

|   |   |  |   |   |
|---|---|--|---|---|
| <b>Hovedkontor</b><br>Postboks 173, Kjelsås<br>0411 Oslo<br>Telefon (47) 22 18 51 00<br>Telefax (47) 22 18 52 00<br>Internet: www.niva.no | <b>Sørlandsavdelingen</b><br>Televeien 3<br>4879 Grimstad<br>Telefon (47) 37 29 50 55<br>Telefax (47) 37 04 45 13 | <b>Østlandsavdelingen</b><br>Sandvikaveien 41<br>2312 Ottestad<br>Telefon (47) 62 57 64 00<br>Telefax (47) 62 57 66 53 | <b>Vestlandsavdelingen</b><br>Nordnesboder 5<br>5008 Bergen<br>Telefon (47) 55 30 22 50<br>Telefax (47) 55 30 22 51 | <b>Akvaplan-niva</b><br>9296 Tromsø<br>Telefon (47) 77 75 03 00<br>Telefax (47) 77 75 03 01 |
|---|---|--|---|---|

|   |  |                    |      |
|---|--|--------------------|------|
| Tittel<br><i>Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP).</i><br>"Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk og blåskjell basert på datamateriale fra 1990-1998<br><br>Statlig program for forurensningsovervåking.<br>Overvåkingsrapport nr. 820/01, TA-nr. 1798/2001 | Løpenr. (for bestilling)<br>4339-2001                | Dato<br>25-04-2001 |      |
|   | Prosjektnr. Undernr.<br>O-80106                      | Sider<br>145       | Pris |
| Forfatter(e)<br>Jon Knutzen<br>Norman W. Green  | Fagområde<br>Marin økologi                           | Distribusjon       |      |
|   | Geografisk område<br>Oslofjorden til Varangerfjorden | Trykket<br>NIVA    |      |

|   |                   |
|---|-------------------|
| Oppdragsgiver(e)<br>Statens Forurensningstilsyn | Oppdragsreferanse |
|---|-------------------|

**Sammendrag**

Formålene med foreliggende rapport har vært å sammenstille resultater fra referansestasjoner innen den norske delen av *Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP)*. På dette grunnlag skal man vurdere grensen for Kl. I ("lite eller ubetydelig forurenset") i SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet og foreslå referansenivåer for kombinasjoner av arter/vev og miljøgifter som ikke inngår i systemet. I en del tilfeller har jevnføringen av registreringene fra de bare diffust belastede referansestasjonene med Kl. I grensene ledet til forslag om at grensene senkes. Det er også gjort innledende statistisk analyse av sammenhenger mellom utvalgte miljøgifter og biologiske variable. Bl.a. er det funnet positive korrelasjoner mellom nivået av kvikksølv i filet og størrelse hos torsk og sandflyndre, svakt det samme for PCB i lever hos torsk, mens det er påvist manglende sammenheng mellom torskelevers innhold av PCB og fettprosent. Akkumuleringen av klororganiske stoffer er jevnført i arter fra samme sted/år og det er gjort en variansanalyse av indikatorartenes PCB-profil. Både kvantitativt (på fettbasis) og kvalitativt ble det påvist forskjeller. Det er ønskelig at man i fortsettelsen av JAMP sørger for å få et tilstrekkelig datamateriale til å få etablert referansenivåer også for dioksinlignende PCB i utvalgte arter/vev.

|  |  |
|--|--|
| Fire norske emneord<br>1. Miljøgifter<br>2. Organismer<br>3. Overvåking<br>4. Klassifisering | Fire engelske emneord<br>1. Contaminants<br>2. Organisms<br>3. Monitoring<br>4. Classification |
|--|--|



Prosjektleder  
Norman W. Green



Forsknings sjef  
Jens Skei

**O-80106**

**JOINT ASSESSMENT AND MONITORING PROGRAMME (JAMP)  
"BAKGRUNNSNIVÅER" AV MILJØGIFTER I FISK og BLÅSKJELL  
BASERT PÅ DATAMATERIALE FRA 1990-1998**

*(Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP)  
"Background" levels of some microplutants i fish and blue mussels based  
on data from 1990-1998)*

Oslo, 25. april 2001

## ***Forord***

*Foreliggende del av overvåkingen av miljøgifter i Norge har sin bakgrunn i Norges forpliktelser som traktatland i OSPAR-konvensjon med formålet å verne det marine miljø i nordøst Atlanteren mot forurensning fra dumping og landbasert kilder. OSPAR ble etablert i 1992 som en forening av Oslo kommisjonen etablert i 1972 og Paris kommisjonen etablert i 1974. 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 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 på referansestasjoner (bare diffust, ikke lokalt belastede) på en oversiktlig måte og benytte resultatene i arbeidet med å etablere referansenivåer for miljøgifter i organismer. Slike data er relevante bl.a. for revurdering av nåværende klasse I grenser innen SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann og videre utbygging av systemet.*

*Så langt er rimelig godt dokumenterte referansenivåer bare tilveiebragt for en del av stoff/art-kombinasjonene det er behov for ved bedømmelse av forurensningstilstand i norske fjorder og kystfarvann. Rapporten bygger på 1990-1998 data og tar utgangspunkt i en tilsvarende lignende studie basert på 1990-1993-data.*

*De personer/institutter som har vært involvert i dette arbeidet er listet i hovedrapporten (Green et al. in prep.) og vi takker for deres bidrag.*

*Oslo, 25 april 2001.*

*Norman W. Green  
Prosjektleder*



## Sammendrag og konklusjoner

- I De primære formål med rapporten har vært å
- Sammenstille hovedresultatene fra referansestasjonene innen den norske delen av JAMP på en oversiktlig måte
  - Anvende disse data til å vurdere nåværende Kl. I grenser i SFTs klassifiseringssystem ("antatt høye bakgrunnsnivåer").
  - Foreslå tilsvarende referansenivåer for variable som til nå ikke inngår i klassifiseringssystemet.

Med referansestasjoner menes lokaliteter som såvidt vites bare er diffust belastet med miljøgifter via atmosfærisk nedfall og havstrømmer, dvs. utenfor sporbar innflytelse av punktkilder.

Utgangspunktet for bedømmelsen av Kl. I grensene og forslagene til andre referansenivåer har i hovedsaken vært 90 prosentilene i datamaterialet. Til støtte for vurderingene er det gjort sammenligninger med andre norske og dessuten utenlandske observasjoner.

Miljøgiftene som dekkes begrenser seg i hovedsaken til de som inngår i JAMPs rutinemessige del, dvs. med årlige observasjoner: PCB ( $\Sigma\text{PCB}_7$ )<sup>1</sup>, nedbrytningsprodukter av DDT,  $\alpha$ - og  $\gamma$ -HCH, HCB og OCS, videre metallene kvikksølv, kadmium, bly, kobber og sink.

De benyttede indikatorartene har i første rekke vært torsk, sandflyndre og blåskjell, dertil flyndrefiskene: rødspette, skrubbe og lomre.

Det er også gjengitt resultatene av orienterende analyser av dioksiner, dioksinlignende (non-orto) PCB, bromerte flammehemmere, toksafen og klordaner i torskelever på fire prøvesteder og et mindre antall observasjoner av PAH og tinnorganiske forbindelser i blåskjell.

I tillegg til primærformålene er materialet benyttet til en del statistiske analyser av mulige sammenhenger mellom stoffnivåer og biologiske variable (lengde, vekt, fettinnhold) og jevnføring av artene mht. netto akkumuleringsegenskaper ved presumptivt samme belastning, samt en jevnføring av artenes PCB-mønstre.

- II Resultatene fra sammenstillingen av data er for rutinevariable av klororganiske stoffer gitt artsvis i kap. 3.1.1-3.1.7; for metaller i kap. 4.1-4.3.

Stort sett har resultatene bekreftet de referansenivåene (grensene for Kl. I) som har vært benyttet innen SFTs klassifiseringssystem for miljøgifter i fjorder og kystfarvann. Imidlertid er det for gruppen klororganiske stoffer foreslått følgende endringer (konsentrasjoner i  $\mu\text{g/kg}$  våtvekt):

---

<sup>1</sup> Forklaring av forkortelser i vedlegg B

- Torskelever/ $\Sigma$ DDT: Enten heve Kl. I grensen fra 200 til 300 eller fortrinnsvis å erstatte  $\Sigma$ DDT med p,p-DDE og beholde grensen på 200.
- Torskelever/ $\Sigma$ HCH: Senke grensen fra 50 til 30
- Torskelever/TEPCDD/PCDF: Senkning fra 0,015 til 0,01
- Torskefilet/ $\Sigma$ PCB7: Senkning fra 5 til 3
- Torskefilet/ $\Sigma$ HCH: Senkning fra 0,5 til 0,3
- Blåskjell/ $\Sigma$ PCB7: Senkning fra 4 til 3

I tillegg fremmes følgende foreløpige forslag til senkning av Kl. I grenser for klororganiske forbindelser i filet av skrubbe, (vesentlig med basis i observasjoner utenom JAMP,  $\mu$ g/kg våtvekt):

- $\Sigma$ PCB7: Senkning fra 5 til 3
- p,p-DDE: 1 (mot 2 for  $\Sigma$ DDT)
- $\Sigma$ HCH: Senkning fra 1 til 0,3
- HCB: Senkning fra 0,2 til 0,1

Vedrørende kvikksølv i fisk foreslås ingen endring i Kl. I grensen, heller ikke for de viktigste metallene (kvikksølv, kadmium, bly, sink og kobber) i blåskjell. Derimot bør det vurderes (spinkelt materiale) å sette ned Kl. I grensene for krom og nikkel i blåskjell, henholdsvis fra 3 til 2 og fra 5 til 3 mg/kg tørrvekt.

- III På bakgrunn av at det er ønskelig å kunne bruke flere arter av fisk som indikatorer på miljøgiftbelastningsarter enn de som er inkludert i klassifiseringssystemet (forskjellige akkumuleringsegenskaper, levesteder og praktisk tilgjengelighet) er det vurdert og delvis foreslått referanseverdier (tilsvarende Kl. I) for klororganiske stoffer i lever og filet av sandflyndre, lomre og rødspette (kap. 3.1.8); likeledes for kadmium og bly i lever av torsk (kap. 4.1.2).
- IV Kl. I grensene i SFTs klassifiseringssystem og andre referanseverdier er et verktøy for forvaltningen og vesentlig ment som utgangspunkt for formidling av enkel informasjon om forurensningstilstand. Referanseverdiene spenne over den betydelige variasjon i akkumuleringen av miljøgifter som skyldes en rekke naturbetingede faktorer, og bør derfor brukes med tillegg av et skjønn på slike variasjoner. Med dette for øyet har materialet fra referansestasjonene vært gjenstand for en del statistiske analyser (kfr. nærmere i Vedlegg E, Vedlegg F og Vedlegg G) der det bl.a. er funnet:
- Svak, men signifikant positiv sammenheng mellom  $\Sigma$ PCB7 og lengde/vekt hos torsk.
  - Svak negativ sammenheng mellom  $\Sigma$ PCB7 og lengde/vekt hos sandflyndre.
  - Høyere grad av akkumulering på fettbasis av  $\Sigma$ PCB7, p,p-DDE og HCB i lever av torsk enn i lever av rødspette fra samme stasjoner og år. Det samme gjelder for torsk jevnført med sandflyndre, mens det for torsk versus lomre og mellom flyndrefiskartene parvis ikke ble funnet noen forskjell (forbehold om sparsomt datamateriale).
  - Avvikende PCB-profil i blåskjell sammenlignet med fisk (relativt mer av CB28, CB52 og CB101 i skjell).
  - Signifikante nyanseforskjeller i PCB-profilene hos torsk, sandflyndre, rødspette og lomre; spesielt ved et relativt større bidrag fra CB52 og CB101 til  $\Sigma$ PCB7 i torsk enn hos alle flyndreartene. (I både blåskjell og alle artene av fisk var det høyest konsentrasjon av de mest bestandige komponentene CB153 og dernest CB138).

- V For overhodet å kunne gi noen tilnærmet konkret vurdering av tilstand og utvikling med hensyn til det marine miljøets sunnhet, samt helsemessig risiko ved å spise sjømat (kfr. JAMPs formål), fremtrer det som ubetinget nødvendig å få frem referansedata for summen av toksistetsekvivalenter (TE) fra PCBer med dioksinlignende effekt. Man kan også redusere omkostningene ved senere overvåking ved å framskaffe statistisk pålitelige sammenhenger mellom rutinemessig analyserte PCB og sum  $TE_{PCB}$ . Dette er oppgaver som ligger vel til rette for JAMP, men som hittil ikke er blitt utført.

Videre fremtrer det som viktig i fortsettelsen av JAMP at man får tilstrekkelig med observasjoner av dioksiner, andre stoffgrupper enn PCB som har dioksinlignende egenskaper og bromerte flammehemmere, samt i det minste sonderende undersøkelser av flere andre stoffer/stoffgruppers forekomst i JAMP-indikatorer, herunder særlig tinnorganiske forbindelser, der det mangler referansedata både i blåskjell og fisk.





## Summary and conclusions

I The primary aims of this report have been to:

- Present the main results from "reference" stations in the Norwegian contribution to the Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP) of the Oslo and Paris Commissions (OSPAR)
- Assess these data in relation to Class I ("good") in the Norwegian Pollution Control Authority's (SFT) Environmental Classification System for fjords and coastal waters
- Recommend corresponding reference concentrations for contaminants which are not included in the classification system.

(In this respect "reference stations" refer to localities which are only diffusely contaminated by atmospheric deposition or from ocean currents; i.e. not traceable to known point sources.)

Evaluation of Class I and other reference concentrations has been largely based on 90 percentiles of the data. The results were also assessed against relevant national and international investigations.

The choice of contaminants has been limited to those included in JAMP's routine monitoring, i.e. annual observations of: PCB ( $\Sigma\text{PCB}_7$ )<sup>1</sup>, metabolites of DDT,  $\alpha$ - and  $\beta$ -HCH, HCB and OCS, and the metals mercury, cadmium, lead, copper and zinc.

The choice of indicator species has also been limited to those included in JAMP's routine monitoring, i.e.: primarily Atlantic cod, dab and blue mussel, but also plaice, flounder and lemon sole.

Also discussed are some introductory investigations of dioxins, dioxin-like (non-ortho) PCB, brominated flame retardants, Toxaphene, and chlordanes in cod liver from four stations and the results for PAH and organotin in mussels from a few stations.

In addition to the primary aims, statistical analyses were employed to study possible correlations between contaminant concentrations and some biological variables (length, weight, fat content). Differences in PCB profiles between species with the same presumed exposure have also been investigated.

II Aggregated data are presented and discussed in chapter 3.1 (routinely monitored organochlorines) and chapter 4 (metals).

---

<sup>1</sup> Forklaring av forkortelser i vedlegg B

Generally, the results confirm the reference concentrations (i.e., upper limit for Class I) in SFT's classification system for environmental quality (SFT: Norwegian Pollution Control Authority). However the following revisions are recommended (concentrations in µg/kg wet weight):

- Cod liver - ΣDDT: Either increase limit from 200 to 300 or preferably replace ΣDDT with p,p-DDE and keep the limit at 200
- Cod liver - ΣHCH: Decrease limit from 50 to 30.
- Cod liver - TEPCDD/PCDF: Decrease limit from 0,015 to 0,01
- Cod fillet - ΣPCB7: Decrease limit from 5 to 3
- Cod fillet - ΣHCH: Decrease limit from 0,5 to 0,3
- Blue mussel - ΣPCB7: Decrease limit from 4 to 3

Mostly based on data from other studies the following decreases for Cl. I in fillet of flounder are suggested (µg/kg w.w.):

- ΣPCB7: from 5 to 3.
- From 2 for ΣDDT to 1 for p,p-DDE

No changes in the Class limits are recommended for mercury in fish fillet (1 mg/kg w.w.) or mercury, cadmium, lead, zinc and copper in mussels (in the same order 0,2; 2; 3; 200 and 10 mg/kg d.w.). However, for chromium and nickel in mussels limits should be decreased from 3 to 2 and from 5 to 3 mg/kg d.w., respectively.

Further, reference values for organochlorines are indicated for fillet and liver of fish species not included in the classification system (dab, plaice, lemon sole, cf. Tabell 15) and for lead and cadmium in liver of cod.

III Significant results from the statistical analyses show (cf. the annexes Vedlegg E, Vedlegg F and Vedlegg G):

- Weak but significant positive correlation between ΣPCB7 and length/weight of cod
- Weak negative correlation between ΣPCB7 and length/weight of dab
- A higher accumulation of ΣPCB7, p,p-DDE and HCB in cod liver than in both dab and plaice liver for fish assumed to have approximately the same exposure (i.e., caught the same years and at the same stations). With reservations for the low number of samples (n<11) the results did not indicate any difference among dab, plaice or lemon sole for these contaminants
- The PCB profile for mussels was different from fish in that relatively higher concentrations of CB28, CB52 and CB101 and lower CB153 and CB180 were found in mussels
- Slight interspecific differences in PCB profile were found among cod, dab, plaice and lemon sole. This was evident for the relative contribution of CB52 and CB101 that was larger in cod than the flatfish. (In both the mussels and the fish species CB153 and secondarily CB138 contributed most to ΣPCB<sub>7</sub>.)

- IV In order to adequately assess levels and trends of contaminant pollution with respect to the health of the marine environment and, further, provide some grounds for risk assessment for consumption of seafood, it is necessary to establish reference values toxicity equivalents (TE) for PCBs with dioxin-like effects and appropriate correlation between routinely monitored PCBs and  $\Sigma TE_{PCB}$ . This is a well suited task for JAMP, but has yet to be incorporated

It is also important that JAMP incorporate a suitable programme for monitoring dioxins, other groups than PCB which have dioxin-like characteristics, and brominated flame retardants, together with at least introductory studies of other contaminant-groups, especially organotins for which reference concentrations are lacking for mussels and fish.



# Innhold

|  |           |
|--|-----------|
| <b>Sammendrag og konklusjoner</b>  | <b>i</b>  |
| <b>Summary and conclusions</b>   | <b>v</b>  |
| <b>1. BAKGRUNN OG FORMÅL</b>   | <b>1</b>  |
| <b>2. MATERIALE OG METODER</b>   | <b>3</b>  |
| 2.1 Undersøkellesområdet, dokumentasjon av data og utvalg av referansestasjoner  | 3         |
| 2.2 Feltarbeid og opparbeidelse av prøver  | 5         |
| 2.3 Kjemiske analyser  | 6         |
| 2.4 Bearbeidelse   | 7         |
| 2.5 Rapporteringsopplegg   | 8         |
| <b>3. KLOR-/BROMORGANISKE STOFFER</b>  | <b>9</b>  |
| 3.1 Rutinevariable (PCB, DDE/DDD, HCH, HCB, OCS)   | 9         |
| 3.1.1 Torsk ( <i>Gadus morhua</i> )  | 9         |
| 3.1.1.1 PCB  | 10        |
| 3.1.1.2 Øvrige klororganiske forbindelser  | 14        |
| 3.1.2 Sandflyndre ( <i>Limanda limanda</i> )   | 17        |
| 3.1.3 Rødspette ( <i>Pleuronectes platessa</i> )   | 20        |
| 3.1.4 Lomre ( <i>Microstomus kitt</i> )  | 22        |
| 3.1.5 Skrubbe ( <i>Platichthys flesus</i> )  | 24        |
| 3.1.6 Blåskjell ( <i>Mytilus edulis</i> )  | 25        |
| 3.1.7 Reke ( <i>Pandalus borealis</i> )  | 29        |
| 3.1.8 Oppsummering av forslag til referansenivåer for klororganiske stoffer  | 30        |
| 3.1.9 Jevnføring av artenes innhold av klororganiske stoffer og PCB-profiler   | 31        |
| 3.2 Ikke rutinemessig analyserte klor-/bromorganiske stoffer   | 35        |
| 3.2.1 Polyklorete dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD), dioksinlignende PCB og PCN (polyklorete naftalener). | 35        |
| 3.2.2 Toksafen   | 37        |
| 3.2.3 Bromerte flammehemmere   | 38        |
| 3.2.4 Klordaner og DDT-gruppen   | 39        |
| 3.2.5 Ekstraherbart organisk bundet klor og brom   | 40        |
| <b>4. METALLER</b>   | <b>42</b> |
| 4.1 Fisk   | 42        |
| 4.1.1 Kvikksølv i filet  | 42        |
| 4.1.2 Kadmium, bly, sink og kobber i lever   | 47        |
| 4.2 Blåskjell  | 50        |
| 4.3 Reker  | 52        |

|  |            |
|--|------------|
| <b>5. PAH I BLÅSKJELL</b>  | <b>53</b>  |
| <b>6. TINNORGANISKE FORBINDELSER</b>   | <b>55</b>  |
| <b>7. VIDERE BEHOV FOR REFERANSENIVÅER</b>   | <b>56</b>  |
| <b>8. REFERANSER</b>   | <b>57</b>  |
| <b>Vedlegg A Utdrag fra SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann</b>  | <b>65</b>  |
| <b>Vedlegg B Forkortelser</b>  | <b>69</b>  |
| <b>Vedlegg C Stasjonsoversikt med posisjonsangivelser</b>  | <b>79</b>  |
| <b>Vedlegg D Kart over stasjoner</b>   | <b>85</b>  |
| <b>Vedlegg E Statistisk analyse av relasjoner mellom <math>\Sigma\text{PCB}_7</math> og lengde, vekt og fett 1990-1998</b>                         | <b>101</b> |
| <b>Vedlegg F Statistisk analyse av forskjell mellom arter mht. PCB-kongeneres prosentvise bidrag til <math>\Sigma\text{PCB}_7</math> 1990-1998</b> | <b>109</b> |
| <b>Vedlegg G Statistisk analyse av metallenes relasjoner til lengde, vekt og fett samt innbyrdes 1990-1998</b>                                     | <b>119</b> |

# 1. BAKGRUNN OG FORMÅL

Oslo-Paris konvensjon (OSPAR) ble etablert i 1992 med formålet å verne det marine miljø mot forurensning og dekker både dumping og utslipp fra land til Nord-Atlanteren. 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 (Green *et al.* 2001a):

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

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

**Tabell 1.** Emner innen JAMP som er relatert til foreliggende rapport (kfr. SIME 1997, Annex 11). *JAMP tasks related to the present repor.*

| Emne                                 | JAMP emnenr. | Spørsmål  |
|--------------------------------------|--------------|---|
| Hg, Cd and Pb                        | 1.2          | Hvilke konsentrasjoner finnes i sediment og biologisk materiale?                |
| PAH                                  | 1.10         | Hvilke konsentrasjoner finnes i det marine miljø?                               |
| Klorerte dioksiner og dibenzofuraner | 1.15         | Hvilke konsentrasjoner finnes og er evt. miljørettede tiltak blitt gjennomført? |

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

**Hovedformålet her har vært å gi en fremstilling av resultater 1990-1998 vedrørende miljøgifter i organismer fra referansestasjoner**, dvs. lokaliteter som befinner seg på åpen kyst eller langt fra lokal forurensende virksomhet (industri, større tettsteder, klart påvirkede vassdrag).

Det forurensningsnivå man finner i indikatorarter samlet i slike områder regnes som fremkommet ved bare diffus belastning, dvs. utenfor sporbar innflytelse fra identifiserbare punktkilder, og betegnes "antatt høyt bakgrunnsnivå" eller bare "bakgrunnsnivå" eller "referansenivå". Disse størrelsen har en funksjon som basis for å kvantifisere grader av kontaminering utover det som forårsakes av langtransport (atmosfærisk nedfall og havstrømmmer) og inngår i stor grad som Kl. I i SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Molvær *et al.*, 1997, Vedlegg A).

Fordi artene har noe forskjellig utbredelse, forekomst/tilgjengelighet og akkumuleringsegenskaper, er det ønskelig med referansenivåer også for arter som ikke omfattes av klassifiseringssystemet.

Naturvitenskapelig sett er "antatt høyt bakgrunnsnivå" et tvilsomt begrep. For det første betegner "bakgrunnsnivå" naturtilstanden, som ikke lenger eksisterer når det gjelder tungt nedbrytbare menneskeskapte stoffer, knapt heller for metaller og organiske forbrenningsprodukter der menneskelig virksomhet gir det dominerende bidrag til ellers naturlige stoffkretsløp. Verre fra en praktisk synsvinkel er at det "diffuse bakgrunnsnivået" varierer regionalt og dessuten over tid. Med så lang kystlinje som Norge har, vil dette forhold kunne gi utslag. Imidlertid er "antatt høyt bakgrunnsnivå" ikke ment som annet enn et forvaltingsrettet begrep med to hovedfunksjoner:

- Basis for summarisk beskrivelse av forurensningstilstand (som må suppleres med skjønn og informasjon spesielt om utbredelse av de aktuelle kontamineringsgradene)
- "Alarm" ved overskridelse, dvs. vurdering av oppfølging, eventuelt i form av tiltak.

Ved siden av å revurdere referanseverdiene i SFTs klassifiseringssystem på grunnlag av et utvidet datasett, og forslag til referansenivåer for nye kombinasjoner av miljøgifter og indikatorarter, er det gjennomført en del statistiske analyser av mer forskningsmessig karakter. Temaer for disse analysene har for det meste vært å belyse de mulige sammenhenger som er mellom forurensningsnivå og biologiske faktorer som lengde, vekt og fettinnhold. Resultatene fra denne del av bearbeidelsen har bl.a. betydning for det skjønn som må utøves når det skal trekkes konklusjoner, og eventuelt treffes beslutninger basert på overvåkingsdata. Videre har de statistiske analysene belyst forskjeller i indikatorartenes kvalitative og kvantitative akkumulering av klororganiske stoffer.



## 2. MATERIALE OG METODER

### 2.1 Undersøkellesområdet, dokumentasjon av data og utvalg av referansestasjoner

Den norske delen av JAMP omfatter en rekke prøvesteder for fisk og blåskjell langs kysten fra Hvaler til Varangerfjorden (kfr., Vedlegg C og Vedlegg D). Årsprogrammene omfatter et utvalg av prøvestedene. Indikatorartene som brukes er i første rekke blåskjell (*Mytilus edulis*), torsk (*Gadus morhua*) og sandflyndre (*Limanda limanda*). Sistnevnte har etter behov vært erstattet av andre flatfisk (rødspette (*Pleuronecte platessa*, skrubbe (*Platichthys flesus*), lomre (*Microstomus kitt*) og i ett tilfelle glassvar (*Lepidorhombus whiffiagonis*). Reker (*Pandalus borealis*) er så langt bare samlet inn en gang på tre stasjoner.

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).

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 Kvæningen, 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, avvikende høyt PCB-innhold), 1990-98
- 77B Borøyområdet nord for Arendal, 1991
- 15B/F Ullerøområdet ved Lista, 1991, 1993-98
- 22F Børøyfjorden, Hordaland, 1990-92, 1994-95
- 92B Stokkenområdet, Sør-Trøndelag, 1995
- 98B/F Lille Molla, Lofoten, 1993-96
- 43F Kvæningen, Troms, 1996

#### **Rødspette:**

- 15B/F Ullerøområdet ved Lista, 1992-93
- 22F Børøyfjorden, 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 Børøyfjorden, 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 referansestasjoner (perioden 1990-1993, Knutzen og 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 (kfr., SNT's råd mot å spise lever av fisk grunnet PCB), muligens også større enn vanlig diffus belastning ved avrenning fra store landarealer (Drammenselva, Glomma).

**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. Ved den tidligere sammendragsrapporten (Knutzen og Green, 1995) ble stasjonene 33B/F i Sandebukta/Vestfold benyttet som referanselokaliteter. Dette er motstridende i relasjon til utelattelsen av st. 36 mht. klororganiske stoffer i torsk og tvilsomt i forhold til at Sandebukta må antas noe preget av påvirkning fra bymessig bebyggelse og industri i nedbørfeltet. Når det likevel er valgt også å benytte skrubbedata fra st. 33B/X 1990-1998, skyldes det at arten ofte er anvendt som indikator i hardt belastede områder (se f.eks. Skei *et al.*, 1994), Knutzen og Hylland (1998), Knutzen *et al.* (1998, 1999a, 2000b),) og dessuten er blant de lettest tilgjengelige marine fiskeslag i sterkt ferskvannsinfluerte vannmasser. Det er derfor ønskelig å ha et sammnligningsmateriale fra i det minste en lokalitet uten kjente punktkilder for de aktuelle variable, selv om det for dette prøvestedet kan mistenkes 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 Langøysund 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 Sauhamneset, 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

Jevnført med sammendragsrapporten for data fra referansestasjoner innen JAMP 1990-1993 (Knutzen og Green 1995), er i likhet med for fisk stasjonene i ytre Oslofjord (36 Færder og for blåskjell også 35 Mølen) utelatt når det gjelder klororganiske stoffer, men beholdt for metaller (ubetydelig forskjell fra øvrige referanselokaliteter)

De fåtallige referanseobservasjonene for **reker** omfatter 1990-materiale fra :

- 35C Holmestrand/Sandebukta - Mølen, Vestfold
- 77C Borøyområdet N for Arendal
- 22C Bømløfjorden, Hordaland

Registreringene i reker er tidligere rapportert (Knutzen og Green 1995), men inkluderes for fullstendighets skyld også her.

## 2.2 Feltarbeid og opparbeidelse av prøver

Observasjons-hyppigheten har som regel vært årlig. Prøvene er innsamlet og opparbeidet i henhold til metodikk benyttet og beskrevet innenfor OSPAR-kommisjon's JAMP (OSPAR 1990, 1997) så langt det har latt seg gjøre.

Undersøkelsene av biologiske materiale har som nevnte fulgt forskriftene til OSPAR (1990, 1997). Av historiske grunner er tre størrelsesgrupper av blåskjell innsamlet fra hver stasjon. De tre størrelsesgruppene er 2-3, 3-4 og 4-5cm. For hver gruppe innsamles femti individer til blandprøve. Hundre individer fra 2-3cm gruppen ble innsamlet dersom det var for lite materiale i femti individer. I senere forskrifter (OSPAR 1997) er det krav til bare 20 individer pr. størrelsesgruppe. Ut fra de norske resultatene er det en viss indikasjon på at hverken forskjell i skjell-lengde (mellom 2 og 5 cm) eller antall individer i blandprøvene (mellom 20 og 100) har noen statistisk effekt på konsentrasjonene av miljøgifter (Bjerkeng og Green 1994), og derfor er resultatene fra størrelsesgruppene slått sammen.

Etter forskriftene skal skjellene "tarmrensnes" ved at skjellene holdes levende 12-24 timer i ett akvarium med sjøvann fra innsamlingsstedet. Under dette blir temperaturen holdt konstant ved ca.8°C. Deretter blir skjellene renses og frosset. Tester indikerer at tarmrensningen kan ha signifikant effekt på konsentrasjonen av miljøgifter, men resultatene fra testene er delvis motstridene og det er derfor vanskelig å forutsi konsekvensene (kfr. diskusjon i Green *et al.* 2001).

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

Fangsten av fisk har tatt sikte på fem lengdegrupper geometrisk fordelt (**Tabell 2**)

**Tabell 2.** Angitte lengde intervaller for torsk og flatfisk som skal innsamles innen JAMP.  
*Length intervals for cod and flatfish sampled within JAMP.*

| Lengdegruppe | Torsk (mm) | Flatfisk (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 individuelle filetprøver. Til de øvrige analysene av fisk ble det laget blandprøver av hver størrelsesgruppe for a redusere analysekostnadene og samtidig ivareta muligheten å undersøke eventuell korrelasjon mellom konsentrasjon og lengde (alder).

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

### 2.3 Kjemiske analyser

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

Flere laboratorier er blitt brukt til analysene (se oversikt i Oredalen *et al.* in prep.). Bortsett fra de orienterende analysene av dioksiner, etc. behandlet i kap. 3.2 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 utvalget av parametre som er diskutert i foreliggende rapport.

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

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

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

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. De omtrentlige deteksjonsgrensene i ekstraktet for dette er 50 mg/l for kobber og 200 mg/l sink. Kvikksølv ble målt ved kald-damp atomabsorpsjonsspektrometri (AAS) og gullfelleteknikk (siden 1987).

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

For å **kvalitetssikre** analysene er det rutinemessig analysert på sertifisert referansemateriale. Imidlertid har det vært vanskelig å skaffe referansemateriale av samme vevstyper som i prøvene. Sertifisert referansmateriale (CRM) er analysert i samme periode som prøvene bli analysert. Behov for eventuelle reanalyser er 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).

## 2.4 Bearbeidelse

De tentativt angitte referansenivåene har et varierende dataunderlag. Grunnlaget for de foreslåtte verdiene er varierende med hensyn til antall prøvesteder, prøver og analyser, og har fremkommert etter en delvis skjønnsmessig vurdering. Denne bedømmelsen er basert på middelverdier/standardavvik (M/SD), 75 eller 90 prosentiler (den konstruksjoner som underskrides av 75 eller 90% av analyseresultatene) og maksimalverdier. Stort sett har "styringstallene" vært 90-prosentilen og M+2SD.

Sammenheng mellom innhold av enkelte miljøgifter/biologiske variabler ble undersøkt ved hjelp av variansanalyse (ANOVA), lineær regresjon, Fisher parvis sammenligning og Pearsons korrelasjonskoeffisient. Analysene ble gjennomført på MINITAB release 12.21 statistikkpakke og metodene er beskrevet i bruksanvisningen. Analysene var gjort på transformerte data (naturlige logaritmer) for å oppnå mer log-normal fordeling av datamateriale, som er en forutsetning for tester om signifikans. Korrelasjonsanalyse ble brukt for å undersøke den generelle samvariasjon (evt. motsatt samvariasjon) mellom metallene 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.

## 2.5 Rapporteringsopplegg

En av de primære hensiktene med rapporten er som nevnt å tilveiebringe referansedata fra bare diffust belastede områder (dvs. overveiende preget av langtransport og utenfor sporbar innflytelse fra punktkilder). Under de enkelte hovedkapitlene 3-6 presenteres derfor først resultatene i sammendragstabeller laget med dette for øyet. Deretter følger en bedømmelse av tabellverdiene i relasjon til begrepet "antatt høyt bakgrunnsnivå", som er utgangspunkt (Kl. I) for den delen av SFTs klassifisering av miljøkvalitet for fjorder og kystfarvann (Molvær *et al.* 1997) som gjelder miljøgifter. Ved vurderingen sammenlignes JAMP-resultatene også med andre registreringer i inn- og utland, spesielt slike som er fra områder som kan antas å være bare diffust belastet. Disse delene av kap. 3-6 er rettet mot miljøvernforvaltningen og de endelige konklusjonene (avrunding opp eller ned ved forslag til grenseverdier for Kl. I) er av skjønnsmessig art. Basis for skjønnet har såvidt mulig vært 90 prosentilen av data fra de utvalgte referanselokaliteter (dvs. den verdi som overskrides av bare 10 % av observasjonene).

De mer naturvitenskapelige spørsmålene som materialet kan belyse behandles i separate underkapitler. Flertallet av disse problemstillingene har relevans for hovedtemaet, og denne del av bearbeidelsen tjener til å understreke at det uvitenskapelige begrepet "antatt høyt bakgrunnsnivå" og den tilhørende klassifisering av miljøkvalitet må brukes med med flere naturbetingede forhold i mente.

### 3. KLOR-/BROMORGANISKE STOFFER

#### 3.1 Rutinevariable (PCB, DDE/DDD, HCH, HCB, OCS)

##### 3.1.1 Torsk (*Gadus morhua*)

Sammendrag av resultatene av fra referansestasjonene er fremstilt i **Tabell 3-Tabell 4**, henholdsvis for lever og filet. For begge tabellene gjelder at antall bestemmelser av fett kan være ubetydelig lavere enn antall PCB-analyser.

**Tabell 3.** Utvalgte rutinemessig analyserte klororganiske stoffer i **lever** av torsk (*Gadus morhua*) fra JAMP referanselokaliteter 1990-1998, µg/kg våtvekt og µg/kg fett. n: Antall, M: Middel, SD: Standardavvik, 50: Median, 90: 90 prosentil, MAX: Maksimum.

*Selected organochlorines in liver of cod from Norwegian JAMP reference localities 1990-1998, µg/kg wet weight and µg/kg fat.*

| Stoffer                        | n   | Våtvektsbasis |      |     |     |       | Fettbasis |      |      |      |       |
|--------------------------------|-----|---------------|------|-----|-----|-------|-----------|------|------|------|-------|
|                                |     | M             | SD   | 50  | 90  | MAX   | M         | SD   | 50   | 90   | MAX   |
| ΣPCB <sub>7</sub> <sup>1</sup> | 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 4.** Utvalgte rutinemessig analyserte klororganisk stoffer i **filet** av torsk (*Gadus morhua*) fra JAMP referanselokaliteter 1990-1998, µg/kg våtvekt og µg/kg fett. n: Antall, M: Middel, SD: Standardavvik, 50: Median, 90: 90 prosentil, MAX: Maksimum.

*Selected organochlorines in muscle of cod from Norwegian JAMP reference localities 1990-1998, µg/kg wet weight and µg/kg fat*

| Stoffer           | n   | Våtvektsbasis |      |      |      |      | Fettbasis |      |      |      |      |
|-------------------|-----|---------------|------|------|------|------|-----------|------|------|------|------|
|                   |     | M             | SD   | 50   | 90   | MAX  | M         | SD   | 50   | 90   | MAX  |
| ΣPCB <sub>7</sub> | 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 ses stor spredning i verdiene, med et standardavvik som i de fleste tilfeller er like stort eller større enn gj.ennomsnittet.

<sup>1</sup> Sum av CB28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180

## 3.1.1.1 PCB

Den spesielt store spredningen for **PCB i torskelever** skyldes en prøveserie fra Varangerfjorden i 1995 som av uopklarte grunner hadde enkelte ekstremverdier og en middelkonsentrasjon av  $\Sigma\text{PCB}_7$  på over 2000  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt (Green og Severinsen 1999a, appendiks D). Også andre registrering av relativt høye konsentrasjoner (vel 700  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) i lever av torsk fra Varangerfjorden (Green og Severinsen 1999c, 1994-data; og Solberg *et al.* 1997, prøve fra 1994) kan indikere lokal påvirkning. På den annen side har årlige gjennomsnitt i JAMP-materialet 1996-1998 (Green og Severinsen 1999c, pluss upubliserte 1998-data) vært moderat: 173-431  $\mu\text{g}$   $\Sigma\text{PCB}_7/\text{kg}$ , og Varangerfjorden er derfor beholdt som referanselokalitet.

Som nevnt i forrige oppsummeringsrapport (Knutzen og Green 1995) ble sammenligninger med data fra andre undersøkelser da vanskelig gjort ved forskjeller i analysemetodikk og måten resultatene angis på. Selv om man nå i hovedsaken finner PCB-nivåer angitt som en sum av et antall enkeltforbindelser (istedenfor tidligere som en total ut fra sammenligning av gasskromatogrammer fra henholdsvis prøvene og en gitt kommersiell blanding som Clophen 60 eller Aroclor 1254), vedvarer noe av problemet, men mest ved at sum PCB skriver seg fra et varierende antall forbindelser.

Av nyere registreringer av PCB i torskelever på steder langs norskekysten som må antas langt fra kilder kan nevnes ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt):

Solberg *et al.* (1997), Nord-Norge,  $\Sigma\text{PCB}_7$  : 241-425 (708 i Varangerfjorden 1994).

Solberg *et al.* (1999), Lista,  $\Sigma\text{PCB}_7$  : 257.

Stange *et al.* (1996), blandprøve Haltenbanken/Trøndelagskysten,  $\Sigma\text{PCB}_{13}$ : 352.

Kallenborn *et al.* (1997), gjennomsnitt for av 5 ikke nærmere stedfestede prøver fra Nord-Norge,  $\Sigma\text{PCB}_7$  minus CB118: 240.

I tillegg rapporterte Sinkonen og Paasivirta (2000) for materiale fra Vestertana 1987-1998 en middelverdi på 160  $\mu\text{g}$   $\Sigma\text{PCB}_7/\text{kg}$  fett (fett-% ikke angitt). I torskelever fra Jarfjorden, en sidefjord til Varangerfjorden, angir Føreid *et al.* (2000) middelverdier av 5 individuelle analyser av henholdsvis hanner og hunner på nær 500  $\mu\text{g}/\text{kg}$  v.v. av  $\Sigma\text{PCB}_{11}$  (uten forbindelsene 28,52 og 101), mens Ruus *et al.* (1999) i en annen del av det samme prøvemateriale fra 1989-90 observerte et gjennomsnitt av  $\Sigma\text{PCB}_{17}$  i 54 individer på 559  $\mu\text{g}/\text{kg}$ .

Av registreringene til Stange *et al.* (1996) fremgår vesentlig høyere konsentrasjon i lever av torsk fra Haltenbanken/Trøndelagskysten enn i prøvene fra Island og Færøyene (begge med mindre enn 100  $\mu\text{g}$   $\Sigma\text{PCB}_{13}/\text{kg}$  v.v.). På den annen side fant Stange og Klungsøyr (1997) et intervall for middelverdier av  $\Sigma\text{PCB}_{13}$  torsk fra 5 prøvesteder i Barentshavet på 165-392  $\mu\text{g}/\text{kg}$  v.v.; høyest på Finnmarkskysten, men også over 250  $\mu\text{g}/\text{kg}$  i fisk fra åpent hav.

Bortsett fra JAMP og de studiene som er nevnt ovenfor, har øvrige norske registreringer mest vært fokusert på mistenkt påvirkede områder, spesielt havner og tilgrensende fjordarealer. Her er det da også i mange tilfeller observert markert eller sterkt PCB-kontaminert torsk, ofte i en grad som har medført råd fra Statens næringsmiddeltilsyn mot å spise lever av torsk og til dels annen fisk fra betydelige fjordarealer. Eksempler på slike arbeider er: fra Nord-Norge: Jørgensen *et al.* (2000); fra Bergensområdet inklusiv marinebasen ved Haakonvern: Konieczny *et al.* (1993), Skei *et al.* (1994) og Knutzen *et al.* (1995a); fra Kristiansandsfjorden (delvis dioksinproblem): Knutzen *et al.* (1998); fra indre Sørfjorden/Hardanger: Knutzen *et al.* (1999a) fra andre havneinfluerte områder i Agder: Næs *et al.* (2000); fra Sandefjordsfjorden: Knutzen og Hylland (1998); fra Grenlandsområdet (vesentlig et dioksinproblem): Knutzen *et al.* (2000a) og fra Oslofjorden: Knutzen *et al.* (2000b). Ved disse undersøkelsene er det mange steder registrert nivåer av  $\Sigma\text{PCB}_7$  i området 1500-11000  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt (men i en del av havner også konsentrasjoner under 500  $\mu\text{g}/\text{kg}$  – foruten Næs *et al.* 2000; og Jørgensen *et al.* 2000; se dessuten Berge (1999).



I betraktning av den omfattende internasjonale overvåkingen innen JAMP i de senere år er det bemerkelsesverdig få nyere publiserte eller på annen måte tilgjengelig rapporterte utenlandske data å sammenligne med (kfr. Knutzen og Green (1995) for publikasjoner/rapporter før 1994).

Verdiene for PCB i torskelever rapportert av Kelly og Campbell (1994) og Roose *et al.* (1998) fra henholdsvis Clyde Sea og belgisk kontinentalsokkel ligger for det meste høyere enn 90-prosentilen i **Tabell 3**, mens middelverdien av  $\Sigma\text{PCB}_7$  for et mindre antall torsk fra nordlige del av Nordsjøen lå såvidt lavt som 216  $\mu\text{g}/\text{kg}$  v.v. (beregnet her). Av Bignert *et al.* (1998) fremgår at 1995-verdier for PCB i lever av torsk fra den svenske vestkysten og Østersjøen skilte seg lite fra hverandre og lå omkring eller svakt over den norske grenseverdien for bare diffus belastning (se nedenfor). Fra Storbritannia refererer Marine Pollution Monitoring Management Group (1998) summarisk fra omfattende overvåking av PCB i fiskelever, men angir ikke arten(e) som registreringene gjelder. De høye konsentrasjonene av bl.a. PCB i torskeleverolje fra Norskehavet rapportert av Falandysz *et al.* (1994) gjelder olje produsert 1982-89 og baserer seg dessuten på eldre analysemetodikk, slik at sammenligning med norske JAMP-data er mindre aktuell.

Grensen for Kl. I i SFTs klassifiseringssystem (Molvær *et al.* 1997) er ment å reflektere et høyt bakgrunnsnivå fra bare diffus belastning (langtransport), dvs. utenfor sporbar påvirkning fra lokaliserbare punktkilder. For  $\Sigma\text{PCB}_7$  er grensen satt til 500  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt, og det ses av **Tabell 3** at dette er omlag i samsvar med 90-prosentilen (561) av observasjonene på antatt referansestasjoner innen den norske del av JAMP. At 90-prosentilen ligger såvidt høyt gjenspeiler bl.a. at det selv på referanselokaliteter er store individuelle variasjoner. Av 26 serier fra lokalitetene 15 Ullerø (Lista), 23 Karihavet (Hordaland), 92 Stokken (Sør-Trøndelag) og 98 Lille Molla (Lofoten) viste en forskjell mellom laveste og høyeste PCB-konsentrasjon i torskelever på mer enn 10 ganger (kfr. Green og Rønningen (1995) og Green og Severinsen (1999a)). Disse forskjellene lar seg langt fra utjevne ved omregning til fettbasis (**Tabell 3**), men må mer ha sin bakgrunn i individuelle forskjeller med hensyn til vandrings- og diethistorie og kanskje særlig ulike opptaks- og utskillelsesegenskaper. Skal Kl. I være et praktisk verktøy som ikke medfører unødig alarm, må klassegrensen ta høyde for disse forhold.

**På grunnlag av ovenstående synes det ikke være grunn til å revidere referanseverdien i SFTs klassifiseringssystem på 500  $\mu\text{g}$   $\Sigma\text{PCB}_7/\text{kg}$  våtvekt i torskelever (kfr., Vedlegg A). Derimot kan det vurderes å forandre Kl. I grensen for  $\Sigma\text{PCB}_7$  i torskfilet fra 5 til 3  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt. Som man ser av **Tabell 4** er 90-prosentilen fra JAMP referansestasjoner såvidt lav som 2,1  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Videre kan nevnes at Solberg *et al.* (1997, 1999) ikke fant høyere konsentrasjoner av  $\Sigma\text{PCB}_7$  i torskfilet enn 2,1  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (unntatt 3,4  $\mu\text{g}/\text{kg}$  i den mistenkt påvirkede Varangerfjorden). Leah *et al.*, (1997a) fant såvidt lav gjennomsnittskonsentrasjon av  $\Sigma\text{PCB}_7$  minus CB118 som 1,8  $\mu\text{g}/\text{kg}$  i torsk fra Merseyestuaret og Atuma *et al.* (1996) 3,6  $\mu\text{g}/\text{kg}$  i (riktignok et fåtall) prøver fra den generelt PCB-belastede Østersjøen. I markert kontaminerte fjordområder er det derimot funnet høyere verdier: i Bergensområdet 7-51  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt (Knutzen *et al.* 1995a); i indre Sørfjorden 1998 et ekstremt gjennomsnitt på 225  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (Knutzen *et al.* 1999a); i Sandefjordsfjorden/Mefjorden 8-86  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (Knutzen og Hylland 1998) og i indre Oslofjord opp til 21  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt (Knutzen og Green 1993), men vanligvis noe lavere (Green og Severinsen 1999a).**

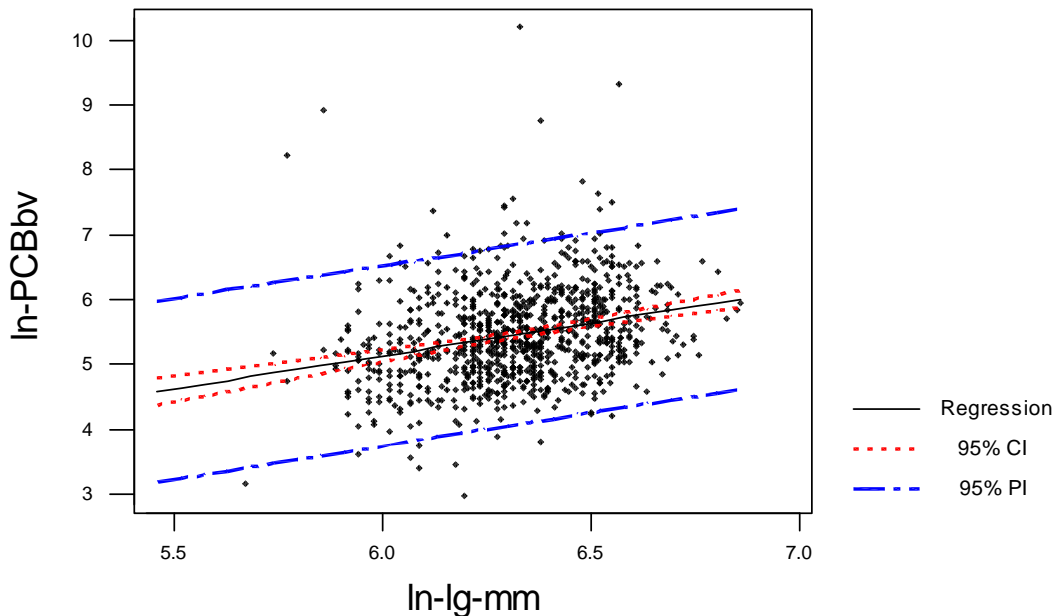
**CB138 og CB153** er to av de mest bestandige forbindelsene innen  $\Sigma\text{PCB}_7$ . I gjennomsnitt utgjør de i materialet fra JAMP referansestasjoner henholdsvis 26,1 og 35,2 % av  $\Sigma\text{PCB}_7$  (våttektsbasis) i torskelever (kfr. **Tabell 3**) og 25,4 og 34,4 % av summen i torskfilet (**Tabell 4**). På grunn av sin persistens brukes begge stoffene som indikator på PCB-forurensning (for CB153, se f.eks. de Boer *et al.* (1993) og Marine Pollution Monitoring Programme (Storbritannia, 1998); for CB138 f.eks. Ostapczuk *et al.* (1997)). I Sverige er maksimal aksepabel PCB-forurensning i mat knyttet til en grense for CB153 på 100  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (Atuma *et al.* 1996). Som man ser i **Tabell 3** ligger 90 prosentilen for CB153 på det dobbelte.

Resultatet av en analyse av sammenhengen mellom PCB-innhold i lever (våtvektsbasis) og torskens og størrelse viste en svakt positiv, men signifikant korrelasjon mellom  $\Sigma\text{PCB}_7$  og både lengde (**Figur 1**) og vekt (Vedlegg E). Stang *et al.* (1996) registrerte generelt økende innhold av PCB,  $\Sigma\text{DDT}$ , klordaner og  $\Sigma\text{HCH}$  i torskeliver fra Nord-Atlanteren, mens Stange og Klungsøyr (1997) observerte høyest PCB-innhold i den yngste og minste fisken i sitt materiale fra Barentshavet. Det sisnevnte forholdet karakteriseres som uventet og diskuteres i relasjon sannsynlig utskillelse av PCB ved gyting hos eldre fisk. Von Westernhagen *et al.* (1995) refererer for Østersjøtorsken en positiv korrelasjon mellom Clophen A60 i ovarier og alder/lengde hos torsk, men ikke for andre klorerte hydrokarboner. For andre arter fra ulike områder angir von Westernhagen *et al.* delvis motstridende resultater og varierende mellom år, men ofte ingen sammenheng mellom fiskens størrelse og klororganiske stoffer i egg.

## Regression Plot

$$Y = -1.0E+00 + 1.02127X$$

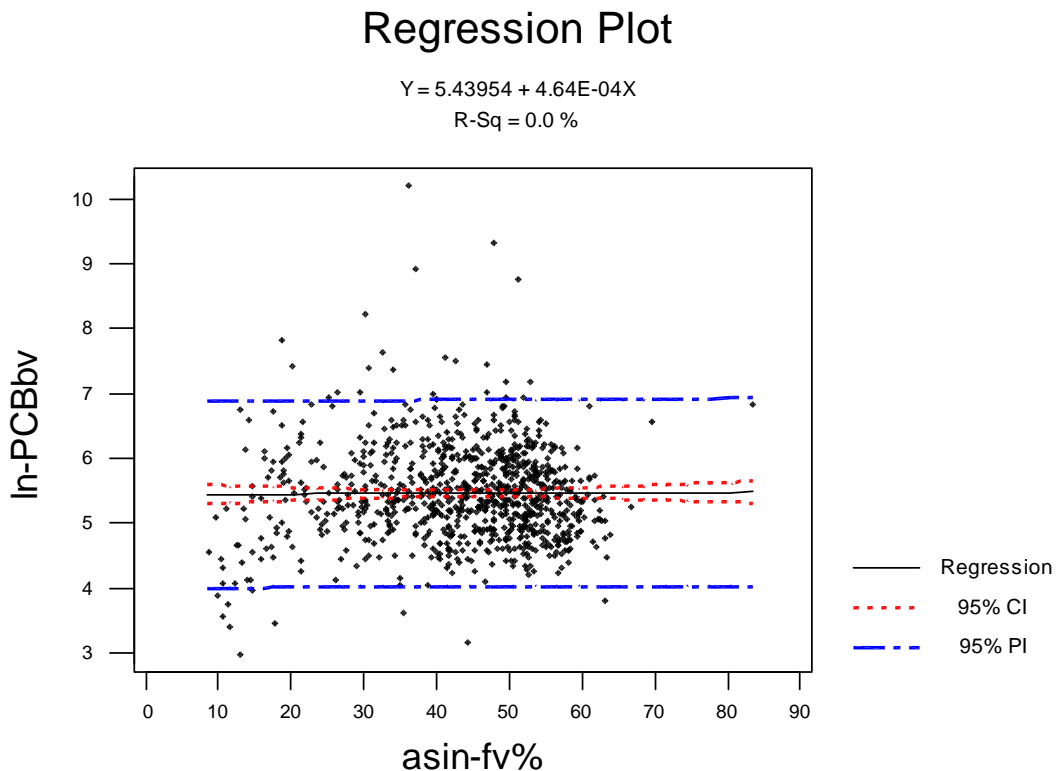
$$R\text{-Sq} = 7.0 \%$$



**Figur 1.** Sammenheng mellom innhold av  $\Sigma\text{PCB}_7$  i lever ( $\ln\text{-}\mu\text{g/kg}$  v.v.,  $\ln\text{-PCBbv}$ ) og lengde ( $\ln\text{-mm}$ ,  $\ln\text{-lg-mm}$ ) hos torsk fra referansestasjoner 1991-1998, basert på analyse av 907 enkelte fisk (kfr. Vedlegg E). NB log-skalaer.

