i torskelever (bare et mindre antall analysert på morsubstansen) antydet moderate overkonsentrasjoner i lever av torsk fra indre fjord, dvs. omkring 2 ganger.

Median konsentrasjon av ΣPCB_7 lå i 1999 omkring "høyt bakgrunnsnivå", men med store variasjoner og en ekstremverdi på 20 ganger grensen for Kl. I i SFTs klassifiseringssystem. Det ble ikke registrert noen signifikant tidstrend for PCB (representert ved CB153) i undersøkelsesperioden.

Muligheten er begrenset for å dokumentere endringer i konsentrasjoner av miljøgifter i blåskjell og fisk i indre deler av Sørfjorden. Dette skyldes stor variasjon som blir observert i materialet fra år til år. For metallenes del skyldes i stor grad irregulære utslipp og dessuten vanskelig kontrollerbare tilførsler fra et forurenset lokalt nedbørfelt.

Orkdalsfjorden

Metaller og klororganiske miljøgifter i blåskjell fra Orkdalsfjorden ble undersøkt i perioden 1984 til 1996. Det ble ikke observert overkonsentrasjoner av tungmetaller eller klororganiske miljøgifter i denne tiden. På bakgrunn av dette, og den reduserte belastningen med gruveavrenning på Orkdalsfjorden, ble overvåkingen stanset i 1996.

Lofotenområdet

Svake overkonsentrasjoner av kadmium og kvikksølv er registrert i blåskjell fra Husvågen 1999.

Varangerhalvøya

En liten overkonsentrasjon (under to ganger "høyt bakgrunnsnivå") av kadmium og HCB ble funnet i torskelever fra Varangerfjorden. Det er påvist en signifikant økning av HCB i torskelever fra 1994 til 1999.

III "Bakgrunnsnivåer" i organismer

Registreringer 1990-1998 av miljøgifter i organismer fra JAMP-stasjoner på åpen kyst (referansestasjoner, dvs. langt fra punktkilder og med bare diffus belastning) har vært gjenstand for en egen redegjørelse (Knutzen og Green 2001, rapport 820/01 innen Statlig program for forurensningsovervåking). I den foreliggende fremstilling gjengis et utdrag av resultatene med vekt på revurderingen av "antatt høye bakgrunnsnivåer" eller Kl. I i SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann, samt en del resultater som viser sammenhengen mellom nivåene av utvalgte miljøgifter og biologiske variable som lengde/vekt (alder) og fettinnhold.

"Antatt høyt bakgrunnsnivå" er et forvaltningsrettet begrep som i utgangspunktet bestemmes som en avrunding av 90-prosentilen i tallmaterialet fra referansestasjonene.

I hovedsaken er det konkludert med at de nåværende Klasse I grensene i klassifiseringssystemet kan beholdes. Dette gjelder bl.a. ΣPCB_7 i lever og filet av torsk kvikksølv i filet av torsk, og for de viktigste metaller og PAH i blåskjell. Med hensyn til klororganiske stoffer er det foreslått følgende endringer/nedjusteringer i de to mest benyttede indikatorartene (konsentrasjoner i µg/kg våtvekt):

- Torskelever/ΣDDT: Enten heve Kl. I grensen fra 200 til 300 eller fortrinnsvis å erstatte ΣDDT med p,p-DDE og beholde grensen på 200.
- Torskelever/ΣHCH: fra 50 til 30
- Torskelever/TEPCDD/PCDF: fra 0.015 til 0.01
- Torskefilet/ΣPCB7: fra 5 til 3
- Torskefilet/ΣHCH: fra 0.5 til 0.3
- Blåskjell/ΣPCB7: fra 4 til 3

Bortsett fra dioksiner i torskelever er det foreløpig for få observasjoner til å foreslå referanseverdier for stoffgrupper som krever avanserte analyser, slik som dioksinlignende PCB, bromerte flammehemmere, toksafen og polyklorerte naftalener.

PCB i torskelever viste svak positiv, men signifikant korrelasjon med både lengde og vekt. Derimot var det en negativ sammenheng hos sandflyndre. For kvikksølv ble det tilsvarende funnet en meget signifikant sammenheng mellom nivået i filet av både torsk og sandflyndre og fiskens lengde/vekt. Imidlertid beskrev regresjonsmodellene bare en liten del av variasjonen.

Det ble ikke påvist statistisk signifikant sammenheng mellom torskelevers innhold av PCB og fett.

Ved en sammenligning mellom arter fra samme prøvesteder ble det funnet signifikant høyere konsentrasjoner av ΣPCB_7, DDE og HCB på fettbasis i lever av torsk enn i lever av rødspette og sandflyndre. Mønsteret for akkumulering av PCB i fisk viste i hovedtrekkene stor grad av likhet, men statistiske analyser ga signifikante nyanseforskjeller, spesielt mellom torsk og artene av flatfisk. Blåskjell var avvikende ved å ha et relativt større innslag av "lettere" PCB-forbindelser enn fisk.

Hovedfunksjonen til Kl. I grensene i SFTs klassifiseringssystem er som basis for å kvantifisere grader av kontaminering på forurensede steder. For en videre utbygging av dette verktøyet er det særlig viktig å få etablert referansenivåer for PCB med dioksinlignende effekt (TE_{PCB}) fordi denne gruppen etter all sannsynlighet utgjør det største forurensningsproblemet langs norskekysten. I denne forbindelse fremtrer det som en viktig

oppgave å forsøke å få etablert statistiske sammenhenger mellom TE_{PCB} og rutinemessig analyserte PCB.

Av andre manglende referansenivåer kan først og fremst nevnes tinnorganiske forbindelser i blåskjell. Orienterende undersøkelser tyder på at man også burde få referanseverdier for tributyltinn og trifenyltinn i fisk. Blant høyt prioriterte grupper i denne sammenheng er dessuten bromerte flammehemmere. Systemet med referansenivåer er heller ikke godt nok utviklet før slike verdier er blitt definert i en eller to arter av dypvannsfisk.

IV Forurensningsindeks og referanseindeks for blåskjell

Etter 5 års bruk (1995-1999) er resultatene med hensyn til en forurensningsindeks og en referanseindeks basert på observasjoner av miljøgifter i blåskjell oppsummert og vurdert i en egen rapport (Green og Knutzen 2001, rapport 821/01 innen Statlig program for forurensningsovervåking). I den foreliggende oppsummering gjengis et sammendrag med konklusjoner.

Opprinnelig var det observasjoner i 11 forurensede områder og 8 referanseområder, men dette er siden redusert til henholdsvis 9 og 5 (4 ved indeksberegningen). Indeksen i de enkelte områder fås av verste tilfelle blant de observerte variable i henhold til SFTs klassifiseringssystem (tallverdier fra 1 til 5).

Forurensningsindekser for enkeltområder kan virke etter sin hensikt dersom utvalget av miljøgifter gjenspeiler belastningen med alle stoffer som kan tenkes å gi avgjørende utslag på indeksverdien vedkommende sted. Dertil må stasjonene være representativt plassert innen området. Særlig den første av disse forutsetningene er det mange eksempler på at har sviktet. Generelt gjelder svikten tinnorganiske forbindelser (som ikke inngår i programmet, men er utbredt alle steder), videre dioksinlignende PCB (som heller ikke er inkludert), og særlig for ett område mangelen på analyse av dioksiner.

En forurensningsindeks basert på miljøgifter i blåskjell reflekterer vesentlig den nåtidige tilstand i overflatelaget, ikke tilstanden i sedimenter som følge av gamle synder og de mulige konsekvenser dette har for miljøgiftinnholdet i fisk og krabbe.

Resultatet av disse mangler har vært delvis misvisende informasjon både til Stortinget og offentligheten.

Forurensningsindeksen basert på blåskjell kan i noen grad forbedres ved at man hvert 5. eller 10 år supplerer med analyse av miljøgifter i sedimenter. Hovedtilrådingen er imidlertid at man konsentrerer seg om den alternative "Kostholdsindeksen" (som ikke beregnes innen det her behandlede Indeksprogrammet under JAMP). Kostholdsindeksen uttrykker det samlede areal langs kysten der det er utstedt advarsel mot å spise sjømat. Enten man bygger videre på Forurensningsindeksen eller Kostholdsindeksen bør det etableres et nytt utgangspunkt i form av en såvidt mulig fullstendig oversikt med hensyn til situasjonen i alle sjøområder av noen størrelse der man kan mistenke miljøgiftforurensning som berører brukerinteresser (fiske, rekreasjon, naturvern).

V Biologisk effektovervåking i torsk og flatfisk

Biologiske ekkekt-metoder benyttes innen overvåkingsprogram for å kunne avklare om organismer påvirkes av miljøgifter. De har vært benyttet i JAMP siden 1997 og omfattet fem typer: Metabolitter av PAH i galle (FAC), hemming av d-aminolevulinsyre dehydratase (ALA-D), cytokrom P4501A aktivitet (EROD), metallotionein (MT) og effekter av TBT (imposex).

Utenom TBT ble alle effektparametrene målt i torsk innsamlet på seks stasjoner . De samme parametrene ble også målt i skrubbe innsamlet på tre stasjoner og i sandflyndre fra to stasjoner. Stasjonene er fra både belastede og lite belastede områder.

Resultater for alle tre år tyder på at både torsk og sandflyndre (og trolig andre arter som ikke er undersøkt) i området rundt Lista (15B/F) påvirkes av PAH. Nivåene av metabolitter i gallen er høye sammenlignet med andre områder. Det er imidlertid ikke tilstrekkelig informasjon til å kunne vurdere om det er fare for skade på fisk i området.

Både i 1997 og 1998 tydet resultatene fra JAMP på at metaller i miljøet har effekter i de mest belastede områdene (indre Sørfjord og indre Oslofjord), synliggjort ved at enzymet ALA-D i røde blodceller fra torsk var hemmet i de to områdene. Den andre markøren for metalleffekter, metallotionein, ga imidlertid ingen indikasjon på forskjell mellom områdene. Både metallotionein og markøren for effekter av plane organiske miljøgifter, cytokrom P4501A aktivitet (EROD), har foreløpig gitt vanskelig tolkbare resultater.

Tilstedeværelsen av organotinn (målt som TBT) var i 1999 fortsatt et problem i de undersøkte områder. TBT konsentrasjoner i blåskjell var forhøyet, og til dels veldig høye. Biologiske effekter i form av kjønnsforstyrrelse hos hunnsnegl (imposex målt ved indeksene VDSI og RPSI) ble funnet i samtlige bestander av purpursnegl i undersøkelsen. RPS-indeksen viste en forverring av tilstanden på fire stasjoner i Haugesund-området. Forbudet mot å bruke TBT holdig bunnstoff på båter med en lengde mindre enn 25 m. har følgelig ikke resultert i noen åpenbar minskning i TBT-nivåene i de undersøkte områdene.

VI Vurdering av miljøgifter i sjømat

JAMP-analyser 1992-1999 av PCB i lever av torsk fra indre Oslofjord og av kvikksølv, kadmium, bly og PCB i skjell og fisk fra Sørfjorden har vært en del av underlaget for at Statens næringsmiddeltilsyn har advart mot konsum av torskelever fra indre Oslofjord og mot konsum av all sjømat fra Sørfjorden

VII Bruk av blyisotoper for å spore kilder

Analyse av blyisotoper i sediment fra Sørfjorden viste metodens anvendbarhet for sporing av industrielle kilder, i dette tilfellet ved påvisning av sammenheng mellom isotopforhold i sedimenter og blåskjell (bløtdeler) fra Sørfjorden og i sinkkonsentrat og sink-pellets fra Norzink i Odda.

VIII Tilrådinger

Det er markert behov for å bedre kjennskap til den totale belastningen med miljøgifter i den norske JAMP-regionen og prosessene som styrer belastningen. Det er ofte ukjent i hvilken grad påvirkningen av JAMP-stasjoner vesentlig skyldes lokale kilder eller vannmassene fra tilstøtende regioner.

Det er også et generelt behov for bedre kjennskap til mulige toksiske effekter av moderat forhøyede miljøgiftkonsentrajoner i organismer.

I Sørfjorden har episodiske utslipp og manglende pålitelige tall for tilførsler redusert mulighetene for en tilforlatelig vurdering av tilstand og utvikling mht. miljøgifter i fjordmiljøet. JAMP-programmet i fjorden bør revurderes ut fra dette. For å følge utviklingen kreves både bedre kjennskap til utslippene og økt frekvens for prøveinnsamling.

Det er fremdeles mangel på eller sparsomt med data fra referansestasjoner for en rekke kombinasjoner av miljøgifter/arter (non-orto PCB i sediment og forskjellige arter, tinnorganiske forbindelser i blåskjell og fisk, bromerte flammehemmere i alle aktuelle medier m.m. - se pkt. III ovenfor). Det savnes sammenlignende studier av ulike arters og gruppers indikatoregenskaper. På bakgrunn av dette bør det vurderes - for en periode - på gjøre innsamling av "baksgrunnsverdier" til et hovedformål innen JAMP.

Eksempler på andre aktuelle arbeidsoppgaver som bør dekkes er:

- Videre studier av relasjoner mellom miljøgifter og biologiske variable (alder, lengde, vekt, kjønn)
- Belysning av tidstrender over kortere perioder, eventuelt også ikke-lineære trender
- Analyse av statistiske metoders sensitivitet mht. å påvise trender
- Vurdering av behovet for en prøvebank med henblikk på fremtidige analyseønsker.

Innhold

Sammendrag og konklusjoner **i**

1. BAKGRUNN OG FORMÅL **1**

2. MATERIALE OG METODER **3**
2.1 Feltarbeid og opparbeidelse av prøver 3
2.2 Analyser 4
2.2.1 Kjemiske analyser 4
2.2.2 Kvalitetssikring 5
2.2.3 "Høyt bakgrunnsnivå" og klassifisering av miljøkvalitet' 5
2.2.4 Tidstrendanalyse 8
2.3 Datamateriale – presentasjon 9

3. Oslofjorden **10**
3.1 Metaller i sediment 10
3.2 Metaller i blåskjell og fisk 11
3.3 Klororganiske miljøgifter i sediment 15
3.4 Klororganiske miljøgifter i blåskjell og fisk 15

4. Langesundsfjorden **18**

5. Arendalområdet - Risøy **19**
5.1 Metaller i sediment, blåskjell og fisk 19
5.2 Klororganske miljøgifter i sediment, blåskjell og fisk 19

6. Listaområdet **19**

7. Sotra-Bømlo området **20**

8. Sørfjorden og Hardangerfjorden **21**
8.1 Metaller i sediment 21
8.2 Metaller i blåskjell og fisk 23
8.3 Klororganske miljøgifter i sediment 26
8.4 Klororganske miljøgifter i blåskjell og fisk 27

9. Orkdalsfjordområdet **32**

10. Åpen kyst Bergen - Lofoten **32**

11. Åpen kyst Harstad-Varangerfjorden **32**

12. "Bakgrunnsnivåer" i organismer **33**
12.1 Stasjonsutvalg 34
12.2 Rutinevariable av klororganiske stoffer med eksempler på sammenhenger mellom stoffnivåer og biologiske variable 36
12.3 Orienterende analyser av andre persistente klor-/bromorganiske stoffer 39
12.4 Konklusjoner vedrørende referansenivåer for klororganiske stoffer 41
12.5 Sammenligning av akkumuleringsnivåer og PCB-profiler hos indikatorartene 42
12.6 Kvikksølv i filet av fisk 44
12.7 Metaller i lever av fisk 46
12.8 Metaller i blåskjell 47
12.9 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell 48
12.10 Oppsummerende kommentarer vedrørende behov for ytterligere referansenivåer 49

13. Forurensnings- og referanseindeks for blåskjell **50**
13.1 Bakgrunn og formål 50
13.2 Undersøkelsesopplegg og indeksberegning 50
13.3 Resultater 1995-1999 51
13.4 Vurdering av forurensningsindeksen og dens bruk. 53

14. Biologisk effektovervåking i torsk og flyndre **55**
14.1 Pyrenmetabolitter i galle 56
14.2 ALA-D i blodceller 58
14.3 EROD i lever 60
14.4 Metallotionein i lever 62
14.5 Generelle kommentarer 62

15. Effekter og forekomst av organotinn **64**
15.1 Nivåer og effekter av organotinn 64
15.2 Purpursnegl 64
15.3 Blåskjell 65
15.4 Konklusjon 65

16. Vurdering av miljøgifter i sjømat **66**

17. Bruk av blyisotoper for å spore kilder **67**

18. REFERANSER **70**

Vedlegg A Program for kvalitetskontroll **75**

Vedlegg B Forkortelser **81**

Vedlegg C Analyseoversikt for sediment **91**

Vedlegg D Analyseoversikt - biologiske material **97**

Vedlegg E Stasjonsoversikt med posisjonsangivelser og antall prøver for sediment og biologisk materiale 1981-1999 **113**

Vedlegg F Kart over stasjoner **127**

Vedlegg G Sedimentundersøkelser 1990-1997 **143**

Vedlegg H Trendanalyser for miljøgifter i organismer 1981-1999 **155**

Vedlegg I Geografisk oversikt for nivåer av miljøgifter i organismer 1998-1999 **169**

1. BAKGRUNN OG FORMÅL

Oslo-Pariskonvensjonen (OSPAR) ble etablert i 1992 som en forening av Oslo kommisjonen etablert i 1972 og Paris kommisjonen etablert i 1974. OSPAR har som formål å verne det marine miljø i Nordøst-Atlanteren mot forurensning. Konvensjonen erstatter Oslokommisjonen om dumping i Nord-Atlanteren og Østersjøen og Pariskommisjonen vedrørende utslipp fra land. Under OSPAR og med rådgiving fra *International Council for the Exploration of the Sea* (ICES) gjennomføres *Joint Assessment and Monitoring Programme* (JAMP, tidligere *Joint Monitoring Programme* JMP). Ut fra hovedmålene å bedømme forurensningstilstanden og foreslå mulige tiltak skal JAMP dekke 4 delmål:

- Regionale variasjoner
- Utvikling
- Økologiske effekter
- Tilstanden i relasjon til menneskers helse (kontaminering i sjømat)

Foruten disse generelle mål har JAMP skissert flere delmål som rapporten kan knyttes til (**Tabell 1**).

Tabell 1. Internasjonale JAMP-oppgaver som er relevante for det norske JAMP (cf., SIME 1997 Annex 11).

JAMP-emne	nr.	Spørsmål	Nyere norske bidrag
Kvikksølv, kadmium og bly	1.2.	Hva er konsentrasjoner og endringer i sediment og organismer?	1981- : Tilstand og utvikling i organismer (årlig) 1996-97: Tilstand i sediment 1995- : SFTs forurensnings indeks for blåskjell (årlig)
TBT	1.3.	Hvilke biologiske effekter spores i nærheten av viktigste skipsleder, verft og havner?	1997- : Tilstand og utvikling (årlig)
PCBer	1.7.	Hvilke risiko for økosystemet forårsaker høye konsentrasjoner?	1988- : Tilstand og utvikling i organismer (årlig) 1996-97: Tilstand i sediment 1995- : SFTs forurensnings indeks for blåskjell (årlig)
PAHer	1.10.	Hvilke konsentrasjoner er det i marint miljøet [1)]?	1996-97: Tilstand i sediment
PAHer	1.11.	Blir fisk og skalldyr påvirket av PAH?	1992: Tilstand i skalldyr 1992-93: Tilstand i fisk på enkelte stasjoner 1995-99: SFTs forurensnings indeks for blåskjell (årlig) 1997-99: Biologisk effektovervåking (årlig).
Andre syntetiske organiske stoffer	1.12.	Hvor utbredt er syntetiske organiske stoffer i det marine miljø [1)]?	1999: Tilstand og utvikling i organismer mht. klor-/tinnorganiske stoffer (årlig) 1996: Orienterende undersøkelser av bromerte stoffer i torskelever
Klorerte dioksiner og dibenzofuraner	1.15.	Hvilke konsentrasjoner finner man og har tiltaksmål blitt nådd (for de relevante delene av det marine miljø [1)] ?	1995: SFTs forurensnings indeks for blåskjell (årlig) 1996: Orienterende undersøkelser på torskelever
Biologiske effekter av miljøgifter	1.17.	Hvor forårsaker forurensninger skader på organismer?	1997-: Effekter av plane PCBer, metaller, PAHer, TBT
Økosystems helse	6.1.	Hvordan kan økosystemets helse bli undersøkt for å bedømme utbredelsen av menneskers virksomhet?	Ovennevnte bidrag også relevante her

[1]) Ikke definert i original tekst

Den norske delen av JAMP startet i 1980 og har omfattet både de obligatoriske og flere av de anbefalte aktivitetene innen programmet. Virksomheten beskrives i årsprogrammer (sist i Green, 2000) og resultatene presenteres i årsrapporter (sist i Green *et al.*, 2001b), samt datarapporter og oppsummerende redegjørelser, slik som i foreliggende rapport.

Den norske delen av programmet omfatter Oslofjorden, med tilgrensende områder (Hvalerområdet, Singlefjorden og Langsesundsfjorden) siden 1981, Sørfjorden og Hardangerfjorden (1983-1984 og siden 1987) og Orkdalsfjordområdet (1984-1996). I forbindelse med Norsk deltagelse i den internasjonale undersøkelsen av Nordsjøen (*North Sea Task Force* (NSTF) *Monitoring Master Plan* (MMP) i 1990 ble JAMP utvidet til flere områder mellom Oslofjorden og Bergen. Programmet er siden ytterlige utvidet nordover. I 1992 og 1994 ble miljøgifter i marine sediment og organismer fra Bergen til Varangerfjorden undersøkt for å få mer omfattende kjennskap til nivåene i lite (bare diffust) belastede områder ("bakgrunnsverdier").

JAMP omfatter i hovedsaken undersøkelse av kadmium, bly, kvikksølv, kobber, sink, utvalgte enkelte forbindelser av polyklorerte bifenyler (PCB), metabolitter av diklordifenyltrikloretan (DDT, dvs. ppDDE og ppDDD), gamma heksaklorsykoheksan (γ-HCH, Lindan) og heksaklorbenzen (HCB) i sediment, blåskjell, torsk og ulike flyndrefiskarter (skrubbe, rødspette, sandflyndre, lomre og glassvar).

Resultatene fra JAMP er stort sett blitt rapportert hvert år til SFT, ICES og OSPAR som *National Comments*. Disse rapportene omfatter en generell vurdering av kvalitetssikring, kommentarer til årets resultater og sammenligning med tidligere observasjoner (f.eks. Green 1995a, b; Green 1997a, b; Green *et al.*1999, 2000, 2001b). I tillegg er resultatene fra referansestasjoner blitt gitt en fyldigere behandling på Norsk (f.eks. Green *et al*. 1995, Knutzen og Green 2001).

Resultatene er også delvis blitt rapportert i samarbeid med ICES (undersøkelse av geografisk spredning av miljøgifter i sediment, biota, og metodeutvikling (kfr., literaturoversikt i Green 2000).

Resultatene i denne rapporten er dels tidligere dokumentert: Miljøgifter i sediment 1981-1992 (Green & Klungsøyr 1994; Green & Rønningen 1995), miljøgifter i organismer 1981-1992 (Green & Rønningen 1994a, b) og 1993-1997 (Green & Severinsen 1999a, b, c).

Rapporten fokuserer dels på tilstanden 1999, dels på utvikling frem til dette året. Det understrekes at rapporten representerer en orienterende gjennomgang av datamaterialet 1981-1999 og ikke kan betraktes som en fullstendig bearbeidelse og evaluering.

2. MATERIALE OG METODER

Forkortelser brukt i denne rapporten er beskrevet i Vedlegg B.

2.1 Feltarbeid og opparbeidelse av prøver

Den norske delen av JAMP omfatter en rekke prøvesteder for fisk og blåskjell langs kysten fra Hvaler til Varangerfjorden (kfr., Vedlegg E og Vedlegg F). Årsprogrammene omfatter et utvalg av prøvestedene. Sediment og organismer brukes som indikatormedier. Indikatorartene som brukes er i første rekke blåskjell (*Mytilus edulis*), torsk (*Gadus morhua*) og sandflyndre (*Limanda limanda*); sistnevnte etter behov erstattet av andre flyndre, slik som rødspette (*Pleuronectes platessa*) skrubbe (*Platichthys flesus*), lomre (*Microstomus kitt*) og i ett område glassvar (*Lepidorhombus whiffi-agonis*). Reker (*Pandalus borealis*) er så langt bare samlet inn en gang på tre stasjoner og med tidligere rapporterte resultater (Knutzen og Green 1995).

Materialet som behandles er dokumentert i databasen for JAMP på NIVA, dessuten som datarapporter for 1981-1992 (Green og Rønningen, 1995) og 1993-1997 (Green og Severinsen, 1999a,b,c). Hoveddelen av resultatene er også rapporter til ICES' database.

Observasjonshyppigheten er avhengig av målsetning, men har som regel vært hvert femte år for sediment og årlig for organismer (**Tabell 2**). Prøvene er innsamlet og opparbeidet i henhold til metodikk benyttet og beskrevet innenfor OSPAR-konvensjons JAMP (OSPAR 1990, 1997) så langt det har latt seg gjøre.

Tabell 2. JAMP, målsetning og prøvetakingsår (første år og etterfølgende mellomrom i antall år).
*: Målsetningen gjelder ikke mediet, n.d.: Prosedyre for å oppnå vedkommende formål er foreløpig ikke vedtatt (kfr. OSPAR 1987 Anneks 4).

JAMP kode	MÅLSETNING	MEDIUM		
		sjøvann	sediment	organismer
A	helse	*	*	1984 + 2[1]
B	økologiske effekter	n.d.	n.d.	n.d.
C	geografisk utbredelse	1985 + 5	1985 + 5	1985 + 5
D	tidstrender	1983 + 1	1986 + 1	1983 + 1

[1]) Fra 1986 er det enighet om at de deltagende landene skal presentere informasjon om nasjonale helsegrenser for miljøgifter i sjømat og bakgrunnen for disse (OSPAR 1990).

Undersøkelsene av sediment og biologiske materiale har som nevnt fulgt retningslinjene fra OSPAR (1990, 1997) så langt det har latt seg gjøre. Da det ikke er oppnådd enighet om OSPAR retningslinjer om normalisering for analyse av metaller i **sediment** er resultatene presentert i denne rapporten gitt som unormalisert data fra analyse av totalfraksjon av sedimentet på <2000µ.

Av historiske grunner blir tre størrelsesgrupper av **blåskjell** innsamlet fra hver stasjon. De tre størrelsesgruppene er 2-3, 3-4 og 4-5 cm. For hver gruppe blir det innsamlet femti individer til en blandprøve. Hundre individer fra 2-3 cm gruppen blir innsamlet dersom det er for lite materiale i femti individer. I senere retningslinjer (OSPAR 1997) er det krav til bare 20 individer pr. størrelsesgruppe. Resultatene fra det norske JAMP tyder på at hverken forskjell i skjellengde (mellom 2 og 5 cm) eller antall individer i blandprøvene (mellom 20 og 100) påvirker konsentrasjonene av miljøgifter (Bjerkeng og Green 1994). Derfor er resultatene fra størrelsesgruppene slått sammen.

Etter retningslinjene skal skjellene "tarmrenses" ved at de holdes levende 12-24 timer i et akvarium med sjøvann fra innsamlingsstedet. Under denne tømmingen av tarm skal temperaturen holdes

konstant ved ca. 8°C. Deretter blir skjellene renset og frosset. Noen resultater tyder på at tømming av tarm kan ha betydning for konsentrasjonen av miljøgifter, men resultatene fra testene er delvis motstridende, og det er derfor vanskelig å si noe bestemt om konsekvensen for resultatene av at tarmen tømmes før analyse (kfr. diskusjon i Green *et al.* 2001b).

Supplerende prøver av blåskjell ble innsamlet til SFTs forurensnings- og referanseindeks. Disse skjellene ble frosset direkte etter innsamling uten tarmrensing før de ble opparbeidet.

Fangsten av reker er som nevnt bare gjort en gang på tre stasjoner. En blandprøve av hundre individer fra hver av to parallelle tråltrekk ble analysert.

Fangsten av fisk har tatt sikte på fem lengdegrupper geometrisk fordelt (**Tabell 3**)

Tabell 3. Lengdegrupper av torsk og flyndre som skal samles inn for JAMP.

Lengdegruppe	Torsk (mm)	Flyndre (mm)
1	370-420	300-320
2	420-475	320-340
3	475-540	340-365
4	540-615	365-390
5	615-700	390-420

Som regel er det analysert på enkeltprøver av torskelever og for kvikksølv i individuelle filetprøver. Til de øvrige analysene av fisk ble det laget blandprøver av hver størrelsesgruppe for å redusere analysekostnadene og samtidig ivareta muligheten å undersøke eventuell sammenheng mellom konsentrasjon og lengde (alder).

Ved prøveopparbeidelse er det for hver fisk registrert kjønn, lengde, vekt og levervekt; dessuten leverfarge og eventuelle sår og misdannelser. Aldersbestemmelse gjøres ved undersøkelse av øresteiner.

2.2 Analyser

2.2.1 Kjemiske analyser

Som regel er klororganiske miljøgifter blitt analysert i alle vevstyper, altså bløtdelene i blåskjell, fiskelever og fiskefilet. Metaller er analysert i blåskjell, fiskelever og fiskefilet (bare kvikksølv).

Flere laboratorier er blitt brukt til analysene (se oversikt i Green *et al.* 2001a). Bortsett fra de orienterende analysene av dioksiner osv. utført ved Norsk Institutt for Luftforskning (NILU) er alle rutinevariable innen JAMP 1990-1998 blitt analysert ved NIVA. Nedenfor følger en kort redegjørelse for analysemetoder som gjelder parametre som er diskutert i denne rapporten.

Analyse av **metaller** på NIVA er gjort ved atomabsorpsjonsspektrometri (AAS). Prøvene er blitt oppsluttet i salpetersyre og metallene målt enten ved flamme atomabsorpsjonsspektrometri (FAAS, ved høye konsentrasjoner) eller flammeløs atomabsorpsjonsspektrometri i grafittovn (GAAS, ved lave konsentrasjoner). Flammeteknikken brukes alltid for sink og ofte for kobber. Kvikksølv ble målt ved gullfelle og kalddamp atomabsorpsjonsspektrometri (CV-AAS).

Polyklorerte bifenyler (**PCB**) og andre klororganiske miljøgifter i skalldyr ble frem til 1991 analysert på det tidligere Senter for industriforskning (SI), nå en avdeling i Stiftelsen for industriell og teknisk forskning ved Norges Tekniske Høgskole (SINTEF) - deretter på NIVA. PCB i fisk er også analysert på NIVA. Begge laboratoriene benyttet en gasskromatograf (GC) med kapillærkolonne og elektroninnfangingsdetektor (ECD). Metodikken gir kvantifisering av et utvalg enkelte forbindelser, både kongenerer av PCB, forkortet CB, og andre klororganiske miljøgifter.

For de klororganiske analysene er fett bestemt gravimetrisk etter ekstraksjon i en blanding av sykloheksan og aceton og med bruk av ultralydsonde under ekstraksjonen.

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (**PAH**) er analysert ved NIVA. Prøven er analysert på gasskromatograf med kapillærkolonne koblet til masseselektiv detektor (MSD). Identifisering har vært ut fra retensjonstider og/eller signifikante ioner (MSD). NIVA angir alle 7 potensielt kreftfremkallende PAH (IARC, 1987) pluss et utvalg av forbindelser som erfaringsmessig bidrar betydelig til totalsummen, i alt vanligvis 20-25.

Tørrstoffinnhold er bestemt ved tørking i ett døgn ved 105°C i varmeskap eller etter frysetørking. Fettinnhold er bestemt som ekstraherbart fett (ved avdamping etter ekstraksjon med sykloheksan) under PCB analysen.

Deteksjonsgrensene er omtrentlige og basert på tre ganger standardavvik av verdien i "blank"-prøven (nær "null" konsentrasjon av en løsning). Små daglig variasjoner i analyse instrumenter kan føre til mindre endringer i deteksjonsgrensen. Oversikt over de "normale" deteksjonsgrensene er vist i Vedlegg C og Vedlegg D.

2.2.2 Kvalitetssikring

NIVA har deltatt i alle de internasjonale interkalibreringsrundene under QUASIMEME, de siste i 2000 (nr. 20 og 22). De fleste av miljøgiftene som analyseres innen JAMP er inkludert i QUASIMEME. Kvalitetssikringsprogrammet på NIVA er som tidligere rapportert (Green 1999). De fleste av de kjemiske analysene som gjennomføres ved NIVA ble akkreditert i henhold til EN45000 i 1993 (referanse P009). NIVAs kvalitetssikringsprogramm er oppsummert i Vedlegg A.

For å kvalitetssikre analysene blir det rutinemessig analysert på sertifisert referansemateriale. Imidlertid har det vært vanskelig å skaffe referansemateriale av eksakt samme vevstyper som i prøvene. Sertifisert referansemateriale (CRM) er analysert i samme periode som prøvene bli analysert. Behov for eventuelle reanalyser blir fortløpende vurdert. Usikre resultater er avmerket i datarapportene (Green og Rønningen 1995; Green og Severinsen 1999a,b,c). Resultatene er også kontrollert vha. flere "screening"- programmer før lagring på korresponderende databaser på NIVA og ICES (kfr. OSPAR 1997).

2.2.3 "Høyt bakgrunnsnivå" og klassifisering av miljøkvalitet'

Vurderingen av JAMP-materialet fra norske farvann baserer seg stort sett på *overkonsentrasjoner*, dvs. den faktoren som *gjennomsnittlig* konsentrasjon i sediment eller *median* konsentrasjon i organismer overskrider antatt "høyt bakgrunnsnivå" med. Fastsettelsen av de antatt "høye bakgrunnsnivåer" for ulike miljøgifter bygger på omfattende undersøkelser fra Norge og delvis fra utlandet (kfr. Knutzen & Green 1995, 2001). En del av de "høye bakgrunnsnivåene" er benyttet som grunnlag for SFTs klassifisering av miljøgifter (Molvær *et al.* 1997). *Systemet er ufullstendig i den forstand at flere viktig kombinasjoner av miljøgifter/medier ikke er dekket og at noen av "bakgrunnsnivåene" er usikre. Det er derfor behov for fortsatt kartlegging av tilstanden på diffust belastede steder*.

Median konsentrasjon er vist i tabeller i Vedlegg H og i figurer i Vedlegg I. Antatt "høyt bakgrunnsnivå" for de ulike miljøgiftene er listet i Tabell 4.

I tillegg til bruk av begrepet "høyt bakgrunnsnivå", er også SFTs klassifisering av tilstand benyttet for ulike miljøgifter (**Tabell 5**).

Det er ikke justert for ulike størrelsesgrupper eller antall individer av hverken muslinger eller fisk med hensyn til konsentrasjoner av miljøgifter i det biologiske materialet. Ett unntak er kvikksølv i fiskemuskel hvor det ble påvist signifikante forskjeller i 7 av 17 datasett mellom "små" og "stor" fisk av samme art fra samme lokalitet (Vedlegg H). For blåskjell synes ikke miljøgiftkonsentrasjonene å

variere signifikant mellom de tre størrelsesgruppene som har vært benyttet (2-3, 3-4 and 4-5 cm) (WGSAEM 1993).

Med hensyn til målsetning A – helserisiko (se **Tabell 2**), har Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) ansvaret for vurdering av helserisiko ved konsum av sjømat. Resultatene fra JAMP er derfor bare en del av grunnlaget for SNTs vurderinger.

Tabell 4. Antatt/beregnet "høyt bakgrunnsnivå" for et utvalg av miljøgifter. Verdiene er gitt som ppm (mg/kg) tørrvekt eller våtvekt for blåskjell og våtvekt for fisk. (Knutzen & Skei 1990, Knutzen & Green 1995, Molvær et al. 1997.) Usikre verdier er merket med "?".

Miljøgift	Blåskjell		Torsk		Skrubbe		Sandflyndre	
			lever	filet	lever	filet	lever	filet
ppm:	tørrvekt	våtvekt	våtvekt	våtvekt	våtvekt	våtvekt	våtvekt	våtvekt
Bly	3.0 [1)]	0.6 [2)]	0.1		0.3 ?		0.3 ?	
Kadmium	2.0 [1)]	0.4 [2)]	0.1		0.3 ?		0.3 ?	
Kobber	10 [1)]	2 [2)]	20		30 ?		10 ?	
Kvikksølv	0.2 [1)]	0.04 [2)]		0.1 [1)]		0.1		0.1 ?
Sink	200 [1)]	40 [2)]	30		60 ?		50 ?	
∑PCB-7 [7)]	0.020 [2)]	0.004 [1)]	0.5 [1)]	0.005	0.10 ?	0.005 ? [1)]	0.5 ?	0.010 ?
CB-153	0.005 [2)]	0.001 [3)]	0.2 ? [4)]		0.05 ? [6)]		0.2 ? [6)]	
ppDDE	0.010 [2)]	0.002 [5)]	0.2 [1)]		0.03 ? [5)]		0.1 ? [5)]	
γ HCH	0.005 [2)]	0.001 [5)]	0.05 [1,5)]		0.01 ? [5)]		0.03 ? [5)]	
HCB	0.0005 [2)]	0.0001 [1)]	0.02 [1)]		0.005 ?		0.01 ?	
TCDDN	0.000001 [2)]	0.0000002 [1)]						

[1]) Etter SFTs klassifisering "Ubetydelig-lite forurenset" (Molvær *et al.* 1997).
[2]) Omregnet ved å anta 20% tørrvekt.
[3]) Ca. 25% av ΣPCB-7 (Knutzen & Green 1995).
[4]) 1,5-2 ganger 75 prosentil (kfr. vedlegg B i Knutzen & Green 1995).
[5]) Antatt lik grensen for henholdsvis ΣDDT or ΣHCH etter SFTs klassifisering "God" (Molvær *et al.* 1997). Grenseverdien for ppDDE and γHCH er trolig for høy (mangler tilstrekkelige referanseverdier).
[6]) Middelverdien pluss 2 ganger standard avvik (kfr. Vedlegg B i Knutzen & Green 1995).
[7]) Summen av de 7 PCB-forbindelsene CB-28, -52, -101, -118, -138, -153 og –180, som antas å utgjøre ca. 50 % og 70 % av total PCB i henholdsvis blåskjell og fisk.

Tabell 5. Utdrag av SFTs reviderte klassifisering av miljøgifter i blåskjell og fisk (Molvær *et al.* 1997).

Medium / Miljøgift			Tilstandsklasser (øvre grense for I-IV)				
			I	II	III	IV	V
			"lite"	*"moderat"*	*"markert"*	*"sterkt"*	*"meget sterkt"*
SEDIMENT							
Bly	ppm	tørrvekt	30	120	600	1500	>1500
kadmium	ppm	tørrvekt	0.2	1	5	10	>10
Kobber	ppm	tørrvekt	35	150	700	1500	>1500
Kvikksølv	ppm	tørrvekt	0.1	0.6	3	5	>5
Sink	ppm	tørrvekt	150	700	3000	10000	>10000
∑PCB-7	ppb	tørrvekt	5	25	100	300	>300
CB153 [1)]	ppb	tørrvekt	*1*	*5*	*20*	*60*	*>300*
∑DDT	ppb	tørrvekt	0.5	2.5	10	50	>50
HCB	ppb	tørrvekt	0.5	2.5	10	50	>50
BLÅSKJELL							
Bly	ppm	tørrvekt	3	15	40	100	>100
Kadmium	ppm	tørrvekt	2	5	20	40	>40
Kobber	ppm	tørrvekt	10	30	100	200	>200
Kvikksølv	ppm	tørrvekt	0.2	0.5	1.5	4	>4
Sink	ppm	tørrvekt	200	400	1000	2500	>2500
TBT [2)]	ppm	tørrvekt	0.1	0.5	2	5	>5
∑PCB-7	ppb	våtvekt	4	15	40	100	>100
∑DDT	ppb	våtvekt	2	5	10	30	>30
∑HCH	ppb	våtvekt	1	3	10	30	>30
HCB	ppb	våtvekt	0.1	0.3	1	5	>5
$TE_{PCDF/D}$ [3)]	ppp	våtvekt	0.2	0.5	1.5	3	>3
TORSK, filet							
Kvikksølv	ppm	våtvekt	0.1	0.3	0.5	1	>1
TORSK, lever							
∑PCB-7	ppb	våtvekt	500	1500	4000	10000	>10000
∑DDT	ppb	våtvekt	200	500	1500	3000	>3000
∑HCH	ppb	våtvekt	50	200	500	1000	>1000
HCB	ppb	våtvekt	20	50	200	400	>400
$TE_{PCDF/D}$ [3)]	ppp	våtvekt	15	40	100	300	>300

[1)] Uoffisielle grenser basert på ca.20% av $\Sigma PCB_{7\,i}$ prøver fra diffust belastede områder (kfr., Green *et al.* 2000)

[2)] Som tributyltinn

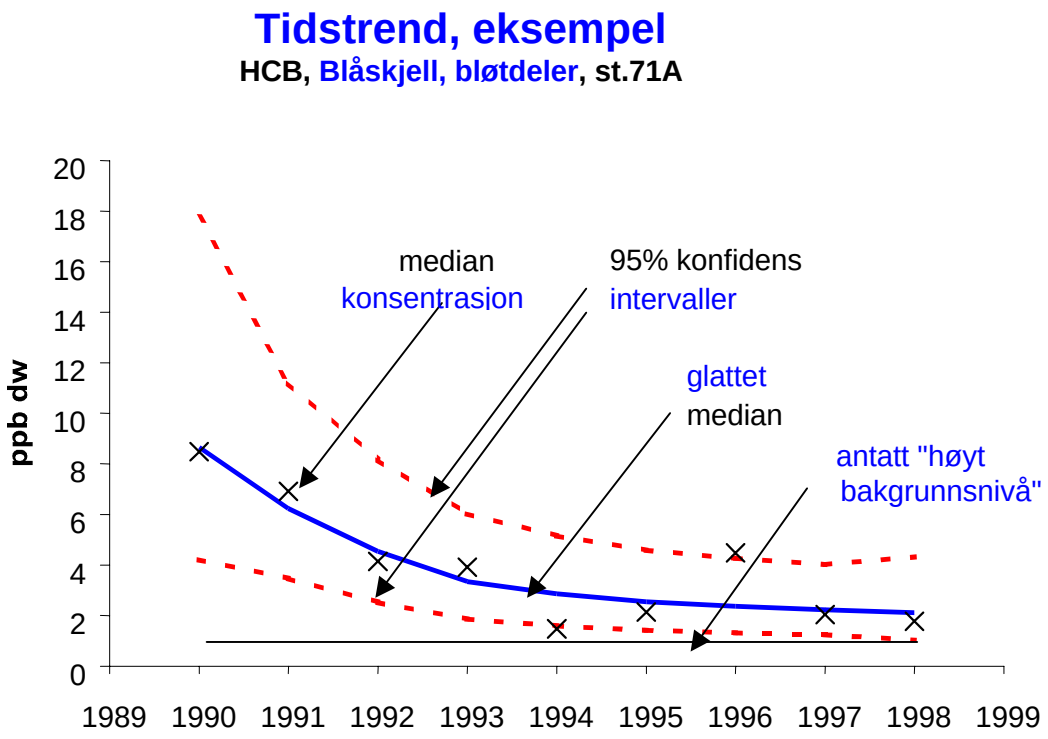
[3)] TCDDN (kfr. Vedlegg B)

2.2.4 Tidstrendanalyse

Sammenheng mellom innhold av enkelte miljøgifter og biologiske variable ble undersøkt ved hjelp av variansanalyse (ANOVA), lineær regresjon, Fisher parvis sammenligning og Pearsons korrelasjonskoeffisient. Analysene ble gjort på transformerte data (naturlige logaritmer) for å oppnå en tilnærmet normalfordeling av datamaterialet, som er en forutsetning for tester om signifikans. Korrelasjonsanalyse ble brukt for å undersøke den generelle samvariasjon (evt. motsatt samvariasjon) mellom metaller og biologiske variabler og mellom metallene innbyrdes. En regresjonsmodell ble brukt til å undersøke forholdet mellom innhold av kvikksølv, kadmium og bly og lengde/vekt i torsk og sandflyndre.

I foreliggende rapport benyttes bare de viktigste analyseparametrene og det brukes i stor grad sumvariable (PCB, PAH). For en fullstendig liste over parametrene og forklaring av forkortelser henvises til Vedlegg B.

En enkel 3-parameter modell har blitt utviklet for å vurdere tidstrender basert på median konsentrasjon av miljøgifter i biologisk materiale (ASMO 1994). En variant av denne metoden ble benyttet for å identifisere tidstrender for kvikksølv i "små" og "store" fisk. Metoden ble første gang benyttet i betydelig omfang av *Ad Hoc Working Group on Monitoring* i København 8-12 november 1993 (MON 1993). Dette møtet bestemte å benytte metoden på miljøgifter i lever og filet av fisk på våtvektsbasis, og i bløtdelene av muslinger på tørrvektbasis. Grunnlaget for vurderingene er presentert tidligere (se ASMO 1994). Metoden har også blitt benyttet for de norske dataene, og resultatene er vist i Vedlegg H. Resultatene kan også presenteres som vist i Figur 1.



Figur 1. Eksempel på tidstrendfigur som viser mediane konsentrasjoner, glattet middel av medianverdiene og 95 % konfidensintervall. Antatt "høyt bakgrunnsnivå" på 0.5 er markert med horisontal linje og tilsvarer verdien i Tabell 4 Omregnet til tørrvektbasis.

Metoden for beregning av glattet middelverdi er beskrevet i MON (1998) og av Nicholson *et al.* (1997). En Loess glattemetode er basert på løpende 7-års intervall og er en ikke-parametrisk kurve tilpasset medianer av log-verdier (Nicholson *et al*., 1997). For at en statistisk test for en glattet kurve skal være gyldig må miljøgift-konsentrasjonene ha tilnærmet lik varians og residualene for den tilpassede modellen bør være lognormalfordelt (cf. Nicholson *et al.* 1998).

Det er tatt med to nye beregninger i *National Comments* etter 1994. Den første er at det øvre 95 % konfidensintervallet for de tre siste innsamlingsårene er projisert lineært for de neste tre årene. Dette er i overensstemmelse med tidligere forslag (Nicholson, *et al.* 1994), og blir benyttet til å vurdere sannsynligheten for overkonsentrasjoner. Vurderingene er basert på resultater av tidstrendanalyser for et minimum av 6 års data.

Den andre nye beregningen er *power* av tidstrendanalysene, uttrykt som det antallet år som er nødvendig for å dokumentere en 10% endring pr. år med 90% sannsynlighet (cf. Nicholson, *et al.*, 1997). Jo færre år som er nødvendig for dette, jo lettere er det å oppdage en tidstrend. *Power* er basert på prosent relativt standardavvik, som beregnes etter en robust metode beskrevet i ASMO (1994) og Nicholson *et al.* (1998). Beregningene er utført på serier med minst tre års data som dekker hele overvåkningsperioden. Dette kan i noen tilfeller føre til villedende informasjon, spesielt når vi vet at ikke-lineære variasjoner forekommer, som f.eks. for HCB i blåskjell fra Langesundsfjorden (**Figur 9**).

De statistiske tidstrendanalysene er gjennomført for kadmium, kobber, kvikksølv, bly, sink og PCB-kongeneren CB153, ppDDE, γ-HCH (Lindan) og HCB. Vurderingene er konsentrert om de enkelte komponentene i steden for sumvariable. CB153 er valgt på grunn av stabilitet og som indikator for øvrige PCB-komponenter (Atuma *et al.* 1996). Det er også indikasjoner på at CB153 i noen sammenhenger kan korreleres med summen av TCDD fra PCB (de Boer *et al.* 1993).

2.3 Datamateriale – presentasjon

Rapporten bygger på vurderingen for 1981-1992 (Green *et al.*, 1995) og Norges årlige nasjonale kommentarer (*National Comments*) for JAMP til OSPAR 1993-1999 (hhv. Green 1995a, b; Green 1997a, b; Green *et al.*1999, 2000, 2001b). En del av rådata har blitt publisert i tidligere rapporter; for sediment 1981-1992 (Green & Klungsøyr 1994; Green & Rønningen 1995), biota 1981-1992 (Green & Rønningen 1994a, b) og 1993-1997 (Green & Severinsen 1999a, b, c).

For å gjøre rapporten noe mer lettlest, er det innført standardiserte presentasjonsmåter. Innen hvert område er kun de miljøgiftene/medier som reflekterer de viktigste problemene diskutert. For disse miljøgifter er det laget figurer for et fast utvalg av stasjoner i området. Videre er figurene presentert i en fast rekkefølge: kadmium, kobber, kvikksølv, bly, sink, PCB, DDT, γHCH og HCB og deretter sortert i rekkefølge sediment, blåskjell, torsk og evt. flyndre.

3. Oslofjorden

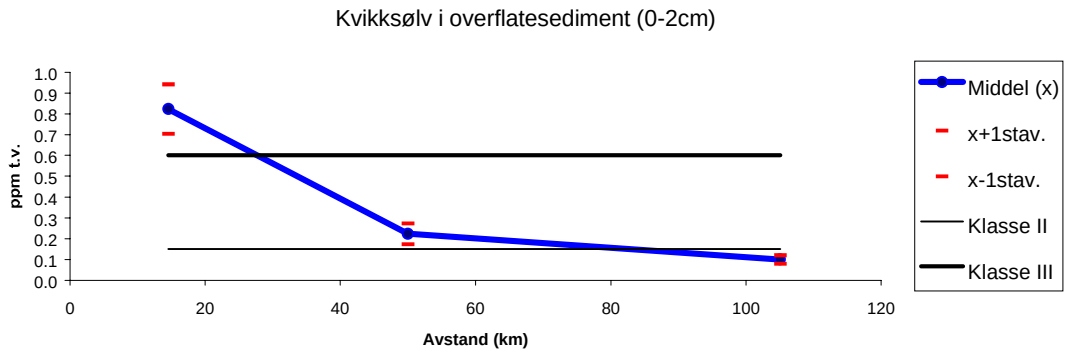
3.1 Metaller i sediment

Overflatesedimenter fra tre stasjoner i Oslofjorden ble analysert for tungmetaller i 1990 og 1996. De tre stasjonene var lokalisert til indre- (30S - Steilene), midtre- (35S - Mølen) og ytre Oslofjord (36S – Færder). Se Vedlegg E og Vedlegg F for nærmere stasjonsplasseringer.

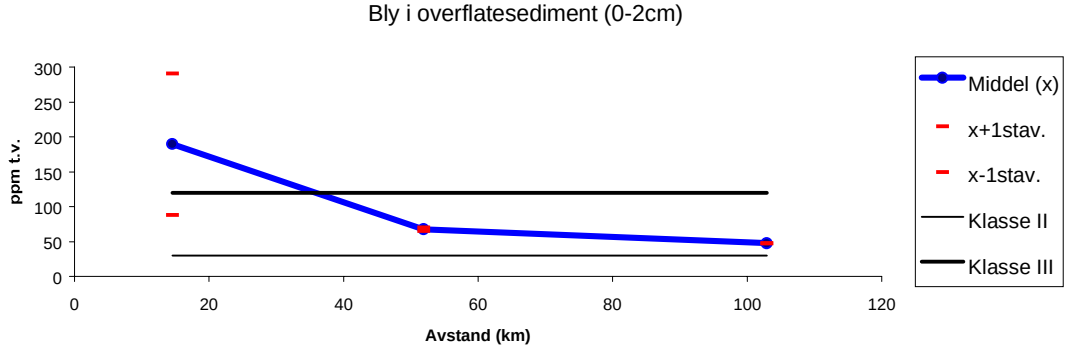
Indre Oslofjord hadde i 1996 konsentrasjoner over "høyt bakgrunnsnivå" for all metaller unntatt kadmium (**Figur 35-Figur 44**, Vedlegg G). Konsentrasjonene i overflatesedimentene avtok jevnt utover i fjorden (f. eks. med kvikksølv og bly i **Figur 2**). Kvikksølv og bly ble funnet i høye konsentrasjoner i indre fjord i 1996, og verdiene var høyere enn i 1990 (Klasse III). Kvikksølv var 60 ganger høyere, bly 2 ganger høyere, også og kobber var 6 ganger høyere i 1996 sammenlignet med 1990. Sammenholdt med registreringer fra andre deler av indre Oslofjord (Konieczny 1994) var de høyere verdiene av bly og kobber ikke så uventet. Det har imidlertid aldri vært påvist så høye kvikksølvkonsentrasjoner i dette området. To av tre parallelle sedimentprøver hadde samme høye verdier på 47 og 48 ppm tørrvekt. Reanalyser bekreftet disse tallene. Nye analyser av to prøver fra samme stasjon, også fra 0-2 cm sedimentsjikt, viste ikke så høye verdier. De fem analyserte prøvene var alle tatt fra et sedimentasjonsbasseng med en utstrekning på omkring 150 m, og lokaliseringen av prøvetaking hadde en presisjon på rundt 25 x 25 m. Deponeringen av kvikksølv i området måtte derfor være svært lokalt. Det kunne også ha forekommet en kontaminering av de to prøvene, men etter evaluering av innsamlingsprosedyren synes dette lite sannsynlig.

Kjerneprøver av sediment i indre Oslofjord 1990 viser at på ca. 15 cm dyp finner man sediment i Klasse I (**Figur 3**). Grov sett kan man regne med en sedimenteringshastighet i indre Oslofjord på ca. 2mm pr. år. Det vil si at forurensning av kvikksølv begynt for ca. 75 år siden.

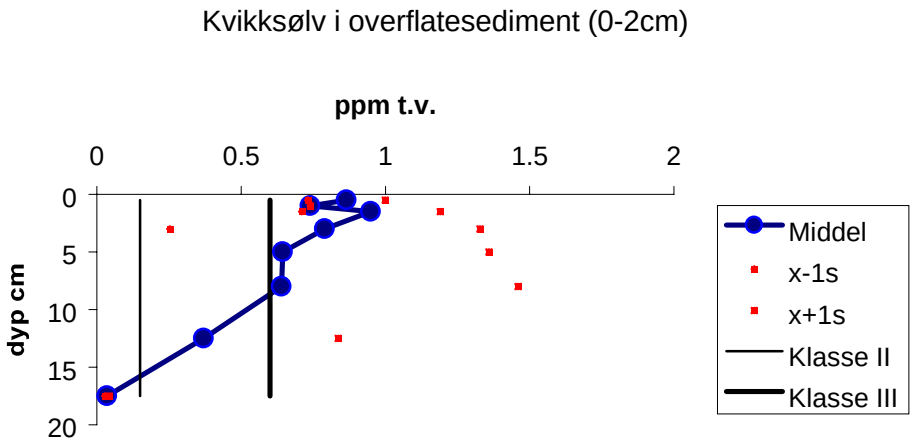
A



B



Figur 2. Middelkonsentrasjoner av kvikksølv (**A**) og bly (**B**) i overflatesedimenter (0-2cm) fra indre (st.30S) til ytre Oslofjord (st.36S) 1990. Horisontale linjer viser nedre grenser for SFT-klasser. Startpunkt for avstand er Oslo rådhuset.



Figur 3. Middelkonsentrasjoner av kvikksølv i ulike lag av øvre 20cm av sediment fra indre Oslofjord (st.30S) 1990. Vertikale linjer viser nedre grenser for SFT-klasser.

3.2 Metaller i blåskjell og fisk

Det ble ikke funnet forhøyede verdier av metaller (Cd, Cu, Hg, Pb og Zn) i blåskjell fra Oslofjorden i perioden fra 1983 til 1999. Ett unntak var bly fra indre fjord i 1998, der konsentrasjonen var omkring 12 ganger bakgrunnsnivået. Dette hadde trolig sammenheng med at innsamlingslokaliteten dette året ble flyttet til et nytt område med avgrenset kontaminering av bly (kfr., Green *et al.* 2000).

Overkonsentrasjoner av kvikksølv ble funnet i torskefilet fra både små og store fisk fra indre Oslofjord på hele nittitallet (**Figur 5**, Vedlegg H), og verdiene hadde økt til over tre ganger høyere enn "høyt bakgrunnsnivå" i 1999. En signifikant økende konsentrasjon av kvikksølv er påvist for stor torsk i dette området for hele perioden 1984–1999. En mindre overkonsentrasjon av kvikksølv ble også funnet i stor torskefilet fra ytre Oslofjord. Generelt for hele fjorden ble det registrert signifikant høyere kvikksølvverdier i stor torsk sammenlignet med småtorsk. Muligheten til å dokumentere endringer (se kap. 2.2.4) i kvikksølvkonsentrasjoner i torskefilet er noe større for små fisk (10–11 år) enn i stor fisk (etter 13 år) (Vedlegg H).

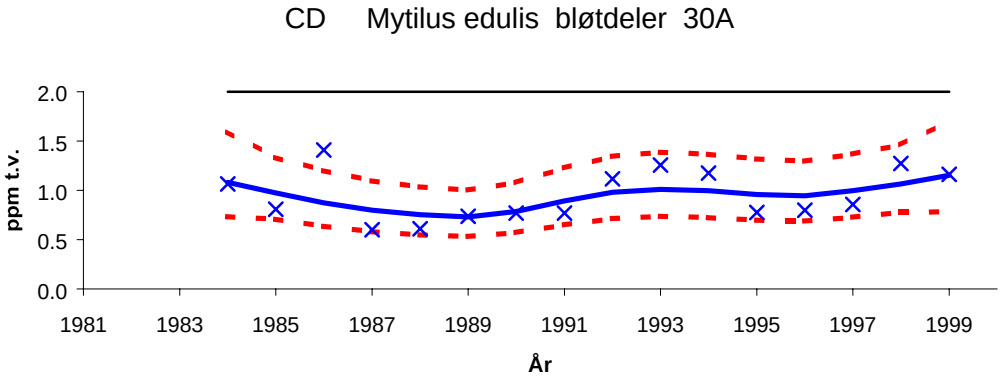
En liten overkonsentrasjon av kvikksølv ble også funnet i skrubbefilet fra midtre deler av Oslofjorden (Vedlegg H).

Det ble videre registrert overkonsentrasjoner av tungmetaller i torskelever fra Oslofjorden. Spesielt blyverdiene i 1999 fra indre fjord var høye, med over tre ganger "høyt bakgrunnsnivå" og fire ganger over tidligere målte nivåer (**Figur 52**, Vedlegg H, Vedlegg I). De tidligere verdiene fra 1990 til 1998 har variert rundt "høyt bakgrunnsnivå" på 0,1 ppm våtvekt.

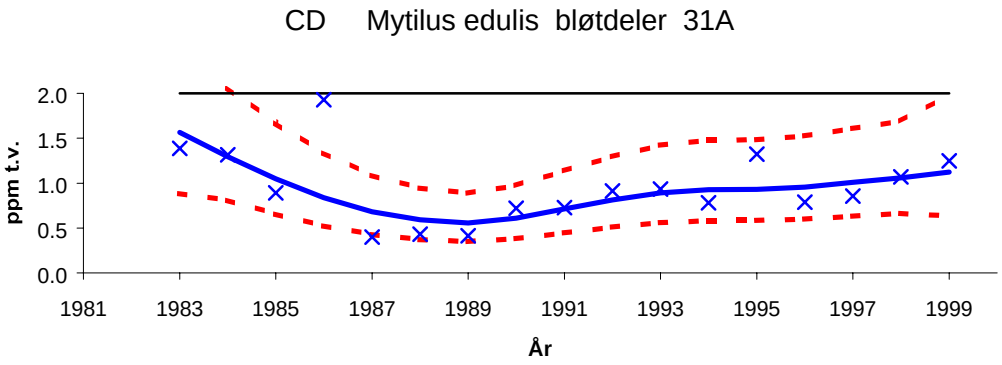
Overkonsentrasjoner, men lavere enn to ganger "høyt bakgrunnsnivå", av kadmium og sink ble registrert i torskelever både fra ytre og indre Oslofjord (**Figur 6**). Både kadmium og sink har vist en signifikant nedgang i ytre Oslofjord de siste 15 - 20 årene, mens det kan synes som konsentrasjonene i indre fjord har økt de siste årene (Vedlegg H). Sink er et essensielt element og endringer i dette metallet knyttes til fysiologiske endringer eller belastning med andre miljøgifter (f.eks. kadmium) mer enn belastning med selve metallet.

En litt forhøyet konsentrasjon av kobber på 14 ppm våtvekt ble funnet i lever fra sandflyndre fra ytre Oslofjord i 1999. Dette er den høyeste verdien som er registrert siden prøvetakingen starten i 1990. Kobber er også et essensielt element og det er vanskelig å tolke overkonsentrasjoner i fisk isolert sett.

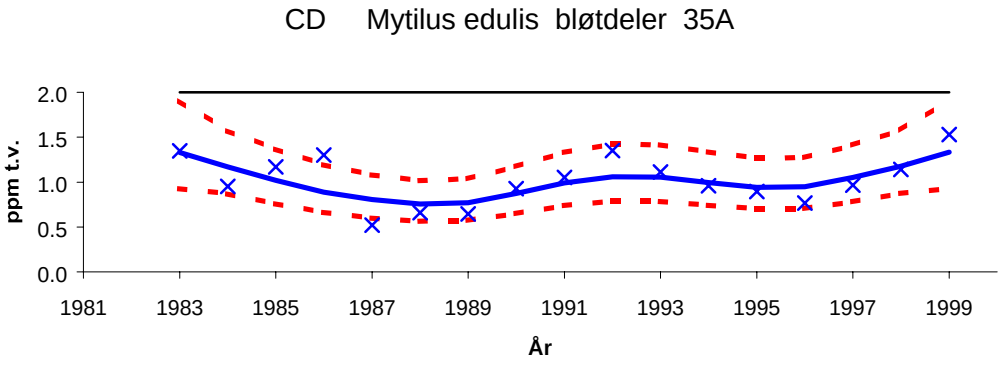
A



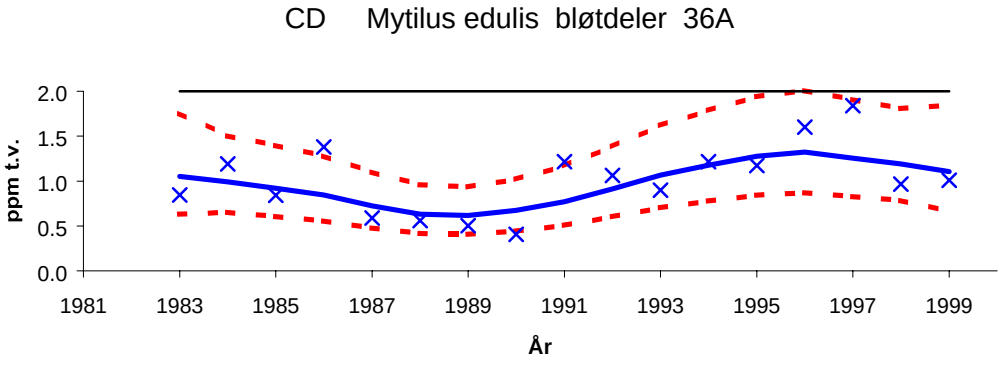
B



C

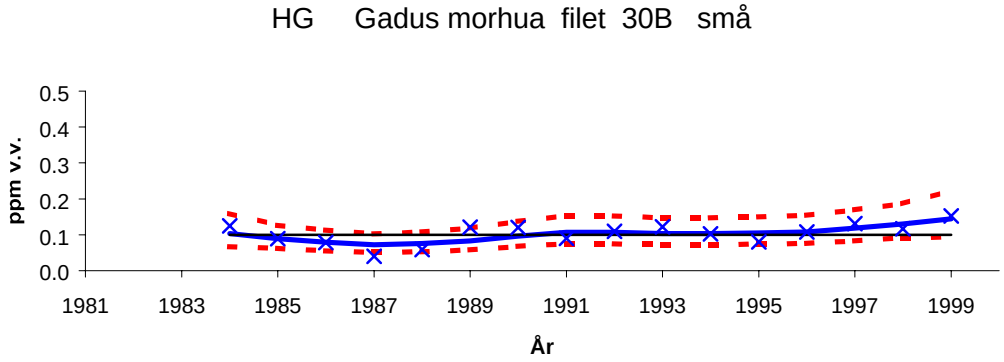


D

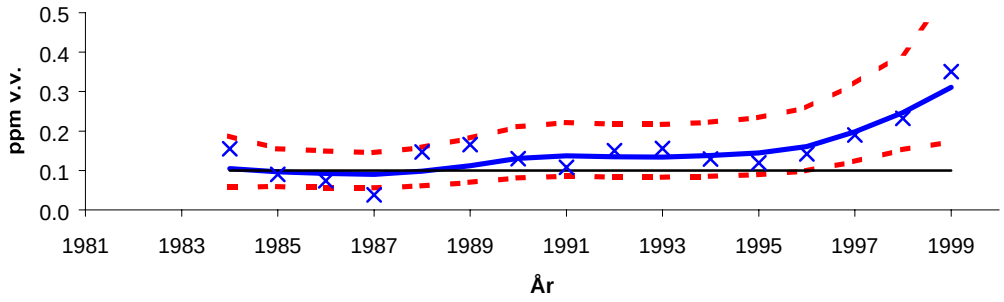


Figur 4. Mediane konsentrasjoner av kadmium i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra indre (st.30A) til ytre Oslofjord (st.36A). (Kfr. Vedlegg F og forklaring i Figur 1).

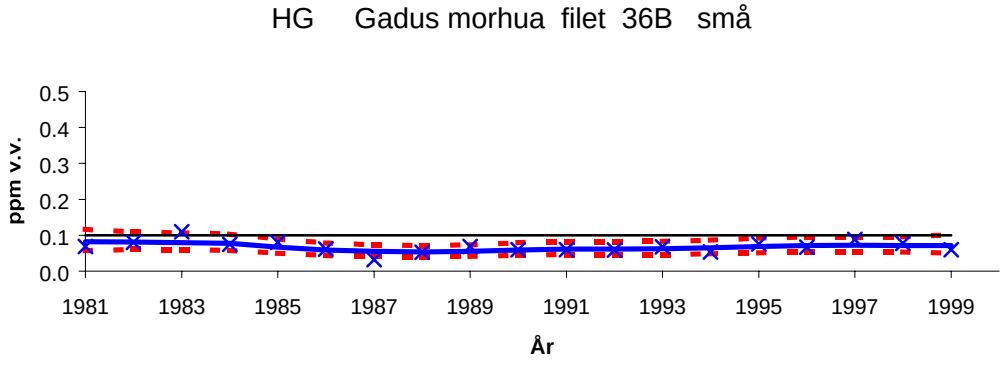
A



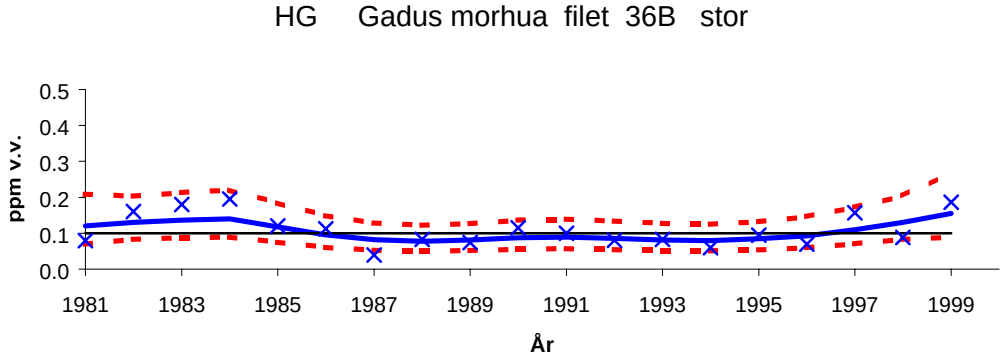
B



C

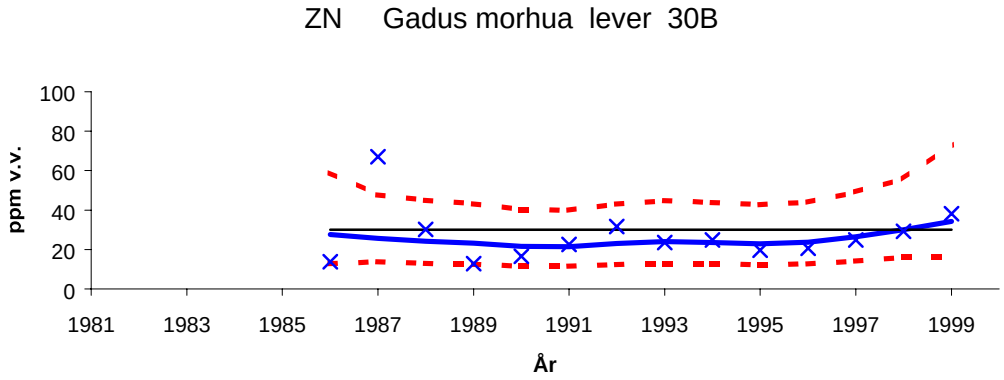


D

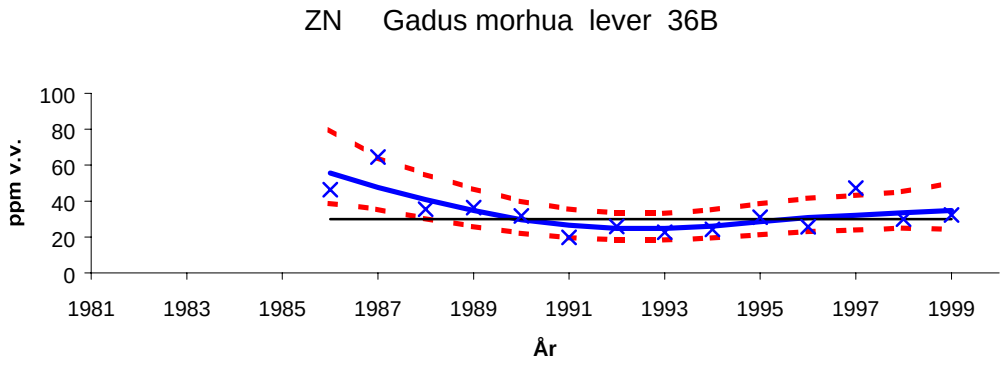


Figur 5. Mediane konsentrasjoner av kvikksølv (Hg) i filet fra torsk (*Gadus morhua*) fra indre Oslofjord (st.30B) "små" (**A**) "store" fisk (**B**), og fra ytre Oslofjorden (st.36B) "små" (**C**) and "store" fisk (**D**). (Kfr. Vedlegg F og forklaring i Figur 1).

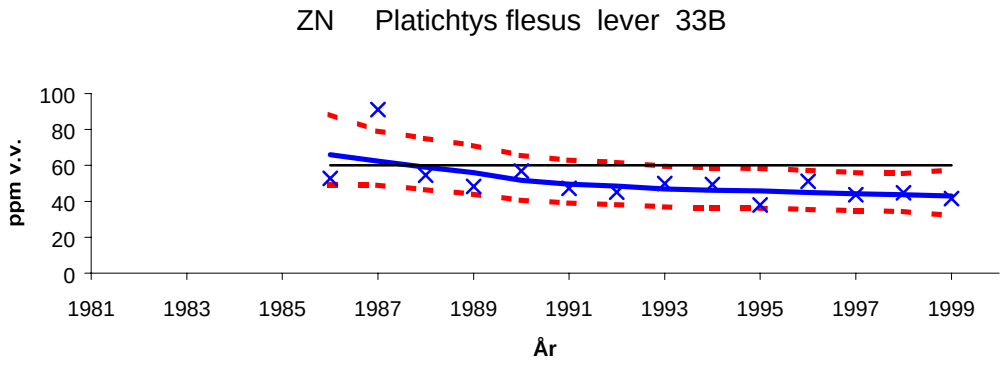
A



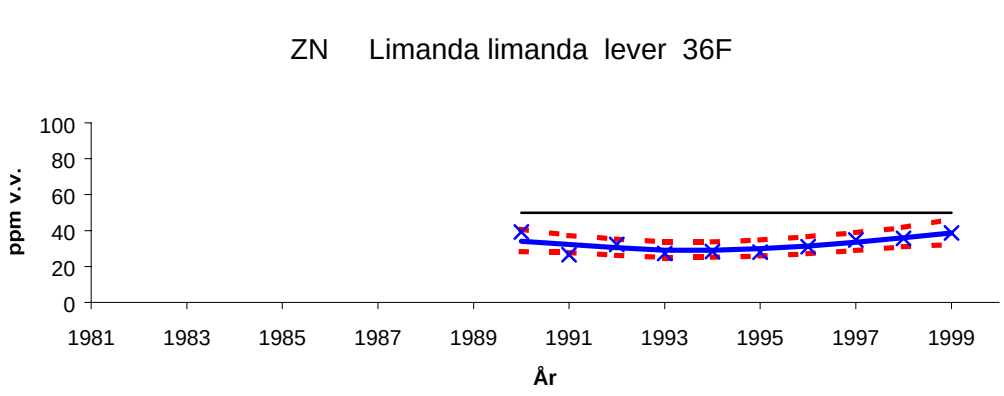
B



C



D



Figur 6. Mediane konsentrasjoner av sink i lever av torsk (*Gadus morhua*), skrubbe (*Platichthys flesus*) og sandflyndre (*Limanda limanda*) fra Oslofjorden. (Kfr. Vedlegg F og forklaring i Figur 1).

3.3 Klororganiske miljøgifter i sediment

Prøver til analyse på klororganiske miljøgifter i sedimenter ble samlet inn fra de samme lokalitetene som for metaller.

Konsentrasjonene av ΣPCB_7 (dvs. sum av PCB-forbindelsene CB-28, -52, 101, -118, -138, -153 og -180) i sediment var over "høyt bakgrunnsnivå" bare i indre Oslofjord. Det var for øvrig reduksjon i konsentrasjonene også av de fleste andre klororganiske stoffene fra indre til ytre deler av fjorden, med unntak av ppDDE og HCB. Disse hadde de høyeste konsentrasjonene i ytre Oslofjord med verdier noe over "høyt bakgrunnsnivå". Stasjon 36S er et sedimentasjonsbasseng som fanger opp utslipp både fra Glomma og fra nordgående kyststrømmer i Skagerrak.

Det kan synes som konsentrasjonene av ΣPCB_7, CB153 og γ-HCH (Lindan) har økt fra 1990 til 1996 hovedsakelig i indre Oslofjord, mens ppDDE har avtatt i løpet av de samme årene (hhv. **Figur 40**, **Figur 41**, **Figur 43**, og **Figur 42**).

3.4 Klororganiske miljøgifter i blåskjell og fisk

Blåskjell er samlet inn fra indre, midtre og ytre Oslofjord, mens torsk er analysert bare fra indre og ytre fjord.

Moderate overkonsentrasjoner av ΣPCB_7, nesten fire ganger "høyt bakgrunnsnivå", ble registrert i blåskjell fra indre fjord i 1999 (**Figur 7**). Tendensen de senere årene har vært stabil eller svakt avtagende. Videre utover i fjorden avtar konsentrasjonene gradvis (**Figur 7**).

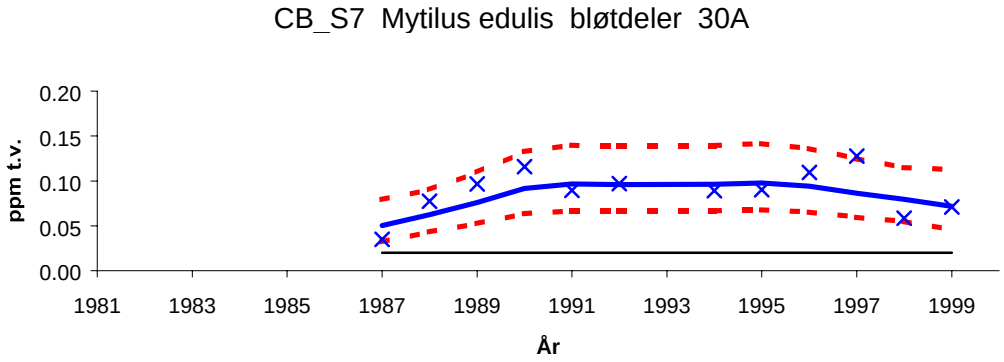
Overkonsentrasjoner av ΣPCB_7 (7 ganger "høyt bakgrunnsnivå") ble også funnet i torskelever fra indre Oslofjord (**Figur 8**). Medianverdien av ΣPCB_7 i torskelever var her 3500 ppb våtvekt, og den høyeste registrerte siden prøvetakingen startet i 1990. Noe tilsvarende ses også for torskefilet, hvor den nest høyeste verdien (21 ppb) i måleserien ble registrert i 1999 (**Figur 8**). De høye PCB-verdiene i 1999 kan til dels skyldes analytiske omstendigheter. Blant annet viste kontrollanalyser av et referansemateriale omkring 30 % høyere verdier for CB153.

Både for lever og filet synes det å være en tendens til økende verdier av ΣPCB_7 gjennom hele perioden fra 1990. Lavere overkonsentrasjoner av ΣPCB_7 ble imidlertid funnet i torskelever fra ytre Oslofjord, med verdier under to ganger "høyt bakgrunnsnivå", og her synes det ikke å være noen økende tendens gjennom undersøkelsesperioden (**Figur 8**).

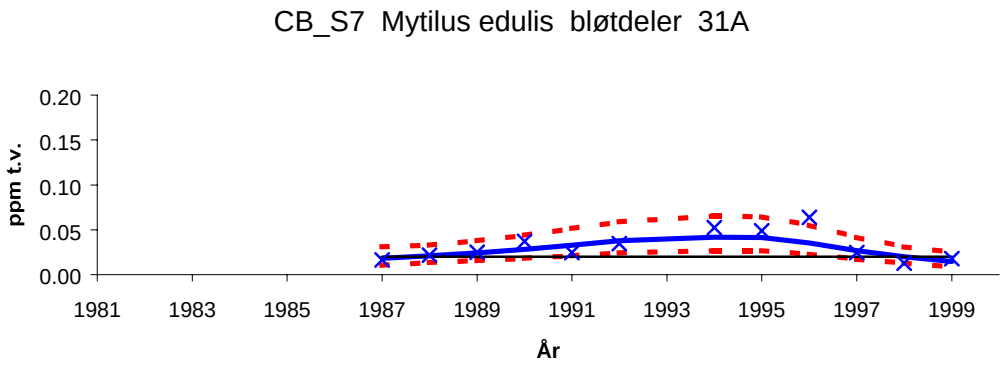
Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) frarådet i 1994 å spise torskelever fra indre Oslofjord på grunn av de høye PCB-verdiene.

Det ble ikke funnet noen lineær tidstrend for CB153 for perioden frem til 1999 hverken i blåskjell eller torsk. En eventuell trend med 10 % endring per år for CB153 i blåskjell eller torskelever vil kreve opptil 15 år for å kunne dokumenteres med 90 % signifikans (Vedlegg H).

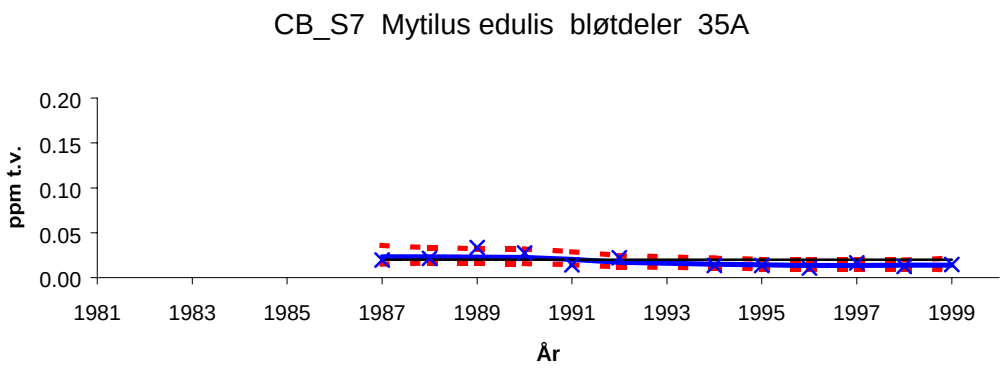
A



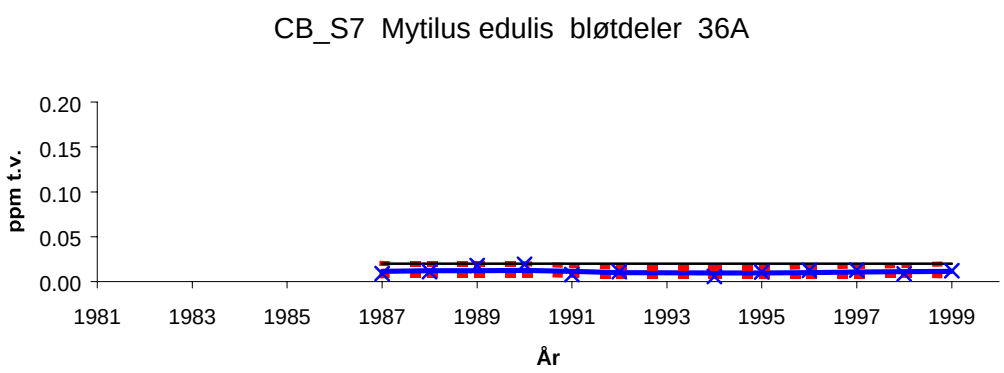
B



C

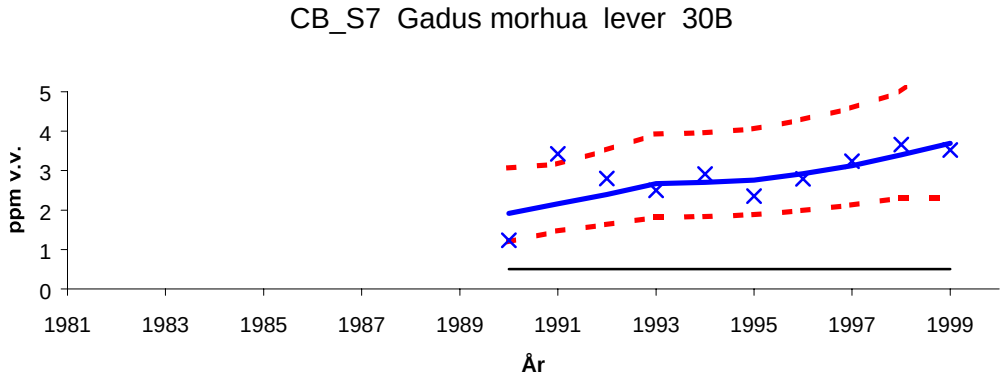


D

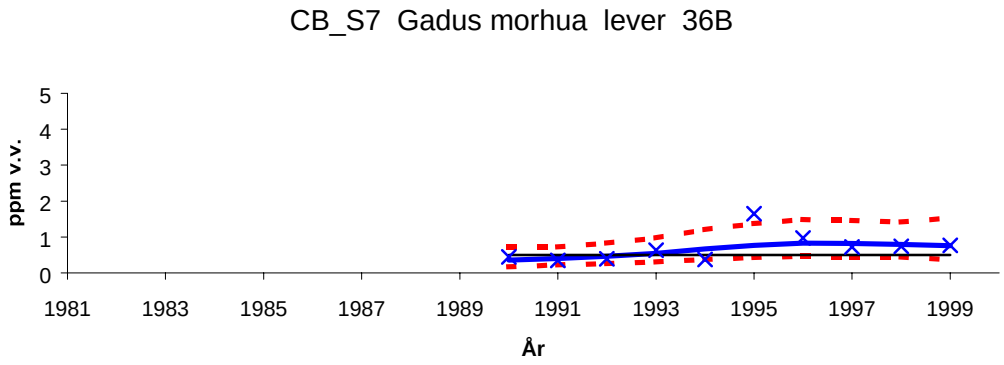


Figur 7. Mediane konsentrasjoner av ΣPCB_7 (CB_S7) i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra indre (st.30A) til ytre Oslofjord (st.36A). (Kfr. Vedlegg F og forklaring i Figur 1).