*Correlation between the concentration of  $\Sigma\text{PCB}_7$  in liver ( $\ln\text{-}\mu\text{g/kg}$  w.w.,  $\ln\text{-PCBbv}$ ) and length ( $\ln\text{-mm}$ ,  $\ln\text{-lg-mm}$ ) in cod from reference stations 1991-1998, based on analyses of 907 individual fish.*

Mellom våtvektkonsentrasjonene av  $\Sigma\text{PCB}_7$  og fettinnholdet ble det ikke funnet noen sammenheng (**Figur 2**). Dette er i motsetning til Roose *et al.* (1998) som fant dette for PCB på våtvektbasis, men ikke fettbasis. I et skotsk materiale av torsk observerte Kelly og Campbell (1994) svakt negativ korrelasjon. Manglende sammenheng mellom PCB-innhold og fettinnhold i lever av den beslektede ferskvannsarten lake fra er registrert av McCarthy *et al.* (1997). Ved overvåkingen av HCB, OCS og CB209 i den sterkt forurensede Frierfjorden, basert på årlige individuelle analyser av lever i et 50-talls torsk, har man ved normalisering med hensyn til fett ofte fått heller høyere enn lavere variabilitet, særlig for CB209 (Knutzen *et al.*, 2000a). Forholdet mellom akkumulering av persistente klororganiske forbindelser og fettinnhold er langt fra så enkelt som opprinnelig antatt ut fra teoretiske fysikalsk-kjemiske likevekter mellom vann og fisk. Flere faktorer spiller inn for en full forståelse av sammenhengen, herunder ulike typer fett, metoder for fett ekstraksjon og mengdebestemmelse og forskjell mellom arter – kfr. Delbeke *et al.* (1995) og Ewald *et al.* (1998).



**Figur 2.** Sammenheng mellom innhold av  $\Sigma\text{PCB}_7$  (ln- $\mu\text{mg}/\text{kg}$  v.v., ln-PCBbv) og fett (arcsin-%, asin-fv%) hos torsk fra referansestasjoner 1991-1998, basert på analyse av 904 enkelte fisk (kfr. Vedlegg E). NB log/arcsin-skalaer.

*Correlation between the concentration of  $\Sigma\text{PCB}_7$  (ln- $\mu\text{mg}/\text{kg}$  v.v., ln-PCBbv) and length (arcsin-%, asin-fv%) in cod from reference stations 1991-1998, based on analyses of 904 individual fish.*

## 3.1.1.2 Øvrige klororganiske forbindelser

90-prosentilen av **sum p,p-DDE+DDD i torskelever** ses av **Tabell 3** å være mer enn 230 µg/kg våtvekt. Til sammenligning er Kl. I grensen for ΣDDT, som også inkluderer p,p-DDT, i SFTs klassifiseringssystem satt til 200 µg/kg (Molvær *et al.* 1997). Uheldigvis er ikke bestemmelse av morsubstansen DDT obligatorisk innen JAMP. I prinsippet mangler derfor viktig informasjon for å kunne revurdere grensen. Imidlertid kan det nevnes at i fire blandprøver fra referansestasjoner (36B, 15B, 23B, 98B) i 1996, der hovedhensikten var å orientere seg om nivåene av stoffer som krever avanserte analyser (kfr. kap. 3.2), var konsentrasjonene av ΣDDT (p,p-DDT/-DDE/-DDD) 88-196 µg/kg (høyest i torsk fra Færder og Lofoten, Green *et al.* 2000). DDE var dominerende med 55-130 µg/kg, mens DDT varierte i området 13-30 µg/kg. Inkludert o,p-isomere var summen fra 103 til 254 µg/kg.

En måte å løse problemet på er å redefinere grensen til bare å omfatte nedbrytningsproduktet DDE. Denne forbindelsen er mest persistent og anses farligst innen gruppen DDT/DDE/DDD (som også omfatter de sjeldnere analyserte o,p-isomere). I så fall vil man ved en referanseverdi på 200 µg DDE/kg v.v. inkludere 90-95 % av verdiene som opptrer i torskelever langs norskekysten bare som følge av diffus belastning (kfr. **Tabell 3**). Analyse av DDT med metabolitter er ikke standardisert innen JAMP, og forekomsten rapporteres også ellers på ulike vis (dvs. med forskjellig grad av fullstendighet), men så godt som alle arbeider innen feltet omfatter opplysninger om p,p-DDE. En hovedhensikt med klassifiseringssystemet er å avdekke unormal belastning. Siden DDT er forbudt å bruke, må det som er av overbelastning antas å komme fra tidligere bruk og i det vesentlige foreligge som DDE (forutsatt tilgang på oksygen).

I lever av torsk fra Haltenbanken/Trøndelagskysten (blandprøver etter størrelse) registrerte Stange *et al.* (1996) sum p,p-DDT/DDE/DDD i intervallet 129-452 µg/kg v.v., derav DDE 88-318 µg/kg og DDT 15-65 µg/kg. I gjennomsnittlig noe mindre eksemplarer fra Færøyene og Island ble det funnet lavere konsentrasjoner av ΣDDT: 42-98 µg/kg. I torsk fra Finnmarkskysten observerte Stange og Klungøy (1997) gjennomsnittsverdier av ΣDDT på 114-175 µg/kg; lenger nord i Barentshavet 98-166 µg/kg. Maksimum i en enkeltprøve var 344 µg/kg. I prøver fra Jarfjorden/Varangerfjorden 1989-90 var gjennomsnittlig nivå av ΣDDT (inkludert o,p-DDT) 115 µg/kg v.v. (beregnet her), hvorav 53 % DDE (Ruus *et al.*, 1999). I materialet til Solberg *et al.* (1997) fra Nord-Norge 1994-95, også analysert ved Norges Veterinærhøgskole, ble det funnet relativt høye konsentrasjoner av sum DDT (inkludert o,p-DDD): 196-505 µg/kg våtvekt, mens et mindre materiale fra Sør-Norge 1995-96 derimot viste bemerkelsesverdig lavt innhold: 76/84 µg/kg.

Såvidt lav konsentrasjon av ΣDDT som 107 µg/kg v.v. ble rapportert av Kelly og Campbell (1994) i torskelever fra nordlige Nordsjøen. 1995-data fra den svenske vestkysten og sørlige Østersjøen viste midlere konsentrasjoner på henholdsvis 350 og 750 µg/kg fett (Bignert *et al.* 1998). For øvrig er det ikke funnet nyere internasjonale data å sammenligne med (for eldre referanser, se Knutzen og Green 1995).

Som man ser av ovenstående er resultatene fra analysene av DDT med metabolitter i lever av torsk fra åpen kyst i Norge ganske sprikende og gir et usikkert grunnlag for å etablere noen klassifisering basert på en referanseverdi. Hvis man likevel skal fastholde dette, synes det klart at **grensen for ΣDDT bør reguleres opp til 300 µg/kg våtvekt**. Bare da oppnås at man dekker i hvert fall de fleste verdier som man kan registrere i torskelever uten å kunne sannsynliggjøre noe mer enn diffus belastning fra langtransport som årsak.

I havnenære områder og fjorder er det flere eksempler på funn av markert høyere konsentrasjoner av p,p-DDT/DDE/DDD i torskelever enn 300 µg/kg v.v. Særlig fremhever seg i denne hensende Sørfjorden og tiliggende deler av Hardangerfjorden, med konsentrasjoner i 1998 opp til henholdsvis ca. 1500 og ca. 600 µg/kg (Knutzen *et al.* 1999a). I torsk fra ulike deler av indre Oslofjord fant man som sum av bare DDE og DDD ca. 400-600 µg/kg. Fra eldre undersøkelser er det kjent betydelig DDT-kontaminering også i andre fjorder der det på samme måte som i Sørfjorden er fruktarealer i nedbørfeltet (Skaare *et al.* 1985).

Nevnes i denne forbindelse kan også de ekstreme  $\Sigma$ DDT-konsentrasjoner (størrelsesorden 50 ganger referanseverdien i torsk) som nylig er funnet i lever av brosme fra Nordfjord/Sogn og Fjordane (Berg *et al.* 1998).

Vedrørende  **$\Sigma$ DDT i torskefilet**, der grensen for Kl. I i klassifiseringssystemet er på 1  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt (Molvær *et al.* 1997), fremgår av **Tabell 4** at de summerte 90-prosentiler for p,p-DDE og p,p-DDD er 0,81  $\mu\text{g}/\text{kg}$  og således indikerer at **referanseverdien kan beholdes**. Til sammenligning rapporterte Atuma *et al.* (1996) et gjennomsnittlig innhold (få prøver) såvidt høyt som 5  $\mu\text{g}/\text{kg}$  i handelsvare 1992-93 fra Østersjøen. Imidlertid er Østersjøen fremdeles klart mer DDT-forurensset enn den svenske vestkysten (kfr. Bernes 1998; og Bignert *et al.* 1998), og trolig er heller ikke Kattegatforhold sammenlignbare med de mer åpne farvann i Norge. I ytre del av det påvirkede Mersey-estualet i Storbritannia fant Leah *et al.* (1997b) 0,8  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (sum både o,p- og p,p-isomere).

Et annet spørsmål er om det har noen hensikt å ha med i klassifiseringssystemet en størrelse som er lite brukt (utenom JAMP) og som er uten interesse for fiskens spiselighet. DDT er i overveiende grad internasjonalt forbudt og brukes (såvidt vites) bare i et fåtall tropisk/subtropiske land. (I tillegg gjøres det i Norge intet for å nøytralisere gamle kilder, selv når disse gir meget høye overkonsentrasjoner som f.eks. i Sørfjorden/Hardanger, kfr. Knutzen *et al.* 1999a). Når overvåkingen av vedkommende variabel i filet er såvidt begrenset, og i hvert fall ikke tiltaksrettet, synes inkludering i klassifiseringssystemet bare å bidra til at systemet blir unødig omfattende.

Tilsvarende problemer med manglende standardisering og ulik analysepraksis som for DDT-komplekset has også når det gjelder **HCH i lever og filet av torsk**. Tre isomere er vanlig utbredt og i SFTs klassifiseringssystem benyttes  $\Sigma$ HCH, men innen norske JAMP analyseres bare to av de tre vanlig forekommende isomerene ( $\alpha$ - og  $\gamma$ -HCH (Lindan), men ikke  $\beta$ -HCH, som regnes mest persistent). Uansett synes det ut fra **Tabell 3** at Kl. I grensen for  $\Sigma$ HCH i torskelever på 50  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt er satt vel høyt. I undersøkelser av fisk fra åpent kyst eller hav er det som gjennomsnittsverdier av sum av 3 isomere bare funnet mindre enn 20  $\mu\text{g}/\text{kg}$  i torskelever (Stange *et al.* 1996; Stange og Klungøy 1997; Solberg *et al.* 1997, 1999; Ruus *et al.* 1999). Videre synes sum av  $\alpha$ - og  $\gamma$ -HCH i lever av torsk fra havneområder for det meste å ligge under 15-20  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (Berge 1999; Jørgensen *et al.* 2000; Næs *et al.* 2000; Knutzen *et al.* 1999b, 2000b).

### **Konklusjonen fra dette er at Klasse I grensen for $\Sigma$ HCH i torskelever bør settes ned til 30 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt.**

På samme måte som  $\Sigma$ DDT er  $\Sigma$ HCH i filet av underordnet forvaltningsmessig interesse og kan slik sett utgå av klassifiseringssystemet. Hvis beholdt, **bør referanseverdien (Kl. I) settes ned fra 0,5 til 0,3  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt** (kfr. **Tabell 4**).

For HCB i torskelever er 90 prosentilen fra JAMP-stasjonene 23  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt (**Tabell 3**) og følgelig nær Kl. I grensen i SFTs klassifiseringssystem på 20  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . **Denne grensen foreslås derfor beholdt**. Dette er også i betraktning av at det fra andre steder langt fra industri/befolkningssentra, og selv i havnenære omgivelser, i det vesentlig er observert HCB-konsentrasjoner under grenseverdien (kfr. Stange *et al.* (1996), Stange og Klungøy (1997), Berge (1999), Ruus *et al.* (1999), Jørgensen *et al.* (2000), Næs *et al.* (2000) og Knutzen *et al.* (2000b)). Bemerkelsesverdige unntak fra dette representerer konsentrasjoner på omkring 25-50  $\mu\text{g}/\text{kg}$  i 6 blandprøver fra Nord-Norge 1994-95 (Solberg *et al.* 1997).

90-prosentilen på 0,18  $\mu\text{g}$  HCB/kg våtvekt i torskefilet bekrefter at verdien 0,2  $\mu\text{g}/\text{kg}$  for Kl. I i Molvær *et al.* (1997) er anvendelig som grunnlag for å angi grad av forurensning utover "bakgrunnsnivået".

OCS og CB209 (dekaklorbifenyl, DCB) er ikke inkludert i klassifiseringssystemet, og er vesentlig tatt med her pga. behovet for referanseverdier i to fremdeles sterkt belastede industriresipienter (Kristiansandsfjorden og Frierfjorden/Grenlandsfjordene). 90-prosentilene for OCS og CB209 i

torskelever (**Tabell 3**) tilsier at referanseverdien kan settes til 5 µg/kg våtvekt. Innholdet av CB209 har jevnt over ligget noe høyere enn OCS, men på bakgrunn av verdier under 5 µg/kg v.v. selv i ytre resipientområder (Knutzen *et al.* 1998) eller i naboskapet av byer/havner (Berge 1999; Green og Severinsen 1999c, appendiks D/indre Sjøfjorden 1993-97; Jørgensen *et al.* 2000; Næs *et al.* 2000; og Knutzen *et al.* 2000b), foreslås 5 µg/kg v.v. som referanseverdi også for CB209.

Filetverdiene av OCS/CB209 har mindre praktisk interesse, men tallene i **Tabell 4** indikerer at påvirkning utover det vanlige må mistenkes for begge stoffer ved konsentrasjoner over 0,05 µg/kg v.v.

### 3.1.2 Sandflyndre (*Limanda limanda*)

Vesentlig ut fra 90-prosentilene i nedenstående tabeller foreslås følgende **referanseverdier** ("antatt høyt bakgrunnsnivå") i **lever av sandflyndre (Tabell 5, µg/kg våtvekt)**:

ΣPCB<sub>7</sub>: 150

p,p-DDE: 60

ΣHCH: 15 (antatt at β-HCH bidrar omlag like mye som hver av de to øvrige isomere)

HCB: 5

OCS: 2

CB209: 5

og i **filet (Tabell 6)**:

ΣPCB<sub>7</sub>: 5

p,p-DDE: 2

ΣHCH: 0,5

HCB: 0,2

OCS: 0,1

CB209: 0,2

Siden det i flatfisk neppe er knyttet brukerinteresser til lever, bør eventuell inkludering i SFTs klassifiseringssystem basere seg på filetverdiene. I vurderingen av om dette bør gjøres er det to forhold som taler for at man bare nøyer seg med referanseverdier og angivelse av overkonsentrasjoner. Viktigst er at manglende kunnskaper gjør videre klasseinndeling vilkårlig i forhold både til økologiske skader og risiko ved bruk til mat. I tillegg har man for sandflyndre liten erfaring med artens akkumulering av klororganiske stoffer i kjente problemområder.

**Tabell 5.** Utvalgte rutinemessig analyserte klororganiske stoffer i lever av sandflyndre (*Limanda limanda*) fra JAMP referanselokaliteter 1990-1998, µg/kg våtvekt og µg/kg fett. n: Antall, M: Middel, SD: Standardavvik, 50: Median, 90: 90 prosentil, MAX: Maksimum.

*Selected organochlorines in liver of dab from Norwegian JAMP reference localities 1990-1998, µg/kg wet weight and µg/kg fat.*

| Stoffer           | n  | Våtvektsbasis |     |     |     |     | Fettbasis |      |      |      |      |
|-------------------|----|---------------|-----|-----|-----|-----|-----------|------|------|------|------|
|                   |    | M             | SD  | 50  | 90  | MAX | M         | SD   | 50   | 90   | MAX  |
| ΣPCB <sub>7</sub> | 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-<br>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 6.** Utvalgte rutinemessig analyserte klororganiske stoffer i filet av sandflyndre (*Limanda limanda*) fra JAMP referanselokaliteter 1990-1998,  $\mu\text{g/kg}$  våtvekt og  $\mu\text{g/kg}$  fett. n: Antall, M: Middel, SD: Standardavvik, 50: Median, 90: 90 prosentil, MAX: Maksimum

*Selected organochlorines in muscle of dab from Norwegian JAMP reference localities 1990-1998,  $\mu\text{g/kg}$  wet weight and  $\mu\text{g/kg}$  fat.*

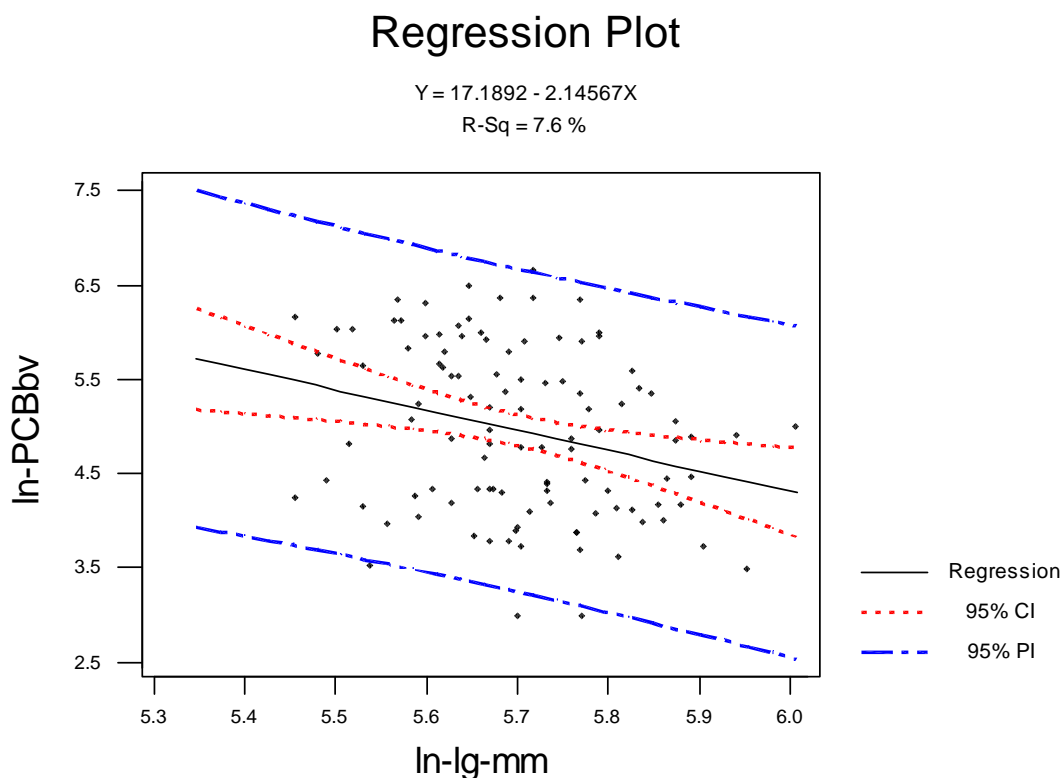
| Stoffer              | n  | Våtvektsbasis |      |      |      |      | Fettbasis |      |      |      |      |
|----------------------|----|---------------|------|------|------|------|-----------|------|------|------|------|
|                      |    | M             | SD   | 50   | 90   | MAX  | M         | SD   | 50   | 90   | MAX  |
| $\Sigma\text{PCB}_7$ | 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  |
| $\alpha$ -HCH        | 65 | 0,07          | 0,05 | 0,05 | 0,10 | 0,3  | 16,3      | 13,4 | 11,1 | 35,0 | 76,9 |
| $\gamma$ -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 |

Også for sandflyndre er det spedt med sammenligningsmateriale. Imidlertid observerte Knickmeyer og Steinhart (1989) i leverprøver fra sydlige og midtre Nordsjøen vide intervaller: 560-4200  $\mu\text{g}$   $\Sigma\text{PCB}_{24}/\text{kg}$  fett, høyest i hanner, og tilsvarende for HCB: 2-63 (123)  $\mu\text{g/kg}$  fett. Fra det nasjonale nederlandske overvåkingsprogrammet 1998 rapporterte Akhiat *et al.* (2000) såvidt lavt leverinnhold av  $\Sigma\text{PCB}_7$  som opp til 46/38  $\mu\text{g/kg}$  v.v. i prøver fra henholdsvis sydlige og sentrale Nordsjøen. Det kan nevnes at disse prøvene var uvanlig magre, med fettprosent på 6-7 mot mer enn det dobbelte som middelvei fra det norske JAMP-materialet. Videre fant Leah *et al.* (1997a,b), henholdsvis fra åpent farvann og i munningen av Mersey-estualet, gjennomsnittsnivåer av  $\Sigma\text{PCB}_7$  minus CB118 i filet på 7,7/43,4  $\mu\text{g/kg}$  v.v. og av  $\Sigma\text{DDT}$  (p,p- og o,p-isomere) 3,5/24  $\mu\text{g/kg}$ . De høyeste verdiene herfra er betydelig over det som er registrert på norske JAMP referanselokaliteter (**Tabell 6**). Enkelte andre referanser til tidligere utenlandske data om klororganiske stoffer i sandflyndre finnes hos Knutzen og Green (1995).

Utenom JAMP har ikke sandflyndre vært mye benyttet innen norske overvåkingsprosjekter. I en diplomoppgave ved NTNU registrerte Ljosland (1996) følgende konsentrasjonsintervaller i 1996-prøver av lever fra åpen kyst ( $\mu\text{g/kg}$  våtvekt):  $\Sigma\text{PCB}_7$  minus CB52 (beregnet her) 57-138; p,p-DDE 12-21; HCB 2,3-4,0 og OCS 0,3-1,8. Det ses at for alle variable ligger maksimalverdiene under ovenstående forslag til referanseverdier. Imidlertid fant Ljosland klar påvirkning fra forurensningen i Grenlandsfjordene med HCB/OCS/CB209; for sistnevntes vedkommende langt nedover Skagerakkysten. En Oslofjordprøve av sandflyndrefilet fra 1997 viste 5 ganger foreslått referanseverdi for  $\Sigma\text{PCB}_7$  og en mindre overkonsentrasjon av DDE (Knutzen *et al.* (2000b)). I JAMP-prøver fra Strandebarm/Hardangerfjorden 1998 ble det ikke funnet konsentrasjoner av PCB eller DDT med metabolitter som overskred referanseverdiene (Knutzen *et al.* 1999a).



Mens man i torsklever fikk en svakt positiv sammenheng mellom nivået av  $\Sigma\text{PCB}_7$  på våtvektsbasis og lengde viste tilsvarende analyse av sandflyndredata en signifikant negativ korrelasjon (**Figur 3**). Også i motsetning til torsk var det signifikant økende PCB-nivå med økende fettinnhold (Vedlegg E).



**Figur 3.** Sammenheng mellom innhold av  $\Sigma\text{PCB}_7$  ( $\ln\text{-}\mu\text{mg/kg}$  v.v.,  $\ln\text{-PCBbv}$ ) og lengde ( $\ln\text{-mm}$ ,  $\ln\text{-lg-mm}$ ) hos sandflyndre fra **referansestasjoner** 1991-1998, basert på analyse av 108 blandprøver (kfr. Vedlegg E). NB log-skalaer.

*Correlation between the concentration of  $\Sigma\text{PCB}_7$  ( $\ln\text{-}\mu\text{mg/kg}$  v.v.,  $\ln\text{-PCBbv}$ ) and length ( $\ln\text{-mm}$ ,  $\ln\text{-lg-mm}$ ) in dab from reference stations 1991-1998, based on analyses of 108 bulked samples.*

### 3.1.3 Rødspette (*Pleuronectes platessa*)

I rødspette vil følgende forslag til referanseverdier omfatte 90-95 % av registreringene fra bare diffust belastede JAMP-lokaliteter (kfr. **Tabell 7** og **Tabell 8**, µg/kg våtvekt):

**I lever:**

ΣPCB<sub>7</sub>: 70

p,p-DDE: 25

ΣHCH: 7 (antatt omlag like stort bidrag til summen fra β-HCH som fra α- og γ-HCH)

HCB: 5

OCS: 2

CB209: 2

**og i filet:**

ΣPCB<sub>7</sub>: 4

p,p-DDE: 1

ΣHCH: 0,3

HCB: 0,2

OCS: 0,1

CB209: 0,1

**Tabell 7.** Utvalgte rutinemessig analyserte klororganiske stoffer i lever av rødspette (*Pleuronectes platessa*) fra JAMP referanselokaliteter 1992-1998, µg/kg våtvekt og µg/kg fett. n: Antall, M: Middel, SD: Standardavvik, 50: Median, 90: 90 prosentil, MAX: Maksimum.

*Selected organochlorines in liver of plaice from Norwegian JAMP reference localities 1990-1998, µg/kg wet weight and µg/kg fat.*

| Stoffer           | n  | Våtvektsbasis |      |      |     |     | Fettbasis |      |      |      |      |
|-------------------|----|---------------|------|------|-----|-----|-----------|------|------|------|------|
|                   |    | M             | SD   | 50   | 90  | MAX | M         | SD   | 50   | 90   | MAX  |
| ΣPCB <sub>7</sub> | 44 | 32,3          | 24   | 24   | 63  | 130 | 379       | 273  | 286  | 901  | 1367 |
| CB138             | 44 | 8,6           | 7,0  | 6,4  | 15  | 40  | 98,1      | 76,9 | 78,1 | 220  | 421  |
| CB153             | 44 | 12,0          | 9,8  | 9,0  | 23  | 55  | 138       | 110  | 95,4 | 323  | 579  |
| CB209             | 46 | 0,93          | 0,64 | 1,0  | 2,0 | 2,0 | 12,0      | 8,7  | 10,7 | 21,1 | 39,7 |
| p,p-DDE           | 46 | 10,1          | 10   | 6,0  | 27  | 46  | 115       | 119  | 85,9 | 197  | 753  |
| p,p-DDD           | 46 | 2,6           | 2,3  | 2,0  | 5,1 | 12  | 30,2      | 29,8 | 25,3 | 50,5 | 196  |
| α-HCH             | 46 | 1,1           | 0,54 | 1,0  | 2,0 | 2,0 | 12,3      | 5,1  | 10,7 | 18,5 | 28,6 |
| γ-HCH             | 41 | 1,2           | 0,71 | 1,0  | 2,0 | 3,0 | 13,6      | 5,2  | 14,4 | 18,9 | 27,1 |
| HCB               | 46 | 1,7           | 1,6  | 1,0  | 4,4 | 6,4 | 17,8      | 12,4 | 13,3 | 41,1 | 54,9 |
| OCS               | 46 | 0,67          | 0,50 | 0,50 | 1,0 | 2,0 | 8,4       | 6,4  | 7,3  | 17,5 | 28,6 |

**Tabell 8.** Utvalgte rutinemessig analyserte klororganiske stoffer i filet av rødspette (*Pleuronectes platessa*) fra JAMP referanselokaliteter 1992-1998,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt og  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fett. n: Antall, M: Middel, SD: Standardavvik, 50: Median, 90: 90 prosentil, MAX: Maksimum.

*Selected organochlorines in muscle of plaice from Norwegian JAMP reference localities 1990-1998,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  wet weight and  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fat.*

| Stoffer              | n  | Våtvektsbasis |      |      |      |      | Fettbasis |      |      |      |      |
|----------------------|----|---------------|------|------|------|------|-----------|------|------|------|------|
|                      |    | M             | SD   | 50   | 90   | MAX  | M         | SD   | 50   | 90   | MAX  |
| $\Sigma\text{PCB}_7$ | 45 | 1,43          | 1,38 | 0,97 | 3,33 | 7,6  | 398       | 353  | 264  | 951  | 1846 |
| CB138                | 46 | 0,37          | 0,36 | 0,27 | 0,74 | 2,0  | 102       | 91,6 | 71,9 | 214  | 478  |
| CB153                | 46 | 0,51          | 0,53 | 0,35 | 1,07 | 3,0  | 142       | 138  | 97,2 | 306  | 724  |
| CB209                | 46 | 0,05          | 0,02 | 0,05 | 0,10 | 0,10 | 16,0      | 11,2 | 12,5 | 27,3 | 50,0 |
| p,p-DDE              | 46 | 0,43          | 0,38 | 0,32 | 0,85 | 1,8  | 123       | 99,9 | 80,4 | 243  | 439  |
| p,p-DDD              | 46 | 0,09          | 0,05 | 0,07 | 0,15 | 0,27 | 27,2      | 20,4 | 21,5 | 50,0 | 117  |
| $\alpha$ -HCH        | 46 | 0,05          | 0,02 | 0,05 | 0,10 | 0,10 | 16,9      | 11,3 | 13,5 | 33,3 | 50,0 |
| $\gamma$ -HCH        | 38 | 0,08          | 0,03 | 0,07 | 0,10 | 0,20 | 25,6      | 17,1 | 20,0 | 55,0 | 66,7 |
| HCB                  | 46 | 0,09          | 0,09 | 0,06 | 0,21 | 0,50 | 25,0      | 16,2 | 20,0 | 50,0 | 69,4 |
| OCS                  | 46 | 0,05          | 0,03 | 0,03 | 0,10 | 0,10 | 14,7      | 11,8 | 10,2 | 27,3 | 50,0 |

Til sammenligning med ovenstående lå  $\Sigma\text{PCB}_7$  i tre filet blandprøver hos Solberg *et al.* (1997, 1999) under  $3 \mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt,  $\Sigma\text{DDT}$  på  $0,8-1,5 \mu\text{g}/\text{kg}$ ,  $\Sigma\text{HCH}$   $0,15-1,0$  og HCB i intervallet  $0,18-0,8 \mu\text{g}/\text{kg}$ . Maksimumskonsentrasjonene av  $\Sigma\text{HCH}$  og HCB som overskrider de foreslåtte referanseverdier, stammer fra en lokalitet i Nord-Norge. I butikkprøvene til Atuma *et al.* (1996) fra Østersjøen lå konsentrasjonene av både  $\Sigma\text{PCB}_7$ ,  $\Sigma\text{DDT}$ ,  $\Sigma\text{HCH}$  og HCB under referanseverdiene. Fra Mersey-estuaret og åpen kyst refereres betydelig høyere verdier i rødspettefilet:  $10-15 \mu\text{g}/\text{kg}$  v.v. av  $\Sigma\text{PCB}_7$  minus CB 118 og  $7-13 \mu\text{g}/\text{kg}$  av  $\Sigma\text{DDT}$  (Leah *et al.* 1997a,b).

### 3.1.4 Lomre (*Microstomus kitt*)

I lomre er det fåtallige observasjoner innen perioden 1993-1996, men stasjonsnettet dekker kysten fra Lista til Troms og skulle på den måten være representativt. Ved følgende forslag til tentative referanseverdier ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt, kfr. **Tabell 9** og **Tabell 10**) er det tatt en viss høyde for det lave antallet observasjoner, bl.a. ved å ta i betraktning de tilsvarende variable hos rødspette. Alle referanseverdiene må imidlertid betraktes som usikre (markert ved ?) pga. det lave antallet prøver. Til dels synes også de registrerte verdier bemerkelsesverdig lave, spesielt i filet (kfr., **Tabell 10**).

#### Lever:

$\Sigma\text{PCB}_7$ : 70?

p,p-DDE: 25?

$\Sigma\text{HCH}$ : 7? (som for øvrige arter antatt omlag likt bidrag til summen fra de tre isomere)

HCB: 3?

OCS: 2?

CB209: 2?

#### Filet:

$\Sigma\text{PCB}_7$ : 1?

p,p-DDE: 0,5?

$\Sigma\text{HCH}$ : 0,5?

HCB: 0,2?

OCS: 0,1?

CB209: 0,1?

**Tabell 9.** Utvalgte rutinemessig analyserte klororganiske stoffer i lever av lomre (*Microstomus kitt*) fra JAMP referanselokaliteter 1993-1996,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt og  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fett. n: Antall, M: Middell, SD: Standardavvik, 50: Median, 90: 90 prosentil, MAX: Maksimum.

*Selected organochlorines in liver of lemon sole from Norwegian JAMP reference localities 1990-1998,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  wet weight and  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fat.*

| Stoffer              | n  | Våtvektsbasis |      |     |     |     | Fettbasis |      |      |      |      |
|----------------------|----|---------------|------|-----|-----|-----|-----------|------|------|------|------|
|                      |    | M             | SD   | 50  | 90  | MAX | M         | SD   | 50   | 90   | MAX  |
| $\Sigma\text{PCB}_7$ | 13 | 35,9          | 19   | 29  | 59  | 79  | 338       | 146  | 318  | 539  | 590  |
| CB138                | 13 | 8,8           | 4,8  | 8,0 | 14  | 20  | 83,3      | 40,1 | 81,0 | 149  | 157  |
| CB153                | 13 | 14,4          | 7,9  | 12  | 24  | 32  | 137       | 63,2 | 141  | 235  | 239  |
| CB209                | 13 | 1,1           | 0,42 | 1,0 | 2,0 | 2,0 | 12,0      | 9,0  | 9,9  | 17,5 | 39,2 |
| p,p-DDE              | 13 | 10,2          | 7,2  | 7,0 | 24  | 26  | 92,2      | 45,9 | 76,3 | 161  | 179  |
| p,p-<br>DDD          | 13 | 1,0           | 0,31 | 1,0 | 1,0 | 2,0 | 10,5      | 4,1  | 10,1 | 17,5 | 19,6 |
| $\alpha$ -HCH        | 13 | 1,1           | 0,42 | 1,0 | 2,0 | 2,0 | 10,8      | 4,0  | 10,1 | 17,5 | 19,6 |
| $\gamma$ -HCH        | 13 | 1,5           | 0,58 | 2,0 | 2,0 | 2,0 | 14,2      | 4,8  | 14,9 | 19,8 | 20,2 |
| HCB                  | 13 | 1,5           | 0,79 | 1,0 | 3,0 | 3,0 | 13,5      | 3,2  | 14,2 | 17,5 | 19,6 |
| OCS                  | 13 | 1,0           | 0,14 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 9,9       | 4,4  | 8,9  | 17,5 | 19,6 |

Det er ikke funnet noen publiserte utenlandske registreringer av klororganiske stoffer i lomre. Utenom JAMP er det i Norge bare analysert prøver fra mistenkt forurensede havner med tilstøtende arealer. I Bergensområdet er det således i lever og filet funnet opp til henholdsvis 16 og 50 ganger høyere innhold av  $\Sigma\text{PCB}_7$  enn maksimumsverdiene i **Tabell 9** og **Tabell 10** (Skei *et al.*, 1994 og Knutzen *et al.* 1995a).

**Tabell 10.** Utvalgte rutinemessig analyserte klororganiske stoffer i filet av lomre (*Microstomus kitt*) fra JAMP referanselokaliter 1993-1996,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt og  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fett. n: Antall, M: Middell, SD: Standardavvik, 50: Median, 90: 90 prosentil, MAX: Maksimum.

*Selected organochlorines in muscle of lemon sole from Norwegian JAMP reference localities 1990-1998,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  wet weight and  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fat.*

| Stoffer              | n  | Våtvektsbasis |      |      |      |      | Fettbasis |      |      |     |     |
|----------------------|----|---------------|------|------|------|------|-----------|------|------|-----|-----|
|                      |    | M             | SD   | 50   | 90   | MAX  | M         | SD   | 50   | 90  | MAX |
| $\Sigma\text{PCB}_7$ | 12 | 0,41          | 0,16 | 0,43 | 0,57 | 0,65 | 246       | 95,2 | 233  | 350 | 450 |
| <b>CB138</b>         | 14 | 0,10          | 0,04 | 0,10 | 0,14 | 0,18 | 55,2      | 24,3 | 50,0 | 100 | 100 |
| <b>CB153</b>         | 14 | 0,14          | 0,06 | 0,14 | 0,20 | 0,26 | 73,5      | 22,5 | 72,5 | 100 | 100 |
| <b>CB209</b>         | 14 | 0,06          | 0,04 | 0,03 | 0,10 | 0,10 | 39,1      | 32,1 | 30,0 | 100 | 100 |
| <b>p,p-DDE</b>       | 14 | 0,11          | 0,07 | 0,09 | 0,20 | 0,25 | 64,1      | 42,4 | 65,4 | 100 | 160 |
| <b>p,p-DDD</b>       | 14 | 0,06          | 0,03 | 0,03 | 0,10 | 0,10 | 38,0      | 32,9 | 30,0 | 100 | 100 |
| $\alpha$ -HCH        | 14 | 0,06          | 0,03 | 0,03 | 0,10 | 0,10 | 38,0      | 32,9 | 30,0 | 100 | 100 |
| $\gamma$ -HCH        | 4  | 0,11          | 0,15 | 0,04 | 0,33 | 0,33 | 47,8      | 29,1 | 53,0 | 75  | 75  |
| <b>HCB</b>           | 14 | 0,06          | 0,04 | 0,05 | 0,10 | 0,13 | 40,0      | 31,3 | 30,0 | 100 | 100 |
| <b>OCS</b>           | 14 | 0,06          | 0,03 | 0,03 | 0,10 | 0,10 | 38,0      | 32,9 | 30,0 | 100 | 100 |

### 3.1.5 Skrubbe (*Platichthys flesus*)

Resultatene fra de to stasjonene 23B og 33B/X er visst i **Tabell 11** og **Tabell 12**. Stasjon 23B i Sandebukta kan pga. av aktiviteter i nedbørfeltet være en tvilsom referanselokalitet (kfr. imidlertid kap. 2.1).

Resultatene for de viktigste variable i den ene blandprøven av lever hhv. filet fra st. 23B 1994 var følgende (µg/kg våtvekt/ µg/kg fett):

|                     | lever  | filet     |
|---------------------|--------|-----------|
| ΣPCB <sub>7</sub> : | 36/237 | 0,22/157  |
| CB153:              | 12/79  | 0,06/43   |
| p,p-DDE:            | 9/59   | 0,07/50   |
| γ-HCH:              | 2/13   | 0,07/50   |
| HCB:                | 1/6,6  | 0,03/21,4 |

Det ses at medianverdiene på våtvektbasis i lever (**Tabell 11**) er omlag som resultatene fra st. 23B Karihavet; fettbaserte levermedianer derimot omkring det dobbelte. Innholdet av klororganiske stoffer i filet av skrubbe fra Karihavet var meget lavt sammenlignet med tallene i **Tabell 12**. Dette underbygger for så vidt at st. 33 Sandebukta er tvilsom som referansestasjon, men ikke med sterkere påvirkning enn at det kan antydes referansenivåer ut fra 50/75-prosentilene.

Gjennomsnittlig prosentbidrag fra CB 138 og CB153 til ΣPCB<sub>7</sub> i **Tabell 11** og **Tabell 12** er henholdsvis 21,0/27,3 og 20,5/24,2, altså bemerkelsesverdig lavere for begge variable enn i annen fisk fra referansestasjoner (se kap. 3.1.8). Også dette tyder på noe spesielle forhold i Sandebukta.

**Tabell 11.** Utvalgte rutinemessig analyserte klororganiske stoffer i lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) fra JAMP referanselokaliteter\* 1990-1998, µg/kg våtvekt og µg/kg fett. n: Antall, M: Middel, SD: Standardavvik, 50: Median, 90: 90 prosentil, MAX: Maksimum.

*Selected organochlorines in liver of flounder from Norwegian JAMP reference localities 1990-1998, µg/kg wet weight and µg/kg fat.*

| Stoffer           | n  | Våtvektbasis |     |      |     |     | Fettbasis |     |     |     |      |
|-------------------|----|--------------|-----|------|-----|-----|-----------|-----|-----|-----|------|
|                   |    | M            | SD  | 50   | 90  | MAX | M         | SD  | 50  | 90  | MAX  |
| ΣPCB <sub>7</sub> | 67 | 49           | 30  | 41   | 90  | 160 | 590       | 262 | 548 | 903 | 1909 |
| CB138             | 67 | 10,2         | 6,0 | 9,3  | 18  | 35  | 127       | 56  | 119 | 167 | 409  |
| CB153             | 67 | 12,9         | 8,3 | 11,1 | 23  | 50  | 157       | 79  | 142 | 227 | 568  |
| CB209             | 67 | 0,88         | 1,2 | 0,5  | 1,0 | 5,0 | 5,3       | 4,7 | 3,3 | 15  | 18   |
| p,p-DDE           | 67 | 12,5         | 8,5 | 11   | 25  | 52  | 169       | 157 | 138 | 231 | 1182 |
| p,p-<br>DDD       | 59 | 2,9          | 1,8 | 2,4  | 5,1 | 9,3 | 33        | 18  | 34  | 55  | 89   |
| α-HCH             | 67 | 1,6          | 1,6 | 1,0  | 5,0 | 9,0 | 19        | 20  | 11  | 65  | 83   |
| γ-HCH             | 67 | 1,8          | 1,2 | 1,6  | 3,0 | 5,0 | 20        | 7,7 | 20  | 30  | 36   |
| HCB               | 67 | 1,1          | 1,2 | 0,9  | 1,3 | 5,0 | 11        | 6,0 | 9,6 | 18  | 32   |
| OCS               | 67 | 0,9          | 1,2 | 0,5  | 1,0 | 5,0 | 5,1       | 4,8 | 3,3 | 15  | 18   |

- ) Bare en blandprøveobservasjon fra st. 23B Karihavet 1994, resten fra st. 33B/X, som er mer tvilsom mht. funksjon som referansestasjon (se kap. 2.1)

**Tabell 12.** Utvalgte rutinemessig analyserte klororganiske stoffer i filet av skrubbe (*Platichthys flesus*) fra JAMP referanselokaliter 1993-1996,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt og  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fett. n: Antall, M: Middel, SD: Standardavvik, 50: Median, 90: 90 prosentil, MAX: Maksimum.

*Selected organochlorines in muscle of flounder from Norwegian JAMP reference localities 1990-1998,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  wet weight and  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fat.*

| Stoffer              | n  | Våtvektbasis |      |      |      |      | Fettbasis |     |     |     |      |
|----------------------|----|--------------|------|------|------|------|-----------|-----|-----|-----|------|
|                      |    | M            | SD   | 50   | 90   | MAX  | M         | SD  | 50  | 90  | MAX  |
| $\Sigma\text{PCB}_7$ | 59 | 1,68         | 1,17 | 1,32 | 3,25 | 5,55 | 538       | 265 | 447 | 925 | 1700 |
| CB138                | 64 | 0,34         | 0,30 | 0,25 | 0,60 | 1,50 | 110       | 67  | 86  | 167 | 387  |
| CB153                | 64 | 0,40         | 0,37 | 0,30 | 0,70 | 1,84 | 127       | 80  | 103 | 200 | 477  |
| CB209                | 64 | 0,04         | 0,02 | 0,04 | 0,05 | 0,10 | 8,9       | 7,4 | 7,1 | 15  | 50   |
| p,p-DDE              | 64 | 0,51         | 0,50 | 0,34 | 1,14 | 2,24 | 157       | 108 | 122 | 288 | 747  |
| p,p-DDD              | 59 | 0,08         | 0,05 | 0,07 | 0,14 | 0,26 | 29        | 17  | 27  | 50  | 100  |
| $\alpha$ -HCH        | 64 | 0,07         | 0,04 | 0,05 | 0,10 | 0,20 | 20        | 15  | 15  | 40  | 91   |
| $\gamma$ -HCH        | 62 | 0,10         | 0,04 | 0,10 | 0,17 | 0,22 | 39        | 18  | 39  | 57  | 94   |
| HCB                  | 64 | 0,05         | 0,03 | 0,05 | 0,10 | 0,20 | 17        | 16  | 12  | 25  | 111  |
| OCS                  | 64 | 0,04         | 0,02 | 0,03 | 0,05 | 0,10 | 8,7       | 7,4 | 6,6 | 15  | 50   |

$\Sigma\text{PCB}_7$ ,  $\Sigma\text{DDT}$ ,  $\Sigma\text{HCH}$  og HCB i **skrubbefilet** er inkludert i SFTs klassifiseringssystem, og for disse foreslås (med ovennevnte forbehold) følgende endringer ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt):

$\Sigma\text{PCB}_7$ : Senkning fra 5 til 3(?)

$\Sigma\text{DDT}$ : Fra 2 for  $\Sigma\text{DDT}$  til 1(?) for p,p-DDE

$\Sigma\text{HCH}$ : Senkning fra 1 til 0,3(?)

HCB: Senkning fra 0,2 til 0,1(?)

I tillegg kan det tentativt foreslås 0,05  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt som referanseverdier for både OCS og CB209 (ikke med i klassifiseringssystemet).

Som usikre referanseverdier i skrubbelever (ikke med i klassifiseringssystemet) kan antydes ( $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{kg}$  våtvekt):

$\Sigma\text{PCB}_7$ : 70?

p,p-DDE: 25?

$\Sigma\text{HCH}$ : 7? (som for øvrige arter antatt omlag likt bidrag til summen fra de tre isomere)

HCB: 2?

OCS: 1?

CB209: 1?

### 3.1.6 Blåskjell (*Mytilus edulis*)

Resultatene av analyser fra de 34 referanselokalitetene for klororganiske stoffer i blåskjell er oppsummert i **Tabell 13**.

Gjeldende Kl.1 grense for blåskjells innhold av  $\Sigma\text{PCB}_7$  i SFTs klassifiseringssystem (Molvær *et al.* 1997, se Vedlegg A) er 4  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt. I henhold til **Tabell 13** kan denne grensen vurderes regulert ned til **3  $\mu\text{g}/\text{kg}$  v.v.**, som vel 90 % av konsentrasjonene fra referanselokaliteter har ligget under. På samme måte kan grensen for  $\Sigma\text{DDT}$  vurderes satt ned til **1,5  $\mu\text{g}/\text{kg}$** . Hvis man, som ovenfor foreslått for fisk, foretrekker å utelate  $\Sigma\text{DDT}$  fra klassifiseringen og erstatte med p,p-DDE, kan Kl. I grensen settes til **1  $\mu\text{g}$  DDE/kg v.v.** Grensen på 1  $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{v.v.}$  for  $\Sigma$  HCH kan beholdes. HCB ses å ha en 90-prosentil på 0,1  $\mu\text{g}/\text{kg}$  v.v. i **Tabell 13**. Dette er identisk med Kl. I grensen, som følgelig kan være uendret.

I det begrensede utvalg av prøver der både morsubstans og metabolitter er analysert, var det følgende prosentbidrag til  $\Sigma\text{DDT}$  fra enkeltforbindelsene (middel/standardavvik): 18/14 fra DDT, 60/13 fra DDE og 22/9 fra DDD. Dominansen av det mest stabile nedbrytningsproduktet – p,p-DDE – er som

man skulle forvente på lokaliteter som overveiende eller bare berøres av langtransport. Imidlertid er det som man ser merkelig stor spredning i prosentandelen fra morsubstansen. Av enkeltresultater fremgår at maksimalbidraget fra morsubstansen til  $\Sigma$ DDT var 54 %.

**Tabell 13.** Utvalgte rutinemessig analyserte klororganiske stoffer i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra JAMP referanselokaliteter 1990-1998,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt og  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fett. n: Antall, M: Middel, SD: Standardavvik, 50: Median, 75: 75 prosentil, MAX: Maksimum.

*Selected organochlorines in the common mussel from Norwegian JAMP reference localities 1990-1998,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  w.w. and  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fat.*

| Stoffer                   | n   | Våtvektbasis |      |      |      |      | Fettbasis |      |      |      |      |
|---------------------------|-----|--------------|------|------|------|------|-----------|------|------|------|------|
|                           |     | M            | SD   | 50   | 90   | MAX  | M         | SD   | 50   | 90   | MAX  |
| $\Sigma$ PCB <sub>7</sub> | 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 |
| $\Sigma$ DDT              | 53  | 0,50         | 0,60 | 0,32 | 0,93 | 2,99 | 27,9      | 22,0 | 22,7 | 51,7 | 104  |
| $\alpha$ -HCH             | 241 | 0,09         | 0,05 | 0,09 | 0,17 | 0,30 | 6,5       | 6,1  | 5,4  | 10,0 | 76,9 |
| $\gamma$ -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 |



For PCB kan tallene i **Tabell 13** jevnføres med data fra følgende nyere eller ikke tidligere refererte publikasjoner (for eldre arbeider kfr. Knutzen og Green 1995), µg/kg våtvekt:

- Bright et al. (1995):** Referanselokalitet og noe påvirkede områder i arktisk Canada 1991-1992: **1,5-5,0 som Aroclor ekvivalenter**.
- Cleeman et al. (2000):** 3 lok. Grønland 1994-1995, **0,44-1,09** som  $\Sigma\text{PCB}_7$ .
- DMU (Danmark Miljøundersøgleser, 1999):** 1,7-17,9 som  $\Sigma\text{PCB}_{10}$  ( $\text{PCB}_7 + \text{CB31/105/156}$ ), lavest på vestkysten, høyest lokalt i indre Horsensfjord. Data fra 1998.
- Galceran et al. (1993):** Ebrodeltaet/Spania (påvirket), **12-106** som  $\Sigma\text{PCB}_7$ .
- Khim et al. (2000):** Generelt mer eller mindre påvirkede lokaliteter i Korea, intervall for middelverdier i fem regioner, 13-33 som  $\Sigma\text{PCB}_{98}$ .
- Leah et al. (1997a):** Mersey-estualet/England 1990-1992, **20,1** som  $\Sigma\text{PCB}_6$  ( $\Sigma\text{PCB}_7$  minus CB118).
- Lee et al. (1996a):** 10 st. i Østersjøen 1990-1991,  $\Sigma\text{PCB}_9$  (herunder  $\text{PCB}_7$  minus CB28/101), ca. **6-80** (beregnet her ut fra tørrvektsbasis, antatt våtvekt:tørrvekt 6:1).
- Lowe et al. (1995):** *Mytilus galloprovincialis*. 6 st. i Venezialagunen og 1 st. på åpen kyst utenfor 1992-1993,  $\Sigma\text{PCB}_8$  ( $\Sigma\text{PCB}_7$  minus CB28/101 pluss CB159), ca. **1,5-12** (beregnet her ut fra tørrvektsbasis).
- Opstazuk et al. (1997):** 1 lokalitet på tysk Nordsjøkyst 6 ganger i 1993, av **CB138** ca. 1,0-2,8 (lest av figur).
- Peven et al. (1996):** I ulike grad påvirkede lokaliteter på Amerikas østkyst (Hudson River-Long Island Sound) 1989, ca. **7-330 som  $\Sigma\text{PCB}_{19}$**  (inkludert  $\text{PCB}_7$ ), beregnet her ut fra tørrvektsbasis.
- Roose et al. (1998):** 3 lokaliteter i Belgia 1983-1993, ca. medianverdier **18-48 som Aroclor 1260** (beregnet her ut fra fettbasis og antatt fett % 2).
- Thompson et al. (1996):** 16 st. i Skottland 1992 og 10 st. i Irskesjøen 1993. Skottland: ca. **0,5-30 som  $\Sigma\text{PCB}_{21}$**  (inkludert  $\text{PCB}_7$ ), 9 av stasjonene under ca. 1,5 µg/kg våtvekt (beregnet her ut fra tørrvektsbasis). Irskesjøen: ca. **1-30 som  $\Sigma\text{PCB}_{21}$** .
- Thompson et al. (1999):** Arachonbukten, franske Atlanterhavskysten 1997. Ca. **4** som  $\Sigma\text{PCB}_7$  (5,5 som  $\Sigma\text{PCB}_{19}$ , beregnet her ut fra tørrvektsbasis).
- Van Zeijl (1999) og Akhiat et al. (2000):** 2 lok. i estuarene av Schelde og Ems, Nederland, 1997 og 1998: hhv. **3,2/53** og **13,5/12,8** som  $\Sigma\text{PCB}_7$ .
- Widdows et al. (1995):** 26 lokaliteter fra Thamesestuaret til Shetland 1990. **Som Aroclor 1254** fra ca. <1 (11 steder) til ca. 135 (beregnet her ut fra tørrvektsbasis).
- Ylitalo et al. (1999):** 5 stasjoner på østkysten av USA 1993-1994: 3,8-190 som sum av 13 angitte kongenere (3,2-108) pluss andre PCB-topper. CB138: 0,5-14, CB153: 0,4-29 µg/kg v.v.

I tillegg kan nevnes rapportering av delvis meget høye konsentrasjoner av total PCB (ekvivalenter av Aroclor 1254/1260) i *Mytilus galloprovincialis* fra Adriaterhavet 1970-1992 hos Picer og Picer (1994, 1995a,b) og i Villeneuve et al. (1999) fra sydkysten av Frankrike mot Genoa i 1988-1989. Mange eksempler på høye verdier rapporteres også fra USAs Mussel Watch program (Sericano et al., 1995). Fra nordiske land er det ikke funnet nyere publiserte data for PCB i muslinger enn arbeidet til Granby og Spliid (1995) fra Kattegat 1989-1991, som ble referert i forrige sammenstillingsrapport for JAMP (Knutzen og Green, 1995).

Selv om majoriteten av de refererte utenlandske PCB-nivåer som ventelig ligger over det som er funnet på norske referansestasjoner, ses av ovenstående at det også er eksempler på konsentrasjoner under 90-prosentilen for  $\Sigma\text{PCB}_7$  i **Tabell 13** (Cleeman et al. 2000; Thompson et al. 1996). Andre eksempler på tilsvarende lave konsentrasjoner, men angitt i andre enheter, har man fra arktisk Canada (Bright et al. 1995), deler av Storbritannia (Widdows et al. 1995), deler av Danmark (DMU, 1999) og østkysten av USA (Ylitalo et al. 1999). I sammenstillingen av data for Arctic Assessment and Monitoring Programme (AMAP) refererer March et al. (1998) verdier fra Island, Grønland Russland og arktisk Canada, der  $\Sigma\text{PCB}$  (7-47 kongenere) stort sett var under 2 (opp til 4,6) µg/kg v.v.

På samme måte som for fisk er det forbausende å se hvor få nyere data som er publisert (her fem arbeider: DMU 1999; Thompson *et al.* 1999; van Zeijl 1999; Akhiat *et al.* 2000; Khim *et al.* 2000 med analyser av prøver samlet etter 1995). I betraktning av at det for PCBs vedkommende dreier seg om en global kontaminering med mistenkte alvorlige konsekvenser for marint tilknyttet dyreliv, er det betenkelig med en i hvert fall tilsynelatende stor mangel på grunnlagstall for overordnede beregninger av PCBs transport og skjebne i biosfæren. Den omfattende overvåking som er i gang i mange land forfeiler et viktig mål så lenge globale data er tilgjengelig i så liten grad som det her synes å være tilfellet. På det regionale/lokale plan er blåskjell viktig for PCB-omsetning i innhav og fjorder ved å øke sedimenteringen av PCB-holdig materiale (Bjørk *et al.* 2000)

Ved sammenligning av resultatene for DDT og metabolitter i **Tabell 13** med tall fra studier i utlandet finner man her overveiende høyere verdier (Galceran *et al.* 1996; Khim *et al.* 2000; Leah *et al.* 1997b; Lee *et al.* 1996a; Lowe *et al.* 1995; Peven *et al.* 1996; Picer og Picer 1994, 1995a,b; Sericano *et al.* 1995); Villeneuve *et al.* 1999; Widdows *et al.* 1995), men også eksempler på tilsvarende nivåer som på de norske referanselokalitetene (Widdows *et al.* 1995; Opstazuk *et al.* 1997; March *et al.* 1998, fra Arktis; DMU 1999; Cleemann *et al.* 2000).

Fra norske fjorder og havneområder er det en rekke tilfeller av at forurensningsnivået mht. klororganiske stoffer i blåskjell er markert høyere enn på referanselokalitetene. Siden blåskjell bare under spesielle omstendigheter påvirkes i særlig grad fra eldre tilførsler lagret i sedimentene, er slike data vitnesbyrd om lokale kilder på land (søppelfyllinger, nedgravet avfall fra industri eller forsvaret).

For PCB er slike tilfeller konstatert ved bruk av blåskjell som indikator bl.a. i Papperhavn/Hvaler (Berge 1997), indre Oslofjord (Knutzen *et al.* 2000b), indre del av Sandefjordsfjorden (Knutzen og Hylland 1998), indre Kristiansandsfjorden (Knutzen *et al.* 1998; Næs *et al.* 2000), over betydelige arealer i fjordene rundt Bergen, bl.a. ved marinebasen Haakonsværn (Konieczny *et al.* 1993; Skei *et al.* 1994; Knutzen *et al.* 1995a) og ellers vidt utbredt i havneområder (Knutzen *et al.* 1995b; Jørgensen *et al.* 2000). Se også Bakke og Jensen (1996) om situasjonen i omegnen av orlogsbasen ved Ramsund/Nordland.

Vedrørende DDT med nedbrytningsprodukter er anvendeligheten av blåskjell som indikator på nåtidig tilførsler utover vanlig diffus belastning vist særlig i Sørfjorden/Hardangerfjorden (Knutzen *et al.* 1999a); for HCB i Kristiansandsfjorden (Knutzen *et al.* 1998) og i Grenlandsområdet før og etter rensetiltak ved Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk (Jarandsen 1991).

### 3.1.7 Reke (*Pandalus borealis*)

Som nevnt innledningsvis er det innen JAMP ikke gjort videre analyser av miljøgiftinnholdet i reker utover de to parallelle prøver av tråltrekk fra hver av de tre stasjonene nevnt i kap. 2.1. **Tabell 14** inkluderes her for fullstendighets skyld.

**Tabell 14.** Utvalgte rutinemessig analyserte klororganiske stoffer i halemuskel av reker (*Pandalus borealis*) fra JAMP referanselokaliter 1990,  $\mu\text{g/kg}$  våtvekt og  $\mu\text{g/kg}$  fett. n: Antall, M: Middel, SD: Standardavvik, 50: Median, 75: 75 prosentil, MAX: Maksimum.  
*Selected organochlorines in the tail muscle of shrimps from Norwegian JAMP reference localities 1990,  $\mu\text{g/kg}$  w.w. and  $\mu\text{g/kg}$  fat.*

| Stoffer              | n | Våttvektsbasis |      |      |      |      | Fettbasis |      |      |      |      |
|----------------------|---|----------------|------|------|------|------|-----------|------|------|------|------|
|                      |   | M              | SD   | 50   | 75   | MAX  | M         | SD   | 50   | 75   | MAX  |
| $\Sigma\text{PCB}_7$ | 6 | 5,8            | 1,8  | 6,2  | 7,1  | 8,6  | 460       | 212  | 505  | 653  | 661  |
| <b>CB138</b>         | 6 | 1,2            | 0,46 | 1,1  | 1,6  | 1,7  | 86,4      | 37,7 | 78,3 | 131  | 133  |
| <b>CB153</b>         | 6 | 1,9            | 0,94 | 1,6  | 2,5  | 3,6  | 137       | 58,1 | 122  | 198  | 222  |
| $\gamma\text{-HCH}$  | 6 | 0,12           | 0,04 | 0,10 | 0,14 | 0,21 | 9,8       | 5,3  | 9,5  | 13,5 | 18,5 |
| <b>HCB</b>           | 6 | 0,22           | 0,08 | 0,23 | 0,29 | 0,33 | 16,3      | 5,8  | 18,4 | 20,7 | 22,9 |

Det synes også ellers bare å være gjort et fåtall undersøkelser i reker. Fra prøver samlet i Barentshavet, ved Svalbard og i Nordland/Troms rapporterte Solberg *et al.* (1997) vesentlig lavere  $\Sigma\text{PCB}_7$ -innhold enn i JAMP-prøvene: maksimum 0,6  $\mu\text{g/kg}$  våtvekt, derimot mer likt for HCB (<0,2-0,6  $\mu\text{g/kg}$ ) og for  $\Sigma\text{HCH}$  <0,1-0,3  $\mu\text{g/kg}$ .  $\Sigma\text{DDT}$  lå under deteksjonsgrensen. I Grenlandsfjordene er det observert  $\text{PCB}_7$ -nivåer omkring 2-5  $\mu\text{g/kg}$  våtvekt og et DDE-innhold på 0,1  $\mu\text{g/kg}$  (Knutzen *et al.* 1994a).

Betydningen av registreringer av klororganiske stoffer i reker eller lignende vertikalvandrende krepsdyr ligger i at de eksponeres for disse stoffene i sedimenter og er viktige ledd i næringskjedetransporten frem til fisk og marine pattedyr/fugl. Indikatorverdien synes isolert sett begrenset, men informasjon om miljøgiftnivåer i reker og krill er av betydning for å forstå miljøgiftenes omsetning og skjebne både i lokale resipienter og regionalt/globalt.

### 3.1.8 Oppsummering av forslag til referansenivåer for klororganiske stoffer

Det følgende sammendrag er basert på data og diskusjon i kapitlene 3.1.1-3.1.6 og 3.2. Her fremgår bakgrunnen for forslagene og de usikkerheter som er knyttet til dem. I en del tilfeller er det funnet å kunne foreslå referansenivåer selv om datagrunnlaget er spinkelt. I de følgende tabell oversikter er slike tilfeller markert med ? etter vedkommende verdi. For mange variable er det for få observasjoner til at forslag til referanseverdier kan fremmes; slik som for toksafen, klordaner (dessuten grupper av klororganiske miljøgifter som ikke omhandles i rapporten).

Forslagene til referanseverdier fra kapitlene 3.1.1-3.1.6 og 3.2 er sammenstilt i **Tabell 15**. Merk at i forhold til SFTs klassifiseringssystem er det benyttet p,p-DDE istedenfor  $\Sigma$ DDT. Som nevnt 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  $\Sigma$ DDT. Videre er det for  $\Sigma$ HCH, der analyse av  $\gamma$ -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 - .

**Tabell 15.** Sammendrag av forslag til referanseverdier for klororganiske stoffer i fisk og blåskjell (kfr. Kap. 3),  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt. **Avvik fra Kl. I i Molvær et al. (1997) er uthevet i kursiv.**

*Summary of proposed reference values for organochlorines in fish (cod, dab, plaice, lemon sole, flounder) and the common mussel,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  wet weight. (? denotes uncertainty due to few registrations and - scarcity or lack of data). In bold italics: Deviations from the classification system in force (Molvær et al., 1997).*

| Art/vev            | $\Sigma\text{PCB}_7$ | p,p-DDE                 | $\Sigma\text{HCH}^{1)}$ | HCB         | OCS   | CB209 | $\text{TE}_{\text{PCB}}$ | $\text{TE}_{\text{PCDF/D}}$ |
|--------------------|----------------------|-------------------------|-------------------------|-------------|-------|-------|--------------------------|-----------------------------|
| <b>Torsk</b>       |                      |                         |                         |             |       |       |                          |                             |
| Lever              | 500                  | <b>200<sup>2)</sup></b> | <b>30</b>               | 20          | 5     | 5     | 0,05?                    | <b>0,01</b>                 |
| Filet              | <b>3</b>             | 1                       | <b>0,3</b>              | 0,2         | 0,05  | 0,05  | -                        | -                           |
| <b>Sandflyndre</b> |                      |                         |                         |             |       |       |                          |                             |
| Lever              | 150                  | 60                      | 15                      | 5           | 2     | 5     | -                        | -                           |
| Filet              | 5                    | 2                       | 0,5                     | 0,2         | 0,1   | 0,2   | -                        | -                           |
| <b>Rødspette</b>   |                      |                         |                         |             |       |       |                          |                             |
| Lever              | 70                   | 25                      | 7                       | 5           | 2     | 2     | -                        | -                           |
| Filet              | 4                    | 1                       | 0,3                     | 0,2         | 0,1   | 0,1   | -                        | -                           |
| <b>Lomre</b>       |                      |                         |                         |             |       |       |                          |                             |
| Lever              | 70?                  | 25?                     | 7?                      | 3?          | 2?    | 2?    | -                        | -                           |
| Filet              | 1?                   | 0,5?                    | 0,5?                    | 0,1?        | 0,1?  | 0,1?  | -                        | -                           |
| <b>Skrubbe</b>     |                      |                         |                         |             |       |       |                          |                             |
| Lever              | 70?                  | 25?                     | 7?                      | 2?          | 1?    | 1?    | -                        | -                           |
| Filet              | <b>3?</b>            | <b>1?</b>               | <b>0,3?</b>             | <b>0,1?</b> | 0,05? | 0,05? | -                        | -                           |
| <b>Blåskjell</b>   | <b>3</b>             | <b>1<sup>3)</sup></b>   | 1                       | 0,1         | 0,1   | 0,1   | -                        | - <sup>4)</sup>             |

<sup>1)</sup> Bare resultater for  $\alpha$ - og  $\gamma$ -HCH. Antatt at  $\beta$ -HCH ved diffus belastning i gjennomsnitt ligger på samme nivå som  $\alpha$ - og  $\gamma$ -isomerene.

<sup>2)</sup> Alternativt 300  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt for  $\Sigma$ DDT.

<sup>3)</sup> Alternativt 1,5  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt for  $\Sigma$ DDT.

<sup>4)</sup> Ikke data fra JAMP referansestasjoner, men ut fra andre registreringer satt til 0,0002  $\mu\text{g}/\text{kg}$  i SFTsklassifiseringssystem (Molvær et al. 1997).

### 3.1.9 Jevnføring av artenes innhold av klororganiske stoffer og PCB-profiler

I **Tabell 16** er oppsummert resultatene for utvalgte klororganiske variable i form av medianverdiene på fettbasis i lever av fisk og blåskjell. Skrubbe er utelatt fra sammenligningen pga. at materialet domineres av den omtalte lokaliteten med tvilsom egnethet som referanse.

Det fremgår at blåskjell, som har lavt fettinnhold kombinert med hurtig utskillelse, skiller seg ut ved vesentlig lavere konsentrasjoner. For øvrig er det vanskelig å si noe om eventuelle forskjeller mellom artene ut referansematerialet sett samlet, idet man da forutsetter lik belastning på alle stasjonene. Selv om dette er en generell premisse for rapportens praktiske formål, er det ikke brukbart som utgangspunkt for en jevnføring av ulike fiskeslags netto akkumuleringsegenskaper.

**Tabell 16.** Medianverdier på fettbasis for utvalgte klororganiske stoffer i lever av fisk and i blåskjell fra referansestasjoner,  $\mu\text{g/kg}$  våtvekt.

*Median concentrations on lipid basis of selected organochlorines in fish liver(cod, dab, plaice, lemon sole) and blue mussel from reference localities,  $\mu\text{g/kg}$  wet weight.*

| Variable             | Torsk | Sandflyndre | Rødspette | Lomre | Blåskjell |
|----------------------|-------|-------------|-----------|-------|-----------|
| $\Sigma\text{PCB}_7$ | 513   | 464         | 286       | 318   | 76,7      |
| <b>CB153</b>         | 181   | 171         | 95,4      | 141   | 24,0      |
| <b>HCB</b>           | 26,2  | 16,3        | 13,3      | 14,2  | 4,1       |

Isteden er det gjort 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.

Av de presenterte resultatene i **Tabell 17** ses for det første at i hver 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. Når det av **Tabell 16** synes å fremgå at torsk akkumulerer mer enn lomre, dvs.noe som ikke bekreftes av den statistiske analyse for tilfellene av samme prøvested og år, er dette en indikasjon på at eksponeringen varierer mellom referanselokalitetene.

**Tabell 17.** Variansanalyse (ANOVA) vedørende konsentrasjoner av klororganske 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.

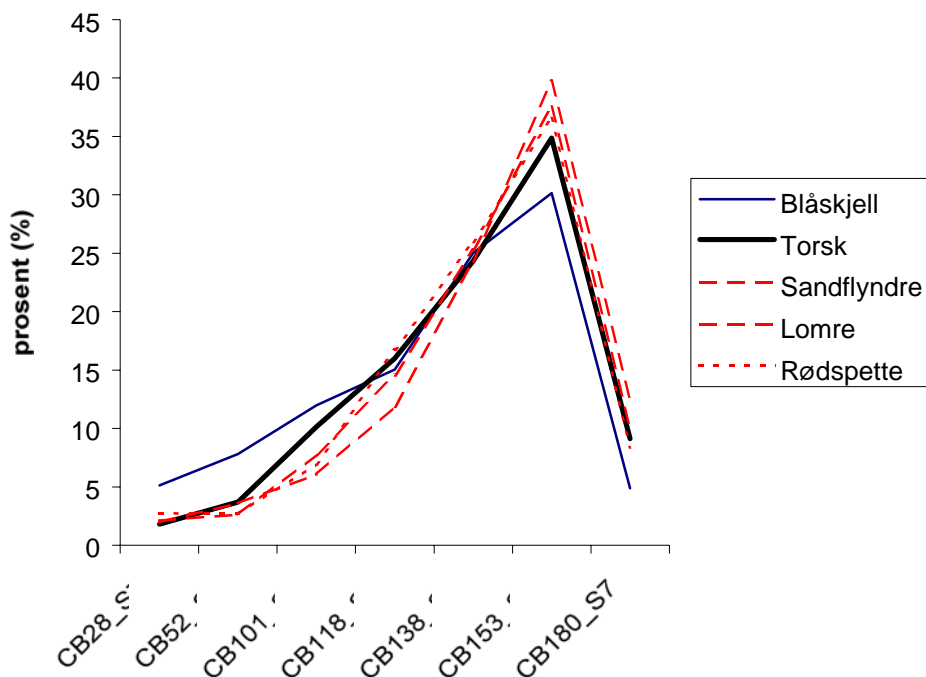
*ANOVA on differences in lipid based contaminant concentrations between liver of cod (T), dab (S), lemon sole (L), and plaice (R). The shaded fields indicate significantly higher concentrations in the first of the two species compared.*

| 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 18** gir en oversikt mht. det prosentvise bidraget fra enkeltforbindelser til  $\Sigma$ PCB<sub>7</sub> i lever av fisk og i blåskjell fra referansestasjoner. (Skрубbe er utelatt pga. av at materialet som tidligere omtalt 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 4**). 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 (de Boer *et al.* 1993) i PCB-forurenset fisk er funnet ved flere undersøkelser, således også i torsk fra Nord-Atlanteren (Stange *et al.*, 1996), Østersjøen (Atuma *et al.*, 1996), Skottland (Kelly *et al.*, 1994), Mersey-estuetet i England (Leah *et al.*, 1997a). I (det sparsomme)materialet til Atuma *et al.* (1996) var det relative bidraget fra CB153 til  $\Sigma$ PCB<sub>7</sub> hele 45 %. Noe avvikende profil i torsk, med omlag likt eller svakt høyere bidrag fra CB 118 og 138 enn 153 til sum PCB, ble registrert i torsk fra en arm av Varangerfjorden 1989-90 (Ruus *et al.* 1999; Føreid *et al.* 2000). For torsk fra Vester-Tana 1987-1998 rapporterte Sinkonen og Paasivirta (2000) et noe høyere bidrag fra CB138 enn CB153 og relativt mer av 118 og 138 enn i torsk fra Nordsjøen. Slike avvik kan muligens tyde på lokal påvirkning og medfølgende modifikasjon av den gjennomgående "bakgrunnsprofilen". Imidlertid er det også flere tilfeller fra markert eller sterkt PCB-påvirkede områder i Norge at CB153 har vært den mest fremtredende kongener i torsk etterfulgt av CB138, eksempelvis i fjordene rundt Bergen (Knutzen *et al.* 1995a, vedlegg 3) og i indre Oslofjord (Knutzen *et al.* 2000b, vedlegg 3.) I indre Sandefjordsfjorden var derimot CB138 mest fremtredende (Knutzen og Hylland 1998, vedlegg B). 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 (som hos skрубbe i **Tabell 18**) vil være en indikasjon på ferskere og stadig tilførsel.

## PCB-profiler



**Figur 4.** 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*).

The PCB-profiles at reference stations in liver of cod, dab, flounder, plaice, lemon sole and in blue mussels.

**Tabell 18.** PCB-mønster<sup>1)</sup> fra referansestasjoner i lever av torsk (*Gadus morhua*), sandflyndre (*Limanda limanda*), rødspette (*Pleuronectes platessa*) og lomre (*Microstomus kitt*), samt i blåskjell (*Mytilus edulis*). Middell±Standardavvik i enkeltforbindelsers %-bidrag til  $\Sigma\text{PCB}_7$ . n=antall observasjoner\*.

The PCB-profiles at reference stations in liver of cod, dab, plaice, lemon sole and in blue mussels.

Mean/standard deviation for congener percentages of  $\Sigma\text{PCB}_7$ , and count (n).

| 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  |

<sup>1)</sup>Alle komplette datasett, dvs. med deteksjonsgrense vurdert som tilfredstillende. Fiskelever: Alle deteksjonsgrenser tilfredstillende (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.

Også for blåskjells vedkommende ses av **Tabell 18** et relativt størst bidrag til  $\Sigma\text{PCB}_7$  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: Lee *et al.* (1996), Leah *et al.* (1997a), A. Thompson *et al.* (1996), S.Thompson *et al.* (1999) og Villeneuve *et al.* (1999); se dessuten eldre referanser i Knutzen og Green (1995). Det samme hovedmønsteret gjenfinnes også i blåskjelldata fra flere norske undersøkelser i belastede omgivelser, bl.a. fra Bergensområdet (Skei *et al.*, 1994; Knutzen *et al.*, 1995a), indre Sandefjordsfjorden (Knutzen og Hylland, 1998), indre Oslofjord

(Knutzen *et al.*, 2000b), de av Kristiansandsfjorden (Næs *et al.*, 2000) og likeledes i en del nordnorske havner (Jørgensen *et al.*, 2000)

Eksempler på relativ dominans av CB153 og CB138 hos annen marin fisk finnes hos Kannan *et al.* (1995), Leah *et al.* (1997a), Stange *et al.* (1996) .

Ved en variansanalyse av materialet i **Tabell 18**, er det ikke bare blåskjell som skiller seg ut ved høyere prosentbidrag til  $\Sigma\text{PCB}_7$  fra CB 28, 52 og 101 og samsvarende mindre fra 153 og 180 enn tilfellet er i fisk.

Det fremter også signifikante nyanseforskjeller i PCB-profilen ved parvis sammenligning mellom fiskeartene (**Tabell 19**, Vedlegg F). F.eks. fremtrer det som karakteristisk for torsk med et relativt større bidrag til  $\Sigma\text{PCB}_7$  fra CB52 og CB101 enn i alle flatfiskartene. Imidlertid må det igjen tas forbehold knyttet til det forholdsvis lave antall analyser i flatfiskartene.

**Tabell 19.** Fisher parvis sammenligninger av enkeltforbindelsers %-bidrag til  $\Sigma\text{PCB}_7$  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 (kfr. Vedlegg F).

*Fisher paired comparisons on percentage contribution of congeners to  $\Sigma\text{PCB}_7$  in blue mussels (B and liver of cod (T), dab (S), lemon sole (L), and plaice (R)). The shaded fields indicate differences where percentages in the first species are lower (light gray) or higher (dark gray) than the second species.*

|        | 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 | <    | <    | <     | <     | <     | <     | >     |



### 3.2 Ikke rutinemessig analyserte klor-/bromorganiske stoffer

Noen av de mest aktuelle stoffgruppene det trengs opplysninger om for å bedømme forurensningssituasjonen krever avanserte analyser. Slike analyser er anbefalt, men ikke obligatoriske innen JAMP. Blant de viktigste gruppene er polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD, "dioksiner") og PCB-forbindelser med dioksinlignende virkningsmekanisme. Andre er polyklorerte naftalener (PCN), hvorav noen dioksinlignende, toksafen (tidligere også betegnet polyklorerte kamfener, nå mest polyklorerte bornaner) og persistente bromorganisk stoffer, fremst bromerte flammehemmere.

I 1996 ble det innen norske JAMP samlet inn én blandprøve av torskelever (n=25) fra hver av fire lokaliteter på åpen kyst (36B Færder/ytreOslofjord, 15B Ullerø/Lista, 23B Karihavet og 98B Lille Molla/Lofoten) med henblikk på forekomsten av ovennevnte stoffer, samt flere PCB-kongenere og flere isomere av DDT med nedbrytningsprodukter enn rutinemessig registrert, videre klordaner og sumvariable for klor og brom bundet til organisk stoff.

#### 3.2.1 Polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD), dioksinlignende PCB og PCN (polyklorerte naftalener).

Hovedresultatene fra analysene av dioksiner og PCB/PCN med dioksinlignende effekt er gjengitt som innhold av toksisitetsekvivalenter (TE) i **Tabell 20**. TE fra PCDF/PCDD, non- og mono-orto PCB er beregnet i henhold til enkeltstoffenes toksisitetekvivalentfaktorer (TEF) i den nyeste modellen for slike beregninger fra WHO (Van den Berg *et al.* 1998). Denne modellen avviker fra de i Norge tidligere brukte modellene (Ahlborg 1989, Ahlborg *et al.* 1994) ved TEF-verdier for 1,2,3,7,8-PeCDD på 1,0 istedenfor 0,5; for 1,2,3,7,8-PeCDF på 0.05 i stedet for 0.01; for OCDF/OCDD på 0,0001 mot 0,001 og for CB77 0.0001 mot 0.0005. Tentative TEF-verdier for forbindelser av PCN (1,2,3,4,6,7/1,2,3,5,6,7-HxCN og 1,2,3,4,5,6,7-HpCN) er fra Hanberg *et al.* (1990, 1991). TE<sub>mono-orto PCB</sub> gir summen av TE-bidrag fra CB 105, 118, 156, 157 og 189 (114, 123 og 167 ikke analysert).

**Tabell 20.** 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 ( $\Sigma$ TE også i ng/kg fett). Hver blandprøve av 25 individer.

*TEQ from PCDF/PCDDs, non- and mono-ortho PCBs and PCNs in liver of cod from Norwegian JAMP open coast localities in 1996, ng TEQ/kg w.w. ( $\Sigma$ TEQ also in ng/kg fat). Each pooled sample of 25 fish.*

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

Det største bidrag til  $\Sigma$ TE ses at kom fra dioksinlignende PCB, som utgjorde 74-93 % av totalinnholdet. Av dette bidro non-orto forbindelser med mesteparten: 58-66 % av  $\Sigma$ TE mot 17-33 % fra mono-orto forbindelsene. Innen non-orto gruppen var CB126 dominerende, med fra 20,4 ng TE/kg v.v. i torsken fra st. 23 B Karihavet til 86.3 ng/kg i Færderprøven (upubliserte rådata). De viktigste mono-orto forbindelsene var 118 og 156.

Videre av **Tabell 20** ses at bidraget fra PCN til  $\Sigma$ TE var ubetydelig.

Verdier for TE<sub>PCDF/PCDD</sub> på 8,4-10,8 ng/kg våtvekt er innen det intervallet av verdier som ellers er observert på norske referansestasjoner (Knutzen og Green 1995 med ref.; Knutzen *et al.* 1998; Solberg *et al.* 1997, 1999). I flere tilfeller er det til og med i ellers mer eller mindre påvirkede havner og tilgrensende områder registrert konsentrasjoner under 10 ng/kg våtvekt i torskelever (Knutzen *et al.* 1995a, 2000b; Knutzen og Hylland 1998; Jørgensen *et al.* 2000). **Ut fra dette anbefales at Kl. I**

**grensen for TE<sub>PCDF/PCDD</sub> i torskelever settes ned fra 15 ng/kg våtvekt (Molvær *et al.* 1997) til 10 ng/kg.**

For TE<sub>PCB</sub> og TE<sub>PCN</sub> er det foreløpig spinkelt grunnlag for å foreslå referansenivåer til bruk innen SFTs klassifiseringssystem. **En tentativ Kl. I grense på 1 ng TE<sub>PCN</sub>/kg våtvekt** underbygges av spredte andre observasjoner (Knutzen og Hylland 1998; Solberg *et al.* 1999; Knutzen *et al.* 2000b). Imidlertid synes PCN i høyere konsentrasjoner å ha så begrenset utbredelse (foreløpig bare konstatert i Grenlandfjordene og Kristiansandsfjorden) at behovet for å inkludere gruppen i SFTs klassifiseringssystem er liten. Man bør likevel være oppmerksom på at dette kan endre seg hvis det kommer ytterligere underlag for at flere PCN enn det er regnet med her har dioksinlignende virkning (Villeneuve *et al.* (2000)).

Behovet for å ha med TE<sub>PCB</sub> i systemet er u diskutabelt sett i lys av at dioksinlignende PCB har den helt dominerende andel av sum TE fra alle stoffer med dioksineffekt ved bare diffus belastning, og dessuten gir et mål for farlighetsgraden i de mange tilfellene av overkonsentrasjoner med PCB i fisk og skalldyr.

Det så langt sparsomme datamaterialet fra referanseområder langs kysten gir imidlertid ikke et tilfredsstillende pålitelig grunnlag for å foreslå en kl. I grense for TE<sub>PCB</sub>. Ser man bort fra Færderstasjonen, som er mer enn "normalt" belastet sammenlignet med andre åpne farvann, antydes av resultatene i **Tabell 20** en grense på 50 ng TE<sub>PCB</sub>/kg våtvekt. Andre resultater kan muligens indikere at man selv på åpen kyst må være forberedt på noe høyere nivåer. Således angir Solberg *et al.* (1999) 70 ng/kg våtvekt i en blandprøve fra utenfor sørvestlandet. Her gir det imidlertid en usikkerhet at beregningsgrunnlaget har vært litt annerledes (regnet med et par di-orto PCB, som Van den Berg *et al.* 1998, siden har utelatt). Prøven viste dessuten et uvanlig forhold mellom bidraget fra non-orto versus øvrige PCB, idet førstnevnte gruppe bar utgjorde en mindre del av summen, istedenfor som mest vanlig å være dominerende, kfr. bl.a. **Tabell 20**). Fra tre Nord-Norge prøver (Henningsværstrømmen, Stordjupta/Senja og Båtsfjord) rapporterte Solberg *et al.* 54-72 ng/kg våtvekt, derav 32-51 ng/kg fra non-orto PCB, med Båtsfjordprøven høyest.

Enkelte prøver fra lokale referansestasjoner i forbindelse med resipientstudier har hatt et innhold av TE<sub>PCB</sub> som støtter at "normalnivået" bør ligge under 50 ng/kg (Knutzen *et al.* 1998). Enda viktigere er at det samme gjelder flere prøver fra mistenkt forurensede steder (Knutzen *et al.* 1998; Jørgensen *et al.* 2000; Næs *et al.* 2000, sistnevnte bare i ett tilfelle); enkelte ganger selv når det har vært tydelig overkonsentrasjon av ΣPCB<sub>7</sub> i de samme prøvene (Jørgensen *et al.* 2000).

Ved gjennomgang av nyere litteratur er det funnet bemerkelsesverdig lite publiserte data for dioksiner og TE<sub>PCB</sub> i norske arter av marin fisk, og ingen vedrørende torsk. Hvis dette ikke kompenseres av mulige informasjonen i databaser eller "grå" litteratur (nasjonale rapporter etc.), **betyr det at man mangler informasjon for å bedømme utviklingen mht. kontamineringen med dioksinlignende PCB i f.eks. fisk fra Nordsjøen.** JAMP har således en betydelig misjon i å generere relevante opplysninger, samt å gjøre dem tilgjengelige. En sentral oppgave - av direkte interesse kanskje særlig for næringsmiddelmyndighetene, men også for miljøforvaltningen generelt - **burde dessuten være å få belyst mulige sammenhenger mellom rutinemessig analysert PCB og TE<sub>PCB</sub>.**

Konsentrasjonsforholdet mellom ΣPCB<sub>7</sub> og TE<sub>PCB</sub> i prøvene listet i **Tabell 20** var mellom ca. 6.600 og ca. 9.600. I ovennevnte prøver bearbeidet av Solberg *et al.* (1997, 1999) er ikke opplysningene helt tilstrekkelig for å beregne sammenlignbare forhold nøyaktig, men disse var i hvert fall klart lavere i to av prøvene (ca. 2500 og 3500). På kontaminerte steder har det vært tilfeller av generelt høyere forholdstall, f.eks. 10.000-12.000 på de fleste stasjonene i indre Oslofjord (Knutzen *et al.* 2000b), i havneområder i Nord-Norge delvis i området 16.000-20.000, men også ned mot 7000 (Jørgensen *et al.* 2000). På andre forurensede steder har forholdstallet derimot vært relativt lavt, således under 2700 i indre Kristiansandsfjorden (Knutzen *et al.* 1998). Konklusjonen av dette er at det er påkrevet med et betydelig antall data før man skal kunne gjøre seg håp om å etablere praktisk utsagnskraftige statistiske sammenhenger for korrelasjonen mellom PCB<sub>7</sub> og TE<sub>PCB</sub>. I første omgang burde dette forsøkes på JAMP referanselokaliteter.

### 3.2.2 Toksafen

Resultatene for toksafen (primært polyklorerte bornaner) fra de samme prøvene som behandlet ovenfor er sammenstilt i **Tabell 21**. Som foreslått av Alder og Vieth (1996) er toksafen blitt kvantifisert som konsentrasjonen av de tre indikatorforbindelsene Parlar nr. 26, 50 og 62 og summen av dem ( $\Sigma$ TOX). Disse forbindelsene er blant de mest fremtredende toksafen-kongenerne i fisk fra Nord-Atllanteren og Nordsjøen (Parlar *et al.* 1998). I henhold til Krock *et al.* (1997) utgjør nr. 26, 50 og 62 til sammen omkring 70 % av summen av de seks dominerende toksafenforbindelsene i torskelever, og Kimmel *et al.* (1998) hevdet at disse seks representerte minst 80 % av alt toksafen i fiskeoljer. Sett sammen indikerer disse angivelsene at  $\Sigma$ 26/50/62 blir ca. 50 % av totalt toksafeninnhold (med forbehold for de analytiske vanskeligheter forbundet med bestemmelse av totalinnholdet).

Den fjerde kongener (nr. 32) inkludert i **Tabell 21** er av mindre interesse i områder fjernt fra punktkilder (indikatorsubstans for fersk påvirkning).

**Tabell 21.** Utvalgte toksafenforbindelser i lever av torsk (én blandprøve, n=25) fra fire JAMP åpen kyst lokaliteter i 1996,  $\mu\text{g/kg}$  våtvekt ( $\Sigma$ TOX også i  $\mu\text{g/kg}$  fett). Hver blandprøve av 25 individer. *Selected Toxaphene congeners in liver of cod from Norwegian JAMP open coast localities in 1996,  $\mu\text{g/kg}$  w.w. ( $\Sigma$ TOX also in  $\mu\text{g/kg}$  fat). Each pooled sample of 25 fish.*

| Lokaliteter       | 26   | 32                  | 50   | 62                | $\Sigma$ TOX w.w. | $\Sigma$ TOX l.w. |
|-------------------|------|---------------------|------|-------------------|-------------------|-------------------|
| St. 36B Færder    | 14,7 | 0,2                 | 17,5 | 146 <sup>2)</sup> | 178               | 393               |
| St 15B Lista      | 17,4 | 0,1                 | 21,0 | 45,3              | 83,7              | 209               |
| St. 23B Karihavet | 10,9 | 0,3 <sup>1,2)</sup> | 15,2 | 30,0              | 56,1              | 83                |
| St. 98B Lofoten   | 69,2 | 3,2 <sup>1,2)</sup> | 118  | 68,0              | 255               | 339               |

<sup>1)</sup> Under 10 ganger blindverdi.

<sup>2)</sup> Isotopforhold avvikende mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Nivåene av  $\Sigma$ TOX i **Tabell 21** er omlag som registrert av Solberg *et al.* (1999) i to blandprøver av torskelever fra Sør-Norge i 1995-1996. Til dels betydelig lavere verdier av Parlar nr. 62 og  $\Sigma$ TOX ble funnet av Føreid *et al.* (2000) ved individuelle analyser av 5 hanner og 5 hunntorsk fra Jarfjord/Varangerfjorden 1989-1990 (kfr. Ruus *et al.* 1999).

Blant utenlandske analyser av torskelever kan nevnes Krock *et al.* (1997), som for prøver fra Island rapporterte  $\Sigma$ TOX i intervallet 41-71  $\mu\text{g/kg}$  våtvekt (middel av to analysemetoder), noe lavere i Østersjøtorsk og Fromberg *et al.* (2000) som i torsk fra Skagerrak og vestre Østersjøen registrerte 16-34  $\mu\text{g/kg}$  v.v. som sum av Parlar nr. 26, 50 og 62.

Med forbehold om det spinkle sammenligningsmateriale fremtrer toksafenverdiene i **Tabell 21** som relativt høye.  $\Sigma$ PCB<sub>7</sub> i de samme prøvene var (i tabellens rekkefølge): 385, 1999, 1329 og 330  $\mu\text{g/kg}$  våtvekt, m.a.o. bare forhøyelse i forhold til Klasse I for Færderprøvens vedkommende og "normalt" for alle lokalitetene. Konsentrasjonsforholdet mellom  $\Sigma$ PCB<sub>7</sub> og  $\Sigma$ TOX var bemerkelsesverdig varierende: Fra 1,2 i Lofotentorsk til over 7 i Færderprøven.

Toksafendata for andre arter fra Norge er blitt rapportert av Alder og Vieth (1997) og de Geus *et al.* (1999). På fettbasis er de her refererte verdiene i samme størrelsesorden som tallene **Tabell 21**. Imidlertid bør det generelt utvise forsiktighet ved sammenligning med især eldre resultater pga. av vanskelighetene som har vært forbundet med toksafenanalyser, dvs. manglende standardisering av analysemetodikk, kvantifiseringsmetoder og nomenklatur (Alder *et al.* 1997; Carlin og Hoffman 1997; Dybing *et al.* 1997; de Geus *et al.* 1999).

Disse problemene har også gjort det vanskelig å bedømme resultater fra giftighetstester med henblikk på risikoanalyse og etablering av tolerabelt daglig inntak hos mennesker. Foreløpig har ikke de nordiske land funnet tilstrekkelig grunnlag for å foreslå grenseverdier i mat. (Dybing *et al.* 1997), men det tyske maksimalinnholdet på 100  $\mu\text{g/kg}$  v.v. som sum av de tre indikatorforbindelsene i **Tabell 21** ses å være overskredet i torskelever fra både Lofoten og Færder.

Med såvidt sprikende resultater fra et fåtall lokaliteter (**Tabell 21** samholdt med Solberg *et al.*, 1999 og Føreid *et al.* 2000) er det påkrevet med mer omfattende studier i materiale fra JAMP referanselokaliteter før det kan indikeres noe "høyt bakgrunnsnivå" fra bare diffus belastning for toksafen i torskelever. Som for andre persistente klororganiske stoffer bør ikke Færder inkluderes i de referanselokalitetene som velges for dette formål. Forholdene på stasjon 98B Lofoten, der det indikeres bemerkelsesverdig høy belastning med Parlar. nr. 50, bør vies gjentatt oppmerksomhet.

### 3.2.3 Bromerte flammehemmere

De data for torskelever som presenteres i **Tabell 22** representerer de første registreringene av forbindelser innen gruppen bromerte flammehemmere i marin fisk fra Norge. Sammenlignet med PCB var nivået omkring en 10-potens lavere.

Ellers foreligger det så langt bare data for lever av brosme henholdsvis fra åpen kyst og fra Utvik i Nordfjord/Sogn og Fjordane 1998 (Schlabach *et al.* 2000). I førstnevnte var kontamineringen omlag som vist for torsk, mens brosmelever fra Utvik inneholdt omlag 3 ganger så mye av 2,2',4,4'-TeBDE som den høyeste konsentrasjonen i **Tabell 22** (Lista). Den betydelige bromorganiske forurensningen i Nordfjordbrosme er i samsvar med påviste høye verdier av PCB og DDE i denne fisken (upublisert) og tidligere prøver (1993) fra samme sted (Berg *et al.* 1998), men langt fra så ekstremt som for PCB/DDE.

**Tabell 22.** Utvalgte forbindelser av bromerte flammehemmere i lever av torsk fra åpen kyst lokaliteter innen JAMP 1996 (blandprøver, n=25),  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt. Hver blandprøve av 25 individer.  
*Selected brominated flame retardants in liver of cod from Norwegian JAMP open coast localities in 1996,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  w.w. Each pooled sample of 25 fish.*

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

<sup>1)</sup> Lavere enn deteksjonsgrensen ved signal:støy 3:1.

<sup>2)</sup> Under 10 ganger blindverdi.

De eneste publiserte utenlandske arbeider med data for bromerte flammehemmere i torsk (kfr. de Wit 2000) synes å være de Boer (1989, 1990), som for sum av tetra- og pentabrominerte difenyletere fant 38-360  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fett og av 2,2',4,4'-TeBDE alene 31-310  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fett i prøver fra ulike deler av Nordsjøen (høyest i syd, lavest i nord).

Tallene i **Tabell 22** er i den lave/midlere del av intervallet av nivåer i annen marin fisk rapportert av Allchin *et al.* (1999) fra estuarer i Storbritannia. Det kan også bemerkes at 2,2',4,4'-TeBDE i torskelever fra JAMP referansestasjoner lå 20-60 ganger lavere enn i lever av lake fra Mjøsa og på 1/1000 av det som der ble registrert av 2,2',4,4',5-PeBDE (Schlabach *et al.* 2000)

Som for toksafen er det behov for mer data før man kan si noe om hva som kan betraktes som et høyt "normalnivå" av bromorganiske stoffer i torskelever.

På tross av dokumentert persistens, bioakkumulerbarhet og enzymaktivering lignende PCB (de Wit 2000) av enkelte PBDE er det foreløpig lite restriksjoner på bruken som flammehemmere. Nivåene er påvist å øke i bl.a. Østersjøsedimenter frem til 1987 og i brystmelk i Sverige, mens man har funnet avtagende konsentrasjoner i lomvi og noe forskjellig utvikling i fisk. En av konklusjonene i oversiktsarbeidet til de Wit (2000) er at det nåværende kunnskapsgrunnlag er utilstrekkelig for tilfredsstillende risikovurdering for stoffgruppen (se imidlertid også Darnerud *et al.* 1998). JAMP kan dekke noe av dette kunnskapsbehovet gjennom utvidet kartlegging av forekomst i fisk, skjell og sediment.

### 3.2.4 Klordaner og DDT-gruppen

Resultatene av analysene på klordaner, alle isomere av DDT med metabolitter og sum av henholdsvis 32 og de vanlige 7 PCB-kongenerne er vist i **Tabell 23**.

Unntatt Lofotenprøven var konsentrasjonene av  $\Sigma$ Klordaner i den lavere del av intervallet for tidligere rapporterte verdier i torskelever fra norsk område (Stange *et al.* 1996; Stange og Klungsøy; Solberg *et al.* 1997, 1999; Ruus *et al.* 1999). Resultatene er imidlertid ikke helt sammenlignbare fordi noe forskjellige enkeltstoffer inngår i summene fra de ulike undersøkelsene. Uansett fant Solberg *et al.* bemerkelsesverdig mye klordaner i sitt materiale fra Nord-Norge (87-332  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt, mest i torsk fra Varangerfjorden, som også i andre sammenhenger har skilt seg ut som mulig mer enn alminnelig diffust påvirket, se kap. 3.1.1).

**Tabell 23.** PCB, Klordaner og isomere av DDT med nedbrytningsprodukter i lever av torsk fire JAMP åpne kyst lokaliteter 1996,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt.  
*PCBs, chlordanes and isomers of DDT with metabolites in liver of cod from Norwegian JAMP open coast localities in 1996,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  w.w.*

| Stoffer                 | St. 36B<br>Færder | St. 15B<br>Lista | St. 23B<br>Karihavet | St. 98B<br>Lofoten |
|-------------------------|-------------------|------------------|----------------------|--------------------|
| % fett                  | 42,3              | 40,5             | 63,1                 | 66,8               |
| $\Sigma\text{PCB}_{32}$ | 2165              | 583              | 299                  | 645                |
| $\Sigma\text{PCB}_7$    | 1329              | 385              | 199                  | 330                |
| Trans-heptaklor-epoksid | 8,8               | 4,5              | <3                   | 4,7                |
| Trans-klordan           | <3                | <3               | <4                   | 10                 |
| Cis-klordan             | 8,0               | 5,9              | 8,9                  | 40                 |
| Trans-nonaklor          | 24                | 18               | 17                   | 71                 |
| $\Sigma$ Klordaner      | <b>42</b>         | <b>30</b>        | <b>30</b>            | <b>126</b>         |
| p,p-DDT                 | 24                | 13               | 15                   | 30                 |
| o,p-DDT                 | 15                | 14               | 11                   | 54                 |
| p,p-DDE                 | 130               | 92               | 55                   | 130                |
| o,p-DDE                 | <3                | <3               | <4                   | <4                 |
| p,p-DDD                 | 35                | 22               | 18                   | 36                 |
| o,p-DDD                 | <3                | <3               | <4                   | <4                 |
| $\Sigma\text{DDT}$      | <b>208</b>        | <b>144</b>       | <b>103</b>           | <b>254</b>         |

I likhet med øvrige tungt nedbrytbare klor-/bromorganiske stoffer er det av alminnelig miljøverninteresse å følge klordaners skjebne og transport regionalt og globalt; for klordans vedkommende kanskje spesielt i relasjon til Arktis. Formodentlig på grunn av ingen/liten innenlands bruk er stoffgruppen ikke med i SFTs rapport om miljøgifter i Norge (Beck og Dons 1993), selv om forekomsten i sjøfugl/rovfugl har vært betydelig. Resultatene som indikerer økende klordannivåer nordover (Solberg *et al.* 1997, 1999 og st. 98B Lofoten i **Tabell 23**) aktualiserer en oppfølging. Som det fremgår ved jevnføring av **Tabell 23** med **Tabell 3**, opptrer sum klordaner i høyere konsentrasjoner enn HCB, HCH-isomere og opp mot nivåene av  $\Sigma\text{DDT}$  i torskelever. **Vurderingen av om klordaner slik sett bør inkluderes i SFTs klassifiseringssystem må under alle omstendigheter avvente mer informasjon om forekomsten.**

Resultatene fra en omfattende undersøkelse av klordans forekomst i fisk, fiskemel, fiskeolje og fiskefôr i materiale fra bl.a. norske farvann er rapportert av Karl *et al.* (1998). Her er ingen data for torsk eller de andre JAMP-artene, men ellers informasjon om nivåer observert i sild, uer, makrell, blåkveite og oppdrettslaks fra Norge.

DDT med nedbrytningsprodukter i torsk er omtalt i kap. 3.1.1. Fra **Tabell 23** kan man bare merke seg det høye nivået i Lofottorsk, samt den betydelige forekomsten av o,p-DDT.

Fra PCB-resultatene ses at mengdeforholdet mellom  $\Sigma\text{PCB}_{32}$  og  $\Sigma\text{PCB}_7$  varierte mellom 1,50 og 1,95.

### 3.2.5 Ekstraherbart organisk bundet klor og brom

De sumvariable EOCl og EOBr (ekstraherbart organisk bundet klor/brom) omfatter både syntetiske og naturlige stoffer (Gribble 1994, 1999). Fraksjonene som gjenstår etter behandling av fett ekstraktet med svovelsyre betegnes EPOCl og EPOBr (ekstraherbart persistent organisk bundet klor/brom) og inkluderer halogenerte miljøgifter.

Resultatene fra analysene av de fire blandprøvene av torskelever ses i **Tabell 24**. Sammenligningsmaterialet er sparsomt. Tidligere EPOCl-verdier fra prøvesteder i Norge antatt å kunne være referanselokaliteter varierte mellom 1.800 og 15.400 µg/kg våtvekt (Green og Rønningen 1995). I tilgjengelig litteratur ellers er det bare funnet data for lever av torsk fra en undersøkelse på den svenske Bohuslänkysten, som i betraktning av industrialisering og påvirkningen fra Østersjøen burde være mer påvirket enn åpen kyst i Norge. Følgende konsentrasjoner (µg/kg våtvekt) er rapportert av Granmo og Ekelund (1993): EOCl 10.300-30.000, EPOCl 1.000-4.900, EOBr 3.300-7.000. Mot forventning ses av **Tabell 24** at de svenske maksimalverdiene overskrides på alle de norske 1996-lokalitetene unntatt Lofoten.

Summeres de identifiserte klororganiske forbindelsene i de fire prøvene (kfr. **Tabell 20** og **Tabell 23**), fås henholdsvis for Færder, Lista, Karihavet og Lofoten ca. 2600, 900, 500 og 1300 µg/kg våtvekt. Antas i gjennomsnitt 60 % klorinnhold og dette jevnføres med de respektive EPOCl-verdiene, fås at andelen av identifiserte persistente klororganiske forbindelser er henholdsvis ca. 8, 5, 5 og 15 %. Fraksjonen av identifiserte persistente bromorganiske stoffer var fra <0,5 til 2 %. Lite kan sies om resten utover at mesteparten sannsynligvis er dannet av marine alger, svamp, etc. (Gribble 1994, 1999).

En del vil imidlertid være ukjente persistente miljøgifter eller deres nedbrytningsprodukter. Fra Østersjøen refererer Bernes (1998) til observasjoner av nærmere hundre bestandige stoffer som ikke tidligere var kjent fra naturen. Samtidig kan identifiserte forbindelser ikke forklare mer enn en del av sedimentenes giftighet (Bernes 1998). Sett under ett illustrerer disse forhold hvilke utfordringer fremtidig overvåking står overfor.

**Tabell 24.** Ekstraherbart organisk bundet klor og brom (EOCl/EOBr) og deres svovelsyreresistente fraksjoner (EPOCl/EPOBr) i lever av torsk fra JAMP åpen kyst lokaliteter 1996,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt.*Extractable organic chlorine/bromine (EOCl/EOBr) and their sulphuric acid resistant fractions (EPOCl/EPOBr) in liver of cod from Norwegian JAMP open coast localities in 1996,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  w.w.*

| Stasjoner            | EOCl   | EOBr  | EPOCl | EPOBr |
|----------------------|--------|-------|-------|-------|
| <b>36B Færder</b>    | 113100 | 18860 | 7760  | 1230  |
| <b>15B Lista</b>     | 64660  | 9810  | 5860  | 1400  |
| <b>23B Karihavet</b> | 32260  | 6450  | 7730  | 2880  |
| <b>98B Lofoten</b>   | 23490  | 5260  | 3210  | 1110  |

Forsøk på å benytte EPOCl og EPOBr som overvåkingsvariable i biologiske prøver fra sterkt forurensede norske fjorder har ikke falt heldig ut. Resultatene har vært til dels forvirrende, med manglende sammenheng både i relasjon til ellers påviste avstandsgradienter og tidsgradienter (kfr. Knutzen *et al.* 1991, 1994c med ref.). Den store variasjonen i konsentrasjoner fra antatte referanseområder (se ovenfor) kan tyde på en uforutsigbar andel av naturlige, svovelsyrebestandige klor- og bromorganiske stoffer i marine indikatororganismer. Et slikt forhold vil være enda mer fremtredende i EOCl og EOBr. Det bør likevel tilføyes at Gustavsson og Jonsson (1999) hevder at EOCl og EPOCl i sediment og muslinger var nyttige for beskrivelsen av storskala fordelingsmønstre i Østersjøen og Skagerrak. (Ved karakteristikk av forurensning i sedimenter har EPOCl og EPOBr også vært nyttig i Norge).

## 4. METALLER

### 4.1 Fisk

#### 4.1.1 Kvikksølv i filet

Sammendrag av resultatene er presentert i **Tabell 25**. For nærmere opplysninger om hvilke år og stasjoner som gjelder for de enkelte arter vises til kap. 2.1.

**Tabell 25.** 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: Middell. SD: Standardavvik. 50: Median, 75/90: 75/90-prosentiler. MAX: maksimumsverdi.

*Mercury in fillet of cod, dab, flounder, plaice and lemon sole from Norwegian JAMP reference localities 1990-1998, mg/kg wet weight.*

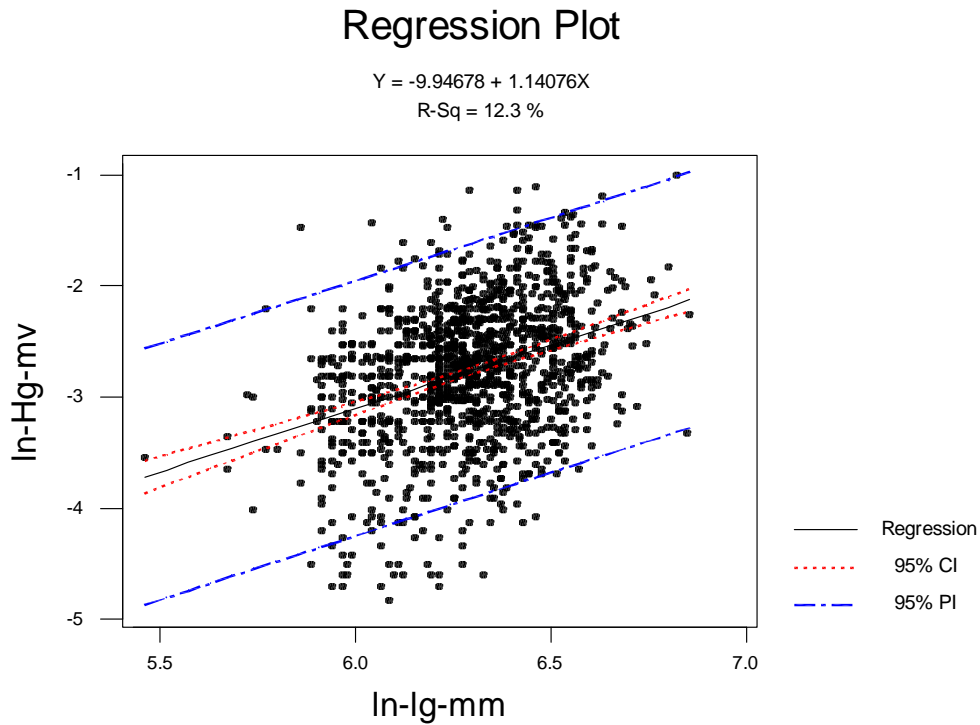
| Arter              | n    | M    | SD   | 50   | 75   | 90   | MAX  |
|--------------------|------|------|------|------|------|------|------|
| <b>Torsk</b>       | 1222 | 0,08 | 0,05 | 0,07 | 0,09 | 0,13 | 0,40 |
| <b>Sandflyndre</b> | 104  | 0,09 | 0,07 | 0,07 | 0,11 | 0,18 | 0,37 |
| <b>Skrubbe</b>     | 72   | 0,09 | 0,05 | 0,08 | 0,11 | 0,17 | 0,24 |
| <b>Rødspette</b>   | 46   | 0,05 | 0,04 | 0,04 | 0,06 | 0,08 | 0,24 |
| <b>Lomre</b>       | 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 klassifiseringsystem (Molvær *et al.* 1997, som forøvrig omfatter kun denne ene arten av fisk når det gjelder kvikksølv). Som utførlig behandlet i forrige oppsummeringsrapport for JAMP (Knutzen og Green 1995) henger dette sannsynligvis mest sammen med at kvikksølvnivået i både torsk og annen marin fisk øker med alder/størrelse. I tillegg kan nevnes Stange *et al.* (1996), som fant en slik korrelasjon både i torsk og uer; videre Mathieson og McLusky (1995, flere arter, bl.a. sandflyndre).