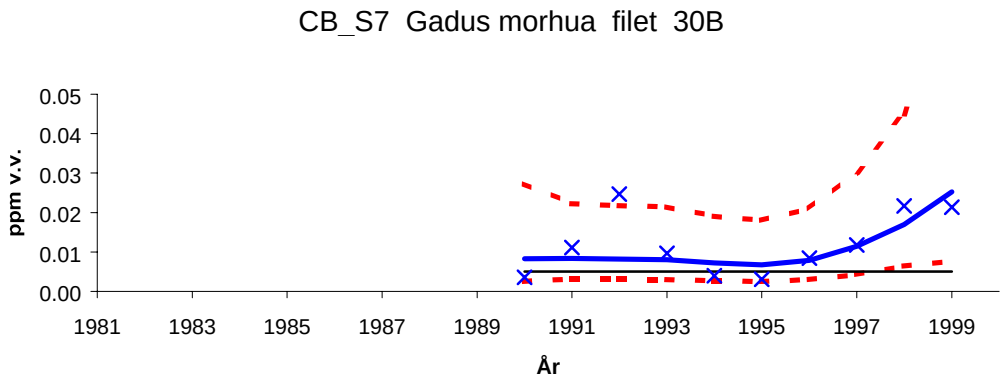
A



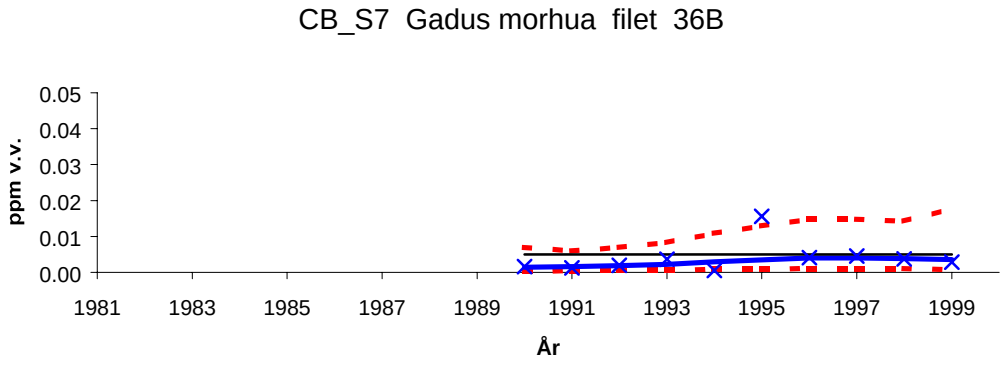
B



C



D



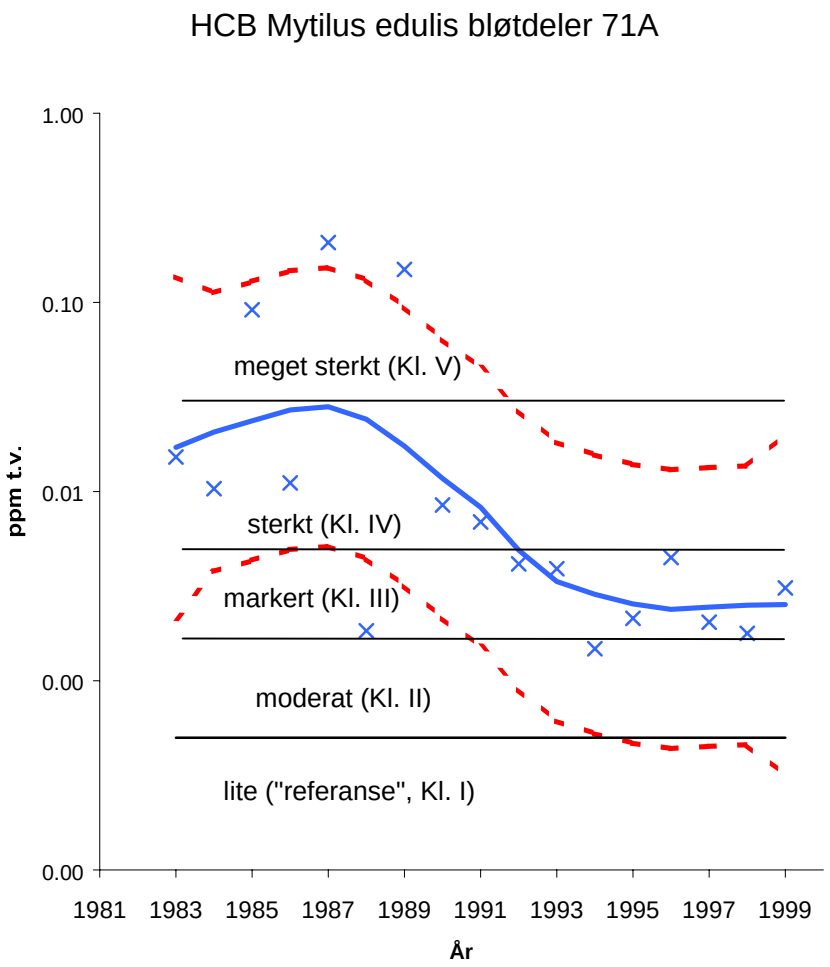
Figur 8. Mediane konsentrasjoner av ΣPCB$_7$ (CB_S7) i lever og filet av torsk (*Gadus morhua*) fra indre (st. 30B) til ytre Oslofjord (st.36B). (Kfr. Vedlegg F og forklaring i Figur 1). NB: for noen år er linjen for øvre konfidensintervall utenfor skalaen i fig. D og horisontallinjen for Klasse I er nær x-aksen.

4. Langesundsfjorden

Det ble ikke funnet forhøyede verdier av metaller (Cd, Cu, Hg, Pb og Zn) i blåskjell fra Langesundsfjorden.

Skjellene fra dette området (st. 71A) hadde i 1999 en markert overkonsentrasjon av HCB (over seks ganger "høyt bakgrunnsnivå"). Verdiene har variert betydelig siden undersøkelsene startet i 1983 (**Figur 9**). Frem til 1989 var det enkelte spesielt høye medianverdier, og det var meget store variasjoner fra år til år, men etter 1989 har konsentrasjonene gått ned. Dette har sammenheng med en mer enn 95 % utslippsreduksjoner av HCB og andre klororganiske forbindelser fra en magnesiumfabrikk i 1989-90 og siden ytterligere nedgang til ca. 99 % reduksjon sammenlignet med før 1990 (Knutzen *et al.* 1999a).

Den store variasjonen som ble registrert før 1990 medførte betydelig usikkerhet ved vurdering av tidstrender. Etter 1990 vil eventuelle endringer kunne bekreftes med 14 års dataserie, mens med hele materialet fra 1983 ville det kreve 25 år (Vedlegg H). Analyser av verdiene for perioden 1990-1999 viste ingen signifikant trend i materialet. Perioden 1990-1998 viste imidlertid en signifikant nedgang i konsentrasjonene, men resultatene for 1999 var så høye igjen at den nedadgående trenden ikke lenger var signifikant.



Figur 9. Mediane konsentrasjoner av HCB i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Langesundsfjorden (kfr, Vedlegg F og forklaring i Figur 1). Hovedreduksjonen i belastning – mer enn 95 % - fant sted i 1989-1990. Horisontale linjer viser nedre grenser for SFT-klasser fra lite til meget sterkt forurenset (kfr., **Tabell 5**). **NB: log-skala**.

5. Arendalområdet - Risøy

Lokaliseringen av prøvetakingsstasjonene er vist i Vedlegg E og Vedlegg F.

5.1 Metaller i sediment, blåskjell og fisk

Det ble registrert overkonsentrasjoner av bly i overflatesedimenter utenfor Arendal både i 1990 og 1997. Dette kan ha sammenheng med langtransporterte luftforurensninger.

Med unntak av kobber ble det ikke funnet forhøyede verdier av tungmetaller (Cd, Cu, Hg, Pb og Zn) i blåskjell fra Risøy. Konsentrasjonen av kobber i 1999 lå på "høyt bakgrunnsnivå" (10 ppm), og tendensen kan synes å ha vært økende over flere år. Konsentrasjonen av kadmium hadde i 1999 ikke nådd opp til "høyt bakgrunnsnivå", men verdiene har vært signifikant økende siden 1990.

5.2 Klororganske miljøgifter i sediment, blåskjell og fisk

Det ble også observert en liten overkonsentrasjon av ppDDE i sedimentene utenfor Arendal både i 1990 og 1997.

Det ble ikke funnet overkonsentrasjoner av klororganiske miljøgifter i blåskjell.

6. Listaområdet

Lokaliseringen av prøvetakingsstasjonene er vist i Vedlegg E og Vedlegg F.

Det ble registrert overkonsentrasjoner av bly i overflatesedimenter ved Lista både i 1990 og 1997. Som nevnt ovenfor kan dette ha sammenheng med langtransporterte luftforurensninger.

Det ble for øvrig ikke funnet overkonsentrasjoner av tungmetaller eller klororganiske miljøgifter i blåskjell, torsk eller sandflyndre fra områdene ved Lista.

7. Sotra-Bømlo området

Lokaliseringen av prøvetakingsstasjonene er vist i Vedlegg E og Vedlegg F.

Det ble tatt sedimentprøver fra tre lokaliteter i 1990 og én lokalitet i 1997. Det ble ikke funnet overkonsentrasjoner av tungmetaller eller klororganiske miljøgifter i noen av disse, bortsett fra bly som hadde svak overkonsentrasjoner (mindre enn to ganger "høy bakgrunn"). De fleste verdiene var høyere i 1997 sammenlignet med 1990.

En moderat overkonsentrasjon av kvikksølv (under to ganger ”høyt bakgrunnsnivå”) ble funnet i torskefilet fra Karihavet i 1995, ’97, ’98 og ’99 , og i rødspettelever fra Borøyfjorden i 1994 og ’95 (øvrige år ikke undersøkt).

Det ble ellers ikke observert overkonsentrasjoner av tungmetaller eller klororganiske miljøgifter i blåskjell eller torsk fra områdene ved Bømlo i 1999. Imidlertid opptrådte overkonsentrasjoner av kvikksølv i stor sandflyndre fra Borøyfjorden i 1995. Da det ikke var praktisk å samle materiale fra dette området, ble innsamlingen ble flyttet til en ny lokalitet: Kyrping (21F) i Åkrafjorden. Glassvar ble samlet inn fra denne stasjonen i 1999. Det er ikke foreslått noen ”bakgrunnsnivåer” for denne flyndrearten, men nivåene lå 2-3 ganger lavere enn de mer påvirkede områdene av Hardangerfjorden.

8. Sørfjorden og Hardangerfjorden

Det er tidligere gitt en rekke beskrivelser av forurensningssituasjonen i Sørfjorden og Hardangerfjorden (Green *et al.*1995, Skei *et al.* 1998, Skei 2000). Resultatene fra JAMP 1999 også ses i sammenheng med andre studier i dette fjordområdet (Knutzen *et al.* 1997, 1999b, Knutzen & Green 2000). Undersøkelsene har vist at fjordene er sterkt forurenset med spesielt kadmium, bly, kvikksølv, sink og DDT med nedbrytningsprodukter; i noen grad også med kobber og PCB.

Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) frarår konsum av fisk og skalldyr fra Sørfjorden pga. forurensningen med kvikksølv, kadmium, bly og PCB:
(http:/www.snt.no/nytt/tema/kosthold/hardanger.htm).

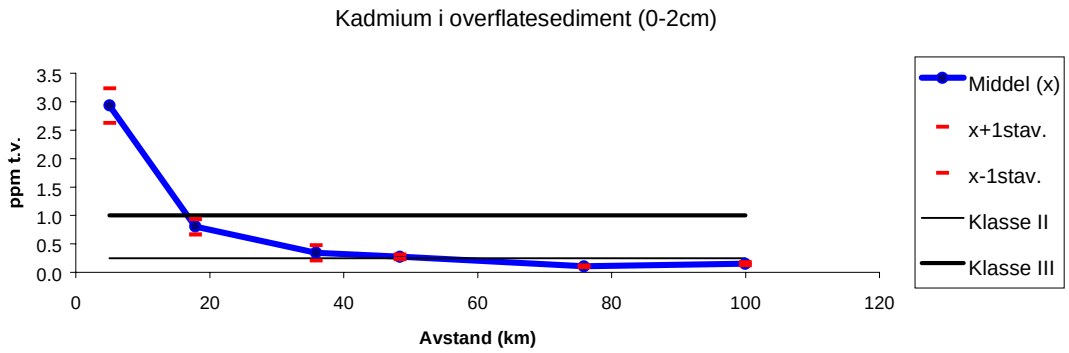
Lokaliseringen av prøvetakingsstasjonene er vist i Vedlegg E og Vedlegg F.

8.1 Metaller i sediment

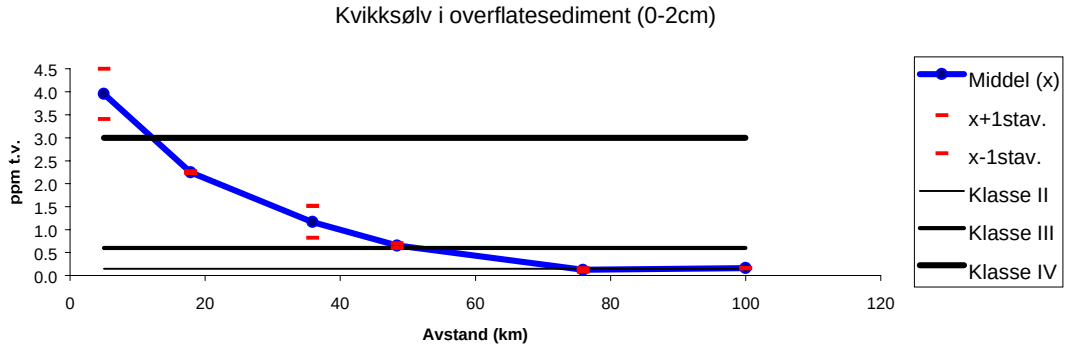
Tre stasjoner ble prøvetatt for sedimenter i Sørfjorden og tre i Hardangerfjorden. Stasjonene var lokalisert i en rekke fra Odda innerst i Sørfjorden til de ytre deler av Hardangerfjorden, og prøvene ble samlet inn i 1990 og 1997.

Det var en klar gradient med nedgang i konsentrasjonene av tungmetaller fra innerst i Sørfjorden til ytterst i Hardangerfjorden (**Figur 10**). Verdiene av kadmium, kvikksølv, bly og sink var spesielt høye innerst i Sørfjorden, og kobberkonsentrasjonene var også godt over ”høyt bakgrunnsnivå”. Resultatene for prøver innerst i fjorden lå noe lavere i 1997 enn i 1990 (Vedlegg G). Analyser utført på andre sedimentprøver fra 1991 og 1996 antyder også nedgang, med lavere metallkonsentrasjoner innerst i Sørfjorden i 1996 sammenlignet med 1991 (Rygg & Skei 1997). På grunn av større sedimentasjon i indre deler av fjorden er det mulig å registrere forandringer raskere her inne. Sedimentene i de indre delene er imidlertid mer forstyrret av bioturbasjon, som igjen vanskeliggjør registrering av eventuelle forandringer.

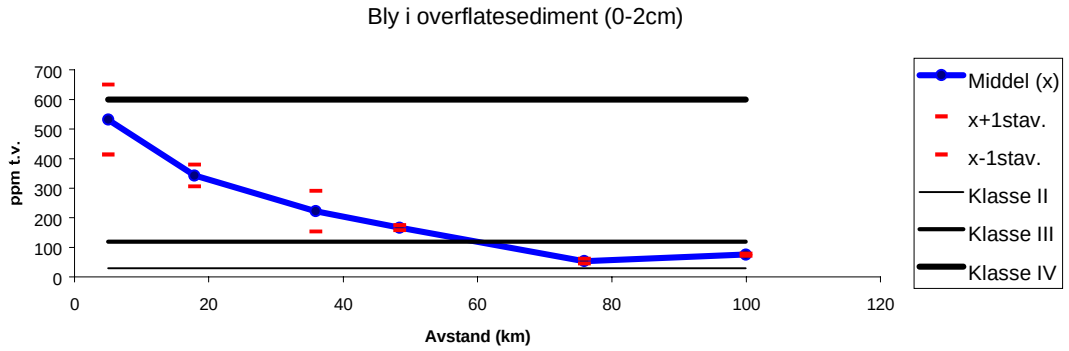
A



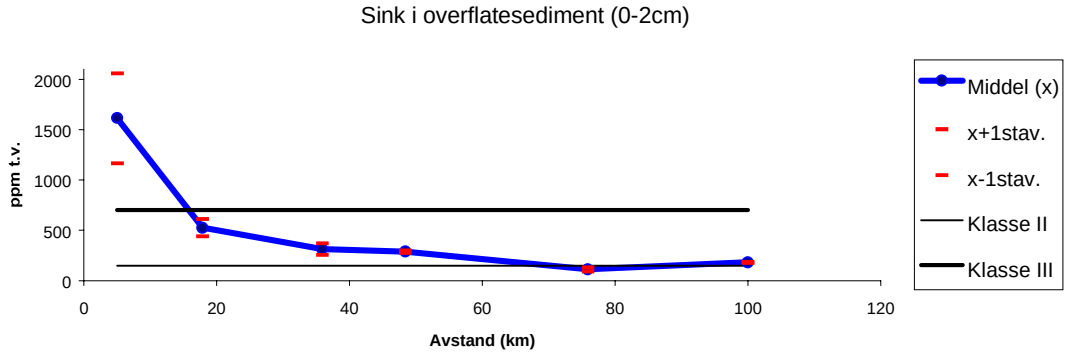
B



C



D



Figur 10. Middelkonsentrasjoner av kadmium (**A**), kvikksølv (**B**), bly (**C**), sink (**D**) i overflatesedimenter (0-2cm) fra indre Sørfjorden (st. 52S) til ytre Hardangerfjorden (st. 69S) 1997. Horisontale linjer viser nedre grense for SFT-klassene (Molvær *et al*. 1997). Startpunkt for avstand er Odda.

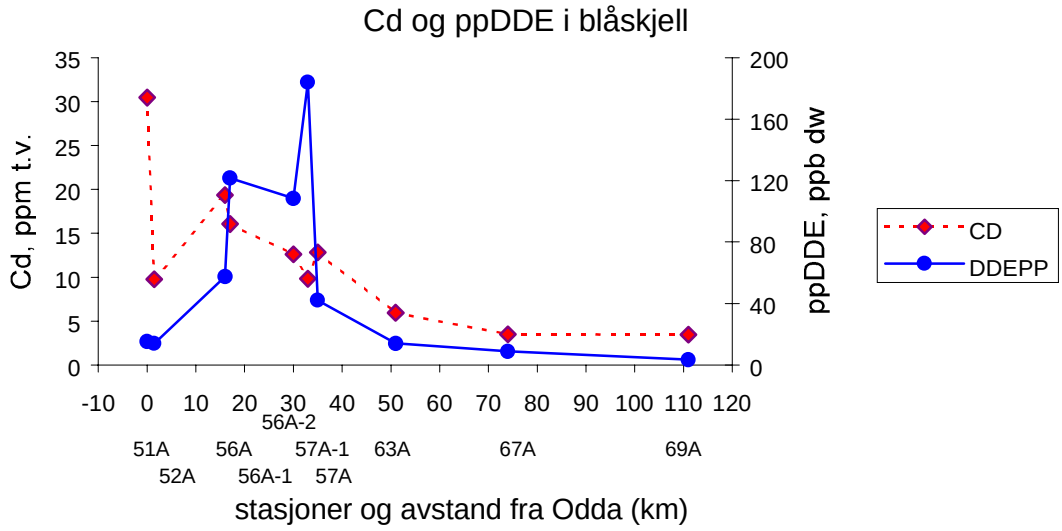
8.2 Metaller i blåskjell og fisk

Blåskjell ble hentet fra lokaliteter innerst i Sørfjorden til munningen av Hardangerfjorden. (Vedlegg E og Vedlegg F).

Det ble funnet markerte overkonsentrasjoner av kadmium (7–17 ganger), bly (3-12 ganger) og kvikksølv (2-14 ganger) i blåskjell fra Sørfjorden. Overkonsentrasjonene av disse stoffene ble observert i hele Sørfjorden og ut til nærmeste stasjon i Hardangerfjorden (**Figur 12** og **Figur 13**, Vedlegg H). For kadmium ble det i 1999 målt overkonsentrasjoner i blåskjell i hele Hardangerfjorden i 1999 (**Figur 11**). En signifikant nedgang er registrert for kadmium og bly fra 1987 til 1999 på ytterste stasjon i Sørfjorden og innerste stasjon i Hardangerfjorden (Vedlegg H).

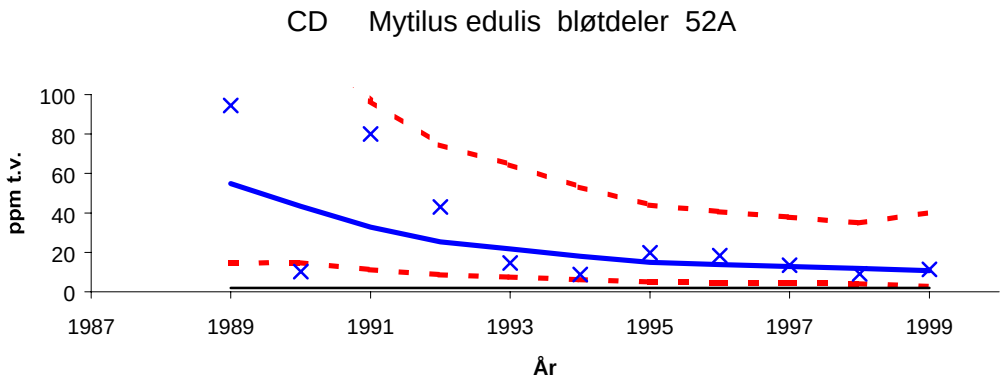
Muligheten er begrenset for å dokumentere endringer i konsentrasjoner av metaller i blåskjell i indre deler av Sørfjorden. Vedrørende bly er det f. eks. beregnet at det vil kreve 25 år for å påvise en hypotetisk trend på 10 % per år med 90 % signifikans (Vedlegg H). Dette gjenspeiler den store variasjon som blir observert i materialet fra år til år. Variasjonene skyldes hovedsakelig irregulære utslipp og vanskelig kontrollerbare tilførsler fra det forurensede lokale nedbørfelt i omegnen av Norzink i Odda.. Muligheten for å bekrefte endringer øker utover fjorden, og innerst i Hardangerfjorden (ca 50 km fra Odda) vil det kreve bare 10 år for en tilsvarende dokumentasjon.

Betydelige overkonsentrasjoner ble registrert av kadmium i lever fra torsk og skrubbe i indre deler av Sørfjorden (7 - 9 ganger ”høyt bakgrunnsnivå”) i 1999. En mindre overkonsentrasjon av kvikksølv ble også funnet i filet av disse artene. Det kan synes som det har vært en økning av kadmium i torskelever i de senere år.

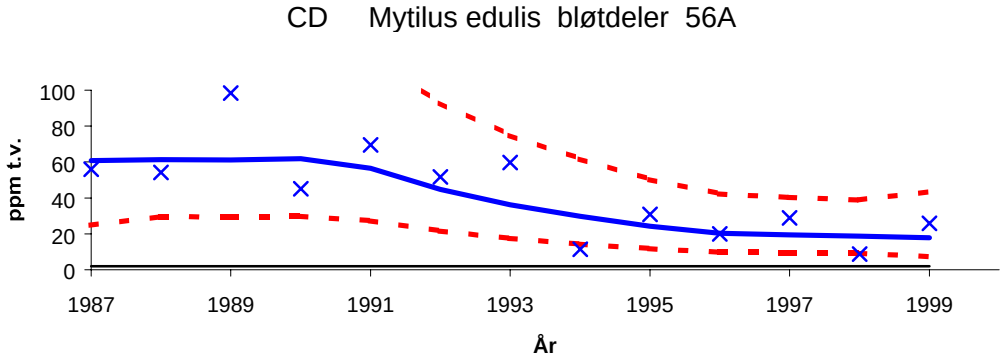


Figur 11. Mediane konsentrasjoner av kadmium og ppDDE i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Sørfjorden og Hardangerfjord området 1999 (kfr., Vedlegg I). NB: Resultatene stammer fra et supplerende undersøkelse hvor alle prøvene ble opparbeidet etter "Indeks" metoden (se kap. 2.1).

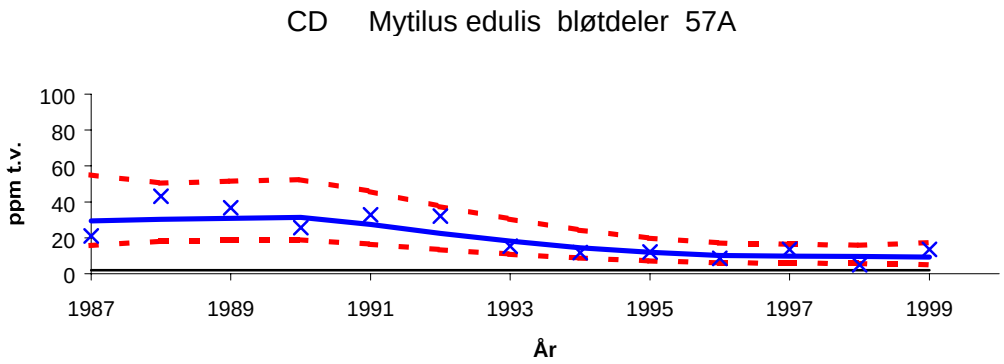
A



B

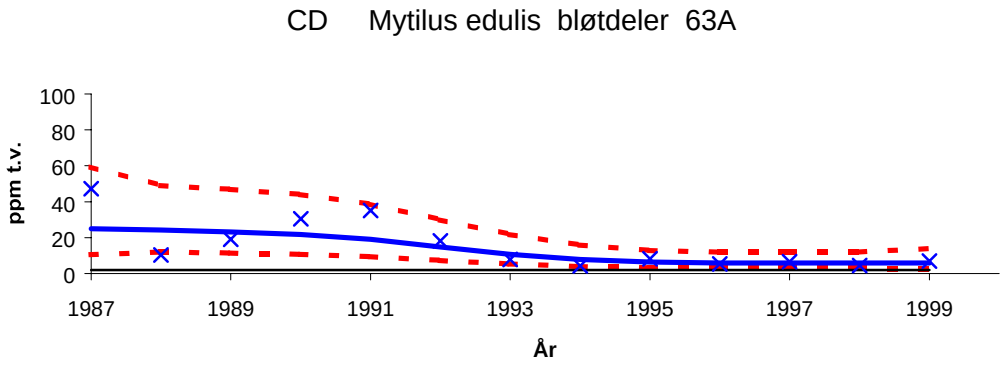


C

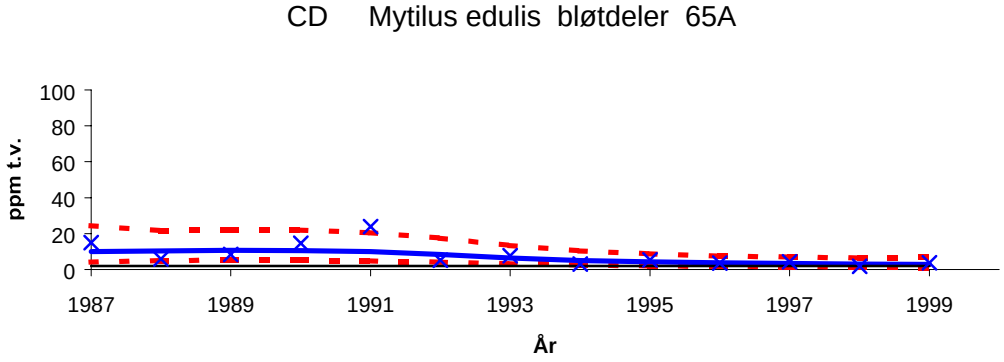


Figur 12. Mediane konsentrasjoner av kadmium i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra indre (st.52A) til ytre Sørfjord (st.57A). NB: (kfr. Vedlegg F og forklaring i Figur 1). NB: Enkelte år er linjen for øvre konfidensintervall utenfor skalaen i figurene og horisontallinjen for Klasse I er nær x-aksen.

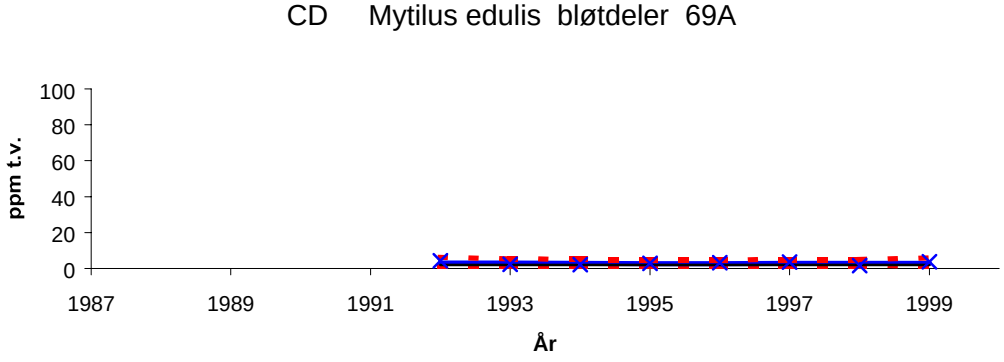
A



B



C

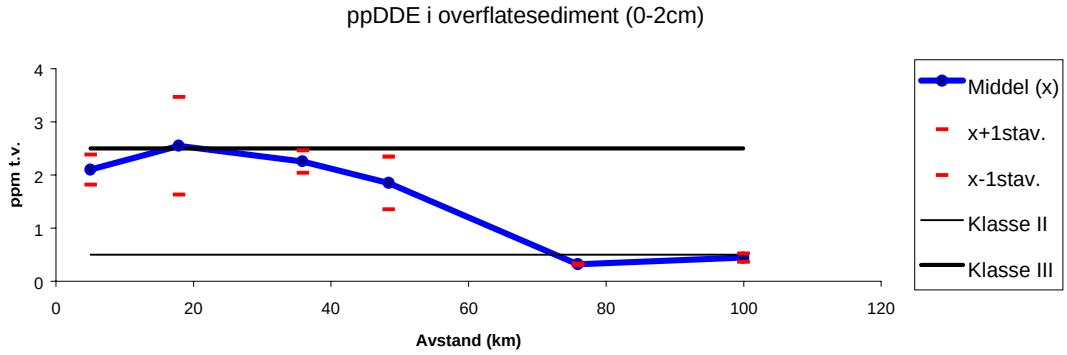


Figur 13. Mediane konsentrasjoner av kadmium i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra indre (st.63A) til ytre Hardangerfjorden (st.69A). NB: kfr. Vedlegg F og forklaring i Figur 1. NB: horisontallinjen for Klasse I er nær x-aksen.

8.3 Klororganske miljøgifter i sediment

De samme seks sedimentstasjonene i Sørfjorden og i Hardangerfjorden ble analysert for klororganiske miljøgifter i 1997. Bare én lokalitet i hver av fjordene (midtre stasjon) ble analysert i 1990 (Vedlegg E og Vedlegg F).

Overkonsentrasjonene av spesielt DDT, dvs. sum av ppDDT, ppDDE og ppDDD (ca. 4 ganger), men også ΣPCB_7 og CB153 (mindre enn to ganger) ble funnet innerst i Sørfjorden 1997 (Vedlegg G). For ppDDE ble de høyeste overkonsentrasjonene (5 ganger) funnet i midtre og ytre deler Sørfjorden og til dels også i Hardangerfjorden (**Figur 14**). Dette kan sees i sammenheng med fruktdyrking utover i fjorden og tidligere bruk av sprøytemidler, bl.a. DDT. Verdien for γ-HCH (Lindan) lå også høyt, og HCB var nær grensen for "høyt bakgrunnsnivå" innerst i fjorden. For alle stoffene, unntatt ppDDE, var det en markant nedgang i sedimentene fra innerst i Sørfjorden til ytterst i Hardangerfjorden



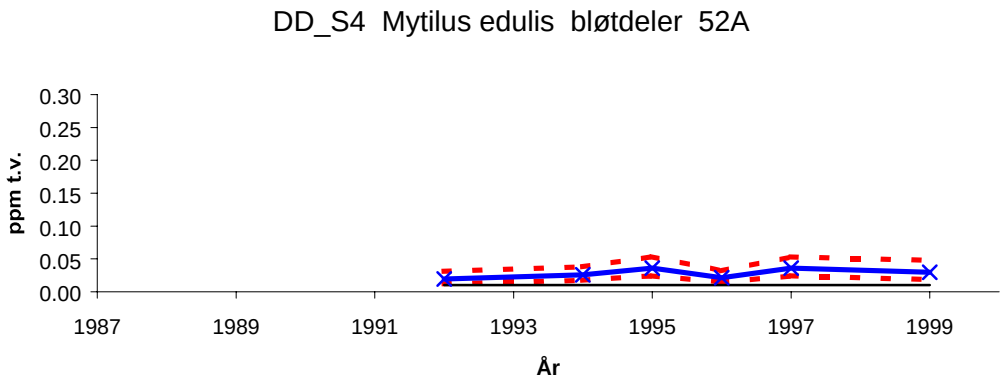
Figur 14. Middelkonsentrasjoner av ppDDE i overflatesedimenter (0-2cm) fra indre Sørfjorden (st.52S) til ytre Hardangerfjorden (st.69S) 1997. Horisontale linjer viser nedre grense for angitte SFT-klasser (Molvær *et al*. 1997). Startpunkt for avstand er Odda.

8.4 Klororganske miljøgifter i blåskjell og fisk

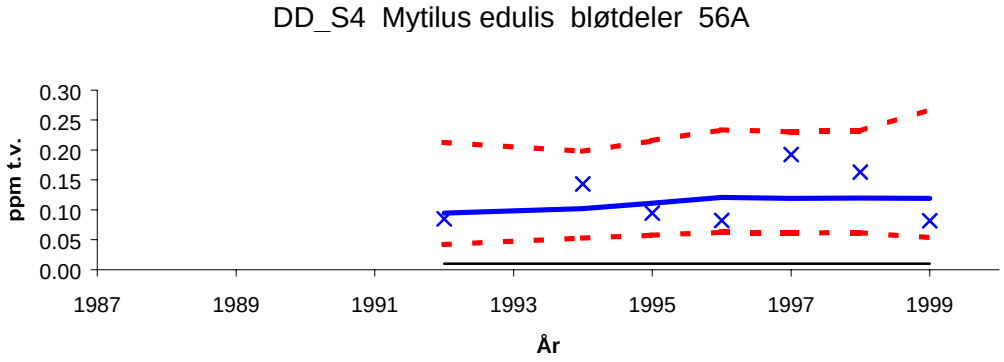
Overkonsentrasjoner av ΣDDT og ppDDE i blåskjell ble funnet i hele Sørfjorden (**Figur 15**) og langt ut i Hardangerfjorden (**Figur 16**). Inklusiv en spesialundersøkelse under Indeksprogrammet (ikke figurer for disse ekstrastasjonene) var i 1999 den høyeste konsentrasjonen av ΣDDT (gj.snt. av 3 paralleller på Indeksstasjon 57A-1, Knutzen og Green 2000)) over 300 ppb tørrvekt, som omregnet til våtvektsbasis representerer en overkonsentrasjon på mer enn 30 ganger. Av Figurene 11 og 15 ses imidlertid den store variasjonen som kan observeres over korte avstander (Figur 11) og fra år til annet (Figur 15). Alt i alt indikerer observasjonsmaterialet at det er flere kilder for DDT langs fjorden. Kildene er ikke kartlagt, men hele distriktet har hatt og har en betydelig fruktdyrking. DDT har vært forbudt i Norge siden 1970 (unntak frem til 1987 for stiklinger til skogplanting).

Av HCB i skjell ble det observert små og avtagende overkonsentrasjoner fra indre Sørfjorden ut til indre/midtre deler av Hardangerfjorden. HCB er signifikant avtagende over tid fra slutten av 1980-årene og frem til 1999 i ytre Sørfjorden og i indre/midtre deler av Hardangerfjorden (Green *et al*. 2001b).

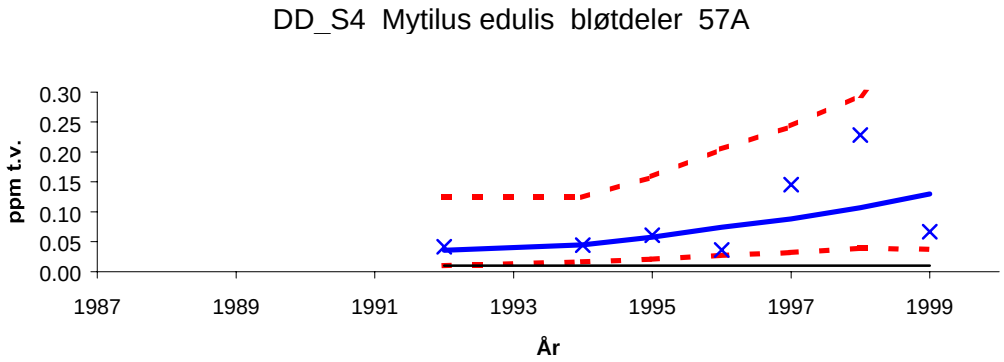
A



B

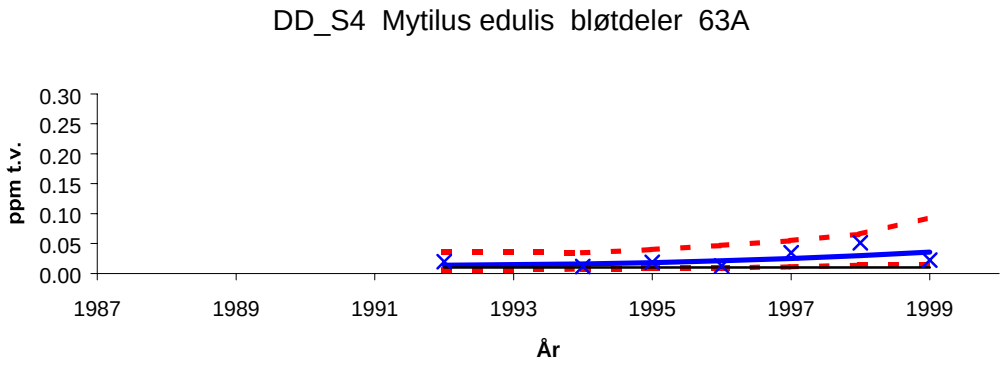


C

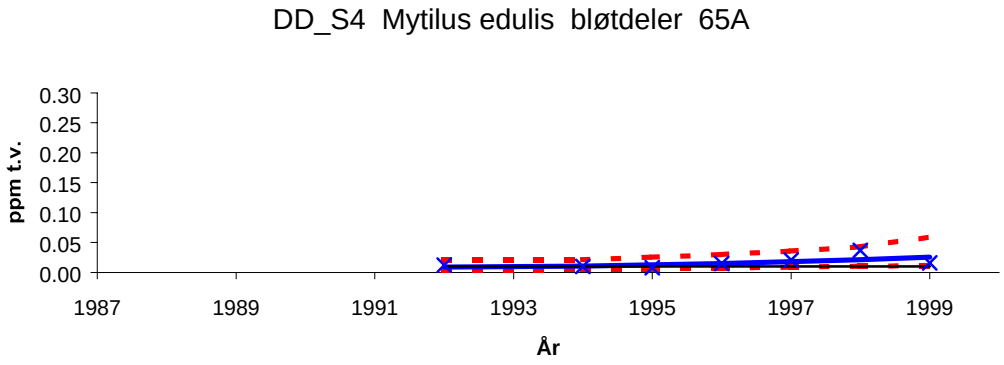


Figur 15. Mediane konsentrasjoner av ΣDDT (DD_S4: sum av ppDDT, ppDDE og ppTDE) i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra indre (st.52A) til ytre Sørfjorden (st.57A). (Kfr. Vedlegg F og forklaring i Figur 1). NB: for ett av årene er linjen for øvre konfidensintervall utenfor skalaen i figur C.

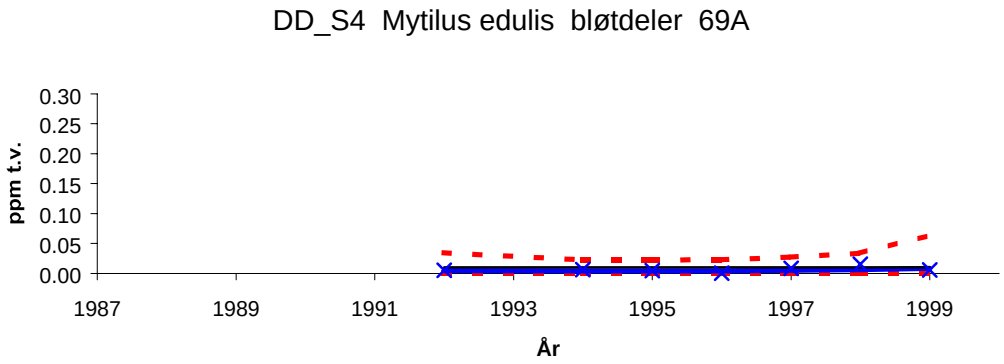
A



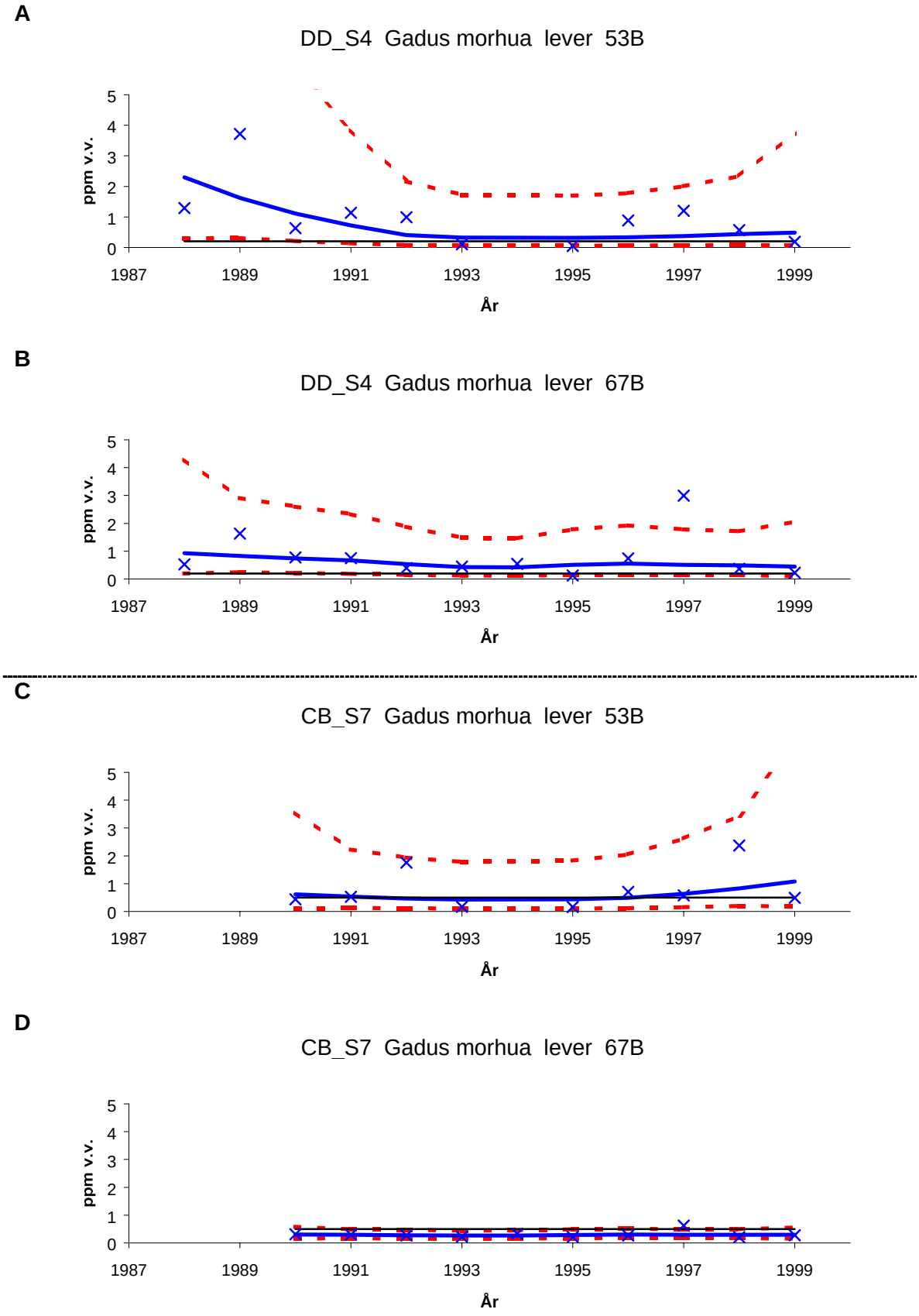
B



C



Figur 16. Mediane konsentrasjoner av ΣDDT (DD_S4: sum av ppDDT, ppDDE og ppTDE) i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Hardangerfjorden (st. 63A, 65A and 69A). (Kfr. Vedlegg F og forklaring i Figur 1).



Figur 17. Mediane konsentrasjoner av ΣDDT (DD_S4: sum av ppDDT, ppDDE og ppDDD) samt ΣPCB_7 (CB_S7) i torskelever (*Gadus morhua*) fra Sørfjorden (st.53B) og Hardangerfjorden (st.67B). (Kfr. Vedlegg F og forklaring i Figur 1). NB: for ett av årene år er linjen for øvre konfidensintervall utenfor skalaen i figur A. (NB, DDT her ikke blitt målt alle årene men DDE og DDE utgjør oftest den vesentligste andel summen)

I torskelever fra indre Sørfjorden ble det i utvalget av 5 individer analysert på ppDDT funnet et gjennomsnittlig nivå av ΣDDT som tilsvarte en overkonsentrasjon på 7 ganger, men med store variasjoner og der de høyeste konsentrasjonene av DDE var delvis suspekte (Knutzen og Green 2000). Basert på **medianverdien**, som kan være mer representativ, var overkonsentrasjonen lavere For DDEs vedkommende kan antydes mindre enn 2 ganger (**Figur 17**).

Det ble ikke registrert noen signifikante tidstrender av ppDDE i hverken blåskjell eller fisk i perioden 1990-99.

Den mediane konsentrasjoner av ΣPCB_7 i torskelever(**Figur 17**) lå i 1999 omkring eller like under "høyt bakgrunnsnivå". Variasjonene var imidlertid meget store (standardavvik $1^1/_2$ gang middelverdien , maksimalnivå 20 x grensen for Kl. I, Knutzen og Green 2000). Også året før var det store variasjoner, men dessuten en vesentlig høyere medianverdi (høyest siden 1990, Figur 17). Det er ikke registrert noen signifikant tidstrend for ΣPCB_7 (representert ved den mest fremtredende forbindelsen CB153) i undersøkelsesperioden (Green *et al*. 2001b).

9. Orkdalsfjordområdet

Lokaliseringen av prøvetakingsstasjonene er vist i Vedlegg E og Vedlegg F. Metaller og klororganiske miljøgifter i blåskjell fra Orkdalsfjorden ble undersøkt i perioden 1984 til 1996. Det ble ikke funnet overkonsentrasjoner av tungmetaller eller klororganiske miljøgifter i denne tiden. Det ble heller ikke konstatert signifikante endringer i konsentrasjonene av disse stoffene i perioden.

På grunn av dette og på bakgrunn av den reduserte belastningen med gruveavrenning på Orkdalsfjorden ble overvåking av denne fjorden stanset i 1996,

10. Åpen kyst Bergen - Lofoten

Lokaliseringen av prøvetakingsstasjonene er vist i Vedlegg E og Vedlegg F.

Sediment, blåskjell og torsk fra **Frohavet** ble analysert på tungmetaller og klororganiske miljøgifter i perioden 1992 til 1997. Det ble ikke funnet overkonsentrasjoner i sediment, blåskjell eller torsk.

Blåskjell og torsk fra **Lofoten** har blitt analysert for tungmetaller og klororganiske miljøgifter fra 1992. Sandflyndre (1994 – 1996) og rødspette (1997 – 1998) har også blitt undersøkt. Blåskjell ble samlet inn fra Skrova (98A) i 1992 og 1993, fra Skrova havn (98X) i 1994 - 1996, og fra en ny lokalitet i Husvågen fra 1997 til 1999 (se Vedlegg F).

Lave overkonsentrasjoner (under to ganger "høyt bakgrunnsnivå") av kadmium, bly, kvikksølv og ΣPCB_7 ble registrert i blåskjell i Lofoten. Overkonsentrasjonene av kadmium og kvikksølv ble funnet i Husvågen, mens forhøyede nivåer av bly og ΣPCB_7 ble observert i Skrova (Vedlegg H).

Det er vanskelig å vurdere eventuelle tidstrender for blåskjell når innsamlingslokaliteten er flyttet flere ganger. Det kan imidlertid se ut som konsentrasjonen av kadmium og kvikksølv i skjellene har økt noe de siste årene.

Det ble ikke funnet overkonsentrasjoner av noen miljøgifter i sediment eller fisk i Lofoten.

11. Åpen kyst Harstad-Varangerfjorden

To stasjoner har blitt benyttet til innsamling av blåskjell i Varangerfjorden. Fra Skagodden (10A) er det undersøkt fra 1994, og fra Sildkroneset (11A) er tatt prøver i tiden 1994 – 1997 (se Vedlegg E og Vedlegg F).

Torsk og rødspette er også samlet inn fra Varangerfjorden. En liten overkonsentrasjon (under to ganger "høyt bakgrunnsnivå") av kadmium og HCB ble funnet i torskelever. Det er påvist en signifikant økning av HCB i torskelever fra 1994 til 1999.

Det ble ikke funnet overkonsentrasjoner av noen miljøgifter i sediment.

12. "Bakgrunnsnivåer" i organismer

Med “bakgrunnsnivåer” forstås her miljøgiftkonsentrasjoner som registreres utenfor sporbar innflytelse fra punktkilder, dvs. som resultat av nåtidig regional/global spredning via atmosfæren og havstrømmer. (Det dreier seg m.a.o. ikke om førindustrielle nivåer).

Siden denne diffuse belastningen varierer i tid og rom, og en rekke naturbetingede forhold spiller inn, f.eks. for nivået av PCB i fisk, kreves et omfattende registreringsarbeid for å få et representativt intervall av verdier innen et gitt administrativt område. Ut fra et slikt materiale anslås eller beregnes det forvaltingsrettede begrepet “antatt høyt bakgrunnsnivå”, som er en referanseverdi med to hovedfunksjoner:

- Basis for summarisk beskrivelse av forurensningstilstand, dvs. grader av kontaminering og størrelsen av punktkilders sporbare innflytelsesområde
- “Alarm” ved overskridelse, dvs. vurdering av oppfølging, eventuelt i form av tiltak.

I forvaltningens arbeide med marine forurensningsproblemer benyttes “antatt høye bakgrunnsnivåer” som grense for Klasse I i SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Molvær *et al.* 1997).

Ett av JAMPs primære formål er å følge utviklingen i det regionale forurensningsnivå over tid. Den norske delen av programmet omfatter derfor en rekke prøvesteder som ligger langt fra industrielle punktkilder og befolkningskonsentrasjoner. En presentasjon av de viktigste resultatene fra disse referansestasjonene for perioden 1990-1998 er gitt i en egen rapport (Knutzen & Green 2001), sammen med en del statistisk baserte vurderinger av relasjoner mellom miljøgiftnivåer og biologisk variable. Resultatene fra referansestasjonene sammenlignes også nyere data fra andre undersøkelser i inn- og utland.

Et av hovedmålene med rapporten om data fra referansestasjoner var å vurdere nåværende Kl. I grenser i SFTs klassifiseringssystem og å foreslå tilsvarende referansenivåer for arter som ikke inngår i systemet. Fordi artene har noe forskjellig utbredelse, forekomst og akkumuleringsegenskaper er det en fordel å ha referansenivåer også for arter som ellers ikke er inkludert i klassifiseringssystemet. Styringstallene for etableringen av referansenivåer (“antatt høyt bakgrunnsnivå”, Kl I grensene) har vært 90-prosentilen og middel +2 standardavvik fra tallmaterialet.

I det følgende presenteres utvalget av referanselokaliteter 1990-1998 og de viktigste observasjonene og konklusjonene.

12.1 Stasjonsutvalg

For **torsk** er det som referanselokaliteter benyttet følgende JAMP-stasjoner (fra Oslofjorden/Skagerrak og nordover):

- 36B Færder, ytre Oslofjord, 1990-98 (ikke klororganiske, bare metaller)
- 77B Borøyområdet nord for Arendal, 1990-91
- 15B Ullerøområdet ved Lista, 1990-98
- 23B Karihavet, Hordaland, 1990-98
- 92B Stokkenområdet ved Harsvik, Sør-Trøndelag, 1993-1996
- 98B Lille Molla, Lofoten, 1992-1998
- 43B Kvænangen, Troms, 1994-96
- 46B Hammerfest, Finnmark, 1994-95
- 10B Varangerfjorden, Finnmark, 1994-98

For flatfisk har man valgt ut følgende som referansestasjoner:

Sandflyndre:

- 36F Færder, ytre Oslofjord (bare metaller), 1990-98
- 77B Borøyområdet nord for Arendal, 1991
- 15B/F Ullerøområdet ved Lista, 1991, 1993-98
- 22F Borøyfjorden, Hordaland, 1990-92, 1994-95
- 92B Stokkenområdet, Sør-Trøndelag, 1995
- 98B/F Lille Molla, Lofoten, 1993-96
- 43F Kvænangen, Troms, 1996

Rødspette:

- 15B/F Ullerøområdet ved Lista, 1992-93
- 22F Borøyfjorden, Hordaland, 1996-98
- 23B Karihavet, Hordaland, 1994
- 92B Stokkenområdet, Sør-Trøndelag, 1995
- 98F Lille Molla, Lofoten, 1993, 1995, 1997-98
- 10F Skogerøy/Varangerfjorden, Finnmark, 1997

Lomre:

- 15F Ullerøområdet ved Lista, 1994
- 22F Borøyfjorden, Hordaland, 1993
- 23B Karihavet, Hordaland, 1994-95
- 98F Lille Molla, Lofoten, 1994-95
- 43F Kvænangen, Troms, 1996

I forhold til forrige sammenstilling av data fra referansstasjoner (perioden 1990-1993, Knutzen & Green 1995) betyr ovenstående at for torsk og sandflyndre er stasjon 36 utelatt når det gjelder klororganiske stoffer (men ikke metaller). Årsaken er et avvikende høyt innhold særlig av PCB sammenlignet med de øvrige lokalitetene på åpen kyst. Bakgrunnen for forhøyelsen er usikker, men antas å være påvirkning fra den forurensede indre Oslofjord.

Skrubbe er i hovedsaken prøvetatt på markert eller mistenkt belastede steder, og så langt foreligger bare ett datasett fra en egentlig referansestasjon - 23B/F Karihavet i 1994. I tillegg er det valgt også å benytte skrubbedata fra st. 33B/X 1990-1998, selv om Sandebukta i Vestfold er tvilsom som referansestasjon (Knutzen & Green 2001). Begrunnelsen er at skrubbe ofte anvendes som indikator i hardt belastede områder og dessuten er blant de lettest tilgjengelige marine fiskeslag i sterkt ferskvannsinfluerte vannmasser. Det er derfor ønskelig å ha et sammenligningsmateriale fra i det minste en lokalitet uten kjente punktkilder til tross for at vedkommende prøvested kan mistenkes å ha tilførsel noe utover vanlig diffus belastning.

Som referansestasjoner for **blåskjell** er benyttet (PAH merket *):

- 35A Mølen, ytre Oslofjord, 1990-98 (ikke klororganiske)
- 36A Færder, ytre Oslofjord, 1990-98 (ikke klororganiske) *
- 73A Lyngholmen utenfor Sandefjordsfjorden, 1990
- 74A Oddneskjær/Langesundsbukta, Telemark, 1990
- 76A Risøy ved Risør, 1997 *
- 77A Flostafjord ved Arendal, 1990-91
- 13A Langøsund ved Mandal, 1990-91
- 14A Aavigen ved Mandal, 1990-91
- 15A Gåsøy, Listaområdet, 1990-91, 1993-98
- 22A Espevær, Hordaland, 1990-98
- 23A Austvik, Hordaland, 1990-91
- 24A Vardøy/Korsfjorden, Hordaland, 1990-91
- 25A Hinnøy, Sogn og Fjordane, 1992-93 *
- 26A Hamnen/Nordfjorden, Møre og Romsdal, 1992-93 *
- 27A Grinden/Vanylvsfjorden, Møre og Romsdal, 1992
- 28A Eiksundet ved Ulsteinvik, Møre og Romsdal, 1992-93 *
- 91A Nedvika/Smøla, Møre og Romsdal, 1992-94 *
- 92A Stokken ved Harsvik, Sør-Trøndelag,1992-97 *
- 93A Sætervik/Frohavet, Sør-Trøndelag, 1992-93
- 94A Landfast/Vega, Nordland, 1992-93 *
- 96A Breiviken/Tomma, Nordland, 1992-93 *
- 95A Flatskjær/Tjongsfjorden, Nordland,1992-93
- 97A Klakholmen/Folda, Nordland, 1992-93, 1997-98
- 98A Svolværområdet, 1992-93
- 99A Brunvær/Sagfjorden, Nordland, 1992-93 *
- 41A Feneset/Grytøya, Troms, 1994-97
- 42A Tennskjær/Malangen, Troms, 1994-95
- 43A Lyngneset/Langfjord, Troms, 1994-95, 1997
- 44A Elenheimsundet/Sørøy, Finnmark, 1994-97
- 45A Ytre Sauhamnneset, Hammerfestområdet, 1994-95
- 46A Smines ved Honningsvåg, 1994-96
- 47A Kifjordneset/Laksefjord, Finnmark, 1994-95
- 48A Trollfjorden/Tanafjord, Finnmark, 1994-96
- 49A Nordfjorden/Syltefjorden, Finnmark, 1994-95
- 10A Skagodden, Varangerfjorden, 1994-98
- 11A Sildkroneset, Bøkfjorden/Finnmark, 1997-98

I likhet med for fisk er stasjoner i ytre Oslofjord utelatt når det gjelder klororganiske stoffer, men beholdt for metaller (ubetydelig forskjell fra øvrige referanselokaliteter)

12.2 Rutinevariable av klororganiske stoffer med eksempler på sammenhenger mellom stoffnivåer og biologiske variable

De følgende tabeller gir sammendrag av et utvalg av resultatene fra referanselokalitetene. Utvalget begrenser seg til torsk (**Tabell 6** og **Tabell 7**), sandflyndre (**Tabell 8** og **Tabell 9**) og blåskjell (**Tabell 10**). Tilsvarende, men mindre omfattende data, finnes for rødspette, lomre og skrubbe (Knutzen & Green 2001).

Tabell 6. Utvalgte rutinemessig analyserte klororganiske stoffer i **lever** av torsk (*Gadus morhua*) fra JAMP referanselokaliter 1990-1998, µg/kg våtvekt og µg/kg fett. n: Antall, M: Middel, SD: Standardavvik, 50: Median, 90: 90 prosentil, MAX: Maksimum.

		Våtvektsbasis					Fettbasis				
Stoffer	**n**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**
ΣPCB$_7$ [1]	963	349	1019	220	561	27172	1032	3084	513	1754	78532
CB138	974	91	338	53	144	9390	268	990	121	435	27139
CB153	974	123	385	78	200	10780	377	1197	181	670	31156
CB209	974	3,2	7,8	1,5	4,0	95	13,0	61,4	3,7	13,9	1360
p,p-DDE	973	92	120	62	179	2820	264	481	150	502	8150
p,p-DDD	891	22	26	13	53	311	57,1	84,0	28,7	133	971
α-HCH	969	5,4	5,4	4,0	8,0	48	12,4	11,9	9,5	24,5	137
γ-HCH	956	7,4	7,4	5,0	14	62	16,7	15,6	12,3	31,7	126
HCB	973	13	8,2	12	23	68	30,3	18,3	26,2	50,0	198
OCS	974	2,9	6,2	1,5	3,0	71	8,5	29,1	3,4	13,7	760

Tabell 7. Utvalgte rutinemessig analyserte klororganisk stoffer i **filet** av torsk (*Gadus morhua*) fra JAMP referanselokaliter 1990-1998, µg/kg våtvekt og µg/kg fett. n: Antall, M: Middel, SD: Standardavvik, 50: Median, 90: 90 prosentil, MAX: Maksimum.

		Våtvektsbasis					Fettbasis				
Stoffer	**n**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**
ΣPCB$_7$	195	1,22	1,65	0,81	2,11	12,9	404	446	286	720	3729
CB138	199	0,31	0,47	0,20	0,59	3,6	102	134	66,7	169	1252
CB153	200	0,42	0,66	0,25	0,79	5,9	133	168	90,0	250	1386
CB209	200	0,04	0,08	0,02	0,05	0,7	12,4	15,0	7,9	21,7	140
p,p-DDE	200	0,35	0,46	0,23	0,67	4,5	124	159	89,3	219	1548
p,p-DDD	186	0,08	0,07	0,07	0,14	0,5	29,6	25,7	23,0	51,6	183
α-HCH	200	0,04	0,05	0,03	0,05	0,3	16,4	17,9	11,1	27,3	103
γ-HCH	172	0,06	0,04	0,05	0,10	0,2	21,8	13,1	20,0	40,0	71
HCB	200	0,10	0,06	0,10	0,18	0,4	39,4	21,2	34,5	61,5	133
OCS	200	0,03	0,04	0,02	0,05	0,4	11,0	10,0	7,1	21,7	83

For alle variable i **Tabell 6** og **Tabell 7** ses stor spredning i verdiene, med et standardavvik som i de fleste tilfeller er like stort eller større enn gjennomsnittet. Den spesielt store spredningen for PCB i torskelever skyldes en prøveserie fra Varangerfjorden i 1995 som av uoppklarte grunner hadde enkelte ekstremverdier og en middelkonsentrasjon av ΣPCB$_7$ på over 2000 µg/kg våtvekt. Også andre registrering av relativt høye konsentrasjoner (ref., i Knutzen & Green 2001) kan indikere lokal påvirkning. På den annen side har årlige gjennomsnitt i JAMP-materialet 1996-1998 vært moderat: 173-431 µg ΣPCB$_7$/kg, og Varangerfjorden er derfor beholdt som referanselokalitet.

For alle artene lå nivåene av klororganiske stoffer stort i den lave del av intervallet for data fra andre undersøkelser i Norge og utenlands.

[1] Sum av CB28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180

Tabell 8. Utvalgte rutinemessig analyserte klororganiske stoffer i lever av sandflyndre (*Limanda limanda*) fra JAMP referanselokaliter 1990-1998, µg/kg våtvekt og µg/kg fett. n: Antall, M: Middel, SD: Standardavvik, 50: Median, 90: 90 prosentil, MAX: Maksimum.

		Våtvektsbasis					Fettbasis				
Stoffer	**n**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**
ΣPCB$_7$	64	90	51	75	157	269	563	336	464	962	1790
CB138	65	23	13	19	40	71	140	80,7	115	242	430
CB153	65	34	19	28	62	92	213	132	171	373	730
CB209	65	2,5	3,0	2,0	5,0	15	16,9	24,2	9,6	41,0	148
p,p-DDE	65	30	24	23	63	145	185	130	159	344	784
p,p-DDD	61	4,5	4,3	3,0	10	24	27,2	22,0	20,7	47,0	128
α-HCH	65	2,9	4,0	2,0	5,0	22	16,6	17,3	9,4	41,0	92,2
γ-HCH	62	3,4	1,9	3,0	6,0	9,0	19,7	9,2	16,7	30,6	48,8
HCB	65	3,2	1,6	3,0	5,0	9,0	18,9	8,4	16,3	32,4	48,8
OCS	65	1,5	1,2	1,0	2,0	5,0	10,4	9,8	7,6	22,7	48,8

Tabell 9. Utvalgte rutinemessig analyserte klororganiske stoffer i filet av sandflyndre (*Limanda limanda*) fra JAMP referanselokaliter 1990-1998, µg/kg våtvekt og µg/kg fett. n: Antall, M: Middel, SD: Standardavvik, 50: Median, 90: 90 prosentil, MAX: Maksimum

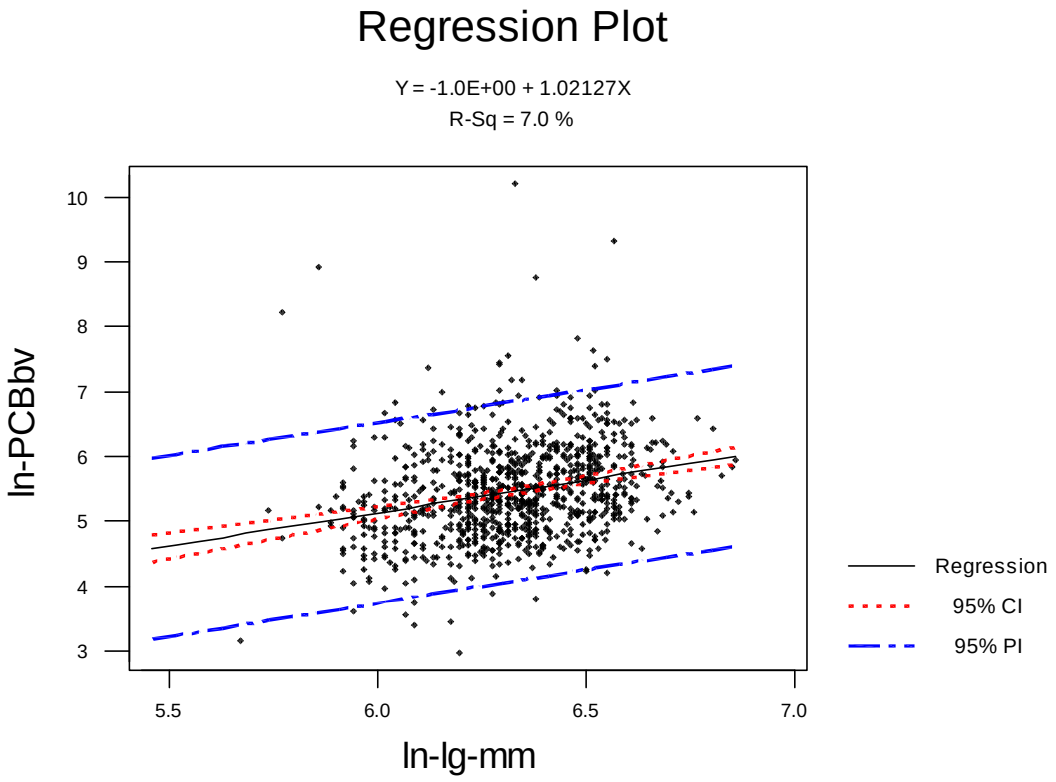
		Våtvektsbasis					Fettbasis				
Stoffer	**n**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**
ΣPCB$_7$	65	2,42	2,26	1,55	5,0	13,2	465	364	376	913	2250
CB138	65	0,60	0,54	0,45	1,2	3,1	115	85,5	95,7	213	500
CB153	65	0,90	0,92	0,59	1,8	5,7	167	137	119	333	750
CB209	65	0,06	0,08	0,04	0,10	0,5	17,5	32,7	9,1	34,5	250
p,p-DDE	65	0,91	0,88	0,57	1,9	4,9	177	142	140	338	700
p,p-DDD	60	0,17	0,26	0,08	0,42	1,5	31,5	36,4	20,4	76,9	200
α-HCH	65	0,07	0,05	0,05	0,10	0,3	16,3	13,4	11,1	35,0	76,9
γ-HCH	59	0,17	0,10	0,17	0,30	0,5	33,8	17,7	32,1	54,6	100
HCB	65	0,11	0,07	0,10	0,20	0,3	24,7	19,1	20,0	37,0	150
OCS	65	0,05	0,03	0,03	0,10	0,1	12,9	13,1	7,8	27,3	76,9

Tabell 10. Utvalgte rutinemessig analyserte klororganiske stoffer i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra JAMP referanselokaliter 1990-1998, µg/kg våtvekt og µg/kg fett. n: Antall, M: Middel, SD: Standardavvik, 50: Median, 75: 75 prosentil, MAX: Maksimum.

		Våtvektsbasis					Fettbasis				
Stoffer	**n**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**
ΣPCB$_7$	200	1,39	1,08	0,99	2,95	6,10	93,0	66,8	76,7	179	412
CB138	269	0,36	0,27	0,28	0,73	1,94	23,8	17,9	21,1	44,1	131
CB153	259	0,42	0,30	0,32	0,84	1,81	27,6	19,3	24,0	52,8	122
CB209	241	0,07	0,02	0,05	0,10	0,10	5,0	4,1	4,0	7,7	41,7
p,p-DDT	56	0,15	0,29	0,05	0,34	1,64	7,8	10,7	3,4	22,0	57,1
p,p-DDE	238	0,26	0,21	0,20	0,50	1,30	16,9	12,1	14,8	31,8	66,7
p,p-DDD	200	0,14	0,21	0,07	0,27	2,20	8,9	8,6	5,7	18,6	73,3
ΣDDT	53	0,50	0,60	0,32	0,93	2,99	27,9	22,0	22,7	51,7	104
α-HCH	241	0,09	0,05	0,09	0,17	0,30	6,5	6,1	5,4	10,0	76,9
γ-HCH	274	0,24	0,22	0,19	0,48	1,70	15,7	15,2	11,0	31,3	159
HCB	274	0,07	0,03	0,05	0,10	0,20	4,9	3,4	4,1	7,7	41,7
OCS	241	0,06	0,02	0,05	0,10	0,10	4,7	3,6	3,9	7,1	41,7

Resultatet av en analyse av sammenhengen mellom PCB-innhold i lever (våtvektsbasis) og torskens og størrelse viste en svakt positiv, men signifikant korrelasjon mellom ΣPCB$_7$ og både lengde (**Figur 18**) og vekt. Dette samsvarer med data fra andre undersøkelser. Økningen med størrelse var imidlertid ikke så stor at det spiller noen rolle i relasjon til bruken av de praktisk rettede referansenivåene (Kl. I grensene i SFTs klassifiseringssystem).

Ved analyse av samvariasjonen mellom de samme variable i sandflyndre fikk man derimot signifikant negativ korrelasjon (se figur i Knutzen & Green 2001). Undersøkelser av dette hos sandflyndre synes ikke å ha vært gjort tidligere. Hva forskjellen mellom torsk og sandflyndre beror på, kan det bare fremsettes spekulative antagelser om. Muligens kan ulikheten ha å gjøre med at torsk i større grad enn sandflyndre inntar et høyere trinn i næringskjeden med størrelse/alder, mens det i sandflyndre finner sted en vekstfortynning av kontamineringsnivået.



Figur 18. Sammenheng mellom innhold av ΣPCB_7 i lever (ln-µg/kg v.v., ln-PCBbv) og lengde (ln-mm, ln-lg-mm) hos torsk fra referansestasjoner 1991-1998, basert på analyse av 907 enkelte fisk. NB log-skalaer.

En tilsvarende analyse viste ingen sammenheng mellom ΣPCB_7 i lever og fettinnholdet (se figur i Knutzen & Green 2001). En slik manglende sammenheng er også påvist i andre undersøkelser. Forholdet mellom akkumulering av persistente fettløselige stoffer i fisk og fettinnholdet synes langt fra så enkelt som opprinnelig antatt. Flere faktorer enn teoretiske fysikalsk-kjemiske fordelingsforhold spiller inn på avgjørende måter, herunder ulike typer fett, metoder for ekstraksjon og mengdebestemmelse av fett og forskjell mellom arter.

12.3 Orienterende analyser av andre persistente klor-/bromorganiske stoffer

I 1996 ble det gjort analyser av polyklorerte dibenzo-p-dioksiner/dibenzofuraner (PCDD/PCDF), polyklorerte naftalener (hvorav noen dioksinlignende), dioksinlignende (non-orto) PCB, toksafen, bromerte flammehemmere og chlordaner i blandprøver av torskelever (n=25) fra fire åpen kyst lokaliteter. I tabellene (**Tabell 11**-**Tabell 13**) vises resultatene for dioksiner og stoffer med dioksinlignende effekt (**Tabell 11**), de antatt mest utbredte toksafenforbindelser (**Tabell 12**) og utvalgte forbindelser av bromerte flammehemmere (**Tabell 13**), som er gruppene av størst praktisk interesse.

I Tabell 11 er resultatene fremstilt i form av toksisitetsekvivalenter (TE) basert på toksisitetsekvivalentfaktorer (giftighet i forhold til den mest potente av dioksinforbindelsene) for PCDD/PCDF, non-orto PCB og dioksinlignende mono-orto PCB i henhold til van den Berg *et al.* (1998). Mer tentative TEF-verdier for de to antatt giftigste PCN er fra Hanberg *et al.* (1990) – se nærmere i Knutzen & Green (2001).

Det ses av tabellen at bidraget til sum TE domineres av dioksinlignende PCB (74-93 %), mens PCDD/PCDF bidro med 7-25 %. PCB-bidraget i Færder-torsk var avvikende høyt og bekreftet at denne lokaliteten ikke er representativ for belastningen med klororganiske stoffer på åpen kyst lokaliteter ellers.

Ikke bare i Norge, men generelt for Nordsjø-området o.a. er det sparsomt med data for non-orto PCB i marine organismer. Dette betyr at man egentlig ikke har grunnlag for å følge utviklingen med hensyn til kontamineringen med de antatt viktigste forurensende stoffer i marin miljø. For norske JAMP vil det være en sentral fremtidig arbeidsoppgave å få gjort et antall analyser av non-orto PCB som er tilstrekkelig for å se på muligheten for å etablere statistiske sammenhenger mellom ordinært analysert PCB og TE_{PCB}.

Tabell 11. TE fra PCDF/PCDD, non-orto (77, 126, 169) og mono-orto (105, 118, 156, 157, 189) PCB, samt fra PCN i lever av torsk fra åpen kyst lokaliteter innen JAMP 1996, ng TE/kg våtvekt (ΣTE også i ng/kg fett). Hver blandprøve av 25 individer.

	TE-PCDF/D	TE-n.o.-PCB	TE-m.o.-PCB	ΣTE_{PCB}	TE_{PCN}	ΣTE	% fett	ΣTE fett
36B Færder	10,24	88,00	49,75	137,75	1,03	149,02	45,2	329,7
15B Lista	11,05	36,98	11,20	48,18	0,52	59,75	40,0	149,4
23B Karihavet	9,41	21,09	5,96	27,05	0,23	36,69	67,7	54,2
98B Lofoten	8,57	39,18	11,10	50,28	0,24	59,09	75,2	78,6

De tre viktigste indikatorforbindelsene for diffus belastning med toksafen (Parlar nr. 26, 50 og 62) er estimert til å utgjøre omkring 50 % av totalt toksafeninnhold (se ref. i Knutzen & Green 2001). Det ses at summen av de tre forbindelsene på et par av stasjonene i **Tabell 12** var opp i mot vanlig forekommende verdier for ΣPCB_7 og må slik sett anses som betenkelig høyt. Disse verdiene lå også høyere enn utenlandske registreringer i torskelever (ref. i Knutzen og Green 2001)

Tabell 12. Utvalgte toksafenforbindelser i lever av torsk (én blandprøve, n=25) fra fire JAMP åpen kyst lokaliteter i 1996, µg/kg våtvekt (ΣTOX også i µg/kg fett). Hver blandprøve av 25 individer.

Lokaliteter	26	32	50	62	ΣTOX w.w.	ΣTOX l.w.
St. 36B Færder	14,7	0,.2	17,5	146 [2)]	178	393
St 15B Lista	17,4	0,1	21,0	45,3	83,7	209
St. 23B Karihavet	10,9	0,3 [1,2)]	15,2	30,0	56,1	83
St. 98B Lofoten	69,2	3,2 [1,2)]	118	68,0	255	339

[1)] Under 10 ganger blindverdi.
[2)] Isotopforhold avvikende mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Foreløpig er det lite av data å sammenligne med når det gjelder bromerte flammehemmere i torsk og annen marin fisk, men konsentrasjonene i Tabell 13 var omlag som funnet i andre arter fra britiske estuarområder.

Tabell 13. Utvalgte forbindelser av bromerte flammehemmere i lever av torsk fra åpen kyst lokaliteter innen JAMP 1996 (blandprøver, n=25), µg/kg våtvekt. Hver blandprøve av 25 individer.

Forbindelser	St. 36B Færder	St. 15B Lista	St. 23B Karihavet	St. 98B Lofoten
4,4`-DiBB	<0,1 [1)]	<0,002 [1)]	0,007 [2)]	<0,004 [1)]
2,2`,5,5`-TeBB	0,02 [2)]	0,018 [2)]	0,016 [2)]	0,006 [2)]
2,2`,4,4`,5,5`-HxBB	<0,85 [2)]	<0,3 [1)]	<1,0 [1)]	<0,6 [2)]
2,2`,4,4`-TeBDE	32,3	48,8	19,5	15,0
2,2`,4,4`,5-PeBDE	0,78	0,52 [2)]	0,83 [2)]	0,77 [2)]

[1)] Lavere enn deteksjonsgrensen ved signal:støy 3:1.
[2)] Under 10 ganger blindverdi.

12.4 Konklusjoner vedrørende referansenivåer for klororganiske stoffer

Forslagene til referanseverdier for klororganiske stoffer fra Knutzen & Green (2001) er sammenstilt i **Tabell 14**. Merk at i forhold til SFTs klassifiseringssystem er det benyttet p,p-DDE istedenfor ΣDDT. Som nevnt i Knutzen & Green (2001) skyldes dette at analyse av morsubstansen ikke er obligatorisk innen JAMP og at det derfor foreligger relativt få verdier for p,p-DDT og dermed ΣDDT. Videre er det for ΣHCH, der analyse av β-HCH mangler i JAMP, gjort den antagelse som grunnlag for den foreslåtte referanseverdi at de tre isomerene ved bakgrunnsbelastning opptrer i omlag samme konsentrasjon. Usikkerhet på grunn av sparsomt med observasjoner fra referansestasjoner er markert med ?, og utilstrekkelige eller (som regel) helt manglende data vises ved -. For nærmere konkretisering og drøfting av usikkerhetene vises til Knutzen & Green (2001).

For flere stoffgrupper er det for få observasjoner til at det kan fremsettes forslag om referanseverdier. Dette gjelder bl.a. toksafen, bromerte flammehemmere, PCN, chlordaner og for alle andre arter enn torsk også TE_{PCB}.

Tabell 14. Sammendrag av forslag til referanseverdier for klororganiske stoffer i fisk og blåskjell (kfr. Kap. 3), µg/kg våtvekt. Avvik fra Kl. I i Molvær *et al.* (1997) er uthevet i kursiv.

Art/vev	ΣPCB_7	p,p-DDE	ΣHCH[1)]	HCB	OCS	CB209	TE_{PCB}	$TE_{PCDF/D}$
Torsk								
Lever	500	***200***[2)]	***30***	20	5	5	0,05?	***0,01***
Filet	***3***	1	***0,3***	0,2	0,05	0,05	-	-
Sandflyndre								
Lever	150	60	15	5	2	5	-	-
Filet	5	2	0,5	0,2	0,1	0,2	-	-
Rødspette								
Lever	70	25	7	5	2	2	-	-
Filet	4	1	0,3	0,2	0,1	0,1	-	-
Lomre								
Lever	70?	25?	7?	3?	2?	2?	-	-
Filet	1?	0,5?	0,5?	0,1?	0,1?	0,1?	-	-
Skrubbe								
Lever	70?	25?	7?	2?	1?	1?	-	-
Filet	***3?***	***1?***	***0,3?***	***0,1?***	0,05?	0,05?	-	-
Blåskjell	***3***	***1***[3)]	1	0,1	0,1	0,1	-	-[4)]

[1)] Bare resultater for α- og γ-HCH. Antatt at β-HCH ved diffus belastning i gjennomsnitt ligger på samme nivå som α- og γ-isomerene.

[2)] Alternativt 300 µg/kg våtvekt for ΣDDT.

[3)] Alternativt 1,5 µg/kg våtvekt for ΣDDT.

[4)] Ikke data fra JAMP referansestasjoner, men ut fra andre registreringer satt til 0,0002 µg/kg i SFTs klassifiseringssystem (Molvær *et al.* 1997).

12.5 Sammenligning av akkumuleringsnivåer og PCB-profiler hos indikatorartene

I **Tabell 15** ses resultatet av en variansanalyse basert på parvise sammenligninger ved tilfellene av to eller flere arter fra samme prøvested og år. Det må tas forbehold for at sammenligningsmaterialet til dels er meget spinkelt.

I hvert av de fire tilfellene, og samlet for jevnføringen mellom nivåene i lever av torsk (T) og rødspette (R), har det vært signifikant høyere konsentrasjoner av alle de testede variable i torsk. For torsk versus sandflyndre (S) var det også slik for de sammenslåtte data, men bare for det av de fire underliggende tilfellene som utgjør hovedmengden av tallmaterialet. Ved sammenligningen mellom torsk og lomre (L) ble det i hovedsaken ikke funnet noen forskjell. Særlig resultatet for torsk versus lomre må tas med forbehold grunnet det lave antall prøver av lomre.

Tabell 15. Variansanalyse (ANOVA) vedrørende konsentrasjoner av klororganiske forbindelser på fettbasis i lever av torsk (T), sandflyndre (S), lomre (L) og rødspette (R) for enkelte stasjoner og alle stasjoner (A). Statistisk signifikante forskjeller (de skyggede felter) er indikert ved: * ($p<0.05$), ** ($p<0.01$), *** ($p<0.001$). Analysene er gjort på ln-transformerte data. Skyggede felter indikerer signifikante høyere konsentrasjoner i den førstnevnte av artene som jevnføres.

st	Miljøgift	T S			T L			T R			S L			S R			L R		
		n	n	p	n	n	p	n	n	p	n	n	p	n	n	p	n	n	p
10	**PCB_s7**							23	5	***									
	DDE							23	5	*									
	HCB							23	5	***									
15	**PCB_s7**	166	28	***	22	1	ns	24	5	**	3	1	ns	2	2	ns			
	DDE	166	29	***	23	1	ns	46	5	***	4	1	ns	2	2	ns			
	HCB	167	28	***	23	1	ns	47	5	***	4	1	ns	2	2	ns			
23	**PCB_s7**				47	5	ns	23	3	***							1	3	ns
	DDE				50	5	ns	25	3	***							1	3	ns
	HCB				50	5	ns	25	3	***							1	3	ns
43	**PCB_s7**	24	3	ns	24	1	ns				3	1	ns						
	DDE	24	3	ns	24	1	ns				3	1	ns						
	HCB	24	3	ns	24	1	ns				3	1	ns						
92	**PCB_s7**	25	1	ns															
	DDE	25	1	ns															
	HCB	25	1	ns															
98	**PCB_s7**	90	10	ns	49	1	ns	87	16	***				5	7	ns	1	5	ns
	DDE	90	10	ns	49	1	*	87	17	***				5	8	ns	1	5	ns
	HCB	90	10	ns	49	1	ns	87	17	***				5	8	ns	1	5	ns
A	**PCB_s7**	305	42	**	142	8	ns	182	29	***	6	2	ns	7	9	ns	2	8	ns
	DDE	305	43	*	146	8	ns	206	31	***	7	2	ns	7	10	ns	2	8	ns
	HCB	306	43	***	146	8	*	207	31	***	7	2	ns	7	10	ns	2	8	ns

Tabell 16 gir en oversikt mht. det prosentvise bidraget fra enkeltforbindelser til ΣPCB_7 i lever av fisk og i blåskjell fra referansestasjoner. (Skrubbe er utelatt pga. av at materialet domineres av resultater fra en stasjon som er tvilsomt egnet til referanseformål). I hovedsaken fremtrer et forholdsvis likt mønster i alle artene av fisk (se også **Figur 19**). De i stor grad samsvarende profilene tyder på tilnærmet de samme netto akkumuleringsegenskaper hos torsk, sandflyndre, rødspette og lomre og dermed omlag samme evne til nedbrytning og utskillelse.