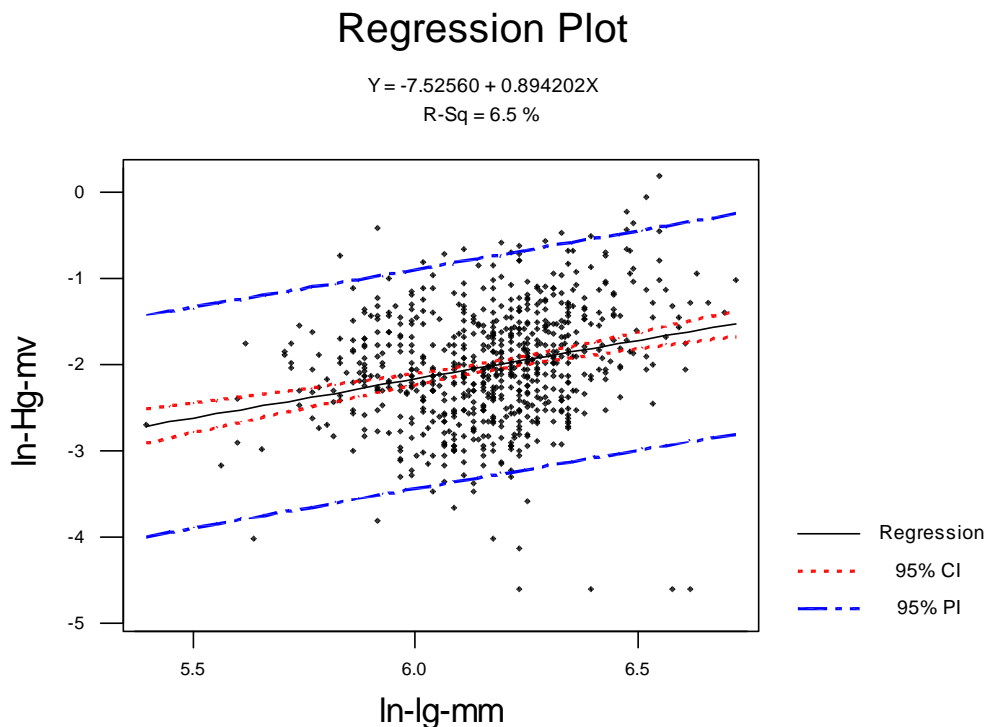
For JAMP-materialet er dette fremstilt i Vedlegg G, som blant annet viser sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjon og lengde/vekt i torsk og sandflyndre. Til sammenligning er det undersøkt også hvordan disse forholdene er i torsk fra mer forurensede områder (st. 30B i indre Oslofjorden, 53B og 67B i hhv. indre Sørfjorden og Hardangerfjorden). Sammenhengen mellom kvikksølvinnholdet og vekt/lengde var i begge tilfeller meget signifikant ( $p < 0,001$ ), men regresjonsmodellen beskriver bare en liten del av variasjonen (korrelasjons variable R-Sq er mindre enn 13%, kfr. Vedlegg G). Kvikksølvinnholdet i forhold til lengde hos torsk fra henholdsvis referanselokaliteter og belastede områder er vist i hhv. **Figur 5** og **Figur 6**.

Modellene viser f.eks. at dersom man ønsker å spise torskfilet med kvikksølv innhold 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 5.** 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.  
*Correlation between the concentration of mercury (Hg in mg/kg v.v., ln-Hg-mv) and length (mm, ln-lg-mm) in cod from reference stations 1991-1998, based on analyses of 1222 individual fish.*



**Figur 6.** Sammenheng mellom innhold av kvikksølv (Hg i mg/kg v.v., ln-Hg-mv) og lengde (mm, ln-lg-mm) hos torsk fra antatt **belastede stasjoner** 1991-1998, basert på analyse av 705 enkelte fisk. NB log-skalaer.  
*Correlation between the concentration of mercury (Hg in mg/kg v.v., ln-Hg-mv) and length (mm, ln-lg-mm) in cod from contaminated stations 1991-1998, based on analyses of 705 individual fish.*

Som grunnlag for Klasse I grensen er det som nevnt generelt benyttet 90-prosentilen fra referansestasjoner som retningsgivende. Datamaterialet for torsk reiser derfor spørsmålet om en eventuell oppjustering.

Grensens kanskje viktigste funksjon er at en overskridelse skal signalisere mer enn vanlig diffus belastning og dermed indikere lokalt forårsakede tilførsler, som kan besluttes sporet opp og eventuelt bli gjort noe med. Hvis det anses uaktuelt å gjøre noe med lokale kilder, selv om torsk fra et fjordområde jevnlig har et kvikksølvinnhold moderat i overkant av 0,1 mg/kg våtvekt, kan grensen - slik sett - reguleres opp til til 0,15 (som mer enn 90 % av verdiene fra referansestasjoner ligger under). På den annen side dreier det seg om et så farlig stoff, spesielt for fostere og barn, at en sterkere enn vanlig føre-var-holdning bør markeres. For de fleste mennesker vil kvikksølv fra fisk utgjøre en hovedandel i den samlede belastning. **På denne bakgrunn foreslås at nåværende klassegrense på 0,1 mg/kg våtvekt beholdes.**

Utenom JAMP synes det å være begrenset med nyere data om kvikksølv i torsk fra norsk område. Stange *et al.* (1996) fant som middelverdi i et prøvemateriale fra utenfor kysten av Nord-Trøndelag 0,09 mg/kg våtvekt (blandprøveintervall 0,04-0,12) og på Haltenbanken i gjennomsnitt 0,08 mg/kg (individuelle analyser <0,01-0,21). I de samme forfatteres prøver fra Færøyene lå middelverdien så lavt som 0,01 mg/kg. I tillegg til den generelle økningen med størrelse, fant Stange *et al.* på samme måte som i prøvene fra JAMP referanselokaliteter (**Figur 1-Figur 2**), eksempler på betydelige individuelle variasjoner innen et snevert størrelsesintervall. I undersøkelsene 1994-1996 til Solberg *et al.* (1997, 1999), som delvis omfattet fjordområder, ble det funnet blandprøveverdier i intervallet <0,01-0,08 mg kg våtvekt.

Av nyere norske registreringer utenom JAMP fra fjordområder som vites eller mistenkes påvirket kan nevnes (mg/kg våtvekt, intervall for blandprøver eller individuelle analyser):

**Skei *et al.* (1994)**, 4 pr. Byfjorden/Bergen 1993: 0,12-0,21.

**Knutzen *et al.* (1995a)**, 8 prøvesteder i omegnen av Bergen: 0,05-0,17(0,39 ved Haakonsvern).

**Jørgensen *et al.* (2000)**, 10 pr. fra fire nordnorske havner 1997-98: 0,04-0,11(0,24).

**Næs *et al.* (2000)**, 11 pr. fra 8 Agderhavner eller deres omegn: 0,03-0,19 (8 pr. under 0,10).

**Knutzen *et al.* (2000b)**, 6 blandprøver fra indre Oslofjord 0,04-0,19.

**Knutzen *et al.* (2000c)**, Den tidligere sterkt belastede Frierfjorden, middel/intervall for 51 individuelle analyser 1999: 0,09/0,04-0,38.

I det forurensede Mersey-estualet i England registrerte Collings *et al.* (1996) middelverdi/standardavvik på 0,27/0,08 mg/kg våtvekt, mens nivået i et angitt referanseområde var 0,08/0,02 mg/kg. Zauke *et al.* (1999) rapporterte sine resultater (middelverdier/standardavvik) fra Barentshavet på tørrvektsbasis, som omregnet tilsvarende ca. 0,05/0,03 mg/kg våtvekt. Fra Grønlandslokaliteter 1985-86 rapporterte Riget *et al.* (1997) middelverdier på 0,04-0,09 mg/kg i fisk av 50-60 cm lengde, men et gjennomsnitt på 0,14 mg/kg i større fisk (88 cm).

Det ses at også ovenstående resultater fra andre arbeider også stort sett indikerer at referanseverdien i klassifiseringssystemet på 0,1 mg Hg/kg i filet av torsk ikke bør heves.

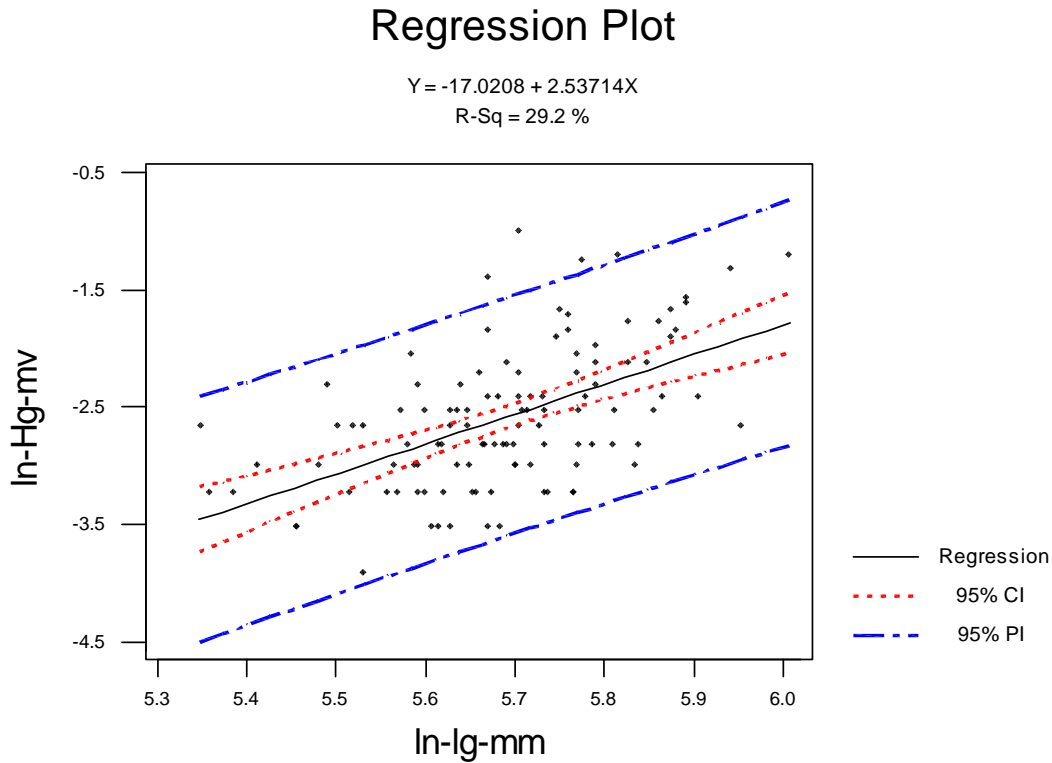
Av **Tabell 25** fremgår at **den samme konsentrasjonen synes å kunne benyttes som referansenivå for innholdet av kvikksølv i muskelvev av rødspette og lomre**; for sistnevnte med et visst forbehold begrunnet i begrenset prøvemateriale. Imidlertid tyder også observasjoner fra mindre belastede fjordlokaliteter i Bergensområdet på at det slike steder er nivåer under 0,1 mg/kg. For rødspettes vedkommende kan vises til bekreftende lave konsentrasjoner (0,02-0,03) mg/kg registrert av Solberg *et al.* (1997, 1999) og det samme hos Mathieson og Mc Lusky (1995), samt i tidligere refererte arbeider fra diverse steder (Knutzen og Green (1995). Se dessuten Zauke *et al.* (1999).

For **skrubbes** vedkommende er det sannsynlig at den høyere 90-prosentilen gjenspeiler at Sandebukta ikke er egnet som referanselokalitet på grunn av diverse tidligere og nåværende virksomhet i nedbørfeltet og dertil enkeltobservasjoner av forhøyet kvikksølvinnhold i sediment (Knutzen og Green 1995). Som tidligere referert (kfr. Knutzen og Green 1995) er det mange tilfeller

av at kvikksølv i skrubbe fra andre områder i Norge og utlandet forekommer i konsentrasjoner fra 0,02 til 0,1 mg/kg. Til denne listen kan føyes Skei *et al.* (1994), Knutzen og Hylland (1998), Voigt (1999, Østersjøen) og Knutzen *et al.* (1999a, lokaliteten Strandebar). Jørgensen og Pedersen (1994) fant liten forskjell i akkumulering mellom skrubbe, rødspette og sandflyndre. På bakgrunn av disse forhold kan sannsynligvis **0,1 mg/kg tentativt også benyttes som referansenivå for kvikksølv i filet av skrubbe**. Artens anvendelighet som indikator på kvikksølvforurensning fremgår bl.a. i Collings *et al.* (1996) og Knutzen *et al.* (1999b).

Den store variasjonen og de ofte høye konsentrasjonene av kvikksølv i **sandflyndre** fra referansestasjonene innen JAMP er vanskelige å forklare. På noen av lokalitetene (st. 36 Færder og st. 15 Ullerø) har gjennomsnittsnivået 1990/1991-1997 ligget stabilt under 0,1 mg/kg (Green og Rønningen 1995; Green og Severinsen 1999a). Andre prøvesteder, særlig st. 22 Børøyfjorden, har det vært hyppige registreringer over 0,15-0,20 mg/kg, uten at det er kjent noe om ekstraordinære tilførsler. Hvis sandflyndre skulle ha spesielle akkumuleringsegenskaper, burde dette manifestere seg på alle lokalitetene. En jevnføring av gjennomsnittsnivåene i torsk og sandflyndre fra samme sted og år viser usystematisk veksling med hensyn til hvilken av artene som har hatt høyest kvikksølvinnhold. Av undersøkelsene til Collings *et al.* (1996) i Mersey-estuaret fremgår høyere gjennomsnittskonsentrasjoner i skrubbe enn sandflyndre på tre felles prøvesteder, men omlag like nivåer i skrubbe og rødspette fra en felles stasjon. Som nevnt ovenfor konkluderte imidlertid Jørgensen og Pedersen (1994) med like akkumuleringsegenskaper i de tre artene. For henvisninger til eldre utenlandske registreringer av kvikksølvinnhold omkring eller under 0,1 mg/kg i sandflyndre vises til Knutzen (1987) og Knutzen og Green (1995).

Ser man på sammenhengen mellom kvikksølvinnhold og størrelse (lengde) hos sandflyndre fra referansestasjoner, får man signifikant korrelasjon for lengde (**Figur 7**, Vedlegg G). Bedre korrelasjon ble oppnådd for sandflyndre enn for torsk (R-Sq 29.2% mot 12.3%). Modellen viser at sandflyndre med en gjennomsnittsfiskelengde opptil 33cm med stor sannsynlighet vil ha et midlere kvikksølvnivå på 0,1 mg/kg v.v..



**Figur 7.** Sammenheng mellom innhold av kvikksølv (Hg i mg/kg v.v., ln-Hg-mv) og lengde (mm, ln-lg-mm) hos sandflyndre referansestasjoner 1991-1998, basert på 124 blandprøver av 5 fisk. NB log-skalaer.  
*Correlation between the concentration of mercury (Hg in mg/kg v.v., ln-Hg-mv) and length (mm, ln-lg-mm) in dab from contaminated stations 1991-1998, based on analyses of 124 bulked samples of 5 fish.*

#### 4.1.2 Kadmium, bly, sink og kobber i lever

Registreringene av metallobservasjonene i lever er sammenstilt i **Tabell 26**.

Leververdier av metaller inngår ikke i SFTs klassifiseringssystem. Brukerinteresse i forhold til spiselighet og ressursutnyttelse begrenser seg til torskefisk. 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 er eksempler på utslag av lokale tilførsler.

Ut fra **Tabell 26** kan som 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 Solberg et al. (1997, 1999) og Stange et al. (1996) fra steder uten punktkildebelastning og langt fra større befolkningssentra. Disse verdiene ble heller ikke overskredet ved analyse av torsk fra Byfjorden/Bergen (Skei et al. 1994) eller ved nylige havneundersøkelser i Agderfylkene (Næs et al. 2000) og Nord-Norge (Jørgensen et al. 2000). Begrensningene i anvendeligheten av fisk som indikator på metaller illustreres ved at de fleste av disse stedene er funnet klare overkonsentrasjoner av bly og kadmium i sediment, for blys vedkommende som regel, dessuten også i blåskjell (m.a.o. nåtidig tilførsel). I indre del av den sterkt metallbelastede Sørfjorden i Hardanger er det imidlertid eksempler på utslag av den lokale påvirkningen (Knutzen et al. 1999a).

Videre av tabellen ses at vel 90 % av **sink**verdiene i torskelever har vært under 40 mg/kg og for **kobber** lavere enn 20 mg/kg.

I likhet med forrige gangs behandling av data fra referansestasjoner (Knutzen og Green, 1995) er det funnet negative korrelasjoner mellom alle fire metallene og leverens fettinnhold (Vedlegg G).

En annen usikkerhet påpekes av Harms og Kanisch (2000), som observerte betydelig varierende blyinnhold i ulike deler av enkeltleverer av torsk fra Østersjøen.

Nyere sammenligningsmateriale fra utenlandske studier er sparsomt. Fra både det belastede Mersey-estuaret og det mindre påvirkede området Solway Firth rapporterte Collings et al. (1996) kadmium i torskelever under 0,05 mg/kg våtvekt. I torsk fra Barentshavet registrerte Zauke et al. (1999) følgende ca. middelveier (omregnet her fra tørrvektsbasis til ca. mg/kg våtvekt: Cd  $\approx$ 0,2, Pb  $<$ 0,15, Cu  $\approx$ 6 og Zn  $\approx$ 20, hvilket samsvarer bra med middelveierne i **Tabell 26**. Utenom norske JAMP-data inkludert i foreliggende rapport inneholder Dietz et al. (1998) i hovedsaken bare data som er referert ovenfor eller i Knutzen og Green (1995). Riget et al. (1997) fant i torsk fra Grønland noe lavere middelveier av sink, men noe høyere av kadmium enn i **Tabell 26**.

**Tabell 26.** 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 ?  
*Cadmium, lead, zinc and copper in liver of cod, dab, flounder, plaice and lemon sole from Norwegian JAMP reference localities 1990-1998, mg/kg wet weight.*

| 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  |

For alle de øvrige artene er materialet spinkelt sammenlignet med torsk. Siden de praktiske implikasjoner av eventuelle forskjeller i artenes akkumuleringsegenskaper synes liten, er det ikke sett noen hensikt i en utfyllende analyse av materialet eller statistisk funderte sammenligninger. Det følgende er derfor bare en summarisk gjennomgang av enkelte forhold som peker seg ut.

Metallkonsentrasjonene i **lever av sandflyndre** og **skrubbe** skiller seg lite fra nivåene i torsk, men sandflyndre kan synes å akkumulere noe mindre kobber og skrubbe noe mer sink og kobber (**Tabell 26**). For sistnevnte art må det tas et visst forbehold med hensyn til Sandebuktas representativitet for bare diffust belastede steder. I sandflyndre fra Barentshavet fant Zauke *et al.* (1999) betydelig høyere kadmiumkonsentrasjoner (ca. 3-5 ganger 90 prosentilen i **Tabell 26**), men tilsvarende JAMP-verdiene når det gjelder bly, kobber og sink. (I den samme undersøkelsen ble høye kadmiumverdier - ca. 0,5-4 mg/kg våtvekt - også funnet i lever av rødspette og et 10-talls andre arter, og Zauke *et al.* diskuterer bakgrunnen for denne også tidligere påviste kadmiumanomalien i arktiske farvann. Fenomenet fremgår også i Dietz *et al.* (1998), men diskuteres ikke.

Lever av **rødspette** og **lomre** synes å ha det høyeste innholdet av kadmium, rødspette dessuten noe mer bly enn de andre artene, men med stor spredning i verdiene. Arten skilte seg ellers ut ved forholdsmessig meget lavt innhold av kobber. Zauke *et al.* (1999) fant i rødspette fra Barentshavet gjennomsnittsinhold av kobber og sink tilsvarende maksimalverdiene i **Tabell 26**.

I DMU (1999) rapporteres verdier for kadmium, bly, sink og kobber i skrubbe og rødspette fra danske farvann. Konsentrasjonene er imidlertid gitt på tørrvektsbasis uten angivelse av forholdet våtvekt: tørrvekt og dermed vanskelig å sammenligne med. Det fremgår regionale forskjeller i kadmiumnivået i skrubbelever. Data på tørrvektsbasis for kadmium, bly, sink og kobber i lever av sandflyndre finnes også hos Akhiat *et al.* (2000).

Som vist foran i **Figur 5-Figur 7** er det påvist signifikant positiv sammenheng mellom kvikksølvnivå i filet og lengde hos torsk og sandflyndre fra referansestasjoner; for torsk også når det gjelder data fra belastede fjorder. **Tabell 27** viser at det samme gjelder kvikksølv i rødspette fra referanselokalteter.. Videre ses av tabellen at på referansestasjoner økte også kadmiuminnholdet i lever med fiskelengde (alder) hos de samme artene. For kadmium i torsk fra belastede områder var forholdet det motsatte, uten at dette kan forklares.

Forholdet mellom metallene innbyrdes var noe forskjellig, men det ses at kobber og sink viste samvariasjon i alle arter (**Tabell 27**). Opptak og utskillelse av disse to essensielle metallene er annerledes regulert enn for kvikksølv, kadmium og bly, som ikke har noen kjent rolle i stoffskiftet.

**Tabell 27.** Signifikante korrelasjoner mellom metaller og lengde for blåskjell (*Mytilus edulis*), torsk (*Gadus morhua*), sandflyndre (*Limanda limanda*), skrubbe (*Platichthys flesus*), rødspette (*Pleuronectes platessa*) og lomre (*Microstomus kitt*) fra JAMP referansestasjoner og for torsk JAMP belastede stasjoner (30B, 53B og 67B), sam mellom metaller innbyrdes 1990-1998 (kfr., Vedlegg G). Signifikansniva:  $p < 0.05$  "+",  $p < 0.01$  "++", og  $p < 0.001$  "+++"

*Significant correlations between metals and length and among metals for the blue mussel, cod, dab, flounder, plaice and lemon sole from Norwegian JAMP reference localities and for cod from contaminated stations (36B, 53B and 67B) 1990-1998.*

| Arter                    | blåskjell | torsk (ref.) | torsk (belast.) | sandfly. | skrubbe | rødspette | lomre |
|--------------------------|-----------|--------------|-----------------|----------|---------|-----------|-------|
| Antall                   | 375       | 1222         | 705             | 109      | 77      | 47        | 14    |
| <b>SAMVARIASJON</b>      |           |              |                 |          |         |           |       |
| Hg-lengde                |           | +++          | +++             | +++      |         | +++       |       |
| Cd-lengde                |           | +++          |                 | +++      |         | +++       |       |
| Cu-lengde                |           | +++          |                 |          |         |           |       |
| Cd-Cu                    |           | +++          | +++             |          | ++      |           |       |
| Cd-Pb                    |           |              | +++             |          | +++     |           |       |
| Cd-Zn                    |           | +++          | +++             |          |         |           |       |
| Cu-Pb                    |           |              |                 | +        | ++      |           |       |
| Cu-Zn                    |           | +++          | +++             | +++      | +++     | +         | +     |
| Pb-Zn                    |           | +++          | +++             | ++       | ++      |           |       |
| <b>MOTSATT VARIASJON</b> |           |              |                 |          |         |           |       |
| Hg-lengde                |           |              |                 |          |         |           |       |
| Cd-lengde                |           |              | +++             |          |         |           |       |
| Cu-lengde                |           |              |                 |          | ++      |           |       |
| Pb-lengde                |           | +++          |                 | +++      |         |           |       |
| Zn-lengde                | ++        | +++          | +++             |          |         |           |       |
| Cd-Pb                    |           | +++          |                 | +        |         |           |       |
| Cd-Zn                    |           |              |                 |          |         |           |       |

## 4.2 Blåskjell

Gjeldende norske referanseverdier for de viktigste forurensende metaller i blåskjell, dvs. grensen for Kl. I i SFTs klassifiseringssystem (Molvær *et al.* 1997) er som følger (mg/kg tørrvekt):

Kvikksølv: 0,2  
Kadmium: 2  
Bly: 3  
Sink: 200  
Kobber: 10  
Krom: 3  
Nikkel: 5

Av **Tabell 28** (kolonnen for tørrvektbasis) ses at disse verdiene med ett unntak er høyere enn 90-prosentilen. Unntaket er kadmium, der avviket imidlertid er minimalt. **For kvikksølv, kadmium, bly, sink og kobber foreslås derfor de nåværende Kl. I grenser beholdt.**

Grensene har vært benyttet til å kvantifisere grad av kontaminering ved en rekke resipientundersøkelser og svarer dermed til hensikten. Foruten til rutinemessig anvendelse innen arbeider som omfattes av Statlig program for forurensningsovervåking og diverse NIVA-rapporter kan bl.a. nevnes Andersen *et al.* (1996).

**Tabell 28.** 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.

*Mercury, cadmium lead, zinc, copper, chromium and nickel in the common mussel from Norwegian JAMP reference localities 1990-1998, mg/kg on a wet weight and dry weight basis..*

| Metall | n   | Våtvektbasis |      |      |      |      | Tørrvektbasis |      |      |      |      |
|--------|-----|--------------|------|------|------|------|---------------|------|------|------|------|
|        |     | 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  |

Konsentrasjonene av **krom** og **nikkel** i **Tabell 28** ligger betydelig under nåværende Kl. I grenser på henholdsvis 3,0 og 5,0 mg/kg tørrvekt, men JAMP-materialet er for spinkelt til at man kan anse naturbetinget spredning å være tilstrekkelig dekket. Følgelig er det heller ikke mulig å bedømme Kl. I grensene bare ut fra JAMP-data.

Imidlertid foreligger i hvert fall for nikkels vedkommende en del andre registreringer som tilsier at grensen reguleres ned. Gjeldende referanseverdi bygger mye på eldre utenlandske studier (Knutzen 1983), der det har vært vanskelig å bedømme graden av påvirkning der prøvene er innsamlet. Resultatene til Skei *et al.* (1994) fra Byfjorden/Bergen, Børnes (1994, vedlegg), fra Sørfjorden/Hardanger, Knutzen *et al.* (1994b, vedlegg) fra samme område, Knutzen og Hylland (1998, stasjonene i ytre Sandefjordfjorden og Mefjorden), samt upubliserte data (NIVA/Sørlandsavdelingen) fra ytre Kristiansandsfjorden, tilsier at **Kl. I grensen for nikkel kan settes til 3,0 mg/kg tørrvekt**. Av utenlandske observasjoner som støtter dette kan henvises til Manly *et al.* (1996, fra nasjonalpark/Chile), Struck *et al.* (1997, gjennomsnitt for Nordsjølokaliteter) og Szefer *et al.* (1999, merkelig lave konsentrasjoner). Fra lokaliteter som forfatterne betegner som forurenset rapporteres høyere konsentrasjoner (Miller 1999; Rainbow *et al.* 2000, *Mytilus trossulus*)).



**For krom foreslås referanseverdien regulert ned fra 3,0 til 2,0 mg/kg tørrvekt.** Maksimalverdien fra (de fåtallige) JAMP-analysene ses å ligge under dette (**Tabell 16**). Videre kan vises til at selv i områder påvirket av befolkningssentra og industrivirksonmhet har kromverdiene i blåskjell med få unntak ligget i intervallet <1-2 eller bare svakt over (Skei *et al.* 1994; Knutzen *et al.* 1994b, 2000b; Lømsland *et al.* 1995, vedlegg; Jacobsen *et al.* 1996; Knutzen og Hylland 1998, stasjonene i ytre Sandefjordsfjorden og i Mefjorden; samt upubliserte data fra Kristiansandsfjorden, NIVA/Sørlandsavdelingen). For nyere utenlandske data som underbygger berettigelsen av en lavere Kl. I grense for krom kan refereres til Manly *et al.* (1996), Andersen og Dall (1998), Szefer *et al.* (1999, referansestasjonen) og Munoz-Barbosa *et al.* (2000, *Mytilus californianus*).

Av **Tabell 27** ses at den eneste statistisk signifikante sammenheng med skall-lengde er for sink. Lobel og Wright (1982) fant også en slik sammenheng i en populasjon på 98 individer fordelt på størrelsesgruppene 15-18 og 25-51 mm, mens det i et tidligere arbeid ikke var funnet noen sammenheng (Lobel, 1981). Generelt sett er det vanlig med individuelle variasjoner i blåskjells sinkinhold på en 10-potens eller mer innen samme bestand. Disse variasjonene har en komplisert bakgrunn i flere faktorer og med uforklart restvariabilitet (Lobel og Marshall, 1988; Lobel *et al.* 1991 med ref.) Av **Tabell 27** fremgår også at det ikke er funnet noen sammenheng mellom metallene innbyrdes.

SFTs klassifiseringssystem omfatter også tentative referansenivåer for arsen og sølv i blåskjell. Disse er i det vesentlige satt på grunnlag av få og utenlandske observasjoner. Stoffene bør enten utelates fra klassifiseringssystemet eller det bør tilveiebringes mer data fra referansestasjoner.

### 4.3 Reker

JAMP-analyser av reker begrenser seg til et mindre antall prøver av fra tre stasjoner i 1990 (**Tabell 29**).

Mer omfattende studier er senere gjort av Barland (1998). Unntatt for bly stemmer resultatene i **Tabell 29** godt overens med Barlands data. Blyverdiene i **Tabell 29** er antagelig feilaktig høye, idet Barland ikke fant konsentrasjoner over 0,03 mg Pb/kg våtvekt., hvilket også stemmer bedre med det nivået man finner i fiskefilet (se ref. i Knutzen *et al.* 1999b). (I tillegg til kvikksølv, kadmium, bly, sink og kobber omfattet Barlands registreringer også krom, nikkel, kobolt, mangan og vanadium).

**Tabell 29.** Kvikksølv, kadmium, bly, sink og kobber i halemuskel av reker (*Pandalus borealis*) fra JAMP referansestasjoner 1990, mg/kg våtvekt og mg/kg tørrvekt. n: Antal obs., M:Middel, SD:Standardavvik, 50: Median, 75: 75-prosentil, MAX: Maksimum.

*Mercury, cadmium, lead, zinc and copper in the tail muscle of shrimps from Norwegian JAMP reference localities 1990, mg/kg wet weight and mg/kg dry weight.*

| Metall | n | Våtvektsbasis |      |      |      |      | Tørrvektsbasis |      |      |      |      |
|--------|---|---------------|------|------|------|------|----------------|------|------|------|------|
|        |   | M             | SD   | 50   | 75   | MAX  | M              | SD   | 50   | 75   | MAX  |
| Hg     | 6 | 0,12          | 0,06 | 0,15 | 0,17 | 0,17 | 0,43           | 0,21 | 0,50 | 0,58 | 0,69 |
| Cd     | 6 | 0,02          | 0,01 | 0,01 | 0,02 | 0,03 | 0,05           | 0,02 | 0,04 | 0,07 | 0,09 |
| Pb     | 6 | 0,26          | 0,06 | 0,24 | 0,33 | 0,34 | 0,92           | 0,11 | 0,89 | 1,0  | 1,1  |
| Zn     | 6 | 17,5          | 2,5  | 16,6 | 20,1 | 21,5 | 61,7           | 5,1  | 61,0 | 67,2 | 67,8 |
| Cu     | 6 | 13,9          | 3,9  | 13,0 | 18,2 | 19,6 | 48,9           | 10,9 | 52,2 | 57,7 | 61,1 |

## 5. PAH I BLÅSKJELL

Fra JAMP referansestasjoner foreligger bare et mindre antall observasjoner utover det som ble rapportert i forrige sammendragsrapport med henblikk på bakgrunnsnivåer (Knutzen og Green 1995), dvs. resultater for 24 prøver fra JAMP-lokalitetene 25, 26, 28, 36, 76, 91, 92, 94, 96 og 99 (for stedsnavn/fylke se kap. 2.1). Hovedresultatene herfra er vist i **Tabell 30** (omarbeidet fra Knutzen og Green (1995) i tråd med den i mellomtiden foretatte revisjon av SFTs klassifiseringssystem).

**Tabell 30.**  $\Sigma$ PAH<sup>1)</sup>,  $\Sigma$ KPAH<sup>2)</sup> og benzo(a)pyren (B(a)P) i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra JAMP-referansestasjoner 1992,  $\mu$ g/kg våtvekt n: Antall, M: Middel, SD: Standardavvik, 75: 75 prosentil, MAX: Maksimum.

*$\Sigma$ PAH,  $\Sigma$ KPAH (potentially cancerogenic PAH) and B(a)P in common mussel from JAMP reference localities 1992,  $\mu$ g/kg w.w.*

| Stoffer       | n  | M    | SD   | 75   | MAX  |
|---------------|----|------|------|------|------|
| $\Sigma$ PAH  | 24 | 18,3 | 12,0 | 27,5 | 44,1 |
| $\Sigma$ KPAH | 24 | 4,0  | 4,3  | 6,0  | 16,9 |
| B(a)P         | 24 | 0,5  | 0,6  | 0,5  | 2,5  |

<sup>1)</sup> 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 etter IARC (1987) – se <sup>2)</sup>.

<sup>2)</sup> Sum av potensielt kreftfremkallende PAH etter IARC (1987), dvs. alle PAH i gr. 2A og gr. 2B: 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)antracen (DB(a,h)A) og indeno(1,2,3-c,d)pyren (I(c,d)P).

Grensene for Kl. I i SFTs klassifiseringssystem (Molvær *et al.* 1997) for  $\Sigma$ PAH,  $\Sigma$ KPAH og B(a)P er henholdsvis satt til 50, 10 og 1  $\mu$ g/kg våtvekt. For  $\Sigma$ PAH ses alle verdiene (**Tabell 30**) å ligge innen Kl. I, mens det for de to øvrige variable er tilfeller av at grensene har vært overskredet. De forholdsmessig strengere kravene til disse to henger sammen med stoffenes potensielt kreftfremkallende egenskaper.

Senere observasjoner (1995-1998) fra andre JAMP og Indeks referanselokaliteter (I 131 Lastad, Vest-Agder; R096 Breiviken/Tromma, Nordland; 41A Feneset/Grytøya, Troms; 43A Lyngsneset/Kvæningen, Troms; 46A Smines/Altesula, Finnmark; 48A Trollfjorden/Tanfj., Finnmark; 10A Skagodden/Varangerfj., Finnmark og 11A Sildkroneset/Varangerfj., Finnmark) viste også nivåer under de nevnte grenseverdiene (Green og Severinsen 1999c, appendiks E + upubliserte data fra 1998). På enkelte lokaliteter i Troms og Finnmark har konsentrasjonene av  $\Sigma$ PAH vært under 10  $\mu$ g/kg våtvekt.

I Knutzen og Green (1995) er det referanser til en del utenlandske undersøkelser som har vist mget lavt innhold av PAH i blåskjell. Offentliggjorte studier etter 1995 er få (Peven *et al.* 1996; Villeneuve *et al.* 1999), og fra mindre påvirkede områder er det ikke funnet noen.

**På bakgrunn av ovenstående foreslås de nåværende Kl. I grenser for  $\Sigma$ PAH,  $\Sigma$ KPAH og B(a)P beholdt.** Sannsynligvis ville man ved nærmere undersøkelser finne klare regionale forskjeller, dvs. eksempler på "regionale bakgrunnsnivåer" som lå klart under disse grensene. Imidlertid bør det tas høyde for den betydelige sannsynlighet det er for episodiske høyere verdier ved tilfeldige påvirkninger fra mindre oljespill o.l. Blant annet fordi PAH raskt skilles ut fra blåskjell, er det liten grunn til å ha grenser som vil kunne gi stadig alarm fra steder med forurensning uten egentlige praktiske konsekvenser. En risikovurdering foretatt for Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) viser at selv for storkonsumenter av blåskjell ligger Kl. I for B(a)P en størrelsesorden under akseptabelt nivå (Marie Louise Wiborg, SNT, pers. medd.). I akseptabelt B(a)P-konsentrasjon er det da også innarbeidet en sikkerhetsfaktor på 5 for sannsynligheten av ledsagende KPAH.

Grenseverdiens anvendelighet er dokumentert ved en rekke undersøkelser der blåskjell har vært benyttet som indikator på PAH-belastning. Av nyere eksempler kan nevnes Knutzen *et al.* (1995a, 2000a,b), Knutzen og Hylland (1998), Berge (1999), Næs *et al.* (2000) og Jørgensen *et al.* (2000), samt Indeksdelen av Statlig program for forurensningsovervåking, som bl.a. omfatter flere smelteverksreipienter der det har vært eller er sterk PAH-belastning (Green *et al.*, 2001).

## 6. TINNORGANISKE FORBINDELSER

For denne stoffgruppens vedkommende har hovedfokus innen JAMP og ellers innen Statlig program for forurensningsovervåking vært på imposex og nivåer av tributyltinn (TBT) med nedbrytningsprodukter i purpursnegl (*Nucella lapillus*), og da vesentlig fra steder som må antas mer enn bare diffust påvirket (Berge *et al.* 1997; Green *et al.* 2000). Resultatene viser at tinnorganiske stoffer gir effekt på ømfnlige arter praktisk talt langs hele kysten (lite på Finnmarkslokaliteter). Imidlertid har ikke purpursnegl, og heller ikke andre sneglearter som rammes av kjønnsforstyrrelser, en utbredelse som gjør dem like egnet som blåskjell i funksjonen som en regional/nasjonal indikator på grad av belastning.

De innledende undersøkelsene av forekomsten i blåskjell (Knutzen *et al.* 1995b), som også inkluderte enkelte prøvesteder i åpne farvann, er ikke blitt fulgt opp systematisk med henblikk på å tilveiebringe referansedata. **Siden materialet fra de innledende studiene i 1993-1994 ble analysert med en eldre metodikk, er referanseverdier i blåskjell i praksis ikke eksisterende.** Særlig beklagelig er dette fordi den eldre metodikken sannsynligvis underestimerte innholdet av TBT med en faktor på 2-3 ganger (Følsvik 1997) og dessuten ikke omfattet registrering av trifenylytinn (TPhT). TPhT er noe mindre giftig enn TBT, men har en forekomst i bl.a. fisk og skalldyr (Knutzen *et al.* 2000b og NIVA/upubliserte data) som aktualiserer systematisk kartlegging av utbredelse og nivåer på samme måte som for TBT.

Siste angivelse for årlig bruk av trifenylytinn i Norge er 5 tonn i 1991, mens prognosen for utslipp i 1995 var 0 (Fjellidal 1994). I så fall begrenser forklaringen på nåværende forekomst i både ferskvann og marint miljø seg til en kombinasjon av bestandighet og langtransport. Mer sannsynlig er at det også er bruk man ikke har kjennskap til.

Registreringene av tinnorganiske forbindelser på JAMP-stasjoner i 1997-1998 viste for TBT i blåskjell konsentrasjoner i intervallet <5 – 1476 µg Sn/kg tørrvekt (<13 – 3660 µg/TBT/kg). Verdien < 5 µg Sn/kg var fra st. 44A Elenheimsundet/Finnmark, mens maksimalverdien var fra Gressholmen/I. Oslofjord. Ved Færder ble det målt opp til 76 µg Sn/kg (188 µg TBT/kg). Av TPhT ble det registrert <5 – 118 µg Sn/kg tørrvekt (<15 – 295 µg TPhT/kg). Grensen for Kl. i SFTs klassifiseringssystem (Molvær *et al.* 1997) er 100 µg TBT/kg tørrvekt (40 µg Sn/kg), satt ut fra en beregning av hva som tilsvarer 1 ng/l i det omgivende vannet. 1-2 ng/l er i noen land brukt som vannkvalitetskriterium for beskyttelse av marine organismer. En ekspertgruppe innen OSPAR hevdet imidlertid at dette er 10-100 ganger for høyt (OSPAR 1996).

JAMP-data for purpursnegl fra det betydelig belastede Karmsundområdet 1998 viste TBT- og TPhT-innhold på henholdsvis 41-346 µg Sn/kg tørrvekt og 10-63 µg Sn/kg, mens de respektive konsentrasjonene i snegl fra Færder var 83/15 µg Sn/kg. Forstyrrelse av kjønnsorganenes utvikling hos hunner begynner ved kroppsbelastning med TBT på 10 - 100 µg Sn/kg tørrvekt (Green *et al.* 2000).

## 7. VIDERE BEHOV FOR 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.* 1999b) 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 (utenom taskekrabbe, der referansenivåer er forslått, Knutzen *et al.* 1999b). Uten ytterligere referansenivåer for  $TE_{PCB}$ , i hvert fall i torskelever, blåskjell og en flatfiskart, er man ikke i stand til å bedømme den generelle situasjonen mht. kontaminering og helserisiko fra den sannsynligvis viktigste gruppen av persistente giftstoffer i det marine miljø. Man kan heller ikke få et noenlunde uttrykk for grader av forurensning i områder belastet med disse PCB-forbindelsene.

Fordi analyser av non-orto PCB fremdeles koster omkring det dobbelte av PCB rutineanalyser burde man innen JAMP sørge for å få et antall verdier av både  $TE_{PCB}$  og  $\Sigma PCB_7$  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 og sediment; helst også i taskekrabbe.

En annen viktig mangel er referansenivåer for TBT i blåskjell basert på ny analysemetodikk. Ut fra orienterende analyser av TBT i marin fisk (Knutzen *et al.* 2000b og upubliserte NIVA-data) ligger dessuten 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 like, til tross for at også TBT har affinitet til fett (om ikke i samme grad som PCB o.l.), burde aktualisere at også 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), polyklorete naftalener (enkelte dioksinlignende) og polyklorete alkaner (parafiner).

En alvorlig mangel er at indikatorartene som inngår i SFTs klassifiseringssystem og JAMP ikke omfatter dypvannsfisk. 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 årpåenhet 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 K1.I for  $\Sigma PCB_7$  i torskelever (NIVA, upublisert), og brosmeliver fra Nordfjord enda mer pluss ekstremnivåer av DDT med metabolitter (Berg *et al.* 1998). På bakgrunn av dette bør brosmeliver 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 indikatoregenskaper for belastning med bl.a. PCB (unntatt dioksinlignende).

## 8. REFERANSER

- Ahlborg, U.G., 1989. Nordic risk assessment of PCDDs and PCDFs. *Chemosphere* 19:603-608.
- Alder, L. og B. Vieth, 1996. A congener-specific method for the quantification of camphechlor (toxaphene) residues in fish and other foodstuffs. *Fresenius Z. Anal. Chem.* 354:81-92.
- Alder, L., Beck, H., Khandker, S., Karl, H. og I. Lehmann, 1997. Levels of Toxaphene indicator compounds in fish. *Chemosphere* 34:1389-1400.
- Allchin, C. R., Law, R. J. og S. Morris, 1999. Polybrominated diphenylethers in sediments and biota downstream of potential sources in the UK. *Environ. Pollut.* 105:197-207.
- Akhiat, A., Kortekaas, M.L., Swertz, O.C. og W.J.M. van Zeijl, 2000. National evaluation report of the Joint Assessment and Monitoring Programme of the Netherlands 1998. Rapport RIKZ – 2000.011. National Institute for Coastal and Marine management/RIKZ, 41 s.
- Andersen, J.T. og P. Dall, 1998. Tungmetaller i blåmusler fra Horsen fjord. *Vand* 5: 69-70.
- Andersen, V., Maage, A og P.J. Johannesen, 1996. Heavy metals in blue mussels (*Mytilus edulis*) in the Bergen Harbor area, Western Norway. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 57: 589-596.
- Atuma, S.S., Lindner, C.-E., Wicklund-Glynn, A., Andersson, Ö. og L. Larsson, 1996. Survey of consumption fish from Swedish waters for chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls. *Chemosphere* 33:791-799.
- Bakke, S.M. og T. Jensen, 1996. Innledende miljøundersøkelse – Ramsund Orlogsstasjon. Rapport 96-3473 fra Det norske Veritas, Høvik. 20 s. + vedlegg.
- Barland, K., Berg, H. og G.S. Eriksen, 1996. Tungmetaller i skalldyr. SNT-rapport 9, 1996. Statens næringsmiddeltilsyn, Oslo. 24 s + vedlegg.
- Barland, K., 1998. Kartlegging av innhold av tungmetaller i reker. SNT-rapport 2-98. Statens Næringsmiddeltilsyn, Oslo. 20 s.
- Beck, P.Å og C. Dons, 1993. Miljøgifter i Norge. SFT-rapport TA 985/1993. Statens Forurensningstilsyn, Oslo. 115 s.
- Berg, V., Polder, A. og J.U. Skaare, 1998. Organochlorines in deep-sea fish from Nordfjord. *Chemosphere* 38:275-282.
- Berg, V., Ugland, K.I., Hareide, N.R., Groenningen, 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.
- Berge, J.A., 1997. Undersøkelser av miljøgifter i blæretang, blåskjell og torsk fra Hvalerområdet i forbindelse med storflommen i Glomma i 1995. Rapport 706/97 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3659-97, 45 s.
- Berge, J.A., 1999. Miljøovervåking i Larviksfjorden 1998. Miljøgifter i fisk, krabbe og blåskjell. NIVA-rapport 4033-99, 67 s.
- Berge, J.A., Berglind, L., Brevik, E.M., Følsvik, N., Green, N., Knutzen, J., Konieczny, R. og M. Walday, 1997. Levels and environmental effects of TBT in marine organisms and sediments from the Norwegian coast. A summary report. Rapport 693/97 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3656-97, 36 s.
- Bernes, C., 1998. Persistent organic pollutants. A Swedish view of an international problem. Naturvårdsverket, Stockholm. 152 s.
- Bjerkeng, B., Green, N. W., 1994. Shell length and metal concentrations in mussels (*Mytilus edulis*). Report of the Working Group on Statistical Aspects of Environmental Monitoring, St. Johns 26-29, April 1994. International Council for the Exploration of the Sea. C.M. 1994 ENV:6 Annex 11.
- Bjørk, M., Gilek, M., Kautsky, N. og C. Näf, 2000. In situ determination of PCB biotransformation by *Mytilus edulis* in a Baltic ecosystem. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 194:193-201.

- Bignert, A., Olsson, M., Persson, W., Jensen, S., Zakrisson, S., Litzèn, K., Eriksson, U., Häggberg, L. og T. Alsberg, 1998. Temporal trends of organochlorines in Northern Europe 1967-1995. Relation to global fractionation, leakage from sediments and international measures. *Environ. Pollut.* 99:177-198.
- Bright, D.A., Dushenko, W.T., Grundy, S.L. og K.J. Reimer, 1995. Effect of local and distant contaminant sources: polychlorinated biphenyls and other organochlorines in bottom-dwelling animals from an Arctic estuary. *Sci. Total Environ.* 160/161:265-283.
- Børnes, C., 1994. En reevaluering av Hardangerfjorden som produksjonsområde for blåskjell med hensyn på tungmetaller. Hovedfagsoppgave i ernæringsbiologi til cand. scient grad. Universitetet i Bergen, Institutt for fiskeri og marinbiologi/Fiskeridirektoratets ernæringsinstitutt. Vårsemesteret 1994. Manuskript, 84 s.
- Carlin, F. J. og J. M. Hoffman, 1997. The effect on calculated results of analysis caused by the variability among Toxaphene reference standards. *Organohalogen Compounds* 33:70-75.
- Cleemann, M., Riget, F., Paulsen, G.B., Klungsoyr, J. og R. Dietz, 2000. Organochlorines in Greenland marine fish, mussels and sediments. *Sci. Total. Environ.* 245:87-102.
- Collings, S.E., Johnson, M.S. og R.T. Leah, 1996. Metal contamination of angler-caught fish from the Mersey Estuary. *Mar. Environ. Res.* 41:281-297.
- Darnerud, P. O., Eriksen, G. S., Johannesson, T., Larsen, P. B. og M. Viluksela, 1998. Polybrominated diphenyl ethers: Food contamination and potential risks. *TemaNord* 1998:503. Rapport fra Nordisk Ministerråd, København. 71 s.
- de Boer, J., 1989. Organochlorine compounds and bromodiphenylethers in livers of Atlantic cod (*Gadus morhua*) from the North Sea. *Chemosphere* 18:2131-2140.
- de Boer, J., 1990. Brominated diphenylethers in Dutch marine and freshwater fish. *Organohalogen Compounds* 2:315-319.
- de Boer, J., Stronck, C.J.N., Traag, W.A. og J. van der Meer, 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* 26:1823-1848.
- de Geus, H.-J., Besseljink, H., Brouwer, A., Klungsoyr, J., McHugh, B., Nixon, E., Rimkus, G.G., Wester, P.G. og J. de Boer, 1999. Environmental occurrence, analysis, and toxicology of Toxaphene compounds. *Environ. Hlth. Perspect.* 107 Suppl. 1:115-144.
- Delbeke, K., Teklemariam, T., de la Cruz, E. og P. Sorgeloos, 1995. Reducing variability in pollutin data: The use of lipid classes for normalization of pollution data in marine biota. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 58: 147-162.
- de Wit, C., 2000. Brominated Flame Retardants. Rapport 5065 fra Naturvårdsverket i Sverige, 94 s.
- Dietz, R., Pacyna, J. og D.J. Thomas, 1998. Heavy metals. S 373-524 i AMAP Assessment Report: Arctic Pollution Issues. Arctic Monitoring and Assessment Programme. Oslo 1998, 859 s.
- DMU (Danmarks Miljøundersøgelser), 1999. Marine områder – Status over miljøtilstanden i 1998. DMU-rapport nr. 290, 164 s.
- Dybing, E., Audunson, G.A., Hanberg, A., Hietanen, E., Larsen, J.C., Skaare, J.U. og P. Slanina, 1997. Nordic risk assessment of Toxaphene exposure. Rapport TemaNord 1997:540 fra Nordisk Ministerråd, København, 71 s.
- Ewald, G., Bremle, G. og Karlsson, A., 1998. Difference between Bligh and Dyer and Soxhlet extractions of PCBs and lipids from fat and lean fish muscle: Implications for data evaluation. *Mar. Pollut. Bull.* 36: 222-230.
- Falandysz, J., Kannan, K., Tanabe, S. og R. Tatsukawa, 1994. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in cod-liver oils: North-Atlantic, Norwegian Sea, North Sea and Baltic Sea. *Ambio* 23:288-293.
- Fjellidal, J.C., 1994. Materialstrømanalyse av tinnorganiske forbindelser. SFT-rapport TA 1046/94. Statens Forurensningstilsyn, Oslo. 43 s.
- Frommberg, A., Cederberg, T., Hilbert, G. og A. Büchert, 2000. levels of toxaphene congeners in fish from Danish waters. *Chemosphere* 40: 1227-1232.