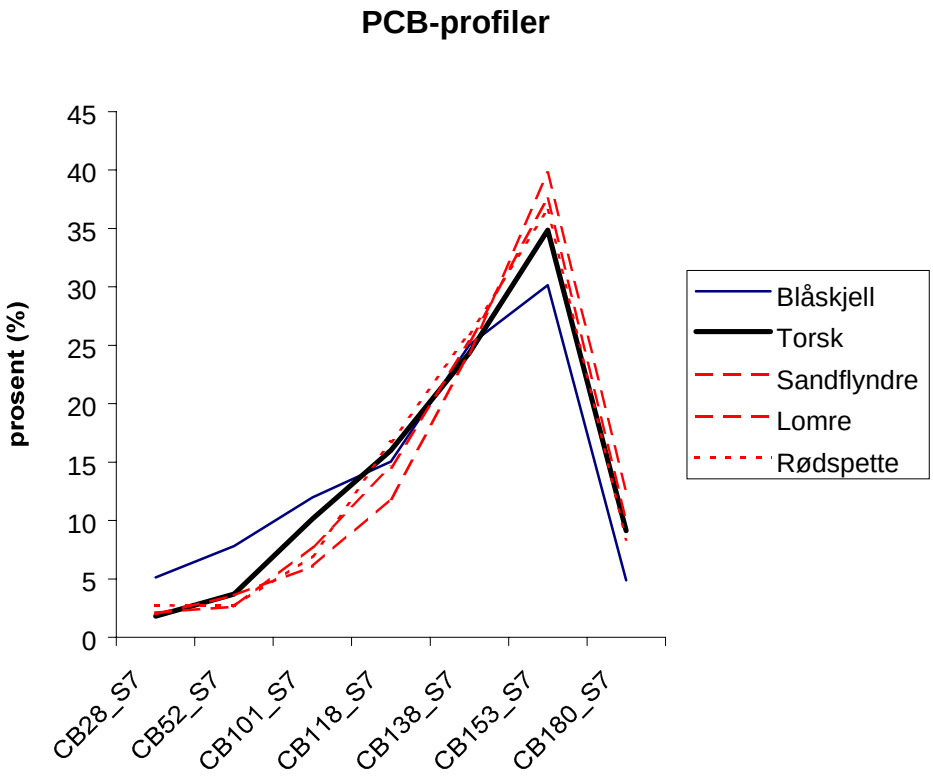
Dominansen av den lite eller ikke biologisk nedbrytbare CB153 i PCB-forurenset fisk er funnet ved flere undersøkelser (kfr. ref. i Knutzen & Green 2001). Også i flere tilfeller fra markert eller sterkt PCB-påvirkede områder i Norge at CB153 har vært den mest fremtredende kongener i torsk etterfulgt av CB138. Generelt vil det med tiden skje en forholdsmessig anrikning av de mest bestandige

forbindelsene som 153 og 138, mens et betydelig innslag av lettere og mer omsettelige komponenter i fisks PCB-profil vil være en indikasjon på ferskere og vedvarende tilførsel.

Tabell 16. PCB-mønster[1)] fra referansestasjoner i lever av torsk (*Gadus morhua*), sandflyndre (*Limanda limanda*), rødspette (*Pleuronectes platessa*) og lomre (*Microstomus kitt*), samt i blåskjell (*Mytilus edulis*). Middel±Standardavvik i enkeltforbindelsers %-bidrag til ΣPCB_7. n=antall observasjoner*.

PCB-forb.	n	CB28	CB52	CB101	CB118	CB132	CB156	CB180
Blåskjell	163	5,1±3,6	7,8±5,3	12,0±3,5	15,0±2,5	25,0±4,6	30,1±6,1	4,9±3,3
Torsk	906	1.8±1,2	3,7±3,1	10,1±4,4	16,0±3,1	24,4±2,8	34,9±5,9	9,1±3,2
Sandflyndre	64	2,1±3,3	2,6±1,4	7,8±1,9	14,6±1,8	25,3±2,8	37,5±3,1	10,1±2,0
Lomre	13	2,0±0,8	3,6±1,6	6,0±2,5	11,9±2,2	24,3±2,1	40,0±3,8	12,5±2,9
Rødspette	44	2,7±3,3	2,7±2,0	7,0±2,7	16,8±3,3	26,0±2,8	36,5±4,0	8,3±2,2

[1)]Alle komplette datasett, dvs. med deteksjonsgrensen vurdert som tilfredsstillende. Fiskelever: Alle deteksjongrenser tilfredsstillende (ingen tilfeller av deteksjonsgrense > 10 µg/kg våtvekt); Blåskjell: alle deteksjonsgrenser <0.3 µg/kg.. Ved tilfeller av nivåer under deteksjonsgrensen er det regnet med halve denne.



Figur 19. PCB-profil fra referansestasjoner i lever av torsk (*Gadus morhua*), sandflyndre (*Limanda limanda*), skrubbe (*Platichthys flesus*), rødspette (*Pleuronectes platessa*) og lomre (*Microstomus kitt*), samt i blåskjell (*Mytilus edulis*).

Også for blåskjells vedkommende ses av **Tabell 16** et relativt størst bidrag til ΣPCB_7 fra CB153 etterfulgt av CB138. Imidlertid var den relative betydning av CB153 mindre enn i fisk, mens mer løselige og lettere omsettelige forbindelser som CB28 og 52 spilte større rolle. Også andre har funnet CB 153/138 vanligvis dominerende i blåskjells PCB-profil (ref. i Knutzen & Green 2001).

Den store grad av likhet i PCB-profilene hos fisk skjuler nyanseforskjeller som kommer til syne ved parvis sammenligning mellom artene (**Tabell 17**). Av figuren fremgår det f.eks. som karakteristisk

for torsk med relativt større bidrag til ΣPCB_7 fra CB52 og CB101 enn i alle flyndrefiskartene. Imidlertid må det også her tas forbehold knyttet til det forholdsvis lave antall analyser i flatfisk.

Tabell 17. Fisher parvis sammenligninger av enkeltforbindelsers %-bidrag til ΣPCB_7 i blåskjell (B - *Mytilus edulis*) og i lever av torsk (T - *Gadus morhua*), sandflyndre (S - *Limanda limanda*), lomre (*Microstomus kitt*) og rødspette (R - *Pleuronectes platessa*), med antall observasjoner på hhv. 163, 906, 64, 13 og 44. Statistiske signifikante forskjeller fra null er indikert ved skyggede felter. Ved **lavest prosent** i den førstnevnte av artene er dette markert ved **lyst grått**, omvendt ved mørkt grått.

	CB28	CB52	CB101	CB118	CB138	CB153	CB180
B vs T	>	>	>	<	>	<	<
B vs S	>	>	>			<	<
B vs L	>	>	>	>		<	<
B vs R	>	>	>	<		<	<
T vs S		>	>	>	<	<	<
T vs L			>	>		<	<
T vs R	<	>	>		<		
S vs L				>			<
S vs R	<			<			>
L vs R				<			>

12.6 Kvikksølv i filet av fisk

Sammendrag av resultatene er presentert i **Tabell 18**.

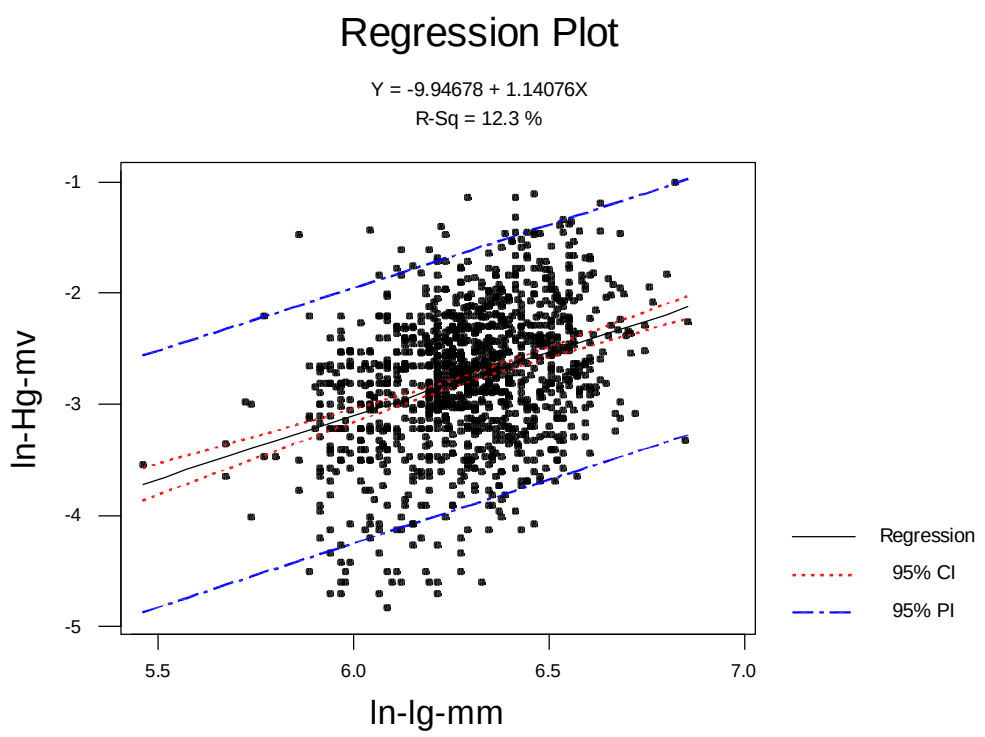
Tabell 18. Kvikksølv i filet av torsk (*Gadus morhua*), sandflyndre (*Limanda limanda*), skrubbe (*Platichthys flesus*), rødspette (*Pleuronectes platessa*) og lomre (*Microstomus kitt*) fra JAMP referansestasjoner 1990-1998, mg /kg våtvekt. n: Antall. M: Middel. SD: Standardavvik. 50: Median, 75/90: 75/90-prosentiler. MAX: maksimumsverdi.

Arter	n	M	SD	50	75	90	MAX
Torsk	1222	0,08	0,05	0,07	0,09	0,13	0,40
Sandflyndre	104	0,09	0,07	0,07	0,11	0,18	0,37
Skrubbe	72	0,09	0,05	0,08	0,11	0,17	0,24
Rødspette	46	0,05	0,04	0,04	0,06	0,08	0,24
Lomre	13	0,07	0,02	0,06	0,08	0,10	0,12

Av tabellen fremgår at 90-prosentilen for registreringene av kvikksølv i **torsk** overstiger referansenivået (Kl. I) på 0,1 mg/kg våtvekt i SFTs klassifiseringssystem (Molvær *et al.* 1997, som for øvrig omfatter kun denne ene arten av fisk når det gjelder kvikksølv). Dette henger mest sannsynligvis sammen med at kvikksølvnivået i både torsk og annen marin fisk øker med alder/størrelse. I tillegg til henvisninger i Knutzen & Green (1995) kan nevnes Stange *et al.* (1996), som fant en slik korrelasjon både i torsk og uer; videre Mathieson & McLusky (1995, flere arter, bl.a. sandflyndre).

For JAMP-materialet fra referanseområder er dette fremstilt i **Figur 20**, som viser sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjon og lengde i torsk, som var meget signifikant ($p < 0,001$), men regresjonsmodellen beskriver bare en liten del av variasjonen (korrelasjonsvariable R-Sq er mindre enn 13%, kfr. vedlegg G i Knutzen & Green 2001). Tilsvarende signifikant sammenheng er funnet for kvikksølvinnhold versus vekt i torsk og dessuten mellom kvikksølv og lengde/vekt i sandflyndre. For torsks vedkommende er det også funnet signifikant korrelasjoner i materiale fra belastede lokaliteter (kfr. vedlegg G i Knutzen & Green 2001).

Modellene for viser f.eks. at dersom man ønsker å spise torskefilet med kvikksølvinnhold i klasse (<0,1 mg/kg våtvekt) bør gjennomsnittlig fiskelengde være mindre enn 82 cm for fisk fanget i referanseområder, mens middelstørrelsen fra de mer belastede områdene indre Oslofjord, Sørfjorden og midtre Hardangerfjorden bør ligge under 35 cm.



Figur 20. Sammenheng mellom innhold av kvikksølv (Hg i mg/kg v.v., ln-Hg-mv) og lengde (mm, ln-lg-mm) hos torsk fra **referansestasjoner** 1991-1998, basert på analyse av 1222 enkelte fisk. NB log-skalaer.

Som grunnlag for Klasse I grensen er det som nevnt generelt benyttet 90-prosentilen fra referansestasjoner som retningsgivende. Datamaterialet for torsk (Tabell 18) reiser derfor spørsmålet om en eventuell oppjustering. Siden det dreier seg om et så farlig stoff, spesielt for fostere og barn, og kvikksølv fra fisk for de fleste mennesker utgjør en hovedandel i den samlede belastning, bør imidlertid en sterkere enn vanlig føre-var-holdning markeres. På denne bakgrunn foreslås at **nåværende klassegrense på 0,1 mg/kg våtvekt beholdes**.

Av både **Tabell 18** og andres registreringer (Knutzen & Green 2001 med ref.) fremgår at det samme referansenivået kan benyttes for rødspette og lomre.

For skrubbes vedkommende domineres datamaterialet i tabellen av observasjoner fra den tvilsomme referansestasjonen i Sandebukta og kan derfor ses bort fra. En rekke andre studier i inn- og utland har vist at kvikksølvnivåene i denne arten vanligvis ligger godt under 0,1 mg/kg våtvekt (se ref. i Knutzen & Green 2001).

Den avvikende høye 90-prosentilen i sandflyndre skyldes i det vesentlige data fra en av stasjonene, uten at det er kjent ekstraordinære tilførselskilder i området. Sammenlignende studier har konkludert med like egenskaper med hensyn til akkumulering av kvikksølv i skrubbe, rødspette og sandflyndre (ref. i Knutzen &Green 2001).

Ut fra ovenstående er den foreløpige konklusjon at referanseverdien på 0,1 mg/kg kan anvendes for alle de fire flyndrefiskartene.

12.7 Metaller i lever av fisk

Registreringene av metallobservasjonene i lever er sammenstilt i Tabell 19.

Leververdier av metaller inngår ikke i SFTs klassifiseringssystem. Brukerinteresse i forhold til spiselighet og ressursutnyttelse begrenser seg til torsk og enkelte beslektede arter. Utenom kvikksølv synes det i Norge bare i begrenset grad å være behov for referanseverdier for metaller i marin fisk. Et slikt behov gjelder primært kadmium og bly, som i likhet med kvikksølv ikke har noen kjent rolle i stoffskiftet, og der det dessuten er eksempler på utslag av lokale tilførsler.

Tabell 19. Kadmium, bly, sink og kobber i lever av torsk (*Gadus morhua*), sandflyndre (*Limanda limanda*), skrubbe (*Platichthys flesus*), rødspette (*Pleuronectes platessa*) og lomre (*Microstomus kitt*) fra JAMP referansestasjoner 1990-1998, mg/kg våtvekt. n: Antall. M: Middel. SD: Standardavvik. 50: Median. 75/90: 75/90 prosentiler. MAX: maksimum. Usannsynlige verdier markert med ?

Arter/Metaller	n	M	SD	50	75	90	MAX
Torsk							
Cd	1216	0,10	0,23	0,04	0,10	0,23	6,2?
Pb	1214	0,04	0,04	0,03	0,04	0,08	0,40
Zn	1216	24,3	10,0	22,9	29,9	37,6	83,4
Cu	1216	8,3	6,7	6,8	11,0	15,6	76,9?
Sandflyndre							
Cd	105	0,18	0,13	0,15	0,22	0,31	0,98
Pb	108	0,11	0,19	0,05	0,07	0,25	1,1
Zn	108	32,4	8,0	31,1	36,8	41,4	80,6
Cu	108	6,9	3,5	7,1	9,2	11,6	18,2
Skrubbe							
Cd	72	0,13	0,06	0,12	0,15	0,21	0,39
Pb	72	0,09	0,11	0,04	0,06	0,33	0,42
Zn	72	48,1	11,0	46,2	52,6	57,1	121
Cu	72	16,3	4,6	15,6	19,0	21,8	34,2
Rødspette							
Cd	46	0,38	0,35	0,26	0,52	0,81	1,9
Pb	46	0,19	0,21	0,12	0,28	0,46	0,92
Zn	46	32,5	6,7	30,4	36,4	45,1	50,4
Cu	46	2,6	1,3	2,2	3,4	4,6	6,2
Lomre							
Cd	14	0,50	0,39	0,38	0,52	1,2	1,5
Pb	14	0,07	0,02	0,08	0,09	0,10	0,10
Zn	14	48,5	10,1	49,3	55,6	58,8	67,6
Cu	14	11,3	4,1	11,4	14,6	16,6	18,3

Ut fra **Tabell 20** kan som eventuelle referanseverdier for **kadmium** og **bly** i **torskelever** foreslås henholdsvis 0,3 og 0,1 mg/kg våtvekt, som overstiger 90 % av JAMP-registreringene. Verdier under dette er også observert av i en del andre studier (kfr. Knutzen og Green 2001 med ref.). Begrensningene i anvendeligheten av fisk som indikator på metaller illustreres ved at det i flere av disse undersøkelsene er funnet klare overkonsentrasjoner av bly og kadmium i sediment, til dels også i blåskjell (nåtidig tilførsel), uten at det har gitt synlige utslag i fisk.

Et forhold det må tas hensyn til ved bedømmelsen av metallinnhold i torskelever er den negative korrelasjonen som er funnet mellom nivået av alle de her behandlede metaller og leverens fettinnhold (kfr. vedlegg G i Knutzen og Green 2001).

12.8 Metaller i blåskjell

Ut fra tallene i den oppsummerende **Tabell 20** er det konkludert med at referansenivåene (Kl. I i Molvær *et al.* 1997) bør beholdes for de viktigste metallene: for kvikksølv 0,2, kadmium 2, bly 3, sink 200 og kobber 10 mg/kg tørrvekt.

Derimot er det for nikkel og krom, spesielt ut fra supplerende data (kfr. ref. i Knutzen & Green 2001), funnet grunn til å anbefale en nedjustering av Kl. I grensene, hhv. til 3 og 2 (fra 5 og 3 mg/kg tørrvekt i Molvær *et al.* 1997).

Tabell 20. Kvikksølv, kadmium, bly, sink, kobber, krom og nikkel i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra JAMP referansestasjoner 1990-1998, mg/kg våtvekt og mg/kg/tørrvekt. n: Antall obs.
M: Middel. SD: Standardavvik. 50: Median. 90: 90 prosentiler. MAX: Maksimum.

		Våtvektsbasis					Tørrvektsbasis				
Metall	**n**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**
Hg	374	0,01	0,00	0,01	0,02	0,03	0,07	0,03	0,06	0,10	0,20
Cd	373	0,23	0,12	0,21	0,37	0,79	1,3	0,72	1,1	2,1	4,6
Pb	373	0,26	0,20	0,23	0,39	2,8	1,4	1,1	1,3	2,2	15
Zn	373	20,2	5,9	19,2	27,4	46,1	112	34	104	157	274
Cu	374	1,30	0,31	1,3	1,7	3,0	7,3	1,9	6,8	9,6	19
Cr	9	0,13	0,08	0,11	0,34	0,34	0,65	0,40	0,53	1,5	1,5
Ni	9	0,19	0,03	0,20	0,22	0,22	0,89	0,19	0,89	1,2	1,2

12.9 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell

Fra JAMP referansestasjoner foreligger bare et mindre antall observasjoner (**Tabell 21**), som i seg selv er for spinkelt til å bedømme hvor referansenivåene bør settes. Imidlertid er det også data fra flere andre undersøkelser som kan benyttes for dette formål (ref. i Knutzen & Green 2001). Det samlede materialet bekrefter at de nåværende Kl. I grenser i SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 2001) på 50, 10 og 1 µg/kg tørrvekt for henholdsvis ΣPAH, ΣKPAH og B(a)P kan beholdes.

For KPAH og B(a)P ses av tabellen enkelte tilfeller av at Kl. I grensene er overskredet. De forholdsmessige strengere kravene til disse to variable jevnført med sum PAH skyldes stoffenes potensielt kreftfremkallende karakter.

Tabell 21. ΣPAH[1)], ΣKPAH[1)] og benzo(a)pyren (B(a)P) i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra JAMP-referansestasjoner 1992, µg/kg våtvekt n: Antall, M: Middel, SD: Standadavvik, 75: 75 prosentil, MAX: Maksimum.

Stoffer	n	M	SD	75	MAX
ΣPAH	24	18,3	12,0	27,5	44,1
ΣKPAH	24	4,0	4,3	6,0	16,9
B(a)P	24	0,5	0,6	0,5	2,5

1) Sum av tri – til heksasykliske, som regel 20-26 enkeltforbindelser. Inkluderer de 16 i U.S. *Environmental Protection Agency* protokoll 8310 minus naftalen (disykliske). Omfatter dessuten alle KPAH (potensielt kreftfremkallende PAH) etter IARC (1987): benz(a)antracen, (B(a)A, benzo(b,j,k)fluoranten (B(b)F,B(j)F, B(k)F, benzo(a)pyren (B(a)P, dibenz(a)antrcen (DB(a,h)A) og indeno(1,2,3-c,d)pyren (I(c,d)P.

Sannsynligvis vil man ved grundigere kartlegging finne regionale forskjeller mht. bakgrunnsnivåer av PAH i norske skjell. Imidlertid bør det ved grensesettingen tas hensyn til den betydelige sannsynlighet det er langs store deler av kysten for høyer konsentrasjoner forårsaket av episodiske oljespill. Siden PAH skilles relativt raskt ut fra blåskjell, og de nåværende grensene er betryggende ut fra helsemessig risiko, bør ikke grensene nedjusteres til nivåer som stadig vil kunne gi opphav til unødig alarm.

12.10 Oppsummerende kommentarer vedrørende behov for ytterligere referansenivåer

Miljøvernforvaltningen har etter hvert fått et relativt godt grunnlag for å bedømme grader av forurensning ut fra referansenivåer for ulike miljøgifter i de mest aktuelle marine indikatorarter og sediment. Foruten det som er behandlet i foreliggende rapport, kan nevnes klororganiske stoffer og PAH i taskekrabbe (*Cancer pagurus*) (Knutzen *et al.* 1999c) og metaller i samme art (Barland *et al.* 1996).

Imidlertid er det enkelte vesentlige mangler. Fremst blant disse er toksisitetsekvivalenter fra non-orto og andre PCB med dioksinlignende effekt i alle aktuelle medier (bortsett fra taskekrabbe, der referansenivåer alt er forslått, se Knutzen *et al.* 1999c). Uten referansenivåer for TE_{PCB}, som et minimum i torskelever, krabbe, blåskjell og en flyndrefiskart, er man ikke i stand til å bedømme den generelle situasjonen mht. kontaminering og helserisiko fra denne sannsynligvis viktigste gruppen av persistente giftstoffer i det marine miljø. Heller ikke kan man få et noenlunde uttrykk for grader av forurensning i belastede områder med disse PCB-forbindelsene.

Fordi analyser av non-orto PCB fremdeles koster omkring det dobbelte av PCB rutineanalyser av burde man innen JAMP sørge for å få et antall verdier av både TE_{PCB} og ΣPCB_7 som muliggjorde en belysning av den trolige statistiske sammenheng mellom disse to variable (eller mellom TE_{PCB} og CB153) i de viktigste indikatorartene av fisk, taskekrabbe og sediment.

En annen viktig mangel er referansenivåer av TBT i blåskjell basert på ny analysemetodikk. Ut fra orienterende analyser av TBT i marin fisk (Knutzen *et al.* 2000 og upubliserte NIVA-data) ligger nivåene av TBT slik at man ved konsum vil nærme seg foreløpige forslag fra WHO (1990) til tolerabelt inntak. At innholdet i lever og filet så langt synes å være omlag likt, til tross for at også TBT har affinitet til fett (om ikke i samme grad som PCB o.l.), burde aktualisere at tinnorganiske forbindelser i fisk inkluderes i JAMP med henblikk på referansenivåer.

Av andre variable der kartleggingen av bakgrunnsnivåer er mangelfull eller ikke påbegynt, har man toksafen (forekomst i tilnærmet samme nivå som PCB), bromerte flammehemmere (foreløpig ingen restriksjoner på bruk), polyklorerte naftalener (enkelte dioksinlignende) og polyklorerte alkaner (parafiner).

En alvorlig mangel er at de indikatorarter som inngår i SFTs klassifiseringssystem og JAMP ikke omfatter dypvannsarter av fisk. Både det forhold at dype fjorder vil være tilnærmet endelig deponi for persistente miljøgifter og at dypvannsfisk ofte når betydelig alder, tilsier en større grad av årvåkenhet når det gjelder denne del av det marine miljø. Data fra de antatt bare diffust belastede Åkrafjorden/Hardanger (NIVA, upublisert) og Nordfjord/Sogn og Fjordane (Berg *et al.* 2000) viser høye konsentrasjoner av kvikksølv i filet av arter som brosme og lange (0,4-0,9 mg/kg våtvekt). Lever av lange fra Åkrafjorden inneholdt 3 ganger Kl.I for ΣPCB_7 i torskelever (NIVA, upublisert), og brosmelever fra Nordfjord enda mer pluss ekstremnivåer av DDT med metabolitter (Berg *et al.* 1998). På bakgrunn av dette bør brosme eller lange inngå som supplerende indikatorart i JAMP og være gjenstand for systematisk kartlegging av miljøgiftinnhold i et utvalg av dype fjorder.

Avslutningsvis kan pekes på at det også burde ha vært etablert referansenivåer for ål, som er lett tilgjengelig i mange forurensede områder, anvendelig også i ferskvann og som anses å ha gode egenskaper som indikator for belastning med PCB (unntatt de dioksinlignende).

13. Forurensnings- og referanseindeks for blåskjell

Det følgende er et utvidet sammendrag fra en egen rapport om dette emnet (Green og Knutzen 2001). Her finnes også grunnlagsdata i vedlegg eller med referanser til datarapporter.

13.1 Bakgrunn og formål

Miljøverndepartementet ved Statens forurensningstilsyn (SFT) har ønsket noen få enkle tallmessige uttrykk – indekser - for å beskrive miljøgifttilstanden i kystområder. I praksis medfører dette å overvåke konsentrasjoner i ett eller et mindre antall indikatormedier, slik som sediment, blåskjell eller fisk (Walday *et al*. 1995). I samråd med NIVA bestemte SFT for foreløpig bare å bruke blåskjell.

To indekser er blitt utviklet: en **forurensningsindeks** og en **referanseindeks**. Forurensingsindeksen er basert på konsentrasjoner av miljøgifter i skjell samlet fra opptil til 11 av de mer forurenset fjordområder i Norge (kfr. **Tabell 22**, Walday *et al*. 1995). Indeksen har vært benyttet fra og med 1995 (kfr., Green & Knutzen 2001), men siden 1997 har overvåkingen i to av områdene opphørt.

Referanseindeksen ble også startet i 1995 med analyser av blåskjell fra 8 antatt bare diffust belastede fjordområder, dvs. utenfor sporbar innflytelse av punktkilder (kfr. **Tabell 23**). Hovedbegrunnelsen for registreringene på referansestasjoner er å få et grunnlag for å uttrykke grad av belastning på mer belastede steder, men ved disse observasjonene fås også opplysninger om regional langtidsutvikling.

13.2 Undersøkelsesopplegg og indeksberegning

Prøvetakningstrategi og detaljert beskrivelse av hvordan indeksene beregnes finnes hos Walday *et al.* (1995).

For Forurensningsindeksen blir det undersøkt fra to til fem stasjoner fra hvert område. Tre blandprøver á 20 stk. 3-5cm blåskjell tas fra hver stasjon. Utvalget av områderelevante miljøgifter er basert på tidligere undersøkelser. Imidlertid er dioksiner bare blitt undersøkt 1995-1996.

En til tre stasjoner fra hvert referanseområde undersøkes med henblikk på Referanseindeksen. Tre blandprøver av blåskjell fra hver stasjon analyseres for de rutinevariable inne JAMP. Noen prøver er også blitt analysert for PAH og dioksiner.

Hvert område klassifiseres i samsvar med det som høyeste mediane konsentrasjon fra enkeltprøvene gir i henhold til SFTs klassifiseringssystem for miljøgifter i fjorder og kystfarvann (Molvær *et al.* 1997). For eksempel, betyr tilstandsklasse 5 for et område at minst en median konsentrasjon fra prøvestedene innen området kvalifiserer til karakteristikken ”meget sterkt forurenset”. Gjennomsnittet av de heltallige tilstandsklassifiseringene fra hvert område (1-5) gir en samlet Forurensningsindeks og en samlet Referanseindeks for året.

13.3 Resultater 1995-1999

For å sammenligne samlet Forurensningsindeks (**Tabell 22**) og samlet Referanseindeks (**Tabell 23**) fra år til år må beregningsgrunnlaget være det samme. Både endringer i antall områder (innskrenkninger fra 11 til 9 for Forurensningsindeksen og fra 8 til 4 for Referanseindeksen) og forandringer i utvalget av miljøgifter, har måttet medføre ny beregning av gjennomsnittet (kfr. fotnoter til tabellene).

Forurensningsindeksen har variert mellom 3.0 og 3.7 (**Tabell 23**). En verdi mellom 3 og 4 (dvs. i Klasse III) betegnes som "markert forurenset" i SFTs klassifiseringssystem. Gjennomsnittsverdien ut fra det nåværende beregningsgrunnlaget er imidlertid misvisende – se nedenfor.

Tabell 22. Dårligste tilstandsklasser etter SFTs klassifiseringssystem i områder benyttet til beregning av i Forurensningsindeks.

Indeks området [1)]	1995	1996	1997 [2)]	1998	1999
Hvaler/Singlefjorden	2	2	2	3	2
Iddefjorden	-	-	-	-	-
Indre Oslofjorden	3	3	4	2	3
Frierfjorden, Grenlandsfjordene	3	4	3	3	3
Indre Kristiansandsfjorden	5	5	5	5	5
Saudafjorden	4	5	5	3	4
Sørfjorden	5	4	3	3	4
Byfjorden, Bergen [3)]	3	3	3	2	2
Sunndalsfjorden	3	3	3 [4)]	2	3
Orkdalsfjorden	-	-	-	-	-
Indre Ranfjorden	5	3	3 [5)]	4	2
GJENNOMSNITT	**3.7**	**3.6**	**3.4**	**3.0**	**3.1**

[1)] Iddefjorden og Orkdalsfjorden har ikke vært undersøkt siden 1997. Gjennomsnittet for årene 1995-1996 er beregnet om igjen ut fra dette.
[2)] Kobber, sink og TCDDN har vært utelatt siden 1997, slik at beregning av indeksene for 1995-96 ikke omfatter disse miljøgiftene.
[3)] PCB (DDTΣ, HCB, HCHΣΣ and CBΣΣ) er analysert på lagrede prøver for 1995-1996
[4)] Resultatene er forskjellige fra tidligere publisert arbeid (kfr. Green *et al.* 1999) på grunn av feil i beregning av PAH konsentrasjonene.
[5)] Resultatene er forskjellige fra tidligere publisert arbeid (kfr. Green *et al.* 1999) på grunn av feil i beregning.

For Referanseindeksen er det bare fire områder som utgjør et felles beregningsgrunnlag for perioden 1995-1999 (**Tabell 23**).

For hele perioden varierte indeksen mellom 1.3 og 1.5 (dvs. i Klasse II, "moderat forurenset" i SFTs klassifiseringssystem, mot forventet 1 for referansestasjoner. Årsaken har i det vesentlige vært mindre overskridelser av grenseverdien for PAH, der klassifiseringen er ømfintlig for påvirkning fra episodisk oljesøl. Alt i alt blir referanseindekstallene misvisende fordi høyeste forurensningsgrad gis utslagsgivende vekt og det mangler gradering mellom tilstandene I og II. Den vesentlige verdi i dataene fra referansestasjonene er som underlag for å etablere referansenivåer og som indikasjoner på utviklingen av regional belastning på overflatelaget. Beregningen av en referanseindeksen foreslås derfor sløyfet med mindre skaleringen av tilstandsklassene I-II for dette formål gjøres mer fingradert.

Tabell 23. Dårligste tilstandsklasser etter SFTs klassifiseringssystem i områder benyttet til beregning av i Referanseindeksen (kfr., Green & Knutzen 2001).

Indeks området	1995	1996	1997	1998	1999
Midtre og ytre Oslofjorden [1)]	2	2	2	1	1
Lista	1	1	1	1	2
Bømlo-Sotra	1	1	1	1	1
Ytre Ranfjorden, Helgeland [2)]	(1)	(1)	-	-	-
Lofoten [3)]	(2)	(2)	(1)	(2)	(2)
Finnsnes-Skjervøy [2)]	(2)	(1)	(1)	-	-
Hammerfest-Honningsvåg [2)]	(2)	(3) [4)]	(2)	-	-
Varanger halvøya	1	2	1	2	1
GJENNOMSNITT	**1.3**	**1.5**	**1.3**	**1.3**	**1.3**

[1)] Resultatene for arsen, nikkel og sølv gjelder kun 1996 (kfr. Green & Knutzen 2001) og påvirker ikke klassifiseringen

[2)] Stasjonene i Ytre Ranfjorden, Finnsnes-Skjervøy og Hammerfest-Honningsvåg ble ikke undersøkt i 1998-1999, slik at beregningen av indeksene for 1995-1997 heller ikke har tatt disse områdene i betraktning.

[3)] Det var ujevne prøveantall fra st.98X i 1995-1996 og st.98A i 1997, slik at resultatene fra Lofoten er utelatt ved gjennomsnittsberegningen

[4)] Resultatene er forskjellige fra tidligere publisert arbeid (kfr. Green *et al.* 1999) på grunn av feil i beregning av PAH-konsentrasjonene.

13.4 Vurdering av forurensningsindeksen og dens bruk.

Forurensningstilstander dreier seg om kompliserte forhold. Iboende svakheter ved Forurensningsindeksens beregningsgrunnlag er at økologiske effekter og størrelsen av de arealer indekstallene gjelder for ikke vurderes eller inngår i beregningsgrunnlaget (Walday *et al.* 1995) Videre gjenspeiler indeksen i sin nåværende form bare kontamineringsgrad som følge av dagens tilførsler. Tilstanden i sedimenter og innvirkning herfra på miljøgiftnivåer i fisk tas ikke i betraktning.

Ytterligere verre blir det når det er eksempler på at de for delområdene antatt viktigste miljøgifter ikke er med i programmet eller stasjonsplasseringen ikke er representativ. Forholdet kan bl.a. illustreres ved utelatelsen av dioksiner i Grenlandsområdet, mangelen på data for dioksinlignende PCB i indre Oslofjord/fjordene ved Bergen og det generelle savnet av TBT i beregningsgrunnlaget (se videre i Green & Knutzen 2001).

Svakheter som dette har medført misvisende informasjon til Stortinget og allmennheten. I Stortingsmelding nr 8 1999/2000 hevdes det (s. 64) at en figur som viser delindeksenes utvikling i de utvalgte områdene at "vannkvaliteten i fjordene" er " i stadig forbedring". I realiteten gjelder forbedringen i høyden halvparten av områdene og generelt for landet er opplysningen også gal. I tillegg til Grenlandsfjordene, indre Oslofjord og Bergensområdet er en slik avmelding særlig misvisende når det gjelder Sørfjorden i Hardanger.

Ut fra det man nå vet eller kan forutse mht. til antall områder som er eller snart vil bli rammet av råd mot konsum av fisk og/eller skalldyr, er forurensningstilstanden i landet karakterisert på grunnlag av observasjoner fra mindre enn 1/3 av slike steder. Sett sammen med de øvrige nevnte svakheter er ikke dette holdbart. Forvaltningen har for så vidt også tatt konsekvensen av manglene ved å avstå fra å bruke landsindeksen, og isteden fokusere på utviklingen i de utvalgte områdene.

Med forbehold om virkningen av gamle synder kan en forurensningsindeks basert på miljøgiftinnholdet i blåskjell innen definerte områder virke noenlunde etter sin hensikt – dvs. å uttrykke miljøtilstand og utvikling på en enkel og lettfattelig måte (Walday *et al*. 1995). Forutsetningen er at alle for det enkelte sted relevante miljøgifter inngår i overvåkingen og at stasjonsplasseringen er representativ. Samlet sett har ikke dette så langt vært tilfellet. Den blåskjellbaserte indeksen burde dessuten overveies supplert med en tilsvarende indeksberegning ut fra analyser av sediment (som bare behøves hvert 5. eller 10. år).

En Forurensningsindeks for landet er en vesentlig vanskeligere sak. Et hovedproblem er at indekstallene fra store og små delområder foreløpig har veid likt ved beregningen av landindeksen. Et annet spørsmål er riktigheten av å "summere" miljøgifter som er forskjellige med hensyn til farlighet og problemenes tidsperspektiv, samt mulighetene for og omkostningene ved tiltak. PCB må regnes som både vesentlig farligere og mer problematisk mht. tiltak enn PAH i smelteverksresipienter og metaller fra industrielle punktkilder. Tinnorganiske forbindelser og muligens bromerte flammehemmere kan være i en mellomstilling.

Et tredje problem er at man ennå ikke har en tilstrekkelig oversikt mht. forurensede steder. En rimelig fullstendig oversikt burde være utgangspunktet for å følge utviklingen for stedsrelevante miljøgifter, enten på alle stedene eller bare et utvalg basert på størrelsen av involverte brukerinteresser. En mindre og overkommelig praktisk vanskelighet, som også gjelder indeksene for delområder, er når beregningsgrunnlaget endres ved justering av klassegrensene i SFTs klassifiseringssystem.

Bedre som indikator på totaltilstanden langs norskekysten er den "Kostholdsindeks" som allerede er i bruk. Denne angir summen av kystareal som er beheftet med råd mot å spise fisk eller skalldyr. Grunnlaget for beregning av indeksen kommer i det vesentlige fra andre deler av Statlig program for forurensningsovervåking enn delprogrammet Indeks. Fordelen ved kostholdsindeksen er at den

direkte uttrykker omfanget av helserisikodelen av problemet. For at indeksen skal gjenspeile realitetene er det imidlertid også her nødvendig at man som utgangspunkt har en totaloversikt, og at det skjer en jevnlig oppfølging. (I en del områder med kostholdsråd har det gått 5-10 og opp til 15 år uten gjentatte registreringer). Videre er det viktig at arealavgrensningen i det enkelte område ikke bli for vilkårlig, men har basis i et tilstrekkelig antall prøvesteder.

14. Biologisk effektovervåking i torsk og flyndre

JAMP for 1999 omfattet fem metoder for biologiske effekter: Metabolitter av PAH i galle (FAC), hemming av d-aminolevulinsyre dehydratase (ALA-D), cytokrom P4501A aktivitet (EROD), metallotionein (MT) og effekter av TBT (imposex) (se Tabell 24). De første fire er diskutert i dette kapittelet (Figur 21 til Figur 28), effekter av TBT (imposex) er diskutert annetsteds (kapittel 15).

Alle effektparametrene ble målt i torsk innsamlet på seks stasjoner (15B, 23B, 30B, 36B, 53B, 67B). De samme parametrene ble også målt i skrubbe innsamlet på tre stasjoner (21F, 53F, 67F) og i sandflyndre fra to stasjoner (15F, 36F). Stasjonene representerer områder med moderat til sterk forurensningsbelastning (30B, 53B/F, 67B/F) og områder med liten eller ingen kjente lokale forurensningskilder (15B/F, 23B, 21F, 36B/F).

Tabell 24. Oversikt over biologiske ekkekt-metoder som ble benyttet innen JAMP 1999.

kode	navn	vev	spesifisitet
FAC	metabolitter av pyren i galle	galle fra fisk	PAH
ALA-D	hemming av δ-aminolevulinsyre dehydratase	røde blodceller hos fisk	Pb
EROD	induksjon av cytokrom P4501A-aktivitet	lever fra fisk	plane PCB/PCN, PAH, dioksiner
MT	induksjon av metallotionein	lever fra fisk	Cd Cu Zn (Hg)
TBT	imposex/intersex	bløtvev av snegl	organotinn

Biologiske ekkekt-metoder benyttes innen overvåkingsprogram for å kunne avklare om organismer påvirkes av miljøgifter. Ekkekt-metoder bør benyttes sammen med kjemiske analyser, men ingen av disse to typene analyser kan erstatte den andre. I tillegg gir biologiske effekt-metoder en forbedret tolking av kjemiske analysedata. Effekt-delen av norske JAMP er trolig blant de mest omfattende av sitt slag i Europa og omfatter fisk og snegl. De benyttede metodene har blitt valgt ut med utgangspunkt i miljøgift-spesifisitet, robusthet og fordi de er anbefalt innen OSPAR og ICES.

Som i tidligere år ble det prøvetatt 25 torsk på hver av de seks angitte stasjonene. Tilsvarende ble det tatt prøver av 25 skrubbe på to stasjoner (53F og 67F), samt 25 sandflyndre på stasjon 15F og 21 sandflyndre på stasjon 36F. Det ble bare prøvetatt 11 skrubbe på stasjon 21F. Lokale fiskere fanger fisken og holder den i live i inntil 5 dager på innsamlingsstedet inntil prøvetaking. Kun levende fisk blir prøvetatt. Det er en kontinuerlig opplæring og dialog med fiskerne for å sikre at materialet er representativt for området og at fisken er korrekt behandlet.

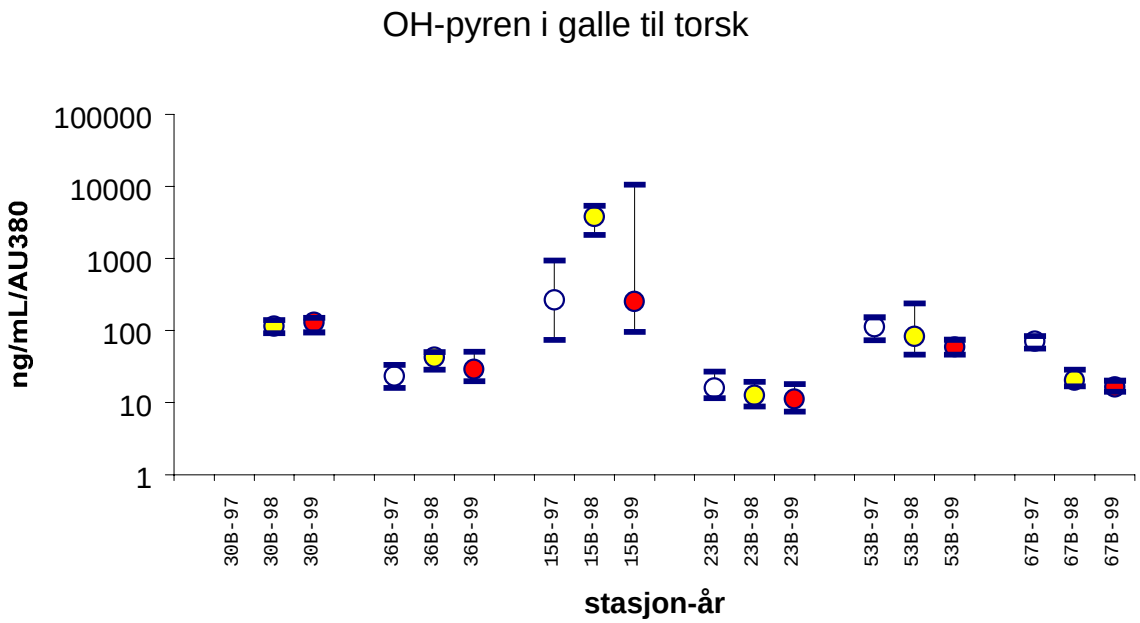
14.1 Pyrenmetabolitter i galle

Konsentrasjonen av 1-OH-pyren (metabolitt av pyren) i galle fra torsk fra stasjon 15B var signifikant forhøyd i 1997, 1998 og 1999 (Figur 21). Konsentrasjonene av 1-OH-pyren var også signifikant forhøyd i torsk fra stasjon 53B og 67B i 1997, mens det var forhøyde nivåer av 1-OH-pyren i torsk fra stasjonene 53B og 30B i 1998 og 1999 sammenlignet med øvrige stasjoner. Resultatene for stasjonene er rimelig konsistente gjennom de tre årene 1997-1999, med noen unntak (se nedenfor).

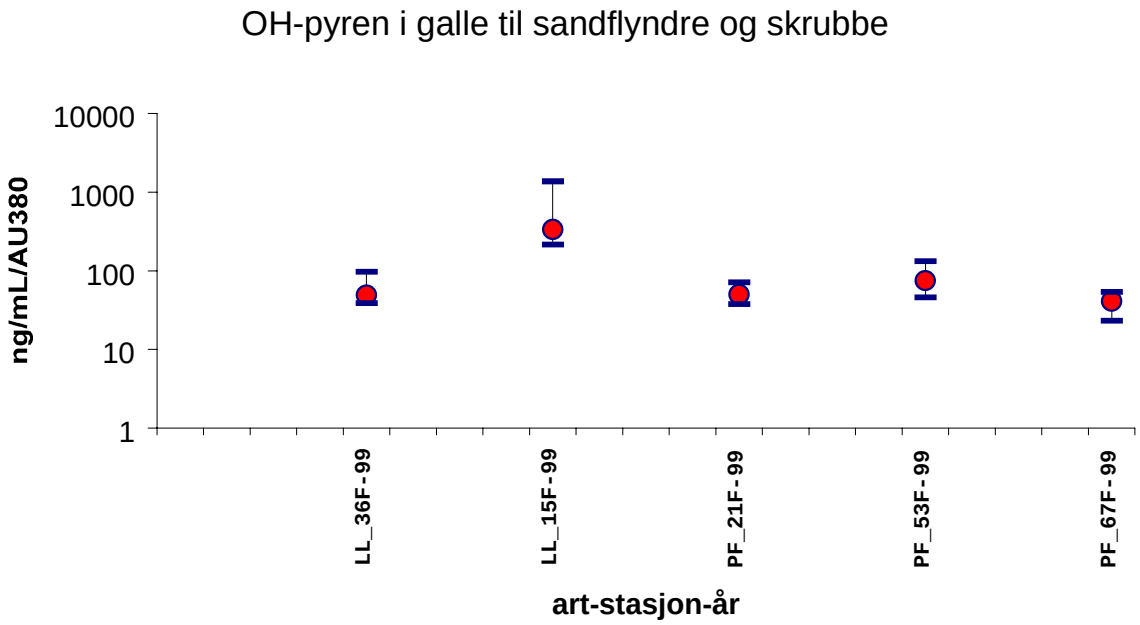
De jevnt høye nivåene i torsk fra stasjon 15B er noe overraskende siden dette er forventet å være en "ren" stasjon på åpen kyst. Det er relativt betydelige tilførsler av PAH fra et aluminiumssmelteverk på Lista. Innsamlingsområdet er imidlertid omkring 2 km fra tilførselen langs kysten mot Skagerrak.

Det har tidligere vært noe usikkerhet omkring valget av sted for hold av fisk før prøvetaking kunne påvirke nivåene. Det har vært vist at nivåene av PAH-metabolitter går opp etter bare noen timers eksponering for PAH i vannet. Ved de siste årenes prøvetaking har det vært gjort særlige anstrengelser for å unngå slik eksponering. Med de konsistent høye nivåene som har vært funnet på stasjon 15B er det ikke sannsynlig at hold av fisken er årsaken. De forhøyde nivåene som ble funnet i torsk på stasjon 67B i 1997 ble trolig forårsaket av at fiskeren (mot instruks) flyttet fisken til et mer forurenset område før prøvetaking kunne gjennomføres. De forhøyde nivåene av PAH-metabolitter i torsk på stasjonene 53B og 30B i 1998/1999 reflekterer trolig den generelle forurensningsbelastningen i disse to områdene (indre Sørfjord og indre Oslofjord).

Det ble funnet tilsvarende forhøyde nivåer av 1-OH-pyren i galle fra sandflyndre som for torsk innsamlet på stasjon 15F (Figur 22). Litt overraskende var det ikke forhøyde nivåer av pyren-metabolitter i gallen til skrubbe fra innerst i Sørfjorden (53F). Det er nå etablert en ny metode for kvantifisering av PAH-metabolitter på NIVA (HPLC separasjon med fluorescens-deteksjon). Dette er den metoden som anbefales innen OSPAR. I 1999 ble alle analyser gjennomført med både den opprinnelige metoden (utvalgte bølgelengde-par) og den nyetablerte. Det var god overensstemmelse mellom metodene.



Figur 21. Konsentrasjonen av 1-OH-pyren (ng/mL/AU_{380}) i galle til torsk innsamlet på de angitte stasjonene fra 1997 til 1999. Resultatene er angitt som median med kvartiler (25% og 75%). Merk logaritmisk y-akse og at verdier er standardisert til absorbans ved 380 nm (biliverdin ble benyttet som standardiseringsfaktor i 1997). Det er ingen resultater for 30B i 1997.



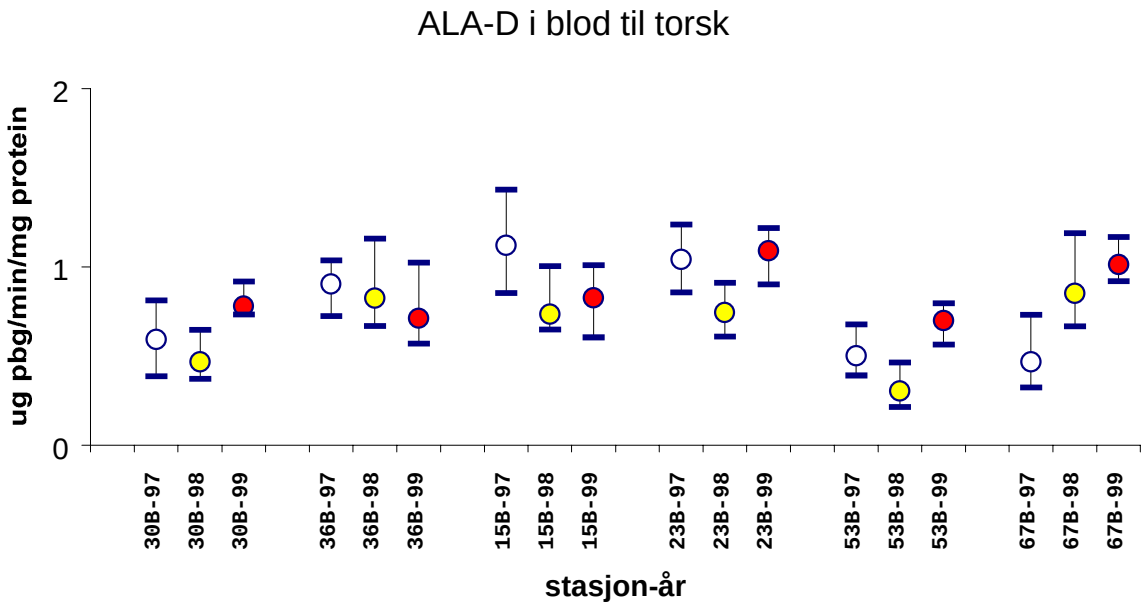
Figur 22. Konsentrasjonen av 1-OH-pyren (ng/mL/AU_{380}) i galle til sandflyndre (LL, st.15F, 36F) og skrubbe (PF, st.21F, 53F, 67F) innsamlet på de angitte stasjonene fra 1999. Resultatene er angitt som median med kvartiler (25% og 75%). Merk logaritmisk y-akse og at verdier er standardisert til absorbans ved 380 nm.

14.2 ALA-D i blodceller

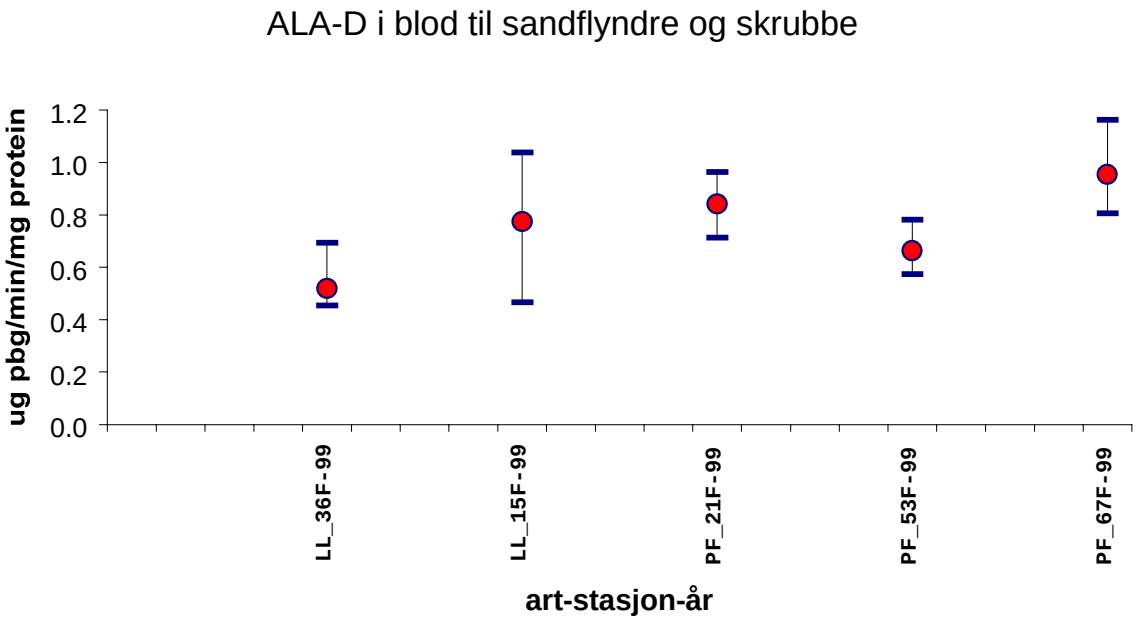
Aktiviteten av ALA-D i røde blodceller fra torsk innsamlet på de seks stasjonene var konsistente i 1997 og 1998, mens resultatene i 1999 avvek noe. I 1997 og 1998 var det signifikant hemming av dette enzymet i blodceller fra torsk innsamlet på de to mest forurensede stasjonene (30B og 53B) sammenlignet med referansestasjoner (23B, 36B) (Figur 23). I 1997 var ALA-D også åpenbart hemmet i blodceller fra torsk innsamlet på stasjon 67B, men det er sannsynlig at dette resultatet ble påvirket av at fiskeren flyttet fisken til et mer forurenset område før prøvetaking kunne gjennomføres (påvirket også resultatet for 1-OH-pyren i denne fisken). I 1999 var aktiviteten av dette enzymet tilsynelatende hemmet på alle stasjoner unntatt 23B og 67B. Det er ikke klart hvorfor enzymet var hemmet på de to "rene" stasjonene 15B og 36B.

Resultatene for skrubbe og sandflyndre i 1999 var sammenlignbare med de som ble funnet for torsk. Fisk fra 21F, 67F (skrubbe) og 15F (sandflyndre) var relativt upåvirket, mens det aktiviteten av enzymet var hemmet i blodcellene til skrubbe fra 53F (forventet) og i sandflyndre fra 36B (uventet) (Figur 24).

Aktiviteten av ALA-D i blodceller hemmes relativt spesifikt av bly. Resultatene fra de tre årene 1997-1999 tyder på at selv lave nivåer av bly påvirker fisk. Det er en klar relasjon mellom nivåer av høye nivåer av bly i lever til fisk og hemming av enzymet, men det er også observert hemming hos fisk der nivået av bly i leveren er under deteksjonsgrensen for metoden som benyttes. Selv om tidligere kunnskap tyder på at enzymet hemmes relativt spesifikt av bly er det ikke mulig å utelukke påvirkning av andre metaller eller organiske miljøgifter. µg



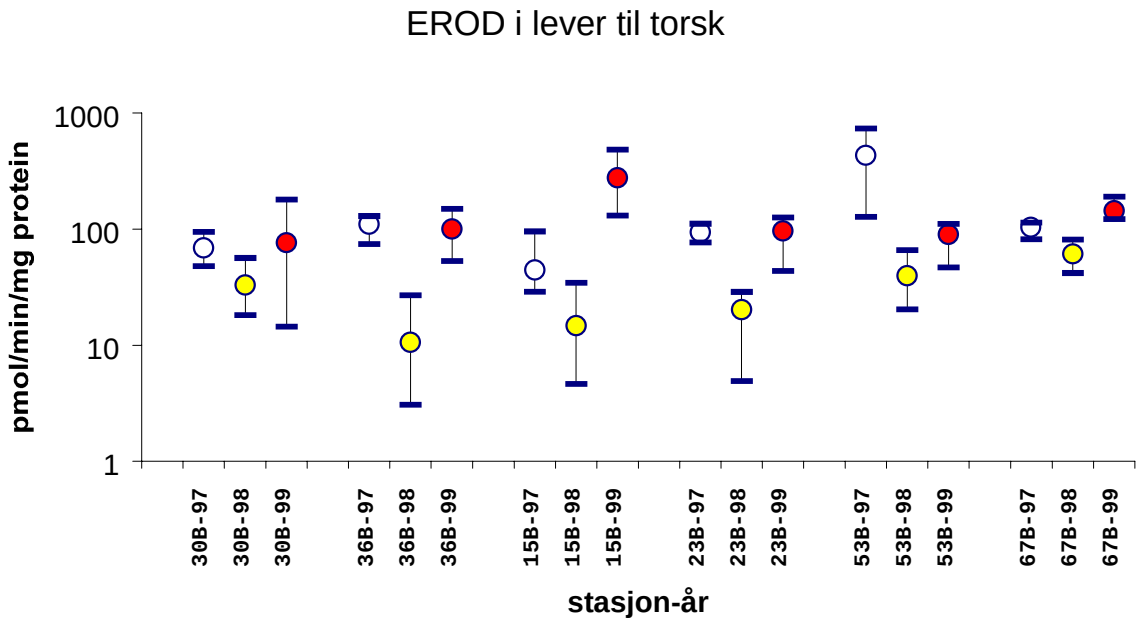
Figur 23. Aktiviteten av δ-aminolevulinsyre dehydratase (ALA-D, µg pbg/min/mg protein) i røde blodceller fra torsk innsamlet på de angitte stasjonene i 1997-1999. Resultatene er angitt som median med kvartiler (25% og 75%).



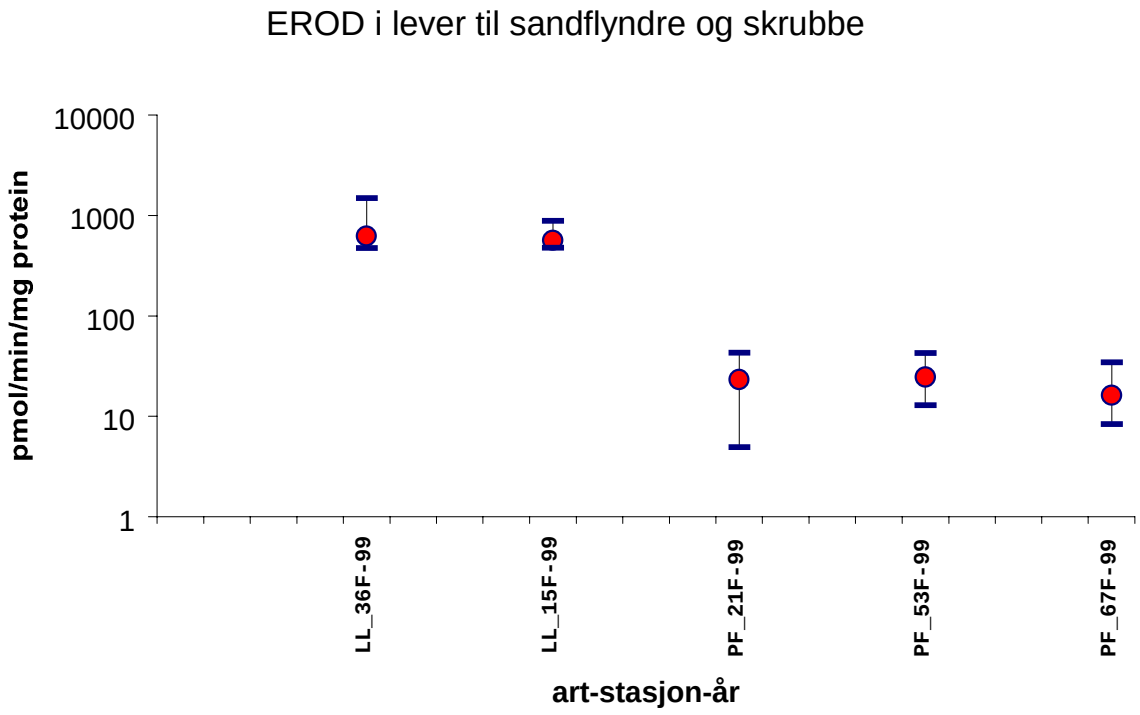
Figur 24. Aktiviteten av δ-aminolevulinsyre dehydratase (ALA-D, µg pbg/min/mg protein) i røde blodceller fra sandflyndre (LL, st.15F, 36F) og skrubbe (PF, st.21F, 53F, 67F) innsamlet på de angitte stasjonene i 1999. Resultatene er angitt som median med kvartiler (25% og 75%).

14.3 EROD i lever

I 1997 var det forhøyd aktivitet av cytokrom P4501A (EROD) i lever til torsk innsamlet på den mest forurensede stasjonen, 53B. Tilsvarende var det også forhøyd aktivitet på stasjonene 30B, 53B og 67B i 1998 (Figur 25). Resultatene fra 1999 ga imidlertid ikke like klart bilde av forurensningsbelastningen. I 1999 var det forhøyd aktivitet på stasjon 67B og særlig stasjon 15B. Som nevnt ovenfor under PAH-metabolitter, blir torsk på stasjon 15B eksponert for PAH. Det er mulig at den forhøyde aktiviteten i 1999 kan knyttes til denne belastningen, men det ble ikke funnet forhøyd aktivitet på stasjon 15B i 1997-1998 (til tross for høye nivåer av PAH-metabolitter). I 1997 og 1998 var det, som forventet, forhøyd aktivitet av EROD i leveren til torsk innsamlet i områder med tilførsler av miljøgifter. Det er imidlertid ingen klare trender hvis de tre årene sees under ett. Resultatene for sandflyndre i 1999 på de to stasjonene 15F og 36F var like (Figur 26). Det var imidlertid ingen forskjeller mellom skrubbe innsamlet på den forventet mest forurensede stasjonen (53F) og de to stasjonene med mindre forventet forurensningsbelastning (21F, 67F).
Cytokrom P450 enzymer er involvert i et bredt spekter av katabolske prosesser, deriblant nedbrytning av hormoner. Det er kjent at også cytokrom P4501A kan påvirkes av andre faktorer enn miljøgifter, deriblant kjønn, vanntemperatur og alder. Det er også begrensede kunnskaper om hvilken betydning kronisk belastning med lave nivåer med miljøgifter vil ha på enzymet. Noen resultater for andre fiskearter tyder på at kronisk belastning med PCB kan føre til at senere belastning ikke gir "forventet" økning i aktivitet. Den høye variabiliteten funnet i noen områder er typisk for populasjoner der det er en miljøgift-påvirkning. Både belastningen, og kanskje særlig belastnings-historien, vil være ulik for forskjellige individer noe som fører til stor variabilitet.



Figur 25. Aktivitet av cytokrom P4501A (EROD, pmol/min/mg protein) i lever til torsk innsamlet på de angitte stasjonene i 1997-1999. Resultatene er presentert som median og kvartiler (25%, 75%). Merk logaritmisk y-akse. (EROD er målt i pmol/min/mg protein).



Figur 26. Aktivitet av cytokrom P4501A (EROD, pmol/min/mg protein) i lever til sandflyndre (LL, st.15F, 36F) og skrubbe (PF, st.21F, 53F, 67F) innsamlet på de angitte stasjonene i 1999. Resultatene er presentert som median og kvartiler (25%, 75%). Merk logaritmisk y-akse.

14.4 Metallotionein i lever

Prøvene for metallotionein i lever til torsk i 1999 blir nå reanalysert. Årsaken til dette er mistanke om feil i den opprinnelige analysen. Resultatene for 1997 og 1998 blir presentert for torsk og for 1999 for skrubbe og sandflyndre (annen analysemetode benyttet). Det var ingen klare trender i konsentrasjonen av metallotionein i lever til torsk innsamlet på de seks stasjonene i 1997 og 1998 (Figur 27). I motsetning til forventet, var konsentrasjonen av metallotionein lavest på den mest belastede stasjonene i 1997 og heller ikke høyest i 1998.

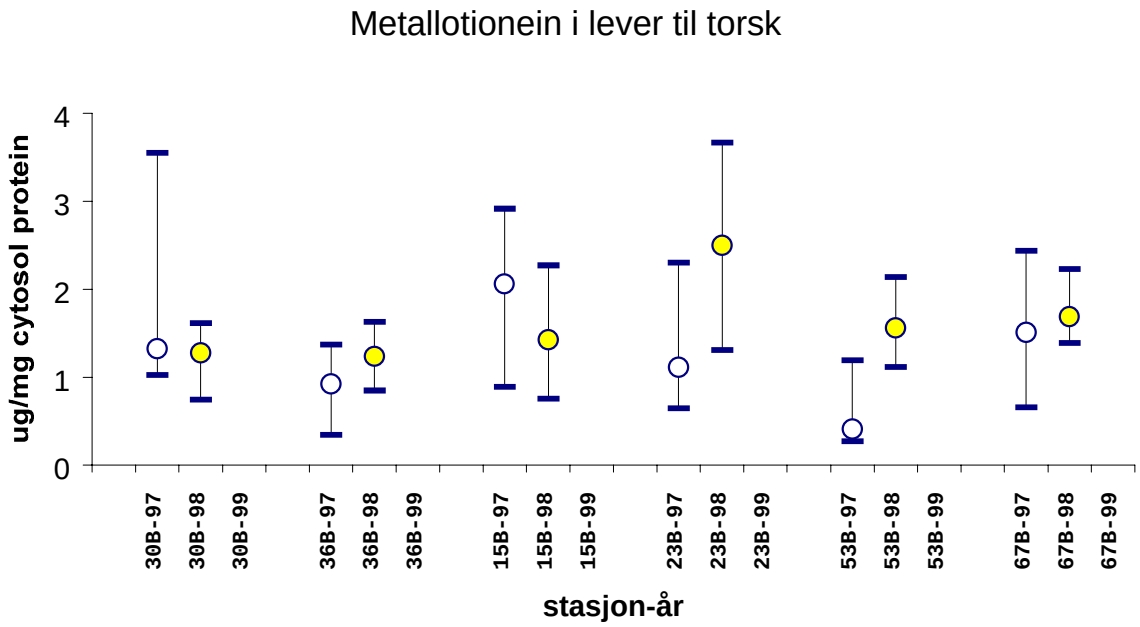
Metallotioneinkonsentrasjonen i skrubbe var signifikant høyest på stasjon 67F (som er markert mindre belastet enn st. 53F), mens skrubbe og sandflyndre fra de andre stasjonene hadde relativt like nivåer av dette proteinet i leveren (Figur 28).

Konsentrasjonen av metallotionein vil øke ved belastning med blant annet kadmium, sink, kobber og uorganisk kvikksølv. Proteinet vil også binde disse metallene. Det er overraskende liten sammenheng mellom nivåene av metallotionein og nivåene av særlig kadmium, kobber og sink i leveren til torsk innsamlet i JAMP. En samlet vurdering har ført til at materialet vil bli underkastet en ny analyse og kontroll.

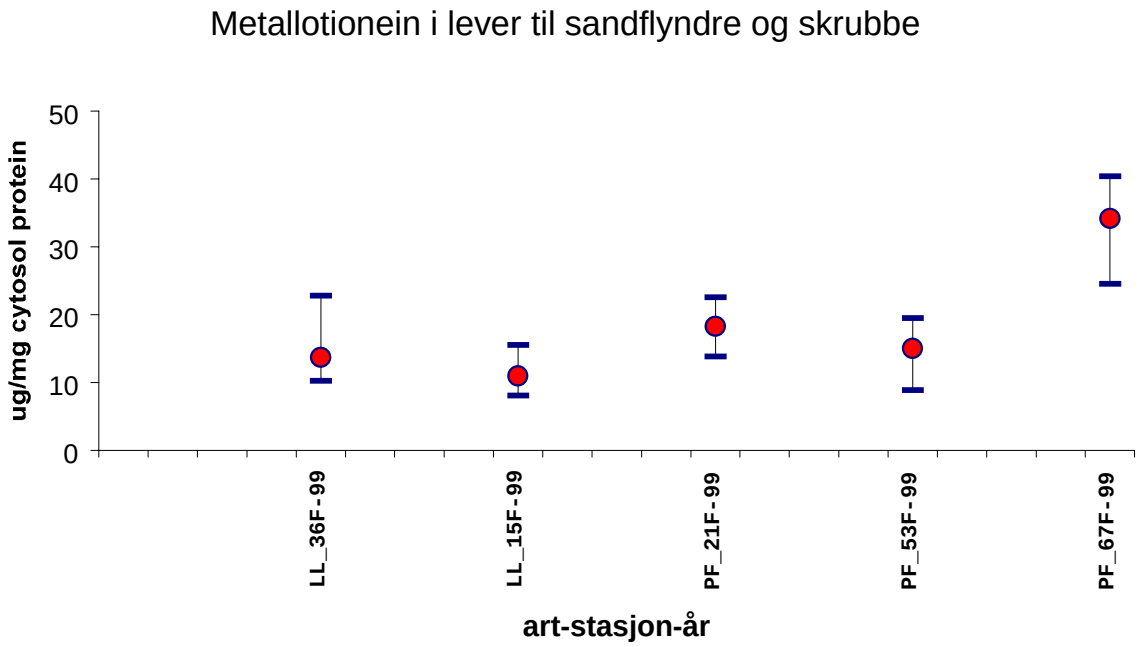
14.5 Generelle kommentarer

Resultater for alle tre år tyder på at både torsk og sandflyndre (og andre arter som ikke er undersøkt) i området 15B/F påvirkes av PAH. Nivåene av metabolitter i gallen er høye sammenlignet med andre områder. Studier i Puget Sound, USA, som er gjennomført av NOAA, tyder på at det er en årsakssammenheng mellom PAH-eksponering, økt frekvens av DNA-skade og leverkreft hos fisk. Det er imidlertid ikke tilstrekkelig informasjon til å kunne vurdere om det er fare for slike omfattende effekter ved 15B/F.

Både i 1997 og 1998 tydet resultatene fra JAMP på at metaller i miljøet har effekter i de mest belastede områdene (indre Sørfjord og indre Oslofjord), synliggjort ved at enzymet ALA-D i røde blodceller fra torsk var hemmet i de to områdene. Den andre markøren for metall-effekter, metallotionein, ga imidlertid ingen indikasjon på forskjell mellom områdene. Både metallotionein og markøren for effekter av plane organiske miljøgifter, cytokrom P4501A aktivitet (EROD), har foreløpig gitt vanskelig tolkbare resultater. Det sees imidlertid som viktig å gjennomføre programmet gjennom 5 år før en endelig vurdering.



Figur 27. Konsentrasjonen av metallotionein (MT, µg/mg cytosol protein) i lever til torsk innsamlet på de angitte stasjonene i 1997 og 1998. Resultatene er presentert som median og kvartiler (25%, 75%). Prøvene for 1999 blir reanalysert og resultatene var ikke klare da denne rapporten ble trykket.



Figur 28. Konsentrasjonen av metallotionein (MT, µg/mg cytosol protein) i lever til sandflyndre (LL, st.15F, 36F) og skrubbe (PF, st.21F, 53F, 67F) innsamlet på de angitte stasjonene i 1999. Resultatene er presentert som median og kvartiler (25%, 75%).

15. Effekter og forekomst av organotinn

15.1 Nivåer og effekter av organotinn

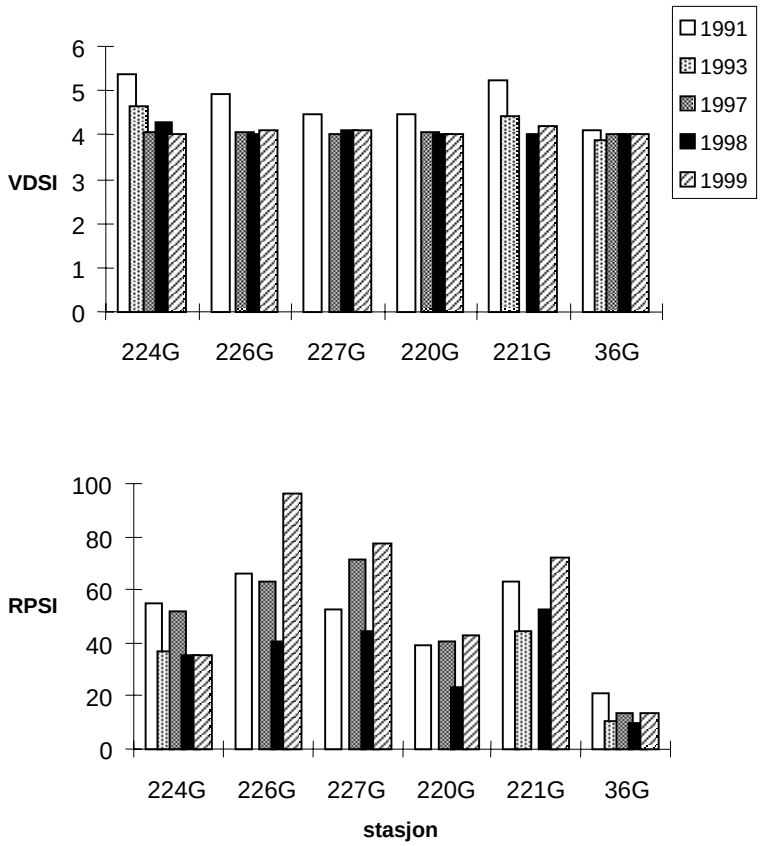
Effekter fra påvirkning av organotinn på purpursnegl (*Nucella lapillus*), samt nivåer av organotinn i blåskjell (*Mytilus edulis*), ble i 1999 undersøkt i to områder langs kysten av Sør-Norge.

I oktober 1999 ble purpursnegl samlet inn fra 5 stasjoner i Haugesund-området, og én i ytre Oslofjord (st. 36G). Det ble funnet snegl på samtlige stasjoner, men som i 1998 var forekomsten liten på stasjon 226G i Haugesund-området. Blåskjell ble samlet inn på tre stasjoner i Haugesund-området, én i ytre Oslofjord og én i indre Oslofjord. TBT-indusert utvikling av hannlige kjønnskarakterer på hunner av purpursnegl, så kalt imposex, ble diagnostisert som *vas deferens size index* (VDSI) og *relative penis size index* (RPSI) i henhold til retningslinjer fra OSPAR-JAMP. De kjemiske analysene av TBT-konsentrasjoner i organismene er beskrevet av Følsvik *et al*. (1999). Resultater fra undersøkelsene er vist i **Figur 29** og **Figur 30**.

15.2 Purpursnegl

Påvirkning fra TBT ble registrert på purpursnegl fra samtlige stasjoner; minst ved Færder i ytre Oslofjord (st. 36G), samt nord og sør i Haugesund-området (220G og 224G). Det var særlig RPSI-indeksen som viste denne forskjell, VDSI var ganske lik over hele undersøkelsesområdet (**Figur 29**).

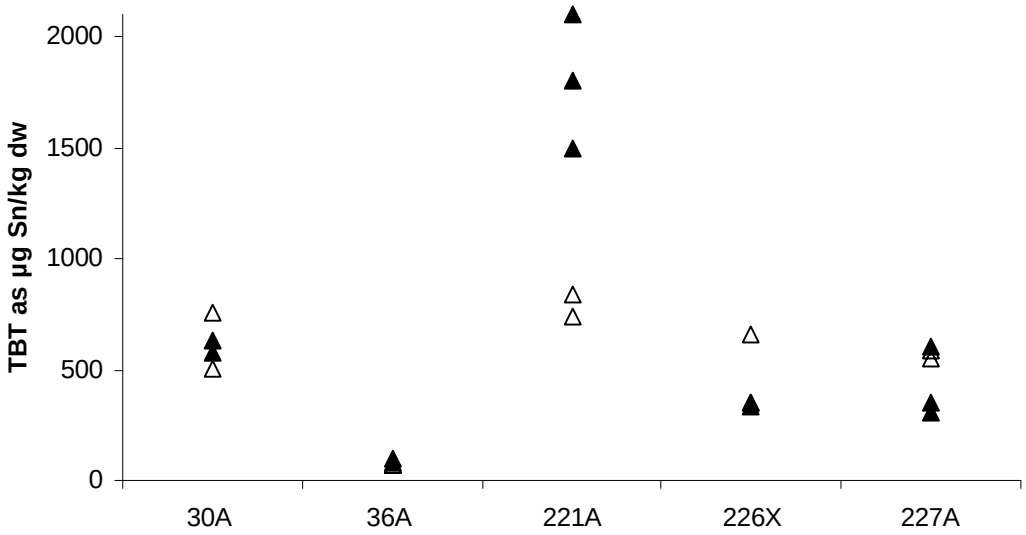
Det har vært en generell forbedring i VDSI i perioden 1991/93 til 1997, men liten endring siden (**Figur 29**). RPSI er mindre entydig over tid og de siste undersøkelser indikerer en forverring på fire av Haugesund stasjonene (**Figur 29**). Færder-området (st. 36G) er det klart minst påvirkede med hensyn til RPSI.



Figur 29. Imposex (VDSI og RPSI) i purpursnegl fra seks stasjoner i Sør-Norge i 1991 (Harding *et al*. 1992), 1993 (Walday *et al*. 1997), 1997, 1998, og 1999 (se Vedlegg F, kart nr. 2 og 5).

15.3 Blåskjell

Det ble analysert tre parallelle prøver fra alle stasjoner, bortsett fra 30A og 36A hvor to paralleller ble analysert. Nivåene av organotinn i blåskjell var for det meste høye, bortsett fra i ytre Oslofjord, og ekstremt høye på stasjon 221A i Haugesund-området (**Figur 30**). Analysene viste nivåer fra 79 til 2100 µg Sn/kg t.v. (**Figur 30**). I henhold til SFTs miljøklassifisering (Molvær *et al*. 1997) var indre Oslofjord og Haugesund-området markert til meget sterkt forurenset, mens ytre Oslofjord var moderat forurenset.



Figur 30. Nivåer av organotinn (µg Sn/kg t.v.) i blåskjell fra fem stasjoner i Sør-Norge. i 1998 ( ) og 1999 ( ) (ref til #kart).

15.4 Konklusjon

Tilstedeværelsen av organotinn (målt som TBT) var i 1999 fortsatt et problem i de undersøkte områder. TBT konsentrasjoner i blåskjell var forhøyet, og til dels meget høye. Biologiske effekter (VDSI og RPSI) ble funnet hos samtlige purpursnegl i undersøkelsen. RPSI indeksen uttrykte en forverring av tilstanden på fire stasjoner i Haugesund-området. Forbudet mot å bruke TBT holdig bunnstoff på båter med en lengde mindre enn 25 m synes ut fra dette ikke å ha resultert i noen forbedring av miljøet i de undersøkte områder.

16. Vurdering av miljøgifter i sjømat

Én av målsetningene i JMP/JAMP (**Tabell 2**) er å belyse helserisikoen ved konsum av sjømat i Norge. Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) har ansvaret for vurdering av dette. Områder der SNT har innført restriksjoner på omsetning og eller frarådet konsum av sjømat er listet opp i Tabell 25, sammen hva restriksjonene/rådene gjelder og hvilke miljøgifter som er årsaken. JAMP-analyser av organismer fra indre Oslofjord (PCB i torskelever) og Sørfjorden/Hardanger (kadmium, kvikksølv og bly i blåskjell; kadmium og PCB i torskelever og kvikksølv i torskefilet) har vist resultater som en eller flere ganger i perioden 1992-1999 bekreftet bekymringene i forbindelse med utnyttelsen av sjømat fra disse områdene.

Tabell 25. Sammendrag av restriksjoner på omsetning og råd mot konsum fra Statens næringsmiddeltilsyn for sjømat fra ulike områder langs norskekysten (http://www.snt.no/nytt/tema/kosthold/kyst.html, Vedrørende arealer pers. medd. SFT.

Område (størrelse i km^2)	År iverk-satt	Parameter	Produkt (fisk, skalldyr, skjell)	Anbefalinger og restriksjoner
Indre Oslofjord (190)	2000	PCB	fiskelever	Konsum
Indre Drammensfjorden (45)	1992	Dioksiner/PCB	fiskelever	Konsum og Salg
Indre Sandefjordfjorden (3)	1993	PCB	Fiskelever av rund fisk	Konsum og Salg
Grenlandsfjordene inklusiv, Langesundsfjorden (84)	1997	Dioksiner	fisk og skalldyr	Konsum og Salg
Tvedestrand (2)	2000	PCB	fiskelever	Konsum
Arendal (9)	2000	PCB	fiskelever	Konsum
Indre Kristiansandsfjorden (29)	2000	Dioksiner/PCB	fisk og skalldyr	Konsum og Salg
Farsund (42)	2000	PCB PAH	fisk og muslinger	Konsum
Fedafjorden (13)	1995	PAH	muslinger	Konsum
Flekkefjord (3)	2000	PCB	fiskelever	Konsum
Karmsundet	2000	PAH	skalldyr	Konsum
Saudafjorden (21)	1992	PAH	fiskelever	Konsum
Sørfjorden (80)	2000	Cd Pb Hg PCB	fisk og skalldyr	Konsum
Bergen–området inkludert Herdlafjorden, Byfjorden, Hjeltefjorden, Grimstadfjorden og Raunefjorden (180)	1998	PCB	fisk og skalldyr	Konsum og Salg
Indre Årdalsfjorden (8)	1995	PAH	muslinger	Konsum
Indre Sunndalsfjorden (15)	1993	PAH	fiskelever	Konsum
Hommelvik/Trondheimsfjorden (5)	1985	PAH	muslinger	Konsum
Indre Ranfjorden (15)	1997	PAH Pb Hg	muslinger	Konsum
Vefsnfjorden (50)	1992	PAH	muslinger	Konsum
Ramsund	2000	PCB	fisk og skalldyr	Konsum
Harstad (1)	2000	PCB tungmetaller	fiskelever	Konsum
Tromsø (17)	2000	PAH	muslinger	Konsum
Hammerfest (2)	2000	PAH	muslinger	Konsum
Honningsvåg (2)	2000	PAH	muslinger	Konsum

[1] Omfattet bare torsk fram til 1997
[2] Omfattet fisk fram til 1997

17. Bruk av blyisotoper for å spore kilder

Disse undersøkelsene omfatter bestemmelser av forholdet mellom blyisotoper ($^{206}Pb/^{204}Pb$, naturlig forekommende blyisotoper) og konsentrasjoner av bly i sedimenter, skall og bløtdeler fra blåskjell fra Sørfjorden og Hardangerfjorden.

Både sedimenter og blåskjell fra Sørfjorden i Hardanger er kontaminert med sink og bly fra lokale industriutslipp i Odda, innerst i Sørfjorden (Skei *et al*, 1998).

Analyser av råmaterialet som brukes til sinkproduksjon og av det ferdige produktet (sink pellets) viser et typisk lavt forhold mellom $^{206}Pb/^{204}Pb$ mellom 16.9 – 18.3 sammenlignet med et forholdstall på 19,8 registrert fra de dypere sedimentlagene i Sørfjorden. Litteratur-data viser at dagens sediment normalt har et forhold på omkring 18.7. Ved studier av forhold mellom $^{206}Pb/^{204}Pb$ i sedimenter (to sedimentsøyler pluss overflate) og blåskjell (skall pluss bløtdeler) i en gradient fra innerst i Sørfjorden til ytterst i Hardangerfjorden, var hensikten å beskrive industriutslippets influensområdet og endringer over tid.

Konsentrasjoner av bly i sedimenter ble bestemt ved atomabsorpsjonspektrometri uten flamme (FAAS) etter ekstraksjon med HNO_3 og HCl. Forholdet $^{206}Pb/^{204}Pb$ ble bestemt ved massespektrometri på en Finnigan MAT 261 med en enkel rheniumkatode.

Blyanalysene fra sedimentkjernene i indre Sørfjorden (stasjon 2; 10 km fra Odda) og ytre fjord (stasjon 3B; ca 30 km fra Odda) viser er klar økning fra dypere sedimenter tilsvarende omkring 1930. En kraftig økning i blykonsentrasjonen registreres fra slutten av 1970-årene sammenfallende med en betydelig økning av sinkproduksjonen. Norzinkfabrikken startet sin produksjon i 1929. Sedimentsøylene var for å gjenspeile førindustrielle sedimenter.

Analyser av forholdet $^{206}Pb/^{204}Pb$ fra de samme prøvene viser en nedgang i de øvre sedimentlag. Dette indikerer en høy grad av industrielt bly. Omtrent det samme forholdet $^{206}Pb/^{204}Pb$ ble registrert i overflatesedimentene og i pellets produsert i Odda (**Figur 31**). Overflatesedimentene og pellets produsert ved Norzink i Odda hadde omtrent det samme $^{206}Pb/^{204}Pb$ forholdet.

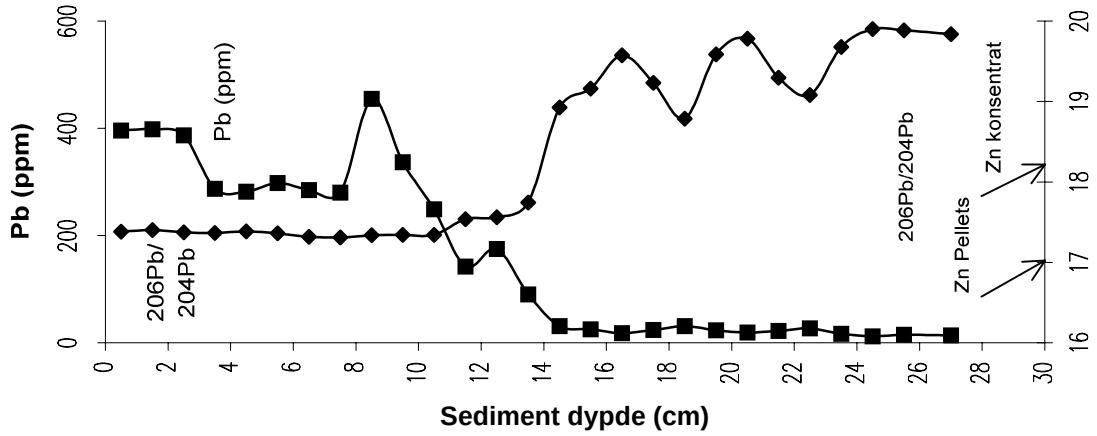
Det var signifikante forskjeller (95 % konfidensintervall) i både blykonsentrasjonen og i forholdet $^{206}Pb/^{204}Pb$ mellom overflatesedimentene fra Sørfjorden (st.56S Krossanes) til halvveis ute i Hardangerfjorden (st.67S Strandebarm) og til kystområdene utenfor (st. 22S Espevær). Mellom Strandebarm og Espevær var det ingen forskjeller (Figur 32). Dette viser at bly fra industrien i Odda har mindre innflytelse på sedimenter ytre deler av Hardangerfjorden og utenfor fjorden. Imidlertid, på stasjon 22S Espevær ble det påvist lavere forholdstallet mellom blyisotoper i overflatesedimenter sammenlignet med før-industrielle sedimenter (**Figur 34**). Dette indikerer at det må være andre kilder til blyforurensningene som influerer på isotopsammensetningen, muligens langtransportert (atmosfærisk) nedfall.

Det samme mønsteret var også tydelig i bløtvev fra blåskjell ved en signifikant økning i forholdet $^{206}Pb/^{204}Pb$ ($p= 0.0245$, korrelasjonskoeffisient = 0.8) med økende avstand fra Odda. Dette viser en redusert påvirkning fra industriutslippene utover fjorden (Figur 26). Imidlertid var isotopforholdet langt under dagens bakgrunnsnivå funnet i sedimentene. Som for overflatesedimentene kan dette være påvirkninger fra atmosfæriske deposisjoner.

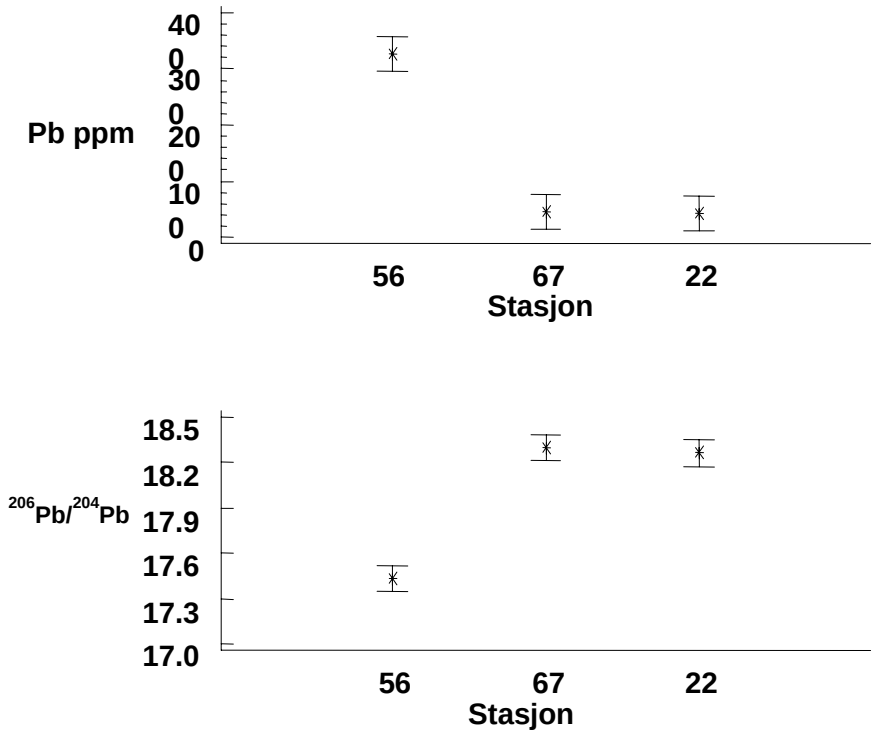
Isotopforholdet i muslingskallene viste ikke samme signifikante økning som bløtdelene fra indre til ytre fjordområder. Det er trolig at skallmaterialet viser påvirkninger over flere år avhengig av skallets alder, mens bløtdelene gjenspeiler påvirkninger bare over noen måneder.

Bruk av naturlig forekommende isotoper av f.eks. bly bidrar til forståelse av utslippshistorier fra industrien, samtidig som de blir lett bevart i sedimentsøyler. Sedimentsøylene fra Sørfjorden rakk

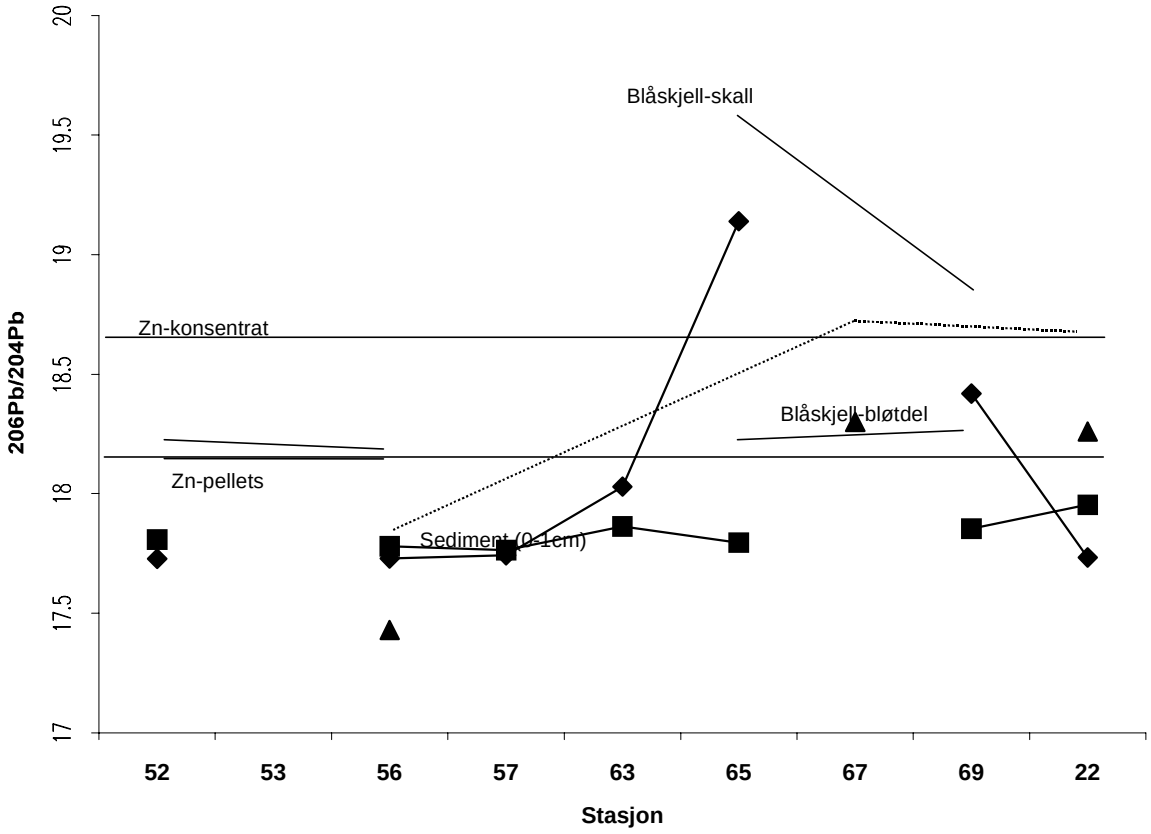
ikke ned til før-industrielle tid, og den nøyaktige bakgrunnsnivået kunne derfor ikke bekreftes. Både overflatesedimenter, skall og bløtdeler av muslinger fra stasjonene mellom 52 og 22 ville forklare endringene gjennom denne gradienten bedre.



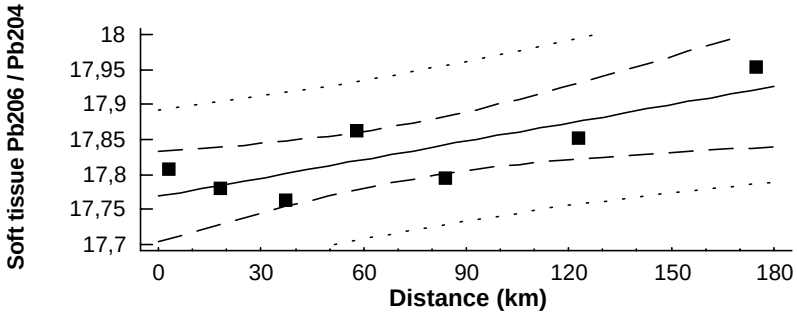
Figur 31. Bly (Pb ppm) og forholdet $^{206}Pb/^{204}Pb$ i sedimentsøyler fra Sørfjorden (st. 52S, ca 10 km fra Odda, Vedlegg F). Isotopforholdet i sinkkonsentratet og pellets er markert med piler.



Figur 32. Bly (Pb ppm) og forholdet $^{206}Pb/^{204}Pb$ i overflatesedimenter (0-1 cm) fra tre stasjoner i Sørfjorden/Hardangerfjorden.



Figur 33. Forholdet $^{206}Pb/^{204}Pb$ i overflatesediment (0-1 cm), skall og bløtdeler av blåskjell fra Sørfjorden og Hardangerfjorden. Isotopforholdet i industriproduktene (sinkkonsentrat og pellets) og bakgrunnsverdier i sedimentene er vist med horisontale linjer.



Figur 34. Korrelasjoner av isotopforholdet $^{206}Pb/^{204}Pb$ i blåskjell med avstander fra Odda (p=0,0245, r^2=67,0) (kfr., Green *et al.* 2000).

18. REFERANSER

.Ahlborg, U.G., 1989. Nordic risk assessment of PCDDs and PCDFs. Chemosphere 19:603-608.

Ahlborg, U.G., Becking G.B., Birnbaum, L.S., Brouwer, A, Derks, H.J.G.M., Feely, M., Golor, G., Hanberg, A., Larsen, J.C., J.C., Liem, A.K.G., Safe, S.H., Schlatter, C., Wärn, F., Younes, M., Yrjänheikki, E., 1994. Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs. Report on a WHO-ECEH and IPSC consultation , December 1993. Chemosphere 28:1049-1067.

ASMO, 1994. Draft assessment of temporal trends monitoring data for 1983-91: Trace metals and organic contaminants in biota. Environmental Assessment and Monitoring Committee (ASMO). Document ASMO(2) 94/6/1.

ASMO, 1997. Summary Record. Environmental Assessment and Monitoring Committee (ASMO). Document ASMO 97/9/1.

Atuma, S.S., Linder, C-E, Andersson, Ö., Bergh, A., Hansson, L., Wicklund-Glynn, A., 1996. CB153 as indicator for congener specific determination of PCBs in diverse fish species from Swedish waters. Chemosphere 33:1459-1464.

Barland, K., Berg, H. og G.S. Eriksen, 1996. Tungmetaller i skalldyr. SNT-rapport 9, 1996. Statens næringsmiddeltisyn, Oslo. 24 s. + vedlegg.

Berg, V., Polder, A. og J.U. Skaare, 1998. Organochlorines in deep-sea fish from the Nordfjord. Chemosphere 38: 275-282.

Berg, V., Ugland, K.I., Hareide, N.R., Grønningen, D. og J.U. Skaare, 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.

de Boer, J. de, Stronck, C.J.N., Traag, W.A., Meer, J van der, 1993. Non-ortho and mono-ortho substituted chlorobiphenyls and chlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in marine and freshwater fish and shellfish from the Netherlands. Chemosphere 26: 1823-1842.

Følsvik N., Berge J.A., Brevik E. M. & M. Walday. 1999. Quantification of organotin compounds and determination of imposex in populations of dogwhelks (Nucella lapillus) from Norway. Chemosphere 38 : 681-691.

Green, N.W., 1987. "Joint Monitoring Group" (JMG). Felles monitoring program i Norge: Oslofjord-området, Sørfjorden og Hardangerfjorden, og Orkdalsfjorden. Programforslag for 1988. 4.Dec.1987. NIVA-prosjekt 80106, 12 s.

Green, N.W., 1989. The effect of depuration on mussels analyses. Report of the 1989 meeting of the working group on statistical aspects of trend monitoring. The Hague, 24-27 April 1989. ICES-report C.M.1989/E:13 Annex 6:52-58.

Green, N.W., 1991. Joint Monitoring Programme. National Comments to the Norwegian Data for 1989. Norwegian Institute for Water Research (NIVA) memo, 27 s.. JMG 16/info 13-E

Green, N.W., 1993. Joint Monitoring Programme - JMP. Overview of analytical methods employed by JMP in Norway 1981-1992. NIVA-rapport 2971, 41 s. (Også som JMG-dokument 19/7 info.3-E.)

Green, N.W., 1995a. Joint Monitoring Programme (JMP). National comments to the Norwegian Data for 1993. NIVA-rapport (O-80106) 5/1 1995, 123s. (Også som SIME-dokument 95/6/1).

Green, N.W., 1995b. Joint Monitoring Programme (JMP) National comments to the Norwegian Data for 1994. NIVA-rapport (O-80106) 25/12 1995. (Også som SIME-dokument 96/19/1).

Green, N.W., 1997a. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). National Comments to the Norwegian Data for 1995. Rapport 685/97 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3597-97, 124 s. (Også som SIME-dokument 97/5/5).

Green, N.W., 1997b. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP) National Comments to the Norwegian Data for 1996. Rapport 716/97 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3730-97, 129 s. (Også som SIME-dokument (2) 97/3/16 Add.1).

Green, N.W., 1999 Joint Assessment and Monitoring Programme in Norway 1999, Contaminants. Oslofjord area, Lista, Sørfjorden, Hardangerfjorden, Bømlo, Lofoten area and Varangerfjord. Programforslag 1999 for NIVA-prosjekt O-80106. 18/1 1999. 44 s.

Green, N.W., 2000 Joint Assessment and Monitoring Programme in Norway 2000, Contaminants. Oslofjord area, Lista, Sørfjorden, Hardangerfjorden, Bømlo, Lofoten area and Varangerfjord. Programforslag 2000 for NIVA-prosjekt O-80106. 8/3 2000. 49 s..

Green, N.W., Klungsøyr, J., 1994. Norwegian 1990 sediment data for the North Sea Task Force (NSTF) and the Joint Monitoring Group (JMG). A joint report by Norwegian Institute for Water Research (NIVA) and Institute of Marine Research (IMR). NIVA-rapport 3110, 17 s. + vedlegg.

Green, N.W. og J. Knutzen, 2001. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). Forurensnings- og referanseindeks basert på observasjoner av miljøgifter i blåskjell fra utvalgte områder 1995-1999 Rapport 821/01 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4342-2001, 33 s.

Green, N.W og A. Rønningen, 1994a. Contaminants in shellfish and fish. 1981-92. Joint Monitoring Programme (JMP). Norwegian biota data. Norwegian Pollution Control Authority, Monitoring report no. 585/94. NIVA-rapport 3175, 351 s.

Green, N.W. og A.. Rønningen, 1994b. Summary statistics of contaminants in shellfish and fish 1981-92. Joint Monitoring Programme (JMP) Norwegian biota data. Norwegian Pollution Control Authority, Monitoring report no. 584/94. NIVA-rapport 3176, 167 s.

Green, N.W. og A. Rønningen, 1995. Contaminants in sediment 1986-92. The Joint Monitoring Programme (JMP) NIVA samples. Norwegian biota data. Norwegian Pollution Control Authority, Monitoring report no. 599/95. NIVA-rapport 3192), 97 s.

Green, N.W. og G. Severinsen, 1999a. Joint Monitoring and Assessement Programme (JAMP). Contaminants in shellfish. 1993-1997. Norwegian biota data. Norwegian Pollution Control Authority, Monitoring report no. 775/99. NIVA-rapport 4083-99, 206 s.

Green, N.W. og G. Severinsen, 1999b. Joint Monitoring and Assessement Programme (JAMP). Contaminants in fish. 1993-1997. Norwegian biota data. Norwegian Pollution Control Authority, Monitoring report no. 776/99. NIVA-rapport 4084-99), 393 s.

Green, N.W. og G. Severinsen, 1999c. Joint Monitoring and Assessement Programme (JAMP). Summary statistics for contaminants in shellfish and fish. 1981-1997. Norwegian biota data. Norwegian Pollution Control Authority, Monitoring report no. 777/99. NIVA-rapport 4085-99, 332 s.

Green, N.W., Knutzen, J., Helland, A. og E.M. Brevik, 1995. Overvåking av miljøgifter i sedimenter og organismer 1981-92. "Joint Monitoring Programme (JMP)". Rapport 593/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3184, 195 s.

Green, N.W., Bjerkeng B. og J.A. Berge, 1996. Depuration (12h) of metals, PCB and PAH concentrations by blue mussels (Mytilus edulis). Report of the Working Group on the Statistical Aspects of Environmental Monitoring. Stockholm 18-22 March 1996. ICES C.M.1996/D:1 Annex 13:108-117.

Green, N.W., Berge, J.A, Helland, A., Hylland, K., Knutzen, J. og M. Walday, 1999. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP) National Comments regarding the Norwegian Data for 1997. Norwegian Pollution Control Authority, Monitoring report no. 752/99. NIVA-rapport 3980-99, 129 s. (Også som SIME-dokument (1999)).

Green, N.W., Bjerkeng, B, Helland, A., Hylland, K., Knutzen, J. og M. Walday, 2000. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). National Comments regarding the Norwegian Data for 1998 and Supplementary investigations on cod (1996) and sediment (1996-1997). Norwegian Pollution Control Authority, Monitoring report no. 788/00. NIVA-rapport 4171-2000, 206 s. (Også som SIME-dokument 00/3/6).

Green, N.W., Følsvik, N., Øredalen, T.J. og G. Prestbakmo, 2001a. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). Overview of analytical methods 1981-2000. Norwegian Pollution Control Authority, Monitoring report no.822/01 TA no. 1800/2001. NIVA-rapport 4353-2001, 176 s.

Green, N.W., Hylland, K. og M.Walday, 2001b. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). National Comments regarding the Norwegian Data for 1999. Norwegian Pollution Control Authority, Monitoring report no. 812/01. NIVA-rapport 4335-2001, 176 s.
(Også som SIME-dokument 01/3/info. 4).

Hanberg, A.., Wärn, F., Asplund, L., Haglund, E. og E. Safe, 1990. Swedish dioxin survey: Determination of 2,3,7,8-TCDD toxic equivalent factors for some polychlorinated biphenyls and naphtalenes using biological tests. Chemosphere 20: 1161-1164.

Harding M.J.C., Bailey S.K. & I..M. Davies. 1992. TBT imposex survey of the North Sea. Annex 7:Norway. Scottish Fisheries working paper No 10/92 (1992).

ICES, 1996. ICES Environmental Data Reporting Formats. Version 2.2, revision 2 - July 1996.

IARC [International Agency for Research on Cancer], 1987. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluations of carcinogenicity: an updating of IARC monographs. Vol., 1-42. Suppl. 7. Lyon.

Knutzen, J., Skei, J., 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. NIVA rapport. 2540), 139 s.

Knutzen, J.og N.W. Green, 1995. Bakgrunnsnivåer av en del miljøgifter i fisk, blåskjell og reker. Data fra utvalgte norske prøvesteder innen den felles overvåking under Oslo-/Paris-kommisjonene (Joint Monitoring Programme- JMP) 1990-1993. Rapport 594/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3302, 106 s.

Knutzen, J. og N.W. Green, 2000. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjord 1999. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer. Rapport 806/00 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4300-2000, 42 s.

Knutzen, J. og N.W. Green, 2001. *Joint Assessment and Monitoring Programme* (JAMP). "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk og blåskjell basert på datamateriale fra 1990-1998. Rapport 820/01 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4339-2001, 144 s.

Knutzen, J., Green, N.W. og E.M. Brevik, E.M., 1997. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjord 1996. Delrapport 3 Miljøgifter i organismer. Rapport 728/98 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3832-98, 34 s.

Knutzen, J., Becher, G., Biseth, A., Bjerkeng, B., Brevik, E., Green, N.W., Schlaback M. og J.U. Skåre, 1999a. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr, Grenlandsfjordene 1997. Rapport 772/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4065-99, 195 s.

Knutzen, J., Green, N.W. og E.M. Brevik, 1999b. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjord 1998. Delrapport 2 Miljøgifter i organismer. Rapport. 783/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4124-99, 42 s.

Knutzen, J., Becher, G., Berglind, L., Brevik, E.M., Schlabach, M. og J.U. Skåre, 1999c. Organiske miljøgifter i taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra norske referanselokaliteter 1996. Undersøkelse av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD), andre persistente klororganiske stoffer og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Rapport 773/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4068-99, 110 s.

Knutzen, J., Brevik, E.M., Følsvik, N.A.H. og M. Schlabach, 2000. Overvåking i indre Oslofjord. Miljøgifter i fisk og blåskjell 1997-1998. Rapport nr. 76 fra Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Rapport 784/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4126-99, 89 s.

Konieczny, R.M., 1994. Miljøgiftundersøkelser i indre Oslofjord. Delrapport 4. Miljøgifter i sedimenter. Rapport 561/94 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3094, 134 s.

Mathieson, S. og D.S. McLusky, 1995. Inter-species variation of mercury in skeletal muscle of five fish species from inshore waters of the Firth of Clyde, Scotland. Mar. Pollut. Bull. 30:283-286.

Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei J., Sørensen, J., 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. Statens Forurensningstilsyn, rapport TA-1467/1997. 36 s.

MON, 1993. Draft Summary record. Eleventh meeting of the Ad Hoc Working Group on Monitoring, Copenhagen: 8-12 November 1993. MON 11/1/7-E.

MON, 1998. Summary record. Ad Hoc Working Group on Monitoring, Copenhagen: 23-27 February 1998. MON 98/6/1-E.

Nicholson, M., Fryer, R.J., 1994. A note on the bias in the EMS from a 3-point running mean smoother. ICES C:M. 1994/Env:6.

Nicholson, M., Fryer, R.J., Green, N.W., 1994. Focusing on key aspects of contaminant trend assessments. Nineteenth meeting of the Joint Monitoring Group 24-29 . January, 1994. Document JMG 19/3/3.

Nicholson, M., Fryer, R.J., Maxwell, D.M., 1997. A study of the power of various methods for detecting trends. ICES CM 1997/Env.11.

Nicholson, M., Fryer, R.J., Larsen, J.R., 1998. Temporal trend monitoring: A robust method for analysing trend monitoring data, ICES Techniques in Marine Envrionmental Sciences, No.20 September 1998.

OSPAR, 1987. Summary record. Eighth Joint Meeting of the Oslo and Paris Commissions, Copenhagen 9-13 February (1987).

OSPAR, 1990. Oslo and Paris Conventions. Principles and methodology of the Joint Monitoring Programme. [Monitoring manual for participants of the Joint Monitoring Programme (JMP) and North Sea Monitoring Master Plan (NSMMP)]. March 1990.

OSPAR, 1997. JAMP Guidelines. Oslo and Paris Commissions, Joint Assessment and Monitoring Programme (including chapter updates 1998-1999).

SIME, 1997. Summary Record. Oslo and Paris Conventions for the Prevention of Marine Pollution. Working Group on Concentrations, Trends and Effects of Substances in the Marine Environment (SIME), Bonn: 17-21 November 1997. SIME (2) 97/12/1-E, 29 pp. + Annexes.

Skei, J., 2000. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Harangerjforden 1999. Delrapport 1 Vannkjemi. Rapport 796/00 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4236-2000, 23 s.

Skei, J. og J. Knutzen, 2000. Utslipp av kvikksølv til Sørfjorden som følge av uhell ved Norzink AS vinteren 1999-2000. Miljømessige konsekvenser. NIVA-rapport 4234-2000, 12 s.

Skei, J., Rygg, B., Moy, F., Molvær, J., Knutzen, J., Hylland, K., Næs, K., Green, N. og T. Johnsen, 1998. Forurensningsutviklingen i SørfjordeN/Hardangerfjorden 1980-1997. Sammenstilling av resultater fra overvåking av vann, sedimenter og organismer. Rapport 742/98 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3922-98, 95 s.

Stange, K., Maage, A. og J. Klungsøyr, 1996. Contaminants in fish and sediments in the North Atlantic Ocean. TemaNord 1996:522. Nordisk Ministerråd, København. 79 s.

Van den Berg, Birnbaum, L, Bosveld, A. T. C. and co-workers, 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. Environ Hlth. Perspect. 106:775-792.

Walday, M., Green, N. og K. Hylland, 1995. Kostholds- og tilstandsindikatorer for miljøgifter i marine områder. NIVA-rapport 3280, 39 s.

Walday M., Berge J.A. og N. Følsvik. 1997. Imposex og nivåer av organotinn hos populasjoner av purpursnegl (*Nucella lapillus*) i Norge. Rapport 694/97 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3665-9, 28 s.

WGSAEM, 1993. The length effect on contaminant concentrations in mussels. Section 13.2. in the Report of the Working Group on Statistical Aspects of Environmental Monitoring, Copenhagen 27-30, April 1993. International Council for the Exploration of the Sea. C-M- 1993/ENV:6 Ref.: D and E, 61 pp.

WHO (World Health Organization), 1990. Environmental Health Criteria 116. Tributyltin compounds. WHO, Geneve, 273 s.

Vedlegg A
Program for kvalitetskontroll

(fra Green *et al.* 2000, 2001b)

Akkreditering

NIVAs laboratorier for kjemiske , biokjemiske og økotoksikologiske analyser ble i 1993 akkreditert i henhold til Norsk akkrediterings krav, basert på den europeiske standard EN45000. NIVAs refereransenummer er P009.

Sammendrag av resultater fra kvalitetskontroller

Et sammendrag av resultater fra analyser av Standard Reference Material (SRM) for sediment og organismer er vist i henholdsvis **Table 26** og **Table 27**.

Analyser av marine sedimenter er kontrollert mot SRM MESS-2 og SRM 1941, henholdsvis for metaller og PCB/PAH.

For kontroll av metallbestemmelser i fisk og skalldyr er det benyttet filet (DORM-2) og lever (DOLT-2) av pigghå (dogfish, se Tabell A1). Makrellolje (350) and muslingvev (2974) brukes som SRM for kontrol av henholdsvis PCB og PAH. I tillegg til SRM 2974 benyttes også en intern standard av blåskjellmateriale.

Resultatene har i hovedsaken vært tilfredsstillende, dvs. med middelverdier innenfor 2 standardavvik for SRM-gjennomsnitt. Ut fra **sediment**resultatene kan verdiene for PCB, DDE og naftalener være noe underestimert, mens benzo(a)pyren og benzo(ghi)perylen kan være overestimert. Bemerk at sertifikatet inneholder både sertifiserte verdier og veiledende verdier som kan være av hjelp for laboratoriet (se fotnot i **Table 26**). De sistnevnte tilfredsstiller ikke kravene for sertifisering. Resultatene fra kontroller med SRM for organismer indikerer at bly, benzo(a)pyren og benzo(e)pyren kan være noe underestimert og sink noe overestimert. Bemerk at SRM-verdien for bly er nær grensen for hva NIVAs laboratorium kan detektere.

NIVA deltar to ganger i året i QUASIMEME (*Quality Assurance Laboratory Performance Studies for Environmental Measurements in Marine Samples*, kfr., http://www.quasimeme.marlab.ac.uk/) interkalibreringene, og dette omfatter næringssalter i sjøvann (hvor NIVAs lab er med i gruppen på de "referanselaboratorier"), metaller, PAH og PCB i sedimenter og biota. De siste QUASIMEME interkalibreringene hvor NIVA har deltatt er: runde 12 (1997/1998), runde 14 (1998), runde 16 (1998/1999), runde 18 (1999), runde 20 (1999/2000), runde 22 (2000), og runde 24 (2000/2001). Resultatene fra disse omgangene var generelt sett aksepatable, dvs. med z-verdier mellom -2 and 2).

Table 26. Summary of the quality control results for the 1996-97 sediment samples analysed 1998-99. The Standard Reference Materials (SRM) was marine sediment MESS-2* or 1941** analysed together with the JAMP-samples for metals (µg/g), organic chlorines (µg/kg) or polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) (µg/kg). SRMs were measured several times (N) over a number of weeks (W).

Code	Contaminant	SRM type	SRM value ± confidence interval	N	W	Mean value	Standard deviation
Cd	**cadmium**	MESS 2	0.24 ± 0.014	4	3	0.22	0.01
Pb	**lead**	MESS 2	21.9 ± 1.2	4	4	22.3	0.8
Cu	**copper**	MESS 2	39.3 ± 2.0	4	3	37.7	1.3
Zn	**zinc**	MESS 2	172 ± 16	4	3	156	1
Hg	**mercury**	MESS 2	0.092 ± 0.009	3	1	0.087	0.001
Li	**lithium**	MESS 2	73.9 ± 0.7	4	3	74.0	2.0
CB28	**CB28(IUPAC)**	1941	16.1 ± 0.4 [1)]	3	1	6.04	0.18
CB52	**CB52(IUPAC)**	1941	10.4 ± 0.4 [1)]	3	1	7.04	0.07
CB101	**CB101(IUPAC)**	1941	22.0 ± 0.7 [1)]	3	1	10.7	0.4
CB105	**CB105(IUPAC)**	1941	5.76 ± 0.23 [1)]	3	1	4.13	0.81
CB118	**CB118(IUPAC)**	1941	15.2 ± 0.7 [1)]	3	1	8.99	0.37
CB138	**CB138(IUPAC)**	1941	24.9 ± 1.8 [1)]	3	1	12.9	0.3
CB153	**CB153(IUPAC)**	1941	22.0 ± 1.4 [1)]	3	1	14.9	0.6
CB180	**CB180(IUPAC)**	1941	14.3 ± 0.3 [1)]	3	1	9.78	0.42
CB209	**CB209(IUPAC)**	1941	8.35 ± 0.21 [1)]	3	1	11.1	1.0
DDEPP	**p,p' DDE**	1941	9.71 ± 0.17 [1)]	3	1	6.21	0.54
NAP	**naphthelene**	1941	1322 ± 14 [1)]	2	8	1050	101
PA	**phenanthrene**	1941	577 ± 59	2	8	511	90
ANT	**anthracene**	1941	202 ± 42	2	8	200	36
FLU	**fluoranthene**	1941	1220 ± 240	2	8	1010	167
PYR	**pyrene**	1941	1080 ± 200	2	8	819	104
BAA	**benzo(a)anthracene**	1941	550 ± 79	2	8	407	37
CHR	**chrysene**	1941	449 [1)]				
TRI	**triphenylene**	1941	192 ± 3 [1)]				
CHRTR	**chrysene+triphenylene**			2	8	554	31
BBF	**benzo(b)fluoranthene**	1941	780 ± 190				
BKF	**benzo(k)fluoranthene**	1941	444 ± 49				
BJKF	**benzo(j+k)fluoranthene**			2	8	1392	6
BAP	**benzo(a)pyrene**	1941	670 ± 130	2	8	729	69
PER	**perylene**	1941	422 ± 33	2	8	500	34
ICDP	**indeno(1,2,3-cd)pyrene**	1941	569 ± 40	2	8	572	62
BGHIP	**benzo(ghi)perylene**	1941	516 ± 83	2	8	732	95

1) Not certified SRM value.
*) National Research Council Canada, Marine Analytical Chemistry Standards Program
**) National Institute of Standards & Technology (NIST)

Table 27. Summary of the quality control results for the 1999 biota samples analysed 1999-2000. The Standard Reference Materials (SRM) were DORM-2* (dogfish muscle) for mussels and fish fillet, DOLT-2* (dogfish liver) for fish liver, 350** (mackerel oil) for mussels and fish liver and 2974*** (mussel tissue) for mussels. SRM was analysed in series with the JAMP-samples for analyses of metals (mg/kg w.w.), organic chlorines or PAH (µg/kg w.w.). Tissue types were: mussel softbody (SB), fish liver (LI) and fish fillet (MU). SRMs were measured several times (N) over a number of weeks (W).

Code	Contaminant	Tissue type	SRM type	SRM value ± confidence interval	N	W	Mean value	Standard deviation
Cd	**cadmium**	SB	DORM	0.043 ± 0.008	7	2	0.042	0.002
		LI	DOLT	20.80 ± 0.5	7	17	21.3	0.3
Cu	**copper**	SB	DORM	2.34 ± 0.16	6	2	2.20	0.18
		LI	DOLT	25.80 ± 1.1	12	17	26.8	1.6
Pb	**lead**	SB	DORM	0.065 ± 0.007	7	2	0.065	0.012
		LI	DOLT	0.22 ± 0.02	12	17	0.20	0.02
Hg	**mercury**	SB	DORM	4.64 ± 0.26	16	31	4.77	0.14
Zn	**zinc**	SB	DORM	25.6 ± 2.3	5	2	24.7	0.9
		LI	DOLT	85.8 ± 2.5	12	17	98.1	2.7
CB-28	**PCB congener CB-28**	(all)	350	22.5 ± 4	24	34	17.9	1.8
CB-52	**PCB congener CB-52**	(all)	350	62. ± 9	24	34	60	5.0
CB-101	**PCB congener CB-101**	(all)	350	164 ± 9	24	34	187	15
CB-118	**PCB congener CB-118**	(all)	350	142 ± 20	24	34	150	16
CB-153	**PCB congener CB-153**	(all)	350	317 ± 20	24	34	415	75
CB-180	**PCB congener CB-180**	(all)	350	73. ± 13	24	34	84	16
PA	**phenanthrene**	SB	2974	22.2 ± 2.5	6	27	14.1	2.0
ANT	**anthracene**	SB	2974	6.1 ± 1.7	6	27	2.9	1.0
FLU	**fluoranthene**	SB	2974	163.7 ± 10.3	6	27	153	13
PYR	**pyrene**	SB	2974	151.6 ± 8.0	6	27	144	14
BAA	**benzo[*a*]anthracene**	SB	2974	32.5 ± 4.8	6	27	28.4	8.0
BAP	**benzo[*a*]pyrene**	SB	2974	15.63 ± 0.80	6	27	14.4	5.5
BEP	**benzo[*e*]pyrene**	SB	2974	84.0 ± 3.2	6	27	69.3	8.0
PER	**perylene**	SB	2974	7.68 ± 2.3	6	27	4.5	1.6
ICDP	**indeno[1,2,3-*cd*]pyrene**	SB	2974	14.2 ± 2.8	6	27	12.2	1.5
BGHIP	**benzo[*ghi*]perylene**	SB	2974	22.0 ± 2.3	6	27	20.6	2.3

*) National Research Council Canada, Division of Chemistry, Marine Analytical Chemistry Standards
**) BCR, Community Bureau of Reference, Commission of the European Communities
***) National Institute of Standards & Technology (NIST)

Vedlegg B
Forkortelser

Abbreviations

Forkortelser[1]	English	*Norsk*
ELEMENTS		
Al	aluminium	*aluminium*
As	arsenic	*arsen*
Cd	cadmium	*kadmium*
Co	cobalt	*kobolt*
Cr	chromium	*krom*
Cu	copper	*kobber*
Fe	iron	*jern*
Hg	mercury	*kvikksølv*
Li	lithium	*litium*
Mn	manganese	*mangan*
Ni	nickel	*nikkel*
Pb	lead	*bly*
Pb210	lead-210	*bly-210*
Se	selenium	*selen*
Ti	titanium	*titan*
Zn	zinc	*sink*
PAHs		
PAH	polycyclic aromatic hydrocarbons	*polysykliske aromatiske hydrokarboner*
ACNE	acenaphthene	*acenaften*
ACNLE	acenaphthylene	*acenaftylen*
ANT	anthracene	*antracen*
BAA [3]	benzo[*a*]anthracene	*benzo[a]antracen*
BAP [3]	benzo[*a*]pyrene	*benzo[a]pyren*
BBF [3]	benzo[*b*]fluoranthene	*benzo[b]fluoranten*
BBJKF [3]	benzo[*b,j,k*]fluoranthene	*benzo[b,j,k]fluoranten*
BBJKF [3]	benzo[b+j,k]fluoranthene	*benzo[b+j,k]fluoranten*
BBKF [3]	benzo[*b+k*]fluoranthene	*benzo[b+k]fluoranten*
BEP	benzo[*e*]pyrene	*benzo[e]pyren*
BGHIP	benzo[*ghi*]perylene	*benzo[ghi]perylen*
BIPN [2]	biphenyl	*bifenyl*
BJKF [3]	benzo[*j,k*]fluoranthene	*benzo[j,k]fluorantren*
BKF [3]	benzo[*k*]fluoranthene	*benzo[k]fluorantren*
CHR	chrysene	*chrysen*
CHRTR	chrysene+triphenylene	*chrysen+trifenylen*
COR	coronene	*coronen*
DBAHA [3]	dibenz[*a,h*]anthracene	*dibenz[a,h]anthracen*
DBA3A [3]	dibenz[*a,c/a,h*]anthracene	*dibenz[a,c/a,h]antracen*
DBP [3]	dibenzopyrenes	*dibenzopyren*
DBT	dibenzothiophene	*dibenzothiofen*
DBTC1	C_1-dibenzothiophenes	*C_1-dibenzotiofen*
DBTC2	C_2-dibenzothiophenes	*C_2-dibenzotiofen*
DBTC3	C_3-dibenzothiophenes	*C_3-dibenzotiofen*
FLE	fluorene	*fluoren*
FLU	fluoranthene	*fluoranten*

Foprkortelser[1]	English	*Norsk*
PAHs (cont.)		
ICDP [3]	indeno[*1,2,3-cd*]pyrene	*indeno[1,2,3-cd]pyren*
NAP [2]	naphthalene	*naftalen*
NAPC1 [2]	C_1-naphthalenes	*C_1-naftalen*
NAPC2 [2]	C_2-naphthalenes	*C_2-naftalen*
NAPC3 [2]	C_3-naphthalenes	*C_3-naftalen*
NAP1M [2]	1-methylnaphthalene	*1-metylnaftalen*
NAP2M [2]	2-methylnaphthalene	*2-metylnaftalen*
NAPD2 [2]	1,6-dimethylnaphthalene	*1,6-dimetylnaftalen*
NAPD3 [2]	1,5-dimethylnaphthalene	*1,5-dimetylnaftalen*
NAPDI [2]	2,6-dimethylnaphthalene	*2,6-dimetylnaftalen*
NAPT2 [2]	2,3,6-trimethylnaphthalene	*2,3,6-trimetylnaftalen*
NAPT3 [2]	1,2,4-trimethylnaphthalene	*1,2,4-trimetylnaftalen*
NAPT4 [2]	1,2,3-trimethylnaphthalene	*1,2,3-trimetylnaftalen*
NAPTM [2]	2,3,5-trimethylnaphthalene	*2,3,5-trimetylnaftalen*
NPD	Collective term for naphthalenes, phenanthrenes and dibenzothiophenes	*Sammebetegnelse for naftalen, fenantren og dibenzotiofens*
PA	phenanthrene	*fenantren*
PAC1	C_1-phenanthrenes	*C_1-fenantren*
PAC2	C_2-phenanthrenes	*C_2-fenantren*
PAM1	1-methylphenanthrene	*1-metylfenantren*
PAM2	2-methylphenanthrene	*2-metylfenantren*
PAMD1	3,6-dimethylphenanthrene	*3,6-dimetylfenantren*
PAMD2	9,10-dimethylphenanthrene	*9,10-dimetylfenantren*
PER	perylene	*perylen*
PYR	pyrene	*pyren*
DI-Σn	sum of "n" dicyclic "PAH"s (footnote 2)	*sum "n" disykliske "PAH" (fotnote 2)*
P-Σn	sum "n" PAH	*sum "n" PAH*
PK-Σn	sum carcinogen PAH's (footnote 3)	*sum kreftfremkallende PAH (fotnote 3)*
PAHΣΣ	DI-Σn + P-Σn etc.	*DI-Σn + P-Σn mm..*
SPAH	"total" PAH, specific compounds not quantified (outdated analytical method)	*"total" PAH, spesifikk forbindelser ikke kvantifisert (foreldret metode)*

Forkortelser (forts.)

Forkortelser	English	*Norsk*
PCBs		
PCB	polychlorinated biphenyls	*polyklorerte bifenyler*
CB	individual chlorobiphenyls (CB)	*Enkeltforbindelser av PCB*
CB28	CB28 (IUPAC)	*CB28 (IUPAC)*
CB31	CB31 (IUPAC)	*CB31 (IUPAC)*
CB44	CB44 (IUPAC)	*CB44 (IUPAC)*
CB52	CB52 (IUPAC)	*CB52 (IUPAC)*
CB77 [4]	CB77 (IUPAC)	*CB77 (IUPAC)*
CB81 [4]	CB81 (IUPAC)	*CB81 (IUPAC)*
CB95	CB95 (IUPAC)	*CB95 (IUPAC)*
CB101	CB101 (IUPAC)	*CB101 (IUPAC)*
CB105	CB105 (IUPAC)	*CB105 (IUPAC)*
CB110	CB110 (IUPAC)	*CB110 (IUPAC)*
CB118	CB118 (IUPAC)	*CB118 (IUPAC)*
CB126 [4]	CB126 (IUPAC)	*CB126 (IUPAC)*
CB128	CB128 (IUPAC)	*CB128 (IUPAC)*
CB138	CB138 (IUPAC)	*CB138 (IUPAC)*
CB149	CB149 (IUPAC)	*CB149 (IUPAC)*
CB153	CB153 (IUPAC)	*CB153 (IUPAC)*
CB156	CB156 (IUPAC)	*CB156 (IUPAC)*
CB169 [4]	CB169 (IUPAC)	*CB169 (IUPAC)*
CB170	CB170 (IUPAC)	*CB170 (IUPAC)*
CB180	CB180 (IUPAC)	*CB180 (IUPAC)*
CB194	CB194 (IUPAC)	*CB194 (IUPAC)*
CB209	CB209 (IUPAC)	*CB209 (IUPAC)*
CB-Σ7	CB: 28+52+101+118+138+153+180	*CB 28+52+101+118+138+153+180*
CB-ΣΣ	sum of CBs, includes CB-Σ7	*sum CBer, inkluderer CB-Σ7*
TECBW	Sum of CB-toxicity equivalents after WHO model, see **TEQ**	*Sum CB- toksitets ekvivalenter etter WHO-modell, se **TEQ***
TECBS	Sum of CB-toxicity equivalents after SAFE model, see **TEQ**	*Sum CB-toksitets ekvivalenter etter SAFE modell, se **TEQ***

Forkortelser (forts.)

Forkortelser[1]	English	*Norsk*
DIOKSINER		
TCDD	2, 3, 7, 8-tetrachloro-dibenzo-p-dioxin	*2, 3, 7, 8-tetrakloro-dibenzo-p-dioksin*
CDDST	Sum of tetrachloro-dibenzo-p-dioxins	*Sum tetrakloro-dibenzo-p-dioksiner*
CDD1N	1, 2, 3, 7, 8-pentachloro-dibenzo-p-dioxin	*1, 2, 3, 7, 8-pentakloro-dibenzo-p-pdioksin*
CDDSN	Sum of pentachloro-dibenzo-p-dioxins	*Sum pentakloro-dibenzo-p-dioksiner*
CDD4X	1, 2, 3, 4, 7, 8-hexachloro-dibenzo-pdioxin	*1, 2, 3, 4, 7, 8-heksakloro-dibenzo-.p-dioksin*
CDD6X	1, 2, 3, 6, 7, 8-hexachloro-dibenzo-p-dioxin	*1, 2, 3, 6, 7, 8-heksakloro-dibenzo-p-dioksin*
CDD9X	1, 2, 3, 7, 8, 9-hexachloro-dibenzo-p-dioxin	*1, 2, 3, 7, 8, 9-heksakloro-dibenzo-p-dioksin*
CDDSX	Sum of hexachloro-dibenzo-p-dioxins	*Sum heksakloro-dibenzo-p-dioksiner*
CDD6P	1, 2, 3, 4, 6, 7, 8-heptachloro-dibenzo-p-dioxin	*1, 2, 3, 4, 6, 7, 8-heptakloro-dibenzo-p-dioksin*
CDDSH	Sum of heptachloro-dibenzo-p-dioxins	*Sum heptakloro-dibenzo-p-dioksiner*
CDDO	Octachloro-dibenzo-p-dioxin	*Oktakloro-dibenzo-p-dioksin*
PCDD	Sum of polychlorinated dibenzo-p-dioxins	*Sum polyklorerte-dibenzo-p-dioksiner*
CDF2T	2, 3, 7, 8-tetrachloro-dibenzofuran	*2, 3, 7, 8-tetrakloro-dibenzofuran*
CDFST	Sum of tetrachloro-dibenzofurans	*Sum tetrakloro-dibenzofuraner*
CDFDN	1, 2, 3, 7, 8/1, 2, 3, 4, 8-pentachloro-dibenzofuran	*1, 2, 3, 7, 8/1, 2, 3, 4, 8-pentakloro-dibenzofuran*
CDF2N	2, 3, 4, 7, 8-pentachloro-dibenzofurans	*2, 3, 4, 7, 8-pentakloro-dibenzofuran*
CDFSN	Sum of pentachloro-dibenzofurans	*Sum pentakloro-dibenzofuraner*
CDFDX	1, 2, 3, 4, 7, 8/1, 2, 3, 4, 7, 9-hexachloro-dibenzofuran	*1, 2, 3, 4, 7, 8/1, 2, 3, 4, 7, 9-heksakloro-dibenzofuran*
CDF6X	1, 2, 3, 6, 7, 8-hexachloro-dibenzofuran	*1, 2, 3, 6, 7, 8-heksakloro-dibenzofuran*
CDF9X	1, 2, 3, 7, 8, 9-hexachloro-dibenzofuran	*1, 2, 3, 7, 8, 9-heksakloro-dibenzofuran*
CDF4X	2, 3, 4, 6, 7, 8-hexachloro-dibenzofuran	*2, 3, 4, 6, 7, 8-heksakloro-dibenzofuran*
CDFSX	Sum of hexachloro-dibenzofurans	*Sum heksakloro-dibenzofuraner*
CDF6P	1, 2, 3, 4, 6, 7, 8-heptachloro-dibenzofuran	*1, 2, 3, 4, 6, 7, 8-heptakloro-dibenzofuran*
CDF9P	1, 2, 3, 4, 7, 8, 9-heptachloro-dibenzofuran	*1, 2, 3, 4, 7, 8, 9-heptakloro-dibenzofuran*
CDFSP	Sum of heptachloro-dibenzofurans	*Sum heptakloro-dibenzofuraner*
CDFO	Octachloro-dibenzofurans	*Octakloro-dibenzofuran*
PCDF	Sum of polychlorinated dibenzo-furans	*Sum polyklorerte dibenzo-furaner*
CDDFS	Sum of PCDD and PCDF	*Sum PCDD og PCDF*
TCDDN	Sum of TCDD-toxicity equivalents after Nordic model, see **TEQ**	*Sum TCDD- toksitets ekvivalenter etter Nordisk modell, se **TEQ***
TCDDI	Sum of TCDD-toxicity equivalents after international model, see **TEQ**	*Sum TCDD-toksitets ekvivalenter etter internasjonale modell, se **TEQ***

Forkortelser (forts.)

Forkortelser[1]	English	*Norsk*
PESTICIDER		
ALD	aldrin	*aldrin*
DIELD	dieldrin	*dieldrin*
ENDA	endrin	*endrin*
CCDAN	cis-chlordane (=α-chlordane)	*cis-klordan (=α-klordan)*
TCDAN	trans-chlordane (=γ-chlordane)	*trans-klordan (=γ-klordan)*
OCDAN	oxy-chlordane	*oksy-klordan*
TNONC	trans-nonachlor	*trans-nonaklor*
TCDAN	trans-chlordane	*trans-klordan*
OCS	octachlorostyrene	*oktaklorstyren*
QCB	pentachlorobenzene	*pentaklorbenzen*
DDD	›diphenyldichloroethane	*diklordifenyldikloretan*
	1,1-dichloro-2,2-bis-(4-chlorophenyl)ethane	*1,1-dikloro-2,2-bis-(4-klorofenyl)etan*
DDE	dichlorodiphenyldichloroethylene (principle metabolite of DDT)	*diklordifenyldikloretylen (hovedmetabolitt av DDT)*
	1,1-dichloro-2,2-bis-(4-chlorophenyl)ethylene*	*1,1-dikloro-2,2-bis-(4-klorofenyl)etylen*
DDT	›diphenyltrichloroethane	*diklordifenyltrikloretan*
	1,1,1-trichloro-2,2-bis-(4-chlorophenyl)ethane	*1,1,1-trikloro-2,2-bis-(4-klorofenyl)etan*
DDEOP	o,p'-DDE	*o,p'-DDE*
DDEPP	p,p'-DDE	*p,p'-DDE*
DDTOP	o,p'-DDT	*o,p'-DDT*
DDTPP	p,p'-DDT	*p,p'-DDT*
TDEPP	p,p'-DDD	*p,p'-DDD*
DDTEP	p,p'-DDE + p,p'-DDT	*p,p'-DDE + p,p'-DDT*
DD-nΣ	sum of DDT and metabolites, n = number of compounds	*sum DDT og metabolitter, n = antall forbindelser*
HCB	hexachlorobenzene	*heksaklorbenzen*
HCHG	Lindane	*Lindan*
	γ HCH = gamma hexachlorocyclohexane	*γ HCH = gamma heksaklorsykloheksan*
	(γ BHC = gamma benzenehexachloride, outdated synonym)	*(γ BHC = gamma benzenheksaklorid, foreldret betegnelse)*
HCHA	α HCH = alpha HCH	*α HCH = alfa HCH*
HCHB	β HCH = beta HCH	*β HCH = beta HCH*
HC-nΣ	sum of HCHs, n = count	*sum av HCH, n = antall*
EOCl	extractable organically bound chlorine	*ekstraherbart organisk bundet klor*
EPOCl	extractable persistent organically bound chlorine	*ekstraherbart persistent organisk bundet klor*
NTOT	total organic nitrogen	*total organisk nitrogen*
CTOT	total organic carbon	*total organisk karbon*
CORG	organic carbon	*organisk karbon*
GSAMT	grain size	*kornfordeling*
MOCON	moisture content	*vanninnhold*

Forkortelser (forts.)

Forkortelser[1]	English	*Norsk*
INSTITUTTER		
IFEN	Institute for Energy Technology	*Institutt for energiteknikk*
FIER	Institute for Nutrition, Fisheries Directorate	*Fiskeridirektoratets Ernæringsinstitutt*
FORC	FORCE Institutes, Div. for Isotope Technique and Analysis [DK]	*FORCE Institutterne, Div. for Isotopteknik og Analyse [DK]*
IMRN	Institute of Marine Research (IMR)	*Havforskningsinstituttet*
NACE	Nordic Analytical Center	*Nordisk Analyse Center*
NILU	Norwegian Institute for Air Research	*Norsk institutt forluftforskning*
NIVA	Norwegian Institute for Water Research	*Norsk institutt for vannforskning*
SERI	Swedish Environmental Research Institute	*Institutionen för vatten- och luftvårdsforskning*
VETN	Norwegian Veterinary Institute	*Veterinærinstituttet*
SIIF	Fondation for Scientific and Industrial Research at the Norwegian Institute of Technology - SINTEF (a division, previously: Center for Industrial Research SI)	*Stiftelsen for industriell og teknisk forskning ved Norges tekniske høgskole- SINTEF (en avdeling, tidligere: Senter for industriforskning SI)*

[1]) Etter: ICES Environmental Data Reporting Formats. International Council for the Exploration of the Sea. July 1996 and supplementary codes related to non-ortho and mono-ortho PCB's and "dioxins" (ICES pers. comm.)

[2]) Indikerer "PAH"-forbindelser som er disykliske og derfor ikke med i de egentlige PAH, mens som regelmessig opptrer i PAH-holdig materiale' og derfor kvantifiseres sammen med PAH; de vanligste er naftalener.

[3]) Indikerer potensielt kreftfremkallende PAH i henhold til IARC (1987, kategoriene "A og "B, dvs "sannsynlig" og "mulig" kreftfremkallende)).

[4]) Indikerer non ortho forbindelser av PCB, dvs. som mangler klorl i posisjonene 1, 1', 5 og 5'

*) The Pesticide Index, second edition. The Royal Society of Chemistry, 1991.

Andre forkortelser

	English	*Norsk*
TEQ	"Toxicity equivalency factors" for the most toxic compounds within the following groups:	*"Toxisitetsekvivalentfaktorer" for de giftigste forbindelsene innen følgende grupper:*
	• polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (**PCDD/PCDFs**). Equivalents previously calculated after Nordic model (Ahlborg *et al.*, 1989) [1], now according to Van den Berg *et al.*, 1998) [2]	• *polyklorerte dibenzo-p-dioksiner og dibenzofuraner (**PCDD/PCDF**). Ekvivalentberegning tidligere etter nordisk modell (Ahlborg et al., 1989) [1], nå etter internasjonal modell (, cf. Van den Berg et al. 1998) [2]*
	• non-ortho and mono-ortho substituted chlorobiphenyls after Van den Berg et al. (1998) (previously after Ahlborg *et al.*, (1994)) [3]	• *non-orto og mono-orto substituerte etter WHO modell (Van den Berg et al. 1998); tidligere etter Ahlborg et al. (1994) [3]*
ppm	parts per million, mg/kg	*milliondeler, mg/kg*
ppb	parts per billion, µg/kg	*milliarddeler, µg/kg*
ppp	parts per trillion, ng/kg	*billiondeler, ng/kg*
d.w.	dry weight basis	*tørrvektsbasis*
w.w.	wet weight or fresh weight basis	*Våtvekts- eller friskvektsbasis*

[1]) Ahlborg, U.G., 1989. Nordic risk assessment of PCDDs and PCDFs. Chemosphere 19: 603-608.

[2]) Van den Berg, Birnbaum, L, Bosveld, A. T. C. and co-workers, 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. Environ Hlth. Perspect. 106:775-792.

[3]) Ahlborg, U.G., Becking G.B., Birnbaum, L.S., Brouwer, A, Derks, H.J.G.M., Feely, M., Golor, G., Hanberg, A., Larsen, J.C., J.C., Liem, A.K.G., Safe, S.H., Schlatter, C., Wärn, F., Younes, M., Yrjänheikki, E., 1994. Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs. Report on a WHO-ECEH and IPSC consultation , December 1993. Chemosphere 28:1049-1067.

Vedlegg C
Analyseoversikt for sediment

Sortert på:
- Miljøgift, år, laboratorium

Contamin.	**Miljøgift, forkortelsene er definert i Vedlegg B**
Mon. Year	**Overvåkingsår**
Lab.	**Analyselaboratorium (kfr. Vedlegg B)**
Intercalibr. +basis	**Interkalibreringsøvelse (se Vedlegg A) og analytisk basis hvor D = tørrvektsbasis.**
Detect limit	**"Normal" analytisk deteksjonsgrense**
Total value count	**Totall antall analyser**
Count below d.lim	**Antall analyser under deteksjonsgrense**
N (<) above d.lim	**Antall analyser med deteksjonsgrense høyere enn "normal"**

Contamin.	Mon. Year	Lab.	Inter-calibr. +basis	Analyt. method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim
ACNE	1994-NIVA		D	369	1	24	23	
	1996-NIVA		D	369	1	10		
	1997-NIVA		D	369	1	18		
ACNLE	1994-NIVA		D	369	1	24	23	
	1996-NIVA		D	369	1	10		
	1997-NIVA		D	369	1	18		
ANT	1994-NIVA		D	369	1	24	22	
	1996-NIVA		D	369	1	10		
	1997-NIVA		D	369	1	18		
AS	1994-NIVA		D	354	500	12		
BAA	1994-NIVA		D	369	1	24	11	
	1996-NIVA		D	369	1	10		
	1997-NIVA		D	369	1	18		
BAP	1994-NIVA		D	369	1	24	12	
	1996-NIVA		D	369	1	10		
	1997-NIVA		D	369	1	18		
BBF	1994-NIVA		D	369	1	24	9	
BBJKF	1996-NIVA		D	369	1	10		
	1997-NIVA		D	369	1	18		
BEP	1994-NIVA		D	369	1	24	8	
	1996-NIVA		D	369	1	10		
	1997-NIVA		D	369	1	18		
BGHIP	1994-NIVA		D	369	1	24	9	
	1996-NIVA		D	369	1	10		
	1997-NIVA		D	369	1	18		
BIPN	1994-NIVA		D	369	1	24	21	
	1996-NIVA		D	369	1	10		
	1997-NIVA		D	369	1	18		
BJKF	1994-NIVA		D	369	1	24	11	
CB101	1994-NIVA	8Z	D	360	0.05	24		12
	1996-NIVA		D	360	0.2	10		
	1997-NIVA		D	360	0.2	18		
CB105	1994-NIVA	8Z	D	360	0.05	24		24
	1996-NIVA		D	360	0.2	10		
	1997-NIVA		D	360	0.2	18		
CB118	1994-NIVA	8Z	D	360	0.05	24		13
	1996-NIVA		D	360	0.2	10		
	1997-NIVA		D	360	0.2	17		
CB138	1994-NIVA	8Z	D	360	0.05	24		12
	1996-NIVA		D	360	0.2	10		
	1997-NIVA		D	360	0.2	18		
CB153	1994-NIVA	8Z	D	360	0.05	24		12
	1996-NIVA		D	360	0.05	10		
	1997-NIVA		D	360	0.05	18		
CB156	1994-NIVA	8Z	D	360	0.05	24		22
	1996-NIVA		D	360	0.2	10	1	
	1997-NIVA		D	360	0.2	18	2	
CB180	1994-NIVA	8Z	D	360	0.05	24		13
	1996-NIVA		D	360	0.2	10		
	1997-NIVA		D	360	0.2	18		
CB209	1994-NIVA	8C	D	360	0.05	24		12
	1996-NIVA		D	360	0.2	10	1	
	1997-NIVA		D	360	0.2	18	1	
CB28	1994-NIVA	8Z	D	360	0.05	24		2
	1996-NIVA		D	360	0.2	10		
	1997-NIVA		D	360	0.2	18		
CB52	1994-NIVA	8Z	D	360	0.05	24		2
	1996-NIVA		D	360	0.2	10		

Contamin.	Mon. Year Lab.	Inter-calibr. +basis		Analyt. method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim
	1997-NIVA		D	360	0.2	18		
CD	1994-NIVA	7Z	D	353	1	114		
	1996-NIVA		D	353	200	23	22	
	1997-NIVA		D	353	200	27	15	
CHRTR	1994-NIVA		D	369	0.5	24		
	1996-NIVA		D	369	0.5	10		
	1997-NIVA		D	369	0.5	18		
CORG	1994-NIVA		D	390	200000	114		
	1996-NIVA		D	390	200000	23		
	1997-NIVA		D	390	200000	27		
CR	1994-NIVA	7Z	D	353	5	12		
CTOT	1994-NIVA		D	390	1000000	12		
	1996-NIVA		D	390	1000000	23		
	1997-NIVA		D	390	1000000	27		
CU	1994-NIVA	7Z	D	351	10	114		
	1996-NIVA		D	351	10	23		
	1997-NIVA		D	351	10	27		
DBA3A	1994-NIVA		D	369	1	23	11	
	1996-NIVA		D	369	1	10		
	1997-NIVA		D	369	1	18		
DBT	1996-NIVA		D	369	1	10		
	1997-NIVA		D	369	1	18		
DDEPP	1994-NIVA	8Z	D	360	0.05	24		12
	1996-NIVA		D	360	0.05	10		
	1997-NIVA		D	360	0.05	18		
DDTPP	1996-NIVA		D	999	0.7	10		5
	1997-NIVA		D	999	0.7	18		3
FLE	1994-NIVA		D	369	1	24	23	
	1996-NIVA		D	369	1	10		
	1997-NIVA		D	369	1	18		
FLU	1994-NIVA		D	369	1	24	10	
	1996-NIVA		D	369	1	10		
	1997-NIVA		D	369	1	18		
GSAMT	1996-NIVA		D	miss	miss	31		
	1996-VKID		D	miss	miss	35		
	1997-NIVA		D	miss	miss	45		
	1997-VKID		D	miss	miss	47		
HCB	1994-NIVA	8Z	D	360	0.05	24		10
	1996-NIVA		D	360	0.1	10		
	1997-NIVA		D	360	0.1	18		
HCHA	1994-NIVA	8Z	D	360	0.05	24		23
	1996-NIVA		D	360	0.2	10	2	
	1997-NIVA		D	360	0.2	18	1	
HCHG	1994-NIVA	8Z	D	360	0.05	24		15
	1996-NIVA		D	360	0.2	10	1	
	1997-NIVA		D	360	0.2	18	1	
HG	1994-NIVA	7Z	D	350	10	114	2	
	1996-NIVA		D	350	10	23		
	1997-NIVA		D	350	10	27		
ICDP	1994-NIVA		D	369	1	24	12	
	1996-NIVA		D	369	1	10		
	1997-NIVA		D	369	1	18		
LI	1994-NIVA	7E	D	353	1	114		
	1996-NIVA		D	353	1	23		
	1997-NIVA		D	353	1	27		
MOCON	1994-NIVA		D	340	~1	62		
	1996-NIVA		D	340	~1	31		
	1996-VKID		D	340	~1	35		
	1997-VKID		D	340	~1	47		

Contamin.	Mon. Year	Lab.	Inter-calibr. +basis		Analyt. method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim
NAP	1994	NIVA		D	369	1	24	18	
	1996	NIVA		D	369	1	10		
	1997	NIVA		D	369	1	18		
NAP1M	1994	NIVA		D	369	1	24	19	
	1996	NIVA		D	369	1	10		
	1997	NIVA		D	369	1	18		
NAP2M	1994	NIVA		D	369	1	24	17	
	1996	NIVA		D	369	1	10		
	1997	NIVA		D	369	1	18		
NAPD2	1996	NIVA		D	369	1	10		
	1997	NIVA		D	369	1	18		
NAPD3	1996	NIVA		D	369	1	10		
	1997	NIVA		D	369	1	18		
NAPDI	1994	NIVA		D	369	1	24	18	
	1996	NIVA		D	369	1	10		
	1997	NIVA		D	369	1	18		
NAPT2	1996	NIVA		D	369	1	10		
	1997	NIVA		D	369	1	18		
NAPT3	1996	NIVA		D	369	1	10		
	1997	NIVA		D	369	1	18		
NAPT4	1996	NIVA		D	369	1	10		
	1997	NIVA		D	369	1	18		
NAPTM	1994	NIVA		D	369	1	24	24	
	1996	NIVA		D	369	1	10		
	1997	NIVA		D	369	1	18		
NI	1994	NIVA	7Z	D	353	50	12		
NTOT	1994	NIVA		D	390	1000000	114		
	1996	NIVA		D	390	1000000	23		
	1997	NIVA		D	390	1000000	27		
OCS	1994	NIVA		D	360	0.05	24		24
	1996	NIVA		D	360	0.1	10		
	1997	NIVA		D	360	0.1	18	1	1
PA	1994	NIVA		D	369	1	24	11	
	1996	NIVA		D	369	1	10		
	1997	NIVA		D	369	1	18		
PAM1	1994	NIVA		D	369	1	24	17	
	1996	NIVA		D	369	1	10		
	1997	NIVA		D	369	1	18		
PAM2	1996	NIVA		D	369	1	10		
	1997	NIVA		D	369	1	18		
PAMD1	1996	NIVA		D	369	1	10		
	1997	NIVA		D	369	1	18		
PAMD2	1996	NIVA		D	369	1	10		
	1997	NIVA		D	369	1	18		
PB	1994	NIVA	7Z	D	353	1	114		
	1996	NIVA		D	353	1	23		
	1997	NIVA		D	353	1	27		
PB210	1994	VKID		D	650	~1	62	25	
	1996	VKID		D	650	~1	11		
	1997	VKID		D	650	~1	21	3	
PER	1994	NIVA		D	369	1	24	3	
	1996	NIVA		D	369	1	10		
	1997	NIVA		D	369	1	18		
PYR	1994	NIVA		D	369	1	24	12	
	1996	NIVA		D	369	1	10		
	1997	NIVA		D	369	1	18		
QCB	1994	NIVA		D	360	0.05	24		22
	1996	NIVA		D	360	0.05	10		
	1997	NIVA		D	360	0.05	18		

Contamin.	Mon. Year	Lab.	Inter-calibr. +basis		Analyt. method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim
TDEPP	1994	NIVA	8Z	D	360	0.05	24		21
	1996	NIVA		D	360	0.2	10		
	1997	NIVA		D	360	0.2	18		
ZN	1994	NIVA	7Z	D	351	100	114		
	1996	NIVA		D	351	100	23		
	1997	NIVA		D	351	100	27		
Sum of counts							4219	422	260

~ > converting to ppb ignored, due to missing unit

Vedlegg D
Analyseoversikt - biologiske material

(fra Green *et al.* 2001b)

Sortert på:
- Miljøgift, år, laboratorium

Contamin.	**Miljøgift, forkortelsene er definert i Vedlegg B**
Mon. Year	**Overvåkingsår**
Lab.	**Analyselaboratorium (kfr. Vedlegg B)**
Intercalibr. +basis	**Interkalibreringsøvelse (se Vedlegg A) og analytisk basis hvor D = tørrvektsbasis og W = våtvektsbasis**
Detect limit	**"Normal" analytisk deteksjonsgrense**
Total value count	**Total antall analyser**
Count below d.lim	**Antall analyser under deteksjonsgrense**
N (<) above d.lim	**Antall analyser med deteksjonsgrense høyere enn "normal"**

Vev				Fiskelever					Fiskefilet, rekehaler, blåskjelllinnmat, annet				
Contamin.	Mon. Lab. Year	Inter-calibr. +basis		Analys method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim	Analys method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim
ACNE	1992-NIVA		W	309	0.2	8			309	0.2	46		
	1995-NIVA		W						309	0.2	72		20
	1996-NIVA		W						309	0.2	65		19
	1997-NIVA		W						309	0.5	34		
	1998-NIVA		W						309	0.5	39		
	1999-NIVA		W						309	0.5	34		
ACNLE	1992-NIVA		W	309	0.2	8			309	0.2	46		
	1995-NIVA		W						309	0.2	72		49
	1996-NIVA		W						309	0.2	65		42
	1997-NIVA		W						309	0.5	34		
	1998-NIVA		W						309	0.5	39		
	1999-NIVA		W						309	0.5	34		
AG	1996-NIVA		W						999	miss	3		
ANT	1992-NIVA		W	309	0.2	8			309	0.2	45		
	1995-NIVA		W						309	0.2	72		28
	1996-NIVA		W						309	0.2	65		30
	1997-NIVA		W						309	0.5	35		
	1998-NIVA		W						309	0.5	39		
	1999-NIVA	EK	W						309	0.5	34		
AS	1996-NIVA		W						999	miss	3		
BAA	1992-NIVA		W	309	0.2	8			309	0.2	44		
	1995-NIVA		W						309	0.2	72		9
	1996-NIVA		W						309	0.2	65		8
	1997-NIVA		W						309	0.5	36		
	1998-NIVA		W						309	0.5	39		
	1999-NIVA	EK	W						309	0.5	34		
BAP	1992-NIVA		W	309	0.2	8			309	0.2	45		
	1995-NIVA		W						309	0.2	72		21
	1996-NIVA		W						309	0.2	65		26
	1997-NIVA	AL	W						309	0.5	36		
	1998-NIVA		W						309	0.5	39		
	1999-NIVA	EK	W						309	0.5	34		
BBF	1992-NIVA		W	309	0.2	8			309	0.2	45		
	1995-NIVA		W						309	0.2	59		9
	1996-NIVA		W						309	0.2	57		6
BBJKF	1995-NIVA		W						309	0.2	12		
	1996-NIVA		W						309	0.2	8		
	1997-NIVA		W						309	0.2	36		1
	1998-NIVA		W						309	0.2	39		
	1999-NIVA		W						309	0.2	34		
BEP	1992-NIVA		W	309	0.2	8			309	0.2	45		
	1995-NIVA		W						309	0.2	72		5
	1996-NIVA		W						309	0.2	65		6
	1997-NIVA		W						309	0.2	36		
	1998-NIVA		W						309	0.2	38		
	1999-NIVA	EK	W						309	0.2	34		
BGHIP	1992-NIVA		W	309	0.2	8			309	0.2	46		
	1995-NIVA		W						309	0.2	72		20
	1996-NIVA		W						309	0.2	65		10
	1997-NIVA		W						309	0.5	36		
	1998-NIVA		W						309	0.5	35		
	1999-NIVA	EK	W						309	0.5	34		
BIPN	1992-NIVA		W	309	0.2	8			309	0.2	46		
	1995-NIVA		W						309	0.2	72		52
	1996-NIVA		W						309	0.2	62		39
	1997-NIVA		W						309	0.5	34		
	1998-NIVA		W						309	0.5	39	1	
	1999-NIVA		W						309	0.5	34		

Vev				Fiskelever					Fiskefilet, rekehaler, blåskjelllinnmat, annet				
Contamin.	Mon. Lab. Year	Inter-calibr. +basis		Analys method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim	Analys method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim
BJKF	1992-NIVA		W	309	0.2	8			309	0.2	45		
	1995-NIVA		W						309	0.2	24		21
	1996-NIVA		W						309	0.2	57		16
CB101	1987-SIIF		W						111	0.2	21	1	
	1988-SIIF		D						111	0.1	6		
	1988-SIIF		W						111	0.1	22		
	1989-NACE		W	510	20	93							
	1989-SIIF		W						111	0.1	36		
	1990-NIVA	2G	W	340	1	169	1		341	0.05	58		
	1990-SIIF	2G	W						111	0.4	41	6	
	1991-NIVA	2H	W	340	1	179		8	341	0.05	62		
	1991-SIIF	2H	W						111	0.2	35		1
	1992-NIVA	2J	W	340	5	192	3		341	0.1	140		
	1993-NIVA	2K	W	340	4	212	12		341	0.1	133		
	1994-NIVA	2Z	W	340	3	300	3		341	0.05	165	39	
	1995-NIVA		W	340	3	318	10		341	0.05	225	10	
	1996-NIVA		W	340	3	332	14		341	0.05	237	9	
	1997-NIVA		W	340	3	260	24						
	1997-NIVA	AJ	W						341	0.05	221	4	
	1998-NIVA		W	340	3	284	19	1	341	0.05	197	1	3
	1999-NIVA		W	340	3	245	3						
	1999-NIVA	EG	W						341	0.05	222		12
CB105	1991-NIVA	2H	W	340	1	87		1	341	0.05	47		
	1992-NIVA		W	340	5	192	3		341	0.1	140		
	1993-NIVA	QM	W	340	4	212	21		341	0.1	133		
	1994-NIVA	2Z	W	340	3	300	8		341	0.05	165	53	
	1995-NIVA		W	340	3	318	13		341	0.05	224	34	
	1996-NIVA		W	340	3	332	22		341	0.05	231	23	
	1997-NIVA		W	340	3	260	24		341	0.05	221	3	1
	1998-NIVA		W	340	3	284	31	19	341	0.05	201	11	16
	1999-NIVA		W	340	3	245	14						
	1999-NIVA	EG	W						341	0.05	222	4	59
CB118	1989-NACE		W	510	20	93							
	1989-SIIF		W						111	0.1	36		
	1990-NIVA	2G	W	340	1	169			341	0.05	58		
	1990-SIIF	2G	W						111	0.2	41	1	
	1991-NIVA	2H	W	340	1	179			341	0.05	62		
	1991-SIIF	2H	W						111	0.2	35		1
	1992-NIVA	2J	W	340	5	192	2		341	0.1	140		
	1993-NIVA	2K	W	340	4	212	10		341	0.1	133		
	1994-NIVA	2Z	W	340	3	300	2		341	0.05	165	25	
	1995-NIVA		W	340	3	318	2		341	0.05	225	2	
	1996-NIVA		W	340	3	332	6		341	0.05	237	4	
	1997-NIVA		W	340	3	260	5						
	1997-NIVA	AJ	W						341	0.05	221		
	1998-NIVA		W	340	3	284	6	1	341	0.05	203	3	1
	1999-NIVA		W	340	3	245							
	1999-NIVA	EG	W						341	0.05	222		6
CB126	1995-NILU		W						841	2E-05	6		
	1996-NILU		W						841	1E-04	18		
CB138	1988-SIIF		D						111	0.1	6		
	1988-SIIF		W						111	0.1	21		
	1989-NACE		W	510	20	93							
	1989-SIIF		W						111	0.1	36		
	1990-NIVA	2G	W	340	1	169			341	0.05	58		
	1990-SIIF	2G	W						111	0.3	41		
	1991-NIVA	2H	W	340	1	179			341	0.05	62		
	1991-SIIF	2H	W						111	0.3	35		1
	1992-NIVA	2J	W	340	5	192			341	0.1	137		

Vev				Fiskelever					Fiskefilet, rekehaler, blåskjelllinnmat, annet				
Contamin.	Mon. Lab. Year	Inter-calibr. +basis		Analys method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim	Analys method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim
	1993-NIVA	QM	W	340	4	212	3		341	0.1	133		
	1994-NIVA	2Z	W	340	3	300			341	0.05	165	12	
	1995-NIVA		W	340	3	318	2		341	0.05	225		
	1996-NIVA		W	340	3	331	1		341	0.05	235		
	1997-NIVA		W	340	3	260	1						
	1997-NIVA	AJ	W						341	0.05	221		1
	1998-NIVA		W	340	3	284	3		341	0.05	203		
	1999-NIVA		W	340	3	245							
	1999-NIVA	EG	W						341	0.05	222		
CB153	1988-SIIF		D						111	0.1	6		
	1988-SIIF		W						111	0.1	22		
	1989-NACE		W	510	20	93							
	1989-SIIF		W						111	0.1	36		
	1990-NIVA	2G	W	340	1	169			341	0.05	58		
	1990-SIIF	2G	W						111	0.3	41		
	1991-NIVA	2H	W	340	1	179			341	0.05	62		
	1991-SIIF	2H	W						111	0.5	35		1
	1992-NIVA	2J	W	340	5	192			341	0.1	140		
	1993-NIVA	2K	W	340	4	212	3		341	0.1	133		
	1994-NIVA	2Z	W	340	3	300			341	0.05	165	9	
	1995-NIVA		W	340	3	318	1		341	0.05	225		
	1996-NIVA		W	340	3	332	1		341	0.05	237		
	1997-NIVA		W	340	3	260							
	1997-NIVA	AJ	W						341	0.05	221		
	1998-NIVA		W	340	3	284	1		341	0.05	203	1	1
	1999-NIVA		W	340	3	245							
	1999-NIVA	EG	W						341	0.05	222		
CB156	1991-NIVA	2H	W	340	1	87		15	341	0.05	47		5
	1992-NIVA		W	340	5	192	3		341	0.1	140		
	1993-NIVA	QM	W	340	4	212	31		341	0.1	133		
	1994-NIVA	2Z	W	340	3	300	24	1	341	0.05	162	70	
	1995-NIVA		W	340	3	317	27		341	0.05	225	67	
	1996-NIVA		W	340	3	332	48		341	0.05	237	62	
	1997-NIVA		W	340	3	260	46						
	1997-NIVA	AJ	W						341	0.05	221	9	10
	1998-NIVA		W	340	3	284	52	70	341	0.05	203	37	47
	1999-NIVA		W	340	3	245	35	2					
	1999-NIVA	EG	W						341	0.05	222	12	132
CB169	1995-NILU		W						841	2E-05	6		
	1996-NILU		W						841	1E-04	18	2	
CB180	1987-SIIF		W						111	0.2	21	6	
	1988-SIIF		D						111	0.1	6		
	1988-SIIF		W						111	0.1	22		
	1989-NACE		W	510	20	93	1						
	1989-SIIF		W						111	0.1	36		
	1990-NIVA	2G	W	340	1	169			341	0.05	58		
	1990-SIIF	2G	W						111	0.2	41	8	
	1991-NIVA	2H	W	340	1	179			341	0.05	62		
	1991-SIIF	2H	W						111	0.2	35		
	1992-NIVA	2J	W	340	5	192	3		341	0.1	140		
	1993-NIVA	2K	W	340	4	212	15		341	0.1	133		
	1994-NIVA	2Z	W	340	3	300	3		341	0.05	162	49	
	1995-NIVA		W	340	3	318	5		341	0.05	225	22	
	1996-NIVA		W	340	3	332	14		341	0.05	237	25	
	1997-NIVA		W	340	3	260	18						
	1997-NIVA	AJ	W						341	0.05	221	1	1
	1998-NIVA		W	340	3	284	20	14	341	0.05	203	18	44
	1999-NIVA		W	340	3	245	4	1					
	1999-NIVA	EG	W						341	0.05	222	2	76

Vev				Fiskelever					Fiskefilet, rekehaler, blåskjelllinnmat, annet				
Contamin.	Mon. Lab. Year	Inter-calibr. +basis		Analys method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim	Analys method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim
CB209	1990-NIVA		W	340	2	169	24	11	341	0.05	58		
	1991-NIVA		W	340	2	179	11	88	341	0.05	62	5	7
	1992-NIVA		W	340	5	192	3		341	0.1	140		1
	1993-NIVA		W	340	4	212	46	14	341	0.1	133		
	1994-NIVA		W	340	3	300	29	24	341	0.05	165	91	
	1995-NIVA		W	340	3	318	36		341	0.05	225	92	5
	1996-NIVA		W	340	3	332	255		341	0.05	237	107	9
	1997-NIVA		W	340	3	260	196		341	0.05	221	30	14
	1998-NIVA		W	340	3	283	120	121	341	0.05	203	50	69
	1999-NIVA		W	340	3	242	162	17	341	0.05	222	19	171
CB28	1988-SIIF		D						111	0.1	6		
	1988-SIIF		W						111	0.1	22		
	1989-NACE		W	510	20	93							
	1989-SIIF		W						111	0.1	36		1
	1990-NIVA	2G	W	340	1	169	2	2	341	0.05	58		
	1990-SIIF	2G	W						111	0.2	41	7	
	1991-NIVA	2H	W	340	1	179	2	52	341	0.05	62	5	1
	1991-SIIF	2H	W						111	0.3	35		
	1992-NIVA	2J	W	340	5	192	3		341	0.1	137		
	1993-NIVA	2K	W	340	4	212	44	5	341	0.1	133		
	1994-NIVA	2Z	W	340	3	282	18	4	341	0.05	163	73	
	1995-NIVA		W	340	3	313	27		341	0.05	225	75	
	1996-NIVA		W	340	3	332	107		341	0.05	236	70	
	1997-NIVA		W	340	3	260	81						
	1997-NIVA	AJ	W						341	0.05	221	22	14
	1998-NIVA		W	340	3	284	96	99	341	0.05	201	33	46
	1999-NIVA		W	340	3	245	92	18					
	1999-NIVA	EG	W						341	0.05	222	14	140
CB52	1987-SIIF		W						111	0.2	20	1	
	1988-SIIF		D						111	0.1	6		
	1988-SIIF		W						111	0.1	22		
	1989-NACE		W	510	20	93							
	1989-SIIF		W						111	0.1	36		
	1990-NIVA	2G	W	340	1	169	2	6	341	0.05	58		
	1990-SIIF	2G	W						111	0.4	41	7	
	1991-NIVA	2H	W	340	1	179	1	37	341	0.05	62	5	1
	1991-SIIF	2H	W						111	0.3	35		
	1992-NIVA	2J	W	340	5	192	3		341	0.1	137		
	1993-NIVA	2K	W	340	4	212	40		341	0.1	133		
	1994-NIVA	2Z	W	340	3	300	9		341	0.05	165	64	
	1995-NIVA		W	340	3	312	19		341	0.05	214	28	
	1996-NIVA		W	340	3	332	49		341	0.05	235	31	
	1997-NIVA		W	340	3	260	116						
	1997-NIVA	AJ	W						341	0.05	221	25	10
	1998-NIVA		W	340	3	281	47	44	341	0.05	168	12	17
	1999-NIVA		W	340	3	245	49	11					
	1999-NIVA	EG	W						341	0.05	212	7	70
CB77	1995-NILU		W						841	2E-05	6		
	1996-NILU		W						841	1E-04	18		
CB81	1995-NILU		W						841	2E-05	6		
	1996-NILU		W						841	1E-04	18		
CD	1981-SIIF	1E	W	130	10	28			130	5	27		
	1981-SIIF	1F	W						130	10	7		
	1982-SIIF	1F	W						130	10	18		
	1982-VETN		W	230	10	54							
	1983-SIIF	1F	W						130	10	17		
	1983-VETN	1Z	W	230	10	46							
	1984-FIER	1H	W	402	1	23							
	1984-SIIF	1G	W						130	10	27		