- Følsvik, N.A.H., 1997. Determination and speciation of organotin compounds in environmental samples by gas chromatography-microwave induced plasma atomic emission spectrometry. Levels and effects of organotin compounds in environmental samples from Norway and the Faroe Islands. Hovedfagsarbeide til cand. scient graden ved Kjemisk avdeling/Universitet i Oslo, juli 1997. 64 s.
- Føreid, S., Rundberget, T., Severinsen, T., Wiig, Ø. og J.U. Skaare, 2000. Determination of toxaphenes in fish and marine mammals. *Chemosphere* 41:521-528.
- Galceran, M.T., Santos, F.J., Caixach, J. og J. Rivera, 1993. PCBs and chlorinated pesticides in shellfish of a deltaic environment. *Chemosphere* 27:1183-1200.
- Granby, K. og N.H. Spliid, 1995. Hydrocarbons and organochlorines in common mussels from the Kattegat and the Belts and their relation to condition indices. *Mar. Pollut. Bull.* 30:74-82.
- Granmo, Å og R. Ekelund, 1993. Undersökning av miljögifter längs Bohuskusten 1993. Midlertidig rapport fra Ekotoxikologiska gruppen ved Göteborgs universitets marina forskningsstation Kristineberg til Göteborgs og Bohusläns Vattenvårdsförbund, 30 sept. 1993, 18 s. + vedlegg. Upublisert.
- Green, N.W., 2000. Joint Assessment and Monitoring Programme in Norway 2000 Contaminants - Oslofjord area, Lista, Sjørfjorden, Hardangerfjorden, Bømlo, Lofoten area and Varangerfjord. Programme proposal for 2000 NIVA project 80106, 8.3.2000. 49 sider.
- 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, 1995. Contaminants in shellfish and fish 1981-92. Joint Monitoring Programme. Norwegian biota data. Norwegian State Pollution Monitoring Programme, report 585/94. NIVA-rapport 3175, 351 s.
- Green, N.W. og G. Severinsen, 1999a. Joint Assessment and Monitoring Programme. Contaminants in fish 1993-1997. Norwegian biota data. Norwegian State Pollution Monitoring Programme, report 776/99. NIVA-rapport 4084-99, 393 s.
- Green, N.W. og G. Severinsen, 1999b. Joint Assessment and Monitoring Programme. Contaminants in shellfish 1993-1997. Norwegian biota data. Norwegian State Pollution Monitoring Programme, report 775/99. NIVA-rapport 4083-99, 206 s.
- Green, N.W. og G. Severinsen, 1999c. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). Summary statistics for contaminants in shellfish and fish 1981-1997. Norwegian biota data. Norwegian State Pollution Monitoring Programme, report 777/99. NIVA-rapport 4085-99, 332 s.
- Green, N.W., Helland, A., Hylland, K., Knutzen, J. og M. Walday, 2001a. Joint Assment and Monitoring Programme (JAMP). Overvåking av miljøgifter i marine sedimenter og organismer 1981-1999. Rapport 819/01 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4358-2001, 199 s.
- Green, N.W., Hylland, K., Walday, 2001b. Joint Assment and Monitoring Programme (JAMP). National comments regarding the Norwegian data for 1999. Norwegian State Pollution Monitoring Programme, report 812/01, TA-no. 1780/2001. NIVA-rapport 4335-2001, 179 s.
- Green, N.W., Følsvik, N., Øredalen, T.J., Prestbakmo, G., 2001. 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, 68 s..
- Gribble, G. W., 1994. The natural production of chlorinated compounds. *Environ. Sci. Technol.* 28:310A-319A.
- Gribble, G. W., 1999. The natural production of organobromine compounds. *Organohalogen Compounds* 41:23-26.
- Gustavson, K. og P. Jonsson, 1999. Some halogenated organic compounds in sediments and mussels (*Mytilus edulis*) in Nordic Seas. *Mar. Pollut. Bull.*38:723-736.
- Hanberg, A., Wärn, F., Asplund, L., Haglund, E. og S. Safe, 1990. Swedish dioxin survey: Determination of 2,3,7,8-TCDD toxic equivalent factors for some polychlorinated biphenyls and naphthalenes using biological tests. *Chemosphere* 20: 1161-1164.
- Hanberg, A., Ståhlberg, M., Georgellis, A., De Wit, C. og U.G. Ahlberg, 1991. Swedish dioxin survey: Evaluation of the H-4-II E bioassay for screening environmental samples for dioxin-like enzyme induction. *Pharmacol. Toxicol.* 69: 442-449.

- Harms, U. og G. Kanisch, 2000. Intra-individual variability of levels of lead detected in liver of Baltic cod (*Gadus morhua*). *Mar. Pollut. Bull.* 40:710-712.
- IARC (International Agency for Research on Cancer), 1987. Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs volumes 1 to 42. Suppl. 7. Lyons, 440 s.
- Jacobsen, T., Golmen, L., Nygaard, K. og F. Moy, 1996. Resipientundersøkelse i fjordene ved Flekkefjord 1994-1995. Hydrografi, strandsonundersøkelser, krom i blåskjell. NIVA-rapport 3456-96, 53 s. + vedlegg.
- Jarandsen, B., 1991. Magnesiumfabrikk – HP. Klorerte hydrokarboner i blåskjell fra Grenlandsfjordene 1990. Hydro, Forskningscenteret i Porsgrunn. Prosjekt nr. R22652200. Dok. Nr. 91B.BZ6, 4 s. + vedlegg.
- Jørgensen, L.A. og B. Pedersen, 1994. Trace metals in fish used for time trend analysis and as environmental indicators. *Mar. Pollut. Bull.* 28:235-243.
- Jørgensen, E., Velvin, R. og B. Killie, 2000. Miljøgifter i marine sedimenter og organismer i havneområdene ved Harstad, Tromsø, Hammerfest og Honningsvåg 1997-98. Rapport 786/00 innen Statlig program for forurensningsovervåking. Akvapla-niva rapport nr. APN412.99.988, 123 s. + vedlegg.
- Kallenborn, R., Burkow, I.C., Schlabach, M. og E.H. Jørgensen, 1997. PCB and pesticide distribution in cod (*Gadus morhua*), sea trout (*Salmo trutta*), and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from the Norwegian Arctic. *Organohalogen Compounds* 32: 252-256.
- Kannan, N., Reusch, T.B. Schulz-Bull, D.E., Petrick, G. og J.C. Duinker, 1995. Chlorobiphenyls: Model compounds for metabolism in food chain organisms and their potential use as ecotoxicological stress indicators by application of the metabolic slope concept. *Environ. Sci. Technol.* 29: 1851-1859.
- Karl, H., Lehmann, I. og K. Oetjen, 1998. Levels of chlordanes in fish muscle, -meal, -oil and -feed. *Chemosphere* 36: 2819-2832.
- Kelly, A.G. og A. Campbell, 1994. Organochlorine contaminants in liver of cod (*Gadus morhua*) and muscle of herring (*Clupea harengus*) from Scottish waters. *Mar. Pollut. Bull.* 28:103-108.
- Khim, J.S., Villeneuve, D.L., Kannan, K., Hu, W.Y., Giesy, J.P., Kang, S.-G., Song, K.-J. og C.-H. Koh, 2000. Instrumental and bioanalytical measures of persistent organochlorines in blue mussels (*Mytilus edulis*) from Korean coastal waters. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39:360-368.
- Kimmel, L., Angerhöfer, D., Gill, U., Coelhan, M. og H. Parlar, 1998. HRGC-ECD and HRGC-ECNI-SIM-HRMS quantification of Toxaphene residues by six environmentally relevant chlorobornanes as standard. *Chemosphere* 37:549-558.
- Knickmeyer, R. og H. Steinhart, 1989. On the distribution of polychlorinated biphenyl congeners and hexachlorobenzene in different tissues of dab (*Limanda limanda*) from the North Sea. *Chemosphere* 19:1309-1320.
- Knutzen, J., 1983. Blåskjell som metallindikator. *VANN* 1 (1983):24-33.
- Knutzen, J., 1987. Bakgrunnsnivåer av metaller i saltvannsfisk. NIVA-rapport 2051, 66 s.
- Knutzen, J. og N.W. Green, 1993. Miljøundersøkelser i indre Oslofjord. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer 1992. Rapport 541/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 2972, 54 s.
- Knutzen, J. og N.W. Green, 1995. "Bakgrunnsverdier" av 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. ("Background" levels of some micropollutants in fish, blue mussel and shrimps. Data from selected Norwegian sampling sites within the joint monitoring of the Oslo-Paris Commissions (Joint Monitoring Programme) 1990-1993). Rapport 594/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3302, 106 s. English summary.
- Knutzen, J. og K. Hylland, 1998. Miljøovervåking i Sandefjordsfjorden og indre Mefjorden 1997-98. Delrapport 3. Miljøgifter og effekter i fisk og skalldyr. Rapport 745/98 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3934-98, 76 s.
- Knutzen, J., Martinsen K., Næs, K., Oehme, M. og E. Oug, 1991. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer og sedimenter fra Kristiansandsfjorden 1988 og 1990. Rapport 443/91 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 2554, 183 s.

- Knutzen, J., Berglind, L., Brevik, E., Green, N., Oehme, M., Schlabach, M. og J.U. Skåre, 1994a. Overvåking av miljøgifter og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1992. Rapport 545/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 2989, 127 s.
- Knutzen, J., Beyer, J., Goksøyr, A., Green, N., Hylland, K., Egaas, E., Sandvik, M. og J.U. Skåre, 1994b. Tiltaksorienterte undersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1992. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer og biomarkører for miljøgifter. Rapport 552/94 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3038, 54 s.
- Knutzen, J., Becher, G., Kringstad, A. og M. Oehme, 1994c. Overvåking av miljøgifter i organismer fra Kristiansandsfjorden 1992. Rapport 547/94 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 2996, 111 s.
- Knutzen, J., Skei, J., Johnsen, T.M. Hylland, K., Klungsøyr, J. og M. Schlabach, 1995a. Miljøgiftundersøkelser i Byfjorden/Bergen med tilliggende fjordområder. Fase 2. Observasjoner i 1994. NIVA-rapport 3351-95, 163s.
- Knutzen, J., Berglind, L. og E. Brevik, 1995b. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Klororganiske stoffer og tributyltinn (TBT) i blåskjell 1993-1994. Rapport 610/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3296, 79 s.
- Knutzen, J., Næs, K., Berglind, L., Biseth, Aa., Brevik, E.M., Følsvik, N. og M. Schlabach, 1998. Overvåking av miljøgifter i sedimenter og organismer fra Kristiansandsfjorden 1996. Rapport 729/98 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3833-98, 181 s.
- Knutzen, J., Green, N.W. og E.M. Brevik, 1999a. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1998. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer. Rapport 783/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4124-99, 42 s.
- Knutzen, J. (red.), Fjeld, E., Hylland, K., Killie, B., Kleivane, L., Lie, E., Nygaard, T., Savinova, T., Skåre, J.U. og K.J. Aanes, 1999a. Miljøgifter og radioaktivitet i norsk fauna – inkludert Arktis og Antarktis. Utredning for DN 1999-5. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. 235 s.
- Knutzen, J., Becher, G., Berglind, L., Brevik, E.M., Schlabach, M. og J.U. Skåre, 1999b. 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., Biseth, Aa., Brevik, E.M., Green, N.W., Schlabach, M. og J.U. Skåre, 2000a. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1998. Rapport 792/00 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4207-2000, 109 s.
- Knutzen, J., Brevik, E.M., Følsvik, N.A.H. og M. Schlabach, 2000b. Overvåking i indre Oslofjord. Miljøgifter i fisk og blåskjell 1997-1998. Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord, rapport nr. 76. Rapport 784/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4126-99, 89 s.
- Knutzen, J., Brevik, E.M., Green, N.W., Schlabach, M. og J.U. Skåre, 2000c. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1999. Rapport 810/00 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4317-2000, 132s.
- Konieczny, R., Johnsen, T.M., Klungsøyr, J. og J. Knutzen, 1993. Undersøkelser av organiske miljøgifter i bunnsedimenter og marine organismer i nærområdet utenfor ABC/Brannøvingfeltet Haakonvern, Bergen 1993. NIVA-rapport 2942, 73 s.
- Krock, B., Vetter, W. og B. Luckas, 1997. PCB/Toxaphene group separation on silica prior to congener specific determination of Toxaphene residues in fish and other sampls by GC/ECD. Chemosphere 35:1519-1530.
- Leah, R. T., Johnson, M.S., Connor, L. og C. Levene, 1997a. Polychlorinated biphenyls in fish and shellfish from the Mersey Estuary and Liverpool Bay. Mar. Environ. Res. 43:345-358.
- Leah, R.T., Johnson, M.S., Connor, L. og C. F. Levene, 1997b. DDT group compounds in fish and shellfish from the Mersey estuary and Liverpool Bay. Environ. Toxicol. Water Qual. 12:223-229.
- Lee, K.M., Kruse, K. og O. Wassermann, 1996a. The pattern of organochlorines in mussels *Mytilus edulis* L. from the South West Baltic Sea. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 31:68-76.

- Ljosland, H., 1997. Miljøgifter i marine organismer. Gradient- og profilanalyse av PCB, OCS og HCB i sandflyndre og taskekrabbe langs Skagerakysten. Diplomoppgave ved NTNU, høsten 1996. Manuskript, 79 s.
- Lobel, P., 1981. Zinc in mussels from an iron pipe. *Mar. Pollut. Bull.* 12: 410-411.
- Lobel, P. og H.D. Marshall, 1988. A unique low molecular weight zinc-binding ligand in the kidney cytosol of the mussel *Mytilus edulis*, and its relationship to the inherent variability of zinc accumulation in this organ. *Marine Biol.* 99: 101-105.
- Lobel, P. og D.A. Wright, 1982. Relationship between body zinc concentration and allometric growth measurements in the mussel *Mytilus edulis*. *Marine Biol.* 66:145-150.
- Lobel, P., Longerich, H.P., Jackson, S.E. og S.P. Belkhome, 1991. A major factor contributing to the high degree of unexplained variability of some elements concentrations in biological tissues: 27 elements in 5 organs of the mussel *Mytilus edulis* as a model. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 21: 118-125.
- Lowe, D.M., Fossato, V.U. og M. H. Depledge, 1995. Contaminant-induced lysosomal membrane damage in blood cells of mussels *Mytilus galloprovincialis* from the Venice Lagoon: an in vitro study. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 129:189-196.
- Lømsland, E.R., Jacobsen, T., Molvær, J. og E. Oug, 1995. Resipientgranskning i Lurefjorden. NIVA-rapport 3367, 60 s.
- Manly, R., Blundell, S.P., Fifield, F.W. og P.J. McCabe, 1996. Trace metal concentrations in *Mytilus edulis* L. from the Laguna San Rafael, Southern Chile. *Mar. Pollut. Bull.* 32: 444-448.
- March, B.G.E. de, C.A. de Wit og D.C.G. Muir, 1998. Persistent organic pollutants. S. 183-371 (vedleggstabell 6 A15) i AMAP Assessment Report: Arctic Pollution Issues. Arctic Monitoring and Assessment Programme. Oslo 1998, 859 s.
- Marine Pollution Monitoring Management Group (Storbritannia), 1998. National Monitoring Programme. Survey of the quality of UK coastal waters. Aberdeen, 80 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.
- McCarthy, L.H., Stephens, G.R., Whittle, D.M., Peddle, J., Harbicht, S., LaFontaine, C. og D.J. Gregor, 1997. Baseline studies in the Slave River, NWT, 1990-1994: Part II. Body burden contaminants in whole fish tissue and livers. *Sci. Total Environ.* 197: 55-86.
- Miller, B.S., 1999. Mussels as biomonitors of point and diffuse sources of trace metals in the Clyde Sea area, Scotland. *Wat. Sci. Technol.* 12:233-240.
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. og J. Sørensen, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. (Classification of environmental quality in fjords and coastal waters. A guide). Statens Forurensningstilsyn, Oslo. Rapport TA 1467/1997, 36 s.
- Munoz-Barbosa, A., Gutierrez-Galindo, E.A. og F. Flores-Munoz, 2000. *Mytilus californianus* as an indicator of heavy metals on the northwest coast of Baja California, Mexico. *Mar. Environ. Res.* 49:123-144.
- Næs, K., Knutzen, J., Håvardstun, J., Kroglund, T., Lie, M.C., Knutsen, J.A. og M. L. Wiborg, 2000. Miljøgiftundersøkelse i havner på Agder 1997-1998. PAH, PCB, tungmetaller og TBT i sedimenter og organismer. Rapport 799/00 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport4232-2000, 139 s.
- Opstapczuk, P., Schladot, J.D., Emons, H., Oxynos, K., Schramm, K.-W., Grimmer, G. og J. Jacob, 1997. Environmental monitoring and banking of marine pollutants using common mussels. *Chemosphere* 34:2143-2151.
- 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, 1996. Report of the third OSPAR workshop on Ecotoxicological Assessment Criteria, Haag 25.-29 november 1996. 34 s. + vedlegg.
- OSPAR, 1997. JAMP [Joint Assessment and Monitoring Programme] Guidelines for Monitoring Contaminants in Biota (version 9.6.97) Oslo and Paris Commissions 40 pp.

- Parlar, H., Schulz-Jander, D., Fingerling, G., Koske, G., Angerhöfer, D., Burhenne, J., 1998. The role of biotic and abiotic degradation processes during the formation of typical toxaphene peak patterns in aquatic biota. *Organohalogen Compounds* vol.35 (1998): 221-224.
- Peven, C.S., Uhler, A.D., Hillman, R.E. og W.G. Steinhauer, 1996. Concentrations of organic contaminants in *Mytilus edulis* from the Hudson-Raritan Estuary and Long Island Sound. *Sci. Total Environ.* 179:135-147.
- Picer, M. og N. Picer, 1994. Levels and long-term trends of polychlorinated biphenyls and DDTs in mussels collected from the middle Adriatic coastal waters. *Chemosphere* 29:465-475.
- Picer, M. og N. Picer, 1995a. Levels and long-term trends of polychlorinated biphenyls and DDTs in bivalves collected from the South Adriatic coastal waters. *Chemosphere* 30:31-38.
- Picer, M. og N. Picer, 1995b. Levels and long-term trends of polychlorinated biphenyls and DDTs in mussels collected from the Eastern Adriatic coastal waters. *Water Res.* 29:2707-2719.
- Rainbow, P.S., Wolowicz, M., Fialkowski, W., Smith, B.D. og A. Sokolowski, 2000. Biomonitoring of trace metals in the Gulf of Gdansk, using mussels (*Mytilus trossulus*) and barnacles (*Balanus improvisus*). *Wat. Res.* 34:1823-1829.
- Riget, F., Dietz, R. og P. Johansen, 1997. Zinc, cadmium, mercury and selenium in Greenland fish. *Medd. Om Grønland, Bioscience* 48: 5-29.
- Roose, P., Cooreman, K. og W. Vyncke, 1998. PCBs in cod (*Gadus morhua*), flounder (*Platichthys flesus*), blue mussel (*Mytilus edulis*) and brown shrimp (*Crangon crangon*) from the Belgian continental shelf: Relation to biological parameters and trend analysis. *Chemosphere* 37: 2199-2210.
- Ruus, A., Ugland, K.I, Espeland, O. og J. U. Skaare, 1999. Organochlorine contaminants in a local marine food chain from Jarfjord, Northern Norway. *Mar. Environ. Res.* 48:131-146.
- Schlabach, M., Planting, S., Herzke, D. og T. Sandanger, 2000. Determination of brominated flame retardants in aquatic samples from Norway and the Norwegian Arctic. Poster 4C/p007 i Abstract Book fra SETAC-konferanse i Brighton 21-25/5 2000.
- Sericano, J.L., Wade, T.L., Jackson, T.J., Brooks, J.M., Tripp, B.W., Farrington, J.W., Mee, L.D., Readmann, J.W., Villeneuve, J.-P. og E.D. Goldberg, 1995. Trace organic contamination in the Americas: An overview of the US National Status & Trends and the international "Mussel Watch" programmes. *Mar. Pollut. Bull.* 31:214-225.
- Sinkonen, S. og J. Paasivirta, 2000. Polychlorinated organic compounds in the Arctic cod liver: trends and profiles. *Chemosphere* 40:619-640.
- Skei, J., Knutzen, J. og J. Klungsøyr, 1994. Miljøgiftundersøkelser i Bergen havneområde og Byfjorden 1993. NIVA-rapport 3018, 88 s.
- Skaare, J.U., Stenersen, J., Kveseth, N. og A. Polder, 1985. Time trends of organochlorine chemical residues in seven sedentary marine fish species from a Norwegian fjord during the period 1972-1982. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 14:33-41.
- Solberg, T., Becher, G., Berg, V. og G.S. Eriksen, 1997. Kartlegging av miljøgifter i fisk og skalldyr fra nord-områdene. Statens Næringsmiddeltilsyn, Oslo. SNT-rapport 4, 1997. 28 s. + vedlegg.
- Solberg, T., Øvrevoll, B., Berg, V., Biseth, A. og G.S. Eriksen, 1999. Kartlegging av tungmetaller og klororganiske miljøgifter i marin fisk fanget i Sør-Norge. SNT-rapport 4-1999. Statens Næringsmiddeltilsyn, Oslo, 44 s.
- Stange, K. og J. Klungsøyr, 1997. Organochlorine contaminants in fish and polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from the Barents Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 54:318-332.
- 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.
- Struck, B.D., Pelzer, R., Ostapczuk, P., Emons, H. og C. Mohl, 1997. Statistical evaluation of ecosystem properties influencing the uptake of As, Cd, Co, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb and Zn in seaweed (*Fucus vesiculosus*) and common mussel (*Mytilus edulis*). *Sci Total Environ.* 207:29-42.
- Szefer, P., Ikuta, K., Frelek, K., Zdrojewska, I og M. Nabrzyski, 1999. Mercury and other trace metals (Ag, Cr, Co, and Ni) in soft tissue and byssus of *Mytilus edulis* from the east coast of Kyushu Island, Japan. *Sci. Total Environ.* 229:227-234.

- Thompson, A., Allen, J.R., Dodoo, D.M., Hunter, J., Hawkins, S.J. og G.A. Wolff, 1996. Distribution of chlorinated biphenyls in mussels and sediments from Great Britain and the Irish Sea coast. *Mar. Pollut. Bull.* 32:232-237.
- Thompson, S., Budzinski, H., Garrigues, P. og J.F. Narbonne, 1999. Comparison of PCB and DDT distribution between water-column and sediment-dwelling bivalves in Arachon Bay, France. *Mar. Pollut. Bull.* 38:655-662.
- Van den Berg, M., Birnbaum, L., Bosveld, A.T.C., Brunström, B., Cook, P., Feeley, M., Giesy, J.P., Hanberg, A., Hasegawa, R., Kennedy, S.W., Kubiak, T., Larsen, J.C., van Leeuwen, F.X.R., Liem, A.K.D., Nolt, C., Peterson, R.E., Poellinger, L., Safe, S., Schrenk, D., Tillitt, D., Tysklind, M., Younes, M., Wärn, F. og T. Zacharewski, 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ. Hlth. Perspect.* 106: 775-792.
- Van Zeijl, W.J.M., 1999. National evaluation report of the Joint Assessment and Monitoring Programme of the Netherlands 1997. Rapport RIKZ – 99.003. National Institute for Coastal and Marine management/RIKZ, 40 s.
- Von Westernhagen, H., Cameron, P., Janssen, D. og M. Kerstan, 1995. Age and size dependent chlorinated hydrocarbon concentrations in marine Teleosts. *Marine Pollut. Bull.* 30: 655-659.
- Villeneuve, J.-P., Carvalho, F.P., Fowler, S.W. og C. Cattini, 1999. Levels and trends of PCBs, chlorinated pesticides and petroleum hydrocarbons in mussels from the NW Mediterranean coast: comparison of concentrations in 1973/1974 and 1988/1989. *Sci. Total Environ.* 237/238: 57-65.
- Voigt, H.-R., 1999. Concentrations of heavy metals in fish from coastal waters around the Baltic Sea (Extended abstract). *ICES J. Mar. Sci.* 56 Suppl.:140-141.
- WHO (World Health Organization), 1990. Environmental Health Criteria 116. Tributyltin compounds. WHO, Geneve, 1990. 273 s.
- Widdows, J., Donkin, P., Brinsley, M.D., Evans, S.D., Salkeld, P.N., Franklin, A., Law, R.J. og M.J. Waldock, 1995. Scope for growth and contaminant levels in North Sea mussels *Mytilus edulis*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 127:131-148.
- Ylitalo, G. M., Buzitiz, J. og M. M. Krahn, 1999. Analyses of tissues of eight marine species from Atlantic and Pacific coasts for dioxin-like chlorobiphenyls (CBs) and total CBs. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 37:205-217.
- Zauke, G.-P., Savionov, V.M., Ritterhof, J. og T. Savinova, 1999. Heavy metals in fish from the Barents Sea (summer 1994). *Sci Total Environ.* 227:161-173.

**Vedlegg A**  
**Utdrag fra SFTs klassifiseringssystem for**  
**miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann**

*Extract from Norwegian Pollution Control Authority`s environmental  
classification system for contaminants in the marine environment*





**Tabell 31.** Utdrag fra Statens forurensningstilsyns (SFTs) klassifiseringssystem for miljøkvalitet/ blåskjell og fisk (fra Molvær *et al.* 1997).

*Extract from the Norwegian Pollution Control Authority's environmental classification system for contaminant in the marine environment/ blue mussels and fish.*

| Miljøgift                                |          | Klassifisering (øvre grense for klassene I-IV) |      |      |       |        |
|--|----------|--|------|------|-------|--------|
|  |          | I  | II   | III  | IV    | V      |
| <b>BLÅSKJELL</b>                         |          |  |      |      |       |        |
| <b>Bly</b>                               | ppm d.w. | 3  | 15   | 40   | 100   | >100   |
| <b>Kadmium</b>                           | ppm d.w. | 2  | 5    | 20   | 40    | >40    |
| <b>Kobber</b>                            | ppm d.w. | 10   | 30   | 100  | 200   | >200   |
| <b>Kvikksølv</b>                         | ppm d.w. | 0.2  | 0.5  | 1.5  | 4     | >4     |
| <b>Sink</b>                              | ppm d.w. | 200  | 400  | 1000 | 2500  | >2500  |
| <b>TBT</b> <sup>1)</sup>                 | ppm d.w. | 0.1  | 0.5  | 2    | 5     | >5     |
| <b>ΣPCB-7</b>                            | ppb w.w. | 4  | 15   | 40   | 100   | >100   |
| <b>ΣDDT</b>                              | ppb w.w. | 2  | 5    | 10   | 30    | >30    |
| <b>ΣHCH</b>                              | ppb w.w. | 1  | 3    | 10   | 30    | >30    |
| <b>HCB</b>                               | ppb w.w. | 0.1  | 0.3  | 1    | 5     | >5     |
| <b>TE<sub>PCDF/D</sub></b> <sup>2)</sup> | ppp w.w. | 0.2  | 0.5  | 1.5  | 3     | >3     |
| <b>TORSK, filet</b>                      |          |  |      |      |       |        |
| <b>Kvikksølv</b>                         | ppm w.w. | 0.1  | 0.3  | 0.5  | 1     | >1     |
| <b>ΣPCB-7</b>                            | ppb w.w. | 5  | 20   | 50   | 150   | >150   |
| <b>ΣDDT</b>                              | ppb w.w. | 1  | 3    | 10   | 25    | >25    |
| <b>ΣHCH</b>                              | ppb w.w. | 0.5  | 2    | 5    | 15    | >15    |
| <b>HCB</b>                               | ppb w.w. | 0.2  | 0.5  | 2    | 5     | >5     |
| <b>TE<sub>PCDF/D</sub></b> <sup>2)</sup> | ppp w.w. | 0.1  | 0.3  | 1    | 2     | >2     |
| <b>TORSK lever</b>                       |          |  |      |      |       |        |
| <b>ΣPCB-7</b>                            | ppb w.w. | 500  | 1500 | 4000 | 10000 | >10000 |
| <b>ΣDDT</b>                              | ppb w.w. | 200  | 500  | 1500 | 3000  | >3000  |
| <b>ΣHCH</b>                              | ppb w.w. | 50   | 200  | 500  | 1000  | >1000  |
| <b>HCB</b>                               | ppb w.w. | 20   | 50   | 200  | 400   | >400   |
| <b>TE<sub>PCDF/D</sub></b> <sup>2)</sup> | ppp w.w. | 15   | 40   | 100  | 300   | >300   |
| <b>SKRUBBE filet</b>                     |          |  |      |      |       |        |
| <b>ΣPCB-7</b>                            | ppb w.w. | 5  | 20   | 50   | 150   | >150   |
| <b>ΣDDT</b>                              | ppb w.w. | 2  | 4    | 15   | 40    | >40    |
| <b>ΣHCH</b>                              | ppb w.w. | 1  | 3    | 10   | 30    | >30    |
| <b>HCB</b>                               | ppb w.w. | 0.2  | 0.5  | 2    | 5     | >5     |
| <b>TE<sub>PCDF/D</sub></b> <sup>2)</sup> | ppp w.w. | 0.1  | 0.3  | 1    | 3     | >3     |

<sup>1)</sup> Angitt som tributyltinn

<sup>2)</sup> Kfr. TCDDN i Vedlegg B



## **Vedlegg B**

### **Forkortelser**

*Abbreviations*



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

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

Abbreviations (cont'd.)

| Abbreviation <sup>1</sup> | English   | Norwegian   |
|---------------------------|---|---|
| <b>PCBs</b>               |   |   |
| <b>PCB</b>                | polychlorinated biphenyls                                       | <i>polyklorerte bifenyler</i>   |
| <b>CB</b>                 | individual chlorobiphenyls (CB)                                 | <i>enkelt klorobifenyl</i>  |
| <b>CB28</b>               | CB28 (IUPAC)  | <i>CB28 (IUPAC)</i>   |
| <b>CB31</b>               | CB31 (IUPAC)  | <i>CB31 (IUPAC)</i>   |
| <b>CB44</b>               | CB44 (IUPAC)  | <i>CB44 (IUPAC)</i>   |
| <b>CB52</b>               | CB52 (IUPAC)  | <i>CB52 (IUPAC)</i>   |
| <b>CB77</b> <sup>4</sup>  | CB77 (IUPAC)  | <i>CB77 (IUPAC)</i>   |
| <b>CB81</b> <sup>4</sup>  | CB81 (IUPAC)  | <i>CB81 (IUPAC)</i>   |
| <b>CB95</b>               | CB95 (IUPAC)  | <i>CB95 (IUPAC)</i>   |
| <b>CB101</b>              | CB101 (IUPAC)   | <i>CB101 (IUPAC)</i>  |
| <b>CB105</b>              | CB105 (IUPAC)   | <i>CB105 (IUPAC)</i>  |
| <b>CB110</b>              | CB110 (IUPAC)   | <i>CB110 (IUPAC)</i>  |
| <b>CB118</b>              | CB118 (IUPAC)   | <i>CB118 (IUPAC)</i>  |
| <b>CB126</b> <sup>4</sup> | CB126 (IUPAC)   | <i>CB126 (IUPAC)</i>  |
| <b>CB128</b>              | CB128 (IUPAC)   | <i>CB128 (IUPAC)</i>  |
| <b>CB138</b>              | CB138 (IUPAC)   | <i>CB138 (IUPAC)</i>  |
| <b>CB149</b>              | CB149 (IUPAC)   | <i>CB149 (IUPAC)</i>  |
| <b>CB153</b>              | CB153 (IUPAC)   | <i>CB153 (IUPAC)</i>  |
| <b>CB156</b>              | CB156 (IUPAC)   | <i>CB156 (IUPAC)</i>  |
| <b>CB169</b> <sup>4</sup> | CB169 (IUPAC)   | <i>CB169 (IUPAC)</i>  |
| <b>CB170</b>              | CB170 (IUPAC)   | <i>CB170 (IUPAC)</i>  |
| <b>CB180</b>              | CB180 (IUPAC)   | <i>CB180 (IUPAC)</i>  |
| <b>CB194</b>              | CB194 (IUPAC)   | <i>CB194 (IUPAC)</i>  |
| <b>CB209</b>              | CB209 (IUPAC)   | <i>CB209 (IUPAC)</i>  |
| <b>CB-Σ7</b>              | CB: 28+52+101+118+138+153+180                                   | <i>CB: 28+52+101+118+138+153+180</i>                                  |
| <b>CB-ΣΣ</b>              | sum of CBs, includes CB-Σ7                                      | <i>sum CBer, inkluderer CB-Σ7</i>                                     |
| <b>TECBW</b>              | Sum of CB-toxicity equivalents after WHO model, see <b>TEQ</b>  | <i>Sum CB- toksitets ekvivalenter etter WHO modell, se <b>TEQ</b></i> |
| <b>TECBS</b>              | Sum of CB-toxicity equivalents after SAFE model, see <b>TEQ</b> | <i>Sum CB-toksitets ekvivalenter etter SAFE modell, se <b>TEQ</b></i> |

Abbreviations (cont'd.)

| Abbreviation <sup>1</sup> | English  | Norwegian  |
|---------------------------|--|--|
| <b>DIOXINS</b>            |  |  |
| <b>TCDD</b>               | 2, 3, 7, 8-tetrachloro-dibenzo dioxin                                      | 2, 3, 7, 8-tetrakloro-dibenzo dioksin                                      |
| <b>CDDST</b>              | Sum of tetrachloro-dibenzo dioxins   | Sum tetrakloro-dibenzo dioksiner   |
| <b>CDD1N</b>              | 1, 2, 3, 7, 8-pentachloro-dibenzo dioxin                                   | 1, 2, 3, 7, 8-pentakloro-dibenzo dioksin                                   |
| <b>CDDSN</b>              | Sum of pentachloro-dibenzo dioxins   | Sum pentakloro-dibenzo dioksiner   |
| <b>CDD4X</b>              | 1, 2, 3, 4, 7, 8-hexachloro-dibenzo dioxin                                 | 1, 2, 3, 4, 7, 8-heksakloro-dibenzo dioksin                                |
| <b>CDD6X</b>              | 1, 2, 3, 6, 7, 8-hexachloro-dibenzo dioxin                                 | 1, 2, 3, 6, 7, 8-heksakloro-dibenzo dioksin                                |
| <b>CDD9X</b>              | 1, 2, 3, 7, 8, 9-hexachloro-dibenzo dioxin                                 | 1, 2, 3, 7, 8, 9-heksakloro-dibenzo dioksin                                |
| <b>CDDSX</b>              | Sum of hexachloro-dibenzo dioxins  | Sum heksakloro-dibenzo dioksiner   |
| <b>CDD6P</b>              | 1, 2, 3, 4, 6, 7, 8-heptachloro-dibenzo dioxin                             | 1, 2, 3, 4, 6, 7, 8-heptakloro-dibenzo dioksin                             |
| <b>CDDSH</b>              | Sum of heptachloro-dibenzo dioxins   | Sum heptakloro-dibenzo dioksiner   |
| <b>CDDO</b>               | Octachloro-dibenzo dioxin  | Oktakloro-dibenzo dioksin  |
| <b>PCDD</b>               | Sum of polychlorinated dibenzo-p-dioxins                                   | Sum polyklorinaterte-dibenzo-p-dioksiner                                   |
| <b>CDF2T</b>              | 2, 3, 7, 8-tetrachloro-dibenzofuran  | 2, 3, 7, 8-tetrakloro-dibenzofuran   |
| <b>CDFST</b>              | Sum of tetrachloro-dibenzofurans   | Sum tetrakloro-dibenzofuraner  |
| <b>CDFDN</b>              | 1, 2, 3, 7, 8/1, 2, 3, 4, 8-pentachloro-dibenzofuran                       | 1, 2, 3, 7, 8/1, 2, 3, 4, 8-pentakloro-dibenzofuran                        |
| <b>CDF2N</b>              | 2, 3, 4, 7, 8-pentachloro-dibenzofurans                                    | 2, 3, 4, 7, 8-pentakloro-dibenzofuran                                      |
| <b>CDFSN</b>              | Sum of pentachloro-dibenzofurans   | Sum pentakloro-dibenzofuraner  |
| <b>CDFDX</b>              | 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                  |
| <b>CDF6X</b>              | 1, 2, 3, 6, 7, 8-hexachloro-dibenzofuran                                   | 1, 2, 3, 6, 7, 8-heksakloro-dibenzofuran                                   |
| <b>CDF9X</b>              | 1, 2, 3, 7, 8, 9-hexachloro-dibenzofuran                                   | 1, 2, 3, 7, 8, 9-heksakloro-dibenzofuran                                   |
| <b>CDF4X</b>              | 2, 3, 4, 6, 7, 8-hexachloro-dibenzofuran                                   | 2, 3, 4, 6, 7, 8-heksakloro-dibenzofuran                                   |
| <b>CDFSX</b>              | Sum of hexachloro-dibenzofurans  | Sum heksakloro-dibenzofuraner  |
| <b>CDF6P</b>              | 1, 2, 3, 4, 6, 7, 8-heptachloro-dibenzofuran                               | 1, 2, 3, 4, 6, 7, 8-heptakloro-dibenzofuran                                |
| <b>CDF9P</b>              | 1, 2, 3, 4, 7, 8, 9-heptachloro-dibenzofuran                               | 1, 2, 3, 4, 7, 8, 9-heptakloro-dibenzofuran                                |
| <b>CDFSP</b>              | Sum of heptachloro-dibenzofurans   | Sum heptakloro-dibenzofuraner  |
| <b>CDFO</b>               | Octachloro-dibenzofurans   | Oktakloro-dibenzofuran   |
| <b>PCDF</b>               | Sum of polychlorinated dibenzo-furans                                      | Sum polyklorinerte dibenzo-furaner   |
| <b>CDDFS</b>              | Sum of PCDD and PCDF   | Sum PCDD og PCDF   |
| <b>TCDDN</b>              | Sum of TCDD-toxicity equivalents after Nordic model, see <b>TEQ</b>        | Sum TCDD- toksitets ekvivalenter etter Nordisk modell, se <b>TEQ</b>       |
| <b>TCDDI</b>              | Sum of TCDD-toxicity equivalents after international model, see <b>TEQ</b> | Sum TCDD-toksitets ekvivalenter etter internasjonale modell, se <b>TEQ</b> |



Abbreviations (cont'd.)

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

**Abbreviations (cont'd.)**

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

- 1) After: 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) Indicates "PAH" compounds that are dicyclic and not truly PAH's typically identified during the analyses of PAH, include naphthalenes and "biphenyls".
  - 3) Indicates PAH compounds potentially cancerogenic for humans according to IARC (1987), i.e., categories 2A+2B (possibly and probably carcinogenic).
  - 4) Indicates non ortho- co-planer PCB compounds ie., those that lack Cl in positions 1, 1', 5, and 5'
- \*) The Pesticide Index, second edition. The Royal Society of Chemistry, 1991.

Other abbreviations andre forkortelser

|             | English  | Norwegian   |
|-------------|--|---|
| <b>TEQ</b>  | "Toxicity equivalency factors" for the most toxic compounds within the following groups: <ul style="list-style-type: none"> <li>• polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (<b>PCDD/PCDFs</b>).<br/>Equivalents calculated after Nordic model (Ahlborg <i>et al.</i>, 1989)<sup>1</sup> or international model (Int./EPA, cf. Van den Berg <i>et al.</i>, 1998)<sup>2</sup></li> <li>• non-ortho and mono-ortho substituted chlorobiphenyls after WHO model (Ahlborg <i>et al.</i>, 1994)<sup>3</sup> or Safe (1994, cf. NILU pers. comm.)</li> </ul> | "Toxisitetsequivalentfaktorer" for de giftigste forbindelsene innen følgende grupper. <ul style="list-style-type: none"> <li>• polyklorete dibenzo-p-dioksiner og dibenzofuraner (<b>PCDD/PCDF</b>).<br/>Ekvivalentberegning etter nordisk modell (Ahlborg <i>et al.</i>, 1989)<sup>1</sup> eller etter internasjonal modell (Int./EPA, cf. Van den Berg <i>et al.</i> 1998)<sup>2</sup></li> <li>• non-orto og mono-orto substituerte klorobifenyler etter WHO modell (Ahlborg <i>et al.</i>, 1994)<sup>3</sup> eller Safe (1994, cf. NILU pers. medd.)</li> </ul> |
| <b>ppm</b>  | parts per million, mg/kg   | deler pr. milliondeler, mg/kg   |
| <b>ppb</b>  | parts per billion, µg/kg   | deler pr. milliarddeler, µg/kg  |
| <b>ppp</b>  | parts per trillion, ng/kg  | deler pr. tusen-milliarddeler, ng/kg  |
| <b>d.w.</b> | dry weight basis   | tørrvekt basis  |
| <b>w.w.</b> | wet weight or fresh weight basis   | våtvekt eller friskvekt basis   |

<sup>1</sup>) Ahlborg, U.G., 1989. Nordic risk assessment of PCDDs and PCDFs. *Chemosphere* 19:603-608.

<sup>2</sup>) 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.

<sup>3</sup>) 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**

### **Stasjonsoversikt med posisjonsangivelser**

**(Kfr. kart i Vedlegg D)**

*List of stations with positions (cf. maps in Vedlegg D)*



## JAMP stations and programme 1998

**Vedlegg C1.** JAMP station positions and sampling overview for 1998. WSBOFR: W=water, S=sediment, B=blue mussel, O=other shellfish, F=flatfish, R=roundfish. second station position indicates previous location. NSTF=North Sea Task Force. Mussels were sampled from rock surfaces unless otherwise noted.

| JAMP area   | St. | Locality name                 | North latitude | East longitude | ICES position | 1998 |   |   |   |   |   | notes |
|---|-----|-------------------------------|----------------|----------------|---------------|------|---|---|---|---|---|-------|
|   |     |                               |                |                |               | W    | S | B | O | F | R |       |
| <b>26 OSLOFJORD AREA EAST, Hvaler and Singlefjorden</b>         |     |                               |                |                |               |      |   |   |   |   |   |       |
| 26  | 01A | Sponvika                      | 59°05.4'       | 11°12.5'       | 47G13         |      |   |   |   |   |   |       |
|   |     |                               | 59°05.1'       | 11°13.9'       | 47G13         |      |   |   |   |   |   |       |
| 26  | 02A | Fugleskjær                    | 59°06.6'       | 10°59.3'       | 47G09         |      |   |   |   |   |   |       |
|   |     |                               | 59°06.9'       | 10°59.0'       | 47G09         |      |   |   |   |   |   |       |
| 26  | 03A | Tisler                        | 58°59.0'       | 10°57.8'       | 46G07         |      |   |   |   |   |   | C     |
|   |     |                               | 58°58.8'       | 10°57.5'       | 46G07         |      |   |   |   |   |   |       |
| <b>26 OSLOFJORD AREA CENTRAL, Oslofjord proper</b>              |     |                               |                |                |               |      |   |   |   |   |   |       |
| 26  | 30A | Gressholmen                   | 59°52.8'       | 10°43.0'       | 48G07         | +    | + |   |   |   |   |       |
| 26  | 30A | Gressholmen (- 1996)          | 59°52.5'       | 10°43.0'       | 48G07         |      |   |   |   |   |   |       |
| 26  | 30B | Oslo city area / Håøya        | 59°49'         | 10°33'         | 48G04         |      |   |   |   |   |   |       |
|   |     |                               | 59°44'         | 10°32'         | 48G04         |      |   |   |   |   | + |       |
| 26  | 30B | Oslo city area / Nesodden     | 59°52'         | 10°39'         | 48G04         |      |   |   |   |   |   |       |
| 26  | 30F | Oslo city area / Håøya        | 59°47'         | 10°34'         | 48G04         |      |   |   |   |   |   |       |
| 26  | 30X | West of Nesodden              | 59°48.5'       | 10°36'         | 48G04         |      |   |   |   |   |   |       |
| 26  | 30G | Steilene area (Spro)          | 59°45.8'       | 10°34.5'       | 48G05         |      |   |   |   |   |   |       |
| 26  | 30H | Steilene area (Storegrunn)    | 59°48.5'       | 10°33.5'       | 48G05         |      |   |   |   |   |   |       |
| 26  | 40C | Steilene                      | 59°49'         | 10°33'         | 48G05         |      |   |   |   |   |   |       |
|   |     |                               | 59°49'         | 10°39'         | 48G05         |      |   |   |   |   |   |       |
| 26  | 30S | Steilene                      | 59°49.1'       | 10°33.8'       | 48G05         |      |   |   |   |   |   |       |
| 26  | 31A | Solbergstrand                 | 59°36.9'       | 10°39.4'       | 48G06         | +    | + |   |   |   |   |       |
| 26  | 31B | Solbergstrand (Filtvet, 1982) | 59°37'         | 10°39'         | 47G07         |      |   |   |   |   |   |       |
| 26  | 32A | Rødtangen                     | 59°31.5'       | 10°25.6'       | 48G06         |      |   |   |   |   |   |       |
| 26  | 33X | Sande, west side              | 59°31.7'       | 10°20.4'       | 48G06         |      |   |   |   |   |   |       |
| 26  | 33B | Sande, east side              | 59°31.7'       | 10°21.0'       | 48G06         |      |   |   |   | + |   |       |
| 26  | 35A | Mølen                         | 59°29.2'       | 10°30.1'       | 47G04         | +    | + |   |   |   |   |       |
| 26  | 35C | Holmenstrand-Mølen            | 59°29'         | 10°27'         | 47G04         |      |   |   |   |   |   |       |
| 26  | 35S | Mølen                         | 59°30'         | 10°35'         | 47G04         |      |   |   |   |   |   |       |
| 26  | 36A | Færder                        | 59°01.6'       | 10°31.7'       | 47G06         | +    | + |   |   |   |   |       |
| 26  | 36B | Færder area                   | 59°02'         | 10°27'         | 47G06         |      |   |   |   |   |   |       |
|   |     |                               | 59°02'         | 10°32'         | 47G06         |      |   |   |   |   | + |       |
| 26  | 36F | Færder area                   | 59°04'         | 10°23'         | 47G06         |      |   |   |   | + |   |       |
| 26  | 36S | Færder area (NSTF-54)         | 59°00.4'       | 10°41.6'       | 47G09         |      |   |   |   |   |   | N     |
| <b>26 OSLOFJORD AREA WEST, outer Sandefjord-Langesundsfjord</b> |     |                               |                |                |               |      |   |   |   |   |   |       |
| 26  | 73A | Lyngholmen                    | 59°02.6'       | 10°18.1'       | 47G03         |      |   |   |   |   |   | C     |
| 26  | 74A | Oddeneskjær                   | 58°57.3'       | 09°52.1'       | 46F97         |      |   |   |   |   |   | C     |
| 26  | 71A | Björkøya (Risøyodden)         | 59°01.4'       | 09°45.4'       | 47F99         | +    | + |   |   |   |   |       |
| <b>ARENDALE AREA</b>  |     |                               |                |                |               |      |   |   |   |   |   |       |
|   | 76A | Risøy                         | 58°43.6'       | 09°17.0'       | 46F92         | +    | + |   |   |   |   | C     |
|   | 77A | Flostafjord                   | 58°31.5'       | 08°56.9'       | 46F89         |      |   |   |   |   |   | C     |
|   | 77B | Borøy area                    | 58°33'         | 09°01'         | 46F93         |      |   |   |   |   |   |       |
|   | 77F | Borøy area                    | 58°33'         | 09°01'         | 46F93         |      |   |   |   |   |   |       |
|   | 77C | Borøy area                    | 58°29'         | 09°10'         | 45F91         |      |   |   |   |   |   |       |

Vedlegg C (cont'd)

| JAMP area                    | St.  | Locality name          | North latitude | East longitude | ICES position | 1998 |   |   |   |   |   | notes |
|------------------------------|------|------------------------|----------------|----------------|---------------|------|---|---|---|---|---|-------|
|                              |      |                        |                |                |               | W    | S | B | O | F | R |       |
| <b>ARENDALE AREA (cont.)</b> |      |                        |                |                |               |      |   |   |   |   |   |       |
|                              | 77S  | Arendal area (NSTF-57) | 58°24.2'       | 09°01.8'       | 45F91         |      |   |   |   |   |   | N, C  |
|                              | 79A  | Gjerdvoldsøyen, east   | 58°25.0'       | 08°45.3'       | 45F87         |      |   |   |   |   |   | C     |
| <b>LISTA AREA</b>            |      |                        |                |                |               |      |   |   |   |   |   |       |
|                              | 13A  | Langøysund             | 57°59.8'       | 07°34.6'       | 44F74         |      |   |   |   |   |   | C     |
|                              | 14A  | Aavigen                | 58°02.2'       | 07°13.2'       | 45F73         |      |   |   |   |   |   | C     |
|                              | 15A  | Gåsøy (Ullerø area)    | 58°03.1'       | 06°53.3'       | 45F69         | +    | + |   |   |   |   |       |
|                              | 15B  | Ullerø area            | 58°03'         | 06°43'         | 45F69         |      |   |   |   |   | + |       |
|                              | 15F  | Ullerø area            | 58°03'         | 06°43'         | 45F69         |      |   |   |   |   | + |       |
|                              | 15S  | Lista area (NSTF-39)   | 58°01.0'       | 06°34.3'       | 45F66         |      |   |   |   |   |   | N, C  |
| <b>BØMLO AREA</b>            |      |                        |                |                |               |      |   |   |   |   |   |       |
|                              | 224G | Heggjelen              | 59°25.2'       | 05°13.90'      | 47F51         |      |   |   |   |   | + |       |
|                              | 226A | Karmsund bridge (east) | 59°22.6'       | 05°17.91'      | 47F51         |      |   |   |   |   | + |       |
|                              | 226G | Karmsund bridge (east) | 59°22.6'       | 05°17.91'      | 47F51         |      |   |   |   |   | + |       |
|                              | 227A | Melandholmen           | 59°20.0'       | 05°18.90'      | 47F51         |      |   |   |   |   | + |       |
|                              | 227G | Melandholmen           | 59°20.0'       | 05°18.90'      | 47F51         |      |   |   |   |   | + |       |
|                              | 220G | Smørstakk              | 59°15.2'       | 05°21.14'      | 47F55         |      |   |   |   |   | + |       |
|                              | 221A | Stangeland             | 59°16.6'       | 05°19.70'      | 47F52         |      |   |   |   |   | + |       |
|                              | 221G | Stangeland             | 59°16.6'       | 05°19.70'      | 47F52         |      |   |   |   |   | + |       |
|                              | 22A  | Espevær, west          | 59°35.2'       | 05°00.5'       | 48F59         | +    | + |   |   |   |   | C, 1  |
|                              | 22F  | Borøyfjorden           | 59°43'         | 05°21'         | 48F55         |      |   |   |   |   | + |       |
|                              | 22C  | Bømløfjorden           | 59°34'         | 05°11'         | 48F53         |      |   |   |   |   |   |       |
|                              | 22S  | Bømlø (NSTF-36)        | 59°25.9'       | 04°50.2'       | 47F47         |      |   |   |   |   |   | N     |
|                              | 23A  | Austvik                | 59°52.2'       | 05°06.6'       | 48F51         |      |   |   |   |   |   |       |
|                              | 23B  | Karihavet area         | 59°55'         | 05°07'         | 48F51         |      |   |   |   |   |   | +     |
|                              | 24A  | Vardøy                 | 60°10.2'       | 05°00.8'       | 49F52         |      |   |   |   |   |   | C     |
|                              | 24S  | Sotra                  | 60°15.1'       | 04°33.3'       | 49F45         |      |   |   |   |   |   | N     |
| <b>62 HARDANGERFJORDEN</b>   |      |                        |                |                |               |      |   |   |   |   |   |       |
| 62                           | 69A  | Lille Terøy            | 59°58.8'       | 05°45.4'       | 49F59         | +    | + |   |   |   |   |       |
| 62                           | 69S  | Kvinnheradsfjorden     | 60°01.3'       | 05°56.1'       | 49F59         |      |   |   |   |   |   |       |
| 62                           | 67B  | Strandebarm            | 60°16'         | 06°02'         | 49F62         |      |   |   |   |   | + | +     |
| 62                           | 67S  | Strandebarm            | 60°13.5'       | 06°05.1'       | 49F62         |      |   |   |   |   |   |       |
| 62                           | 65A  | Vikingneset            | 60°14.5'       | 06°09.6'       | 49F62         | +    | + |   |   |   |   |       |
| 62                           | 63A  | Ranaskjær              | 60°25.1'       | 06°24.5'       | 49F64         | +    | + |   |   |   |   |       |
| 62                           | 63S  | Ranaskjær              | 60°23.6'       | 06°27.1'       | 49F64         |      |   |   |   |   |   |       |
| <b>63 SØRFJORD</b>           |      |                        |                |                |               |      |   |   |   |   |   |       |
| 63                           | 51A  | Byrkjenes              | 60°05.1'       | 06°33.1'       | 49F66         |      |   |   |   |   |   |       |
| 63                           | 52A  | Eitrheimsneset         | 60°05.8'       | 06°32.2'       | 49F66         | +    | + |   |   |   |   | 3     |
| 63                           | 52S  | Tyssedal               | 60°06.9'       | 06°32.9'       | 49F66         |      |   |   |   |   |   |       |
| 63                           | 53B  | Inner Sørfjord         | 60°10'         | 06°34'         | 49F65         |      |   |   |   |   | + | +     |
| 63                           | 56A  | Kvalnes                | 60°13.4'       | 06°36.1'       | 49F65         | +    | + |   |   |   |   |       |
| 63                           | 56S  | Kvalnes                | 60°13.7'       | 06°35.6'       | 49F65         |      |   |   |   |   |   |       |
| 63                           | 57A  | Krossanes              | 60°23.2'       | 06°41.2'       | 49F67         | +    | + |   |   |   |   |       |
| 63                           | 57S  | Krossanes              | 60°23.1'       | 06°40.7'       | 49F67         |      |   |   |   |   |   |       |
| <b>ÅLESUND AREA</b>          |      |                        |                |                |               |      |   |   |   |   |   |       |
|                              | 25A  | Hinnøy                 | 61°22.2'       | 04°52.8'       | 51F47         |      |   |   |   |   |   | 5     |
|                              | 26A  | Hamnen                 | 61°52.7'       | 05°13.6'       | 52F51         |      |   |   |   |   |   | 5     |
|                              | 27A  | Grinden                | 62°12.2'       | 05°25.4'       | 53F55         |      |   |   |   |   |   | 1     |
|                              | 27X  | Kvame area             | 62°12.3'       | 05°22.2'       | 53F55         |      |   |   |   |   |   |       |
|                              | 27S  | Statlandet (east of)   | 62°09.3'       | 05°21.3'       | 53F56         |      |   |   |   |   |   |       |
|                              | 28A  | Eiksundet              | 62°14.9'       | 05°54.5'       | 53F58         |      |   |   |   |   |   | 1     |
|                              |      | Eiksundet (1992)       | 62°14.9'       | 05°54.5'       | 53F58         |      |   |   |   |   |   | 1     |