Vev				Fiskelever					Fiskefilet, rekehaler, blåskjelllinnmat, annet				
Contamin.	Mon. Lab. Year	Inter-calibr. +basis		Analys method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim	Analys method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim
	1984-VETN	1Z	W	230	10	66							
	1985-SIIF	1G	D						130	10	35		
	1985-VETN	1Z	W	230	10	45		3					
	1986-NIVA	1H	D	312	30	56	1		312	30	20		
	1987-FIER	1G	W	402	1	37							
	1987-NIVA	1H	D	312	30	57		4	312	30	37		
	1988-NIVA	1H	D	312	30	61	11	1	312	30	55		
	1989-NIVA	1H	D	312	30	135	11	8					
	1989-NIVA	1H	W						312	30	36		
	1990-NIVA	1H	W	312	10	189	9	2	312	30	77	5	
	1991-NIVA	1H	W	312	10	190	29	2	312	10	67		
	1992-NIVA	1H	W	312	10	191	4		312	10	111		
	1993-NIVA	1H	W	312	50	221	98		312	50	79		
	1994-NIVA	1Z	W	312	50	302	134		312	50	81		
	1995-NIVA		W	312	50	318	129		312	50	139	2	
	1996-NIVA	V1	W						312	50	125		
	1996-NIVA	V2	W	312	50	368	128						
	1997-NIVA		W	312	50	287	90						
	1997-NIVA	AH	W						312	50	107		
	1998-NIVA		W	312	50	285	101		312	50	93		
	1999-NIVA		W	312	50	233	79						
	1999-NIVA	EF	W						312	50	132	15	
CDD1N	1995-NILU		W						841	2E-05	6	1	1
	1996-NILU		W						841	1E-05	18		2
CDD4X	1995-NILU		W						841	2E-05	6	3	1
	1996-NILU		W						841	2E-05	18		1
CDD6P	1995-NILU		W						841	2E-05	6		
	1996-NILU		W						841	4E-05	18		
CDD6X	1995-NILU		W						841	2E-05	6		1
	1996-NILU		W						841	2E-05	18		1
CDD9X	1995-NILU		W						841	2E-05	6	2	1
	1996-NILU		W						841	2E-05	18		1
CDDO	1995-NILU		W						841	2E-05	6		
	1996-NILU		W						841	1E-04	18		
CDDSN	1995-NILU		W						841	2E-05	5		
	1996-NILU		W						841	1E-05	18		3
CDDSP	1995-NILU		W						841	2E-05	6		
	1996-NILU		W						841	4E-05	18		
CDDST	1995-NILU		W						841	2E-05	6		
	1996-NILU		W						841	1E-05	18		
CDDSX	1995-NILU		W						841	2E-05	5		
	1996-NILU		W						841	2E-05	18		2
CDF2N	1995-NILU		W						841	2E-05	6		
	1996-NILU		W						841	1E-05	18		1
CDF2T	1995-NILU		W						841	2E-05	6		
	1996-NILU		W						841	1E-05	18		
CDF4X	1995-NILU		W						841	2E-05	6		
	1996-NILU		W						841	2E-05	18		1
CDF6P	1995-NILU		W						841	2E-05	6		
	1996-NILU		W						841	4E-05	18	2	1
CDF6X	1995-NILU		W						841	2E-05	6		
	1996-NILU		W						841	2E-05	18		1
CDF9P	1995-NILU		W						841	2E-05	6	2	1
	1996-NILU		W						841	8E-05	17	3	1
CDF9X	1995-NILU		W						841	2E-05	6	3	1
	1996-NILU		W						841	2E-05	18		1
CDFDN	1995-NILU		W						841	2E-05	6		
	1996-NILU		W						841	1E-05	18		1

Vev				Fiskelever					Fiskefilet, rekehaler, blåskjelllinnmat, annet				
Contamin.	Mon. Lab. Year	Inter-calibr. +basis		Analys method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim	Analys method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim
CDFDX	1995-NILU		W						841	2E-05	6		
	1996-NILU		W						841	2E-05	18		1
CDFO	1995-NILU		W						841	2E-05	6		1
	1996-NILU		W						841	1E-04	18	3	1
CDFSN	1995-NILU		W						841	2E-05	6		
	1996-NILU		W						841	1E-05	18		1
CDFSP	1995-NILU		W						841	2E-05	6		
	1996-NILU		W						841	8E-05	18	6	1
CDFST	1995-NILU		W						841	2E-05	6		
	1996-NILU		W						841	1E-05	18		
CDFSX	1995-NILU		W						841	2E-05	6		
	1996-NILU		W						841	2E-05	18		1
CHR	1992-NIVA		W	309	0.2	8			309	0.2	44		
	1995-NIVA		W						309	0.2	56		
	1996-NIVA		W						309	0.2	65		3
CHRTR	1995-NIVA		W						309	0.2	15		2
	1997-NIVA		W						309	0.5	36		
	1998-NIVA		W						309	0.5	39		
	1999-NIVA		W						309	0.5	34		
CO	1996-NIVA		W						999	miss	3		
COR	1992-NIVA		W	309	0.2	8			309	0.2	46		
CR	1992-NIVA		W						312	10	6		
	1996-NIVA		W						999	miss	3		
CU	1983-SIIF	1G	W						130	10	12		
	1984-SIIF	1G	W						130	10	27		
	1986-NIVA	1H	D	311	150	56			311	150	20		
	1987-FIER	1G	W	404	50	37							
	1987-NIVA	1H	D	311	150	57			311	150	37		
	1988-NIVA	1H	D	311	150	61			311	150	55		
	1989-NIVA	1H	D	311	150	135							
	1989-NIVA	1H	W						311	150	36		
	1990-NIVA	1H	W	311	150	189			311	150	77		
	1991-NIVA	1H	W	311	50	193	2		311	50	67		
	1992-NIVA	1H	W	311	10	191			311	10	111		
	1993-NIVA	1H	W	311	10	221			311	10	79		
	1994-NIVA	1Z	W	311	10	302			311	10	81		
	1995-NIVA		W	311	10	318			311	10	124		
	1996-NIVA	V1	W						311	10	113		
	1996-NIVA	V2	W	311	10	368							
	1997-NIVA		W	311	5000a	287	1						
	1997-NIVA	AH	W						311	10	96		
	1998-NIVA		W	311	10	285			311	10	51		
	1999-NIVA		W	311	10	233							
	1999-NIVA	EF	W						311	10	99		
DBA3A	1992-NIVA		W	309	0.2	8			309	0.2	46		
	1995-NIVA		W						309	0.2	71		48
	1996-NIVA		W						309	0.2	65		53
	1997-NIVA		W						309	0.5	36		
	1998-NIVA		W						309	0.5	39		
	1999-NIVA		W						309	0.5	34		
DBP	1992-NIVA		W	309	0.2	8			309	0.2	46		
DBT	1998-NIVA		W						309	0.5	39		
	1999-NIVA		W						309	0.5	34		
DBTC1	1995-NIVA		W						309	0.2	57		14
	1996-NIVA		W						309	0.2	65		9
DBTC2	1995-NIVA		W						309	0.2	56		9
	1996-NIVA		W						309	0.2	62		11
DBTC3	1995-NIVA		W						309	0.2	57		4

Vev				Fiskelever					Fiskefilet, rekehaler, blåskjelllinnmat, annet				
Contamin.	Mon. Lab. Year	Inter-calibr. +basis		Analys method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim	Analys method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim
	1996-NIVA		W						309	0.2	65		5
DBTIN	1997-NIVA		D						320	5	8		
	1998-NIVA		D						320	5	15		
	1999-NIVA		D						320	5	13		
DBTIO	1997-NIVA		W						309	0.5	34		
DDEPP	1982-VETN		W	210	50	53							
	1983-VETN	2E	W	210	50	48			211a	50	48		
	1984-VETN	2E	W	210	50	66							
	1985-VETN	2E	W	210	50	45							
	1986-NACE	2Z	W	510	20	56							
	1987-NACE	2Z	W	510	40	53							
	1988-NACE	2Z	W	510	40	61							
	1989-NACE	2Z	W	510	20	93							
	1990-NIVA		W	340	1	169			341	0.05	58		
	1991-NIVA		W	340	1	179			341	0.05	62		
	1992-NIVA		W	340	5	192	2		341	0.1	140		
	1993-NIVA		W	340	4	212	3		341	0.1	133		
	1994-NIVA	2Z	W	340	4	300			341	0.1	165	27	
	1995-NIVA		W	340	4	318	2		341	0.1	225	30	
	1996-NIVA		W	340	4	332	2		341	0.1	237	47	
	1997-NIVA		W	340	4	260	3		341	0.1	221	1	
	1998-NIVA		W	340	4	284	6		341	0.1	203	4	
	1999-NIVA		W	340	4	245							
	1999-NIVA	EG	W						341	0.1	222	2	
DDTEP	1983-SIIF		W						111	0.5	12		
	1984-SIIF		W						111	0.5	24		1
	1985-SIIF		W						111	0.5	27	1	5
	1986-SIIF		W						111	0.5	21		
	1987-SIIF		W						111	0.5	21	1	
	1988-SIIF		D						111	0.5	6		
	1988-SIIF		W						111	0.5	22	1	
	1989-SIIF		W						111	0.5	36	1	
	1990-SIIF		W						111	0.2	41	1	
	1991-SIIF		W						111	0.3	35		
DDTPP	1986-NACE		W	510	40	56							
	1987-NACE		W	510	40	53							
	1988-NACE		W	510	40	61							
	1989-NACE		W	510	20	93							
	1995-NIVA		W						340	0.05	72		
	1996-NIVA		W	340	0.05	54		4	340	0.05	45		
	1997-NIVA		W	340	2	32							
	1997-NIVA	AJ	W						340	0.05	48		
	1998-NIVA		W	340	2	37	1	8	340	0.05	68		24
	1999-NIVA		W	340	2	29		4	340	0.05	93		7
DPTIN	1997-NIVA		D						320	5	8		
	1998-NIVA		D						320	5	15	9	
	1999-NIVA		D						320	5	13	12	
EOCL	1989-SIIF		W						605	170	5		
EPOCL	1986-NACE		W	610	800	56							
	1986-SIIF		W						605	5000	21	21	
	1987-NACE		W	610	800	53							
	1987-SIIF		W						605	40	20		
	1988-NACE		W	610	800	60							
	1988-SIIF		W						605	40	27		
	1989-NACE		W	610	800	89	1						
	1989-SIIF		W						605	40	35		
	1990-NIVA		W	615	40	117		3					
	1990-SIIF		W						605	40	41		
	1991-NIVA		W	615	40	116		12					

Vev				Fiskelever					Fiskefilet, rekehaler, blåskjelllinnmat, annet				
Contamin.	Mon. Lab. Year	Inter-calibr. +basis		Analys method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim	Analys method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim
	1991-SIIF		W						605	130	35		
	1997-IFEN		W						607	50	6		
	1998-IFEN		W						607	1	6		
FLE	1992-NIVA		W	309	0.2	8			309	0.2	45		
	1995-NIVA		W						309	0.2	72		22
	1996-NIVA		W						309	0.2	65		6
	1997-NIVA	AL	W						309	0.5	34		
	1998-NIVA		W						309	0.5	39		
	1999-NIVA		W						309	0.5	34		
FLU	1992-NIVA		W	309	0.2	8			309	0.2	44		
	1995-NIVA		W						309	0.2	72		
	1996-NIVA		W						309	0.2	65		
	1997-NIVA	AL	W						309	0.2	36		
	1998-NIVA		W						309	0.2	39		
	1999-NIVA	EK	W						309	0.2	34		
HCB	1983-SIIF		W						111	0.5	12		
	1983-VETN	2Z	W	210	10	48			211a	10	48		
	1984-SIIF		W						111	0.2	24		1
	1984-VETN	2Z	W	210	10	66							
	1985-SIIF		W						111	0.2	30	6	2
	1985-VETN	2Z	W	210	10	45		4					
	1986-NACE	2Z	W	510	10	56							
	1986-SIIF	2Z	W						111	0.2	21	3	
	1987-NACE	2Z	W	510	40	53							
	1987-SIIF	2Z	W						111	0.2	21	4	
	1988-NACE	2Z	W	510	40	61							
	1988-SIIF	2Z	D						111	0.2	6		
	1988-SIIF	2Z	W						111	0.2	22	2	
	1989-NACE	2Z	W	510	20	93							
	1989-SIIF	2Z	W						111	0.05	36		
	1990-NIVA		W	340	1	169	2		341	0.05	58		
	1990-SIIF	2Z	W						111	0.05	41	3	
	1991-NIVA		W	340	1	179	4	13	341	0.05	62	5	
	1991-SIIF	2Z	W						111	0.1	35		
	1992-NIVA		W	340	5	189	3		341	0.1	140		
	1993-NIVA		W	340	4	212	31		341	0.1	133		
	1994-NIVA	2Z	W	340	3	300	24	1	341	0.05	165	33	
	1995-NIVA		W	340	3	317	37		341	0.05	225	30	
	1996-NIVA		W	340	3	332	52		341	0.05	237	37	
	1997-NIVA		W	340	2	260	39						
	1997-NIVA	AJ	W						341	0.05	221	7	
	1998-NIVA		W	340	2	284	48	13	341	0.05	203	67	2
	1999-NIVA		W	340	2	245	18						
	1999-NIVA	EG	W						341	0.05	222	18	8
HCHA	1990-NIVA		W	340	1	168			341	0.05	58		
	1991-NIVA		W	340	1	179	2	111	341	0.05	62	5	10
	1992-NIVA		W	340	5	192	3		341	0.1	140		
	1993-NIVA		W	340	4	212	45	22	341	0.1	133		
	1994-NIVA	2Z	W	340	3	296	32	3	341	0.05	165	85	
	1995-NIVA		W	340	3	318	45		341	0.05	225	98	
	1996-NIVA		W	340	3	332	111		341	0.05	231	100	
	1997-NIVA		W	340	0.5	260	2	10	341	0.05	221	20	11
	1998-NIVA		W	340	0.5	284	8	208	341	0.05	202	25	121
	1999-NIVA		W	340	0.5	245	17	75	341	0.05	222	23	147
HCHG	1986-NACE		W	510	30	56	1						
	1986-SIIF		W						111	3	21		
	1987-NACE		W	510	40	53							
	1987-SIIF		W						111	5	21		1
	1988-NACE		W	510	40	61							

Vev				Fiskelever					Fiskefilet, rekehaler, blåskjelllinnmat, annet				
Contamin.	Mon. Lab. Year	Inter-calibr. +basis		Analys method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim	Analys method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim
	1989-NACE		W	510	20	93							
	1989-SIIF		W						111	50	36		
	1990-NIVA		W	340	1	169	1	9	341	0.05	58		
	1990-SIIF		W						111	0.1	41		
	1991-NIVA		W	340	1	179	3	18	341	0.05	62	5	1
	1991-SIIF		W						111	0.3	35		
	1992-NIVA		W	340	5	192	3		341	0.1	140		
	1993-NIVA		W	340	4	212	42	17	341	0.1	133		
	1994-NIVA	2Z	W	340	3	300	24	1	341	0.05	165	46	
	1995-NIVA		W	340	3	313	31		341	0.05	213	29	
	1996-NIVA		W	340	3	330	68		341	0.05	220	8	
	1997-NIVA		W	340	2	260	47						
	1997-NIVA	AJ	W						341	0.05	221	3	9
	1998-NIVA		W	340	2	284	25	63					
	1998-NIVA	AJ	W						341	0.05	203	10	23
	1999-NIVA		W	340	2	245	51	3	341	0.05	222	19	61
HG	1981-SIIF	1E	W	120	10	15		1	120	10	35		
	1982-SIIF	1E	W						120	10	18		
	1982-VETN		W	220	10	51			220	10	54		
	1983-SIIF	1E	W						120	10	17		
	1983-VETN	1Z	W						220	10	48		
	1984-FIER	1G	W						401	10	39		
	1984-SIIF	1G	W						120	10	27	6	
	1984-VETN	1Z	W						220	10	66		
	1985-SIIF	1G	D						120	10	30		
	1985-VETN	1Z	W						220	10	90		
	1986-NIVA	1H	D						310	10	74		
	1987-FIER	1G	W						401	10	38		
	1987-NIVA	1H	D						310	10	93		14
	1988-NIVA	1H	D						310	10	116		
	1989-NIVA	1H	D						310	100	134		
	1989-NIVA	1H	W						310	10	36	5	
	1990-NIVA	1H	W						310	10	266		
	1991-NIVA	1H	W						310	100a	264	126	
	1992-NIVA	1H	W						310	100a	303	122	
	1993-NIVA	1H	W						310	5	300		
	1994-NIVA	1Z	W						310	5	381		
	1995-NIVA		W						310	5	442	1	
	1996-NIVA	V1	W						310	5	481		
	1997-NIVA	AH	W						310	5	383		
	1998-NIVA		W						310	5	381	6	
	1999-NIVA		W	310	5	3							
	1999-NIVA	EF	W						310	5	382		
ICDP	1992-NIVA		W	309	0.2	8			309	0.2	46		
	1995-NIVA		W						309	0.2	72		29
	1996-NIVA		W						309	0.2	65		23
	1997-NIVA		W						309	0.5	36		
	1998-NIVA		W						309	0.5	37	2	
	1999-NIVA	EK	W						309	0.5	34		
MBTIN	1997-NIVA		D						320	5	8		
	1998-NIVA		D						320	5	15		
	1999-NIVA		D						320	5	13		
MN	1984-SIIF		W						132	40	27		
	1985-SIIF		D						132	40	35		
MPTIN	1997-NIVA		D						320	5	8		
	1998-NIVA		D						320	5	15	9	
	1999-NIVA		D						320	5	13	13	
NAP	1992-NIVA		W	309	0.2	8			309	0.2	46		
	1995-NIVA		W						309	0.2	70		21

Vev				Fiskelever					Fiskefilet, rekehaler, blåskjelllinnmat, annet				
Contamin.	Mon. Lab. Year	Inter-calibr. +basis		Analys method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim	Analys method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim
	1996-NIVA		W						309	0.2	61		11
	1997-NIVA		W						309	0.2	34		1
	1998-NIVA		W						309	0.2	37		
	1999-NIVA		W						309	0.2	34		1
NAP1M	1992-NIVA		W	309	0.2	8			309	0.2	46		
	1995-NIVA		W						309	0.2	15		13
	1997-NIVA		W						309	0.5	34		
	1998-NIVA		W						309	0.5	37		
	1999-NIVA		W						309	0.5	34		
NAP2M	1992-NIVA		W	309	0.2	8			309	0.2	46		
	1995-NIVA		W						309	0.2	15		13
	1997-NIVA		W						309	0.5	34		
	1998-NIVA		W						309	0.5	37		
	1999-NIVA		W						309	0.5	34		
NAPC1	1995-NIVA		W						309	0.2	55		6
	1996-NIVA		W						309	0.2	61		
NAPC2	1995-NIVA		W						309	0.2	57		6
	1996-NIVA		W						309	0.2	60		
NAPC3	1995-NIVA		W						309	0.2	57		5
	1996-NIVA		W						309	0.2	60		
NAPD2	1997-NIVA		W						309	0.5	34		
	1998-NIVA		W						309	0.5	39		
	1999-NIVA		W						309	0.5	34		
NAPD3	1997-NIVA		W						309	0.5	34		
	1998-NIVA		W						309	0.5	39		
	1999-NIVA		W						309	0.5	34		
NAPDI	1992-NIVA		W	309	0.2	8			309	0.2	46		
	1995-NIVA		W						309	0.2	15		6
	1997-NIVA		W						309	0.5	34		
	1998-NIVA		W						309	0.5	39		
	1999-NIVA		W						309	0.5	34		
NAPT2	1997-NIVA		W						309	0.5	34		
	1998-NIVA		W						309	0.5	39		
	1999-NIVA		W						309	0.5	34		
NAPT3	1997-NIVA		W						309	0.5	34		
	1998-NIVA		W						309	0.5	39		
	1999-NIVA		W						309	0.5	34		
NAPT4	1997-NIVA		W						309	0.5	34		
	1998-NIVA		W						309	0.5	39		
	1999-NIVA		W						309	0.5	34		
NAPTM	1992-NIVA		W	309	0.2	8			309	0.2	46		
	1995-NIVA		W						309	0.2	15		11
	1997-NIVA		W						309	0.5	34		
	1998-NIVA		W						309	0.5	39		
	1999-NIVA		W						309	0.5	34		
NI	1983-SIIF	1G	W						130	20	12		
	1992-NIVA		W						312	10	6		
	1996-NIVA		W						999	miss	3		
OCS	1990-NIVA		W	340	2	169	31	24	341	0.05	58		1
	1991-NIVA		W	340	2	179	14	81	341	0.05	62	5	8
	1992-NIVA		W	340	5	192	3		341	0.1	140		
	1993-NIVA		W	340	4	212	51	16	341	0.1	133		
	1994-NIVA		W	340	3	300	39	22	341	0.05	165	96	
	1995-NIVA		W	340	3	318	44		341	0.05	225	102	
	1996-NIVA		W	340	3	332	287		341	0.05	237	114	
	1997-NIVA		W	340	2	260	100		341	0.05	221	30	14
	1998-NIVA		W	340	2	277	132	101	341	0.05	203	182	1
	1999-NIVA		W	340	2	245	144	2	341	0.05	222	80	23

Vev				Fiskelever					Fiskefilet, rekehaler, blåskjelllinnmat, annet				
Contamin.	Mon. Lab. Year	Inter-calibr. +basis		Analys method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim	Analys method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim
PA	1992-NIVA		W	309	0.2	8			309	0.2	45		
	1995-NIVA		W						309	0.2	72		
	1996-NIVA		W						309	0.2	65		
	1997-NIVA	AL	W						309	0.2	36		
	1998-NIVA		W						309	0.2	39		
	1999-NIVA	EK	W						309	0.2	34		
PAC1	1995-NIVA		W						309	0.2	57		1
	1996-NIVA		W						309	0.2	65		
PAC2	1995-NIVA		W						309	0.2	56		
	1996-NIVA		W						309	0.2	65		2
PAD10	1999-NIVA		W						309	0.2	34		21
PAD36	1999-NIVA		W						309	0.2	34		3
PAH	1987-NIVA		W	309	0.02	1							
PAM1	1992-NIVA		W	309	0.2	8			309	0.2	45		
	1995-NIVA		W						309	0.2	15		2
	1997-NIVA		W						309	0.5	36		
	1998-NIVA		W						309	0.5	39		
	1999-NIVA		W						309	0.5	34		
PAM2	1997-NIVA		W						309	0.5	36		
	1998-NIVA		W						309	0.5	39		
	1999-NIVA		W						309	0.5	34		
PAMD1	1997-NIVA		W						309	0.5	36		
	1998-NIVA		W						309	0.5	39		
PAMD2	1997-NIVA		W						309	0.5	36		
	1998-NIVA		W						309	0.5	39		
PB	1983-SIIF	1G	W						130	20	12		
	1984-SIIF	1G	W						130	20	27		2
	1985-SIIF	1G	D						130	20	35		
	1986-NIVA	1Z	D	312	150	56	4		312	150	20		
	1987-FIER	1G	W	403	10	37	1						
	1987-NIVA	1Z	D	312	150	57		12	312	150	37		
	1988-NIVA	1Z	D	312	150	61	17	3	312	150	55		
	1989-NIVA	1Z	D	312	150	135	9	9					
	1989-NIVA	1Z	W						312	150	36		
	1990-NIVA	1Z	W	312	50	187	3	1	312	150	77	3	
	1991-NIVA	1Z	W	312	50	193	14		312	50	67		
	1992-NIVA	1Z	W	312	50	191	119		312	50	111	2	
	1993-NIVA	1H	W	312	30	221	40		312	30	79		
	1994-NIVA	1Z	W	312	30	302	3		312	30	81		
	1995-NIVA		W	312	30	318	162	30	312	30	124		
	1996-NIVA	V1	W						312	30	110		
	1996-NIVA	V2	W	312	30	368		109					
	1997-NIVA		W	312	40	287	10	28	312	40	92		
	1998-NIVA		W	312	40	285	126	2	312	40	90		
	1999-NIVA		W	312	40	233	118	11					
	1999-NIVA	EF	W						312	40	129	10	
PCB	1981-SIIF	2D	W	110	10	27			110	10	35		
	1982-SIIF	2D	W						111	5	17		
	1982-VETN		W	210	50	53			211	50	54		
	1983-SIIF	2E	W						111	5	14		
	1983-VETN	2E	W						211	50	48		
	1983-VETN	2Z	W	210	50	48							
	1984-SIIF	2E	W						111	5	24		
	1984-VETN	2E	W						211	50	66		
	1984-VETN	2Z	W	210	50	66							
	1985-SIIF	2E	W						111	5	32		6
	1985-VETN	2E	W						211	50	90		1
	1985-VETN	2Z	W	210	50	45							

Vev				Fiskelever					Fiskefilet, rekehaler, blåskjelllinnmat, annet				
Contamin.	Mon. Lab. Year	Inter-calibr. +basis		Analys method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim	Analys method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim
	1986-NACE	2Z	W	511a	40a	56			511	20	56		
	1986-SIIF	2E	W						111	5	21		
	1987-NACE	2Z	W	510	40	53			511	20	54		
	1987-NIVA		W	340	0.1	2							
	1987-SIIF	2E	W						111	5	21		
	1988-NACE	2Z	W	510	40	61			511	20	13		
	1988-SIIF	2E	D						111	5	6		
	1988-SIIF	2E	W						111	5	22	4	
	1989-NACE	2Z	W	510	20	93			511	20	17		
	1989-SIIF	2E	W						111	5	36	6	
	1990-SIIF	2E	W						111	5	41		
	1991-SIIF	2E	W						111	5	35		
PCC26	1996-NILU		W						842	0.001	6		
PCC32	1996-NILU		W						842	0.003	6		4
PCC50	1996-NILU		W						842	0.001	6		
PCC62	1996-NILU		W						842	0.025	6		6
PCDD	1995-NILU		W						841	2E-05	6		
	1996-NILU		W						841	1E-04	18		
PCDF	1995-NILU		W						841	2E-05	6		
	1996-NILU		W						841	1E-04	18		
PER	1992-NIVA		W	309	0.2	8			309	0.2	46		
	1995-NIVA		W						309	0.2	72		32
	1996-NIVA		W						309	0.2	65		40
	1997-NIVA		W						309	0.5	36		
	1998-NIVA		W						309	0.5	39		
	1999-NIVA	EK	W						309	0.5	34		
PYR	1992-NIVA		W	309	0.2	8			309	0.2	44		
	1995-NIVA		W						309	0.2	72		4
	1996-NIVA		W						309	0.2	65		1
	1997-NIVA	AL	W						309	0.2	36		
	1998-NIVA		W						309	0.2	39		
	1999-NIVA	EK	W						309	0.2	34		
QCB	1990-NIVA		W	340	2	169	33	39	341	0.05	58		
	1991-NIVA		W	340	2	178	13	97	341	0.05	57	5	7
	1992-NIVA		W	340	5	192	3		341	0.1	125		
	1993-NIVA		W	340	4	212	52	24	341	0.1	133		
	1994-NIVA		W	340	3	299	38	23	341	0.05	165	93	
	1995-NIVA		W	340	3	318	45		341	0.05	225	103	
	1996-NIVA		W	340	3	332	306		341	0.05	237	109	
	1997-NIVA		W	340	2	260	79		341	0.05	221	27	10
	1998-NIVA		W	340	2	284	121	101	341	0.05	203	171	1
	1999-NIVA		W	340	2	238	181	2	341	0.05	222	81	14
SE	1982-VETN		W	240	10	46			240	10	54		
TBTIN	1997-NIVA		D						320	5	8		
	1998-NIVA		D						320	5	15		
	1999-NIVA		D						320	5	13		
TCDD	1995-NILU		W						841	2E-05	6	1	
	1996-NILU		W						841	1E-05	18		
TDEPP	1991-NIVA		W	340	1	138		1	341	0.05	62		
	1992-NIVA		W	340	5	191	3		341	0.1	140		
	1993-NIVA		W	340	4	212	24	3	341	0.1	133		
	1994-NIVA	2Z	W	340	3	300	17	5	341	0.05	165	47	
	1995-NIVA		W	340	3	318	36		341	0.05	222	51	
	1996-NIVA		W	340	3	332	23		341	0.05	237	16	
	1997-NIVA		W	340	3	260	23						
	1997-NIVA	AJ	W						341	0.05	221	11	
	1998-NIVA		W	340	3	278	19	26	341	0.05	203	1	44
	1999-NIVA		W	340	3	245	5	1					

Vev				Fiskelever					Fiskefilet, rekehaler, blåskjelllinnmat, annet				
Contamin.	Mon. Lab. Year	Inter-calibr. +basis		Analys method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim	Analys method code	Detect limit (ppb)	Total value count	Count below d.lim	N (<) above d.lim
	1999-NIVA	EG	W						341	0.05	222	2	69
TPTIN	1997-NIVA		D						320	5	8		
	1998-NIVA		D						320	5	15		5
	1999-NIVA		D						320	5	13		
V	1996-NIVA		W						999	miss	3		
ZN	1983-SIIF	1G	W						131	400	12		
	1984-SIIF	1G	W						132	400	27		
	1985-SIIF	1G	D						132	400	35		
	1986-NIVA	1H	D	311	3000	56			311	3000	20		
	1987-FIER	1G	W	405	20	37							
	1987-NIVA	1H	D	311	3000	57			311	3000	37		
	1988-NIVA	1H	D	311	3000	61			311	3000	55		
	1989-NIVA	1H	D	311	3000	135		1					
	1989-NIVA	1H	W						311	3000	36		
	1990-NIVA	1H	W	311	3000	189			311	3000	77		
	1991-NIVA	1H	W	311	1000	193			311	1000	67		
	1992-NIVA	1H	W	311	1000	191			311	1000	111		
	1993-NIVA	1H	W	311	1000	221			311	1000	79		
	1994-NIVA	1Z	W	311	1000	302			311	1000	81		
	1995-NIVA		W	311	1000	318			311	1000	142		
	1996-NIVA	V1	W						311	1000	131		
	1996-NIVA	V2	W	311	1000	368							
	1997-NIVA		W	311	1000	287							
	1997-NIVA	AH	W						311	1000	110		
	1998-NIVA		W	311	1000	285			311	1000	51		
	1999-NIVA		W	311	1000	233							
	1999-NIVA	EF	W						311	1000	99		
Sum of counts						57072	6470	2083			49497	4057	2563

a(7) > ambigous value (Maximum value displayed)

Vedlegg E
Stasjonsoversikt med posisjonsangivelser og antall prøver for sediment og biologisk materiale 1981-1999

(Kfr. kart i Vedlegg F)

jmpco: JAMP område kode (J99 betyr ubestemt)
jmpst: stasjonskode
stnam: stasjonsnavn
Lon: Lengdegrad
Lat: Breddegrad
icear: ICES området
speci: artskoder:
MYTI EDU - blåskjell (*Mytilus edulis*)
GADU MOR - torsk (*Gadus morhua*)
LEPI WHI - glassvar (*Lepidorhombus whiff-iagonis*)
LIMA LIM - sandflyndre (*Limanda limanda*)
MICR KIT - lomre (*Microstomus kitt*)
PAND BOR - reker (*Pandalus borealis)*
PLAT FLE - skrubbe (*Platichthys flesus*)
PLEU PLA - rødspette (*Pleuronectes platessa*)
tissu: vevskode:
SB - bløtdeler
LI - lever
MU - filet
TM - halemuskel

SEDIMENT STASJONER

jmpco	jmpst	stnam	Lon	Lat	icear	1986	1987	1990	1992	1994	1996	1997
J65	89S	Thamshavn	9° 52.5'	63° 19.8'	55F98		4		3			
J99	502		0° 21.0'	55° 24.0'	39F04			2				
J99	507		1° 52.0'	55° 30.0'	40F19			2				
J99	547		7° 21.0'	57° 0.0'	43F76			2				
J99	551		8° 16.0'	57° 0.0'	43F83			2				
J99	580		4° 0.0'	60° 45.0'	50F42			2				
J99	642		7° 47.0'	61° 41.50'	52E22			3				
J99	669		8° 22.0'	57° 33.0'	44F86			3				
J99	685		11° 35.0'	57° 20.0'	43G14			3				
J99	702		11° 18.0'	57° 50.0'	44G11			3				
J99	712		10° 27.0'	57° 54.0'	44G04			2				
J99	717		10° 33.0'	58° 13.0'	45G05			2				
J99	739		10° 42.0'	59° 0.0'	47G09			3				
J99	750		9° 40.0'	58° 45.0'	46F98			2				
J99	754		10° 0.0'	58° 23.0'	45G01			2				
J26	30S	Steilene	10° 33.80'	59° 49.10'	48G05	8		34			5	
J26	35S	Holmestrand-Mølen	10° 31.74'	59° 28.96'	47G04	6					5	
J26	35S	Holmestrand-Mølen	10° 35.70'	59° 30.0'	48G06	2		3				
J26	36S	Færder area	10° 32.99'	59° 1.55'	47G06	6						
J26	36S	Færder area	10° 41.60'	59° 0.40'	47G09	2		40				
J26	36S	Færder area	10° 46.60'	59° 2.50'	47G09						56	
J99	77S	Arendal area	9° 1.80'	58° 24.20'	45F91			43				29
J99	15S	Lista area	6° 34.30'	58° 1.0'	45F66			32				5
J99	510		3° 12.0'	55° 30.0'	40F33			2				
J99	514		5° 12.0'	55° 30.0'	40F53			2				
J99	516		6° 0.0'	55° 30.0'	40F63			2				
J99	527		6° 21.0'	56° 0.0'	41F66			2				
J63	52S	Tyssedal	6° 32.90'	60° 6.90'	49F66			3				5
J99	530		5° 11.0'	55° 50.0'	40F51			2				
J99	532		5° 11.0'	56° 30.0'	42F53			2				

jmpco	jmpst	stnam	Lon	Lat	icear	1986	1987	1990	1992	1994	1996	1997
J99	537		7° 0.0'	56° 30.0'	42F73			2				
J99	561		8° 6.0'	57° 59.0'	44F81			2				
J99	563		6° 48.0'	57° 58.0'	44F67			3				
J99	564		5° 40.0'	58° 0.0'	45F59			2				
J99	566		2° 10.0'	58° 0.0'	45F23			2				
J99	567		1° 45.0'	58° 25.0'	45F17			3				
J99	568		0° 36.0'	58° 25.0'	45F04			2				
J99	569		0° 32.0'	58° 55.0'	46F04			2				
J63	56S	Kvalnes	6° 35.60'	60° 13.70'	49F65			29				5
J99	570		0° 44.0'	59° 15.0'	47F08			2				
J99	571		0° 42.0'	59° 35.0'	48F09			2				
J99	572		1° 0.0'	60° 0.0'	49F13			2				
J99	573		1° 0.0'	60° 15.0'	49F12			2				
J99	574		1° 0.0'	60° 45.0'	50F12			2				
J99	575		1° 30.0'	60° 45.0'	50F15			2				
J99	577		2° 30.0'	60° 45.0'	50F25			2				
J99	579		3° 30.0'	60° 45.0'	50F35			2				
J63	57S	Krossanes	6° 40.70'	60° 23.10'	49F67			3				5
J62	63S	Ranaskjær	6° 27.10'	60° 23.60'	49F64			3				5
J99	657		5° 49.80'	61° 42.40'	52E42			3				
J99	670		8° 20.0'	57° 39.0'	44F86			2				
J99	672		8° 12.0'	57° 51.0'	44F81			2				
J99	673		8° 10.0'	57° 55.0'	44F81			3				
J99	674		6° 50.0'	62° 7.0'	53E33			3				
J99	676		9° 4.0'	58° 24.0'	45F91			2				
J99	677		9° 30.0'	58° 10.0'	45F95			3				
J99	678		10° 48.0'	58° 0.0'	45G09			3				
J62	67S	Strandebarm	6° 5.10'	60° 13.50'	49F62			28				28
J62	69S	Kvinnheradsfjorden	5° 56.10'	60° 1.30'	49F59			3				5
J99	22S	Bømlo area	4° 50.20'	59° 25.90'	47F47			29				5
J99	24S	Sotra	4° 33.30'	60° 15.10'	49F45			3				

jmpco	jmpst	stnam	Lon	Lat	icear	1986	1987	1990	1992	1994	1996	1997
J65	82S	Flakk	10° 11.8'	63° 27.5'	55G01		8					
J99	847		7° 40.0'	57° 54.0'	44F77			2				
J65	84S	Trossavika	9° 57.40'	63° 21.70'	55F97		8		3			
J65	90S	Outer Orkdalsfjord	10° 3.0'	63° 27.40'	55G01		8		30			
J99	852		8° 2.40'	58° 6.80'	45F83			2				
J99	27S	Stattlandet (east of)	5° 21.30'	62° 9.30'	53F56				30			
J99	93S	Raudøya (norteast of)	10° 27.80'	64° 22.70'	57G04				30			
J99	95S	Rodø (east of)	13° 9.90'	66° 41.80'	62G32				31			
J99	98S	Skrova (south of)	14° 41.0'	68° 7.0'	65G49				30			
J99	99S	Lundøy (north of)	15° 10.10'	68° 5.80'	65G53				30			
J99	41S	Vågsfjorden	17° 5.24'	68° 56.25'	66G71					34		
J99	42S	Malangen	18° 6.77'	69° 30.38'	68G83					3		
J99	43S	Kvænangen	21° 7.94'	70° 3.31'	69H13					34		
J99	44S	Sørøysund	22° 31.83'	70° 25.91'	69H24					3		
J99	451		1° 45.0'	61° 17.0'	51F18			3				
J99	459		3° 25.0'	60° 50.0'	50F34			3				
J99	45S	Revsbotn	24° 26.65'	70° 42.86'	70H45					34		
J99	46S	Porsangerfjorden	26° 11.89'	70° 52.93'	70H61					28		
J99	472		4° 0.0'	59° 42.0'	48F42			2				
J99	474		4° 50.0'	59° 26.0'	47F47			3				
J99	47S	Laksfjord	26° 55.11'	70° 54.96'	70H67					3		
J99	482		3° 50.0'	59° 20.0'	47F37			3				
J99	488		2° 45.0'	59° 20.0'	47F27			3				
J99	48S	Tanafjord	28° 38.53'	70° 52.54'	70H84					33		
J99	492		6° 42.0'	57° 45.0'	44F68			2				
J99	494		3° 10.0'	56° 30.0'	42F33			2				
J99	495		2° 10.0'	56° 17.0'	41F22			2				
J99	496		1° 12.0'	56° 0.0'	41F13			2				
J99	497		1° 0.0'	55° 30.0'	40F13			2				
J99	49S	Syltefjord	30° 19.91'	70° 33.94'	70J03					3		
J99	10S	Varangfjorden	30° 6.70'	69° 56.7'	68J01					29		

STASJONER FOR INNSAMLING AV BIOLOGISK MATERIALE

jmpco	jmpst	stnam	Lon	Lat	icear	speci	tissu	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99
J26	01A	Sponvika	11° 12.50'	59° 5.10'	47G13	MYTI EDU	SB		3																	
J26	01A	Sponvika	11° 12.50'	59° 5.40'	47G13	MYTI EDU	SB										3									
J26	01A	Sponvika	11° 13.90'	59° 5.10'	47G13	MYTI EDU	SB					3														
J26	02A	Fugleskjær	10° 59.0'	59° 6.90'	47G09	MYTI EDU	SB		3			3														
J26	02A	Fugleskjær	10° 59.30'	59° 6.60'	47G09	MYTI EDU	SB										3									
J26	03A	Tisler	10° 57.50'	58° 58.80'	46G07	MYTI EDU	SB					3														
J26	03A	Tisler	10° 57.80'	58° 59.0'	46G07	MYTI EDU	SB		2								3									
J26	301	Akershuskaia	10° 45.47'	59° 54.23'	48G07	MYTI EDU	SB												2							
J26	302	Ormøya	10° 45.46'	59° 52.69'	48G07	MYTI EDU	SB												2							
J26	303	Malmøya	10° 45.95'	59° 51.78'	48G07	MYTI EDU	SB												2							
J26	304	Gåsøya	10° 35.51'	59° 51.11'	48G04	MYTI EDU	SB												3							
J26	305	Lysaker	10° 38.60'	59° 54.36'	48G04	MYTI EDU	SB												2							
J26	306	Håøya	10° 33.35'	59° 42.69'	48G05	MYTI EDU	SB												3							
J26	30A	Gressholmen	10° 43.0'	59° 52.50'	48G07	MYTI EDU	SB				3	3	3	4	3	3	3	3	3	3	3	3	4			
J26	30A	Gressholmen	10° 43.0'	59° 52.75'	48G07	MYTI EDU	SB																	3	3	3
J26	30B	Oslo City area	10° 32.0'	59° 44.0'	48G05	GADU MOR	LI						25	25	25		25	24								
J26	30B	Oslo City area	10° 32.0'	59° 44.0'	48G05	GADU MOR	MU						25	25	26		30	30								
J26	30B	Oslo City area	10° 32.50'	59° 48.50'	48G05	GADU MOR	LI																30	30	30	
J26	30B	Oslo City area	10° 32.50'	59° 48.50'	48G05	GADU MOR	MU																36	36	36	
J26	30B	Oslo City area	10° 33.0'	59° 49.0'	48G05	GADU MOR	LI												21	24	25	25				25
J26	30B	Oslo City area	10° 33.0'	59° 49.0'	48G05	GADU MOR	MU												21	29	30	30				30
J26	30B	Oslo City area	10° 33.20'	59° 44.0'	48G05	GADU MOR	LI																	10	10	
J26	30B	Oslo City area	10° 33.20'	59° 44.0'	48G05	GADU MOR	MU																	12	12	
J26	30B	Oslo City area	10° 34.70'	59° 42.80'	48G05	GADU MOR	LI																10			
J26	30B	Oslo City area	10° 34.70'	59° 42.80'	48G05	GADU MOR	MU																12			
J26	30B	Oslo City area	10° 35.50'	59° 47.0'	48G05	GADU MOR	LI																10	10	10	
J26	30B	Oslo City area	10° 35.50'	59° 47.0'	48G05	GADU MOR	MU																12	12	12	
J26	30B	Oslo City area	10° 39.0'	59° 52.0'	48G04	GADU MOR	LI				29	25				25										
J26	30B	Oslo City area	10° 39.0'	59° 52.0'	48G04	GADU MOR	MU				29	25				26										
J26	30F	Oslo City area	10° 34.0'	59° 47.0'	48G05	PLEU PLA	LI												2		5	5				
J26	30F	Oslo City area	10° 34.0'	59° 47.0'	48G05	PLEU PLA	MU												2		5	5				

jmpco	jmpst	stnam	Lon	Lat	icear	speci	tissu	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99
J26	30G	Spro	10° 34.50'	59° 45.80'	48G05	PAND BOR	TM															1				
J26	30H	Storegrunn	10° 33.50'	59° 48.50'	48G05	PAND BOR	TM															1				
J26	30X	West of Nesodden	10° 36.0'	59° 48.50'	48G05	GADU MOR	LI												22							
J26	30X	West of Nesodden	10° 36.0'	59° 48.50'	48G05	GADU MOR	MU												22							
J26	40C	Steilene	10° 33.0'	59° 49.0'	48G05	PAND BOR	TM				1								2							
J26	31A	Solbergstrand	10° 39.40'	59° 36.90'	48G06	MYTI EDU	SB	2		6	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	4	3	3	3
J26	31B	Solbergstrand	10° 39.40'	59° 36.90'	48G06	GADU MOR	LI	10	27																	
J26	31B	Solbergstrand	10° 39.40'	59° 36.90'	48G06	GADU MOR	MU	10	27																	
J26	31B	Solbergstrand	10° 39.40'	59° 36.90'	48G06	PLAT FLE	LI	8																		
J26	31B	Solbergstrand	10° 39.40'	59° 36.90'	48G06	PLAT FLE	MU	8																		
J26	31C	Solbergstrand	10° 39.40'	59° 36.90'	48G06	PAND BOR	TM				1															
J26	32A	Rødtangen	10° 25.60'	59° 31.50'	48G06	MYTI EDU	SB	1	3			3														
J26	33B	Sande (east side)	10° 21.0'	59° 31.70'	48G06	PLAT FLE	LI			25		1	23	1	26	1	5	5	5	5	5	5	15	15	13	5
J26	33B	Sande (east side)	10° 21.0'	59° 31.70'	48G06	PLAT FLE	MU			25		25	1	1	26	1	5	5	5	5	5	5	15	15	13	5
J26	33C	Sande	10° 21.0'	59° 31.70'	48G06	PAND BOR	TM						1													
J26	33X	Sande (west side)	10° 20.40'	59° 31.70'	48G06	PLAT FLE	LI										3									
J26	33X	Sande (west side)	10° 20.40'	59° 31.70'	48G06	PLAT FLE	MU										3									
J26	35A	Mølen	10° 30.10'	59° 29.20'	47G04	MYTI EDU	SB	1	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
J26	35C	Homlmestrand-Mølen	10° 27.0'	59° 29.0'	47G04	PAND BOR	TM		1						1		2									
J26	35C	Homlmestrand-Mølen	10° 27.0'	59° 29.0'	47G04	PAND BOR	XX								1											
J26	36A	Færder	10° 31.70'	59° 1.60'	47G06	MYTI EDU	SB	1		5	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	5	3	3	3
J26	36B	Færder	10° 27.0'	59° 2.0'	47G06	GADU MOR	LI										24	25	25	25	25	25	25			
J26	36B	Færder	10° 27.0'	59° 2.0'	47G06	GADU MOR	MU										29	30	30	30	30	30	30			
J26	36B	Færder	10° 32.0'	59° 2.0'	47G06	GADU MOR	LI	10	27	23	24	14	25	25	25	25								25	25	25
J26	36B	Færder	10° 32.0'	59° 2.0'	47G06	GADU MOR	MU	10	27	23	24	14	25	25	26	26								30	30	30
J26	36F	Færder area	10° 23.0'	59° 4.0'	47G06	LIMA LIM	LI										5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
J26	36F	Færder area	10° 23.0'	59° 4.0'	47G06	LIMA LIM	MU										5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
J26	73A	Lyngholmen	10° 18.10'	59° 2.60'	47G03	MYTI EDU	SB										3									
J26	74A	Oddneskjær	9° 52.10'	58° 57.30'	46F97	MYTI EDU	SB										3									
J26	71A	Bjørkøya (Risøyodd.)	9° 45.40'	59° 1.40'	47F99	MYTI EDU	SB	1	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	4	3	3	3
J99	76A	Risøy	9° 17.0'	58° 43.60'	46F92	MYTI EDU	SB										3	3	3	3			3	3	3	3
J99	77A	Flostafjord	8° 56.90'	58° 31.50'	46F89	MYTI EDU	SB										3	3								
J99	77B	Borøy area	9° 1.0'	58° 33.0'	46F93	GADU MOR	LI										14	25								

jmpco	jmpst	stnam	Lon	Lat	icear	speci	tissu	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99
J99	77B	Borøy area	9° 1.0'	58° 33.0'	46F93	GADU MOR	MU										17	30								
J99	77B	Borøy area	9° 1.0'	58° 33.0'	46F93	LIMA LIM	LI											3								
J99	77C	Borøy area	9° 10.0'	58° 29.0'	45F91	PAND BOR	TM										2									
J99	79A	Gjerdsvoldsøyen east	8° 45.30'	58° 24.80'	45F87	MYTI EDU	SB										3	3								
J99	13A	Langøsund	7° 34.60'	57° 59.80'	44F74	MYTI EDU	SB										1	4								
J99	14A	Aavigen	7° 13.20'	58° 2.20'	45F73	MYTI EDU	SB										3	4								
J99	15A	Gåsøy	6° 53.16'	58° 3.7'	45F69	MYTI EDU	SB													3	3	4	4	3	3	3
J99	15A	Gåsøy	6° 54.80'	58° 2.60'	45F69	MYTI EDU	SB										4	4								
J99	15B	Ullerø area	6° 43.0'	58° 3.0'	45F69	GADU MOR	LI										25	24	23	30	23	25	25	25	25	25
J99	15B	Ullerø area	6° 43.0'	58° 3.0'	45F69	GADU MOR	MU										30	29	27	30	28	29	30	30	30	30
J99	15F	Ullerø area	6° 43.0'	58° 3.0'	45F69	LIMA LIM	LI											3		2	4	5	5	5	5	5
J99	15F	Ullerø area	6° 43.0'	58° 3.0'	45F69	LIMA LIM	MU											3		2	4	5	5	5	5	5
J99	15F	Ullerø area	6° 43.0'	58° 3.0'	45F69	PLEU PLA	LI												3	2						
J99	15F	Ullerø area	6° 43.0'	58° 3.0'	45F69	PLEU PLA	MU												3	2						
J99	15F	Ullerø area	6° 43.0'	58° 3.0'	45F69	MICR KIT	LI														1					
J99	15F	Ullerø area	6° 43.0'	58° 3.0'	45F69	MICR KIT	MU														1					
J63	51A	Byrkjenes	6° 33.10'	60° 5.10'	49F66	MYTI EDU	SB							3	3							1	3	3	3	6
J63	52A	Eitrheimsneset	6° 32.20'	60° 5.80'	49F66	MYTI EDU	SB									3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	6
J63	53B	Inner Sørfjord	6° 32.50'	60° 8.0'	49F66	GADU MOR	LI																25	15		
J63	53B	Inner Sørfjord	6° 32.50'	60° 8.0'	49F66	GADU MOR	MU																28	18		
J63	53B	Inner Sørfjord	6° 33.50'	60° 7.30'	49F66	GADU MOR	LI																25	15		
J63	53B	Inner Sørfjord	6° 33.50'	60° 7.30'	49F66	GADU MOR	MU																28	18		
J63	53B	Inner Sørfjord	6° 34.0'	60° 10.0'	49F65	GADU MOR	LI							13	26	12	25	25	22	25	25	25			30	25
J63	53B	Inner Sørfjord	6° 34.0'	60° 10.0'	49F65	GADU MOR	MU							12	26	15	30	30	26	30	30	30			36	30
J63	53B	Inner Sørfjord	6° 32.0'	60° 5.0'	49F66	PLAT FLE	LI																3	5		
J63	53B	Inner Sørfjord	6° 32.0'	60° 5.0'	49F66	PLAT FLE	MU																3	5		
J63	53B	Inner Sørfjord	6° 32.50'	60° 8.0'	49F66	PLAT FLE	LI																3	5		
J63	53B	Inner Sørfjord	6° 32.50'	60° 8.0'	49F66	PLAT FLE	MU																3	5		
J63	53B	Inner Sørfjord	6° 33.50'	60° 7.30'	49F66	PLAT FLE	LI																5	5		
J63	53B	Inner Sørfjord	6° 33.50'	60° 7.30'	49F66	PLAT FLE	MU																5	5		
J63	53B	Inner Sørfjord	6° 34.0'	60° 10.0'	49F65	PLAT FLE	LI				22				22	30	5	5	5	5	4	4			11	5
J63	53B	Inner Sørfjord	6° 34.0'	60° 10.0'	49F65	PLAT FLE	MU				22				22	30	5	5	5	5	4	4			11	5
J63	53B	Inner Sørfjord	6° 34.0'	60° 10.0'	49F65	GLYP CYN	LI							3												

jmpco	jmpst	stnam	Lon	Lat	icear	speci	tissu	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99
J63	53B	Inner Sørfjord	6° 34.0'	60° 10.0'	49F65	GLYP CYN	MU							3												
J63	53B	Inner Sørfjord	6° 34.0'	60° 10.0'	49F65	SALM TRU	LI										12									
J63	53B	Inner Sørfjord	6° 34.0'	60° 10.0'	49F65	SALM TRU	MU										12									
J63	56A	Kvalnes	6° 36.10'	60° 13.40'	49F65	MYTI EDU	SB							3	15	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	6
J63	5610	Kvalnes, north	6° 36.45'	60° 13.60'	49F65	MYTI EDU	SB																			3
J63	5620	Kjeken, neat Helland	6° 39.50'	60° 20.58'	49F64	MYTI EDU	SB																			3
J63	5710	Urdhem, s. of Krossanes	6° 40.65'	60° 22.17'	49F67	MYTI EDU	SB																			3
J63	57A	Krossanes	6° 41.20'	60° 23.20'	49F67	MYTI EDU	SB							3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	6
J62	63A	Ranaskjær	6° 24.50'	60° 25.10'	49F64	MYTI EDU	SB							3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	6
J62	65A	Vikingneset	6° 9.60'	60° 14.50'	49F62	MYTI EDU	SB							3	15	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	6
J62	67B	Strandebarm	6° 2.0'	60° 16.0'	49F62	GADU MOR	LI							22	26	22	16	19	8	12	18	25	35	25	25	25
J62	67B	Strandebarm	6° 2.0'	60° 16.0'	49F62	GADU MOR	MU							22	26	23	16	24	9	14	22	30	40	30	30	30
J62	67B	Strandebarm	5° 59.50'	60° 13.10'	49F58	PLAT FLE	LI																3			
J62	67B	Strandebarm	5° 59.50'	60° 13.10'	49F58	PLAT FLE	MU																3			
J62	67B	Strandebarm	6° 2.0'	60° 16.0'	49F62	PLAT FLE	LI																		4	5
J62	67B	Strandebarm	6° 2.0'	60° 16.0'	49F62	PLAT FLE	MU																		4	5
J62	67B	Strandebarm	6° 2.0'	60° 16.0'	49F62	LIMA LIM	LI																		5	
J62	67B	Strandebarm	6° 2.0'	60° 16.0'	49F62	LIMA LIM	MU																		5	
J62	67B	Strandebarm	6° 2.0'	60° 16.0'	49F62	LEPI WHI	LI				19			1	26	30	5	5	3	5	5	5	5	5	5	5
J62	67B	Strandebarm	6° 2.0'	60° 16.0'	49F62	LEPI WHI	MU				19			1	26	30	5	5	3	5	5	5	5	5	5	5
J62	69A	Lille Terøy	5° 45.35'	59° 58.79'	48F57	MYTI EDU	SB												3	1	3	3	3	3	3	6
J99	22A	Espevær, west	5° 8.50'	59° 35.20'	48F53	MYTI EDU	SB										3	3	3	3	3	3	5	3	3	3
J99	22C	Bømlofjord	5° 11.0'	59° 34.0'	48F53	PAND BOR	TM										2									
J99	22F	Borøyfjorden	5° 21.0'	59° 43.0'	48F55	LIMA LIM	LI										5	5	4		5	2				
J99	22F	Borøyfjorden	5° 21.0'	59° 43.0'	48F55	LIMA LIM	MU										5	5	4		5	2				
J99	22F	Borøyfjorden	5° 21.0'	59° 43.0'	48F55	PLEU PLA	LI																5	5	5	
J99	22F	Borøyfjorden	5° 21.0'	59° 43.0'	48F55	PLEU PLA	MU																5	5	5	
J99	22F	Borøyfjorden	5° 21.0'	59° 43.0'	48F55	MICR KIT	LI													5						
J99	22F	Borøyfjorden	5° 21.0'	59° 43.0'	48F55	MICR KIT	MU													5						
J99	221A	Stangeland	5° 19.70'	59° 16.62'	47F52	MYTI EDU	SB																		3	3
J99	226X	Karmsund bridge (east)	5° 17.91'	59° 22.68'	47F51	MYTI EDU	SB																		1	3
J99	227A	Melandholmen	5° 18.90'	59° 20.4'	47F51	MYTI EDU	SB																		3	3
J99	23A	Austvik	5° 6.60'	59° 52.20'	48F51	MYTI EDU	SB										3	3								

jmpco	jmpst	stnam	Lon	Lat	icear	speci	tissu	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99
J99	23B	Karihavet area	5° 7.0'	59° 55.0'	48F51	GADU MOR	LI										25	25	25	25	26	25	25	25	25	25
J99	23B	Karihavet area	5° 7.0'	59° 55.0'	48F51	GADU MOR	MU										30	30	30	30	30	30	30	30	30	30
J99	23B	Karihavet area	5° 7.0'	59° 55.0'	48F51	PLAT FLE	LI														1					
J99	23B	Karihavet area	5° 7.0'	59° 55.0'	48F51	PLAT FLE	MU														1					
J99	23B	Karihavet area	5° 7.0'	59° 55.0'	48F51	PLEU PLA	LI														3					
J99	23B	Karihavet area	5° 7.0'	59° 55.0'	48F51	PLEU PLA	MU														3					
J99	23B	Karihavet area	5° 7.0'	59° 55.0'	48F51	MICR KIT	LI														1	4				
J99	23B	Karihavet area	5° 7.0'	59° 55.0'	48F51	MICR KIT	MU														1	4				
J99	24A	Vardøy	5° 0.80'	60° 10.20'	49F52	MYTI EDU	SB										3	3								
J65	80A	Østmarknes	10° 27.50'	63° 27.50'	55G04	MYTI EDU	SB				1	2														
J65	81A	Biologisk Stasjon	10° 21.40'	63° 26.50'	55G04	MYTI EDU	SB				1															
J65	82A	Flakk	10° 12.60'	63° 27.10'	55G01	MYTI EDU	SB				1	2	2	3	1	2		3	2	2		3	3			
J65	83A	Frøsetskjær	10° 7.80'	63° 25.50'	55G01	MYTI EDU	SB				1															
J65	84A	Trossavika	9° 57.80'	63° 20.80'	55F97	MYTI EDU	SB				2	3	3	3	3	3		3	3	3		3	3			
J65	84B	Trossavika	9° 57.80'	63° 20.80'	55F97	GADU MOR	LI				13	1	1	1	5											
J65	84B	Trossavika	9° 57.80'	63° 20.80'	55F97	GADU MOR	MU				13	10	1	1	5											
J65	84B	Trossavika	9° 57.80'	63° 20.80'	55F97	MICR KIT	LI								3											
J65	84B	Trossavika	9° 57.80'	63° 20.80'	55F97	MICR KIT	MU								3											
J65	84B	Trossavika	9° 57.80'	63° 20.80'	55F97	MELA AEG	LI						14	1	4											
J65	84B	Trossavika	9° 57.80'	63° 20.80'	55F97	MELA AEG	MU						1	1	5											
J65	84B	Trossavika	9° 57.80'	63° 20.80'	55F97	MERL MNG	LI							1	7											
J65	84B	Trossavika	9° 57.80'	63° 20.80'	55F97	MERL MNG	MU							1	7											
J65	84B	Trossavika	9° 57.80'	63° 20.80'	55F97	POLL POL	LI					1	1		8											
J65	84B	Trossavika	9° 57.80'	63° 20.80'	55F97	POLL POL	MU					16	1		8											
J65	84B	Trossavika	9° 57.80'	63° 20.80'	55F97	POLL VIR	LI								4											
J65	84B	Trossavika	9° 57.80'	63° 20.80'	55F97	POLL VIR	MU								4											
J65	85A	Geitstrand	9° 56.30'	63° 21.90'	55F97	MYTI EDU	SB				1															
J65	86A	Geitnes	9° 59.20'	63° 26.60'	55F97	MYTI EDU	SB				1															
J65	87A	Ingdalsbukt	9° 54.80'	63° 27.80'	55F97	MYTI EDU	SB				1	1	1	1	1	1		1	2	1		2	2			
J65	88A	Rødberg	10° 0.0'	63° 29.20'	55G01	MYTI EDU	SB				1	1														
J99	25A	Hinnøy	4° 52.80'	61° 22.20'	51F47	MYTI EDU	SB												3	3						
J99	26A	Hamnen	5° 13.60'	61° 52.70'	52F51	MYTI EDU	SB												6	3						
J99	27A	Grinden	5° 25.40'	62° 12.20'	53F55	MYTI EDU	SB												2							

jmpco	jmpst	stnam	Lon	Lat	icear	speci	tissu	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99
J99	28A	Eiksundet	5° 51.60'	62° 15.0'	53F58	MYTI EDU	SB													3						
J99	28A	Eiksundet	5° 54.50'	62° 14.90'	53F58	MYTI EDU	SB												6							
J99	91A	Nerdvika	8° 17.60'	63° 23.80'	55F81	MYTI EDU	SB												4							
J99	91A	Nerdvika	8° 9.60'	63° 21.20'	55F81	MYTI EDU	SB													3	3					
J99	92A	Stokken	10° 0.70'	64° 4.60'	57G03	MYTI EDU	SB												7	3	3	3	3			
J99	92A	Stokken	10° 1.10'	64° 2.21'	57G03	MYTI EDU	SB																	3		
J99	92B	Stokken area	9° 53.0'	64° 9.85'	57F99	GADU MOR	LI													25	24	25	25			
J99	92B	Stokken area	9° 53.0'	64° 9.85'	57F99	GADU MOR	MU													30	29	30	30			
J99	92B	Stokken area	9° 53.0'	64° 9.85'	57F99	LIMA LIM	LI															1				
J99	92B	Stokken area	9° 53.0'	64° 9.85'	57F99	LIMA LIM	MU															1				
J99	92B	Stokken area	9° 53.0'	64° 9.85'	57F99	PLEU PLA	LI															1				
J99	92B	Stokken area	9° 53.0'	64° 9.85'	57F99	PLEU PLA	MU															1				
J99	93A	Sætervik	10° 28.0'	64° 23.50'	57G04	MYTI EDU	SB												7							
J99	93A	Sætervik	10° 29.0'	64° 23.68'	57G04	MYTI EDU	SB													3						
J99	94A	Landfast	12° 0.50'	65° 38.40'	60G23	MYTI EDU	SB												3	3						
J99	95A	Flatskjær	13° 15.80'	66° 42.60'	62G32	MYTI EDU	SB												3	3						
J99	96A	Breiviken	12° 50.50'	66° 17.60'	61G28	MYTI EDU	SB												6	3						
J99	97A	Klakholmen	14° 44.60'	67° 39.90'	64G49	MYTI EDU	SB												4	3						
J99	98A	Svolvær området	14° 39.30'	68° 9.40'	65G46	MYTI EDU	SB												4	3						
J99	98A	Svolvær området	14° 40.10'	68° 16.90'	65G48	MYTI EDU	SB																		3	3
J99	98A	Svolvær området	14° 40.60'	68° 15.40'	65G48	MYTI EDU	SB																	3		
J99	98B	Lille Molla	14° 48.0'	68° 12.0'	65G48	GADU MOR	LI												25	29	25	24	25	25	25	25
J99	98B	Lille Molla	14° 48.0'	68° 12.0'	65G48	GADU MOR	MU												30	29	30	29	30	30	30	30
J99	98B	Lille Molla	14° 48.0'	68° 12.0'	65G48	LIMA LIM	LI													4						
J99	98B	Lille Molla	14° 48.0'	68° 12.0'	65G48	LIMA LIM	MU													4						
J99	98F	Lille Molla	14° 48.0'	68° 12.0'	65G48	LIMA LIM	LI														1	1	5			
J99	98F	Lille Molla	14° 48.0'	68° 12.0'	65G48	LIMA LIM	MU														1	1	5			
J99	98F	Lille Molla	14° 48.0'	68° 12.0'	65G48	PLEU PLA	LI													3		5		4	5	
J99	98F	Lille Molla	14° 48.0'	68° 12.0'	65G48	PLEU PLA	MU													3		5		4	5	
J99	98F	Lille Molla	14° 48.0'	68° 12.0'	65G48	MICR KIT	LI														1	1				
J99	98F	Lille Molla	14° 48.0'	68° 12.0'	65G48	MICR KIT	MU														1	1				
J99	98F	Lille Molla	14° 48.0'	68° 12.0'	65G48	GLYP CYN	LI															1				
J99	98F	Lille Molla	14° 48.0'	68° 12.0'	65G48	GLYP CYN	MU															1				

jmpco	jmpst	stnam	Lon	Lat	icear	speci	tissu	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99
J99	98X	Skrova	14° 40.15'	68° 10.50'	65G48	MYTI EDU	SB														3	4	4			
J99	99A	Brunvær	15° 5.60'	68° 0.30'	65G53	MYTI EDU	SB												7	3						
J99	41A	Fensneset,Grytøya	16° 38.47'	68° 56.90'	66G64	MYTI EDU	SB														3	3	4	3		
J99	42A	Tennskjær,Malangen	18° 18.0'	69° 28.60'	67G81	MYTI EDU	SB														3	3				
J99	43A	Lyngneset,Langfjord	20° 32.79'	70° 6.20'	69H06	MYTI EDU	SB														3	3		3		
J99	43B	Kvænangen	21° 22.0'	70° 9.0'	69H16	GADU MOR	LI														25	25	25			
J99	43B	Kvænangen	21° 22.0'	70° 9.0'	69H16	GADU MOR	MU														30	30	30			
J99	43F	Kvænangen,Olderfjord	21° 22.0'	70° 9.0'	69H16	LIMA LIM	LI																3			
J99	43F	Kvænangen,Olderfjord	21° 22.0'	70° 9.0'	69H16	LIMA LIM	MU																3			
J99	43F	Kvænangen,Olderfjord	21° 22.0'	70° 9.0'	69H16	MICR KIT	LI																1			
J99	43F	Kvænangen,Olderfjord	21° 22.0'	70° 9.0'	69H16	MICR KIT	MU																1			
J99	44A	Elenheimsundet	22° 14.80'	70° 30.97'	70H23	MYTI EDU	SB														3	3	4	3		
J99	45A	Yttre Sauhamnneset	24° 19.22'	70° 45.81'	70H42	MYTI EDU	SB														3	3				
J99	46A	Smines ved Altesula	25° 48.14'	70° 58.38'	70H57	MYTI EDU	SB														3	3	5			
J99	46B	Hammerfest area	23° 44.0'	70° 50.0'	70H37	GADU MOR	LI														24	25				
J99	46B	Hammerfest area	23° 44.0'	70° 50.0'	70H37	GADU MOR	MU														29	30				
J99	47A	Kifjordneset	27° 22.17'	70° 52.89'	70H74	MYTI EDU	SB														3	3				
J99	48A	Trollfjorden i Tanafjord	28° 33.28'	70° 41.61'	70H85	MYTI EDU	SB														3	3	3			
J99	49A	Nordfjorden,Syltefj.	30° 5.17'	70° 33.10'	70J03	MYTI EDU	SB														3	3				
J99	10A	Skagodden	30° 9.83'	70° 4.19'	69J03	MYTI EDU	SB														3	3	4	3	3	3
J99	10B	Varangerfjorden	29° 40.0'	69° 56.0'	68H97	GADU MOR	LI														21	25	25	23	25	25
J99	10B	Varangerfjorden	29° 40.0'	69° 56.0'	68H97	GADU MOR	MU														25	30	30	27	30	30
J99	10B	Varangerfjorden	29° 40.0'	69° 56.0'	68H97	BROS BRO	LI														1					
J99	10B	Varangerfjorden	29° 40.0'	69° 56.0'	68H97	BROS BRO	MU														1					
J99	10F	Skogerøy	29° 51.0'	69° 55.0'	68H97	PLEU PLA	LI																	5		4
J99	10F	Skogerøy	29° 51.0'	69° 55.0'	68H97	PLEU PLA	MU																	5		4
J99	11A	Sildkroneset,Bøkfj	30° 11.10'	69° 47.2'	68J02	MYTI EDU	SB														3	3	4	3		
J99	11X	Brashavn	29° 44.65'	69° 53.92'	68H97	MYTI EDU	SB																	3	3	3
J26	I001	Sponvikskansen	11° 12.50'	59° 5.40'	47G13	MYTI EDU	SB															3	3			
J26	I011	Kråkenebbet	11° 17.30'	59° 6.10'	47G13	MYTI EDU	SB															3	3			
J26	I021	Kjøkø,south	10° 57.10'	59° 7.79'	47G09	MYTI EDU	SB																	3		
J26	I021	Kjøkø,south	10° 57.10'	59° 7.80'	47G09	MYTI EDU	SB															3	3			
J26	I021	Kjøkø,south	10° 57.11'	59° 7.79'	47G09	MYTI EDU	SB																		3	

jmpco	jmpst	stnam	Lon	Lat	icear	speci	tissu	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99
J26	I022	West Damholmen	10° 57.90'	59° 6.20'	47G09	MYTI EDU	SB															3	3	3	3	3
J26	I023	Singlekalven, south	11° 8.20'	59° 5.70'	47G13	MYTI EDU	SB															3	3	3	3	3
J26	I024	Kirkøy, north west	10° 59.20'	59° 4.90'	47G09	MYTI EDU	SB															3	3	3	3	3
J26	I301	Akershuskaia	10° 45.47'	59° 54.23'	48G07	MYTI EDU	SB															3	3	3	3	3
J26	I304	Gåsøya	10° 35.51'	59° 51.11'	48G04	MYTI EDU	SB															3	3	3	3	3
J26	I306	Håøya	10° 33.35'	59° 42.69'	48G05	MYTI EDU	SB															3	3	3	3	3
J26	I307	Ramtonholmen	10° 31.40'	59° 44.70'	48G05	MYTI EDU	SB															3	3	3	3	3
J99	I711	Steinholmen	9° 40.70'	59° 3.15'	47F99	MYTI EDU	SB															3	4	3	3	3
J99	I712	Gjemesholmen	9° 42.47'	59° 2.75'	47F99	MYTI EDU	SB															3	4	3	3	3
J99	I131	Lastad	7° 42.40'	58° 3.30'	45F79	MYTI EDU	SB															3	3	3	3	3
J99	I132	Fiskåtangen	7° 58.60'	58° 7.70'	45F79	MYTI EDU	SB															4	4	3		
J99	I132	Fiskåtangen	7° 58.60'	58° 7.75'	45F79	MYTI EDU	SB																		3	3
J99	I133	Odderø,west	8° 0.15'	58° 7.90'	45F83	MYTI EDU	SB																		3	3
J99	I133	Odderø,west	8° 0.20'	58° 7.90'	45F83	MYTI EDU	SB															4	4	3		
J99	I201	Ekkjegrunn (G1)	6° 21.38'	59° 38.65'	48F66	MYTI EDU	SB															3	3	3	3	3
J99	I205	Bølsnes (G5)	6° 18.30'	59° 35.50'	48F63	MYTI EDU	SB															3		3	3	3
J99	I241	Nordnes	5° 18.20'	60° 24.10'	49F51	MYTI EDU	SB															3	3	3	3	3
J99	I242	Valheimneset	5° 16.10'	60° 23.70'	49F51	MYTI EDU	SB															3	3	3	3	3
J99	I243	Hegreneset	5° 18.50'	60° 24.90'	49F51	MYTI EDU	SB															3	3	3	3	3
J99	I911	Horvika	8° 31.40'	62° 44.10'	54F85	MYTI EDU	SB															3	3			
J99	I913	Fjøseid	8° 16.48'	62° 48.59'	54F82	MYTI EDU	SB																			3
J99	I912	Honnhammer	8° 9.70'	62° 51.20'	54F81	MYTI EDU	SB															3	3	3	3	3
J65	I080	Østmerknes	10° 27.50'	63° 27.50'	55G04	MYTI EDU	SB															3	3			
J99	I962	Koksverktomta (B2)	14° 8.38'	66° 19.57'	61G42	MYTI EDU	SB															3	3	2	3	
J99	I969	Bjørnbærviken (B9)	14° 2.13'	66° 16.79'	61G42	MYTI EDU	SB															3	3	3	3	3
J99	R096	Breiviken, Tomma	12° 50.50'	66° 17.60'	61G28	MYTI EDU	SB															3	3			
J26	A3*	Svartskjær	9° 49.90'	58° 58.90'	46F97	MYTI EDU	SB	1																		
J26	36G	Færder	10° 31.70'	59° 1.60'	47G06	NUCE LAP	WO																		1	
J62	67E	Strandebarm	6° 2.0'	60° 16.0'	49F62	ANGU ANG	MU																			5
J63	52E	Eitrheimsneset	6° 32.20'	60° 5.80'	49F66	ANGU ANG	MU																			5
J63	53E	Inner Sørfjord	6° 34.0'	60° 10.0'	49F65	ANGU ANG	MU																			5
J99	21D	Åkrafjord	4° 0.0'	60° 0.0'	49F43	CHIM MON	LI																			1
J99	21D	Åkrafjord	4° 0.0'	60° 0.0'	49F43	CHIM MON	MU																			1

jmpco	jmpst	stnam	Lon	Lat	icear	speci	tissu	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99
J99	21D	Åkrafjord	4° 0.0'	60° 0.0'	49F43	MOLV MOL	LI																			1
J99	21D	Åkrafjord	4° 0.0'	60° 0.0'	49F43	MOLV MOL	MU																			1
J99	220G	Smørstakk	5° 21.14'	59° 15.21'	47F55	NUCE LAP	WO																		1	
J99	221G	Stangeland	5° 19.70'	59° 16.62'	47F52	NUCE LAP	WO																		1	
J99	224G	Heggjelen	5° 13.90'	59° 25.0'	47F51	NUCE LAP	WO																		1	
J99	226G	Karmsund bridge (east)	5° 17.91'	59° 22.68'	47F51	NUCE LAP	WO																		1	
J99	227G	Melandholmen	5° 18.90'	59° 20.4'	47F51	NUCE LAP	WO																		1	
J99	21F	Åkrefjord	4° 0.0'	60° 0.0'	49F43	LEPI WHI	LI																			5
J99	21F	Åkrefjord	4° 0.0'	60° 0.0'	49F43	LEPI WHI	MU																			5
J99	21D	Åkrafjord	4° 0.0'	60° 0.0'	49F43	BROS BRO	LI																			1
J99	21D	Åkrafjord	4° 0.0'	60° 0.0'	49F43	BROS BRO	MU																			1

Vedlegg F
Kart over stasjoner

(kfr. posisjonsangivelser i Vedlegg E)

Maps of localities (cf. Vedlegg E for positions)

KOMMENTARER

For et mindre antall stasjoner har prøvestedenes posisjon vært noe forskjellig, enten for å oppnå nok materiale (st. 36B og 98A, eller for å belyse mulige lokale geografiske forskjeller (indre Oslofjord og Sørfjorden). Følglig kan samme stasjonsnummer figurere mer enn ett sted på vedkommende kart.

Bokstaven S etter stasjonnr. indikerer prøvtaking av sediment, A indikerer blåskjell, B indikerer torsk og F flyndre, og G indikerer snegler. Dette systemet er ikke helt konsistent for de eldre stasjonene 30, 33, 52 og 67, der bare B er benyttet selv om både torsk og flyndrearter er samlet inn.

Bokstaven I foran stasjonsnr. viser at det dreier seg om en INDEKS-stasjon, dvs. en **forurenset** skjellstasjon som inngår i overvåkingsprogrammet for beregning av en forurensningsindeks. Tilsvarende angir R foran stasjonsnr. blåskjellstasjoner fra antatt ubelastede områder med henblikk på beregning av en referanseindeks.

Et femkantede symbol å¨kartene indikarer en sediment stasjon, en runding indikerer en blåskjell, snegls eller fiske stasjon, en trenkant indikerer en by eller tettsted.

Comments

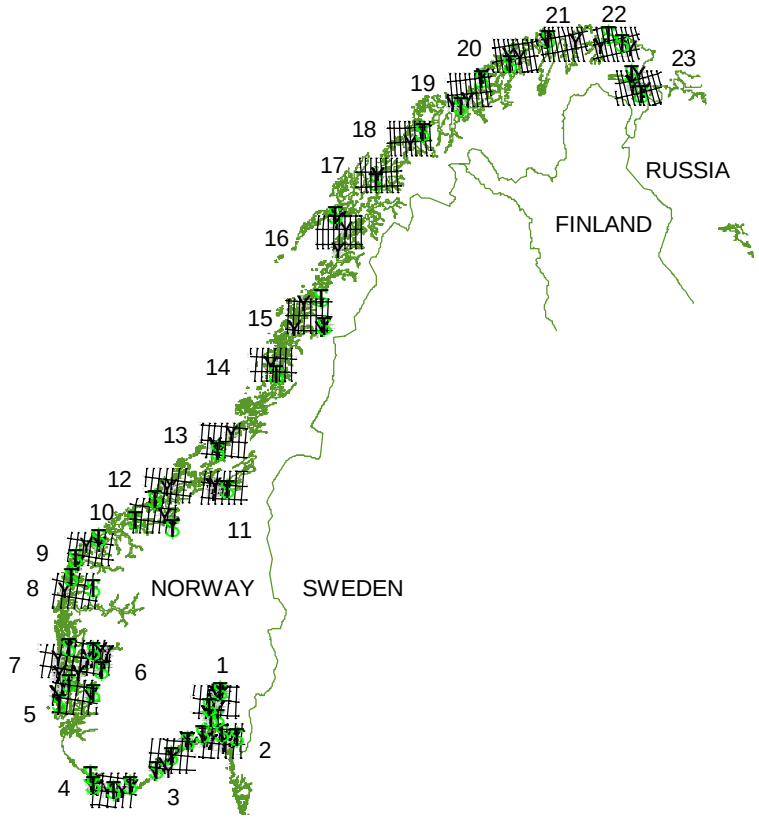
For a few station the positions of sampling has varied in order to collect sufficient material (e.g., st. 36B and 98A) or investigate local geographical variations (e.g., in the inner Oslofjord and Sørfjord). Hence, the same station name may appear more than once on a map.

The letter S following the station identification number indicates that sediment were sampled. blue mussels were sampled. The letter B indicates sampling for cod and the letter F indicates sampling for flatfish. The letter G indicates that snails were sampled. This system for fish is not consistent for some older stations (30, 33, 52 and 67) where only the letter B is used indicating that either cod or flatfish or both were sampled.

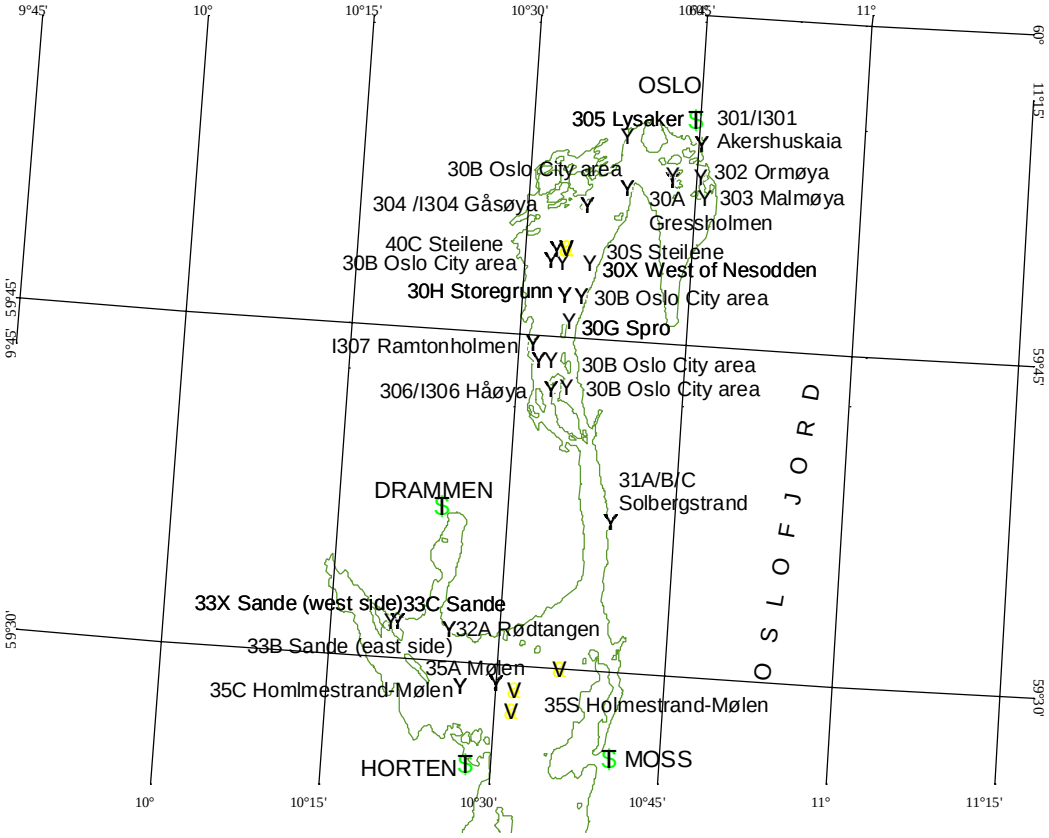
The letter "I" preceding the station identification number indicates an INDEX station for evaluating a "pollution" index. The letter R indicates a station for evaluating a "reference" index. Only blue mussels are used for these indices. The indices are based on a selection of JAMP and INDEX stations (cf. Green et al. 1999).

A pentagon symbol on the map indicates a sediment station, a round symbol indicates a blue mussel, snais or a fish station and a triangle indicates a city or town.

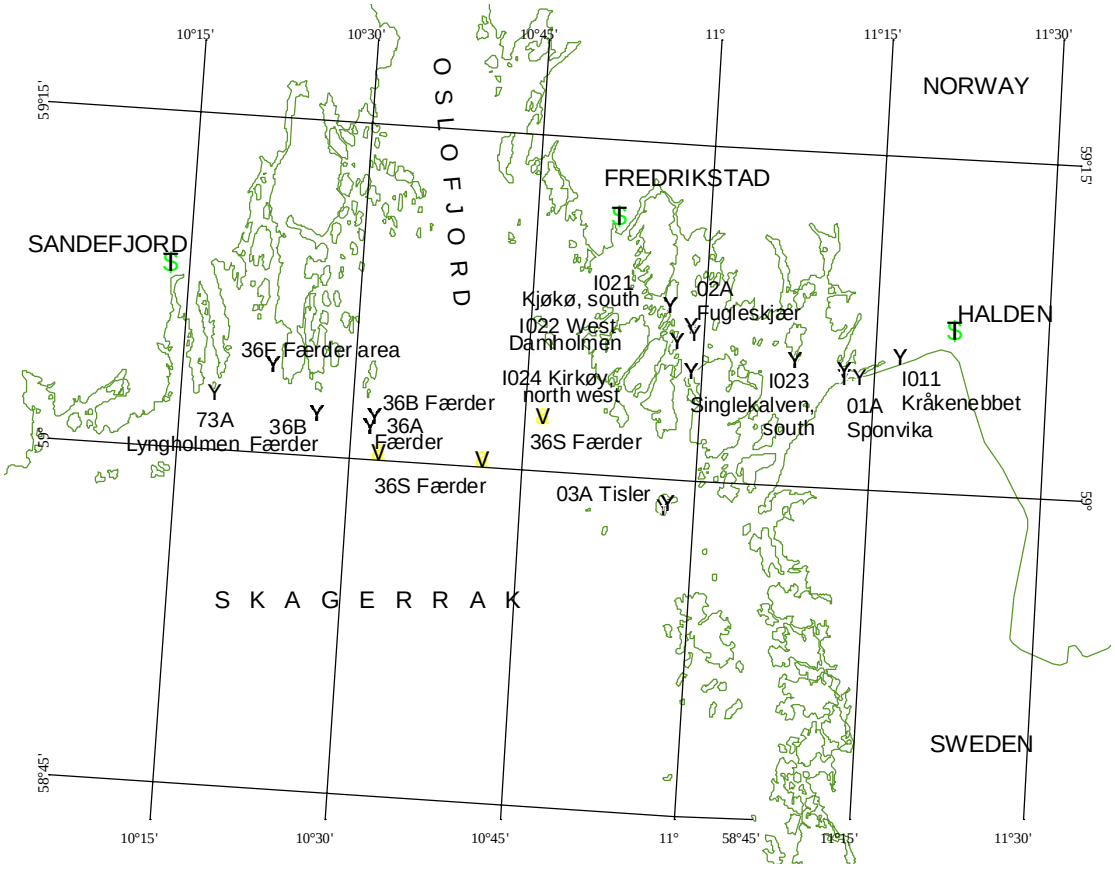
The maps are generated using ArcView GIS version 3.1.



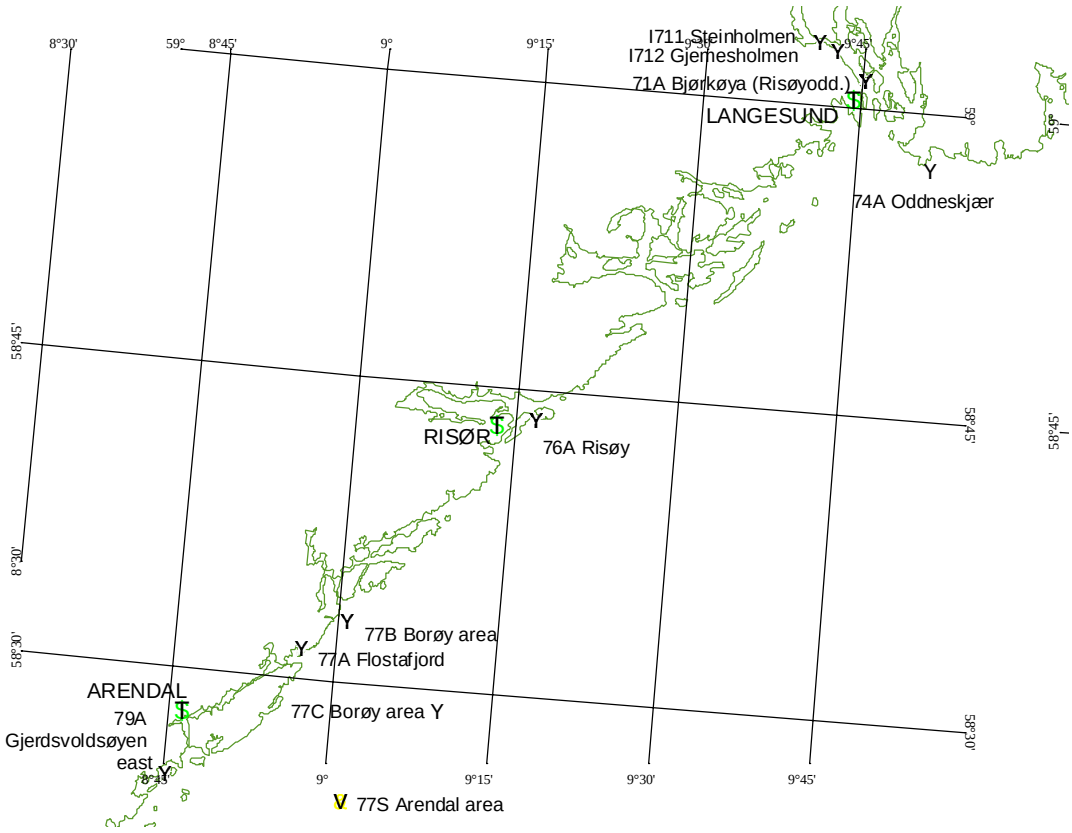
JAMP-områder i Norge. Tallene refererer til detaljkartene nedenfor.



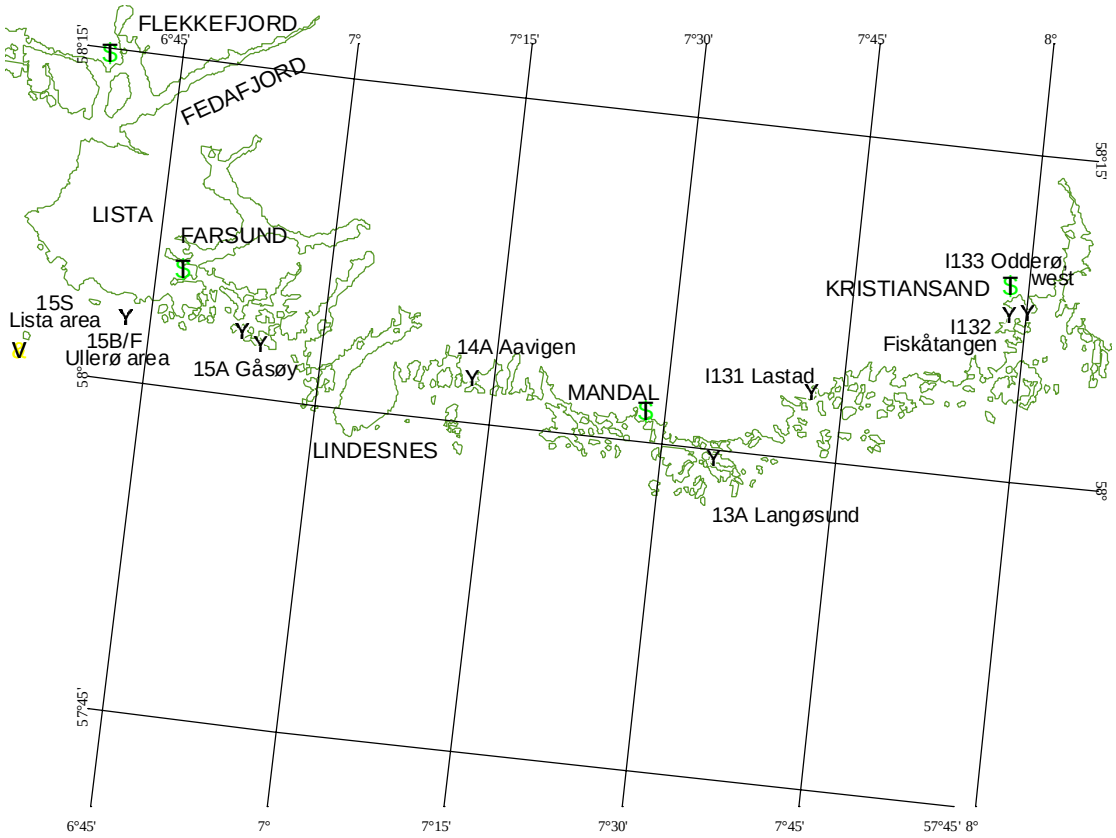
Kart nr. 1



Kart nr. 2



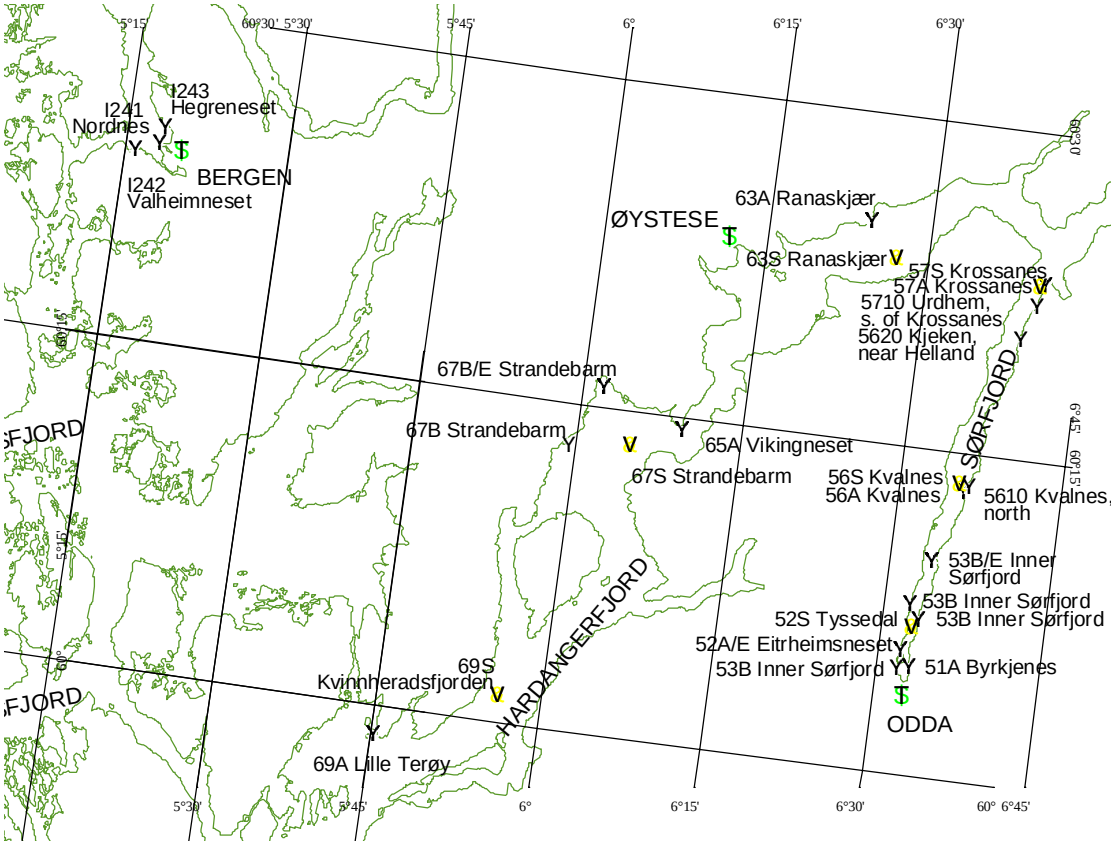
Kart nr. 3



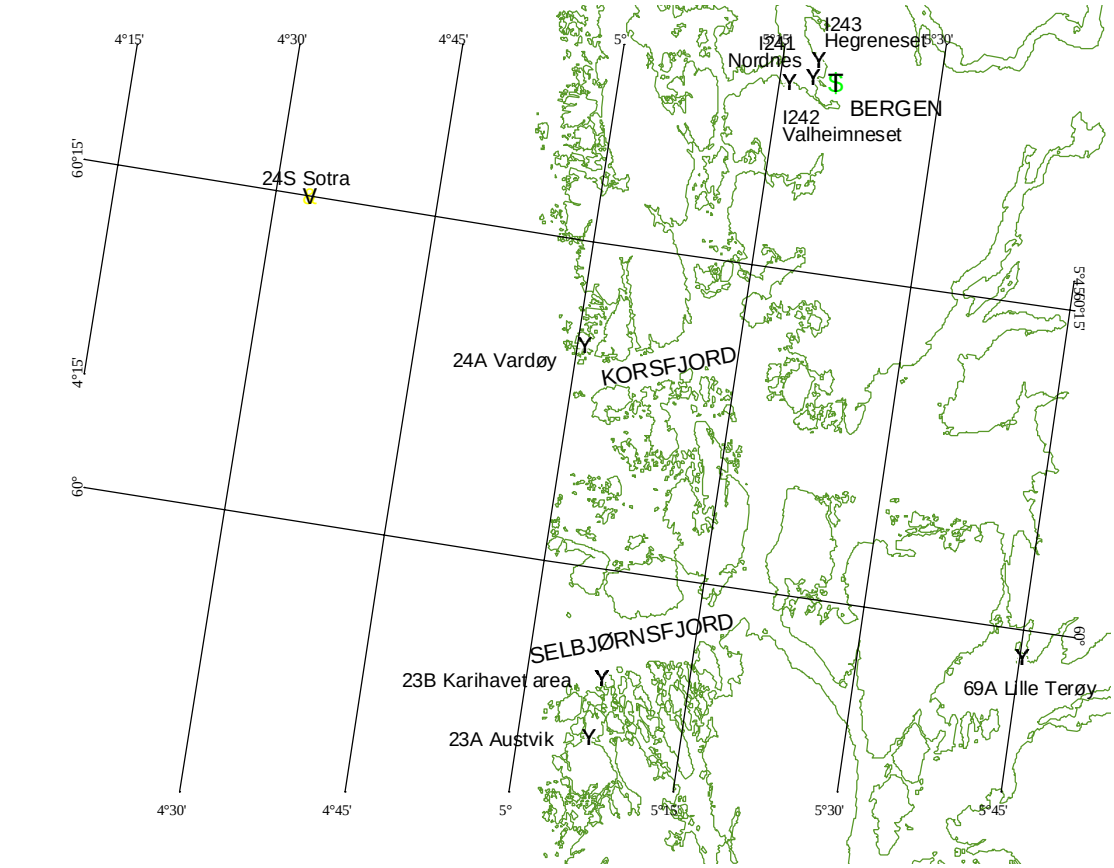
Kart nr. 4



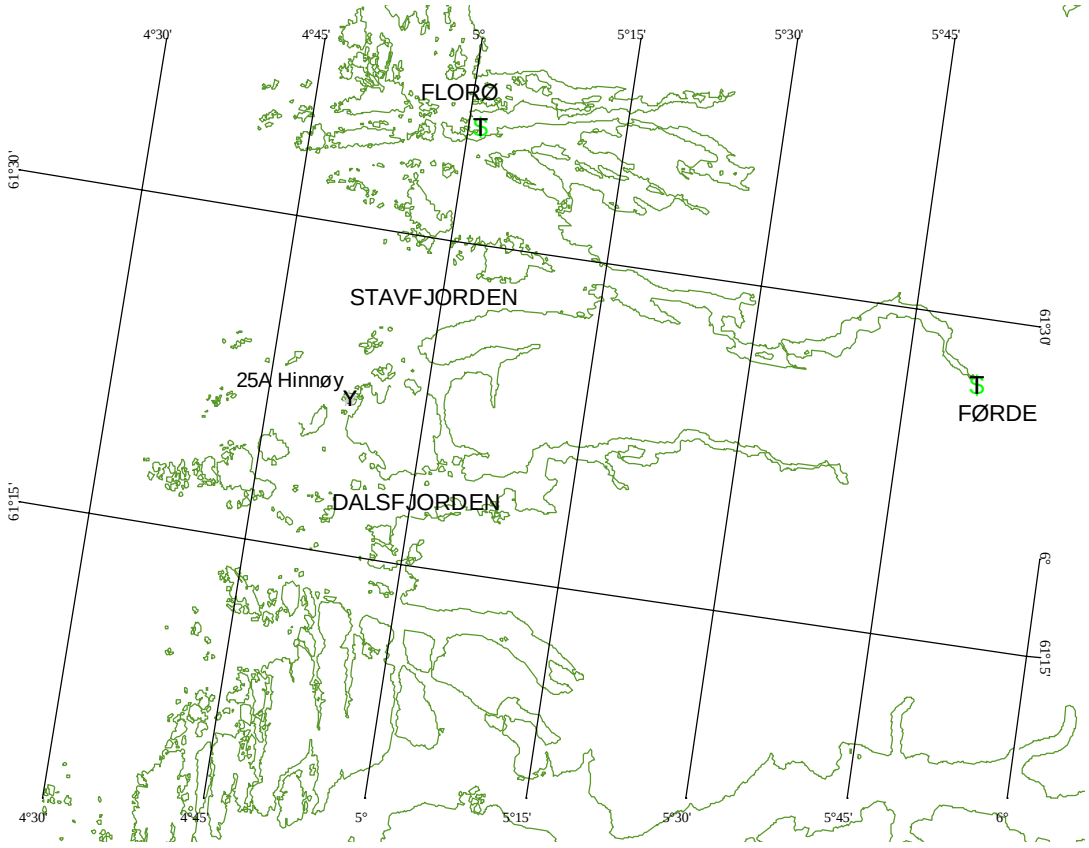
Kart nr. 5



Kart nr. 6



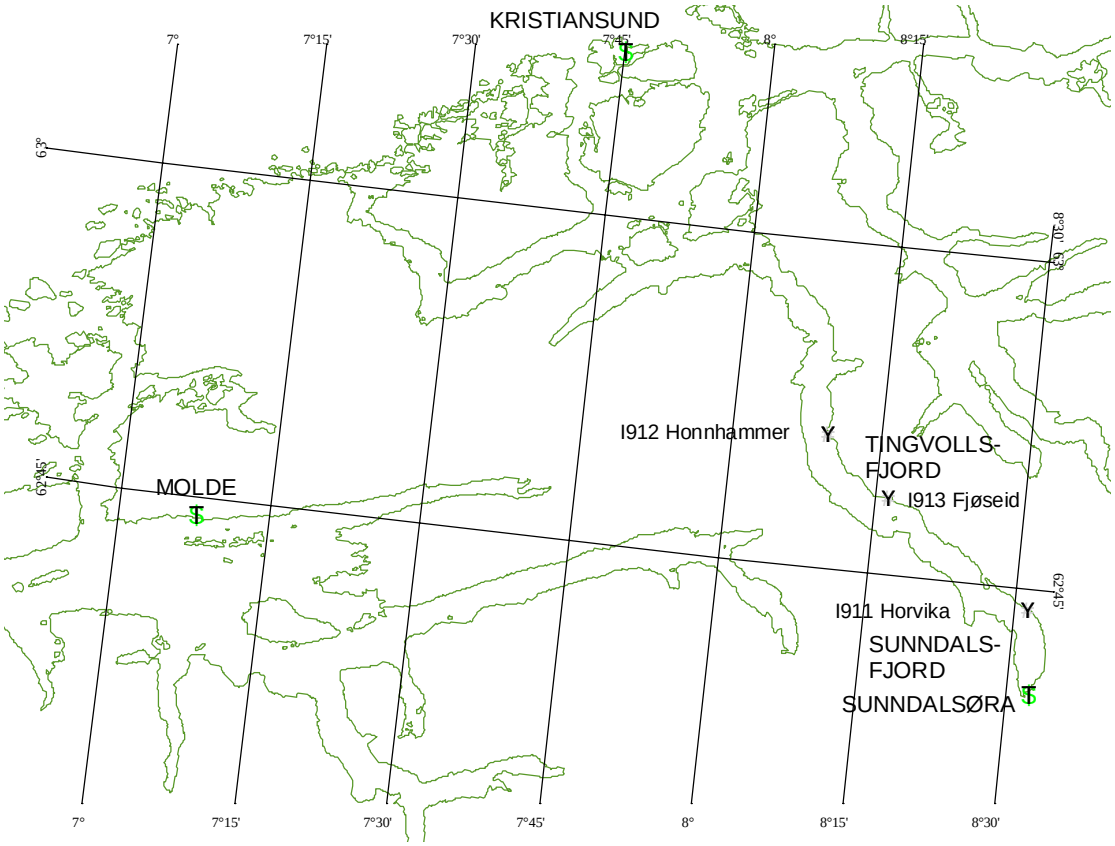
Kart nr. 7



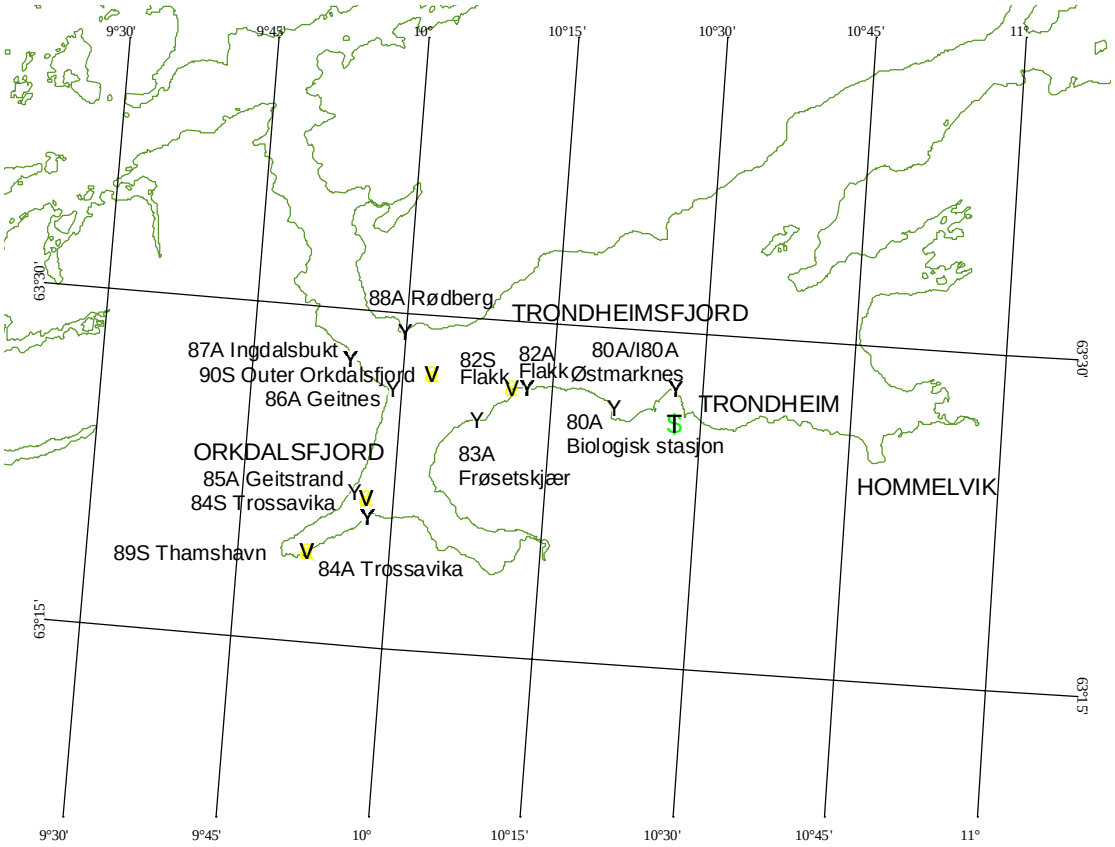
Kart nr. 8



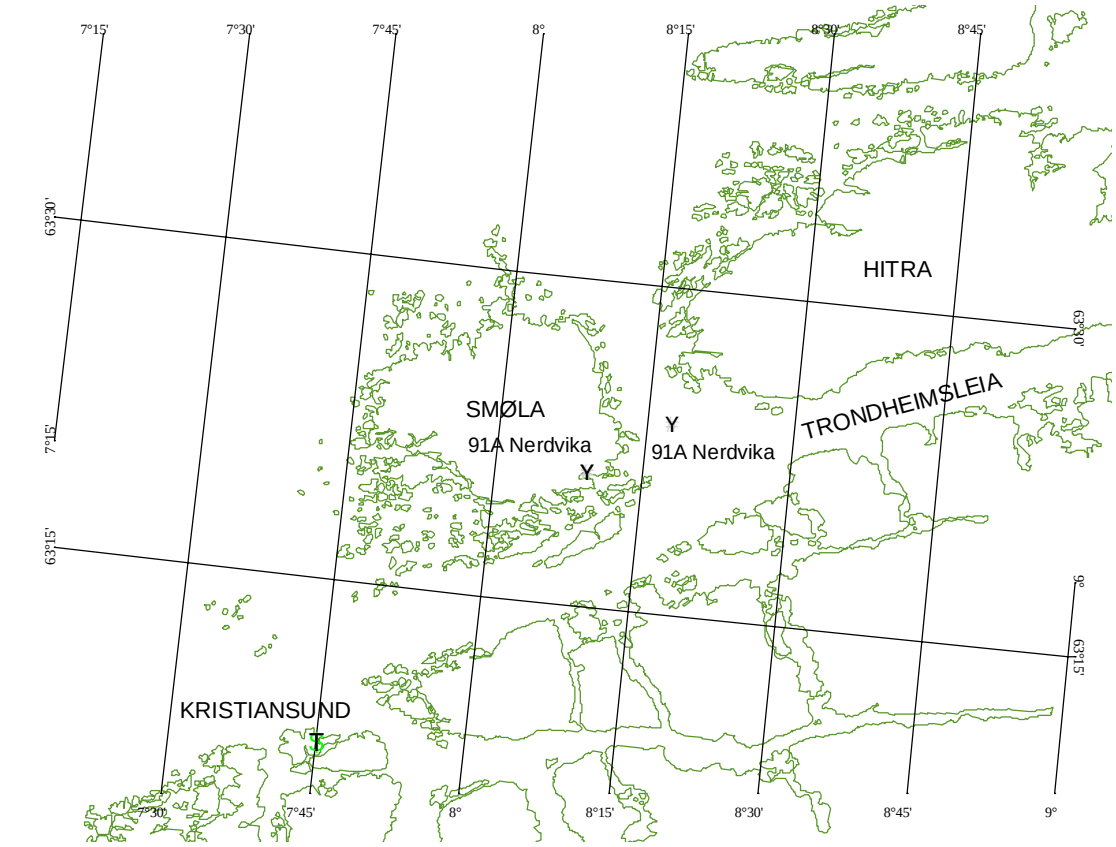
Kart nr. 9



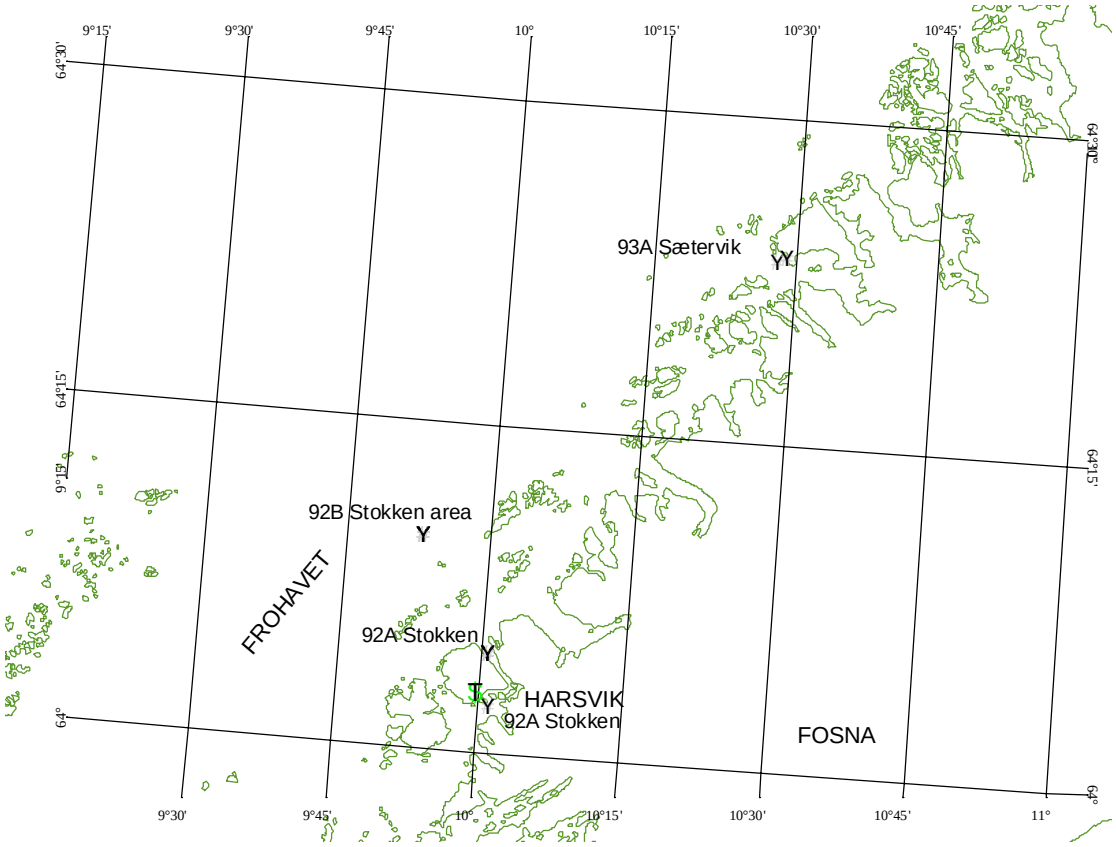
Kart nr. 10



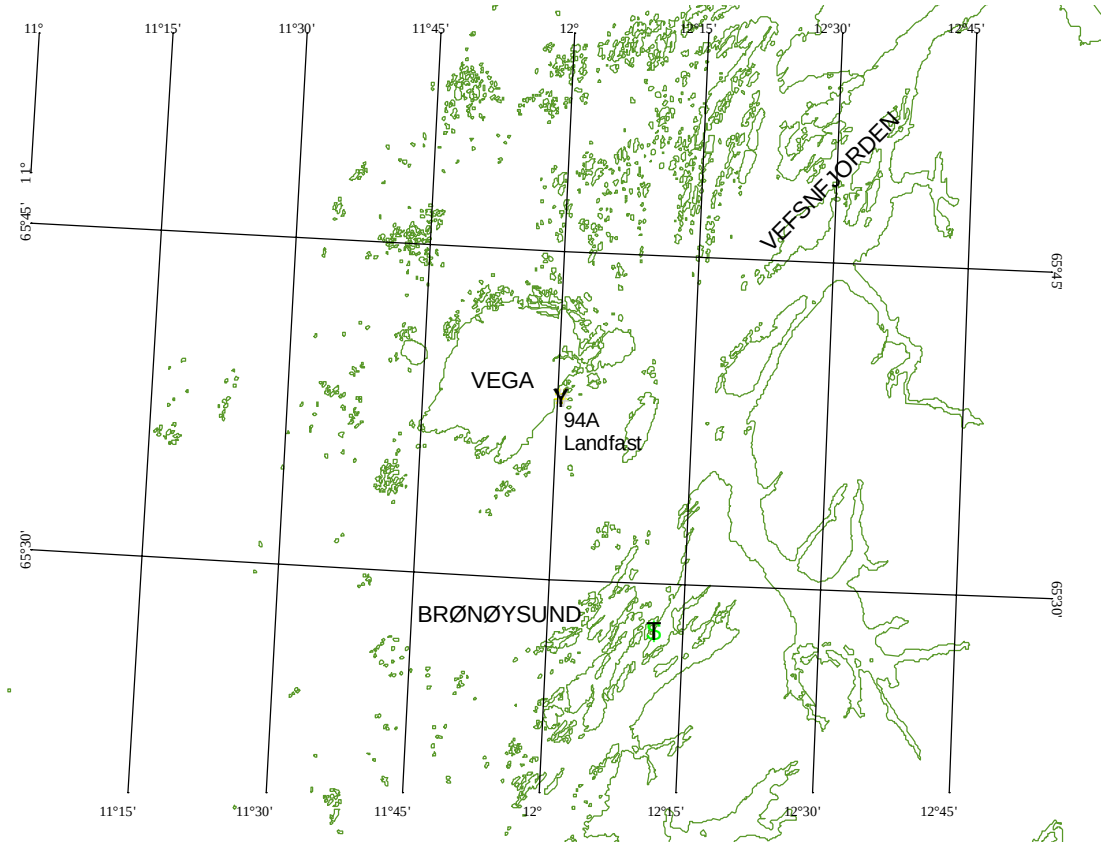
Kart nr. 11



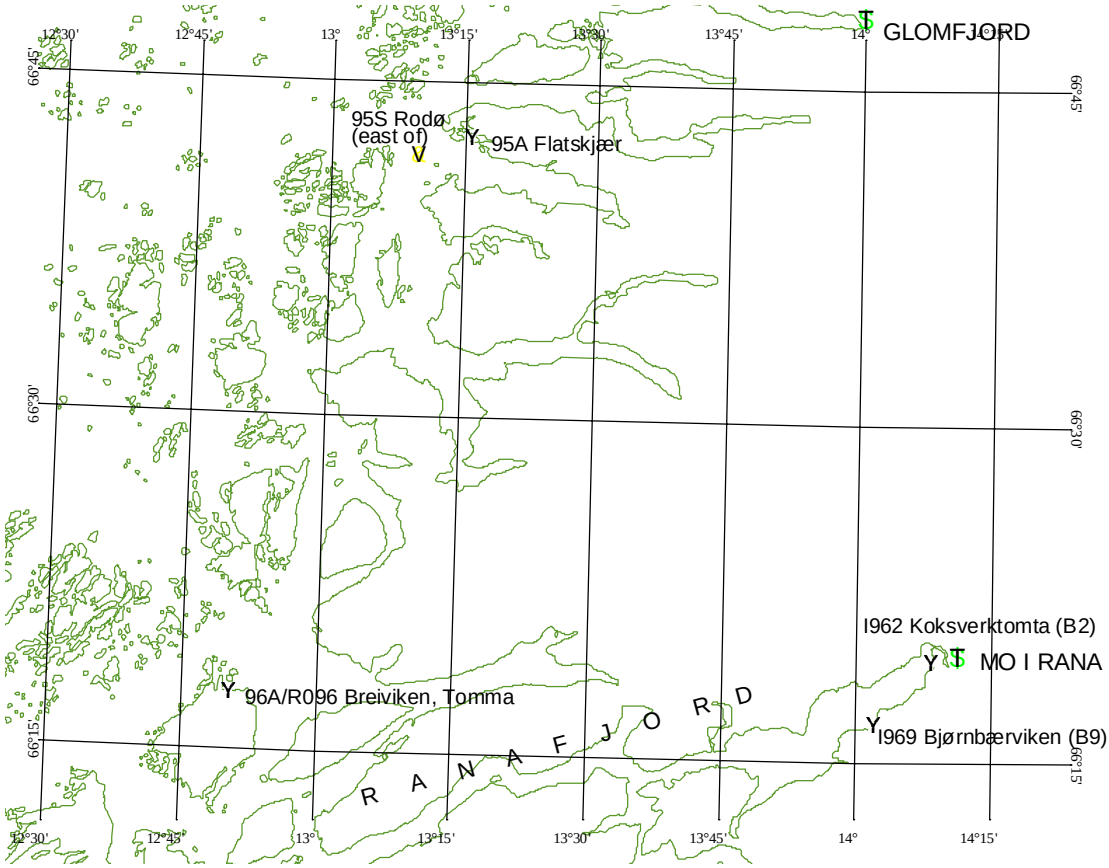
Kart nr. 12



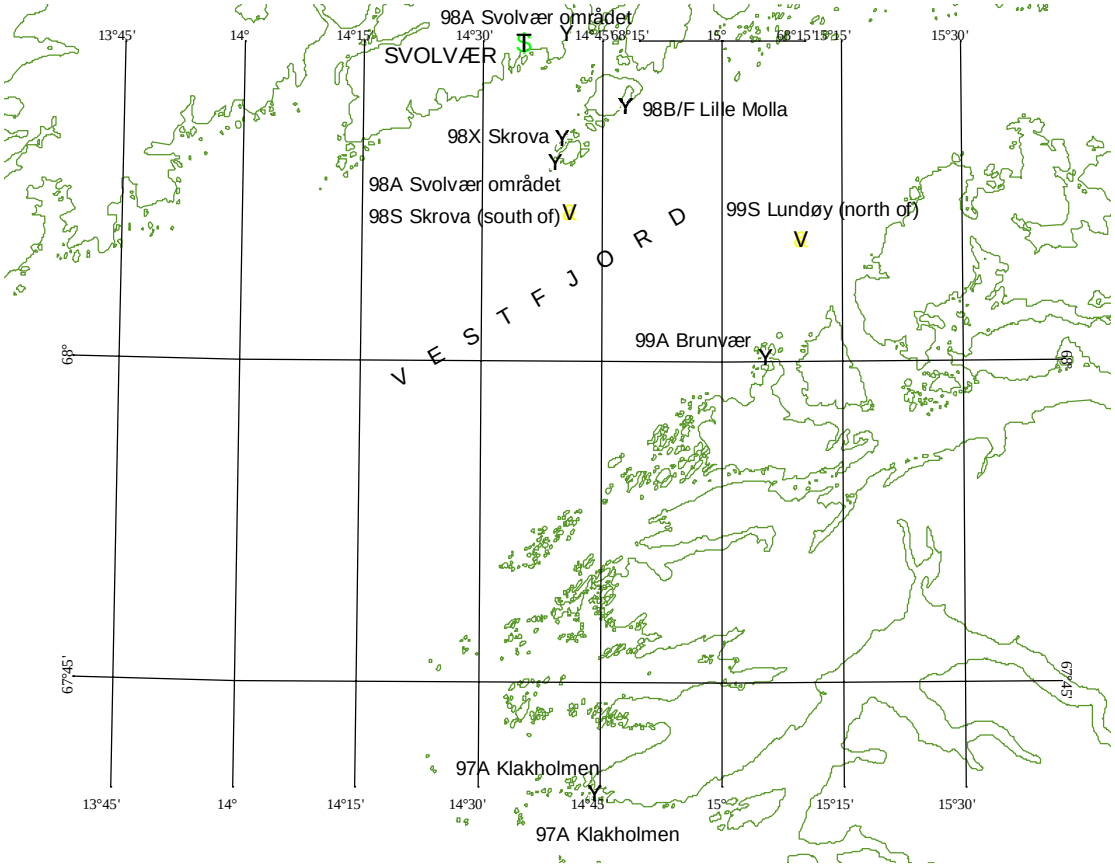
Kart nr. 13



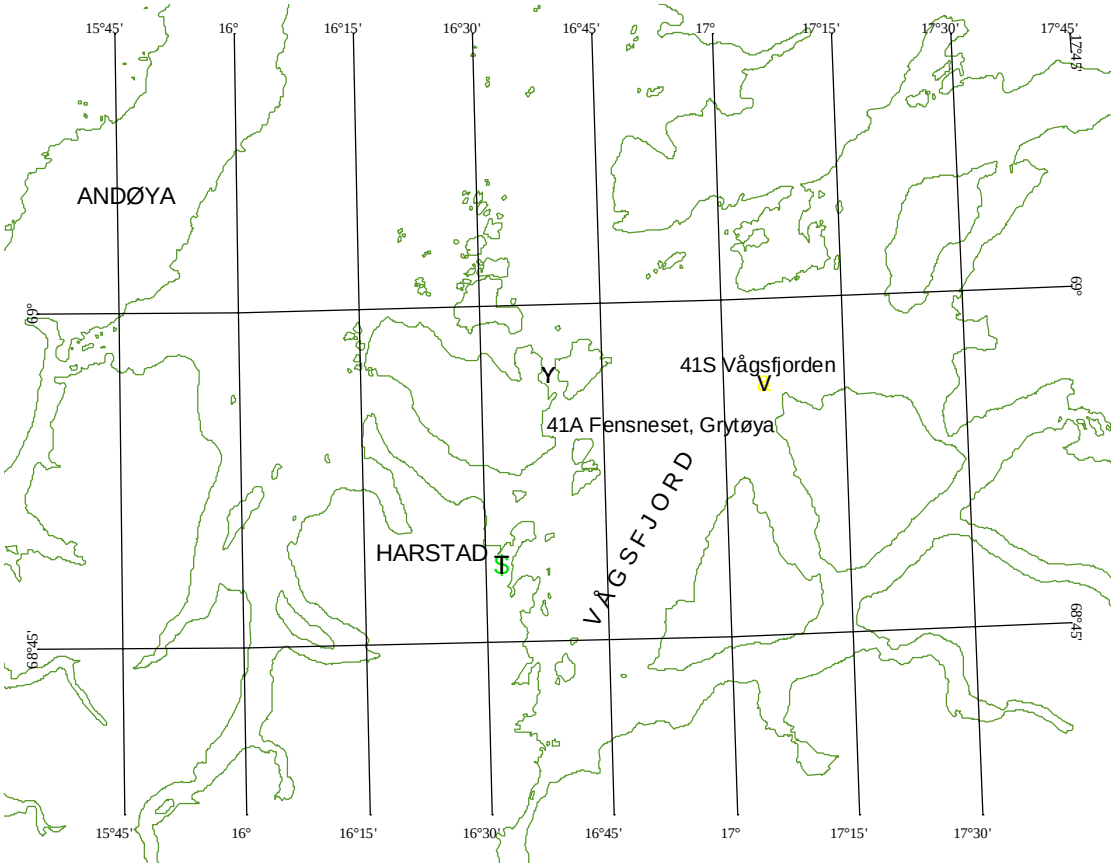
Kart nr. 14



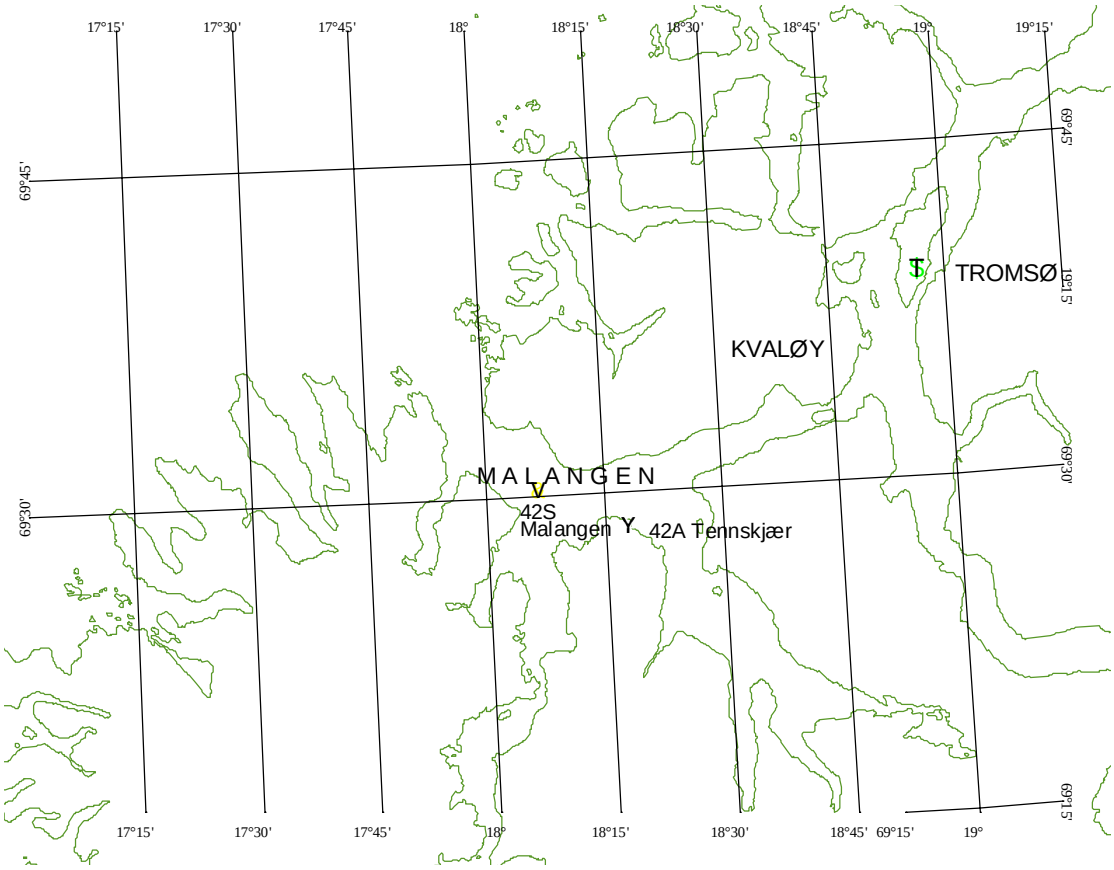
Kart nr. 15



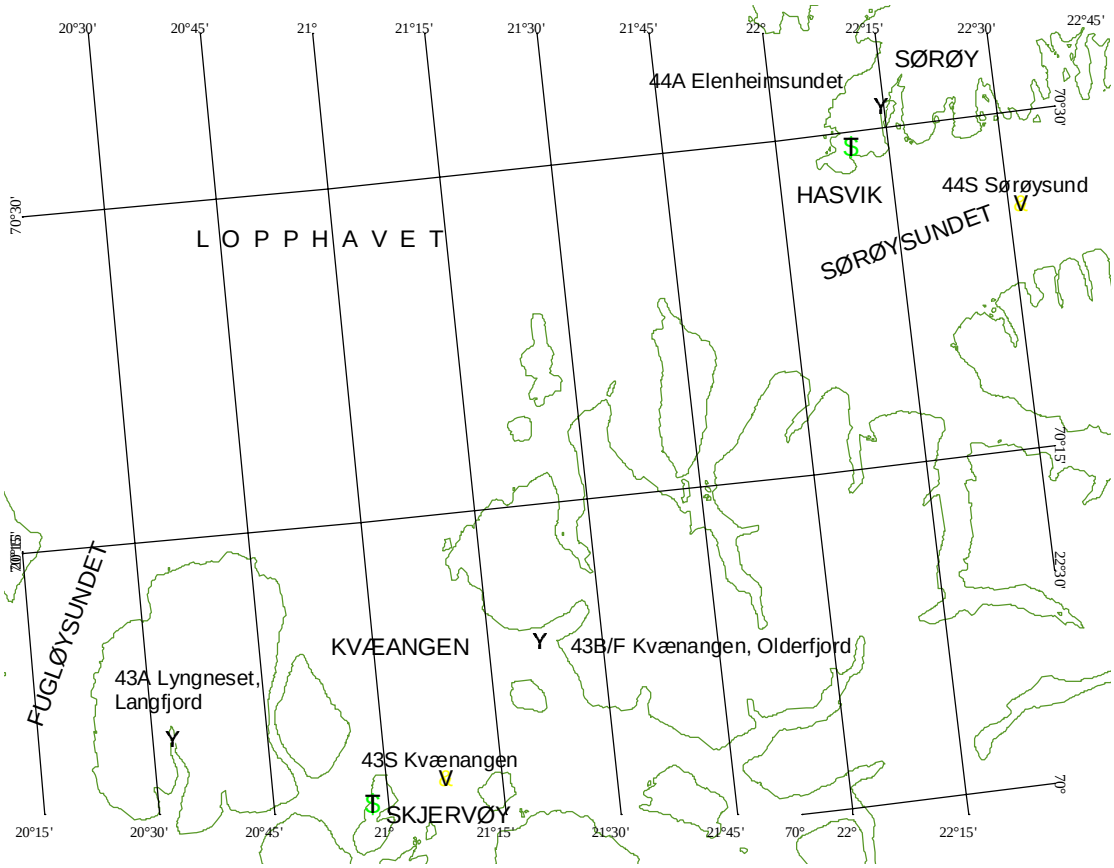
Kart nr. 16



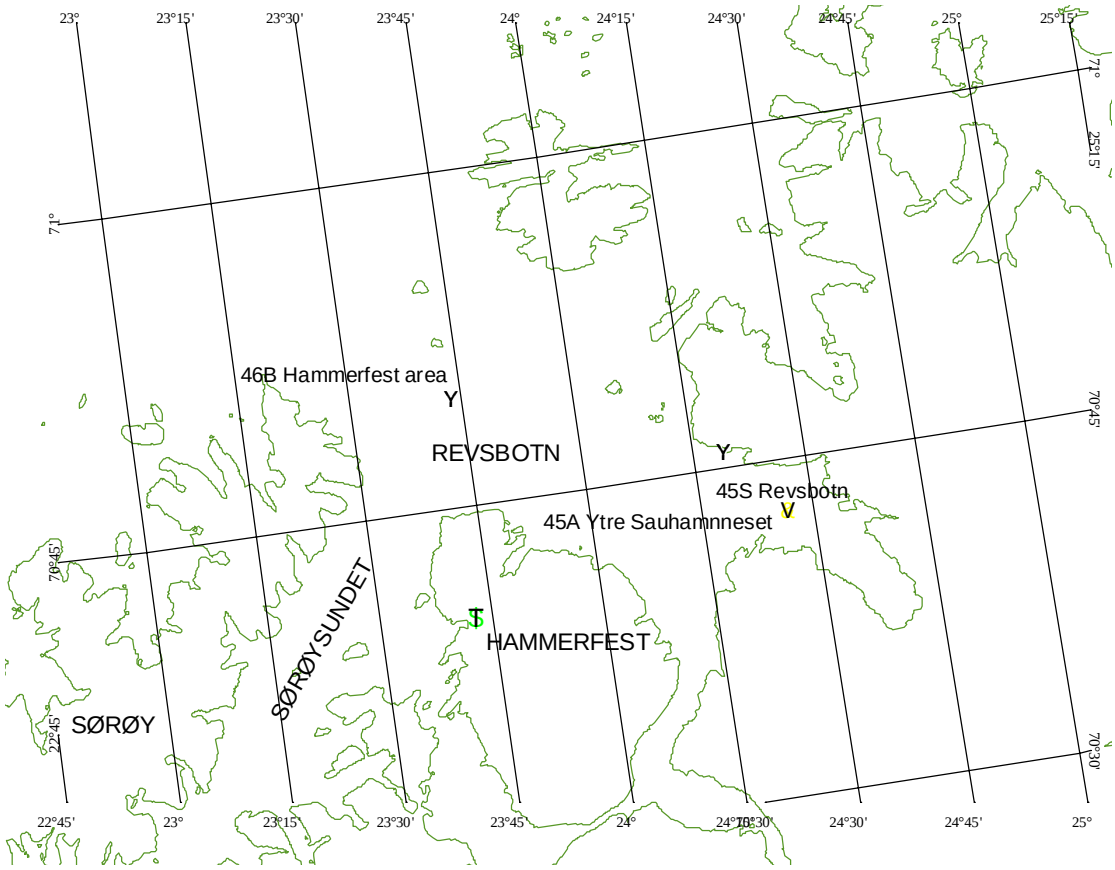
Kart nr. 17



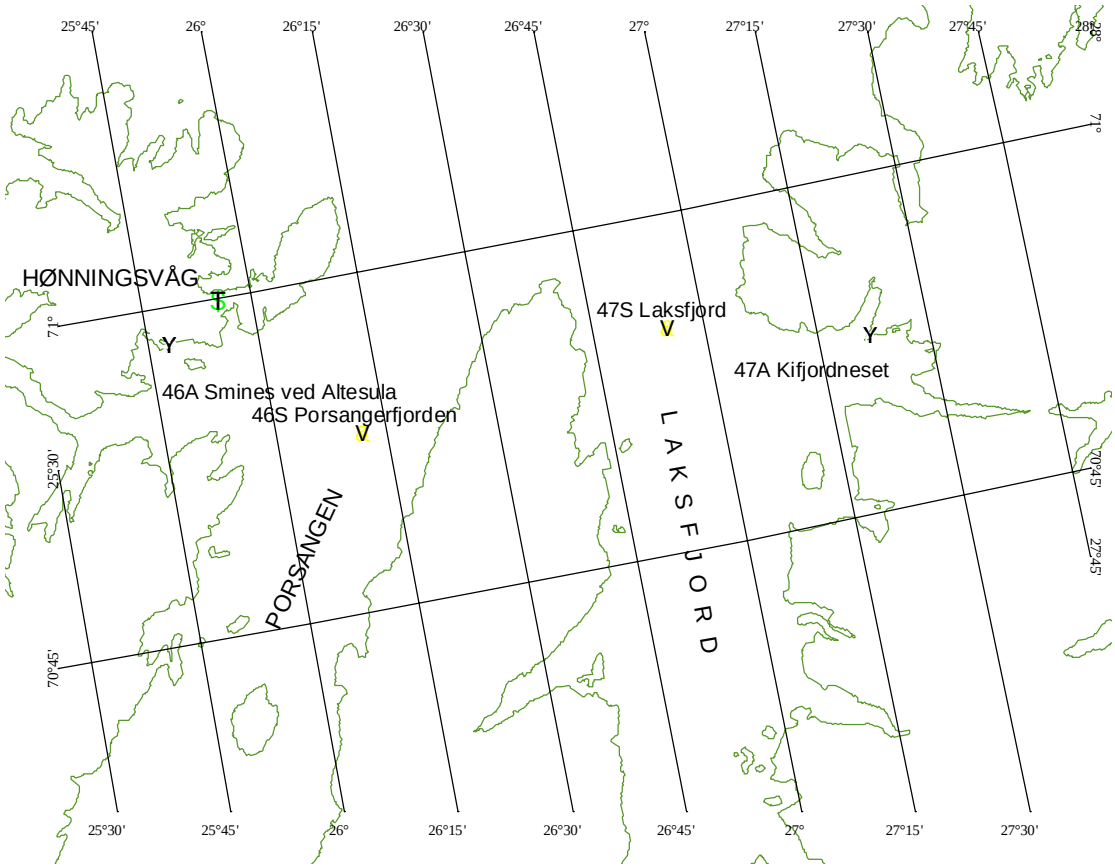
Kart nr. 18



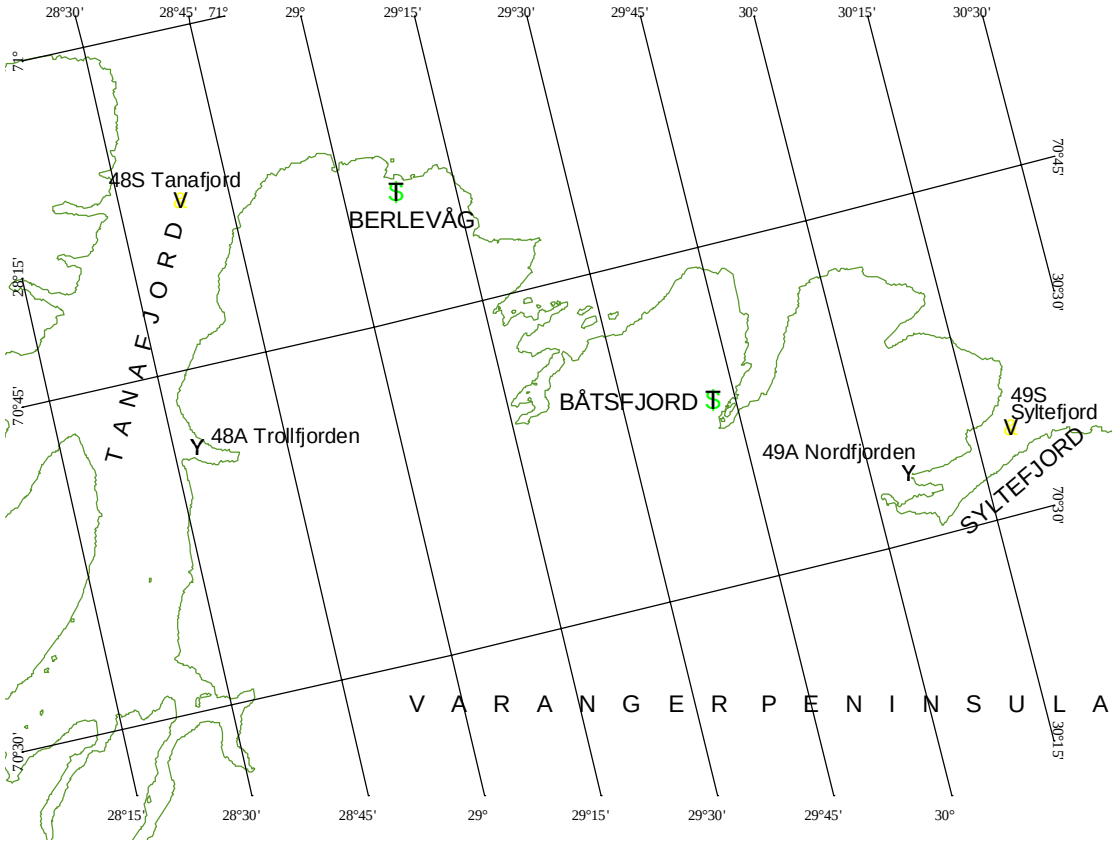
Kart nr. 19



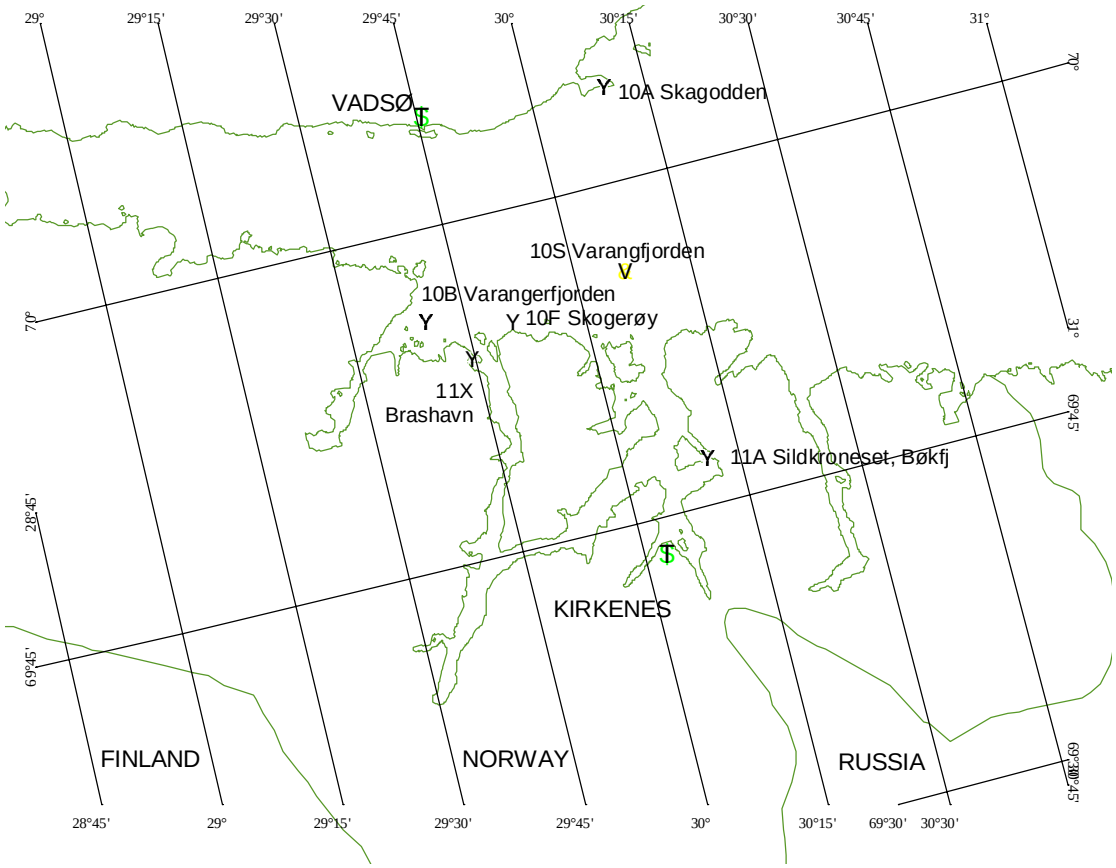
Kart nr. 20



Kart nr. 21



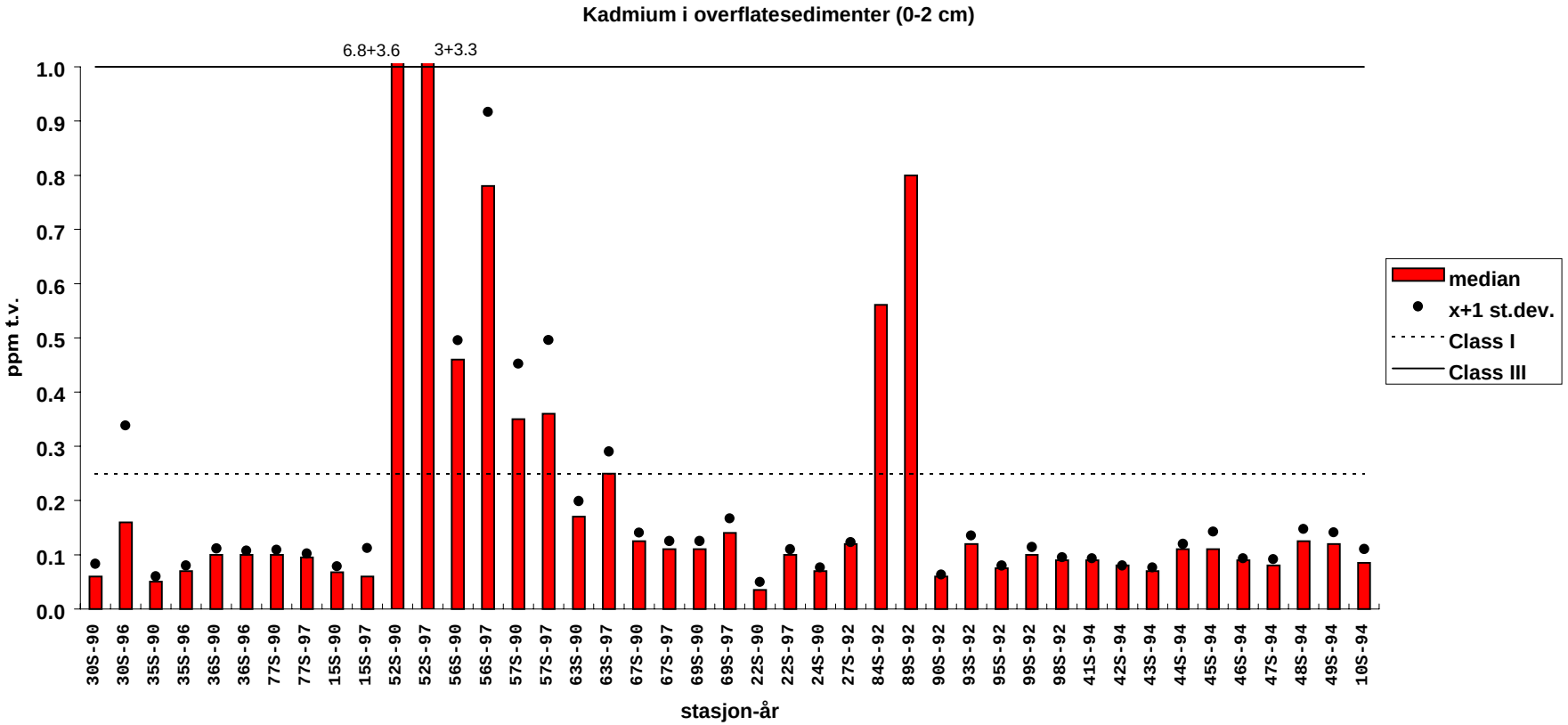
Kart nr. 22



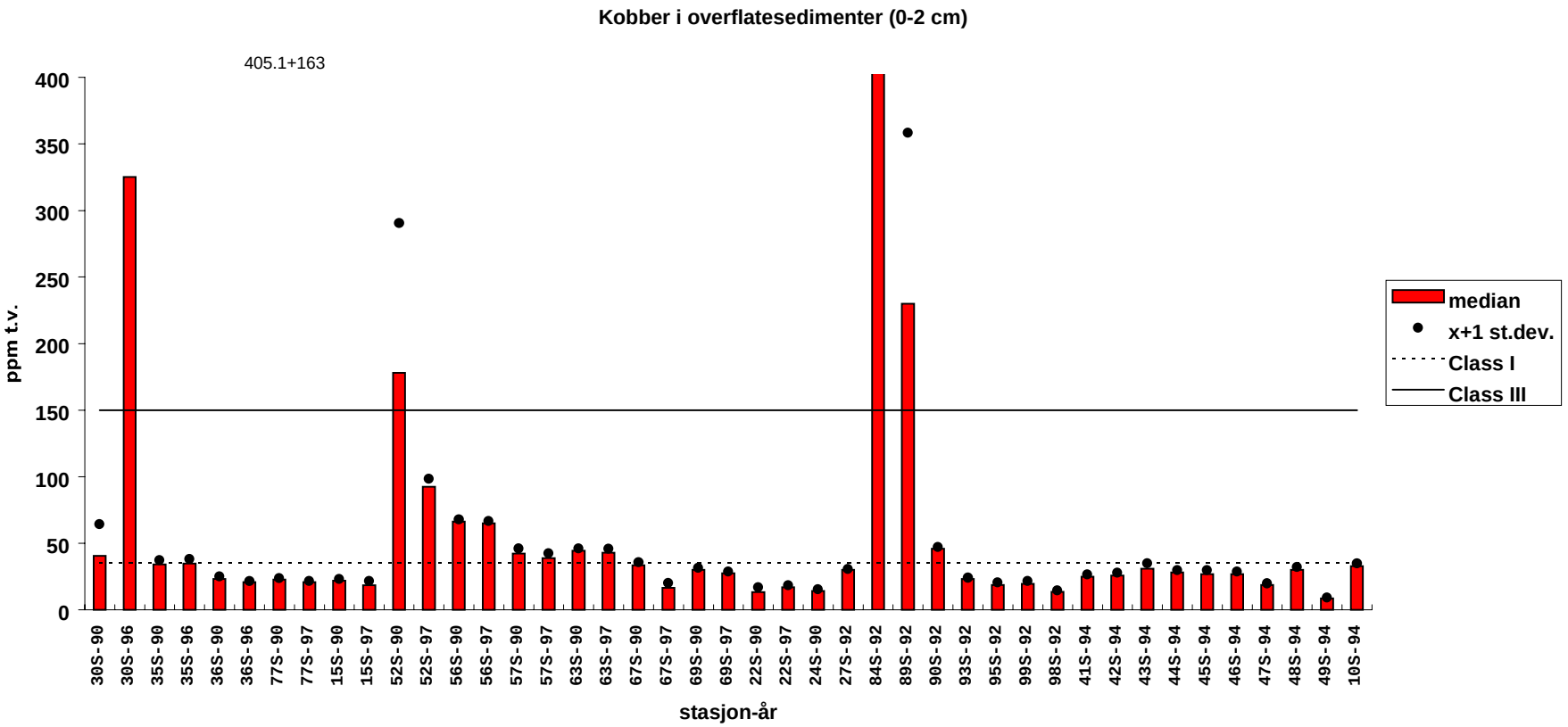
Kart nr. 23

Vedlegg G
Sedimentundersøkelser 1990-1997

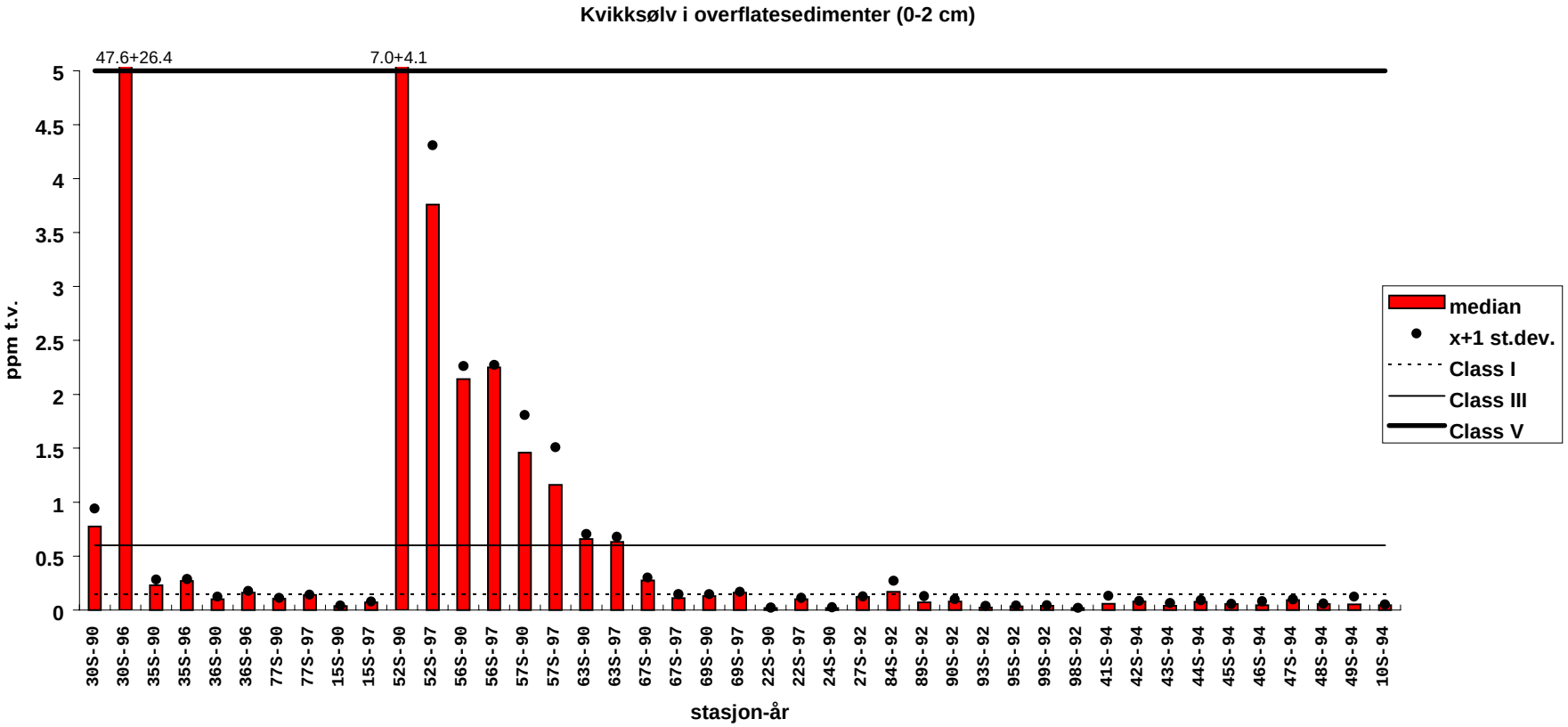
(fra Green *et al.* 2000)



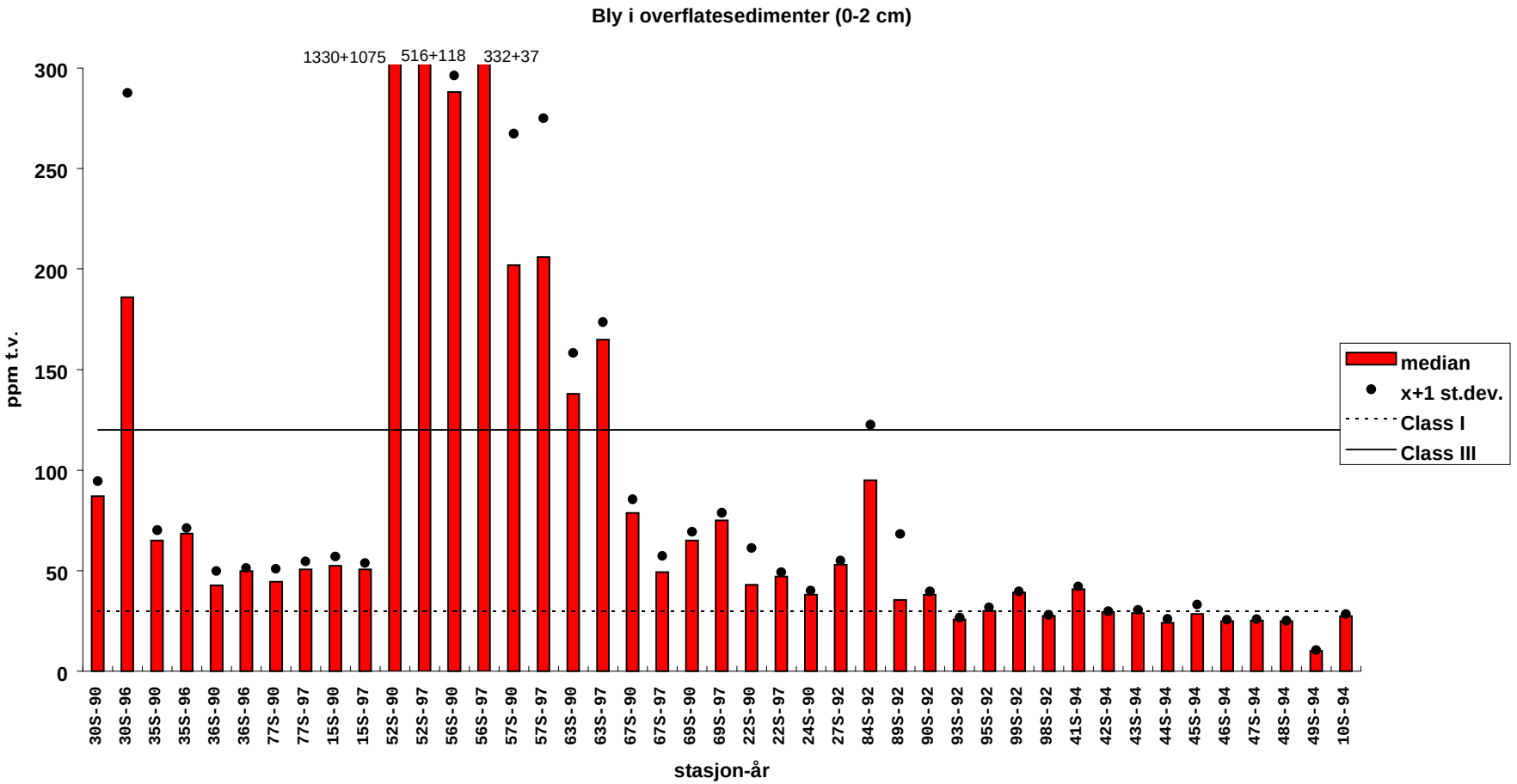
Figur 35. Medianer og median + standardavvik for kadmium i overflatesediment (0-1(2) cm) 1990-1997, samt Kl. I og Kl. III i SFTs klassifiseringssystem, mg/kg tørrvekt. (Kfr. kart i Vedlegg F og **Tabell 5**).



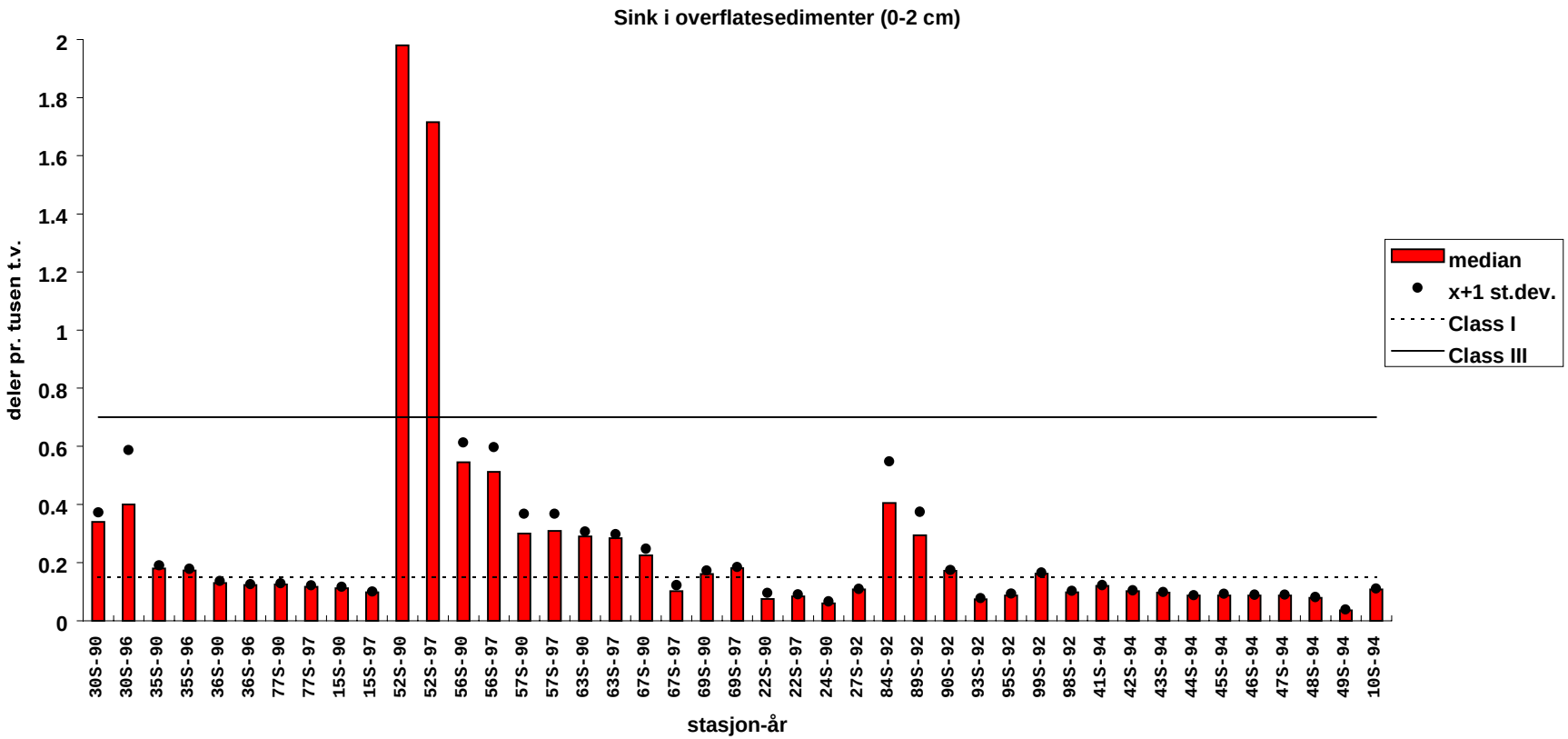
Figur 36. Medianer og median + standardavvik for kobber i overflatesediment (0-1(2) cm) 1990-1997, samt Kl. I og Kl. III i SFTs klassifiseringssystem, mg/kg tørrvekt. (Kfr. kart i Vedlegg F og **Tabell 5**).



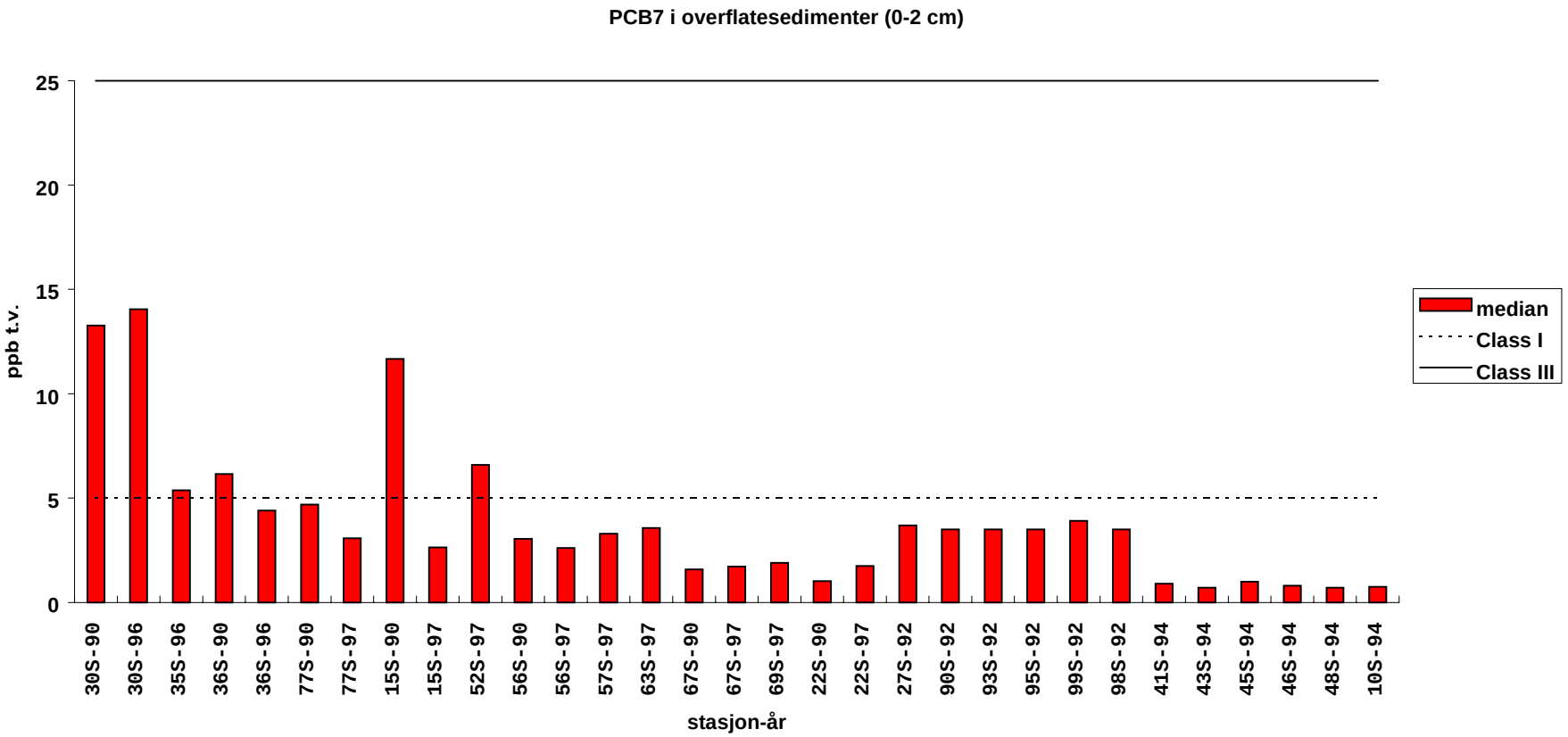
Figur 37. Medianer og median + standardavvik for kvikksølv i overflatesediment (0-1(2) cm) 1990-1997, samt Kl. I og Kl. III i SFTs klassifiseringssystem, mg/kg tørrvekt. (Kfr. kart i Vedlegg F og **Tabell 5**).



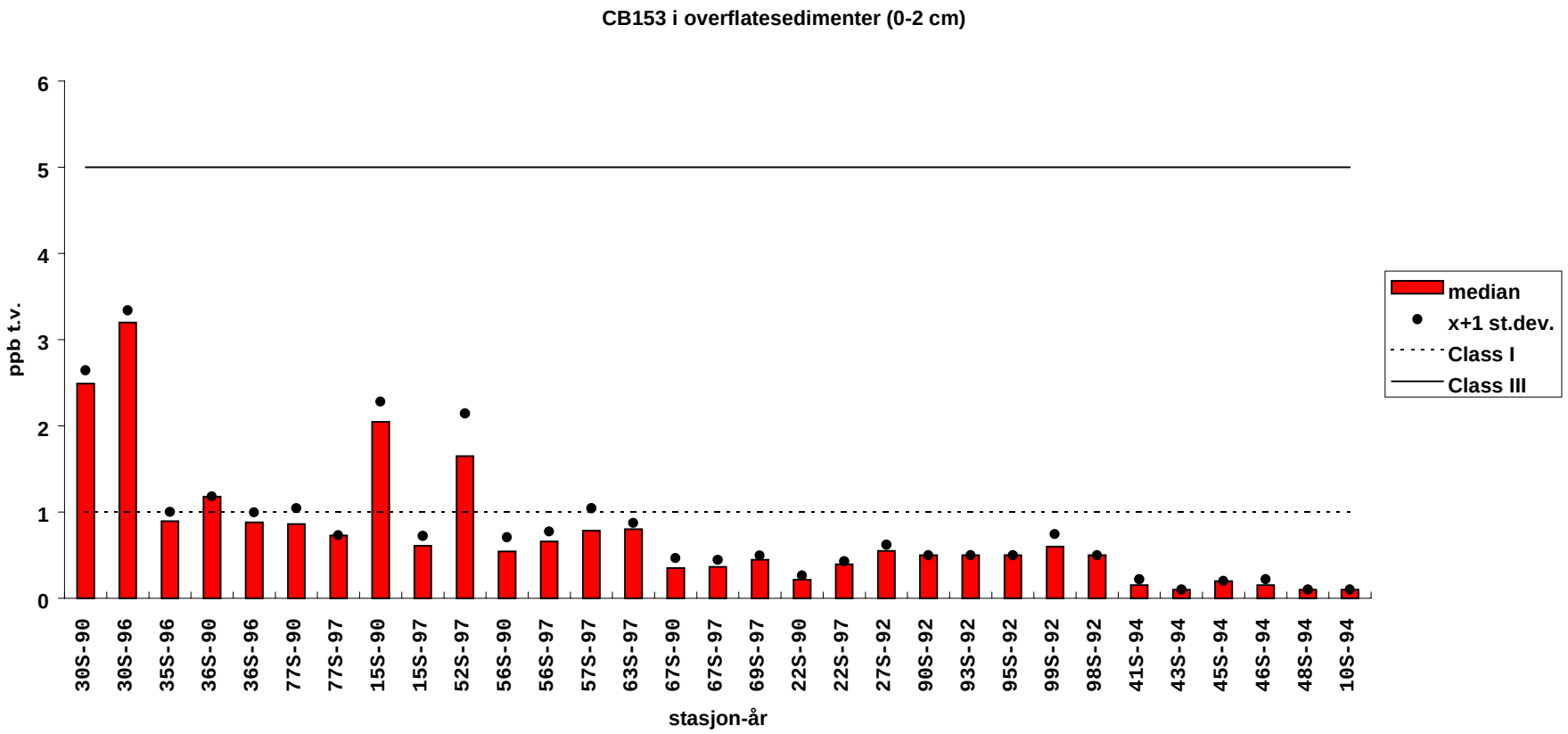
Figur 38. Medianer og median + standardavvik for bly i overflatesediment (0-1(2) cm) 1990-1997, samt Kl. I og Kl. III i SFTs klassifiseringssystem, mg/kg tørrvekt. (Kfr. kart i Vedlegg F og **Tabell 5**).