**Vedlegg C (cont'd)**

| JAMP area                | St. | Locality name                   | North latitude | East longitude | ICES position | 1998 |   |   |   |   |   | notes |
|--------------------------|-----|---------------------------------|----------------|----------------|---------------|------|---|---|---|---|---|-------|
|                          |     |                                 |                |                |               | W    | S | B | O | F | R |       |
| <b>65 ORKDALSFJORDEN</b> |     |                                 |                |                |               |      |   |   |   |   |   |       |
| 65                       | 80A | Østmerknes                      | 63°27.5'       | 10°27.5'       | 56G04         |      |   |   |   |   |   |       |
| 65                       | 81A | Biologisk station               | 63°26.5'       | 10°21.4'       | 56G04         |      |   |   |   |   |   |       |
| 65                       | 82A | Flakk                           | 63°27.1'       | 10°12.6'       | 56G01         |      |   |   |   |   |   |       |
| 65                       | 82S | Flakk                           | 63°27.5'       | 10°11.8'       | 56G01         |      |   |   |   |   |   |       |
| 65                       | 83A | Frøsetskjær                     | 63°25.5'       | 10°07.8'       | 56G01         |      |   |   |   |   |   |       |
| 65                       | 84A | Trossavika                      | 63°20.8'       | 09°57.8'       | 55F97         |      |   |   |   |   |   |       |
| 65                       | 84B | Trossavika                      | 63°20.8'       | 09°57.8'       | 55F97         |      |   |   |   |   |   |       |
| 65                       | 84S | Trossavika (1987)               | 63°21.7'       | 09°57.4'       | 55F97         |      |   |   |   |   |   |       |
|                          |     |                                 | 63°21.2'       | 09°57.2'       | 55F97         |      |   |   |   |   |   |       |
| 65                       | 89S | Thamshavn (indre Orkdal) (1987) | 63°19.7'       | 09°52.3'       | 55F98         |      |   |   |   |   |   |       |
|                          |     |                                 | 63°19.8'       | 09°52.5'       | 55F98         |      |   |   |   |   |   |       |
| 65                       | 90S | Outer Orkdalsfjord (1987)       | 63°27.4'       | 10°03.0'       | 56G01         |      |   |   |   |   |   |       |
|                          |     |                                 | 63°27.4'       | 10°04.3'       | 56G01         |      |   |   |   |   |   |       |
| 65                       | 85A | Geitastrand                     | 63°21.9'       | 09°56.3'       | 55F97         |      |   |   |   |   |   |       |
| 65                       | 86A | Geitnes                         | 63°26.6'       | 09°59.2'       | 55F97         |      |   |   |   |   |   |       |
| 65                       | 87A | Ingdalsbukta                    | 63°27.8'       | 09°54.8'       | 55F97         |      |   |   |   |   |   |       |
| 65                       | 88A | Rødberg                         | 63°27.2'       | 10°00.0'       | 55G01         |      |   |   |   |   |   |       |
| <b>FROAN AREA</b>        |     |                                 |                |                |               |      |   |   |   |   |   |       |
|                          | 91A | Nervika                         | 63°21.2'       | 08°09.6'       | 55F81         |      |   |   |   |   |   | 3     |
|                          |     | Fosflua (1992)                  | 63°23.8'       | 08°17.6'       | 55F81         |      |   |   |   |   |   | 4     |
|                          | 92A | Stokken (-1996)                 | 64°02.2'       | 10°01.1'       | 57G03         |      |   |   |   |   |   | 5     |
|                          |     |                                 | 64°04.6'       | 10°00.7'       | 57G03         |      |   |   |   |   |   | 4     |
|                          | 92B | Stokken area                    | 64°09.9'       | 09°53.0'       | 57F99         |      |   |   |   |   |   |       |
|                          | 92F | Stokken area                    | 64°09.9'       | 09°53.0'       | 57F99         |      |   |   |   |   |   |       |
|                          | 93S | Raudøya (northeast of)          | 64°22.7'       | 10°27.8'       | 57G04         |      |   |   |   |   |   |       |
|                          | 93A | Låven (Sætervik)                | 64°23.7'       | 10°29.0'       | 57G04         |      |   |   |   |   |   | 4     |
|                          |     | Låven (Sætervik, 1992))         | 64°23.5'       | 10°28.0'       | 57G04         |      |   |   |   |   |   | 4     |
| <b>HELGELAND AREA</b>    |     |                                 |                |                |               |      |   |   |   |   |   |       |
|                          | 94A | Landfast                        | 65°38.4'       | 12°00.5'       | 60G23         |      |   |   |   |   |   | 1     |
|                          | 96A | Breiviken                       | 66°17.6'       | 12°50.5'       | 61G28         |      |   |   |   |   |   | 1     |
|                          | 95S | Rødø (east of)                  | 66°41.8'       | 13°09.9'       | 62G32         |      |   |   |   |   |   |       |
|                          | 95A | Flatskjær                       | 66°42.6'       | 13°15.8'       | 62G32         |      |   |   |   |   |   | 4     |
| <b>LOFOTEN AREA</b>      |     |                                 |                |                |               |      |   |   |   |   |   |       |
|                          | 97A | Klakholmen                      | 67°39.9'       | 14°44.6'       | 64G49         |      |   |   |   |   |   | 4     |
|                          | 99A | Brunvær                         | 68°00.3'       | 15°05.6'       | 65G53         |      |   |   |   |   |   | 4     |
|                          | 98B | Lille Molla                     | 68°12.0'       | 14°48.0'       | 65G48         |      |   |   |   |   |   |       |
|                          | 98F | Lille Molla                     | 68°12.0'       | 14°48.0'       | 65G48         |      |   |   |   |   |   |       |
|                          | 98S | Skrova (south of)               | 68°07.0'       | 14°41.0'       | 65G49         |      |   |   |   |   |   |       |
|                          | 98A | Husvågen (1997)                 | 68°15.4'       | 14°40.6'       | 65G46         |      |   |   |   |   |   |       |
|                          |     | (1992)                          | 68°09.4'       | 14°39.3'       | 65G46         |      |   |   |   |   |   |       |
|                          | 98X | Skrova                          | 68°10.5'       | 14°40.2'       | 65G48         |      |   |   |   |   |   | 7     |
|                          | 99S | Lundøy (north of)               | 68°05.8'       | 15°10.1'       | 65G53         |      |   |   |   |   |   |       |

Vedlegg C (cont'd)

| JAMP area                          | St. | Locality name            | North latitude | East longitude | ICES position | 1998 |   |   |   |   |   | notes |
|------------------------------------|-----|--------------------------|----------------|----------------|---------------|------|---|---|---|---|---|-------|
|                                    |     |                          |                |                |               | W    | S | B | O | F | R |       |
| <b>FINNSNES-SKJERVØY AREA</b>      |     |                          |                |                |               |      |   |   |   |   |   |       |
|                                    | 41S | Andfjord                 | 68°56.3'       | 17°05.2'       | 66G71         |      |   |   |   |   |   |       |
|                                    | 41A | Fensneset, Grytøya       | 68°56.9'       | 16°38.5'       | 66G64         |      |   |   |   |   |   | 3     |
|                                    | 42S | Tromsø area              | 69°60.4'       | 18°06.8'       | 68G83         |      |   |   |   |   |   |       |
|                                    | 42A | Tennskjær, Malangen      | 69°28.6'       | 18°18.0'       | 67G81         |      |   |   |   |   |   | 3     |
|                                    | 43S | Kvænangen                | 70°03.3'       | 21°07.9'       | 69H13         |      |   |   |   |   |   |       |
|                                    | 43A | Lyngneset, Langfjorden   | 70°06.2'       | 20°32.8'       | 69H06         |      |   |   |   |   |   | 2     |
|                                    | 43B | Kvænangen                | 70°09.0'       | 21°22.0'       | 69H16         |      |   |   |   |   |   |       |
|                                    | 43F | Kvænangen                | 70°09.0'       | 21°22.0'       | 69H16         |      |   |   |   |   |   |       |
| <b>HAMMERFEST-HONNINGSVÅG AREA</b> |     |                          |                |                |               |      |   |   |   |   |   |       |
|                                    | 44S | Sørøya, south            | 70°25.9'       | 22°31.8'       | 69H24         |      |   |   |   |   |   |       |
|                                    | 44A | Elenheimsundet           | 70°30.8'       | 22°14.8'       | 70H23         |      |   |   |   |   |   | 1, 6  |
|                                    | 45S | Hammerfest area          | 70°42.9'       | 24°26.6'       | 70H45         |      |   |   |   |   |   |       |
|                                    | 45A | Ytre Sauhamneset         | 70°45.8'       | 24°19.2'       | 70H42         |      |   |   |   |   |   |       |
|                                    | 46S | Porsangen area           | 70°52.9'       | 26°11.9'       | 70H61         |      |   |   |   |   |   |       |
|                                    | 46A | Smineset in Altesula     | 70°58.4'       | 25°48.1'       | 70H57         |      |   |   |   |   |   | 3, 6  |
|                                    | 46B | Hammerfest area          | 70°50.0'       | 23°44.0'       | 70H37         |      |   |   |   |   |   |       |
|                                    | 46F | Honningsvåg area         | 00°00.0'       | 00°00.0'       |               |      |   |   |   |   |   |       |
|                                    | 47S | Laksefjord               | 70°55.0'       | 26°55.1'       | 70H67         |      |   |   |   |   |   |       |
|                                    | 47A | Kifjordeneset            | 70°52.9'       | 27°22.2'       | 70H74         |      |   |   |   |   |   |       |
| <b>VARANGER PENINSULA AREA</b>     |     |                          |                |                |               |      |   |   |   |   |   |       |
|                                    | 48S | Tanafjord                | 70°52.5'       | 28°38.5'       | 70H84         |      |   |   |   |   |   |       |
|                                    | 48A | Trollfjorden i Tanafjord | 70°41.6'       | 28°33.3'       | 70H85         |      |   |   |   |   |   |       |
|                                    | 49S | Syltefjord               | 70°33.9'       | 30°19.9'       | 70J03         |      |   |   |   |   |   |       |
|                                    | 49A | Nordfjorden, Syltefjord  | 70°33.1'       | 30°05.2'       | 70J03         |      |   |   |   |   |   |       |
|                                    | 10S | Varangerfjord            | 69°56.1'       | 30°06.7'       | 68J01         |      |   |   |   |   |   |       |
|                                    | 10A | Skagodden                | 70°04.2'       | 30°09.8'       | 69J03         | +    | + |   |   |   |   | 2     |
|                                    | 10B | Varangerfjorden          | 69°54.5'       | 29°30.0'       | 68H97         |      |   |   |   |   | + |       |
|                                    | 10F | Varangerfjorden          | 69°55.0'       | 29°51.5'       | 68H97         |      |   |   | * |   |   |       |
|                                    | 11A | Sildkroneset, Bøkfjorden | 69°47.2'       | 30°11.1'       | 68J02         |      |   |   |   |   |   |       |
|                                    | 11X | Brashavn                 | 69°53.9'       | 29°44.7'       | 68J02         | +    | + |   |   |   |   | 4     |

notes:

- + - samples collected
- \* - planned but insufficient material
- x - collected but not analysed
- N - official NSTF station
- C - at or near SFT's coastal monitoring programme station
- 1 - mussels collected from buoy and/or buoy anchor lines
- 2 - mussels collected from sand/gravel bottom
- 3 - mussels collected from iron/cement pilings
- 4 - mussels collected from metal navigation buoys
- 5 - mussels collected from floating dock
- 6 - mussels collected from wooden docks
- 7 - mussels collected from rocks under ferry terminal

## **Vedlegg D**

### **Kart over stasjoner**

**(kfr. posisjonsangivelser i Vedlegg C)**

*Maps of localities (cf. Vedlegg C 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 Sjørfjorden). Følgelig kan samme stasjonsnr. figurere mer enn ett sted på vedkommende kart.

Bokstaven A etter stasjonsnr. indikerer prøvetaking av blåskjell, B indikerer torsk og F flatfisk. 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.

Kartene er laget ved hjelp av programvarepakken ArcView GIS versjon 3.1

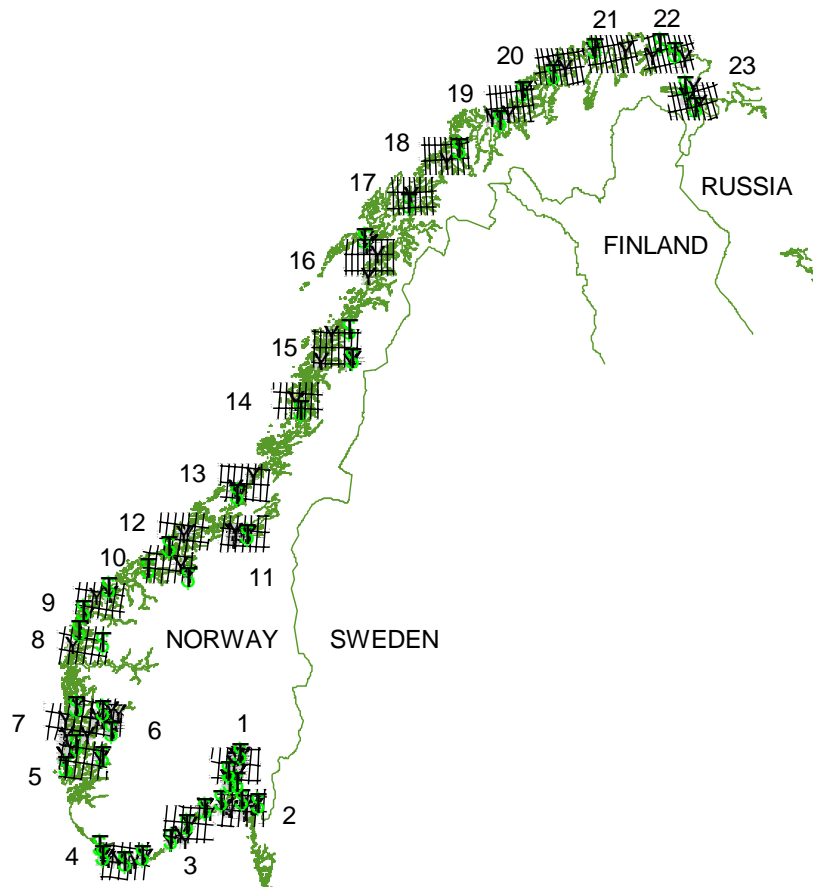
### *Comments*

*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 Sjørfjord). Hence, the same station name may appear more than once on a map.*

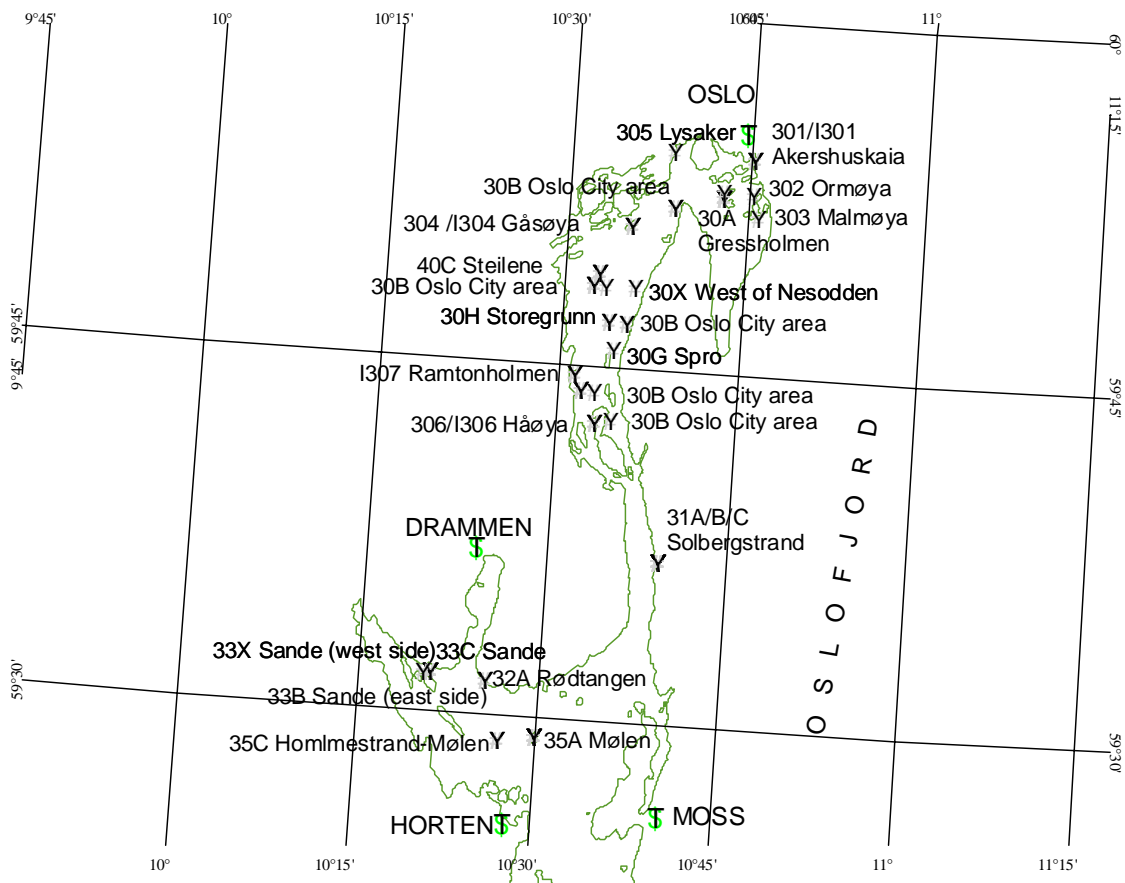
*The letter A following the station identification number indicates that blue mussels were sampled. The letter B indicates sampling for cod and the letter F indicates sampling for flatfish. This system for fish is not consistent for some older stations (30, 33, 52 and 67) where only the letter B is used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

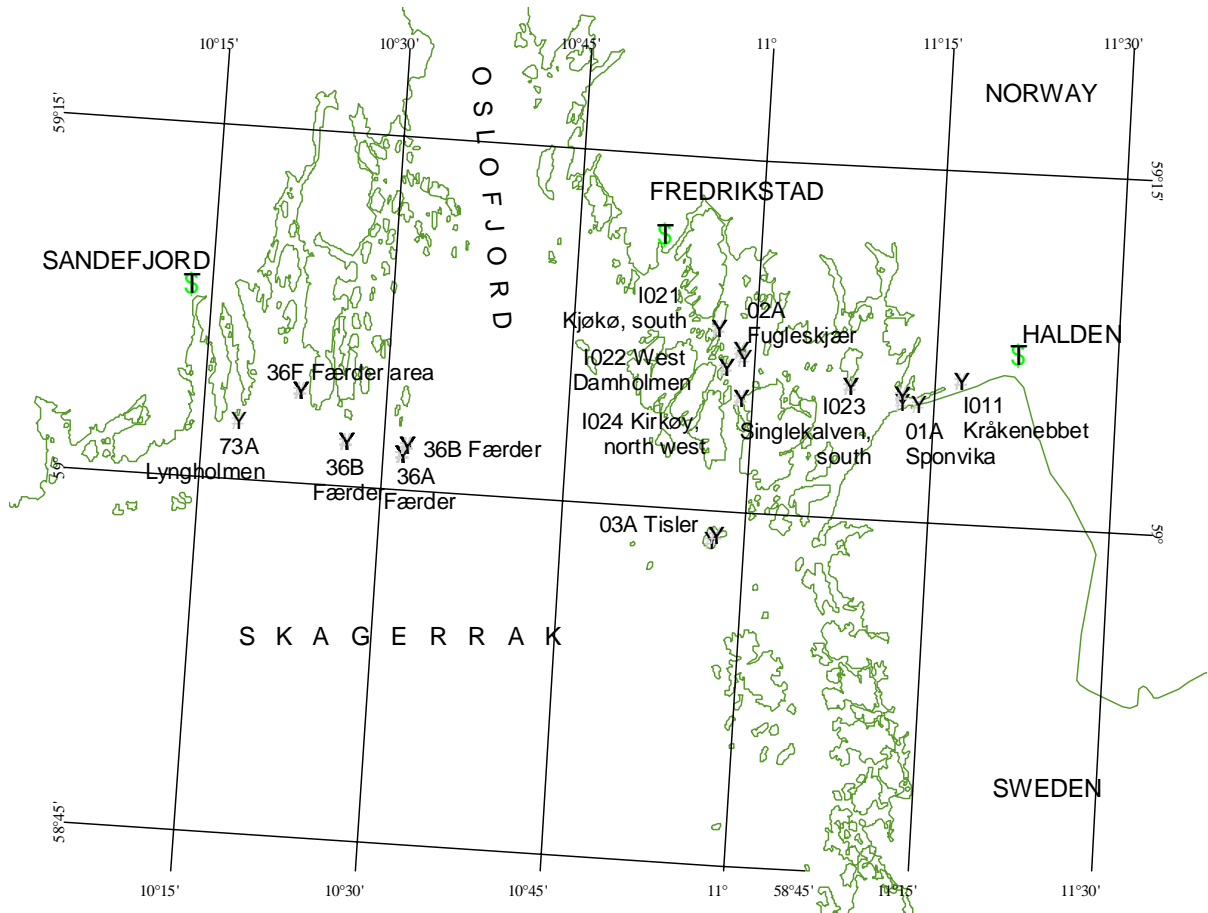
*The maps are generated using ArcView GIS version 3.1.*



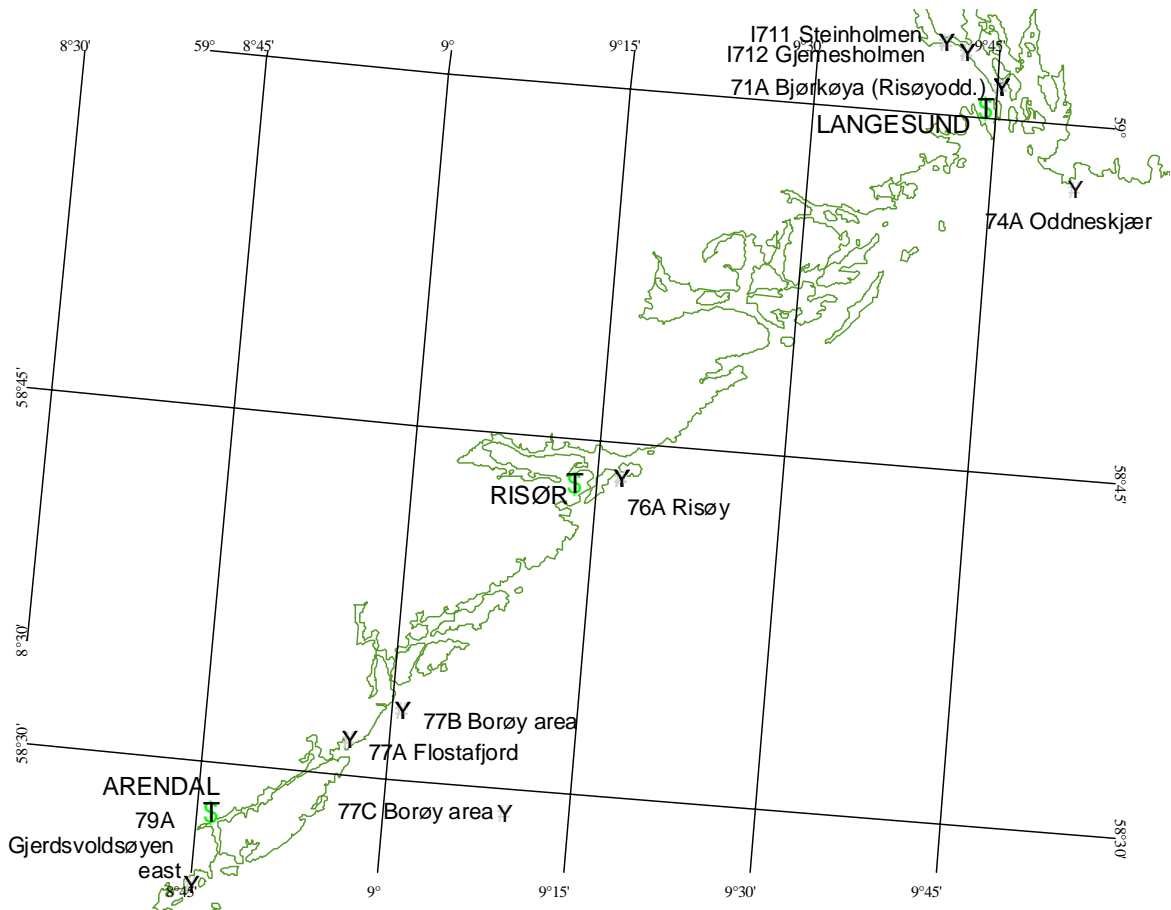
JAMP-områder i Norge. Tallene refererer til detaljkartene nedenfor.