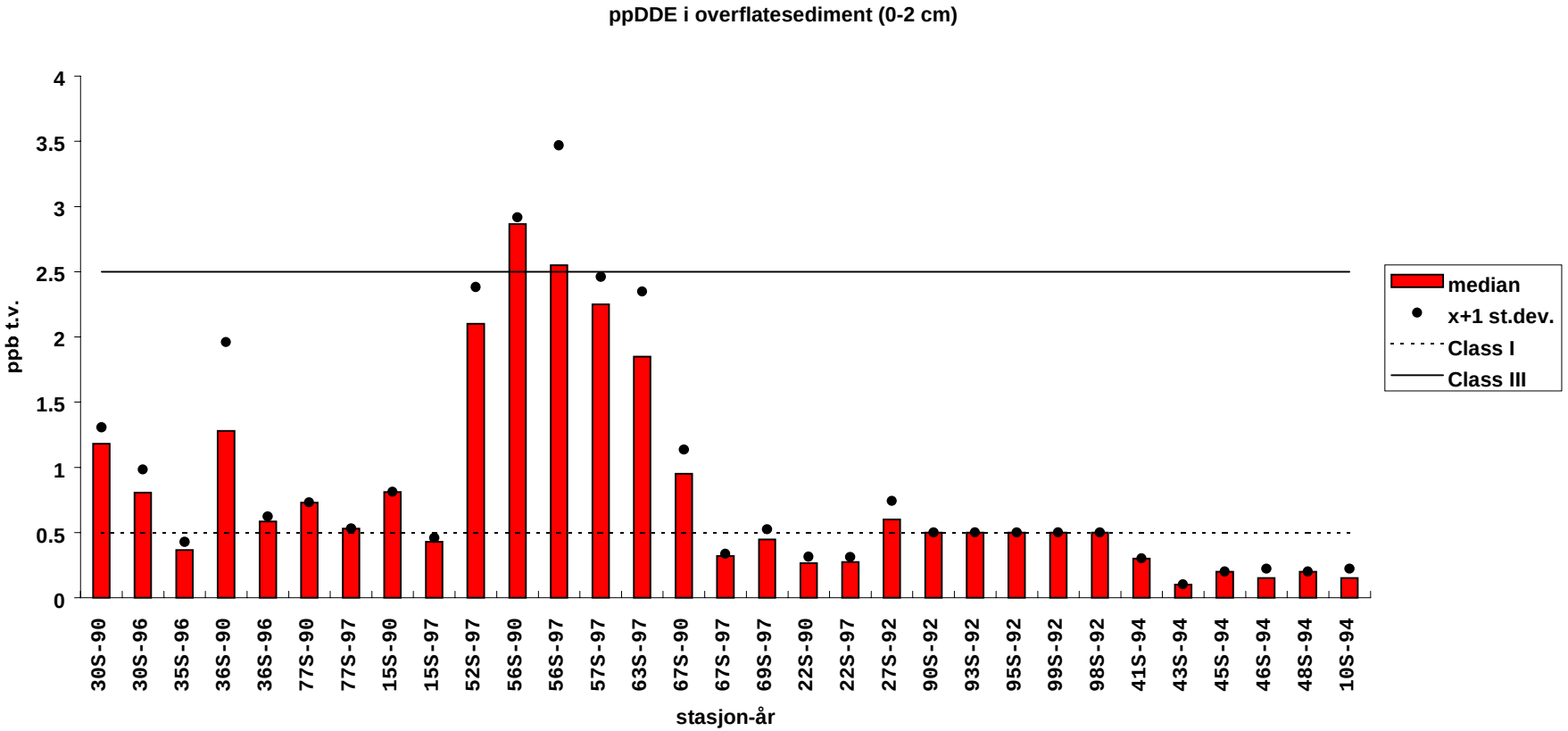
Figur 39. Medianer og median + standardavvik for sink i overflatesediment (0-1(2) cm) 1990-1997, samt Kl. I og Kl. III i SFTs klassifiseringssystem, mg/kg tørrvekt. (Kfr. kart i Vedlegg F og **Tabell 5**).



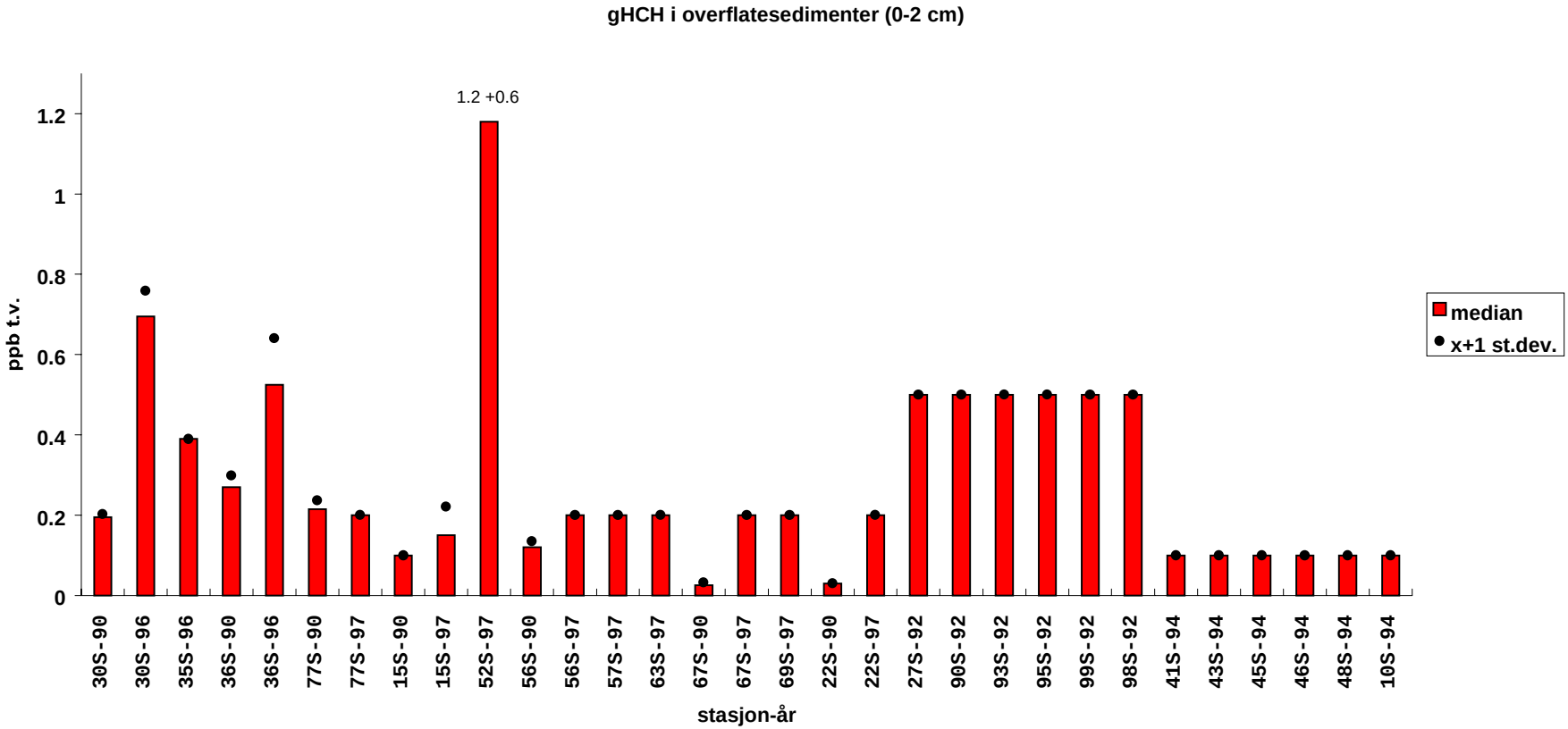
Figur 40. Medianer for ΣPCB7 (CB-28, -52, 101, -118, -138, -153 og -180) i overflatesediment (0-1(2) cm) 1990-1997 og Kl. I i SFTs klassifiseringssystem. (Kfr. kart i Vedlegg F og **Tabell 5**).



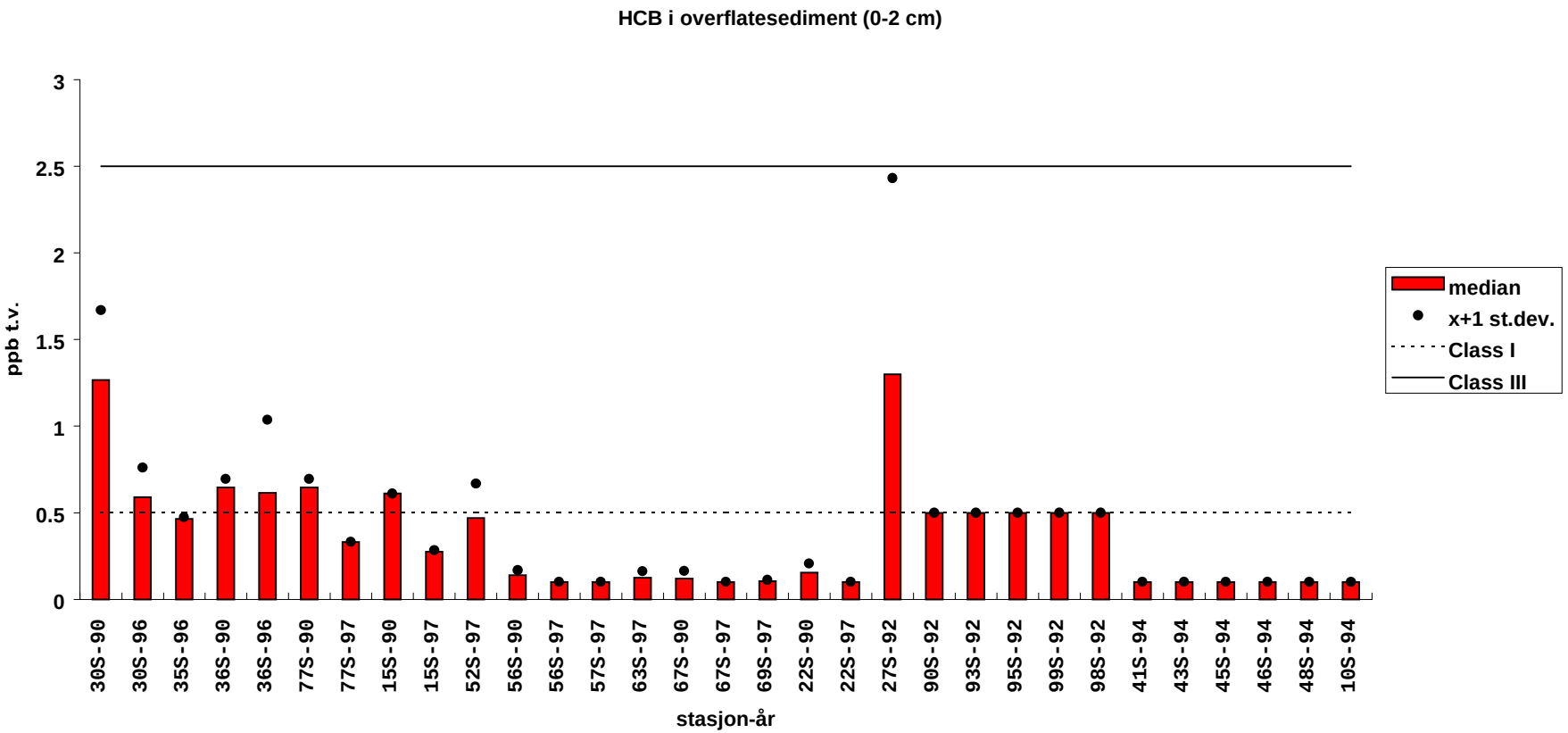
Figur 41. Medianer og median + standardavvik for CB-153 i overflatesediment (0-1(2) cm) 1990-1997, samt Kl. I og Kl. III i SFTs klassifiseringssystem, mg/kg tørrvekt. (Kfr. kart i Vedlegg F og **Tabell 5** med fotnote).



Figur 42. Medianer og median + standardavvik for ppDDE i overflatesediment (0-1(2) cm) 1990-1997, samt Kl. I og Kl. III for ppDDT i SFTs klassifiseringssystem, mg/kg tørrvekt. (Kfr. kart i Vedlegg F og **Tabell 5**).



Figur 43. Medianer og median + standardavvik for γ-HCH (gHCH) i overflatesediment (0-1(2)cm) 1990-1997, mg/kg tørrvekt. (Kfr. kart i Vedlegg F og **Tabell 5**).



Figur 44. Medianer og median + standardavvik for HCB i overflatesediment (0-1(2)cm) 1990-1997 samt Kl. I og Kl. III i SFTs klassifiseringssystem, mg/kg tørrvekt. (Kfr. kart i Vedlegg F og **Tabell 5**).

Vedlegg H
Trendanalyser for miljøgifter i organismer 1981-1999

(fra Green *et al.* 2001b)

Sortert etter miljøgift, art og område/stasjon:
Kadmium (Cd)
Kobber (Cu)
Kvikksølv (Hg)
Bly (Pb)
Sink (Zn)
CB-153
DDEPP (ppDDE)
γ-HCH (HCHG)
HCB

MYTI EDU - Blåskjell (*Mytilus edulis*)
GADU MOR - Torsk (*Gadus morhua*)
LEPI WHI - Glassvar(*Lepidorhombus whiff-iagonis*)
LIMA LIM – Sandflyndre (*Limanda limanda*)
PLAT FLE - Skrubbe (*Platichthys flesus*)
(s) – Små individer av fisk
(l) – Store individer av fisk
SB - bløtdeler
LI - Lever
MU – Muskel (filet)

OC	**Overkonsentrasjoner uttrykt som forholdet mellom siste års median og Kl. I i SFTs klassifiseringssystem) ("?" ved manglende referansenivå).**	
TRND	**trend**	
	D-	**Signifikant avtagende lineær trend.**
	U-	**Signifikant økende lineær trend.**
	--	**Ingen signifikant trend.**
	-?	**Ingen signifikant lineær trend, systematisk ikke-lineær trend kan ikke testes pga. utilstrekkelige data (<6 års observasjoner).**
	-Y	**Ingen signifikant lineær trend, men systematisk ikke-lineær trend.**
	DY alt.UY	**Signifikant lineær trend (hhv. nedover og oppover) og samtidig signifikant ikke-lineær trend. Betraktes som "-Y".**
	SIZE	**Lengde-effekt (kvikksølv i filet).**
	L	**Signifikant forskjell i konsentrasjoner, men samme variasjonsmønster.**
	D	**Som "L", men variasjonsmønster signifikant forskjellig.**
	-	**Ingen signifikant forskjell mellom liten og stor fisk.**
U95+3	**3 års fremskrevet øvre 95% konfidensgrense uttrykt som forholdet mellom verdi og Kl. I i SFTs klassifiseringssystem ("?" hvis manglende referansenivå eller hvis antall år er under syv).**	
POWER	**Estimert antall år for å detektere en gitt (hypotetisk) trend på 10 % pr. år med 90 % sannsynlighet.**	

Annual median concentration of Cd (ppm)

St	Species	Tissue	Base	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	ANALYSIS OC	TRND	UP95+3	POWER
30A	MYTI EDU	SB	d.wt				1.1	0.81	1.4	0.6	0.61	0.74	0.77	0.77	1.1	1.3	1.2	0.78	0.8	0.86	1.3	1.2	no	--	1.2	11
31A	MYTI EDU	SB	d.wt			1.4	1.3	0.89	1.9	0.4	0.43	0.41	0.72	0.73	0.91	0.93	0.78	1.3	0.79	0.85	1.1	1.2	no	--	1.3	13
35A	MYTI EDU	SB	d.wt			1.3	0.95	1.2	1.3	0.52	0.66	0.65	0.93	1.1	1.3	1.1	0.96	0.89	0.77	0.97	1.1	1.5	no	--	1.5	10
36A	MYTI EDU	SB	d.wt			0.85	1.2	0.84	1.4	0.59	0.56	0.5	0.41	1.2	1.1	0.9	1.2	1.2	1.6	1.8	0.97	1	no	--	no	12
71A	MYTI EDU	SB	d.wt			2.5	2	1.4	2	0.98	2.1	2	0.97	1.1	1.7	1.9	2	2.3	1.5	2.4	1.5	1.8	no	--	1.4	12
76A	MYTI EDU	SB	d.wt										0.64	0.86	0.96	1.1			1.2	1.2	1.2	1.3	no	UY	no	6
15A	MYTI EDU	SB	d.wt										0.5	0.83		1.2	0.79	1.4	1.2	1.1	1	0.84	no	--	no	10
51A	MYTI EDU	SB	d.wt							43	58							37	25	5.4	10	35	17.3	--	32.5	21
52A	MYTI EDU	SB	d.wt									94	10	80	43	15	8.7	20	18	13	9.1	11	5.7	--	21.2	21
56A	MYTI EDU	SB	d.wt							56	54	98	45	69	52	60	11	31	20	29	8.7	26	12.9	--	23.7	17
57A	MYTI EDU	SB	d.wt							21	43	37	26	33	32	15	12	12	8.5	14	5	14	6.8	D-	9.3	14
63A	MYTI EDU	SB	d.wt							47	10	19	30	35	18	7.8	4.2	8.2	5.4	6.6	4.4	6.9	3.4	D-	8.5	17
65A	MYTI EDU	SB	d.wt							15	6	8.3	15	24	5.1	7.7	3	5.4	3.5	4.3	1.7	3.8	1.9	--	3.2	17
69A	MYTI EDU	SB	d.wt												4.3	2.4	2.1	2.9	3.2	3.5	1.6	3.8	1.9	--	3.6	14
22A	MYTI EDU	SB	d.wt										0.53	1.1	1.1	0.84	1	1.4	1.1	1	0.85	1.3	no	--	no	11
82A	MYTI EDU	SB	d.wt				1.4	1.2	2.3	0.99	0.4	1.3		1.2	1.2	1.1		0.98	1.2				no	--	1.5	15
84A	MYTI EDU	SB	d.wt				1.4	1.9	2.4	2.1	0.96	1.2		1.8	2.1	1.6		1.6	1.3				no	--	1.3	12
87A	MYTI EDU	SB	d.wt				0.97	1	1.9	0.77	0.69	0.76		0.87	0.98	0.93		1.1	1.3				no	--	1.5	12
91A	MYTI EDU	SB	d.wt												1.7	1.3	1.8						no	-?	?	11
92A	MYTI EDU	SB	d.wt												1.1	0.54	0.94	0.74	0.69	0.72			no	--	no	11
98A	MYTI EDU	SB	d.wt												1.1	1.1				0.85	1.6	2.2	1.1	-?	?	13
98X	MYTI EDU	SB	d.wt														0.71	0.69	0.78				no	-?	?	6
41A	MYTI EDU	SB	d.wt														1.9	2.9	1.6	1.9			no	-?	?	12
43A	MYTI EDU	SB	d.wt														3.5	4.3		3.9			1.9	-?	?	8
44A	MYTI EDU	SB	d.wt														1.7	2.7	2	1.5			no	-?	?	12
46A	MYTI EDU	SB	d.wt														2.7	2.1	2.7				1.4	-?	?	10
48A	MYTI EDU	SB	d.wt														1.4	1.3	1.4				no	-?	?	<=5
10A	MYTI EDU	SB	d.wt														1.7	1.7	2.3	1.1	2.3	1.6	no	--	4.1	12
11A	MYTI EDU	SB	d.wt														1.3	1.3	1.1	1.6			no	-?	?	9
30B	GADU MOR	LI	w.wt				0.01	0.05	0.062	0.071	0.022	0.027	0.035	0.027	0.1	0.064	0.063	0.049	0.045	0.045	0.11	0.17	1.7	--	8.3	17
36B	GADU MOR	LI	w.wt	0.078	0.06	0.22	0.07	0.05	0.14	0.061	0.031	0.028	0.023	0.01	0.021	0.034	0.021	0.042	0.033	0.074	0.036	0.065	no	DY	2.4	16
15B	GADU MOR	LI	w.wt										0.026	0.009	0.025	0.016	0.014	0.016	0.024	0.031	0.03	0.026	no	--	1	14
53B	GADU MOR	LI	w.wt						0.66		0.058	0.093	0.045	0.15	0.21	0.038		0.007	0.18	0.14	0.23	0.73	7.3	--	551.8	>25
67B	GADU MOR	LI	w.wt							0.14	0.052	0.047	0.069	0.077	0.051	0.11	0.099	0.033	0.11	0.28	0.018	0.071	no	--	2.2	22
23B	GADU MOR	LI	w.wt										0.022	0.024	0.02	0.025	0.015	0.026	0.014	0.029	0.025	0.033	no	--	no	11
84B	GADU MOR	LI	w.wt				0.13	0.095	0.069		0.029												no	D?	?	6
92B	GADU MOR	LI	w.wt													0.036	0.029	0.022	0.066				no	-?	?	16
98B	GADU MOR	LI	w.wt												0.069	0.15	0.025	0.11	0.33	0.064	0.047	0.039	no	--	1.6	23
43B	GADU MOR	LI	w.wt														0.17	0.18	0.097				no	-?	?	12
10B	GADU MOR	LI	w.wt														0.23	0.19	0.095	0.13	0.12	0.14	1.4	--	2.9	11
33B	PLAT FLE	LI	w.wt			0.19		0.19	0.18	0.25	0.061	0.11	0.23	0.2	0.16	0.18	0.087	0.091	0.11	0.11	0.11	0.13	no	--	no	14
53B	PLAT FLE	LI	w.wt								2.2	1.5	1.5	1.7	1.8	0.79		0.13	2.5	0.89	1.5	2.6	8.5	--	124.8	22
36F	LIMA LIM	LI	w.wt										0.11	0.11	0.23	0.29	0.14	0.15	0.14	0.12	0.2	0.23	no	--	1.8	12
15F	LIMA LIM	LI	w.wt													0.099	0.14	0.13	0.15	0.076	0.18	0.19	no	--	1.7	13
22F	LIMA LIM	LI	w.wt										0.095	0.091	0.13		0.17	0.12					no	-?	?	9
98F	LIMA LIM	LI	w.wt														0.98	0.18	0.23				no	-?	?	21
67B	LEPI WHI	LI	w.wt			0.18				0.18	0.11	0.066	0.2	0.085	0.1	0.12	0.3	0.26	0.2	0.097	0.033	0.051	m	--	m	15

Annual median concentration of CU (ppm)

St	Species	Tissue	Base	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	ANALYSIS OC	TRND	UP95+3	POWER
30A	MYTI EDU	SB	d.wt				4.6		7.5	5	5.5	6	10	10	5.8	6.7	8.6	6.9	7.7	9.5	7.7	8	no	--	1.4	10
31A	MYTI EDU	SB	d.wt			7	6.6			4.4	4.5	4.5	9	11	5.5	5.7	6.2	7.3	6.6	6.1	8.1	7.5	no	--	1.4	11
35A	MYTI EDU	SB	d.wt			6.3	3.6		8.1	4.9	4.6	5.3	8	10	6.6	6.3	6.6	6.4	6.9	6.8	7.2	7.1	no	--	1.2	11
36A	MYTI EDU	SB	d.wt			6.3	3.6		6.1	4.5	4.9	4.3	5.5	9.2	5.2	5.5	5.6	7.7	9.1	6.9	6.8	6.2	no	--	no	10
71A	MYTI EDU	SB	d.wt			8.5	5.2			6.1	8.4	7	8.3	10	7.4	7.9	7.2	8.1	7.7	9.4	7.5	7.6	no	--	1.1	9
76A	MYTI EDU	SB	d.wt										8.5	11	5.6	5.6			6.6	7.8	9.1	10	1	--	2.3	10
15A	MYTI EDU	SB	d.wt										5.7	7.2		5.5	5.3	5.3	7.3	6.1	7.6	7.3	no	--	1.3	8
51A	MYTI EDU	SB	d.wt							7.1	6.1							10	10	7.4		8.2	no	--	no	9
52A	MYTI EDU	SB	d.wt									8.4	7.5	72	9.3	8.4	7	7	6.3	7.7	6.5	5.5	no	--	2.4	20
56A	MYTI EDU	SB	d.wt							8.1	7.9	8.8	5.4	7.5	7.4	9.1	6.4	7.7	6.6	7.8	7.2	8.2	no	--	1.2	8
57A	MYTI EDU	SB	d.wt							8.2	6.3	6	6.2	7.3	6.6	6.8	6.4	5.6	5.5	7	6.9	6.4	no	--	no	7
63A	MYTI EDU	SB	d.wt							9.8	6.2	5.1	6.8	11	6.3	6.1	6.7	6.8	6.6	6.1	5.6	5.1	no	--	no	10
65A	MYTI EDU	SB	d.wt							8	4.9	5.2	12	8.1	5.5	6	5.1	5.7	5.8	5.6	5.1	5	no	--	no	11
69A	MYTI EDU	SB	d.wt												6.2	5.3	5.4	6.3	7.3	5.6	5.2	7.2	no	--	no	8
22A	MYTI EDU	SB	d.wt										6.3	6.7	5.4	5.8	6.3	6.8	9.3	4.2	8.6	7.5	no	--	1.4	11
82A	MYTI EDU	SB	d.wt				6.4			4.7	5.8	7.5		12	6.9	9.6		7.4	7.9				no	--	1.2	10
84A	MYTI EDU	SB	d.wt				10		97	57	39	27		17	22	24		9.5	7.2				no	--	1.7	20
87A	MYTI EDU	SB	d.wt				4.6			20	8.3	5.9		7.3	6.3	6.9		7.6	7.5				no	--	2.3	15
91A	MYTI EDU	SB	d.wt												6.6	6.4	8.4						no	-?	?	7
92A	MYTI EDU	SB	d.wt												6.7	6	7.6	6.3	7.5	6.4			no	--	no	7
98A	MYTI EDU	SB	d.wt												8.9	6.6				5.5	5.3	5.9	no	-?	?	8
98X	MYTI EDU	SB	d.wt														9	8.9	7.7				no	-?	?	<=5
41A	MYTI EDU	SB	d.wt														6.8	8.2	7.6	4.8			no	-?	?	10
43A	MYTI EDU	SB	d.wt														7.8	9.3		6.3			no	-?	?	9
44A	MYTI EDU	SB	d.wt														6.6	9.6	7.8	6.9			no	-?	?	10
46A	MYTI EDU	SB	d.wt														6.6	7.4	8				no	-?	?	<=5
48A	MYTI EDU	SB	d.wt														6.6	7.7	7.1				no	-?	?	7
10A	MYTI EDU	SB	d.wt														7.3	11	7.8	5.7	7.9	6.9	no	--	1.7	10
11A	MYTI EDU	SB	d.wt														9.9	9.7	12	8.3			no	-?	?	8
30B	GADU MOR	LI	w.wt						7	28	5.1	4.2	4.5	3.7	8.5	6.8	8.1	5.1	5.1	7	9.3	12	no	--	2.5	16
36B	GADU MOR	LI	w.wt						14	20	7	12	11	8.7	9.6	7.4	11	8	9.8	14	10	14	no	--	1.5	11
15B	GADU MOR	LI	w.wt										11	1.6	5.8	2.3	1.7	3.6	9	5.9	5.5	3.8	no	--	1.3	19
53B	GADU MOR	LI	w.wt						12		7.1	5.9	2.4	3.3	4.7	6		5.4	6.3	8.2	15	9.6	no	UY	1.9	12
67B	GADU MOR	LI	w.wt							8	6.9	14	8.9	8.8	5.2	8	9.7	4.5	7.2	19	10	9.6	no	--	1.9	14
23B	GADU MOR	LI	w.wt										8.2	11	5.8	7.1	7.1	10	8.8	9.1	7.4	13	no	--	1.1	11
92B	GADU MOR	LI	w.wt													7.8	6.1	7.4	7				no	-?	?	7
98B	GADU MOR	LI	w.wt												5.9	8.2	3.8	2.3	6.2	3.9	5.9	6.8	no	--	1.2	14
43B	GADU MOR	LI	w.wt														6	5.6	5.4				no	-?	?	<=5
10B	GADU MOR	LI	w.wt														9.9	7.8	4.3	5.3	4.3	3.5	no	D-	no	9
33B	PLAT FLE	LI	w.wt						22	35	16	34	20	19	16	18	18	13	14	15	15	17	no	--	no	11
53B	PLAT FLE	LI	w.wt								14	9	8.2	19	11	17		8.3	15	8.4	19	14	no	--	1.3	14
36F	LIMA LIM	LI	w.wt										13	5.3	8.5	8.1	7.3	8.9	7.1	9.6	7.6	14	1.4	--	2.9	12
15F	LIMA LIM	LI	w.wt											2.8		4.1	3	5.9	9.1	1.9	9	10	1	--	5.5	18
22F	LIMA LIM	LI	w.wt										9.8	6.7	3.4		2.2	3.5					no	-?	?	14
98F	LIMA LIM	LI	w.wt														3.5	5	5.7				no	-?	?	6
67B	LEPI WHI	LI	w.wt							15	14	19	11	14	13	12	14	20	20	13	9.4	11	m	--	m	10

Annual median concentration of HG (ppm)

St	Species	Tissue	Base	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	ANALYSIS OC	TRND	UP95+3	POWER
30A	MYTI EDU	SB	d.wt				0.11	0.07	0.14	0.05	0.13	0.04	0.06	0.05	0.05	0.07	0.08	0.05	0.07	0.06	0.07	0.11	no	--	1.3	13
31A	MYTI EDU	SB	d.wt			0.07	0.16	0.08	0.12	0.05	0.09	0.02	0.06	0.04	0.05	0.04	0.05	0.06	0.04	0.05	0.07	0.08	no	--	1.2	14
35A	MYTI EDU	SB	d.wt			0.09	0.07	0.08	0.17	0.05	0.18	0.05	0.06	0.05	0.05	0.05	0.06	0.03	0.03	0.03	0.06	0.10	no	--	1.5	14
36A	MYTI EDU	SB	d.wt			0.05	0.04	0.08	0.14	0.05	0.14	0.03	0.04	0.04	0.03	0.03	0.04	0.03	0.04	0.07	0.03	0.04	no	--	no	15
71A	MYTI EDU	SB	d.wt			0.39	0.24	0.21	0.24	0.12	0.34	0.24	0.18	0.14	0.17	0.14	0.21	0.20	0.22	0.31	0.11	0.15	no	--	1.1	13
76A	MYTI EDU	SB	d.wt										0.07	0.06	0.05	0.02			0.05	0.08	0.06	0.10	no	--	2.4	15
15A	MYTI EDU	SB	d.wt										0.05	0.05		0.02	0.05	0.02	0.04	0.05	0.05	0.04	no	--	no	14
51A	MYTI EDU	SB	d.wt							0.24	0.25							1.51	0.90	0.17	0.57	2.89	14.5	--	156.4	>25
52A	MYTI EDU	SB	d.wt									2.35	0.32	3.01	0.97	0.37	0.28	0.43	0.17	0.26	0.25	0.58	2.9	--	13.6	21
56A	MYTI EDU	SB	d.wt							0.53	0.37	1.09	0.71	1.54	0.93	1.22	0.35	0.67	0.36	0.52	0.28	0.91	4.6	--	9	16
57A	MYTI EDU	SB	d.wt							0.17	0.21	0.26	0.41	0.75	0.57	0.34	0.35	0.26	0.15	0.31	0.16	0.46	2.3	--	4	13
63A	MYTI EDU	SB	d.wt							0.31	0.14	0.17	0.39	0.46	0.29	0.14	0.19	0.25	0.17	0.20	0.22	0.26	1.3	--	3.3	14
65A	MYTI EDU	SB	d.wt							0.10	0.15	0.10	0.31	0.32	0.12	0.11	0.13	0.14	0.11	0.13	0.07	0.14	no	--	1.1	14
69A	MYTI EDU	SB	d.wt												0.10	0.02	0.08	0.07	0.10	0.11	0.07	0.16	no	--	3.3	17
22A	MYTI EDU	SB	d.wt										0.05	0.07	0.11	0.04	0.06	0.06	0.07	0.06	0.04	0.07	no	--	no	12
82A	MYTI EDU	SB	d.wt				0.05	0.11	0.17	0.08	0.12	0.06		0.07	0.05	0.07		0.04	0.06				no	--	no	13
84A	MYTI EDU	SB	d.wt				0.07	0.11	0.15	0.08	0.24	0.05		0.06	0.09	0.05		0.05	0.04				no	--	no	15
87A	MYTI EDU	SB	d.wt				0.17		0.15	0.05	0.26	0.04		0.05	0.05	0.04		0.04	0.06				no	--	no	17
91A	MYTI EDU	SB	d.wt												0.05	0.07	0.09						no	-?	?	<=5
92A	MYTI EDU	SB	d.wt												0.05	0.03	0.05	0.04	0.02	0.06			no	--	1.5	14
98A	MYTI EDU	SB	d.wt												0.08	0.08				0.10	0.15	0.24	1.2	-?	?	11
98X	MYTI EDU	SB	d.wt														0.33	0.34	0.32				1.6	-?	?	<=5
41A	MYTI EDU	SB	d.wt														0.06	0.06	0.06	0.08			no	-?	?	8
43A	MYTI EDU	SB	d.wt														0.08	0.09		0.10			no	-?	?	<=5
44A	MYTI EDU	SB	d.wt														0.05	0.05	0.05	0.05			no	-?	?	6
46A	MYTI EDU	SB	d.wt														0.03	0.06	0.05				no	-?	?	10
48A	MYTI EDU	SB	d.wt														0.07	0.06	0.05				no	-?	?	<=5
10A	MYTI EDU	SB	d.wt														0.05	0.04	0.05	0.06	0.05	0.06	no	--	no	6
11A	MYTI EDU	SB	d.wt														0.18	0.14	0.08	0.14			no	-?	?	13

Annual median concentration of HG (ppm)

St	Species	Tissue	Base	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	ANALYSIS OC	TRND	UP95+3	POWER
30B	GADU MOR (s)	MU	w.wt				0.125	0.089	0.079	0.04	0.059	0.121	0.12	0.09	0.11	0.122	0.102	0.08	0.108	0.131	0.117	0.153	1.5	--L	3.3	11
30B	GADU MOR (l)	MU	w.wt				0.155	0.09	0.074	0.038	0.147	0.166	0.13	0.108	0.15	0.155	0.129	0.119	0.142	0.19	0.232	0.351	3.5	U-L	12.7	13
36B	GADU MOR (s)	MU	w.wt	0.069	0.08	0.11	0.075	0.08	0.061	0.032	0.053	0.069	0.06	0.06	0.059	0.067	0.054	0.076	0.067	0.089	0.078	0.06	no	--L	1.1	10
36B	GADU MOR (l)	MU	w.wt	0.079	0.16	0.18	0.195	0.12	0.112	0.039	0.083	0.074	0.115	0.1	0.08	0.083	0.06	0.095	0.07	0.157	0.088	0.186	1.9	--L	5.1	13
15B	GADU MOR (s)	MU	w.wt										0.065	0.04	0.026	0.018	0.045	0.044	0.059	0.076	0.044	0.023	no	--L	no	14
15B	GADU MOR (l)	MU	w.wt										0.12	0.07	0.063	0.039	0.081	0.046	0.087	0.108	0.09	0.027	no	--L	no	15
53B	GADU MOR (s)	MU	w.wt						0.223		0.105	0.16	0.184	0.204	0.36	0.09		0.054	0.229	0.128	0.151	0.175	1.8	---	8.1	17
53B	GADU MOR (l)	MU	w.wt						0.196		0.105	0.203	0.17	0.269	0.396	0.141		0.09	0.277	0.243	0.298	0.285	2.9	---	13.7	15
67B	GADU MOR (s)	MU	w.wt							0.1	0.085	0.09	0.079	0.1	0.085	0.093	0.12	0.071	0.073	0.117	0.051	0.058	no	---	no	10
67B	GADU MOR (l)	MU	w.wt							0.17	0.085	0.102	0.255	0.13	0.141	0.083	0.106	0.072	0.089	0.16	0.068	0.06	no	---	1.3	14
23B	GADU MOR (s)	MU	w.wt										0.065	0.07	0.06	0.042	0.052	0.069	0.06	0.073	0.075	0.061	no	--L	1.1	9
23B	GADU MOR (l)	MU	w.wt										0.17	0.11	0.084	0.098	0.074	0.109	0.057	0.105	0.116	0.113	1.1	--L	2.6	11
84B	GADU MOR (s)	MU	w.wt				0.035	0.04	0.025		0.044												no	-?-	?	12
84B	GADU MOR (l)	MU	w.wt				0.06	0.04	0.025		0.044												no	-?-	?	14
92B	GADU MOR (s)	MU	w.wt													0.046	0.079	0.08	0.077				no	-?-	?	10
92B	GADU MOR (l)	MU	w.wt													0.058	0.091	0.074	0.117				1.2	-?-	?	10
98B	GADU MOR (s)	MU	w.wt												0.067	0.054	0.069	0.069	0.04	0.095	0.066	0.047	no	---	1.1	12
98B	GADU MOR (l)	MU	w.wt												0.065	0.064	0.069	0.086	0.037	0.128	0.09	0.043	no	---	1.6	15
43B	GADU MOR (s)	MU	w.wt														0.065	0.054	0.047				no	-?-	?	<=5
43B	GADU MOR (l)	MU	w.wt														0.05	0.059	0.057				no	-?-	?	6
10B	GADU MOR (s)	MU	w.wt														0.044	0.034	0.029	0.011	0.014	0.017	no	D--	no	13
10B	GADU MOR (l)	MU	w.wt														0.056	0.053	0.04	0.02	0.019	0.032	no	---	1.4	13
33B	PLAT FLE (s)	MU	w.wt			0.11		0.09	0.077	0.019	0.069		0.175	0.088	0.116	0.092	0.069	0.053	0.048	0.076	0.038	0.046	no	---	no	16
33B	PLAT FLE (l)	MU	w.wt			0.139		0.1	0.077	0.024	0.069		0.195	0.135	0.196	0.103	0.088	0.049	0.06	0.087	0.07	0.119	1.2	---	3.6	16
53B	PLAT FLE (s)	MU	w.wt								0.111	0.074	0.139	0.154	0.141	0.071		0.035	0.165	0.13	0.165	0.249	2.5	---	16.1	16
53B	PLAT FLE (l)	MU	w.wt								0.111	0.128	0.09	0.124	0.1	0.116		0.036	0.208	0.221	0.257	0.157	1.6	---	13.1	17
36F	LIMA LIM (s)	MU	w.wt										0.045	0.071	0.066	0.07	0.05	0.054	0.049	0.031	0.062	0.038	no	--L	no	11
36F	LIMA LIM (l)	MU	w.wt										0.098	0.074	0.133	0.101	0.076	0.1	0.066	0.091	0.092	0.068	no	--L	1.2	10
15F	LIMA LIM (s)	MU	w.wt											0.09		0.038	0.037	0.025	0.037	0.048	0.042	0.029	no	--L	no	13
15F	LIMA LIM (l)	MU	w.wt											0.15		0.034	0.036	0.056	0.108	0.073	0.088	0.068	no	--L	3.7	17
22F	LIMA LIM (s)	MU	w.wt										0.084	0.04	0.207		0.045	0.063					no	-?-	?	20
22F	LIMA LIM (l)	MU	w.wt										0.174	0.152	0.282		0.223	0.372					3.7	-?-	?	11
67B	LEPI WHI (s)	MU	w.wt			0.235				0.35	0.329	0.21	0.343	0.075	0.174	0.187	0.305	0.364	0.398	0.172	0.066	0.11	m	--L	m	16
67B	LEPI WHI (l)	MU	w.wt			0.499				0.35	0.329	0.32	0.589	0.147	0.327	0.336	0.422	0.341	0.372	0.331	0.275	0.392	m	--L	m	13

Annual median concentration of PB (ppm)

St	Species	Tissue	Base	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	ANALYSIS OC	TRND	UP95+3	POWER
30A	MYTI EDU	SB	d.wt										1.9	1.4	4	2.3	2.5	1.6	2.1	2.7	37	2.1	no	--	40.2	24
31A	MYTI EDU	SB	d.wt										1.4	1.2	1.3	1	1.4	1.7	1.8	0.73	1.5	0.63	no	--	no	13
35A	MYTI EDU	SB	d.wt										1.4	1.1	1.7	1.2	1.3	0.51	0.63	0.66	0.76	0.71	no	--	no	11
36A	MYTI EDU	SB	d.wt										1	0.85	0.79	1.1	1.4	1.2	2	2.2	1.6	1	no	--	no	11
71A	MYTI EDU	SB	d.wt										1.2	0.74	1.7	1.4	1.9	1.5	2.2	2.8	0.87	0.9	no	--	no	14
76A	MYTI EDU	SB	d.wt										1.8	0.97	1.5	0.91			0.8	1.8	1.2	2	no	--	1.9	13
15A	MYTI EDU	SB	d.wt										1.5	0.78		0.98	1.1	0.52	0.67	1.1	1.3	1.7	no	--	1.8	12
51A	MYTI EDU	SB	d.wt															150	60	17	30	37	12.4	-?	?	19
52A	MYTI EDU	SB	d.wt										12	310	190	66	16	18	9.8	21	15	12	3.9	--	37.1	>25
56A	MYTI EDU	SB	d.wt										21	23	120	110	25	46	28	37	16	30	10.1	--	24.4	19
57A	MYTI EDU	SB	d.wt										11	12	33	19	15	13	5.6	14	6.1	10	3.5	--	6.2	15
63A	MYTI EDU	SB	d.wt										12	10	15	11	7.2	12	7.6	6.1	6.4	4.8	1.6	D-	1.8	10
65A	MYTI EDU	SB	d.wt										5.6	3.8	5.2	6.5	3.3	4.7	2.4	3	1.8	1.6	no	D-	no	11
69A	MYTI EDU	SB	d.wt												4.6	3.4	2.8	3.2	4	3.7	2	3.4	1.1	--	1.6	11
22A	MYTI EDU	SB	d.wt										1.4	1.5	2.8	1.9	1.4	1.2	1.5	1.4	1.2	1.7	no	--	no	11
82A	MYTI EDU	SB	d.wt											1.3	0.93	0.92		0.62	0.67				no	D?	?	7
84A	MYTI EDU	SB	d.wt											1	1.2	1.4		1.4	0.83				no	-?	?	11
87A	MYTI EDU	SB	d.wt											0.97	0.87	0.63		1.4	2.5				no	-?	?	14
91A	MYTI EDU	SB	d.wt												0.9	1.5	2						no	-?	?	6
92A	MYTI EDU	SB	d.wt												0.93	0.63	1.1	0.66	0.65	2.2			no	--	11.5	16
98A	MYTI EDU	SB	d.wt												1.9	1.8				1.5	2.4	1.6	no	-?	?	9
98X	MYTI EDU	SB	d.wt														4.3	3.1	4.1				1.4	-?	?	11
41A	MYTI EDU	SB	d.wt														1.3	0.9	0.79	0.65			no	D?	?	6
43A	MYTI EDU	SB	d.wt														1.6	1.5		0.85			no	-?	?	8
44A	MYTI EDU	SB	d.wt														2.8	2.6	1.7	1.2			no	D?	?	7
46A	MYTI EDU	SB	d.wt														1.3	1.6	1.4				no	-?	?	8
48A	MYTI EDU	SB	d.wt														0.68	1.1	0.33				no	-?	?	19
10A	MYTI EDU	SB	d.wt														1.9	2.8	0.74	0.81	2.3	1.6	no	--	8.1	18
11A	MYTI EDU	SB	d.wt														1.5	1.5	0.34	0.37			no	-?	?	16
30B	GADU MOR	LI	w.wt										0.2	0.11	0.25	0.1	0.12	0.11	0.06	0.1	0.16	0.85	8.5	--	46.3	17
36B	GADU MOR	LI	w.wt										0.11	0.05	0.03	0.02	0.03	0.02	0.03	0.04	0.03	0.04	no	DY	no	12
15B	GADU MOR	LI	w.wt										0.17	0.06	0.03	0.03	0.03	0.02	0.03	0.04	0.03	0.03	no	DY	no	13
53B	GADU MOR	LI	w.wt										0.19	0.26	0.14	0.03		0.02	0.075	0.07	0.1	0.11	1.1	--	11.6	18
67B	GADU MOR	LI	w.wt										0.13	0.18	0.03	0.075	0.09	0.04	0.04	0.09	0.03	0.04	no	--	1.1	18
23B	GADU MOR	LI	w.wt										0.06	0.08	0.03	0.03	0.03	0.02	0.03	0.04	0.03	0.04	no	--	no	11
92B	GADU MOR	LI	w.wt													0.02	0.03	0.03	0.04				no	-?	?	7
98B	GADU MOR	LI	w.wt												0.03	0.03	0.03	0.04	0.04	0.05	0.03	0.03	no	--	no	9
43B	GADU MOR	LI	w.wt														0.03	0.03	0.03				no	-?	?	<=5
10B	GADU MOR	LI	w.wt														0.03	0.02	0.04	0.04	0.04	0.03	no	--	no	11
33B	PLAT FLE	LI	w.wt										0.24	0.35	0.06	0.03	0.03	0.02	0.03	0.04	0.04	0.04	no	DY	no	15
53B	PLAT FLE	LI	w.wt										0.71	0.81	0.41	0.23		0.024	0.46	0.35	0.52	0.46	1.5	--	49.6	24
36F	LIMA LIM	LI	w.wt										0.6	0.07	0.04	0.07	0.03	0.02	0.03	0.05	0.05	0.05	no	D-	1.1	18
15F	LIMA LIM	LI	w.wt											0.07		0.041	0.03	0.02	0.03	0.05	0.04	0.03	no	--	no	13
22F	LIMA LIM	LI	w.wt										0.25	0.16	0.042		0.06	0.07					no	-?	?	18
98F	LIMA LIM	LI	w.wt														0.02	0.04	0.03				no	-?	?	14
67B	LEPI WHI	LI	w.wt										0.19	0.07	0.06	0.07	0.04	0.07	0.03	0.04	0.04	0.03	m	D-	m	13

Annual median concentration of ZN (ppm)

St	Species	Tissue	Base	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	ANALYSIS OC	TRND	UP95+3	POWER
30A	MYTI EDU	SB	d.wt				138	90.5	140	120	93.1	76.2	161	116	147	104	117	109	114	126	173	106	no	--	1.2	11
31A	MYTI EDU	SB	d.wt			88.1	132	76.9	106	66.3	67.7	58.1	181	128	125	96.4	96.8	151	103	128	120	112	no	--	1	12
35A	MYTI EDU	SB	d.wt			91.9	79.6	75.9	89.8	68.4	81.5	83.2	166	139	131	119	97.6	82.9	94.3	103	112	111	no	UY	no	9
36A	MYTI EDU	SB	d.wt			66.5	85.8	66.1	57.7	61.5	73.6	65.3	126	127	104	84	121	115	137	145	105	95.5	no	U-	no	9
71A	MYTI EDU	SB	d.wt			124	125	77	115	101	169	128	162	143	166	120	157	150	122	192	114	114	no	--	no	10
76A	MYTI EDU	SB	d.wt										158	127	124	57.6			112	135	137	132	no	--	1.9	12
15A	MYTI EDU	SB	d.wt										157	144		71.4	88.9	62.6	232	107	127	105	no	--	1.8	15
51A	MYTI EDU	SB	d.wt							378	253							386	223	120		170	no	--	1.3	14
52A	MYTI EDU	SB	d.wt									824	272	453	408	218	141	196	183	247	160	143	no	D-	1.5	13
56A	MYTI EDU	SB	d.wt							869	410	1170	572	479	418	388	211	290	246	377	143	271	1.4	D-	2.3	14
57A	MYTI EDU	SB	d.wt							378	263	441	520	292	256	147	173	182	115	223	121	207	1	D-	1.8	12
63A	MYTI EDU	SB	d.wt							579	216	241	509	392	207	122	122	189	147	170	129	115	no	D-	1.2	14
65A	MYTI EDU	SB	d.wt							191	156	199	424	308	131	139	118	166	147	184	121	152	no	--	1.4	12
69A	MYTI EDU	SB	d.wt												135	102	135	163	161	218	144	201	1	--	1.7	9
22A	MYTI EDU	SB	d.wt										172	162	135	116	98	144	221	110	128	122	no	--	no	11
82A	MYTI EDU	SB	d.wt				127	106	132	109	76.1	129		145	123	112		109	87.6				no	--	no	9
84A	MYTI EDU	SB	d.wt				118	160	163	133	132	142		185	180	113		121	85.8				no	--	no	9
87A	MYTI EDU	SB	d.wt				100	92.8	97.7	102	105	96.6		117	114	90.2		109	97.2				no	--	no	6
91A	MYTI EDU	SB	d.wt												96.2	102	116						no	-?	?	<=5
92A	MYTI EDU	SB	d.wt												88.7	61.1	90.2	77.5	59.2	97.8			no	--	1.1	10
98A	MYTI EDU	SB	d.wt												117	105				89.9	81.6	82.1	no	D?	?	<=5
98X	MYTI EDU	SB	d.wt														187	182	146				no	-?	?	6
41A	MYTI EDU	SB	d.wt														85.1	89	94.8	90.9			no	-?	?	<=5
43A	MYTI EDU	SB	d.wt														98.7	96.6		89.2			no	-?	?	<=5
44A	MYTI EDU	SB	d.wt														67.2	91.3	81	78.8			no	-?	?	8
46A	MYTI EDU	SB	d.wt														88.4	112	93.3				no	-?	?	9
48A	MYTI EDU	SB	d.wt														74.9	87	68.8				no	-?	?	8
10A	MYTI EDU	SB	d.wt														127	120	94.6	114	102	103	no	--	no	6
11A	MYTI EDU	SB	d.wt														86.7	98.3	76.5	88.3			no	-?	?	7
30B	GADU MOR	LI	w.wt						13.8	67	30.3	12.8	16.6	22.6	31.7	23.5	24.8	19.7	20.6	24.9	29.1	38.2	1.3	--	4.3	16
36B	GADU MOR	LI	w.wt						46.4	64.4	35.4	36.4	31.8	19.7	25.8	22.6	24.3	31.1	25.7	47.3	29.9	32.3	1.1	DY	2.1	10
15B	GADU MOR	LI	w.wt										33.8	14.1	20.4	17	14.2	21.1	26.4	22.9	33.3	29.5	no	--	2.7	11
53B	GADU MOR	LI	w.wt						29		26.8	27.9	10.9	24.4	30	20.4		17.5	29.6	27.2	32.4	28.2	no	--	2.6	12
67B	GADU MOR	LI	w.wt							26.4	22.3	26.4	27	25.7	19.4	29.2	27.4	15.8	30.7	47.3	25.5	30.2	1	--	2.4	12
23B	GADU MOR	LI	w.wt										29	33.8	24.8	21.2	18.7	25.1	21.9	27.4	27.5	30.8	1	--	1.7	8
92B	GADU MOR	LI	w.wt													20.6	17.9	21.6	25				no	-?	?	7
98B	GADU MOR	LI	w.wt												19.9	24	14.6	13.5	16.2	20	14.1	17.6	no	--	no	10
43B	GADU MOR	LI	w.wt														17.1	15.1	15.7				no	-?	?	6
10B	GADU MOR	LI	w.wt														29.3	23.4	15.9	23.4	18.8	16.9	no	--	no	9
33B	PLAT FLE	LI	w.wt						52.7	91.1	54.6	48.3	56.9	47.3	45.1	50	49.4	38	51.2	43.6	44.7	41.6	no	--	no	9
53B	PLAT FLE	LI	w.wt								54.4	46.3	43.3	51.4	49.2	51.9		35.8	40.5	27.1	56.7	40.6	no	--	1.2	10
36F	LIMA LIM	LI	w.wt										39.3	26.6	32.2	27.2	28.4	28	31.1	34.7	35.6	38.7	no	--	1.2	7
15F	LIMA LIM	LI	w.wt											25		29.7	24.7	34.7	34.8	22.1	32.6	37.1	no	--	1.2	9
22F	LIMA LIM	LI	w.wt										41.3	29	34.3		27.5	37					no	-?	?	9
98F	LIMA LIM	LI	w.wt														23.5	34.8	31.7				no	-?	?	9
67B	LEPI WHI	LI	w.wt							80.5	106	68.3	85.7	94.1	73.2	78.8	58.7	80.8	83.5	61	98.6	70	m	--	m	9

Annual median concentration of CB153 (ppb)

St	Species	Tissue	Base	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	ANALYSIS OC	TRND	UP95+3	POWER
30A	MYTI EDU	SB	d.wt								25.3	23.8	30.1	19.5	24.4	10.9	20.9	19.6	26.4	29	15.5	18.7	3.7	--	6.2	12
31A	MYTI EDU	SB	d.wt								2.86	5.78	6.59	3.66	6.59	3.3	11.2	9.41	10.9	5.03	3.72	4.75	no	--	1.1	15
35A	MYTI EDU	SB	d.wt								5.65	6.9	6.11	2.92	5.52	3.03	3.76	3.69	3.07	3.76	4.13	4.79	no	--	1.8	11
36A	MYTI EDU	SB	d.wt								3.09	6.81	4.36	2.73	3.54	1.59	1.59	3.62	3.72	4.1	2.9	2.93	no	--	1.5	14
71A	MYTI EDU	SB	d.wt								5.13	12.7	5.87	3.03	4.59	3.35	5.45	3.02	7.24	2.78	3.82	4.38	no	--	1.8	15
76A	MYTI EDU	SB	d.wt										4.62	2.84	2.49	1.18			4.21	4	3.77	3.63	no	--	3.6	15
15A	MYTI EDU	SB	d.wt										2.84			0.976	2	0.898	0.793	1.27	1.19	1.4	no	--	no	14
51A	MYTI EDU	SB	d.wt															10.2	3.49	4.17	3.03	3.87	no	-?	?	14
52A	MYTI EDU	SB	d.wt									17.9	3.47		3.77	3.62	5	5.32	2.62	4.89	2.73	3.31	no	--	1.4	16
56A	MYTI EDU	SB	d.wt								2.8	14.5	5.57	3.97	2.8	2.08	4	3.97	3.09	4.34	1.76	3.33	no	--	1.3	17
57A	MYTI EDU	SB	d.wt									8.46		3.82	1.44	1.59	2.69	2.04	1.81	2.76	2.88	2.48	no	--	1.5	14
63A	MYTI EDU	SB	d.wt									8.84		4.85	1.48	1.23	1.77	1.91	1.4	1.54	2.45	2.26	no	DY	1.3	14
65A	MYTI EDU	SB	d.wt								0.1	4.7	4.45	4.31	1.17	0.741	1.69	1.3	1.83	1.24	2.48	1.89	no	--	4.6	25
69A	MYTI EDU	SB	d.wt												1.02	1.58	1.66	1.85	0.929	2.19	3.78	1.8	no	--	1.9	15
22A	MYTI EDU	SB	d.wt										2.96	3.05	2.78	1.31	2.33	2.12	1.94	1.61	3.81	1.78	no	--	1	13
84A	MYTI EDU	SB	d.wt								0.694	9.36		2.53	3.12	1.7		1.43	2.4				no	--	2	23
92A	MYTI EDU	SB	d.wt												1.27	0.452	1.82	1.17	0.888	2.39			no	--	4.7	18
98A	MYTI EDU	SB	d.wt												7.96	2.29				3.36	2.73	1.38	no	-?	?	17
98X	MYTI EDU	SB	d.wt														27.4	25.3	14.6				2.9	-?	?	9
41A	MYTI EDU	SB	d.wt														0.994	0.842	0.73	0.727			no	-?	?	<=5
43A	MYTI EDU	SB	d.wt														0.974	0.884		0.855			no	-?	?	<=5
44A	MYTI EDU	SB	d.wt															2.83	3.62	9.08			1.8	-?	?	11
46A	MYTI EDU	SB	d.wt														1.68	1.28	0.984				no	D?	?	<=5
48A	MYTI EDU	SB	d.wt														2.38	1.47	1.1				no	-?	?	6
10A	MYTI EDU	SB	d.wt														1.88	1.46	1.85	2.55		1.56	no	-?	?	11
11A	MYTI EDU	SB	d.wt														2.44	2.22	1.43	1.84			no	-?	?	10

Annual median concentration of CB153 (ppb) cont.

St	Species	Tissue	Base	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	ANALYSIS OC	TRND	UP95+3	POWER
30B	GADU MOR	LI	w.wt										405	955	957	856	885	807	872	1060	1200	1280	6.4	--	14.4	10
36B	GADU MOR	LI	w.wt										165	126	147	254	138	642	350	272	260	340	1.7	--	3.7	15
15B	GADU MOR	LI	w.wt										60	104	99	66.5	97	118	112	140	110	98	no	--	no	10
53B	GADU MOR	LI	w.wt										156	194	561	65		61	262	219	986	190	no	--	41.9	24
67B	GADU MOR	LI	w.wt										106	111	106	83.5	128	85	92	231	80	120	no	--	1.4	13
23B	GADU MOR	LI	w.wt										80	104	86	79	48	75	73	52	80	100	no	--	no	10
92B	GADU MOR	LI	w.wt													51	51	102	129				no	-?	?	9
98B	GADU MOR	LI	w.wt												65	73	33	55	80	129	62	43	no	--	no	15
43B	GADU MOR	LI	w.wt														110	113	50				no	-?	?	13
10B	GADU MOR	LI	w.wt														201	171	66	55	46	61	no	D-	no	13
30B	GADU MOR	MU	w.wt										1.47	3.7	9.2	3.3	1.23	0.89	2.54	3.71	7.79	8.4	m	--	m	20
36B	GADU MOR	MU	w.wt										0.63	0.45	0.7	1.3	0.15	5.42	1.37	1.87	1.3	1.2	m	--	m	25
15B	GADU MOR	MU	w.wt										0.52	0.39	0.49	0.2	0.13	0.36	0.43	0.503	0.58	0.25	m	--	m	15
53B	GADU MOR	MU	w.wt										3.36	0.97	4.79	0.4		0.12	6.43	1.34	32.2	2.9	m	--	m	>25
67B	GADU MOR	MU	w.wt										0.24	0.559	0.4	0.141	0.474	0.19	1.23	2.65	0.26	0.78	m	--	m	24
23B	GADU MOR	MU	w.wt										0.26	0.94	0.2	0.2	0.05	0.27	0.16	0.31	0.66	0.39	m	--	m	20
92B	GADU MOR	MU	w.wt													0.1	0.06	0.1	0.26				m	-?	m	16
98B	GADU MOR	MU	w.wt												0.2	0.3	0.03	0.08	0.12	0.5	0.13	0.13	m	--	m	24
43B	GADU MOR	MU	w.wt														0.14	0.21	0.13				m	-?	m	13
10B	GADU MOR	MU	w.wt														0.55	0.85	0.11	0.2	0.2	0.3	m	--	m	20
33B	PLAT FLE	LI	w.wt										11	10	30	22	17	17	9.4	11.1	8.7	14	no	--	no	13
53B	PLAT FLE	LI	w.wt										123	126	80	10		7.94	37	39	38	52	1	--	14	20
33B	PLAT FLE	MU	w.wt										0.65	1.24	0.5	0.3	0.12	0.22	0.34	0.22	0.2	1.6	m	--	m	19
53B	PLAT FLE	MU	w.wt										5.88	8.2	3.4	0.4		0.224	0.93	0.92	0.7	0.9	m	D-	m	21
36F	LIMA LIM	LI	w.wt										129	92.5	138	171	148	161	151	155	89	150	no	--	no	10
15F	LIMA LIM	LI	w.wt											53		21.5	28.9	28	22.8	25	20	41	no	--	no	12
22F	LIMA LIM	LI	w.wt										65.4	49	52.4		24	29.6					no	D?	?	9
36F	LIMA LIM	MU	w.wt										1.13	2.7	2.3	3.2	2.06	3.22	3.33	1.63	3.1	1.4	m	--	m	13
15F	LIMA LIM	MU	w.wt											1.42		0.245	0.118	0.41	0.69	0.48	0.53	0.73	m	--	m	21
22F	LIMA LIM	MU	w.wt										0.7	2	1.28		0.5	1.66					m	-?	m	19
98F	LIMA LIM	MU	w.wt														0.27	0.44	1.16				m	-?	m	9
67B	LEPI WHI	LI	w.wt										37	42	61	45	87	79	38.8	35	49	36	m	--	m	12
67B	LEPI WHI	MU	w.wt										0.27	0.33	0.6	0.1	0.17	0.63	0.17	0.24	0.12	0.4	m	--	m	21

Annual median concentration of DDEPP (ppb)

St	Species	Tissue	Base	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	ANALYSIS OC	TRND	UP95+3	POWER
30A	MYTI EDU	SB	d.wt												5.2	3.9	7.1	5.7	2.6	5.9	3.9	5.9	no	--	1.3	14
31A	MYTI EDU	SB	d.wt												3.3	1.9	3.4	1.8	0.5	3.4	3.5	5.5	no	--	5.1	19
35A	MYTI EDU	SB	d.wt												4.9	2.1	3.1	2.8	0.57	3.9	3.7	5.9	no	--	5.3	20
36A	MYTI EDU	SB	d.wt												2.8	1.1	1	1.8	0.44	2.1	1.8	3	no	--	2	18
71A	MYTI EDU	SB	d.wt												2.6	1.6	3.2	1.3	0.74	1	2.2	2.4	no	--	no	16
76A	MYTI EDU	SB	d.wt												1.4	0.79			0.36	1.2	2.3	2.5	no	--	4.9	20
15A	MYTI EDU	SB	d.wt													0.98	1.7	0.73	0.29	1	1.4	2.1	no	--	1.4	18
51A	MYTI EDU	SB	d.wt															34	6.7	15	17	13	1.3	-?	?	19
52A	MYTI EDU	SB	d.wt												12	25	19	18	9.5	13	17	14	1.4	--	2.7	13
56A	MYTI EDU	SB	d.wt												50	48	110	41	34	72	53	40	4	--	11.2	15
57A	MYTI EDU	SB	d.wt												26	18	35	25	16	50	83	35	3.5	--	29.6	16
63A	MYTI EDU	SB	d.wt												13	9.3	9.7	8.4	5.5	13	16	11	1.1	--	3.9	12
65A	MYTI EDU	SB	d.wt												7.6	5.2	7.8	4.1	5	6.9	12	7.4	no	--	2.7	12
69A	MYTI EDU	SB	d.wt												3.6	3.2	3.5	2.9	0.4	3.7	6.5	2.6	no	--	4.7	23
22A	MYTI EDU	SB	d.wt												2.2	1.3	1.9	1.5	0.39	1.4	5.1	2	no	--	2.8	20
84A	MYTI EDU	SB	d.wt												3.1	2.2		0.99	0.74				no	D?	?	<=5
92A	MYTI EDU	SB	d.wt												0.68	2.1	1.4	0.77	0.28	1.9			no	--	3.8	22
98A	MYTI EDU	SB	d.wt												5.8	2.3				1.6	1.9	0.87	no	-?	?	14
98X	MYTI EDU	SB	d.wt														32	23	5.2				no	-?	?	15
41A	MYTI EDU	SB	d.wt														0.62	0.42	0.29	0.61			no	-?	?	15
44A	MYTI EDU	SB	d.wt															0.49	0.34	1.4			no	-?	?	20
46A	MYTI EDU	SB	d.wt														1	0.76	0.27				no	-?	?	11
48A	MYTI EDU	SB	d.wt														1.7	1.1	0.29				no	-?	?	14
10A	MYTI EDU	SB	d.wt														0.85	0.78	0.44	1.5		1.5	no	-?	?	16
11A	MYTI EDU	SB	d.wt														1.3	1.9	0.41	1.2			no	-?	?	21
30B	GADU MOR	LI	w.wt										160	440	180	160	190	190	310	380	260	230	1.2	--	3.5	14
36B	GADU MOR	LI	w.wt										92	51	50	75	55	110	140	130	45	86	no	--	no	14
15B	GADU MOR	LI	w.wt										50	140	48	57	86	33	75	140	72	76	no	--	1.7	16
53B	GADU MOR	LI	w.wt										640	810	940	85		42	490	940	490	160	no	--	44.9	>25
67B	GADU MOR	LI	w.wt										780	550	350	390	470	110	460	2100	270	200	no	--	10.3	23
23B	GADU MOR	LI	w.wt										68	85	42	41	35	31	49	33	49	48	no	--	no	10
92B	GADU MOR	LI	w.wt													53	50	50	200				no	-?	?	17
98B	GADU MOR	LI	w.wt												73	83	43	49	140	200	78	41	no	--	1.2	18
43B	GADU MOR	LI	w.wt														130	69	60				no	-?	?	9
10B	GADU MOR	LI	w.wt														210	71	75	99	65	90	no	--	no	14
33B	PLAT FLE	LI	w.wt										13	9.1	24	14	13	7	10	9.7	8.6	6.8	no	--	no	13
53B	PLAT FLE	LI	w.wt										94	70	32	41		8	25	45	38	44	1.5	--	9.9	17
36F	LIMA LIM	LI	w.wt										28	34	28	21	50	40	40	22	18	52	no	--	no	15
15F	LIMA LIM	LI	w.wt											39		13	23	9	21	20	13	40	no	--	1.4	16
22F	LIMA LIM	LI	w.wt										69	48	40		21	9.2					no	D?	?	10
67B	LEPI WHI	LI	w.wt										290	240	180	160	250	140	140	170	160	160	m	--	m	9

Annual median concentration of HCHG (ppb)

St	Species	Tissue	Base	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	ANALYSIS OC	TRND	UP95+3	POWER
30A	MYTI EDU	SB	d.wt										2	3.6	1.5	1.6	1.7	1.5	0.65	1.6	1.8	1.2	no	--	no	14
31A	MYTI EDU	SB	d.wt										2	3.7	2.2	1.4	1.4	0.78	0.66	2.7	1.2	0.94	no	--	no	16
35A	MYTI EDU	SB	d.wt										2.7	4.1	2.3	1.5	1.6	1.1	0.84	4.5	1	0.67	no	--	no	18
36A	MYTI EDU	SB	d.wt										3.6	5.5	2.8	1.6	0.77	1.3	0.56	2.9	2	1.7	no	--	2.3	17
71A	MYTI EDU	SB	d.wt										2.1	4.8	2	2.1	0.96	0.79	0.48	1	1.9	1.1	no	--	1.1	16
76A	MYTI EDU	SB	d.wt										1.6	2.2	1.4	2.4			0.61	1.7	2.4	1.2	no	--	1.1	17
15A	MYTI EDU	SB	d.wt										1.7			2	1.1	1.1	0.37	2	2.3	1.4	no	--	2.4	18
51A	MYTI EDU	SB	d.wt															1.7	1.1	1.2	2.3	1.1	no	-?	?	13
52A	MYTI EDU	SB	d.wt										1		0.94	1.1	1.3	1.3	2.6	1.2	2.2	1.1	no	--	no	12
56A	MYTI EDU	SB	d.wt										1.8	2.4	0.93	1	1.2	1.2	1.7	1.3	2.3	1	no	--	no	13
57A	MYTI EDU	SB	d.wt											2.3	1.4	0.79	0.86	1	2.5	1	3.6	1	no	--	1.4	17
63A	MYTI EDU	SB	d.wt											2.9	1.5	0.71	0.98	0.86	1.3	0.78	2.8	1.1	no	--	1.3	16
65A	MYTI EDU	SB	d.wt										2.2	2.6	1.3	0.74	1.2	0.65	2.9	1	2.9	1.1	no	--	1.4	17
69A	MYTI EDU	SB	d.wt												1.6	1.1	0.94	0.65	0.36	1.3	3.1	0.79	no	--	2.2	19
22A	MYTI EDU	SB	d.wt										0.8	1.9	1.7	1.3	1.1	1	0.58	1.2	2.3	0.8	no	--	no	16
84A	MYTI EDU	SB	d.wt											1.5	0.63	1.1		0.79	0.52				no	-?	?	13
92A	MYTI EDU	SB	d.wt												0.68	0.84	0.99	0.77	0.41	0.86			no	--	no	13
98A	MYTI EDU	SB	d.wt												0.62	0.57				0.6	1.2	0.75	no	-?	?	12
98X	MYTI EDU	SB	d.wt														1.5	0.64	0.42				no	-?	?	8
41A	MYTI EDU	SB	d.wt														0.68	0.53	0.29	0.43			no	-?	?	12
43A	MYTI EDU	SB	d.wt														0.52	0.41		0.45			no	-?	?	8
44A	MYTI EDU	SB	d.wt															0.54	0.29	0.64			no	-?	?	18
46A	MYTI EDU	SB	d.wt														0.44	0.47	0.33				no	-?	?	8
48A	MYTI EDU	SB	d.wt														0.34	0.48	0.33				no	-?	?	12
10A	MYTI EDU	SB	d.wt														0.52	0.54	0.44	0.4		1.1	no	-?	?	13
11A	MYTI EDU	SB	d.wt														0.44	0.51	0.34	0.46			no	-?	?	10
30B	GADU MOR	LI	w.wt										3	15	5	5	10	7	10	11	4	2.5	no	--	no	17
36B	GADU MOR	LI	w.wt										6.5	14	9	9	17	3	11	6	8.1	6.9	no	--	no	17
15B	GADU MOR	LI	w.wt										11	37	7	9	10	6	13	10	8.1	6.5	no	--	no	17
53B	GADU MOR	LI	w.wt										12	8.5	5	6		6	7	8	10	3.5	no	--	no	13
67B	GADU MOR	LI	w.wt										12	7	10	7	6.3	5	10	11	21	4.8	no	--	no	16
23B	GADU MOR	LI	w.wt										13	5.9	11	5	8	5	13	8	9.4	5.5	no	--	no	14
92B	GADU MOR	LI	w.wt													6	6	4	6				no	-?	?	10
98B	GADU MOR	LI	w.wt												5		8	3	6	3	8	5	no	--	no	15
43B	GADU MOR	LI	w.wt														3	3	4				no	-?	?	7
10B	GADU MOR	LI	w.wt														3	3	4	3	8	4.2	no	--	no	13
33B	PLAT FLE	LI	w.wt										2	0.5	5	2	2	1	1.9	1.8	1.1	0.69	no	--	no	20
53B	PLAT FLE	LI	w.wt										3	2	5	2		1.4	2	3	2	2.4	no	--	no	14
36F	LIMA LIM	LI	w.wt										8.9	3	5	1	4	3	8	5	2	3.8	no	--	no	19
15F	LIMA LIM	LI	w.wt											3		4	3.5	3	5.1	5.6	4.1	3.4	no	--	no	10
22F	LIMA LIM	LI	w.wt										6.9	3	5		1	1					no	D?	?	14
67B	LEPI WHI	LI	w.wt										3	2	5	2	2	1	3.7	3	4.6	1.1	m	--	m	18

Annual median concentration of HCB (ppb)

St	Species	Tissue	Base	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	ANALYSIS OC	TRND	UP95+3	POWER
30A	MYTI EDU	SB	d.wt				1.2	0.88	2.1	0.92	1.1	0.87	0.35	0.59	0.95	0.54	0.27	0.24	0.25	0.27	0.3		no	D-	no	14
31A	MYTI EDU	SB	d.wt			13	1.4	3.8	1.9	0.93	0.89	0.36	0.32	0.61	0.55	0.45	0.24	0.31	0.22	0.26	0.21		no	D-	no	16
35A	MYTI EDU	SB	d.wt			13	0.95	3.3	0.79	0.98	1.1	0.47	0.42	0.58	0.58	0.51	0.23	0.28	0.22	0.52	0.2	0.34	no	D-	2.1	18
36A	MYTI EDU	SB	d.wt			15	0.95	3.8	2.9	2.4	0.96	0.43	0.33	0.55	0.39	0.53	0.24	0.33	0.28	0.31	0.15		no	D-	no	19
71A	MYTI EDU	SB	d.wt			15	10	91	11	210	1.8	150	8.5	6.9	4.1	3.9	1.5	2.1	4.5	2	1.8	3.1	6.2	--	70.1	>25
76A	MYTI EDU	SB	d.wt										0.38	0.57	0.5	0.79			0.25	0.29	0.4	0.26	no	--	no	14
15A	MYTI EDU	SB	d.wt										0.2			0.49	0.25	0.22	0.29	0.25	0.16	0.22	no	--	no	13
51A	MYTI EDU	SB	d.wt															0.61	0.33	0.31	0.4	0.4	no	-?	?	11
52A	MYTI EDU	SB	d.wt									0.85	0.38		0.81	0.81	0.28	0.32	0.26	0.33	0.21	0.33	no	--	1.3	14
56A	MYTI EDU	SB	d.wt								0.2	0.79	0.41	0.79	0.93	1	0.31	0.38	0.31	0.44	0.35	0.7	1.4	--	3.8	15
57A	MYTI EDU	SB	d.wt									0.77		0.76	0.72	0.79	0.36	0.3	0.26	0.43	0.58	0.63	1.3	DY	3.5	11
63A	MYTI EDU	SB	d.wt									1		0.97	0.74	0.63	0.32	0.33	0.33	0.41	0.45	0.51	1	DY	1.9	9
65A	MYTI EDU	SB	d.wt								0.2	0.43	0.52	0.86	0.62	0.67	0.28	0.3	0.29	0.34	0.38	0.52	1	DY	2.3	12
69A	MYTI EDU	SB	d.wt												0.53	0.53	0.29	0.25	0.29	0.5	0.48	0.36	no	--	2.2	12
22A	MYTI EDU	SB	d.wt										0.26	0.61	0.56	0.44	0.25	0.25	0.3	0.31	0.17	0.32	no	--	1.1	13
82A	MYTI EDU	SB	d.wt				2.3	11	0.66	0.62	0.8	0.53											1.1	--	9.7	24
84A	MYTI EDU	SB	d.wt				3.4	8.8	3.3	2	1.2	0.48		0.51	0.63	0.53		0.25	0.21				no	D-	no	15
92A	MYTI EDU	SB	d.wt												0.68	0.42	0.24	0.23	0.23	0.25			no	D-	1.2	12
98A	MYTI EDU	SB	d.wt												0.62	0.57				0.34	0.31	0.43	no	-?	?	9
98X	MYTI EDU	SB	d.wt														0.56	0.32	0.26				no	-?	?	8
41A	MYTI EDU	SB	d.wt														0.29	0.26	0.29	0.3			no	-?	?	6
43A	MYTI EDU	SB	d.wt														0.32	0.34		0.45			no	-?	?	<=5
44A	MYTI EDU	SB	d.wt															0.27	0.29	0.33			no	-?	?	<=5
46A	MYTI EDU	SB	d.wt														0.26	0.29	0.27				no	-?	?	6
48A	MYTI EDU	SB	d.wt														0.28	0.29	0.24				no	-?	?	7
10A	MYTI EDU	SB	d.wt														0.29	0.27	0.25	0.31		0.28	no	-?	?	7
11A	MYTI EDU	SB	d.wt														0.35	0.43	0.34	0.46			no	-?	?	8
30B	GADU MOR	LI	w.wt										10	17	7.5	16	11	11	12	7	5.3	5.1	no	--	no	12
36B	GADU MOR	LI	w.wt										7	9	9	10	9	5	9	6	4.4	6.5	no	--	no	11
15B	GADU MOR	LI	w.wt										5	20	10	14	14	9	11	13	11	11	no	--	1.3	14
53B	GADU MOR	LI	w.wt										10	10	16	7		5	7	7	5	4.7	no	--	no	12
67B	GADU MOR	LI	w.wt										14	8	7.9	8	8.5	10	8	15	9.9	4.6	no	--	no	13
23B	GADU MOR	LI	w.wt										6	9.5	12	9	8	6	10	6	8.4	7.8	no	--	no	11
92B	GADU MOR	LI	w.wt													17	11	14	13				no	-?	?	9
98B	GADU MOR	LI	w.wt												20	9.9	12	18	35	20	16	13	no	--	1.6	14
43B	GADU MOR	LI	w.wt														15	16	13				no	-?	?	8
10B	GADU MOR	LI	w.wt														13	11	16	17	17	25	1.3	U-	3	8
33B	PLAT FLE	LI	w.wt										1	0.5	5	2	1	1	0.6	0.8	0.59	0.54	no	--	no	19
53B	PLAT FLE	LI	w.wt										6	4.5	5	2		1	2	3	1.8	2.5	no	--	1.6	14
36F	LIMA LIM	LI	w.wt										5.5	3	5	2	3	2	2.3	3	1.1	2.5	no	--	no	14
15F	LIMA LIM	LI	w.wt											4		4	4	2	3	3.2	3	4.7	no	--	no	10
22F	LIMA LIM	LI	w.wt										6	3	5		1	1.4					no	-?	?	15
67B	LEPI WHI	LI	w.wt										9	4	5	4	5	2	4.6	4	5	2.8	m	--	m	13

Vedlegg I
Geografisk oversikt for nivåer av miljøgifter i organismer 1998-1999

(fra Green *et al.* 2001b)

Sortert etter miljøgifter og arter
Kadmium (Cd)
Kobber (Cu)
Kvikksølv (Hg)
Bly (Pb)
Sink (Zn)
Sum av 7 CB (CB-28, -52, 101, -118, -138, -153 and -180)
CB-153
DDEPP (ppDDE)
γ-HCH
HCB

MYTI EDU - Blåskjell (*Mytilus edulis***)**
GADU MOR - Torsk(*Gadus morhua***)**
PLAT FLE - skrubbe (*Platichthys flesus***)**
LIMA LIM – Sandflyndre (*Limanda limanda***)**
PLEU PLA - Rødspette (*Pleuronectes platessa***)**
MICR KIT - Lomre (*Microstomus kitt***)**
LEPI WHI - Glassvar (*Lepidorhombus whiff-iagonis***)**

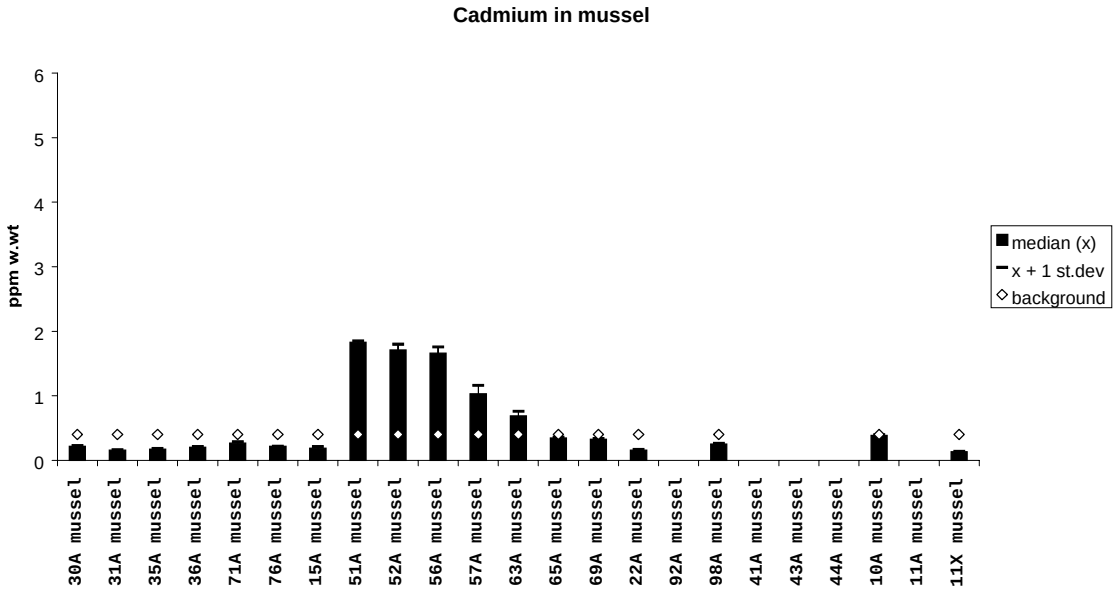
Stasjonsbeliggenhet er vist på kart i Vedlegg F.

18.Vedlegg I

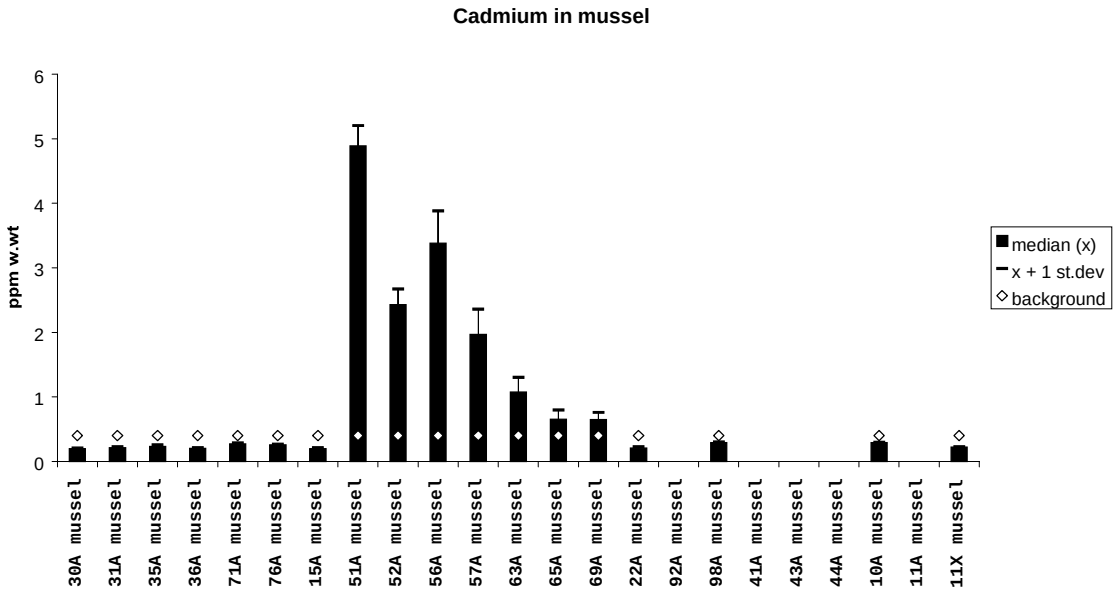
Geografisk oversikt for nivåer av miljøgifter i organismer 1998-1999

(forts.)

A

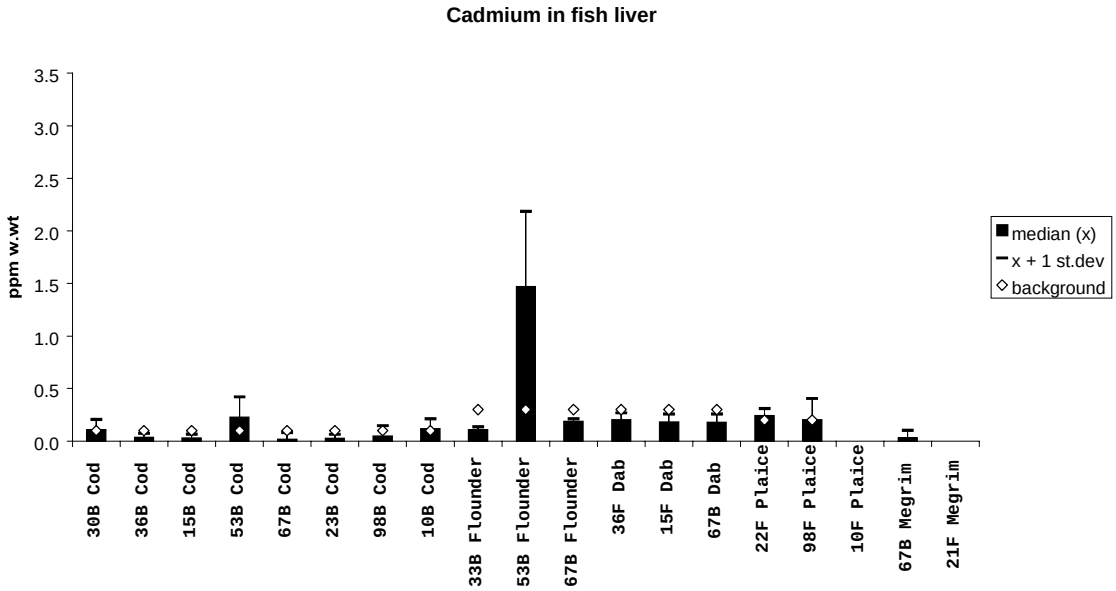


B

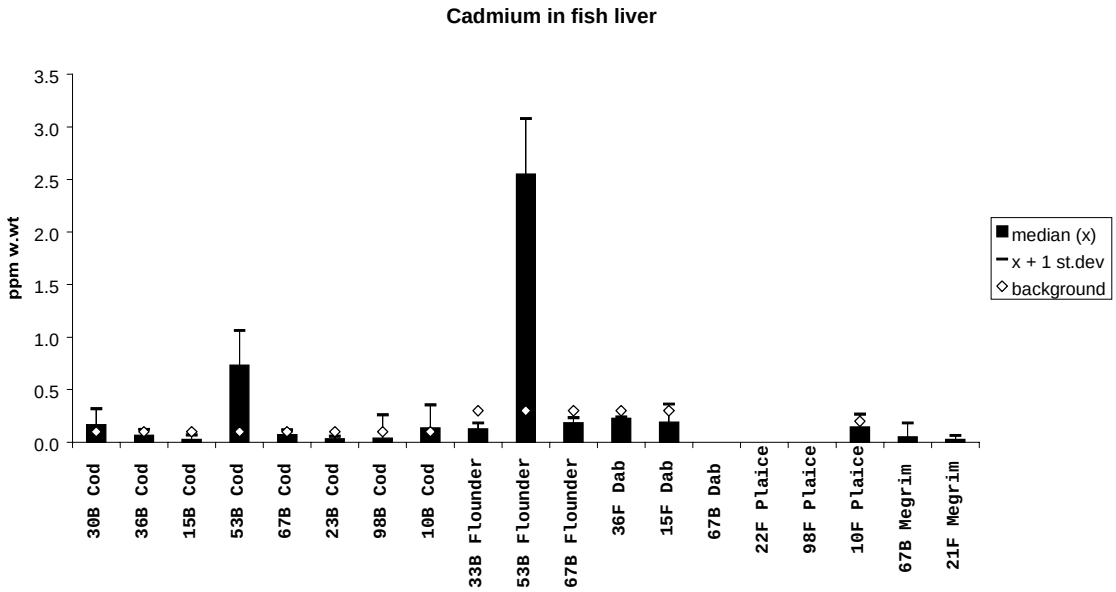


Figur 45. Medianer og median + standardavvik for kadmium i blåskjell 1998 (A) og 1999 (B), samt ca. Kl. I i SFTs klassifiseringssystem (omregnet fra tørrvektsbasis, "background" i forklaring av figurkoder), mg/kg våtvekt. Kfr. kart i Vedlegg F.