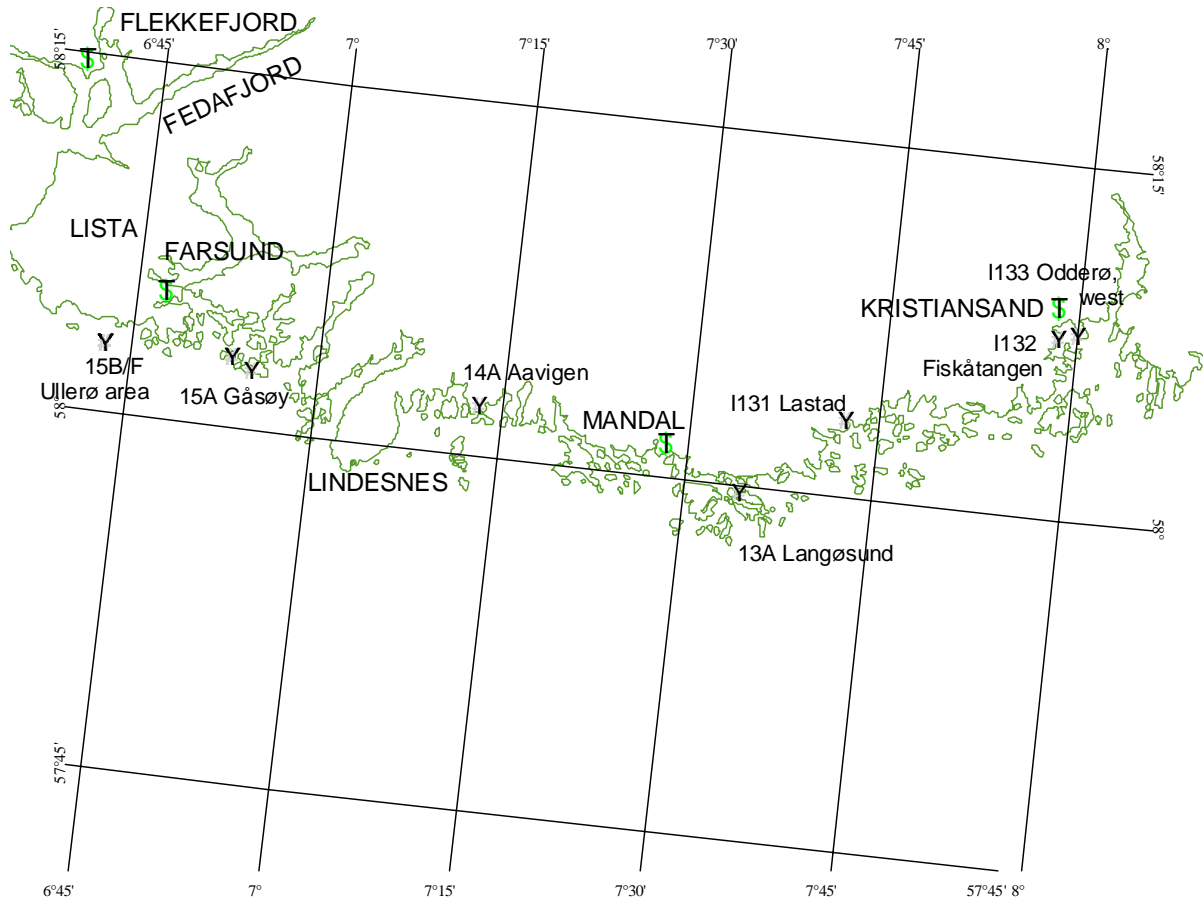
Kart nr. 1



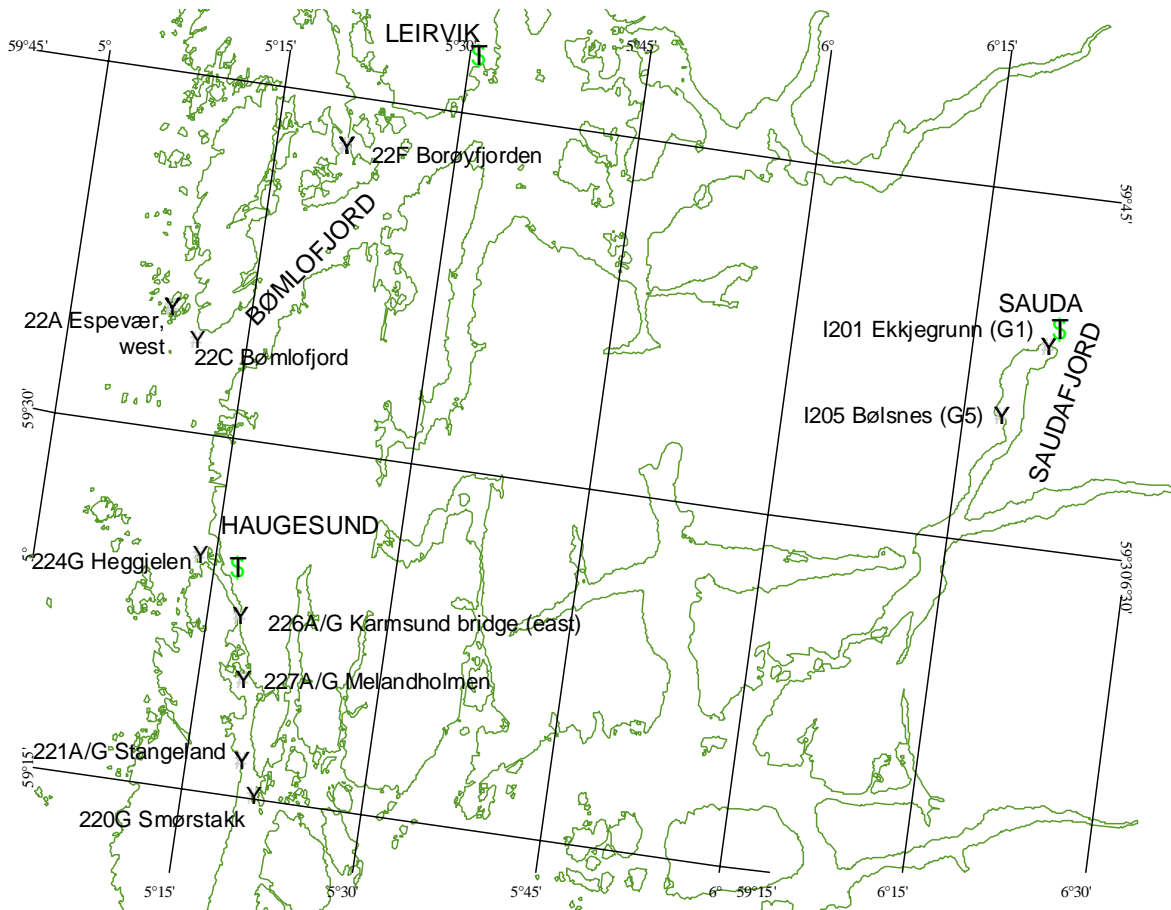
Kart nr. 2



Kart nr. 3

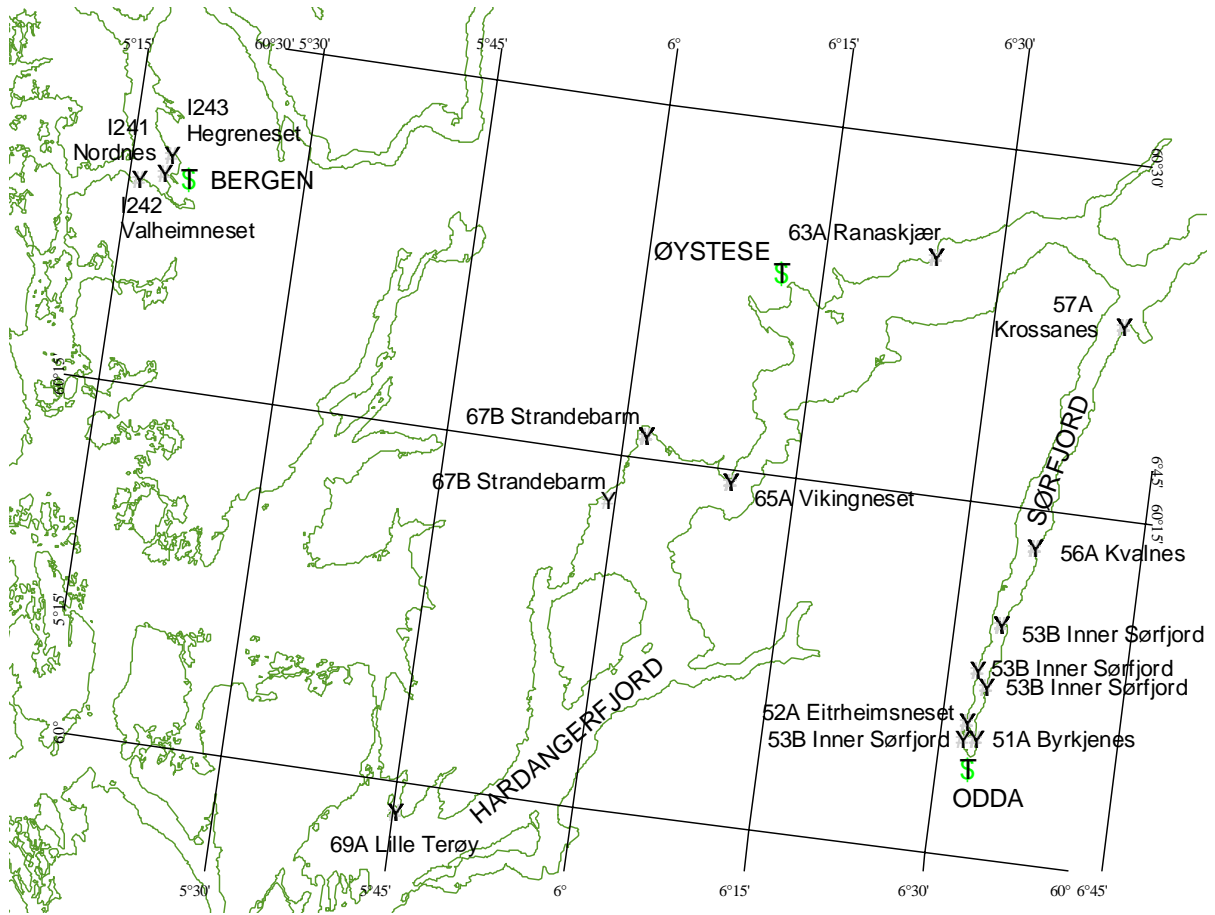


Kart nr. 4



Kart nr. 5

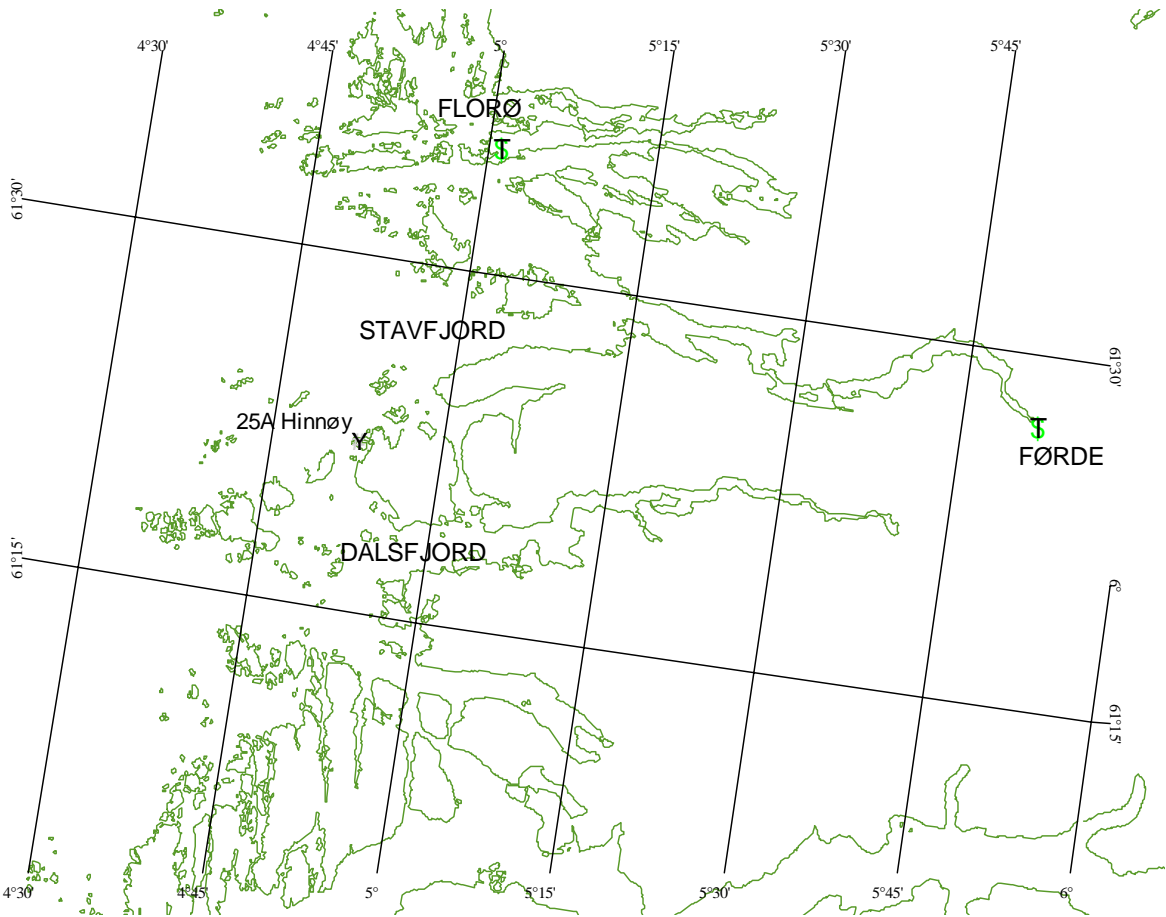




Kart nr. 6



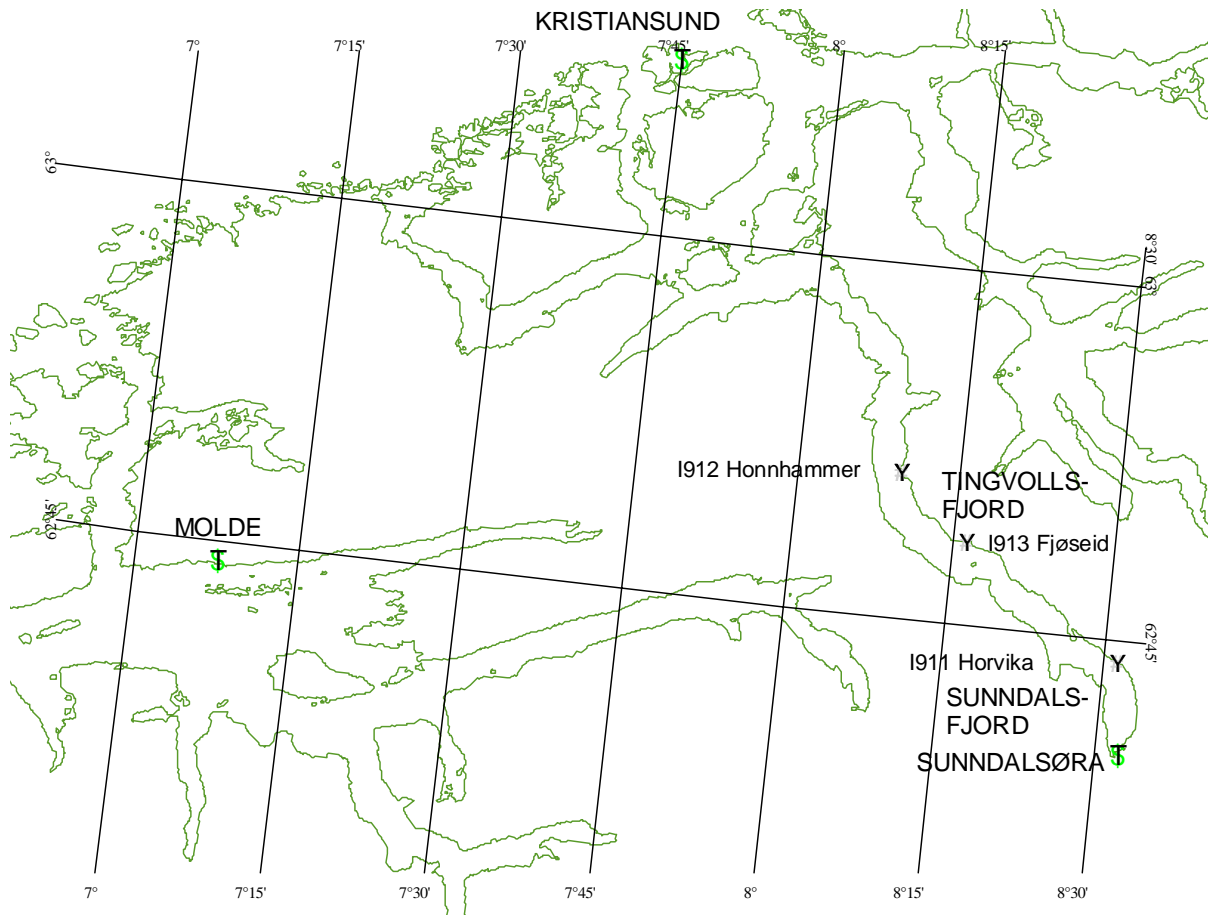
Kart nr. 7



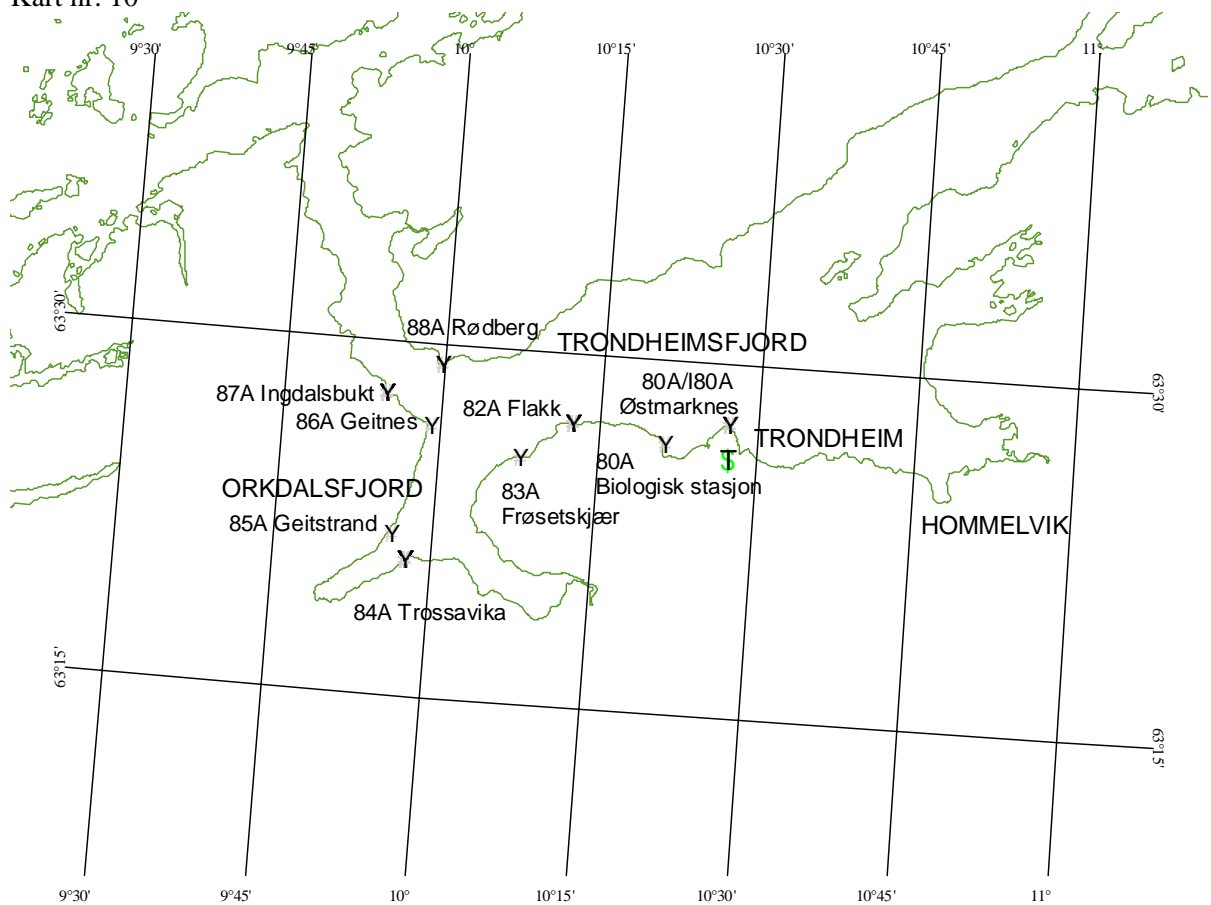
Kart nr. 8



Kart nr. 9



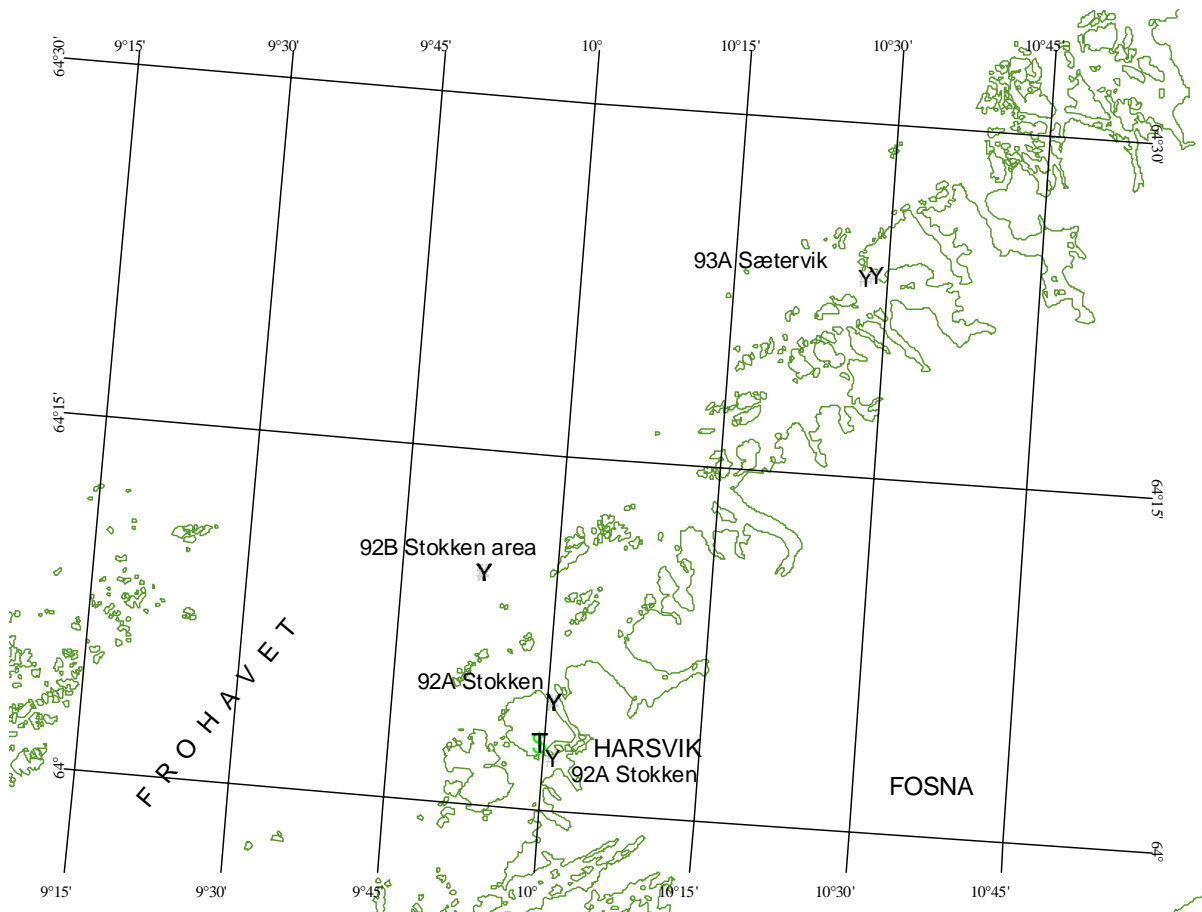
Kart nr. 10



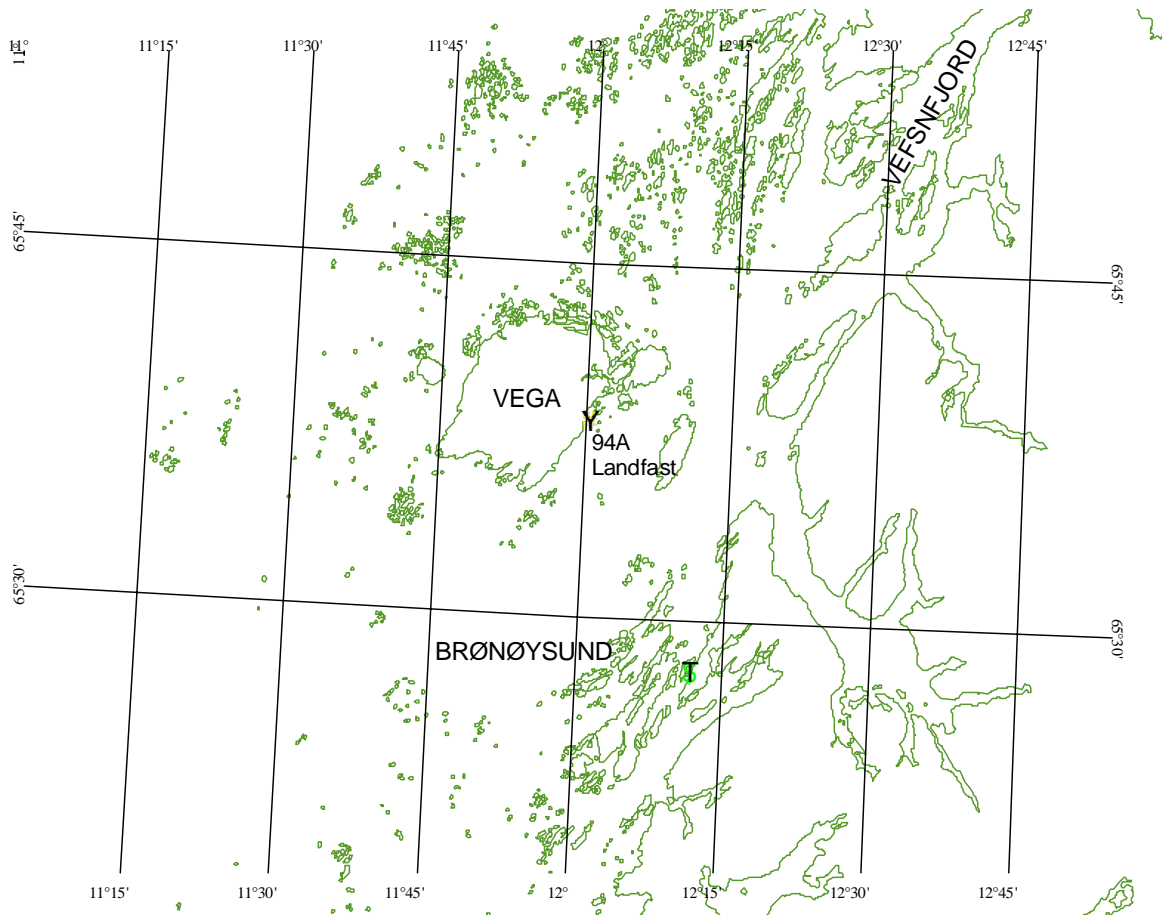
Kart nr. 11



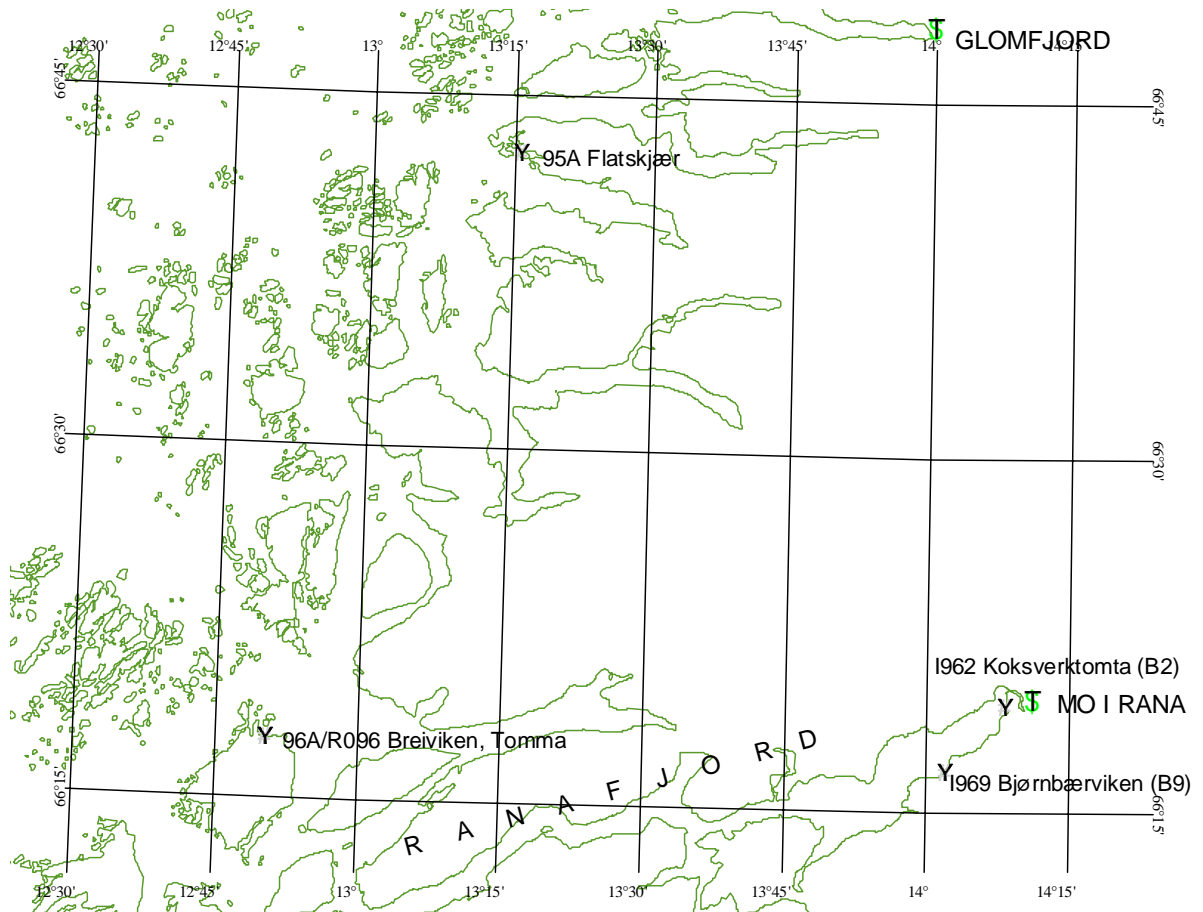
Kart nr. 12



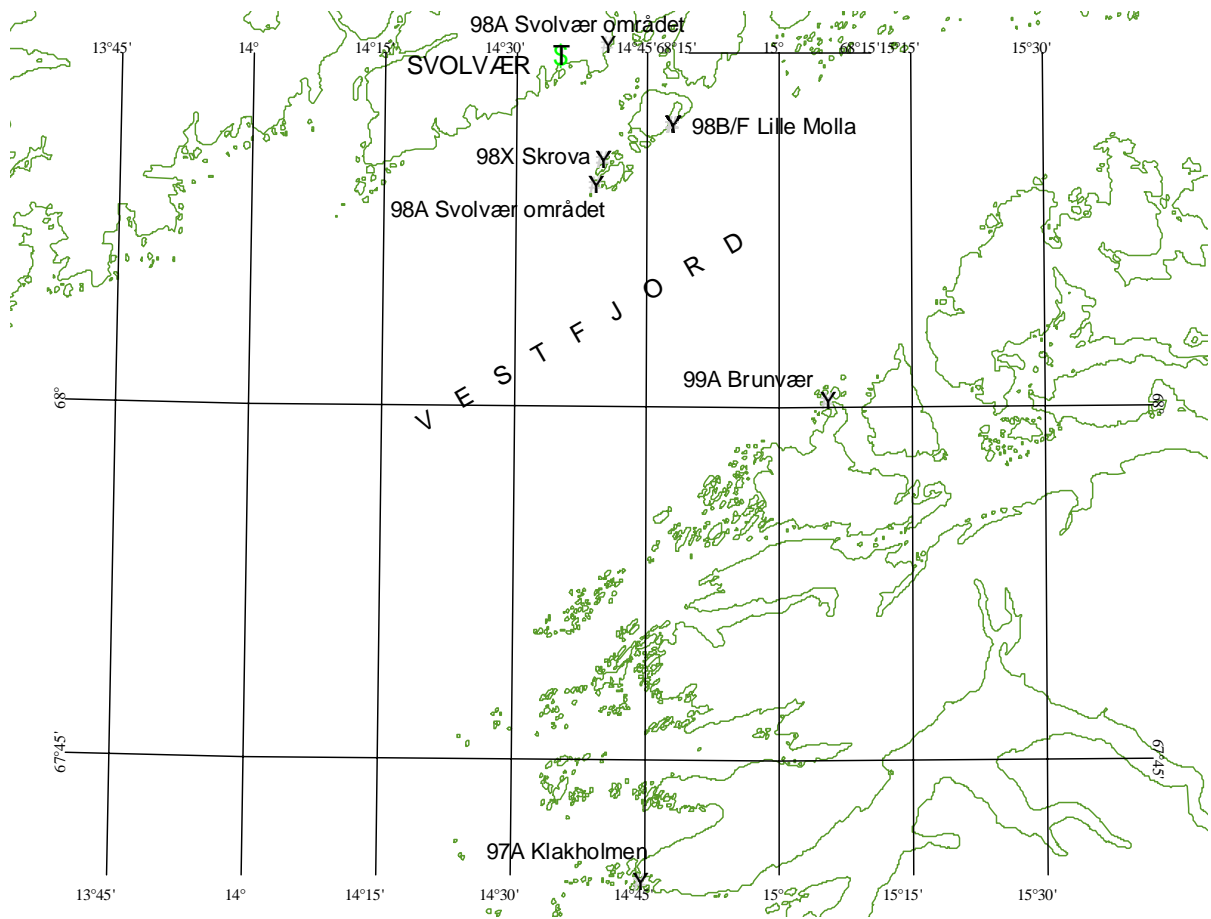
Kart nr. 13



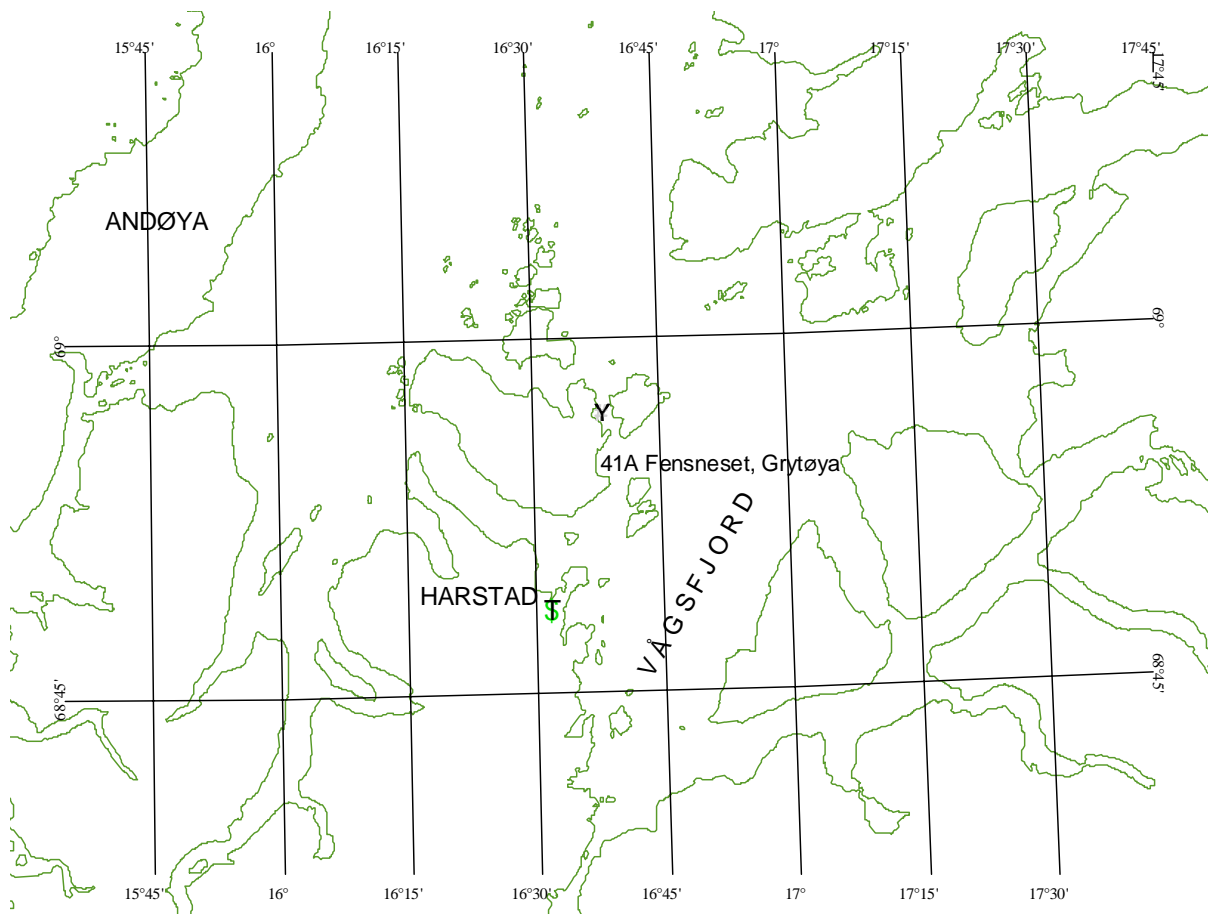
Kart nr. 14



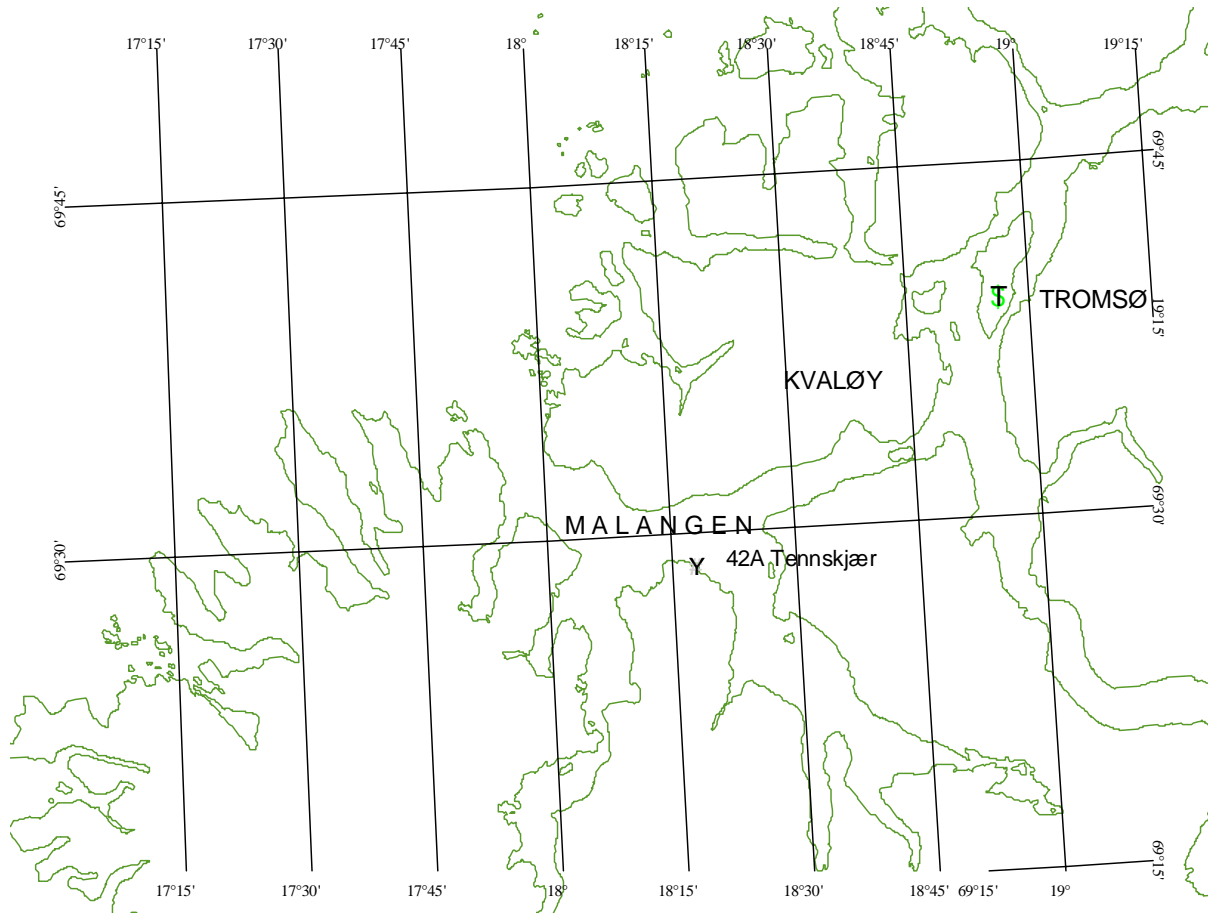
Kart nr. 15



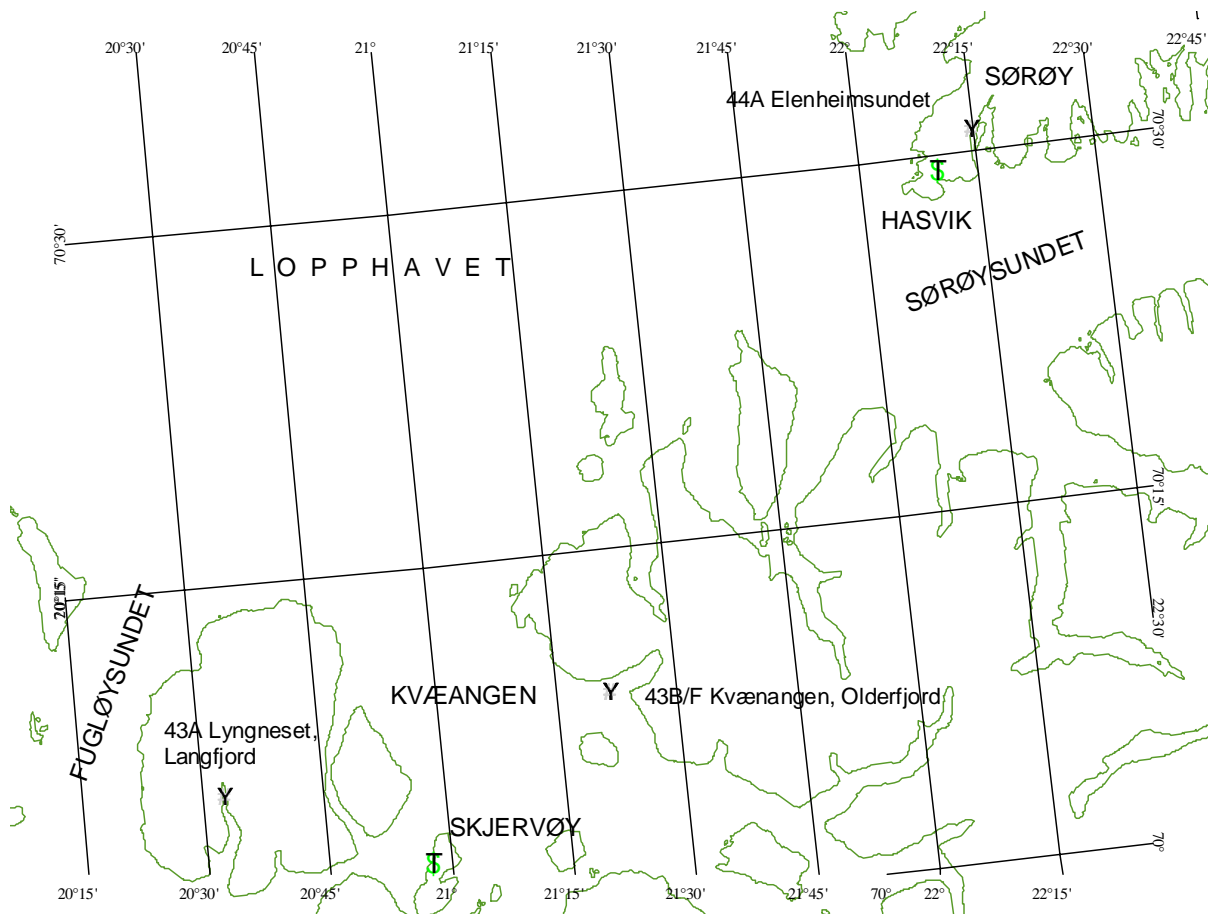
Kart nr. 16



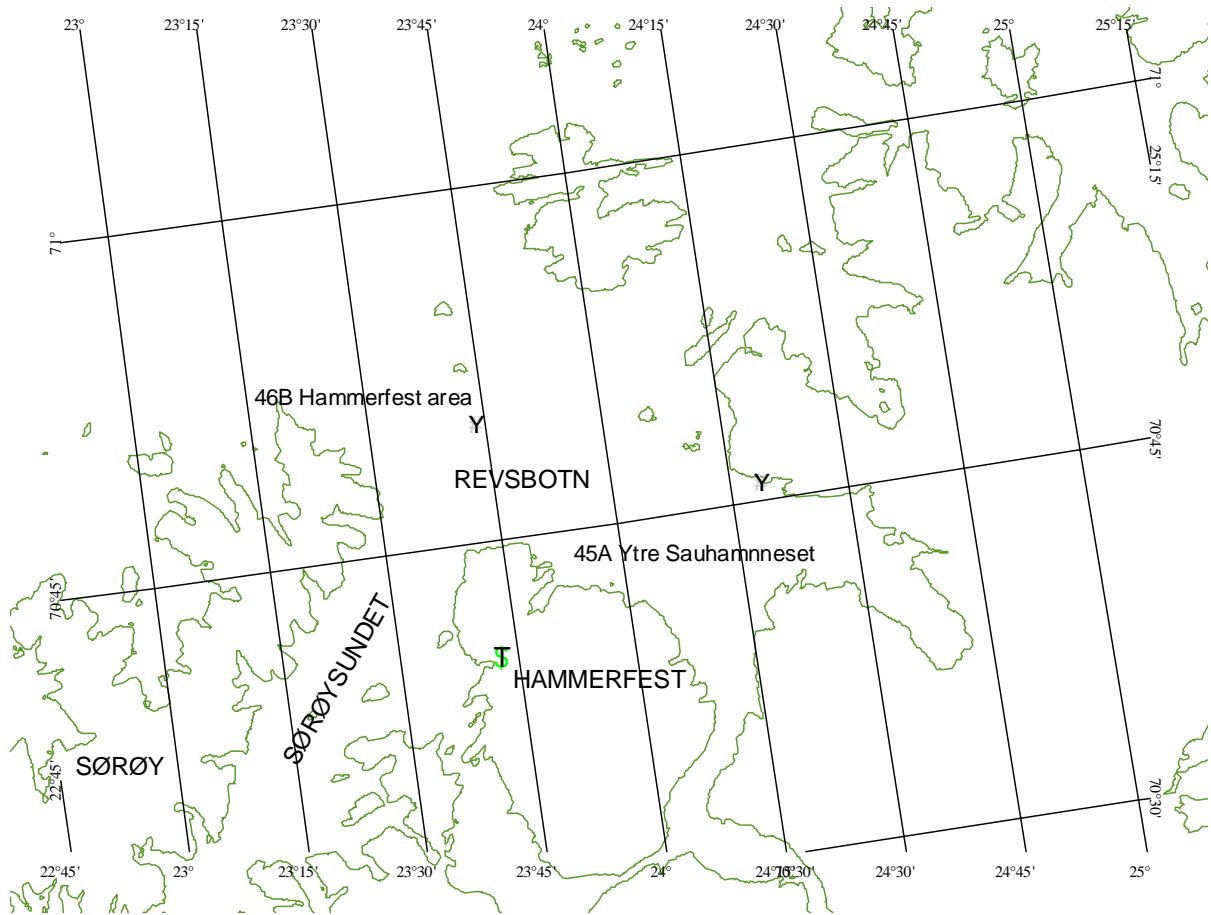
Kart nr. 17



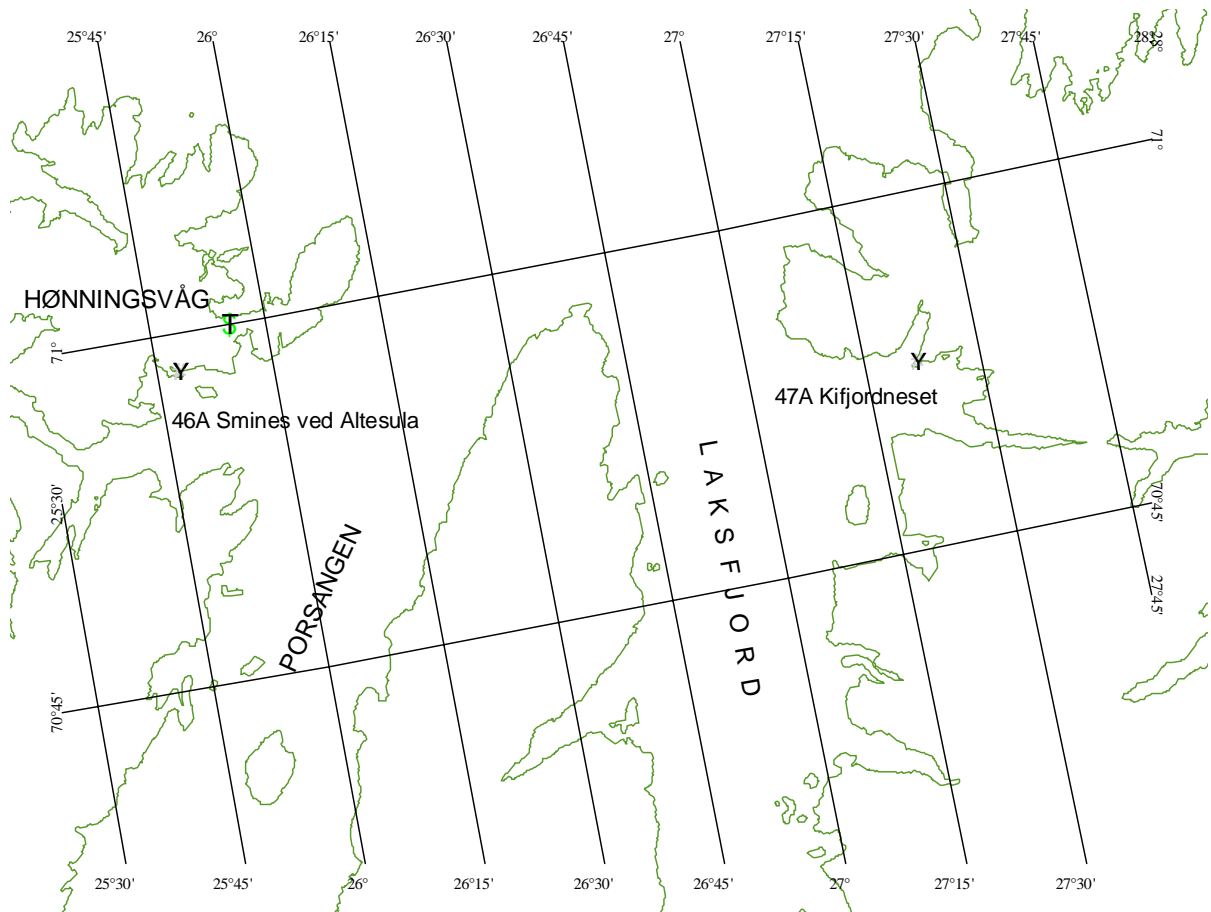
Kart nr. 18



Kart nr. 19

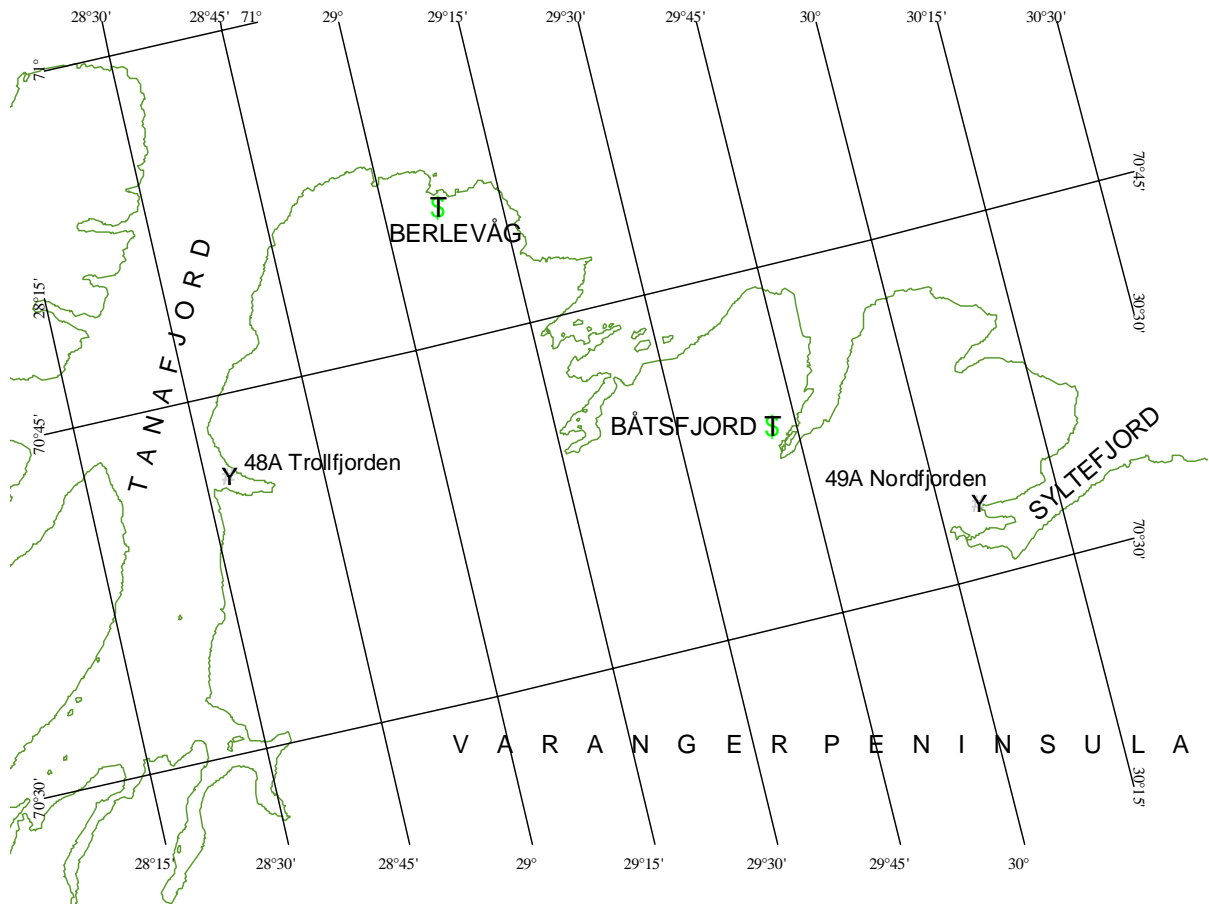


Kart nr. 20

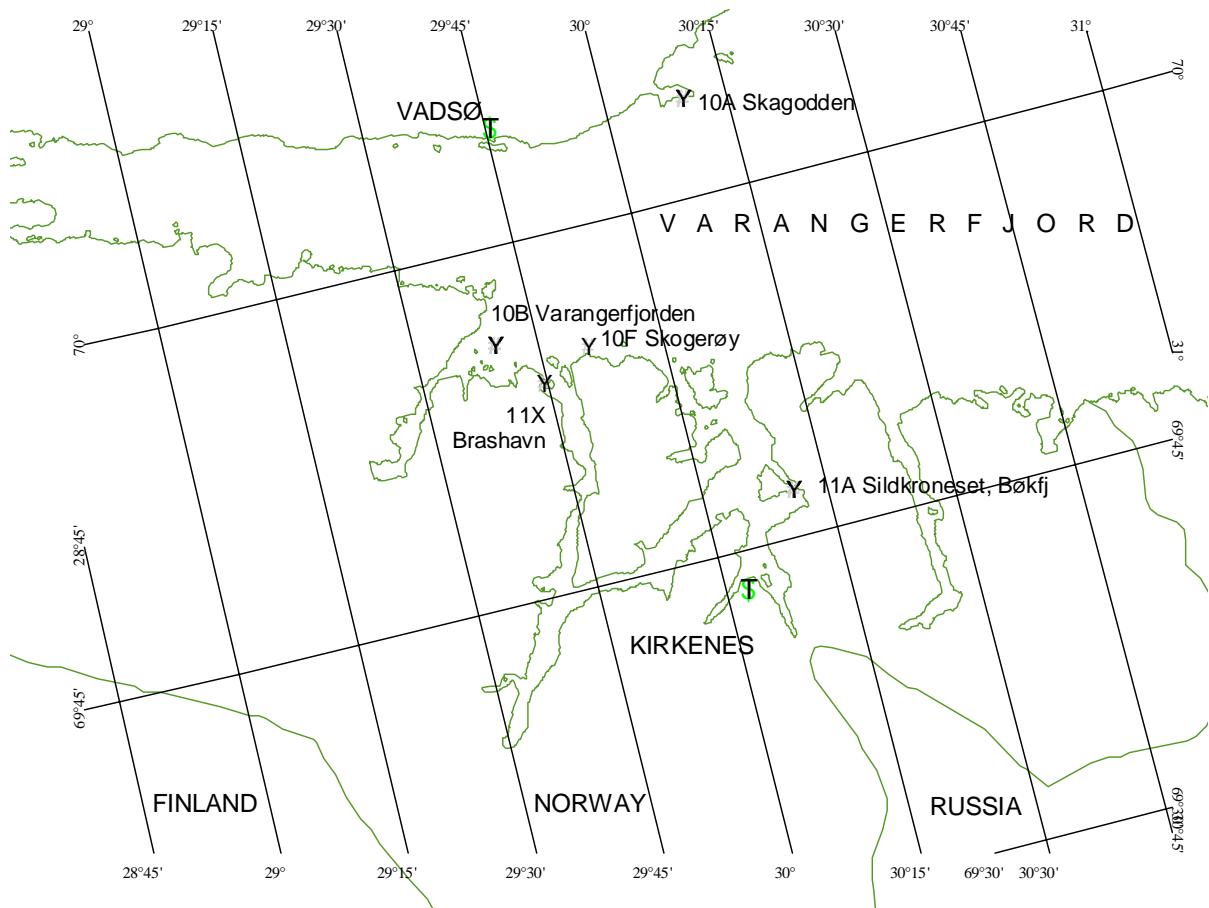


Kart nr. 21





Kart nr. 22



Kart nr. 23



## **Vedlegg E**

### **Statistisk analyse av relasjoner mellom $\Sigma$ PCB<sub>7</sub> og lengde, vekt og fett 1990-1998**

Resultater fra regresjonsanalyse

*Regression analysis on  $\Sigma$ PCB<sub>7</sub> to length, weight and fat 1990-1998*

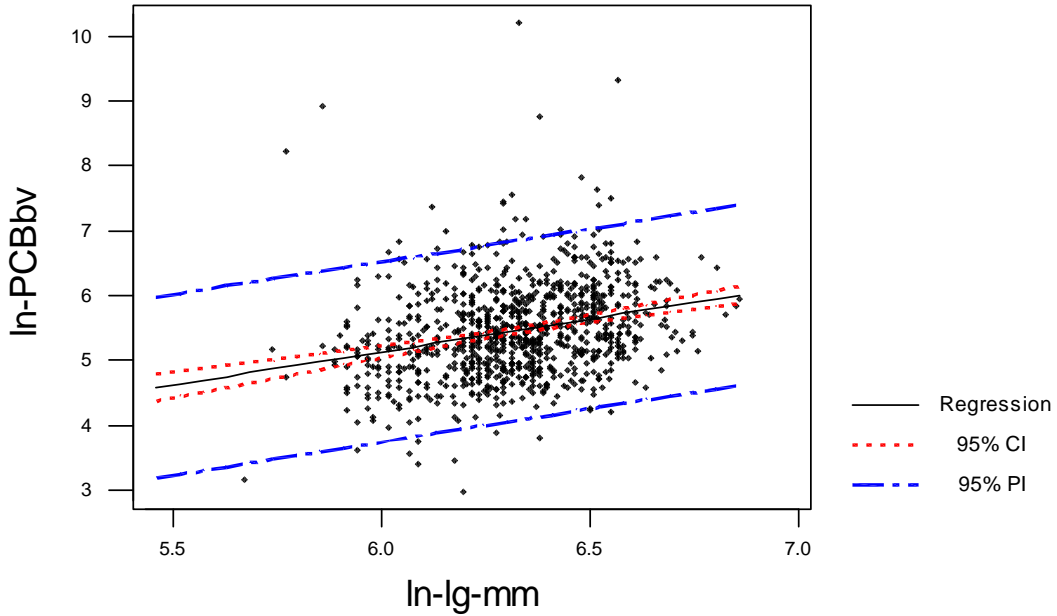
**ln** log e transformert / *log e transformed*  
**asin** arksinus transformert / *arcsin transformed*  
**lg** lengde / *length*  
**vkt** vekt / *weight*  
**fv** fett prosent / *fat percent*  
**mv** mg/kg våt vekt (ppm v.v.) / *mg/kg wet weight (ppm w.w.)*  
**bv** µg/kg våt vekt (ppb v.v.) / *µg/kg wet weight (ppm w.w.)*  
**PCBbv**  $\Sigma$ PCB<sub>7</sub> ppb  
**Torskelever / Cod liver**  
**Sandflyndrelever/ Dab liver**



Sum PCB-7 I TORSKELEVER 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER, kovariabel = lengde

### Regression Plot

Y = -1.0E+00 + 1.02127X  
R-Sq = 7.0 %



The regression equation is  
 $y = -0.996 + 1.02 x$

906 cases used 92 cases contain missing values

| Predictor | Coef    | StDev  | T     | P     |
|-----------|---------|--------|-------|-------|
| Constant  | -0.9958 | 0.7819 | -1.27 | 0.203 |
| x         | 1.0213  | 0.1236 | 8.26  | 0.000 |

S = 0.7068      R-Sq = 7.0%      R-Sq(adj) = 6.9%

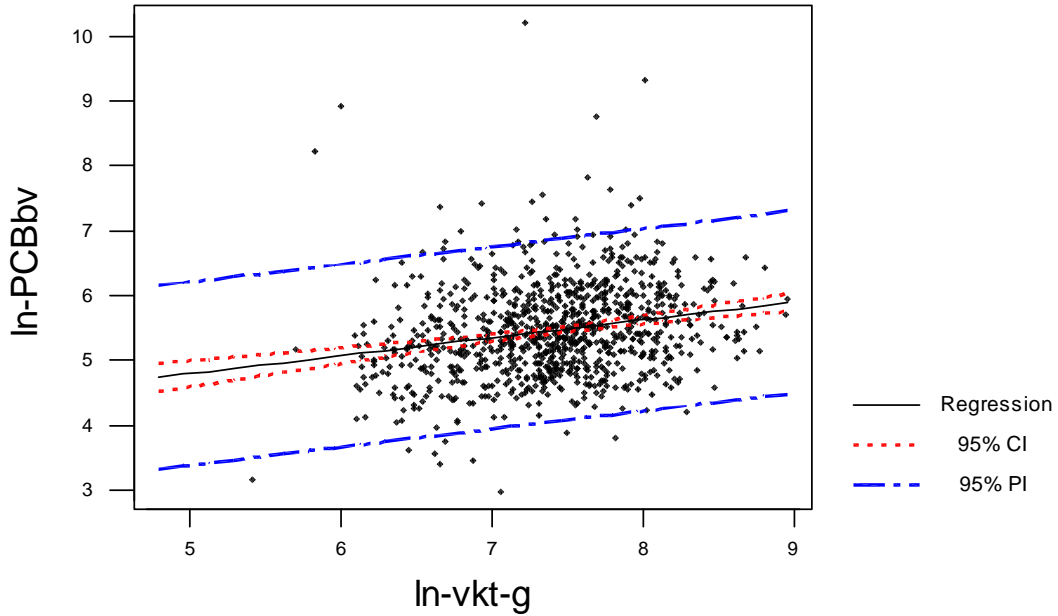
#### Analysis of Variance

| Source         | DF  | SS      | MS     | F     | P     |
|----------------|-----|---------|--------|-------|-------|
| Regression     | 1   | 34.085  | 34.085 | 68.23 | 0.000 |
| Residual Error | 904 | 451.635 | 0.500  |       |       |
| Total          | 905 | 485.721 |        |       |       |

Sum PCB-7 I TORSKELEVER 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER, kovariabel = vekt

### Regression Plot

Y = 3.40680 + 0.277402X  
R-Sq = 4.6 %



The regression equation is  
 $y = 3.41 + 0.277 x$

906 cases used 92 cases contain missing values

| Predictor | Coef    | StDev   | T     | P     |
|-----------|---------|---------|-------|-------|
| Constant  | 3.4068  | 0.3111  | 10.95 | 0.000 |
| x         | 0.27740 | 0.04191 | 6.62  | 0.000 |

S = 0.7159      R-Sq = 4.6%      R-Sq(adj) = 4.5%

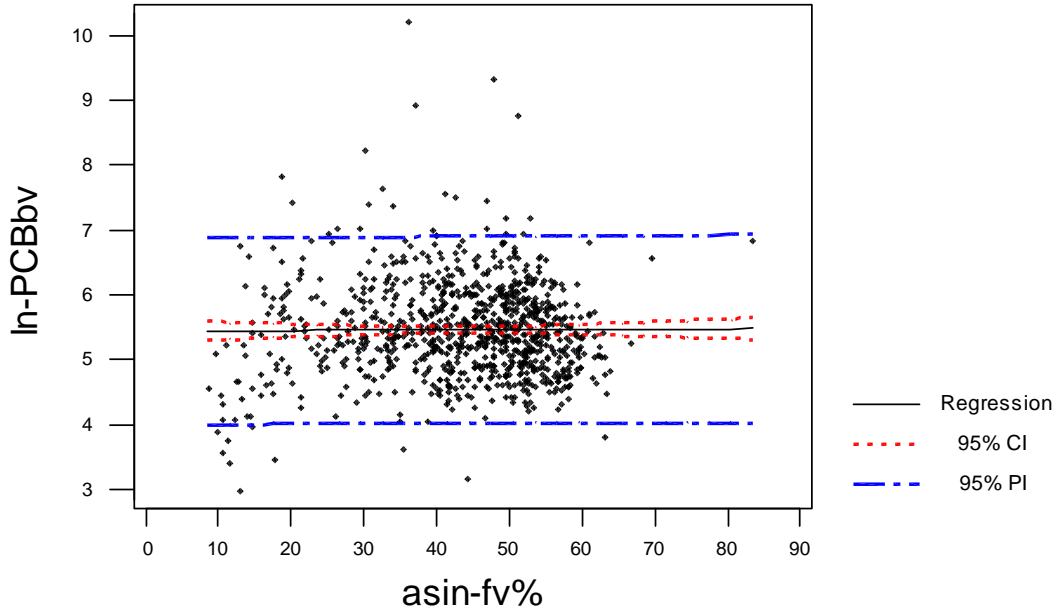
Analysis of Variance

| Source         | DF  | SS      | MS     | F     | P     |
|----------------|-----|---------|--------|-------|-------|
| Regression     | 1   | 22.449  | 22.449 | 43.81 | 0.000 |
| Residual Error | 904 | 463.271 | 0.512  |       |       |
| Total          | 905 | 485.721 |        |       |       |

Sum PCB-7 I TORSKELEVER 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER, kovariabel = fett

### Regression Plot

Y = 5.43954 + 4.64E-04X  
R-Sq = 0.0 %



The regression equation is  
y = 5.44 + 0.00046 x

903 cases used 95 cases contain missing values

| Predictor | Coef     | StDev    | T     | P     |
|-----------|----------|----------|-------|-------|
| Constant  | 5.43954  | 0.09163  | 59.37 | 0.000 |
| x         | 0.000464 | 0.002037 | 0.23  | 0.820 |

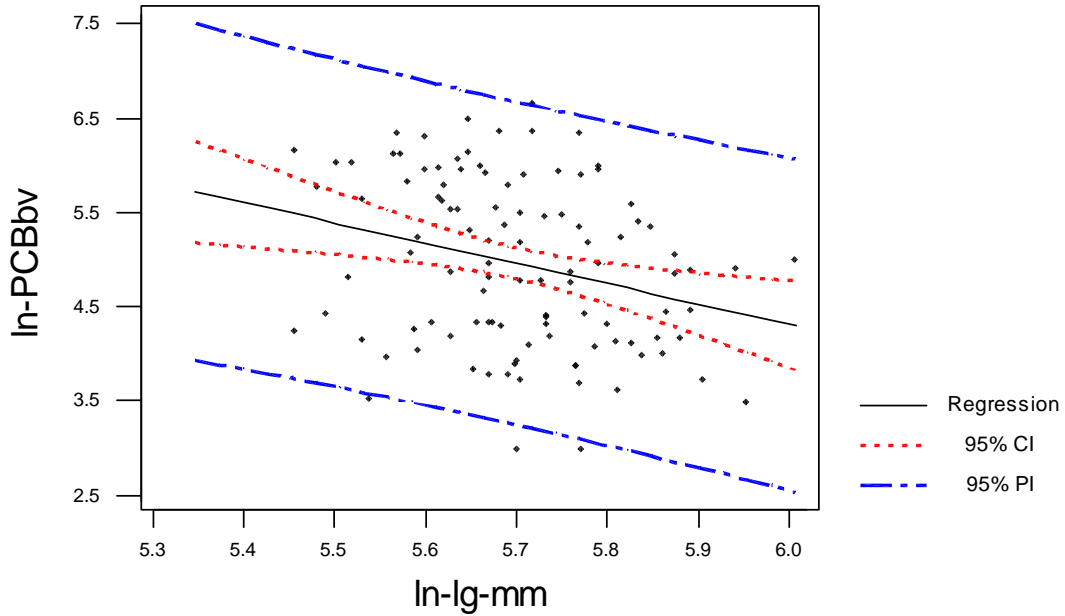
S = 0.7342      R-Sq = 0.0%      R-Sq(adj) = 0.0%

#### Analysis of Variance

| Source         | DF  | SS       | MS     | F    | P     |
|----------------|-----|----------|--------|------|-------|
| Regression     | 1   | 0.0280   | 0.0280 | 0.05 | 0.820 |
| Residual Error | 901 | 485.6413 | 0.5390 |      |       |
| Total          | 902 | 485.6693 |        |      |       |

**Sum PCB-7 I SANDFLYNDRELEVER 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER,  
kovariabel = lengde  
Regression Plot**

$Y = 17.1892 - 2.14567X$   
R-Sq = 7.6 %



The regression equation is  
 $y = 17.2 - 2.15 x$

107 cases used 6 cases contain missing values

| Predictor | Coef    | StDev  | T     | P     |
|-----------|---------|--------|-------|-------|
| Constant  | 17.189  | 4.165  | 4.13  | 0.000 |
| x         | -2.1457 | 0.7303 | -2.94 | 0.004 |

S = 0.8594      R-Sq = 7.6%      R-Sq(adj) = 6.7%

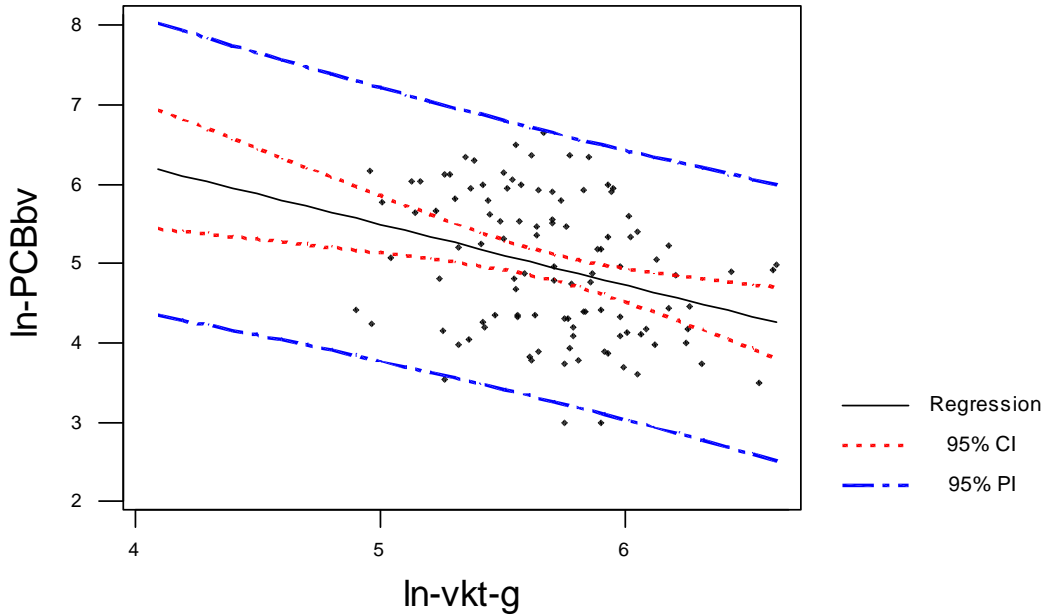
Analysis of Variance

| Source         | DF  | SS      | MS     | F    | P     |
|----------------|-----|---------|--------|------|-------|
| Regression     | 1   | 6.3754  | 6.3754 | 8.63 | 0.004 |
| Residual Error | 105 | 77.5561 | 0.7386 |      |       |
| Total          | 106 | 83.9315 |        |      |       |



**Sum PCB-7 I SANDFLYNDRELEVER 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER,  
kovariabel = vekt  
Regression Plot**

Y = 9.33041 - 0.766600X  
R-Sq = 9.6 %



The regression equation is  
 $y = 9.33 - 0.767 x$

107 cases used 6 cases contain missing values

| Predictor | Coef    | StDev  | T     | P     |
|-----------|---------|--------|-------|-------|
| Constant  | 9.330   | 1.315  | 7.10  | 0.000 |
| x         | -0.7666 | 0.2300 | -3.33 | 0.001 |

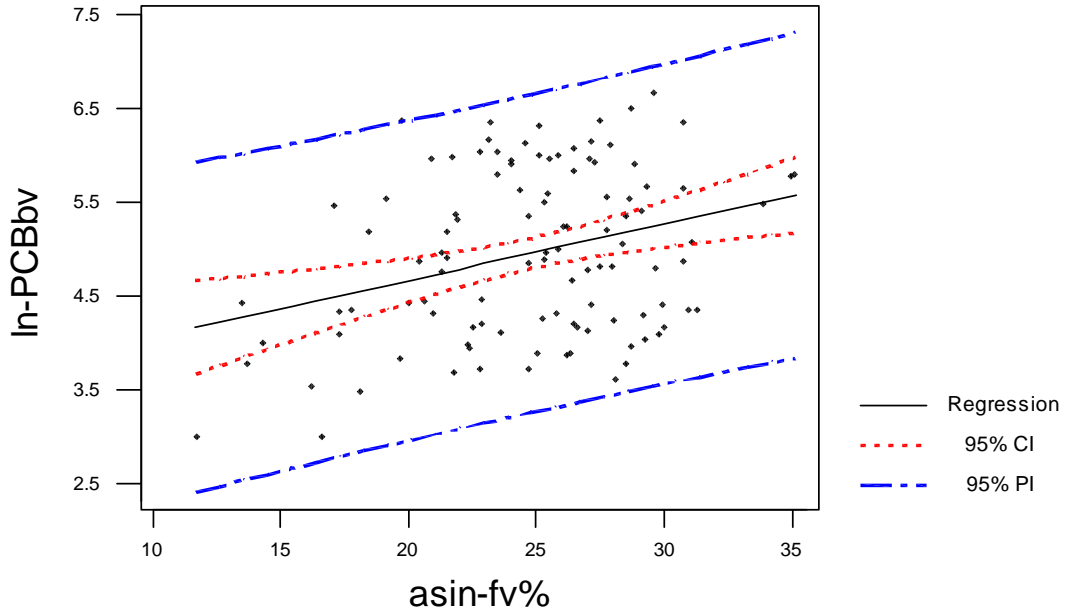
S = 0.8502      R-Sq = 9.6%      R-Sq(adj) = 8.7%

Analysis of Variance

| Source         | DF  | SS      | MS     | F     | P     |
|----------------|-----|---------|--------|-------|-------|
| Regression     | 1   | 8.0332  | 8.0332 | 11.11 | 0.001 |
| Residual Error | 105 | 75.8983 | 0.7228 |       |       |
| Total          | 106 | 83.9315 |        |       |       |

**Sum PCB-7 I SANDFLYNDRELEVER 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER,  
kovariabel = fett  
Regression Plot**

$Y = 3.46630 + 6.00E-02X$   
R-Sq = 9.6 %



The regression equation is  
 $y = 3.47 + 0.0600 x$

107 cases used 6 cases contain missing values

| Predictor | Coef    | StDev   | T    | P     |
|-----------|---------|---------|------|-------|
| Constant  | 3.4663  | 0.4528  | 7.66 | 0.000 |
| x         | 0.05997 | 0.01794 | 3.34 | 0.001 |

S = 0.8500      R-Sq = 9.6%      R-Sq(adj) = 8.8%

Analysis of Variance

| Source         | DF  | SS      | MS     | F     | P     |
|----------------|-----|---------|--------|-------|-------|
| Regression     | 1   | 8.0765  | 8.0765 | 11.18 | 0.001 |
| Residual Error | 105 | 75.8550 | 0.7224 |       |       |
| Total          | 106 | 83.9315 |        |       |       |

**Vedlegg F**  
**Statistisk analyse av forskjell mellom**  
**arter mht. PCB-kongeneres prosentvise**  
**bidrag til  $\Sigma$ PCB<sub>7</sub> 1990-1998**

**ANOVA og Fisher parvis sammenligning på forskjell mellom**  
**arter mht. CB28, CB52, CB101, CB118, CB138, CB153, CB180**  
**(arcsinustransformerte prosent)**

*ANOVA and Fisher pairwise comparisons on differences between*  
*species for CB28, CB52, CB101, CB118, CB138, CB153, CB180*  
*(arcsin-transformed percents) 1990-1998*

**nivåer (levels):**

- 100** Blåskjell / *Blue mussel*
- 131** Torskelever / *Cod liver*
- 171** Sandflyndrelever / *Dab liver*
- 221** Lomrelever / *Lemon sole liver*
- 241** Rødspette / *Plaice*





















## **Vedlegg G**

### **Statistisk analyse av metallenes relasjoner til lengde, vekt og fett samt innbyrdes 1990-1998**

Resultater fra regresjonsanalyse og Pearson's korrelasjon

*Regression analysis and Pearson's korrelasjon on metal to length,  
weight and fat and to other metals 1990-1998*

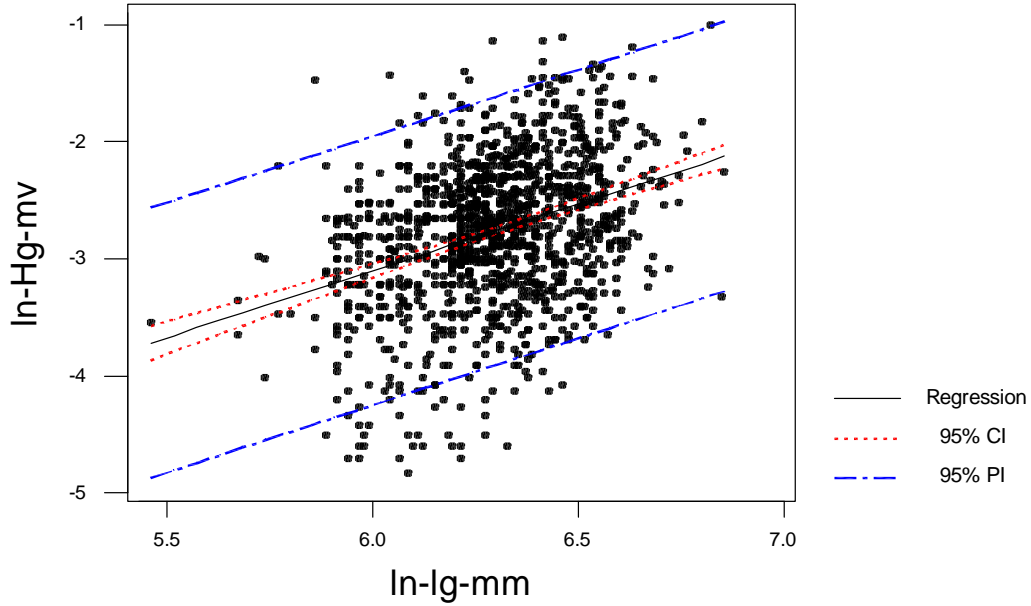
**ln** log e transformert / *log e transformed*  
**asin** arksinus transformert / *arcsin transformed*  
**lg** lengde / *length*  
**vkt** vekt / *weigh*  
**fv** fett prosent / *fat percent*  
**mv** mg/kg våt vekt (ppm v.v.) / *mg/kg wet weight (ppm w.w.)*  
**bv** µg/kg våt vekt (ppb v.v.) / *µg/kg wet weight (ppm w.w.)*  
**PCBbv** ΣPCB<sub>7</sub> ppb  
**Torskelever** / *Cod liver*  
**Sandflyndrelever** / *Dab liver*