A

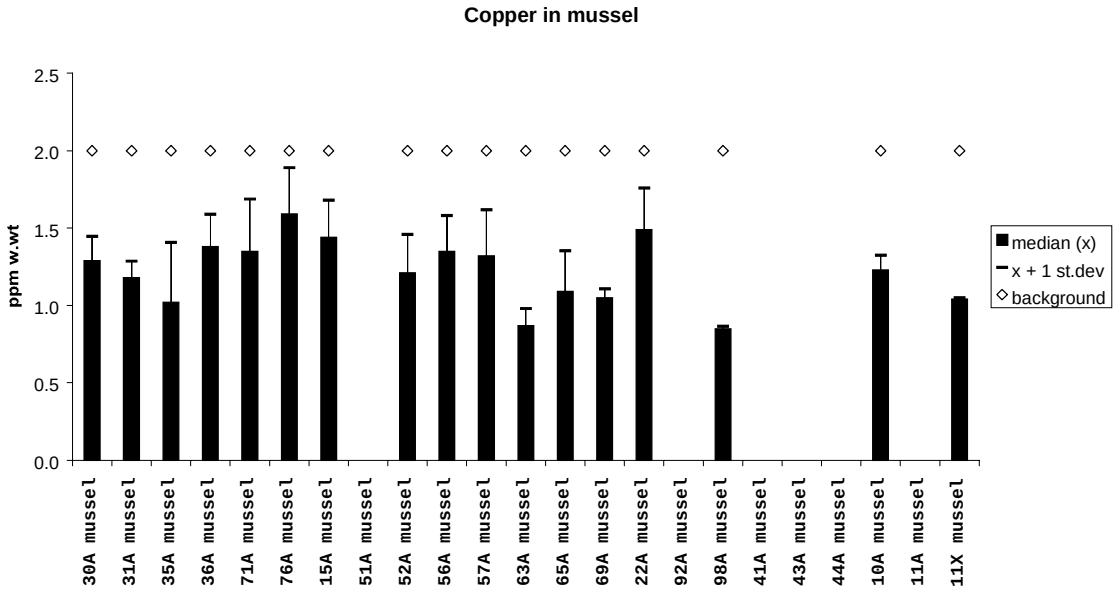


B

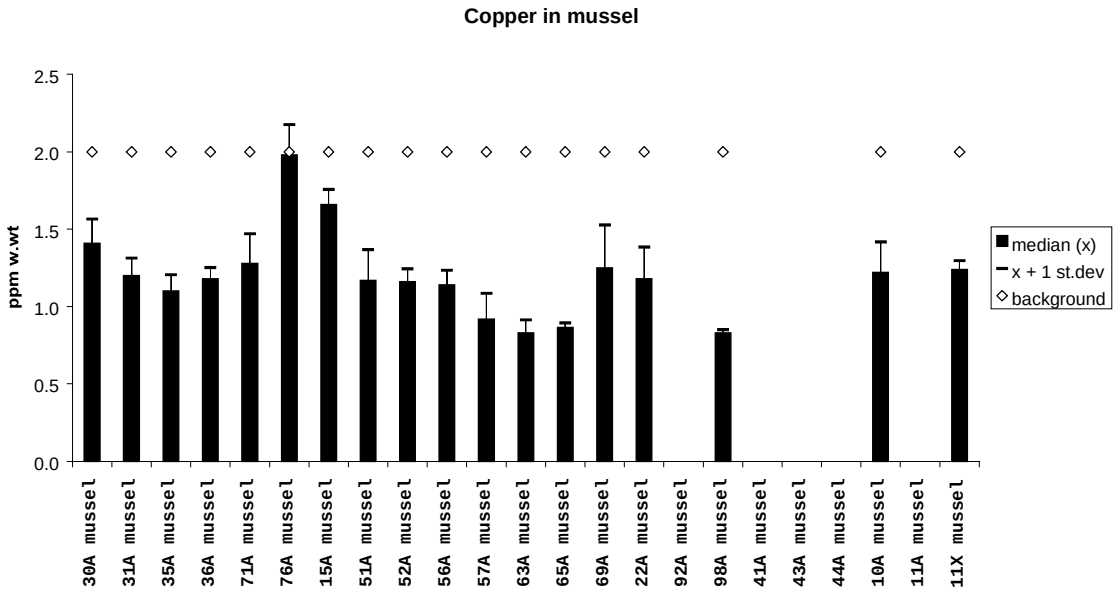


Figur 46. Medianer og median + standardavvik for kadmium i lever av fisk 1998 (A) og 1999 (B), samt antatt høyt bakgrunnsnivå, mg/kg våtvekt. Kfr kart i Vedlegg F.

A

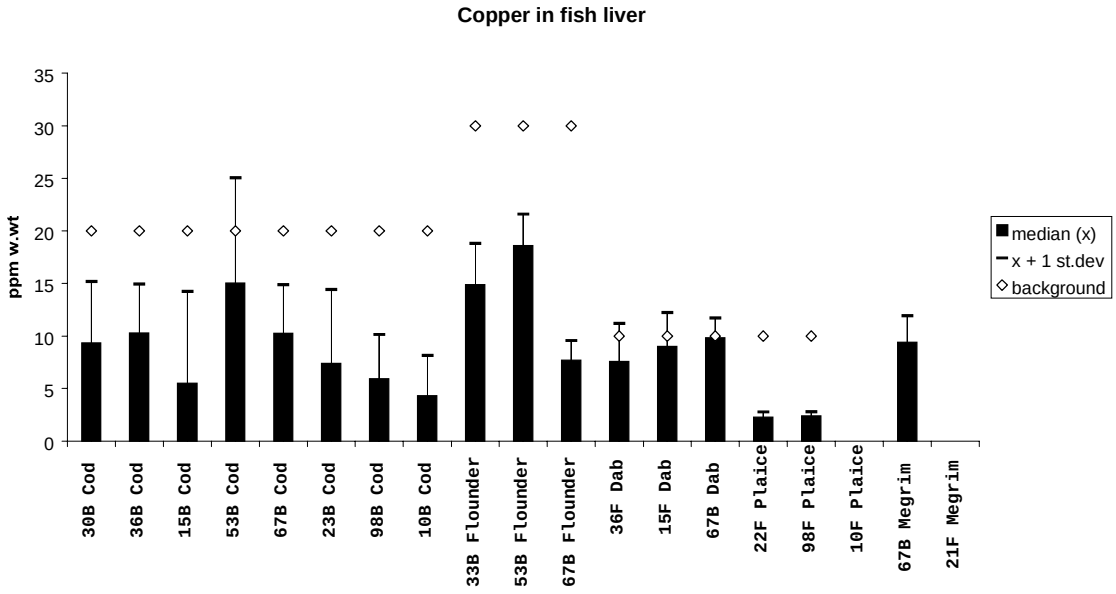


B

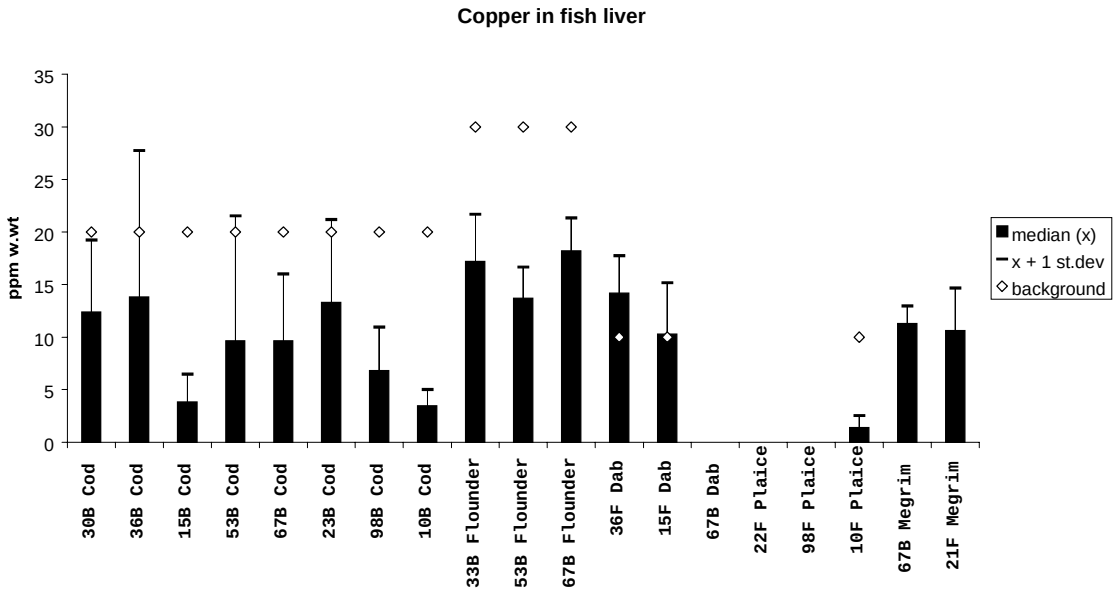


Figur 47. Medianer og median + standardavvik for kobber i blåskjell 1998 (A) og 1999 (B), samt ca. Kl. I i SFTs klassifiseringssystem (omregnet fra tørrvektsbasis, "background" i forklaring av figurkoder), mg/kg våtvekt. Kfr. kart i Vedlegg F.

A

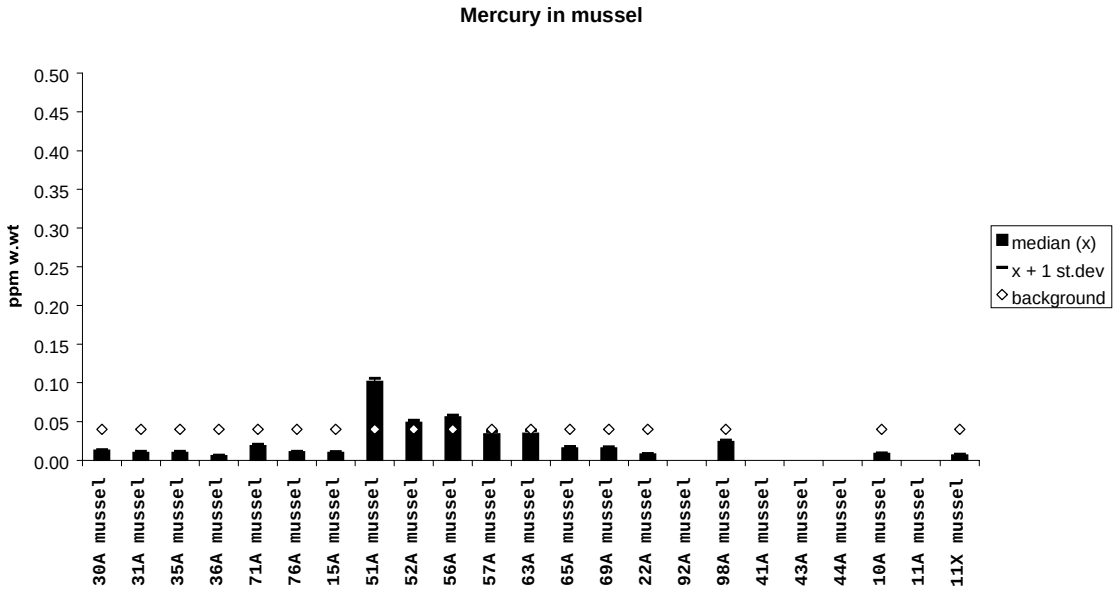


B

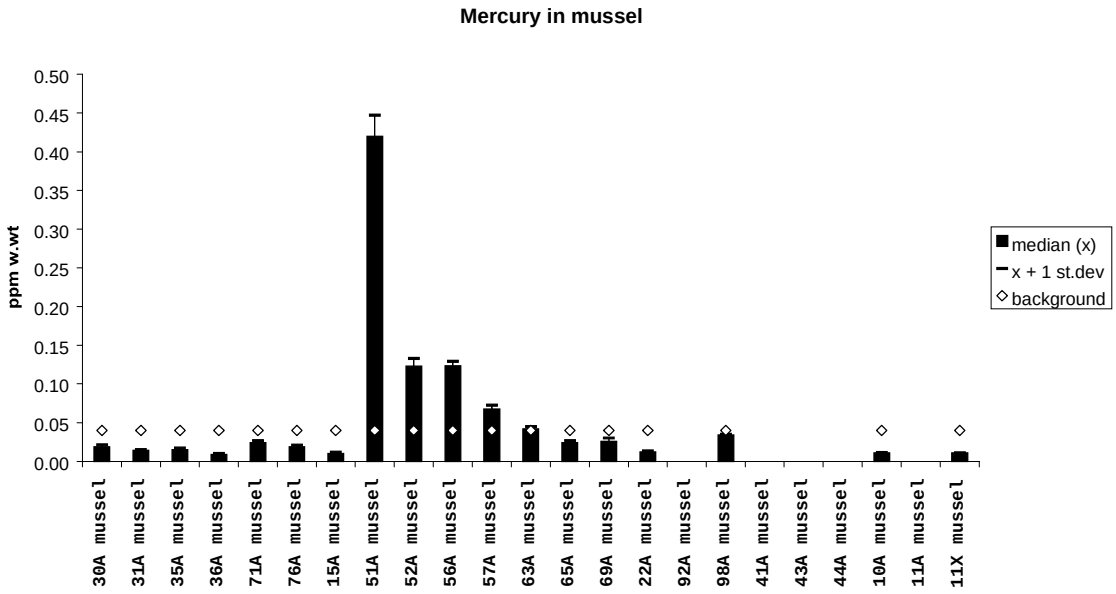


Figur 48. Medianer og median + standardavvik for kobber i lever av fisk 1998 (A) og 1999 (B), samt antatt høyt bakgrunnsnivå, mg/kg våtvekt. Kfr kart i Vedlegg F.

A

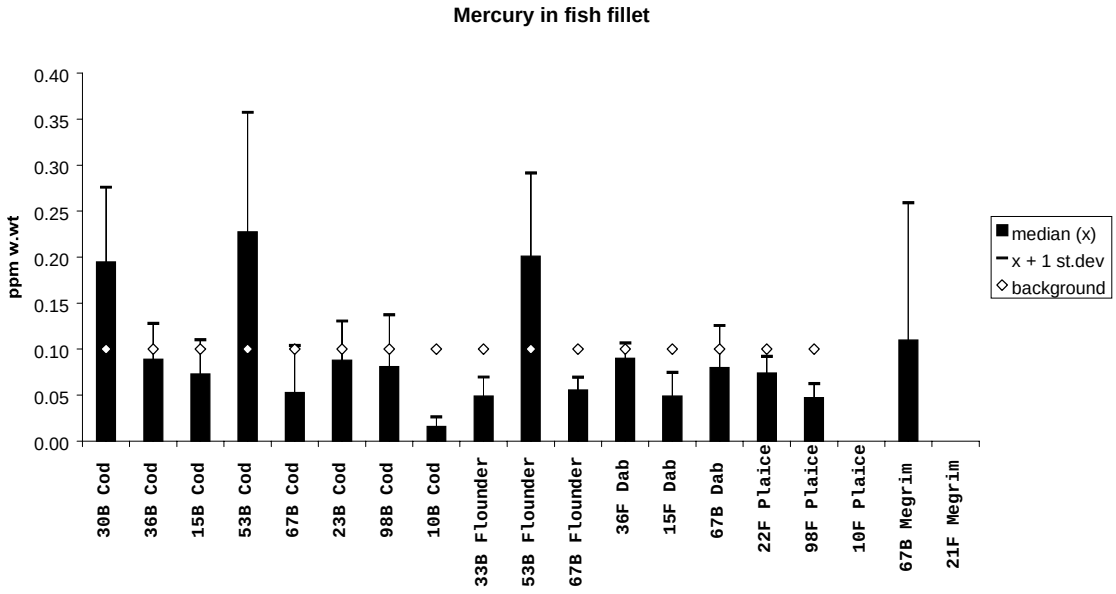


B

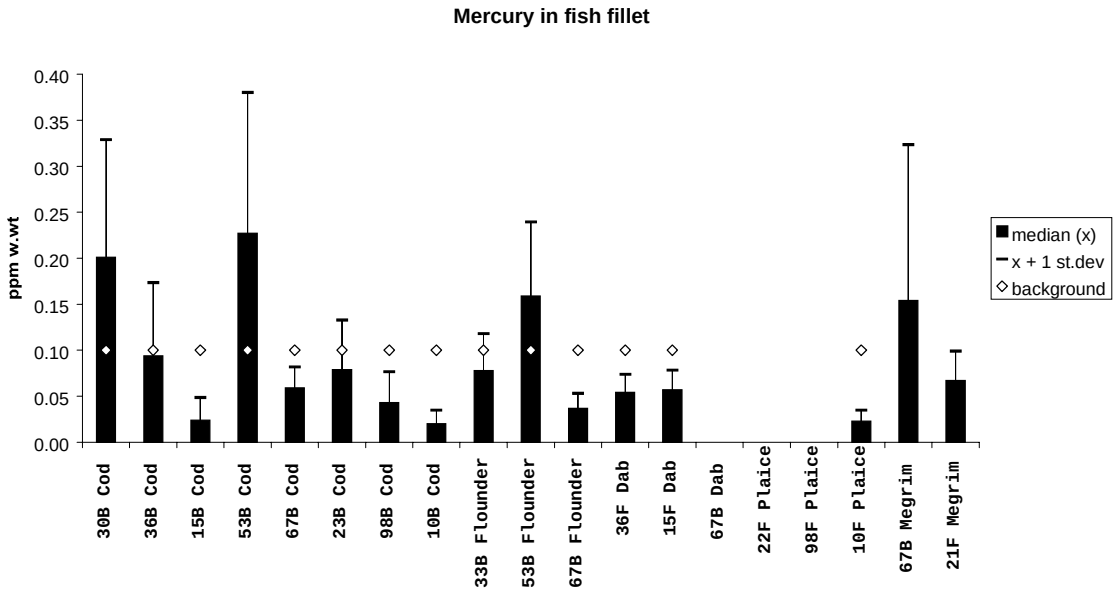


Figur 49. Medianer og median + standardavvik for kvikksølv i blåskjell 1998 (A) og 1999 (B), samt ca. Kl. I i SFTs klassifiseringssystem (omregnet fra tørrvektsbasis, "background" i forklaring av figurkoder), mg/kg våtvekt. Kfr. kart i Vedlegg F.

A

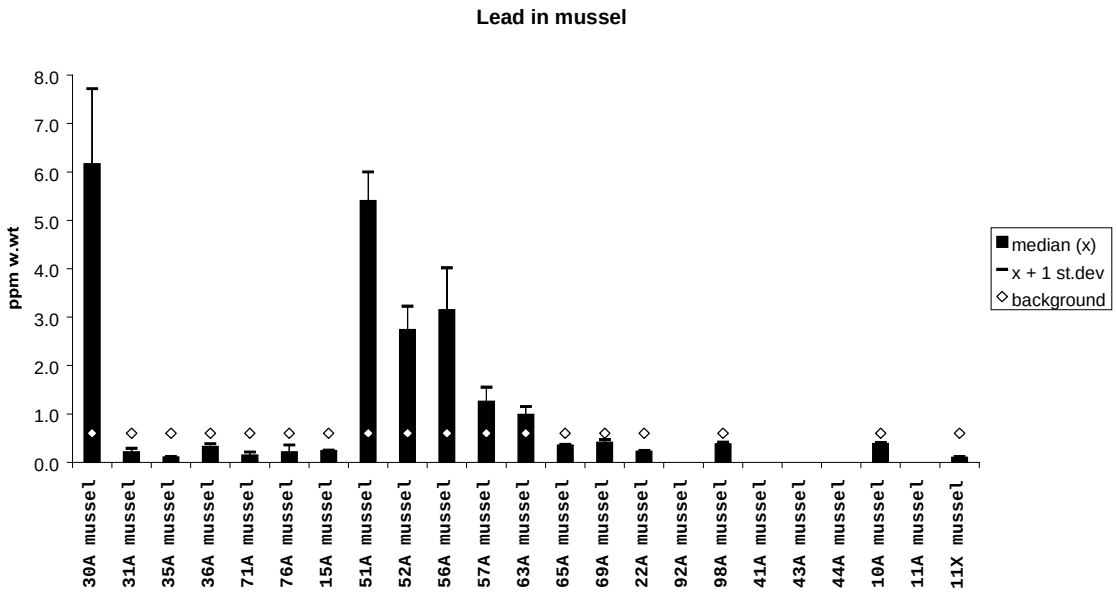


B

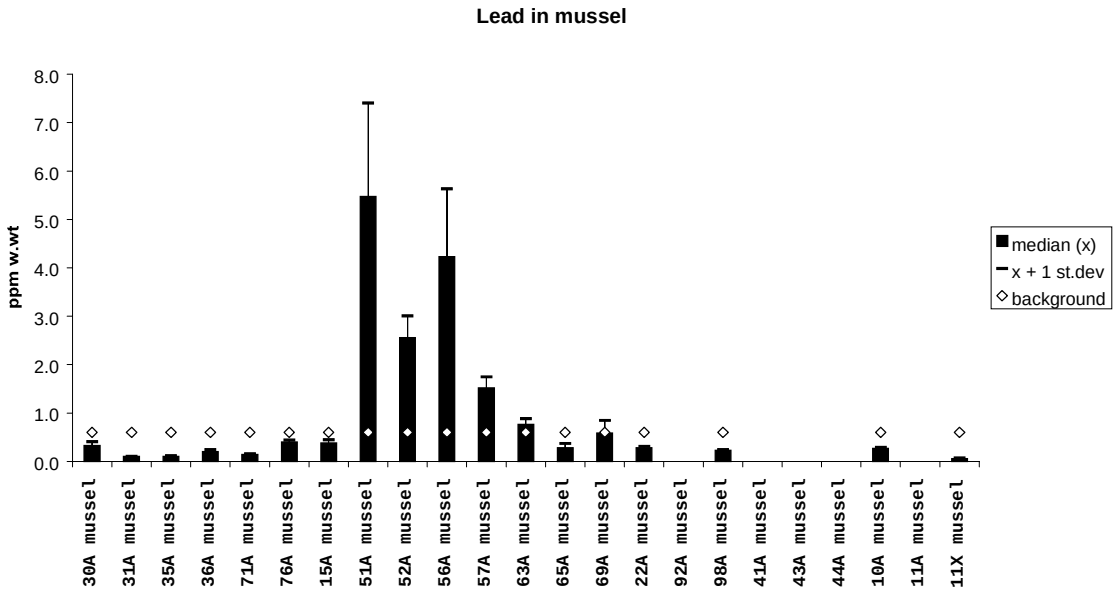


Figur 50. Medianer og median + standardavvik for kvikksølv i filet av fisk 1998 (A) og 1999 (B), samt antatt høyt bakgrunnsnivå, mg/kg våtvekt. Kfr kart i Vedlegg F.

A

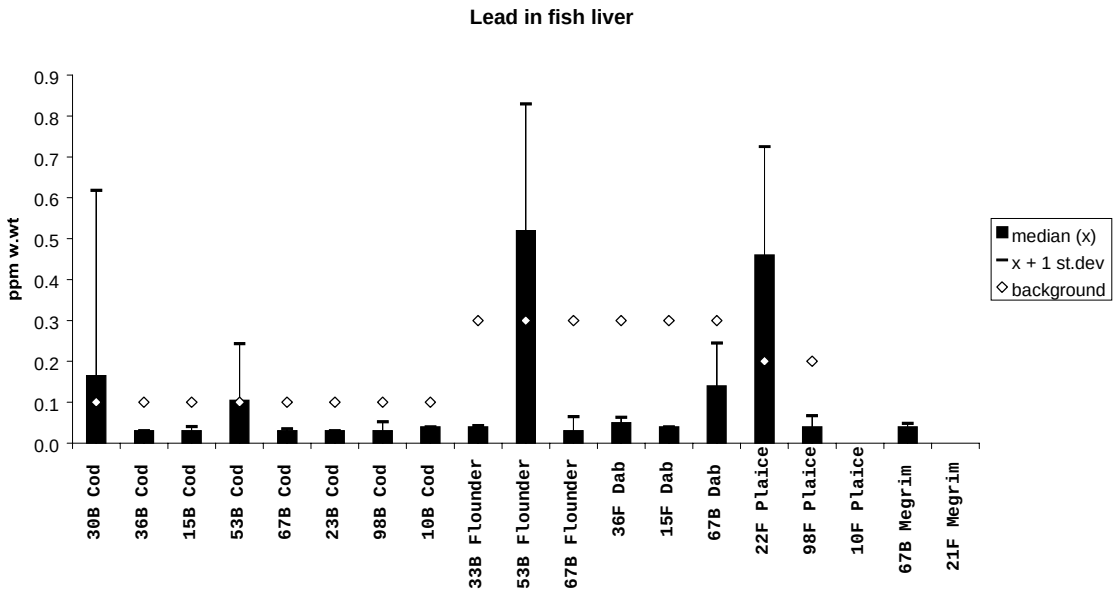


B

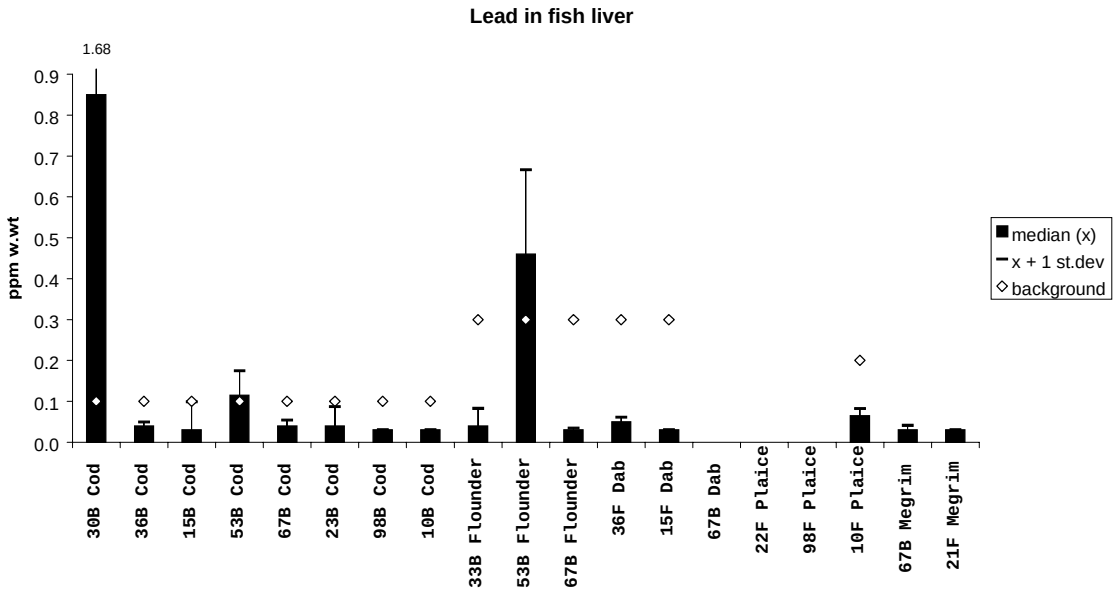


Figur 51. Medianer og median + standardavvik for bly i blåskjell 1998 (A) og 1999 (B), samt ca. Kl. I i SFTs klassifiseringssystem (omregnet fra tørrvektsbasis, "background" i forklaring av figurkoder), mg/kg våtvekt. Kfr. kart i Vedlegg F.

A

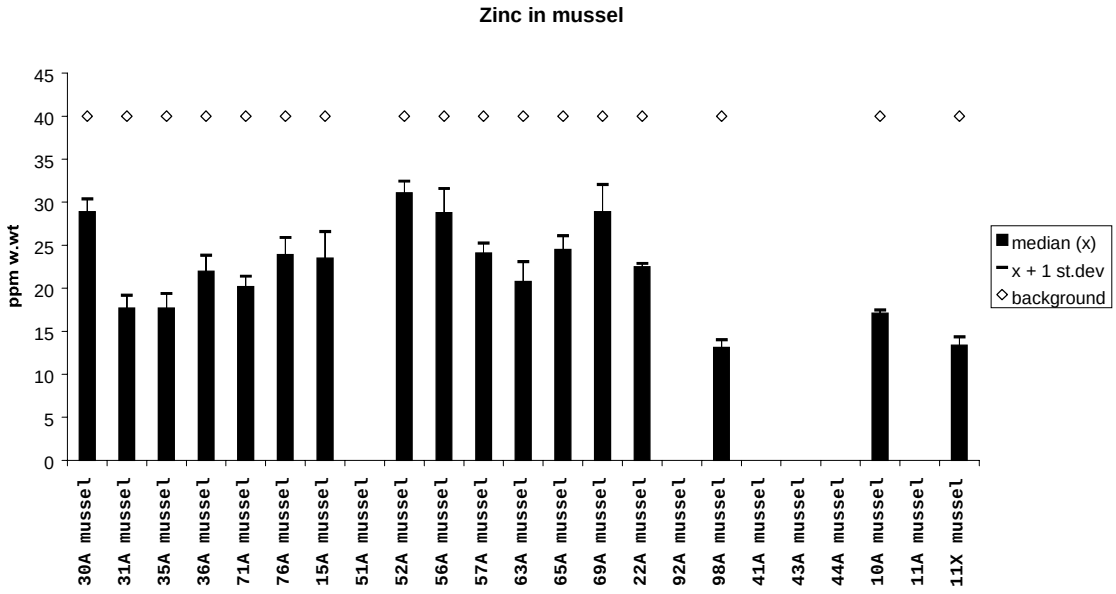


B

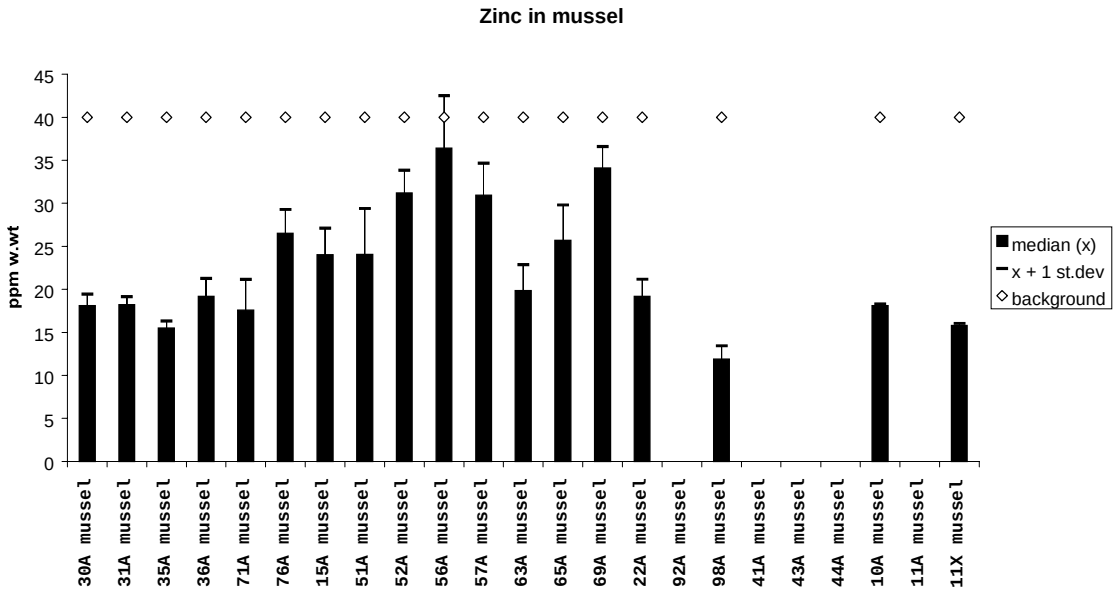


Figur 52. Medianer og median + standardavvik for bly i lever av fisk 1998 (A) og 1999 (B), samt antatt høyt bakgrunnsnivå, mg/kg våtvekt. Kfr kart i Vedlegg F.

A

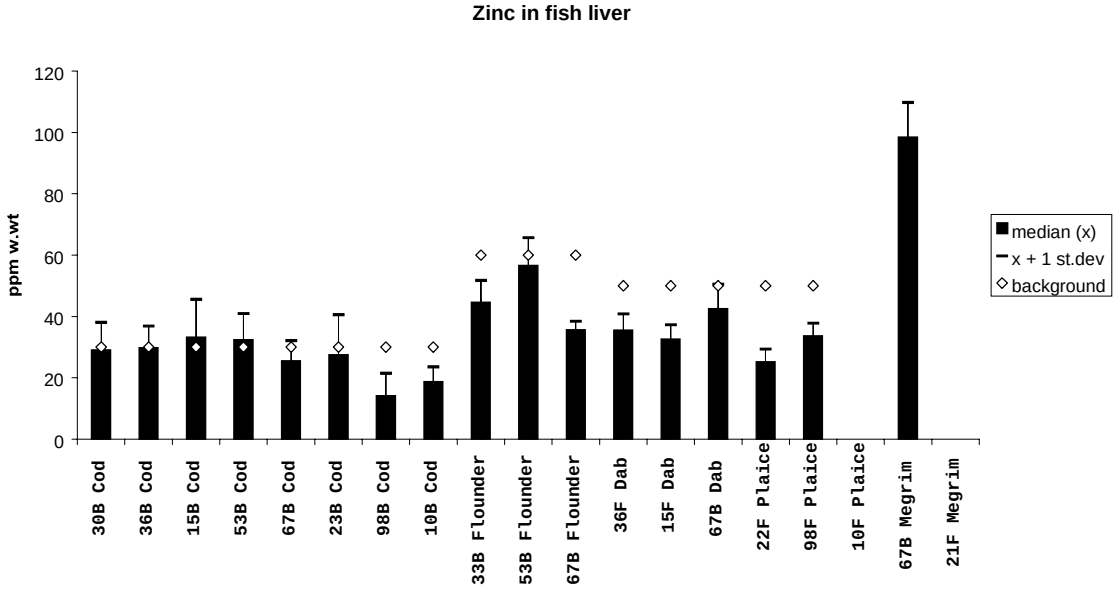


B

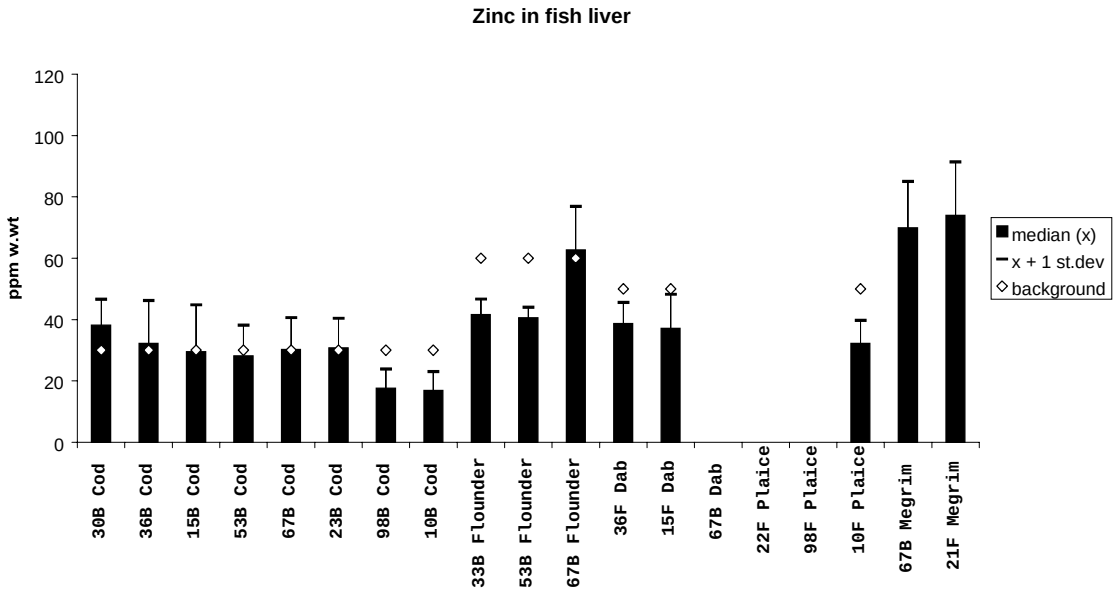


Figur 53. Medianer og median + standardavvik for sink i blåskjell 1998 (A) og 1999 (B), samt ca. Kl. I i SFTs klassifiseringssystem (omregnet fra tørrvektsbasis, "background" i forklaring av figurkoder), mg/kg våtvekt. Kfr. kart i Vedlegg F.

A

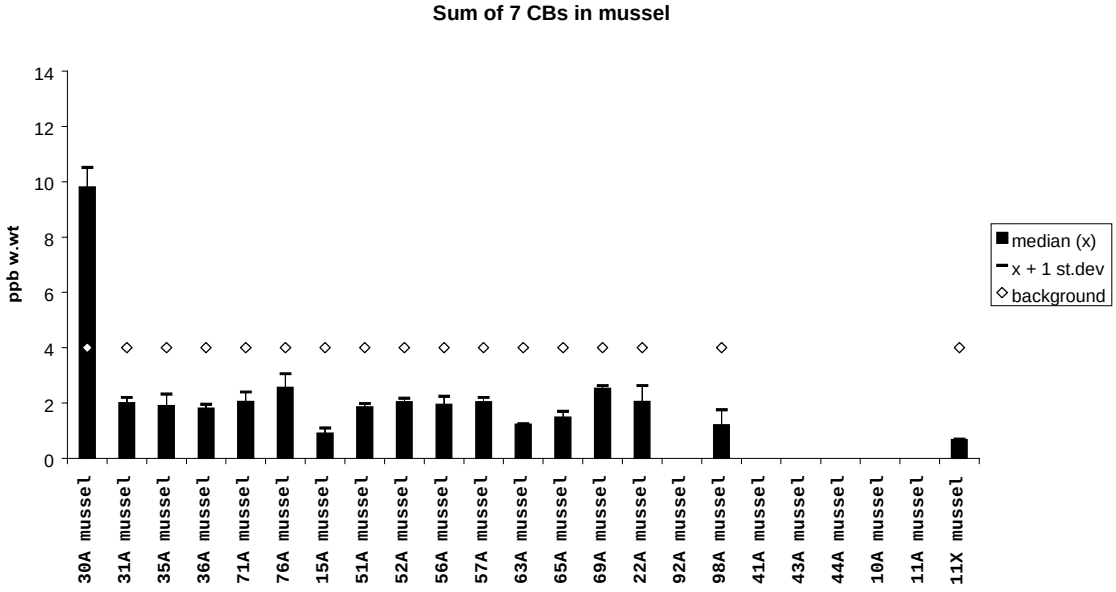


B

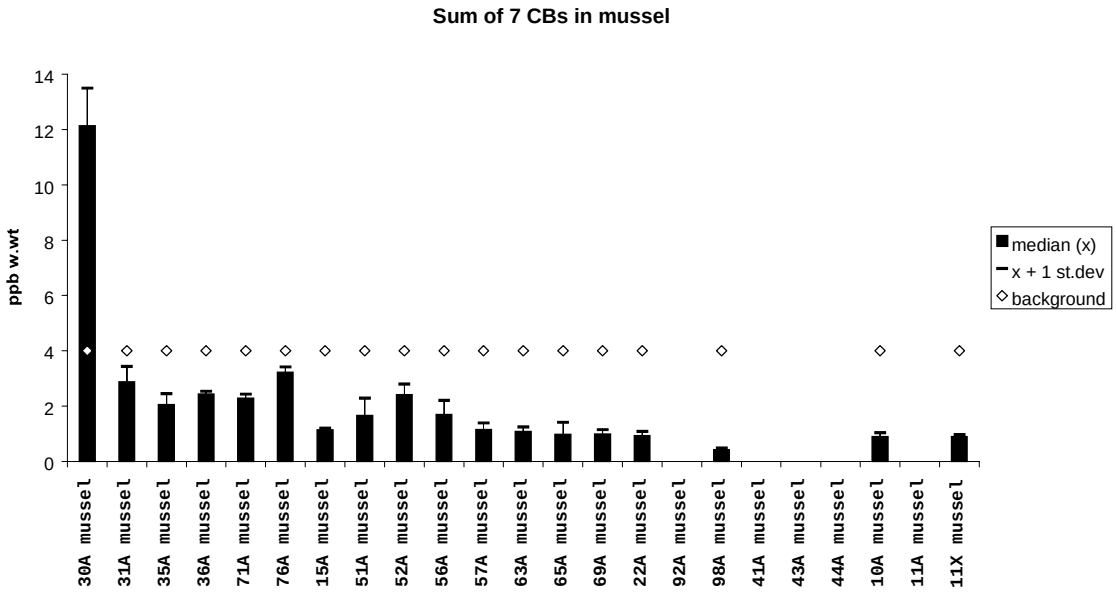


Figur 54. Medianer og median + standardavvik for sink i lever av fisk 1998 (A) og 1999 (B), samt antatt høyt bakgrunnsnivå, mg/kg våtvekt. Kfr kart i Vedlegg F.

A

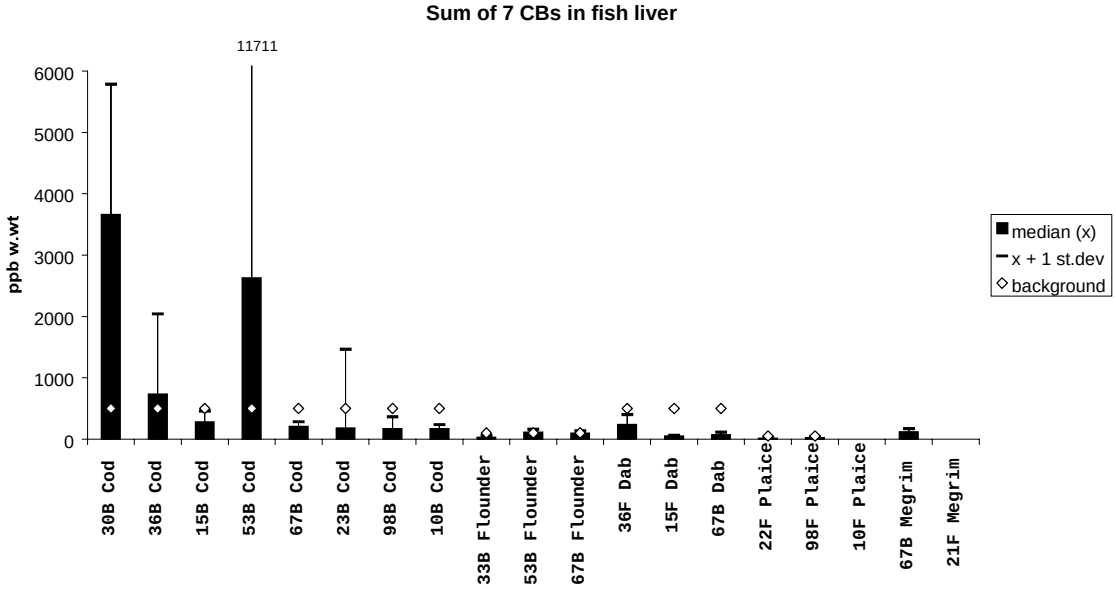


B

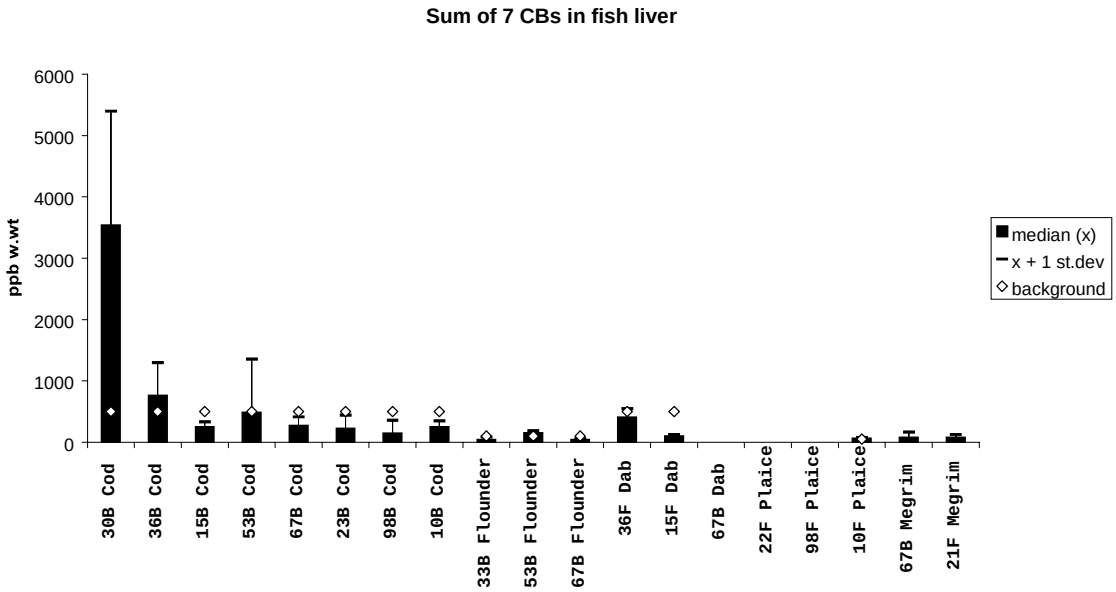


Figur 55. Medianer og median + standardavvik for sum PCB7 (CB-28, -52, 101, -118, -138, -153 og-180) i blåskjell 1998 (A) og 1999 (B), samt Kl. I i SFTs klassifiseringssystem ("background" i forklaring av figurkoder), µg/kg våtvekt. Kfr. kart i Vedlegg F

A

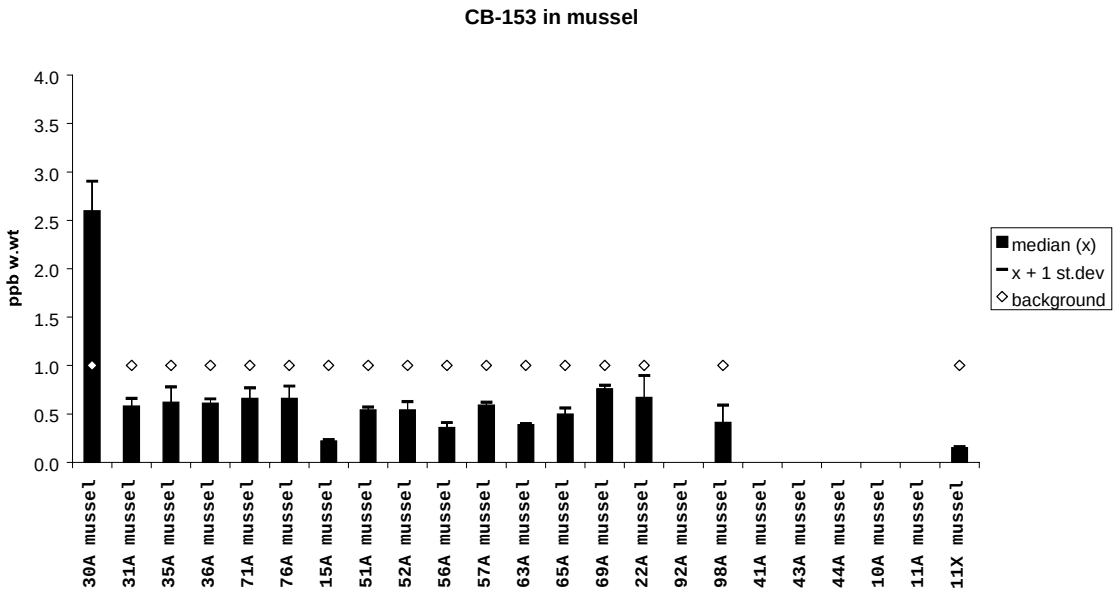


B

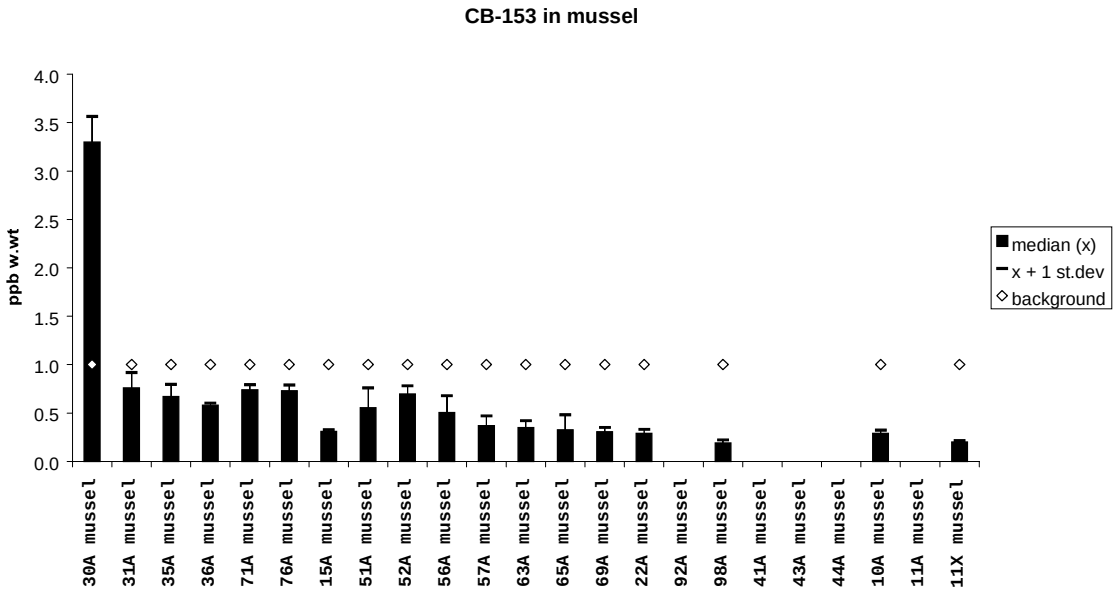


Figur 56. Medianer og median + standardavvik for sum PCB7 (CB-28, -52, 101, -118, -138, -153 og-180) i lever av fisk 1998 (A) og 1999 (B), samt Kl. I for torsk og antatt høye bakgrunnsnivåer for de øvrige arter, µg/kg våtvekt. Kfr. kart i Vedlegg F.

A

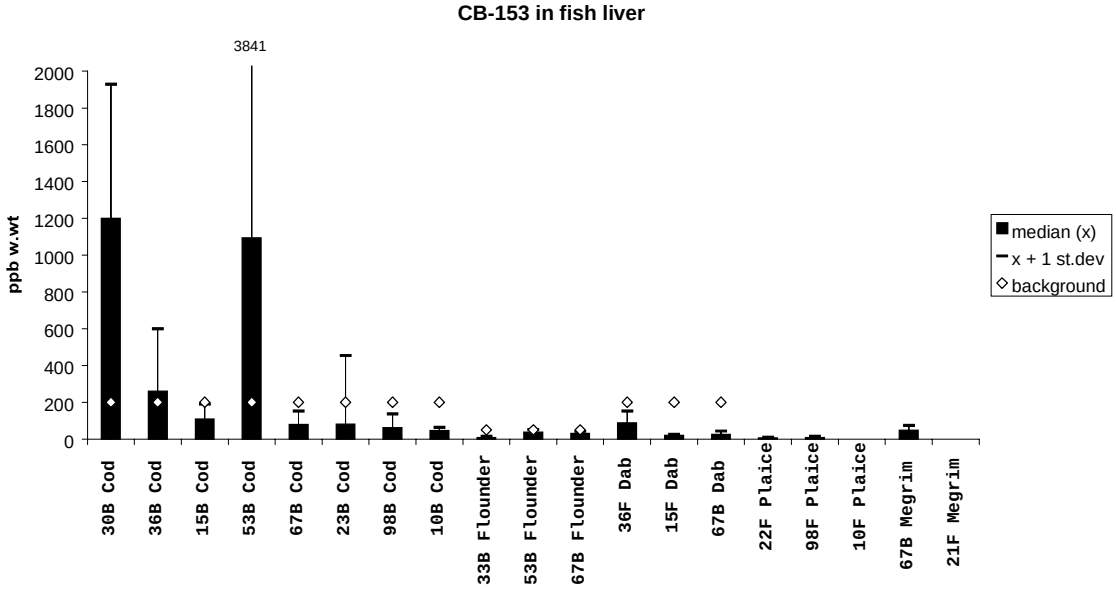


B

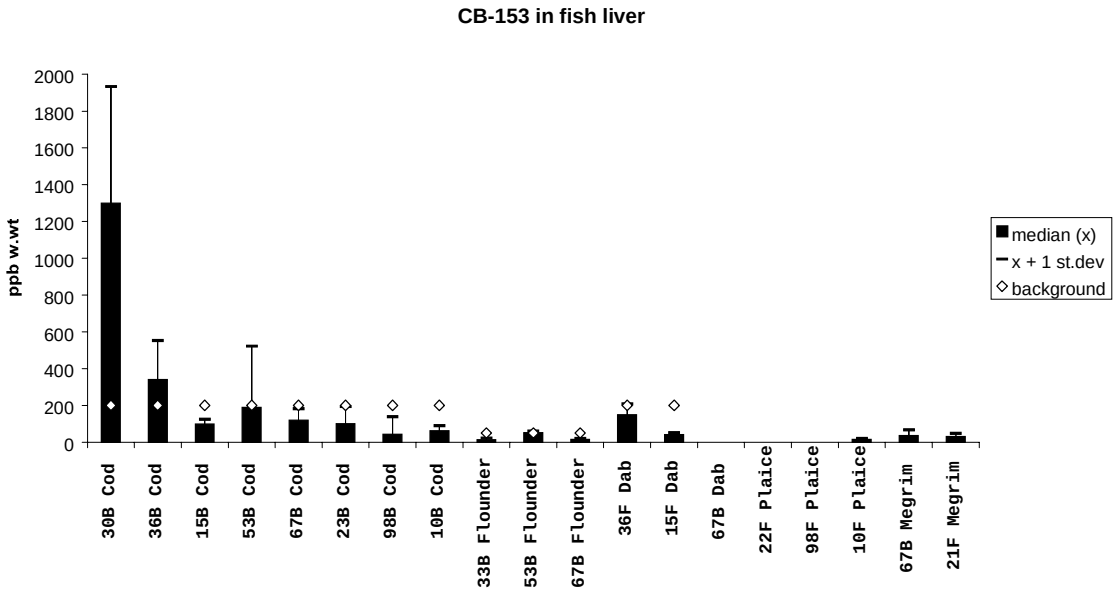


Figur 57. Medianer og median + standardavvik for CB153 i blåskjell 1998 (A) og 1999 (B), samt ca. høyt bakgrunnsnivå (25 % av sum PCB7), µg/kg våtvekt. Kfr. kart i Vedlegg F.

A

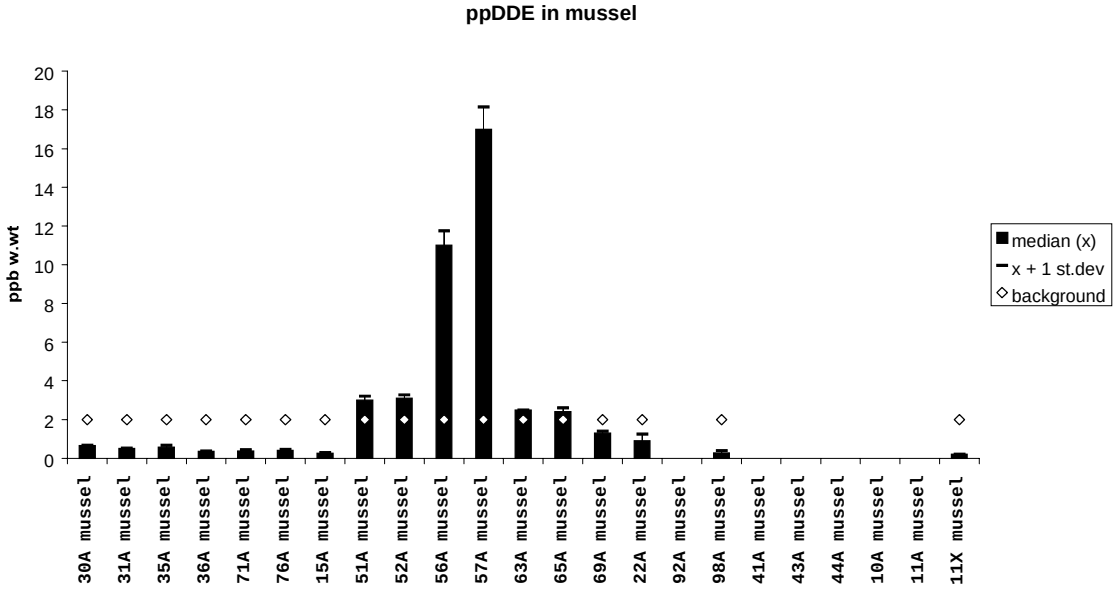


B

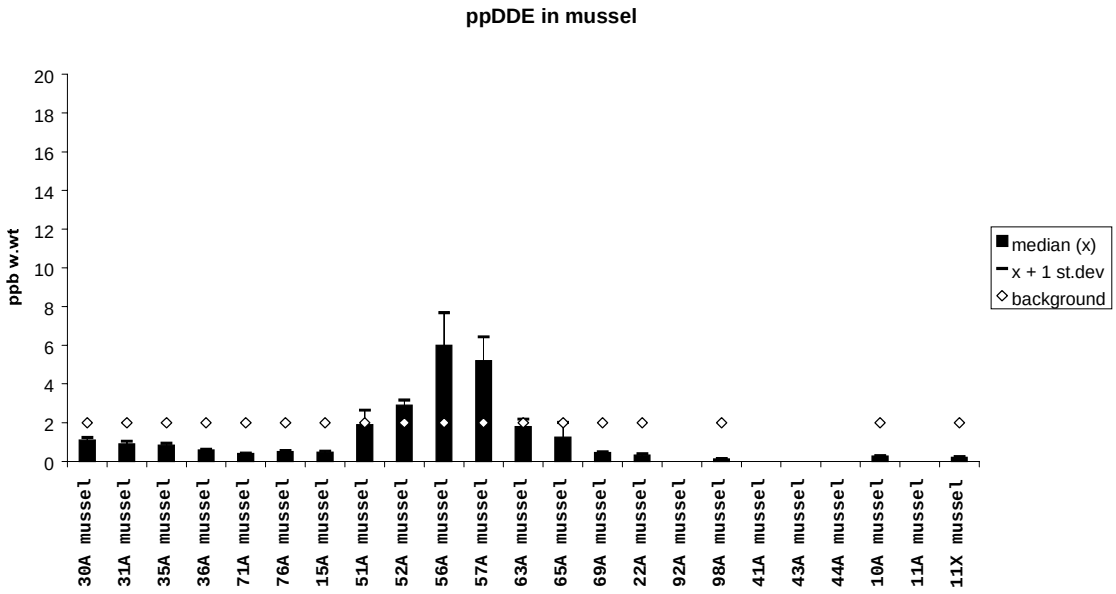


Figur 58. Medianer og median + standardavvik for CB-153 i lever av fisk 1998 (A) og 1999 (B), samt ca. høyt bakgrunnsnivå (40 % av sum PCB7), µg/kg våtvekt. Kfr. kart i Vedlegg F.

A

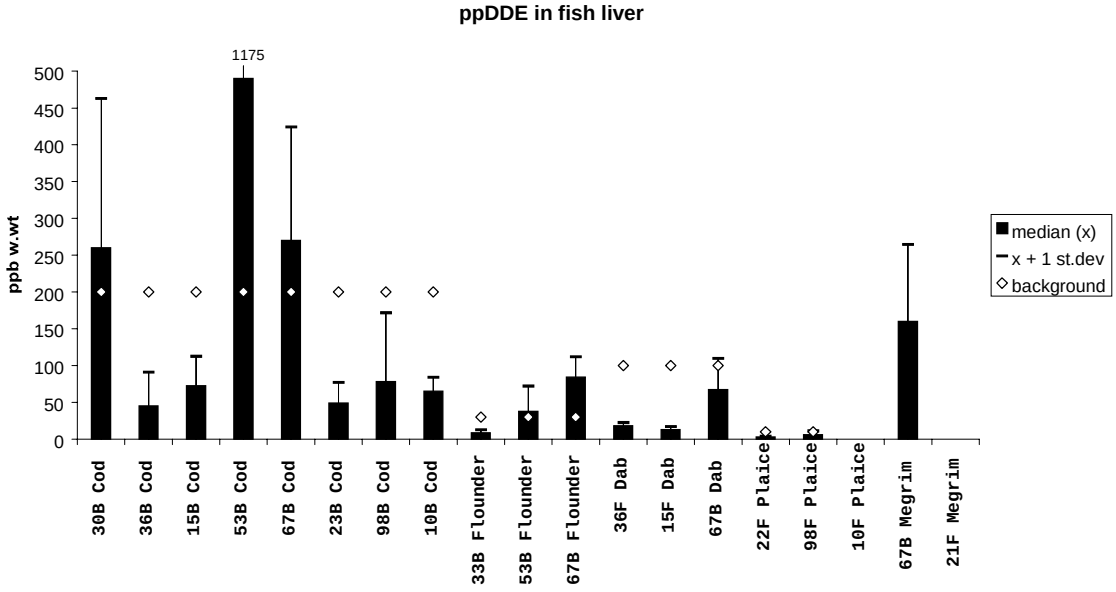


B

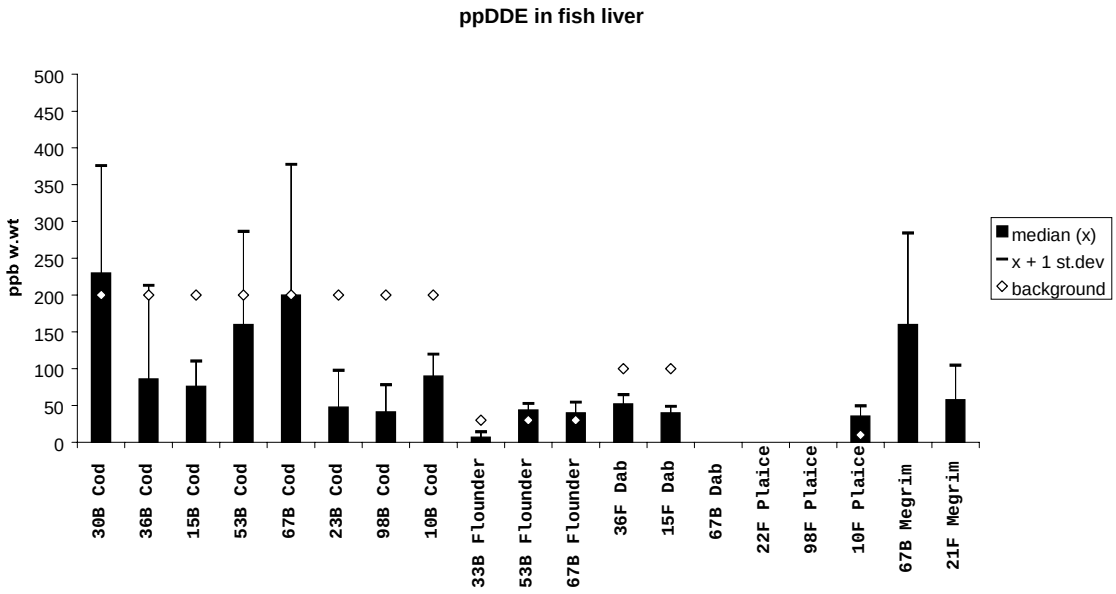


Figur 59. Medianer og median + standardavvik for ppDDE (DDEPP) i blåskjell 1998 (A) og 1999 (B), samt Kl. I for sum DDT i SFTs klassifiseringssystem, µg/kg våtvekt. Kfr. kart i Vedlegg F.

A

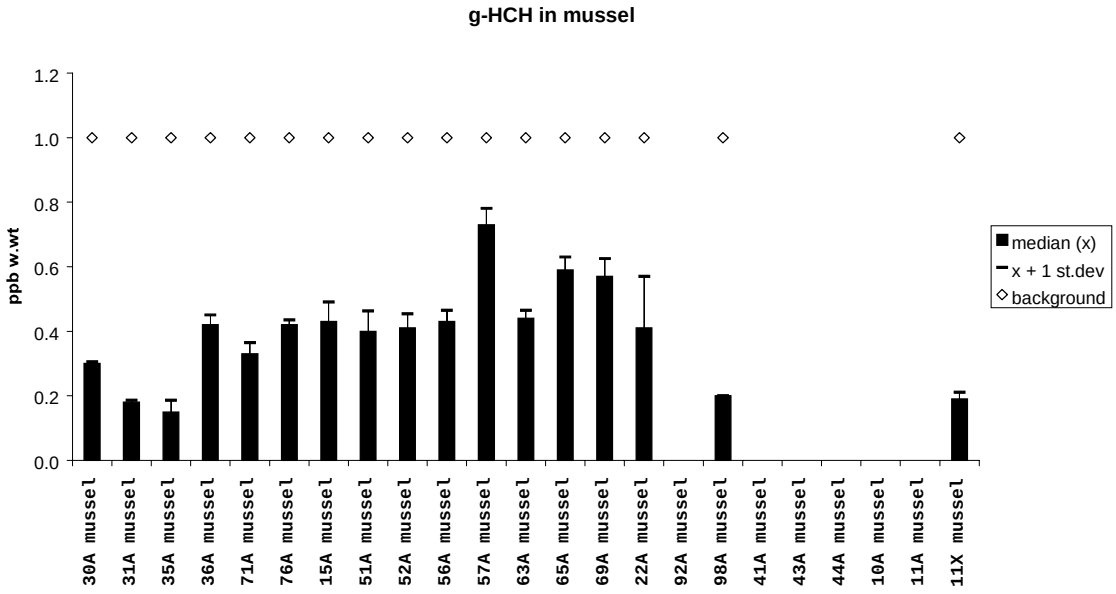


B

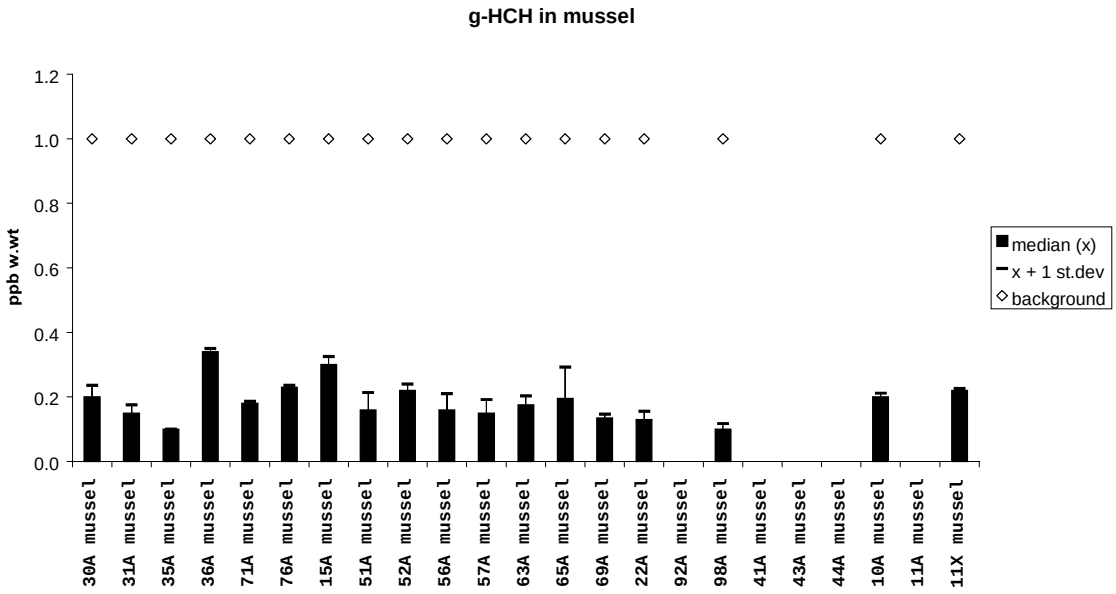


Figur 60. Medianer og median + standardavvik for ppDDE (DDEPP) i lever av fisk 1998 (A) og 1999 (B), samt Kl. I for sum DDT i torskelever og antatt høye bakgrunnsnivåer av DDE i de øvrige arter, µg/kg våtvekt. Kfr. kart i Vedlegg F.

A

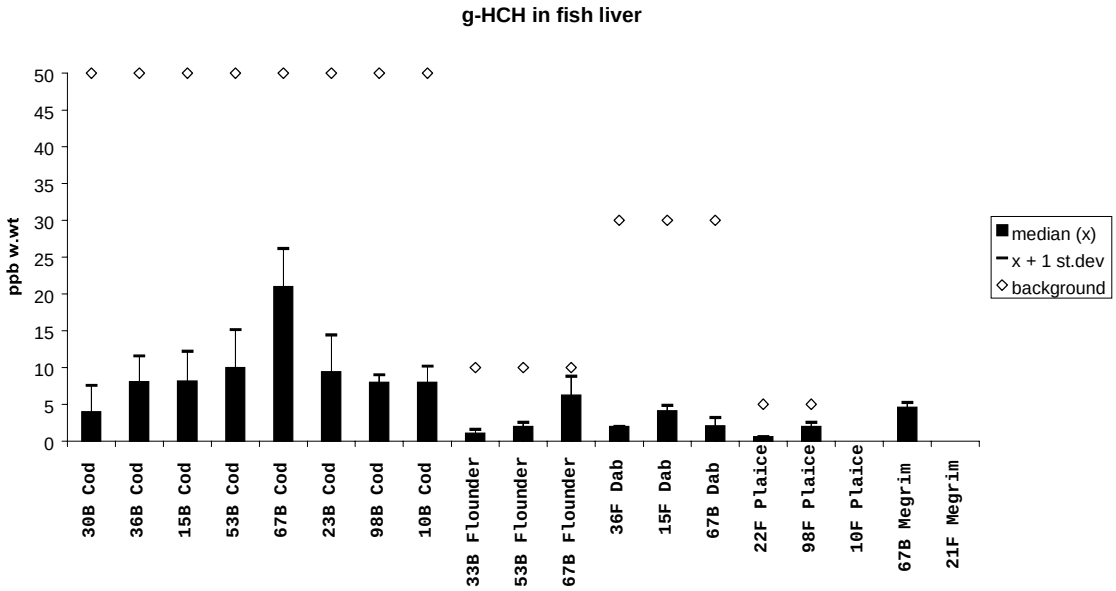


B

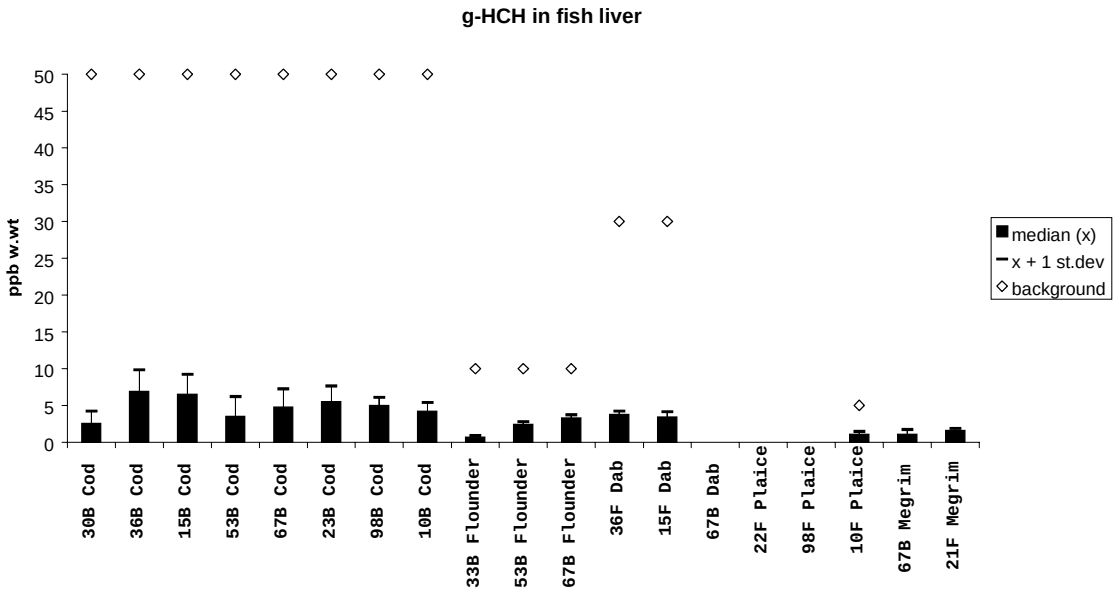


Figur 61. Medianer og median + standardavvik for γ-HCH i blåskjell 1998 (A) og 1999 (B), µg/kg våtvekt. Kfr. kart i Vedlegg F.

A

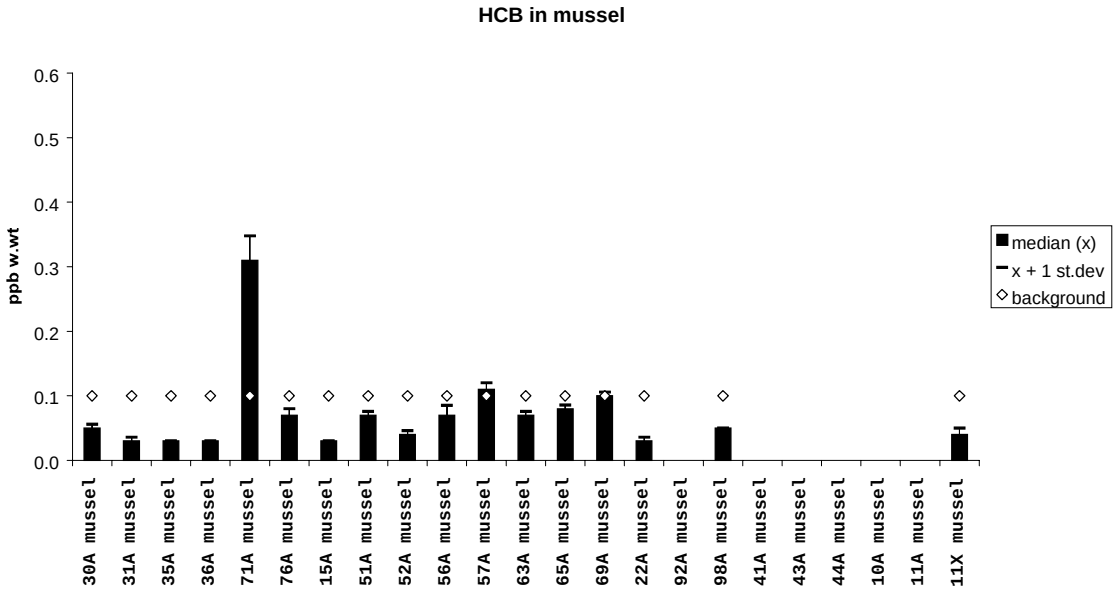


B

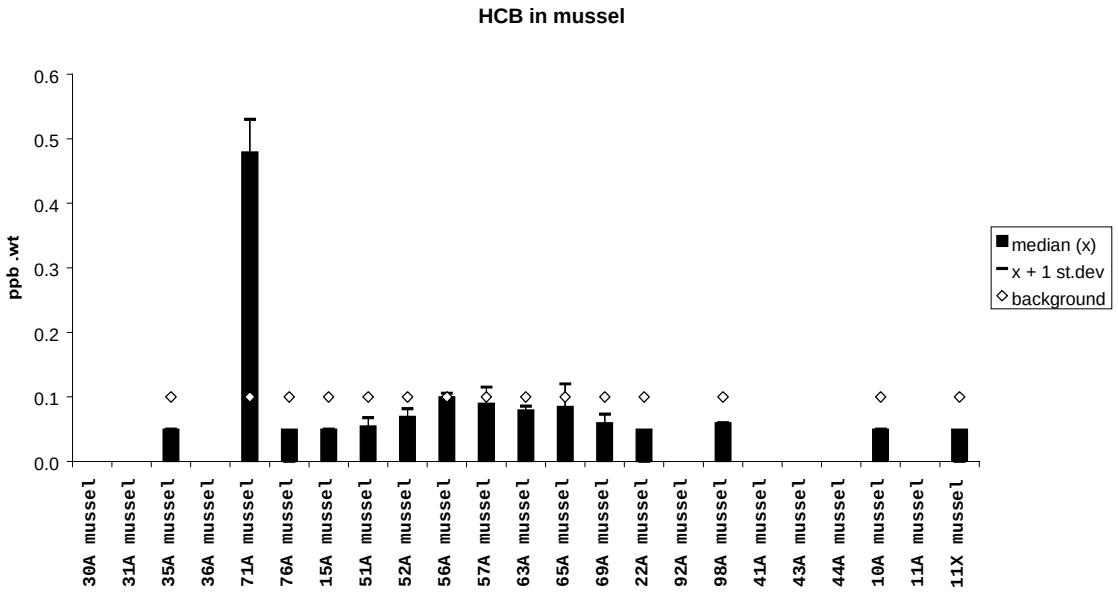


Figur 62. Medianer og median + standardavvik for γ-HCH (lindan)i lever av fisk 1998 (A) og 1999 (B), samt antatt høye bakgrunnsnivåer, µg/kg våtvekt. Kfr. kart i Vedlegg F.

A

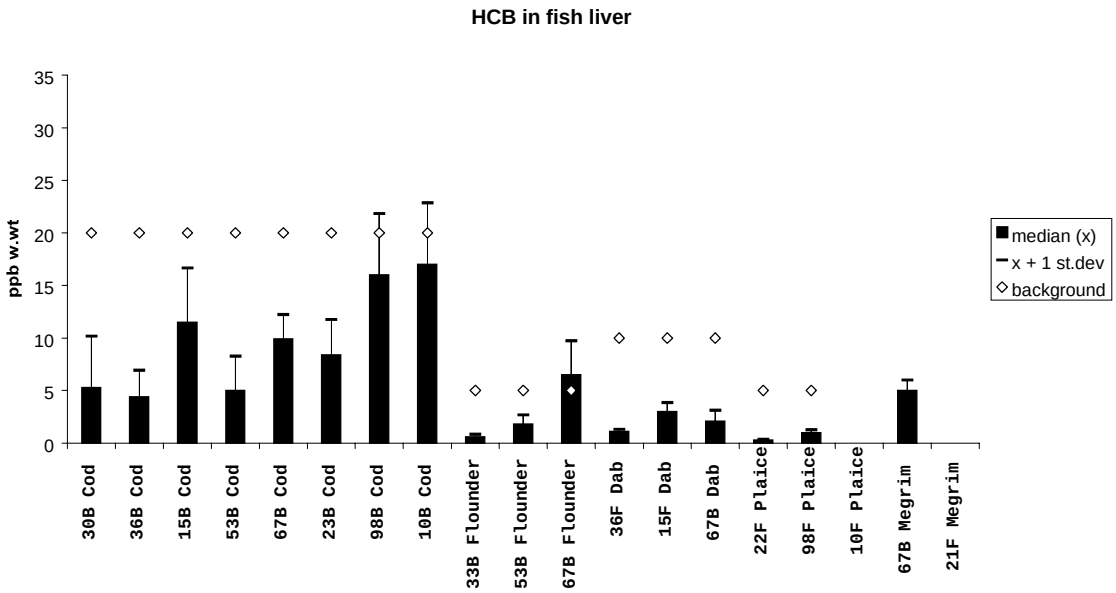


B

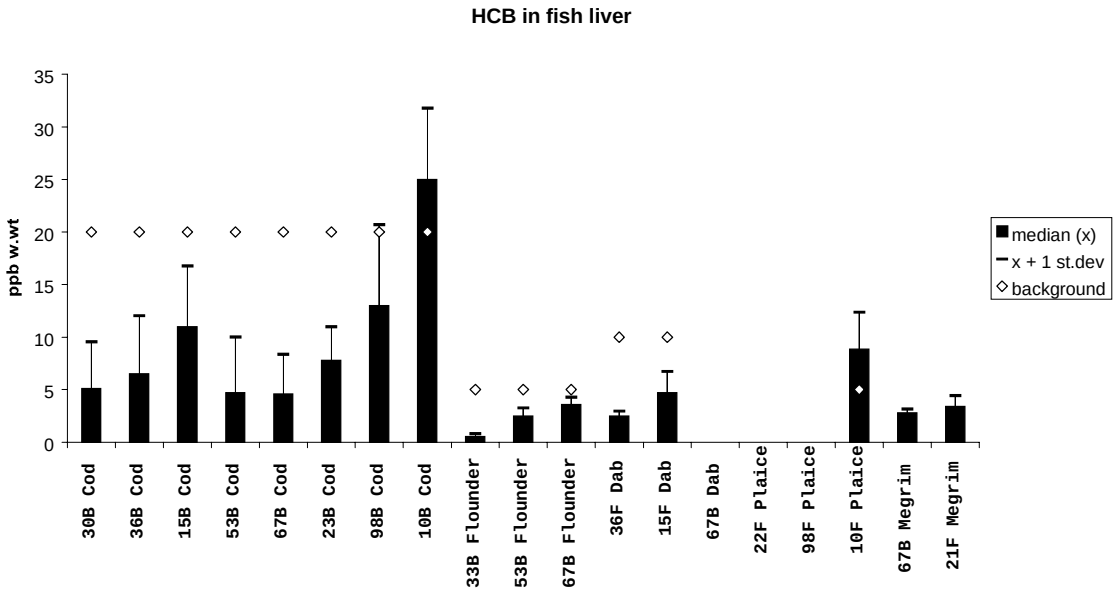


Figur 63. Medianer og median + standardavvik for HCB i blåskjell 1998 (A) og 1999 (B), samt Kl. I i SFTs klassifiseringssystem, µg/kg våtvekt. Kfr. kart i Vedlegg F.

A



B



Figur 64. Medianer og median + standardavvik for HCB i lever av fisk 1998 (A) og 1999 (B), samt Kl. I for torsk og antatt høye bakgrunnsnivåer for de øvrige arter, µg/kg våtvekt.
Kfr. kart i Vedlegg F.