Hg i TORSKEFILET 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER, kovariabel = lengde

Regression Plot

$Y = -9.94678 + 1.14076X$   
 R-Sq = 12.3 %



The regression equation is  
 $y = -9.95 + 1.14 x$

| Predictor | Coef    | StDev   | T      | P     |
|-----------|---------|---------|--------|-------|
| Constant  | -9.9468 | 0.5498  | -18.09 | 0.000 |
| x         | 1.14076 | 0.08731 | 13.07  | 0.000 |

S = 0.5848      R-Sq = 12.3%      R-Sq(adj) = 12.2%

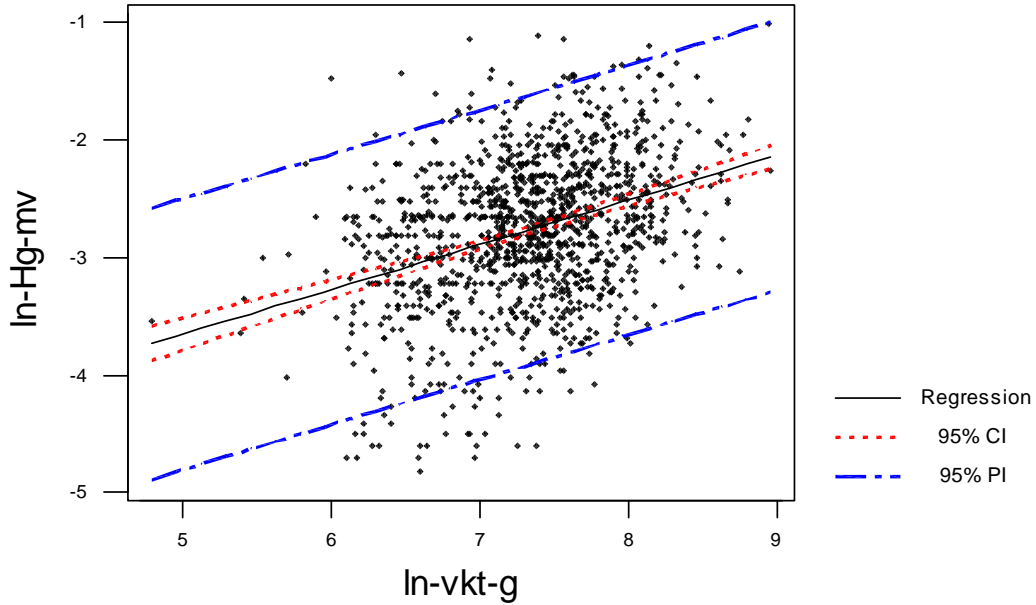
Analysis of Variance

| Source         | DF   | SS      | MS     | F      | P     |
|----------------|------|---------|--------|--------|-------|
| Regression     | 1    | 58.383  | 58.383 | 170.72 | 0.000 |
| Residual Error | 1220 | 417.212 | 0.342  |        |       |
| Total          | 1221 | 475.595 |        |        |       |

Hg I TORSKEFILET 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER, kovariabel = vekt

Regression Plot

$Y = -5.55354 + 0.380498X$   
 R-Sq = 12.4 %



The regression equation is  
 $y = - 5.55 + 0.380 x$

| Predictor | Coef    | StDev   | T      | P     |
|-----------|---------|---------|--------|-------|
| Constant  | -5.5535 | 0.2129  | -26.09 | 0.000 |
| x         | 0.38050 | 0.02897 | 13.14  | 0.000 |

S = 0.5844      R-Sq = 12.4%      R-Sq(adj) = 12.3%

Analysis of Variance

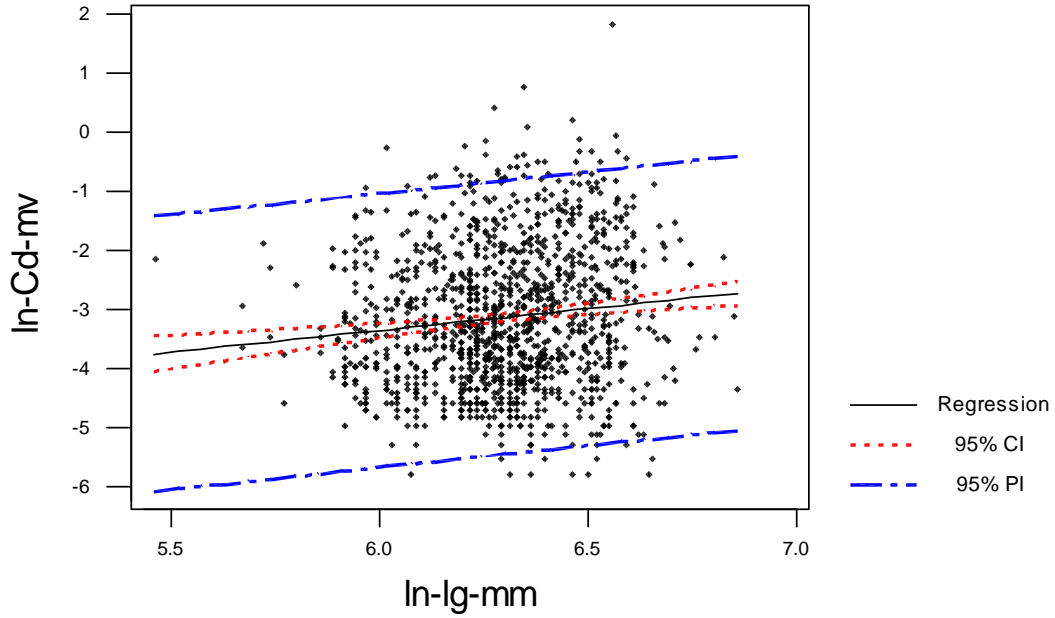
| Source         | DF   | SS      | MS     | F      | P     |
|----------------|------|---------|--------|--------|-------|
| Regression     | 1    | 58.927  | 58.927 | 172.54 | 0.000 |
| Residual Error | 1220 | 416.668 | 0.342  |        |       |
| Total          | 1221 | 475.595 |        |        |       |



**Cd I TORSKELEVER 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER, kovariabel = lengde**

**Regression Plot**

$Y = -7.75560 + 0.733536X$   
 R-Sq = 1.4 %



The regression equation is  
 $y = - 7.76 + 0.734 x$

| Predictor | Coef   | StDev  | T     | P     |
|-----------|--------|--------|-------|-------|
| Constant  | -7.756 | 1.112  | -6.98 | 0.000 |
| x         | 0.7335 | 0.1765 | 4.16  | 0.000 |

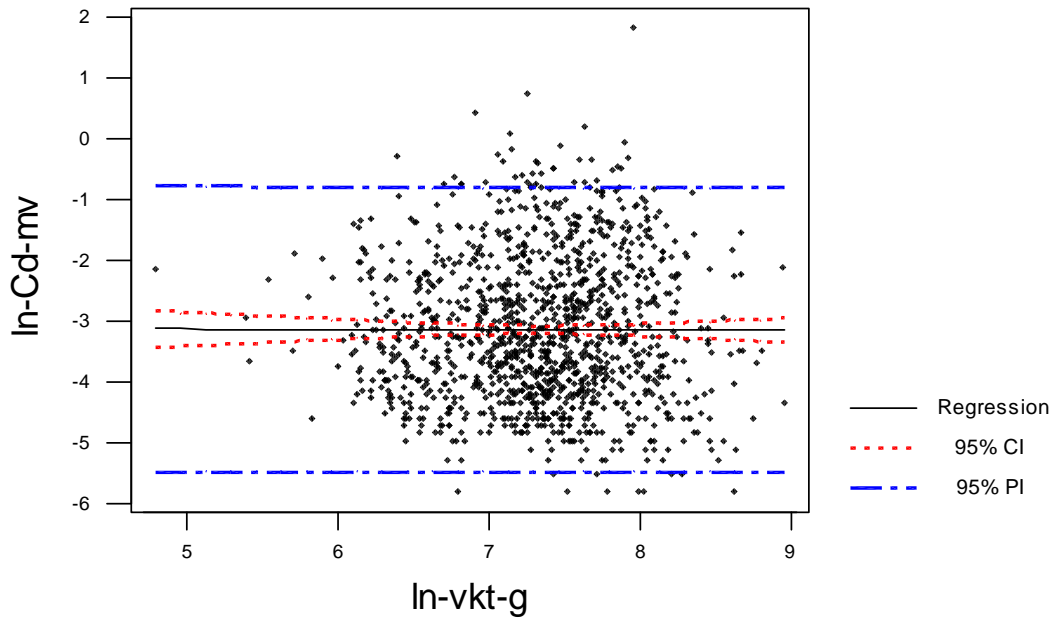
S = 1.178      R-Sq = 1.4%      R-Sq(adj) = 1.3%

Analysis of Variance

| Source         | DF   | SS       | MS     | F     | P     |
|----------------|------|----------|--------|-------|-------|
| Regression     | 1    | 23.961   | 23.961 | 17.27 | 0.000 |
| Residual Error | 1213 | 1683.085 | 1.388  |       |       |
| Total          | 1214 | 1707.046 |        |       |       |

**Cd I TORSKELEVER 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER, korvariabel = vekt**  
**Regression Plot**

$Y = -3.09998 - 5.14E-03X$   
 R-Sq = 0.0 %



The regression equation is  
 $y = - 3.10 - 0.0051 x$

| Predictor | Coef     | StDev   | T     | P     |
|-----------|----------|---------|-------|-------|
| Constant  | -3.1000  | 0.4343  | -7.14 | 0.000 |
| x         | -0.00514 | 0.05907 | -0.09 | 0.931 |

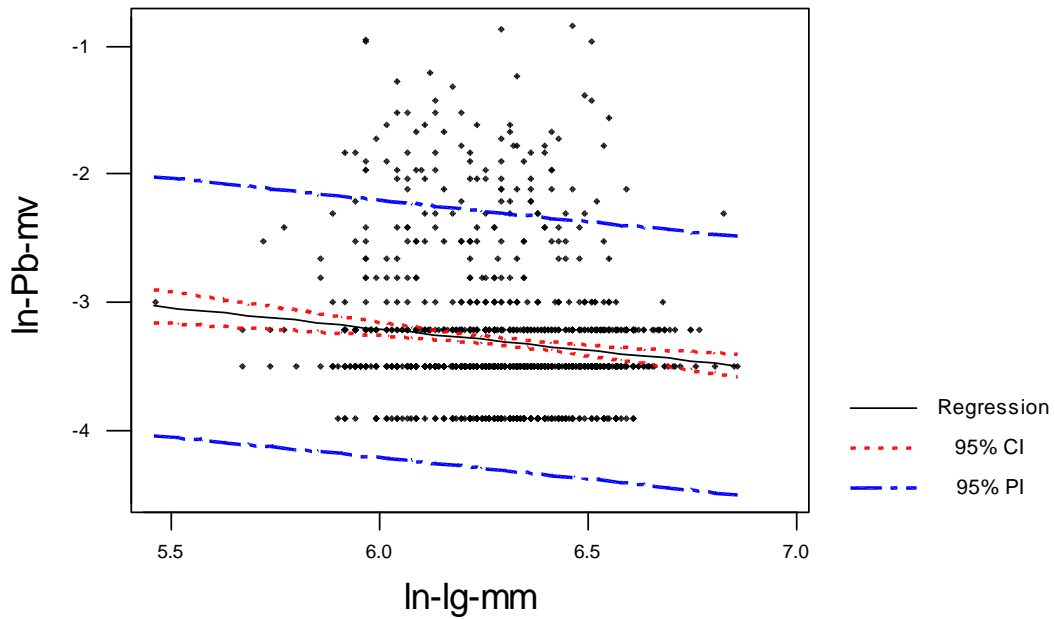
S = 1.186      R-Sq = 0.0%      R-Sq(adj) = 0.0%

Analysis of Variance

| Source         | DF   | SS       | MS    | F    | P     |
|----------------|------|----------|-------|------|-------|
| Regression     | 1    | 0.011    | 0.011 | 0.01 | 0.931 |
| Residual Error | 1213 | 1707.035 | 1.407 |      |       |
| Total          | 1214 | 1707.046 |       |      |       |

**Pb I TORSKELEVER 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER, korvariabel = lengde**  
**Regression Plot**

$Y = -1.20422 - 0.333753X$   
 R-Sq = 1.5 %



The regression equation is  
 $y = - 1.20 - 0.334 x$

1213 cases used 2 cases contain missing values

| Predictor | Coef     | StDev   | T     | P     |
|-----------|----------|---------|-------|-------|
| Constant  | -1.2042  | 0.4837  | -2.49 | 0.013 |
| x         | -0.33375 | 0.07679 | -4.35 | 0.000 |

S = 0.5112      R-Sq = 1.5%      R-Sq(adj) = 1.5%

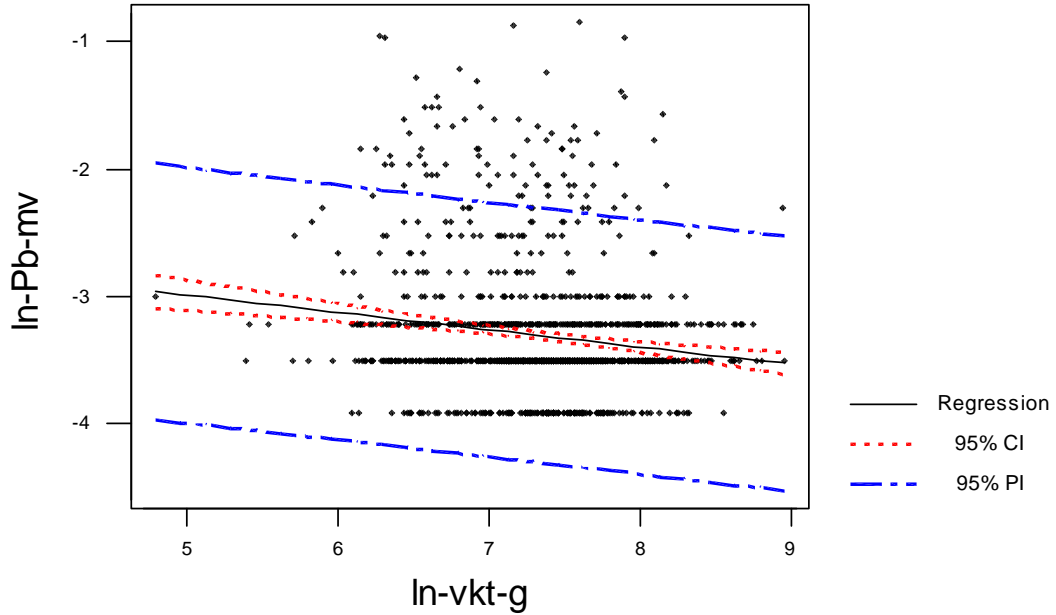
Analysis of Variance

| Source         | DF   | SS       | MS     | F     | P     |
|----------------|------|----------|--------|-------|-------|
| Regression     | 1    | 4.9355   | 4.9355 | 18.89 | 0.000 |
| Residual Error | 1211 | 316.4144 | 0.2613 |       |       |
| Total          | 1212 | 321.3499 |        |       |       |

**Pb I TORSKELEVER 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER, kovariabel = vekt**

**Regression Plot**

Y = -2.31446 - 0.135196X  
R-Sq = 2.3 %



The regression equation is  
y = - 2.31 - 0.135 x

1213 cases used 2 cases contain missing values

| Predictor | Coef     | StDev   | T      | P     |
|-----------|----------|---------|--------|-------|
| Constant  | -2.3145  | 0.1870  | -12.38 | 0.000 |
| x         | -0.13520 | 0.02543 | -5.32  | 0.000 |

S = 0.5092      R-Sq = 2.3%      R-Sq(adj) = 2.2%

Analysis of Variance

| Source         | DF   | SS       | MS     | F     | P     |
|----------------|------|----------|--------|-------|-------|
| Regression     | 1    | 7.3291   | 7.3291 | 28.26 | 0.000 |
| Residual Error | 1211 | 314.0207 | 0.2593 |       |       |
| Total          | 1212 | 321.3499 |        |       |       |

**Korrelasjoner i TORSK 1991-1998, REFERANSEDATA**

**Korrelasjoner (Pearson's korrelasjonskoeffisient) for metaller og biologiske variable**  
(signifikante korrelasjoner i uthevet skrift)

**For Hg i filet (n=1222)**

|          | ln-lg-mm     | ln-vkt-g     | ln-tts-%      | ln-fett% | ln-Cd-mv | ln-Cu-mv | ln-Hg-mv | ln-Pb-mv |
|----------|--------------|--------------|---------------|----------|----------|----------|----------|----------|
| ln-vkt-g | <b>0.959</b> |              |               |          |          |          |          |          |
|          | 0.000        |              |               |          |          |          |          |          |
| ln-tts-% | -0.054       | 0.007        |               |          |          |          |          |          |
|          | 0.060        | 0.817        |               |          |          |          |          |          |
| ln-fett% | *            | *            | *             |          |          |          |          |          |
|          | *            | *            | *             |          |          |          |          |          |
| ln-Cd-mv | *            | *            | *             | *        |          |          |          |          |
|          | *            | *            | *             | *        |          |          |          |          |
| ln-Cu-mv | *            | *            | *             | *        | *        |          |          |          |
|          | *            | *            | *             | *        | *        |          |          |          |
| ln-Hg-mv | <b>0.350</b> | <b>0.352</b> | <b>-0.070</b> | *        | *        | *        |          |          |
|          | 0.000        | 0.000        | 0.015         | *        | *        | *        |          |          |
| ln-Pb-mv | *            | *            | *             | *        | *        | *        | *        | *        |
|          | *            | *            | *             | *        | *        | *        | *        | *        |
| ln-Zn-mv | *            | *            | *             | *        | *        | *        | *        | *        |
|          | *            | *            | *             | *        | *        | *        | *        | *        |

Cell Contents: Correlation  
P-Value

**For Cd, Cu, Pb, og Zn i lever (n=1216)**

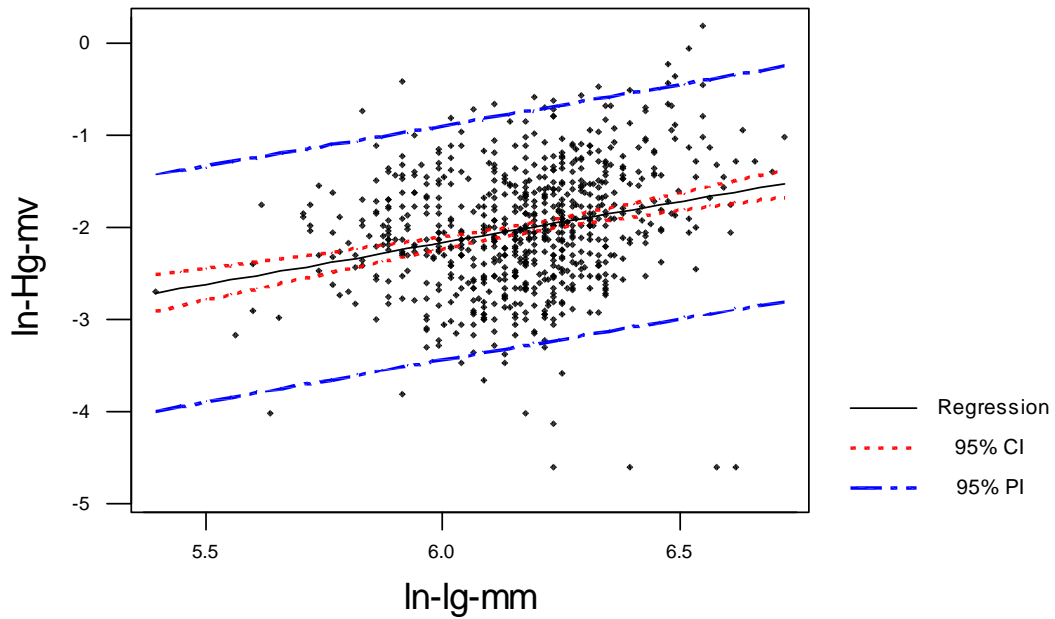
|          | ln-lg-mm      | ln-vkt-g      | ln-tts-%      | ln-fett%      | ln-Cd-mv      | ln-Cu-mv     | ln-Hg-mv | ln-Pb-mv     |
|----------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|--------------|----------|--------------|
| ln-vkt-g | <b>0.959</b>  |               |               |               |               |              |          |              |
|          | 0.000         |               |               |               |               |              |          |              |
| ln-tts-% | <b>0.321</b>  | <b>0.392</b>  |               |               |               |              |          |              |
|          | 0.000         | 0.000         |               |               |               |              |          |              |
| ln-fett% | <b>0.263</b>  | <b>0.336</b>  | <b>0.944</b>  |               |               |              |          |              |
|          | 0.000         | 0.000         | 0.000         |               |               |              |          |              |
| ln-Cd-mv | <b>0.118</b>  | -0.002        | <b>-0.317</b> | <b>-0.290</b> |               |              |          |              |
|          | 0.000         | 0.931         | 0.000         | 0.000         |               |              |          |              |
| ln-Cu-mv | <b>0.107</b>  | <b>0.061</b>  | <b>-0.346</b> | <b>-0.341</b> | <b>0.174</b>  |              |          |              |
|          | 0.000         | 0.034         | 0.000         | 0.000         | 0.000         |              |          |              |
| ln-Hg-mv | *             | *             | *             | *             | *             | *            |          |              |
|          | *             | *             | *             | *             | *             | *            |          |              |
| ln-Pb-mv | <b>-0.124</b> | <b>-0.151</b> | <b>-0.133</b> | <b>-0.155</b> | <b>-0.118</b> | 0.047        | *        |              |
|          | 0.000         | 0.000         | 0.000         | 0.000         | 0.000         | 0.101        | *        |              |
| ln-Zn-mv | <b>-0.151</b> | <b>-0.229</b> | <b>-0.686</b> | <b>-0.653</b> | <b>0.223</b>  | <b>0.689</b> | *        | <b>0.204</b> |
|          | 0.000         | 0.000         | 0.000         | 0.000         | 0.000         | 0.000        | *        | 0.000        |

Cell Contents: Correlation  
P-Value

## Hg I TORSK 1991-1998, BELASTEDE OMRÅDER kovariabel = lengde Regression Plot

$$Y = -7.52560 + 0.894202X$$

R-Sq = 6.5 %



The regression equation is  
 $y = -7.53 + 0.894 x$

| Predictor | Coef    | StDev  | T     | P     |
|-----------|---------|--------|-------|-------|
| Constant  | -7.5256 | 0.7882 | -9.55 | 0.000 |
| x         | 0.8942  | 0.1277 | 7.00  | 0.000 |

S = 0.6474      R-Sq = 6.5%      R-Sq(adj) = 6.4%

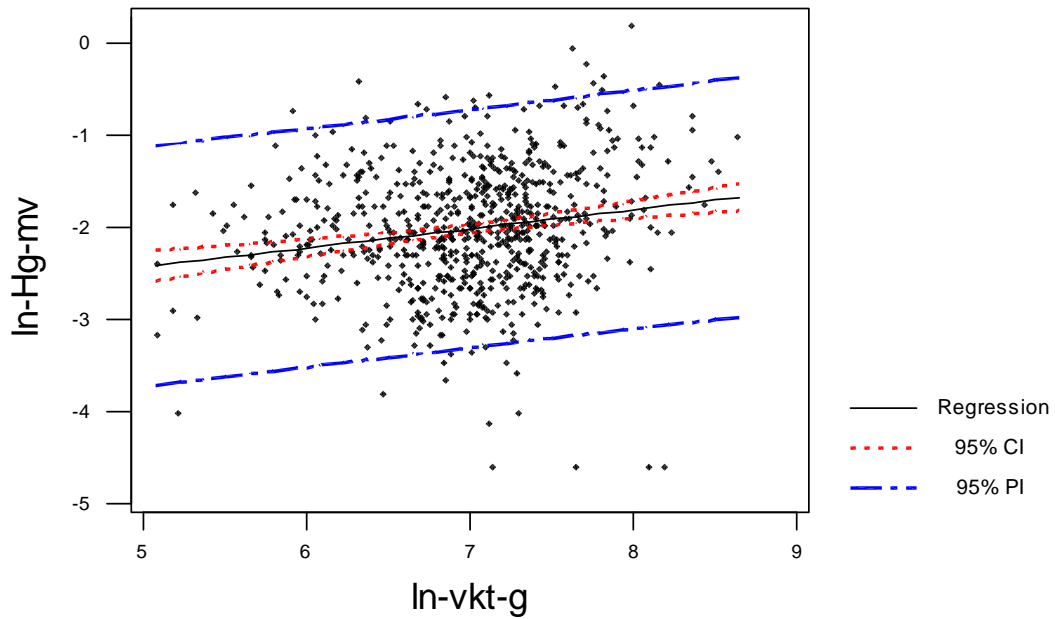
### Analysis of Variance

| Source         | DF  | SS      | MS     | F     | P     |
|----------------|-----|---------|--------|-------|-------|
| Regression     | 1   | 20.548  | 20.548 | 49.02 | 0.000 |
| Residual Error | 703 | 294.662 | 0.419  |       |       |
| Total          | 704 | 315.210 |        |       |       |

## Hg I TORSK 1991-1998, BELASTEDE OMRÅDER kovariabel = vekt Regression Plot

$$Y = -3.46906 + 0.208846X$$

R-Sq = 3.3 %



The regression equation is  
 $y = -3.47 + 0.209 x$

| Predictor | Coef    | StDev   | T      | P     |
|-----------|---------|---------|--------|-------|
| Constant  | -3.4691 | 0.2971  | -11.68 | 0.000 |
| x         | 0.20885 | 0.04237 | 4.93   | 0.000 |

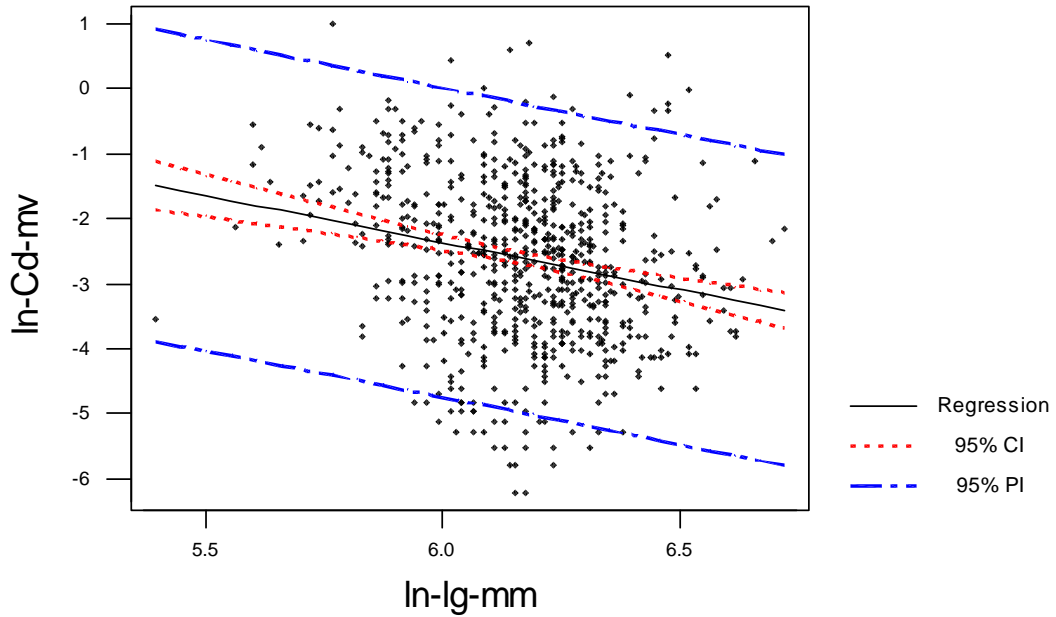
S = 0.6583      R-Sq = 3.3%      R-Sq(adj) = 3.2%

### Analysis of Variance

| Source         | DF  | SS      | MS     | F     | P     |
|----------------|-----|---------|--------|-------|-------|
| Regression     | 1   | 10.528  | 10.528 | 24.29 | 0.000 |
| Residual Error | 703 | 304.682 | 0.433  |       |       |
| Total          | 704 | 315.210 |        |       |       |

**Cd I TORSK 1991-1998, BELASTEDE OMRÅDER kovariabel = lengde**  
**Regression Plot**

$Y = 6.31591 - 1.44680X$   
 R-Sq = 5.0 %



The regression equation is  
 $y = 6.32 - 1.45 x$

| Predictor | Coef    | StDev  | T     | P     |
|-----------|---------|--------|-------|-------|
| Constant  | 6.316   | 1.478  | 4.27  | 0.000 |
| x         | -1.4468 | 0.2394 | -6.04 | 0.000 |

S = 1.210      R-Sq = 5.0%      R-Sq(adj) = 4.8%

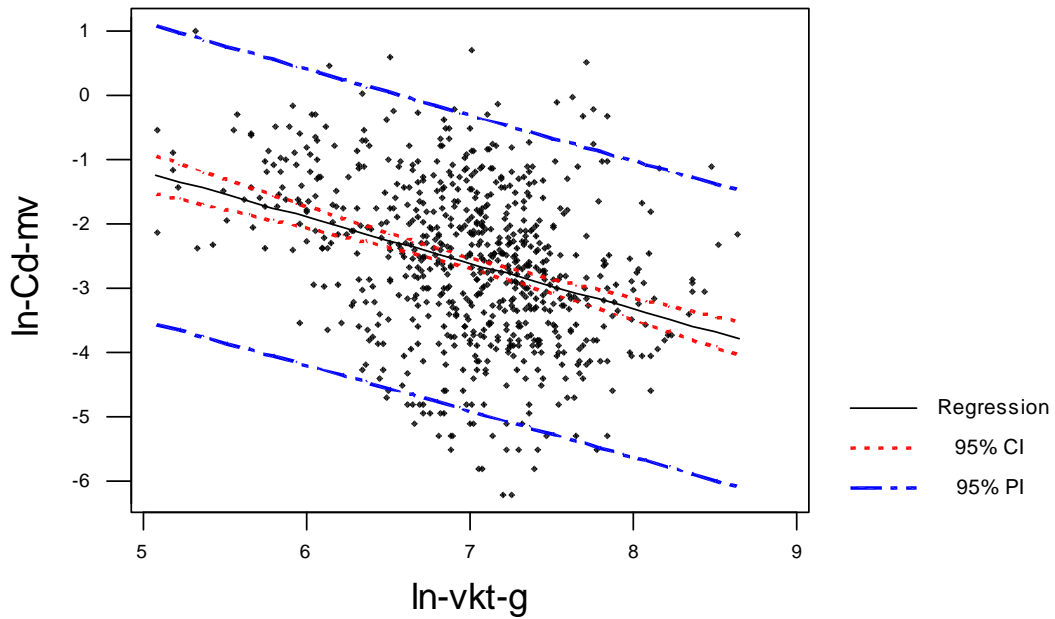
Analysis of Variance

| Source         | DF  | SS       | MS     | F     | P     |
|----------------|-----|----------|--------|-------|-------|
| Regression     | 1   | 53.510   | 53.510 | 36.52 | 0.000 |
| Residual Error | 698 | 1022.725 | 1.465  |       |       |
| Total          | 699 | 1076.236 |        |       |       |



## Cd I TORSK 1991-1998, BELASTEDE OMRÅDER kovariabel = vekt Regression Plot

Y = 2.38123 - 0.713964X  
R-Sq = 11.4 %



The regression equation is  
 $y = 2.38 - 0.714 x$

| Predictor | Coef     | StDev   | T     | P     |
|-----------|----------|---------|-------|-------|
| Constant  | 2.3812   | 0.5297  | 4.50  | 0.000 |
| x         | -0.71396 | 0.07552 | -9.45 | 0.000 |

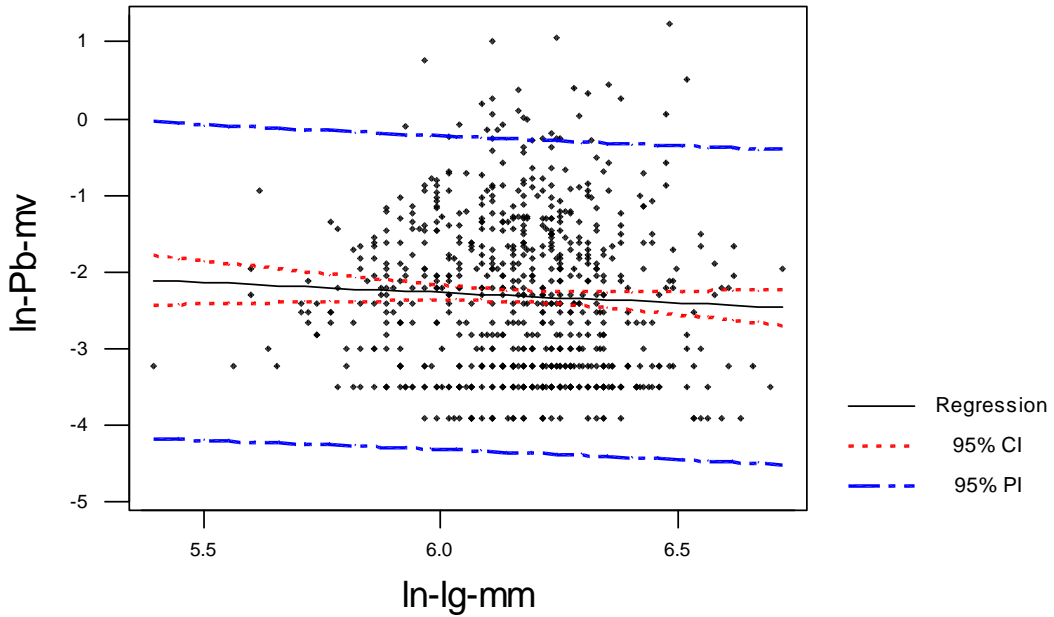
S = 1.169      R-Sq = 11.4%      R-Sq(adj) = 11.2%

### Analysis of Variance

| Source         | DF  | SS      | MS     | F     | P     |
|----------------|-----|---------|--------|-------|-------|
| Regression     | 1   | 122.18  | 122.18 | 89.39 | 0.000 |
| Residual Error | 698 | 954.06  | 1.37   |       |       |
| Total          | 699 | 1076.24 |        |       |       |

**Pb I TORSK 1991-1998, BELASTEDE OMRÅDER kovariabel = lengde**  
**Regression Plot**

$Y = -6.8E-01 - 0.265305X$   
 R-Sq = 0.2 %



The regression equation is  
 $y = - 0.68 - 0.265 x$

699 cases used 1 cases contain missing values

| Predictor | Coef    | StDev  | T     | P     |
|-----------|---------|--------|-------|-------|
| Constant  | -0.676  | 1.272  | -0.53 | 0.595 |
| x         | -0.2653 | 0.2060 | -1.29 | 0.198 |

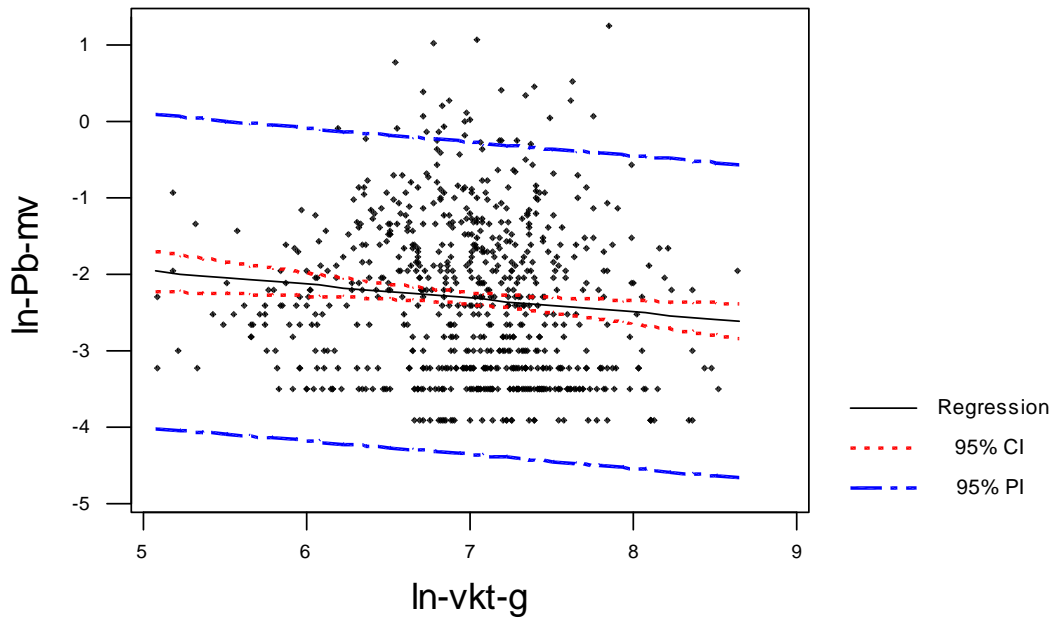
S = 1.040      R-Sq = 0.2%      R-Sq(adj) = 0.1%

Analysis of Variance

| Source         | DF  | SS      | MS    | F    | P     |
|----------------|-----|---------|-------|------|-------|
| Regression     | 1   | 1.793   | 1.793 | 1.66 | 0.198 |
| Residual Error | 697 | 753.552 | 1.081 |      |       |
| Total          | 698 | 755.345 |       |      |       |

**Pb I TORSK 1991-1998, BELASTEDE OMRÅDER kovariabel = vekt**  
**Regression Plot**

$Y = -1.04468 - 0.181471X$   
 R-Sq = 1.0 %



The regression equation is  
 $y = - 1.04 - 0.181 x$

699 cases used 1 cases contain missing values

| Predictor | Coef     | StDev   | T     | P     |
|-----------|----------|---------|-------|-------|
| Constant  | -1.0447  | 0.4692  | -2.23 | 0.026 |
| x         | -0.18147 | 0.06689 | -2.71 | 0.007 |

S = 1.036      R-Sq = 1.0%      R-Sq(adj) = 0.9%

Analysis of Variance

| Source         | DF  | SS      | MS    | F    | P     |
|----------------|-----|---------|-------|------|-------|
| Regression     | 1   | 7.893   | 7.893 | 7.36 | 0.007 |
| Residual Error | 697 | 747.452 | 1.072 |      |       |
| Total          | 698 | 755.345 |       |      |       |

**Korrelasjoner i TORSK 1991-1998, DATA FRA BELASTEDE OMRÅDER**

**Korrelasjoner (Pearson's korrelasjons koeffisient) for metaller og biologiske variable**  
(signifikante korrelasjoner i uthevet skrift)

**For Hg i filet (n=705)**

|          | ln-lg-mm              | ln-vkt-g              | ln-tts-%               | ln-fett% | ln-Cd-mv | ln-Cu-mv | ln-Hg-mv | ln-Pb-mv |
|----------|-----------------------|-----------------------|------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|
| ln-vkt-g | <b>0.963</b><br>0.000 |                       |                        |          |          |          |          |          |
| ln-tts-% | -0.024<br>0.525       | 0.074<br>0.051        |                        |          |          |          |          |          |
| ln-fett% | *                     | *                     | *                      |          |          |          |          |          |
| ln-Cd-mv | *                     | *                     | *                      | *        |          |          |          |          |
| ln-Cu-mv | *                     | *                     | *                      | *        | *        |          |          |          |
| ln-Hg-mv | <b>0.255</b><br>0.000 | <b>0.183</b><br>0.000 | <b>-0.313</b><br>0.000 | *        | *        | *        | *        |          |
| ln-Pb-mv | *                     | *                     | *                      | *        | *        | *        | *        | *        |
| ln-Zn-mv | *                     | *                     | *                      | *        | *        | *        | *        | *        |

Cell Contents: Correlation  
P-Value

**For Cd, Cu, Pb, og Zn i lever (n=700)**

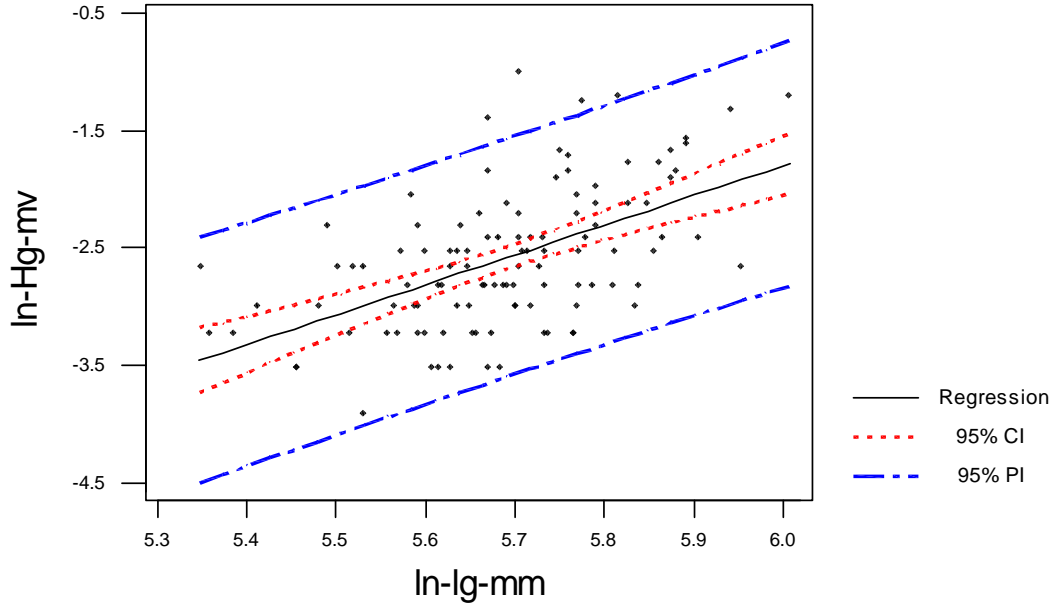
|          | ln-lg-mm               | ln-vkt-g               | ln-tts-%               | ln-fett%               | ln-Cd-mv              | ln-Cu-mv              | ln-Hg-mv | ln-Pb-mv              |
|----------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------|----------|-----------------------|
| ln-vkt-g | <b>0.963</b><br>0.000  |                        |                        |                        |                       |                       |          |                       |
| ln-tts-% | <b>0.284</b><br>0.000  | <b>0.379</b><br>0.000  |                        |                        |                       |                       |          |                       |
| ln-fett% | <b>0.081</b><br>0.043  | <b>0.173</b><br>0.000  | <b>0.917</b><br>0.000  |                        |                       |                       |          |                       |
| ln-Cd-mv | <b>-0.223</b><br>0.000 | <b>-0.337</b><br>0.000 | <b>-0.620</b><br>0.000 | <b>-0.522</b><br>0.000 |                       |                       |          |                       |
| ln-Cu-mv | 0.046<br>0.229         | -0.032<br>0.400        | <b>-0.333</b><br>0.000 | <b>-0.252</b><br>0.000 | <b>0.380</b><br>0.000 |                       |          |                       |
| ln-Hg-mv | *                      | *                      | *                      | *                      | *                     | *                     | *        |                       |
| ln-Pb-mv | -0.049<br>0.198        | <b>-0.102</b><br>0.007 | <b>-0.306</b><br>0.000 | <b>-0.278</b><br>0.000 | <b>0.418</b><br>0.000 | 0.070<br>0.064        | *        | *                     |
| ln-Zn-mv | <b>-0.134</b><br>0.000 | <b>-0.269</b><br>0.000 | <b>-0.697</b><br>0.000 | <b>-0.603</b><br>0.000 | <b>0.690</b><br>0.000 | <b>0.670</b><br>0.000 | *        | <b>0.270</b><br>0.000 |

Cell Contents: Correlation  
P-Value

Hg I SANDFLYNDRE 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER kovariabel = lengde

Regression Plot

Y = -17.0208 + 2.53714X  
R-Sq = 29.2 %



The regression equation is  
 $y = -17.0 + 2.54 x$

109 cases used 1 cases contain missing values

| Predictor | Coef    | StDev  | T     | P     |
|-----------|---------|--------|-------|-------|
| Constant  | -17.021 | 2.173  | -7.83 | 0.000 |
| x         | 2.5371  | 0.3818 | 6.65  | 0.000 |

S = 0.5084      R-Sq = 29.2%      R-Sq(adj) = 28.6%

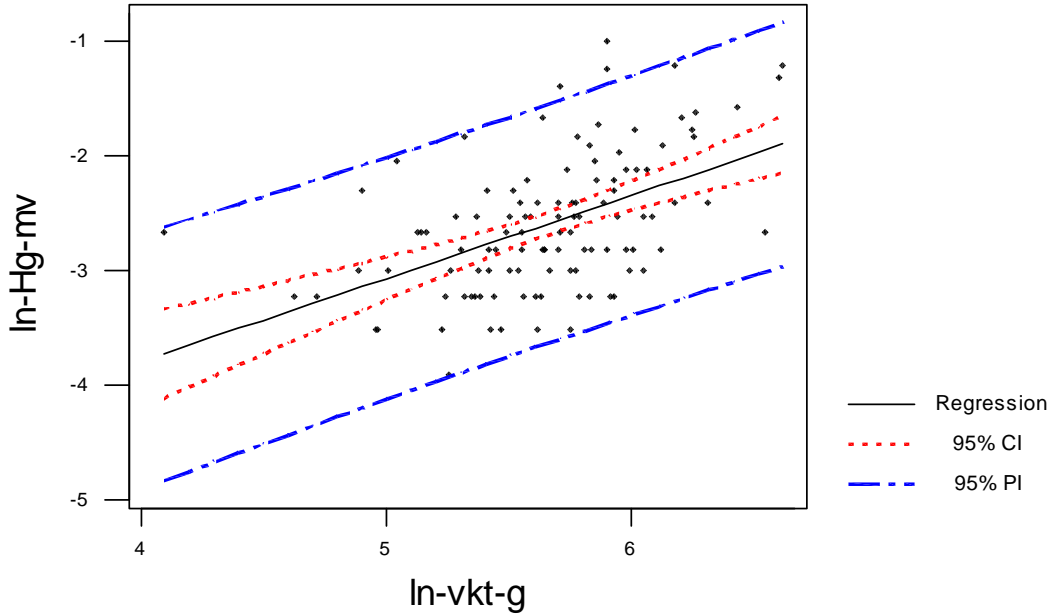
Analysis of Variance

| Source         | DF  | SS     | MS     | F     | P     |
|----------------|-----|--------|--------|-------|-------|
| Regression     | 1   | 11.416 | 11.416 | 44.17 | 0.000 |
| Residual Error | 107 | 27.656 | 0.258  |       |       |
| Total          | 108 | 39.072 |        |       |       |

Hg I SANDFLYNDRE 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER kovariabel = vekt

Regression Plot

Y = -6.67960 + 0.722623X  
R-Sq = 25.0 %



The regression equation is  
 $y = -6.68 + 0.723x$

109 cases used 1 cases contain missing values

| Predictor | Coef    | StDev  | T     | P     |
|-----------|---------|--------|-------|-------|
| Constant  | -6.6796 | 0.6870 | -9.72 | 0.000 |
| x         | 0.7226  | 0.1209 | 5.98  | 0.000 |

S = 0.5233      R-Sq = 25.0%      R-Sq(adj) = 24.3%

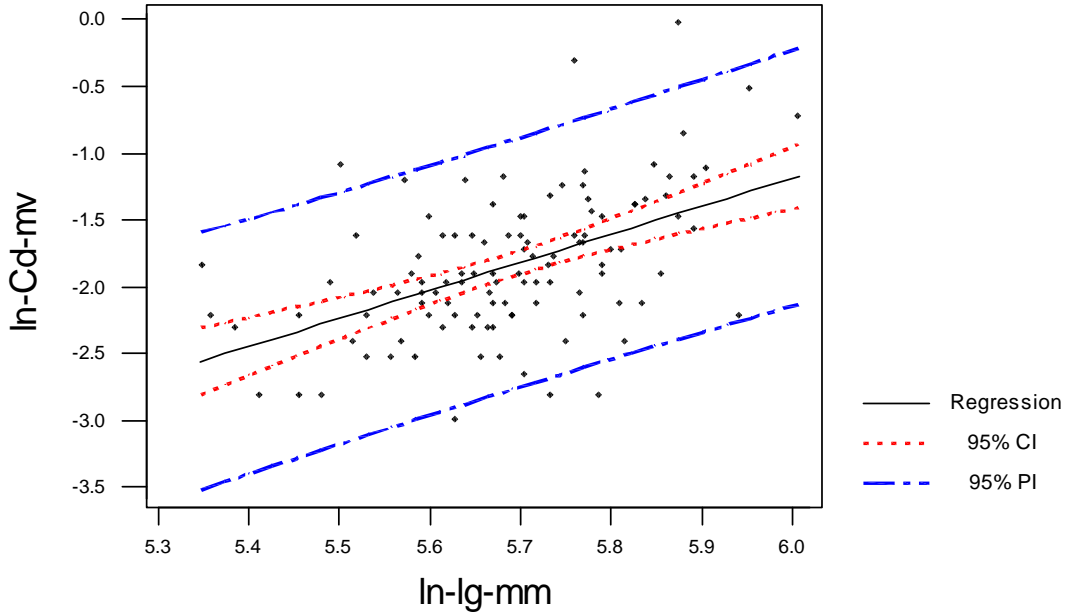
Analysis of Variance

| Source         | DF  | SS      | MS     | F     | P     |
|----------------|-----|---------|--------|-------|-------|
| Regression     | 1   | 9.7762  | 9.7762 | 35.71 | 0.000 |
| Residual Error | 107 | 29.2957 | 0.2738 |       |       |
| Total          | 108 | 39.0719 |        |       |       |

**Cd I SANDFLYNDRE 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER kovariabel = lengde**

**Regression Plot**

Y = -13.8077 + 2.10408X  
R-Sq = 25.2 %



The regression equation is  
 $y = -13.8 + 2.10 x$

110 cases used 3 cases contain missing values

| Predictor | Coef    | StDev  | T     | P     |
|-----------|---------|--------|-------|-------|
| Constant  | -13.808 | 1.984  | -6.96 | 0.000 |
| x         | 2.1041  | 0.3487 | 6.03  | 0.000 |

S = 0.4687      R-Sq = 25.2%      R-Sq(adj) = 24.5%

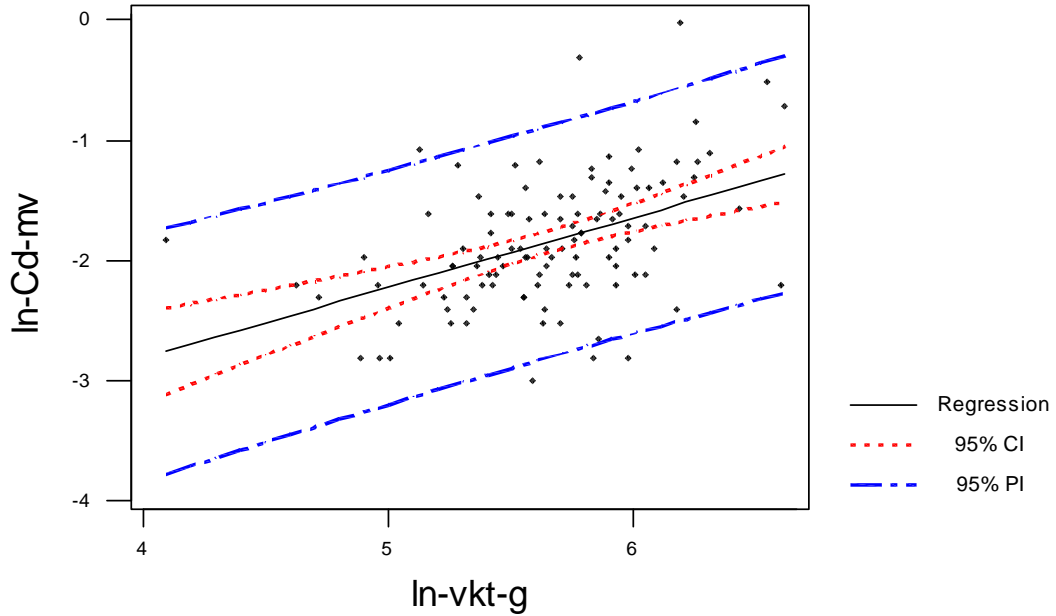
Analysis of Variance

| Source         | DF  | SS      | MS     | F     | P     |
|----------------|-----|---------|--------|-------|-------|
| Regression     | 1   | 8.0006  | 8.0006 | 36.41 | 0.000 |
| Residual Error | 108 | 23.7284 | 0.2197 |       |       |
| Total          | 109 | 31.7289 |        |       |       |

**Cd i SANDFLYNDRE 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER kovariabel = vekt**

**Regression Plot**

Y = -5.13459 + 0.581942X  
R-Sq = 20.3 %



The regression equation is  
y = - 5.13 + 0.582 x

110 cases used 3 cases contain missing values

| Predictor | Coef    | StDev  | T     | P     |
|-----------|---------|--------|-------|-------|
| Constant  | -5.1346 | 0.6299 | -8.15 | 0.000 |
| x         | 0.5819  | 0.1109 | 5.25  | 0.000 |

S = 0.4838      R-Sq = 20.3%      R-Sq(adj) = 19.6%

Analysis of Variance

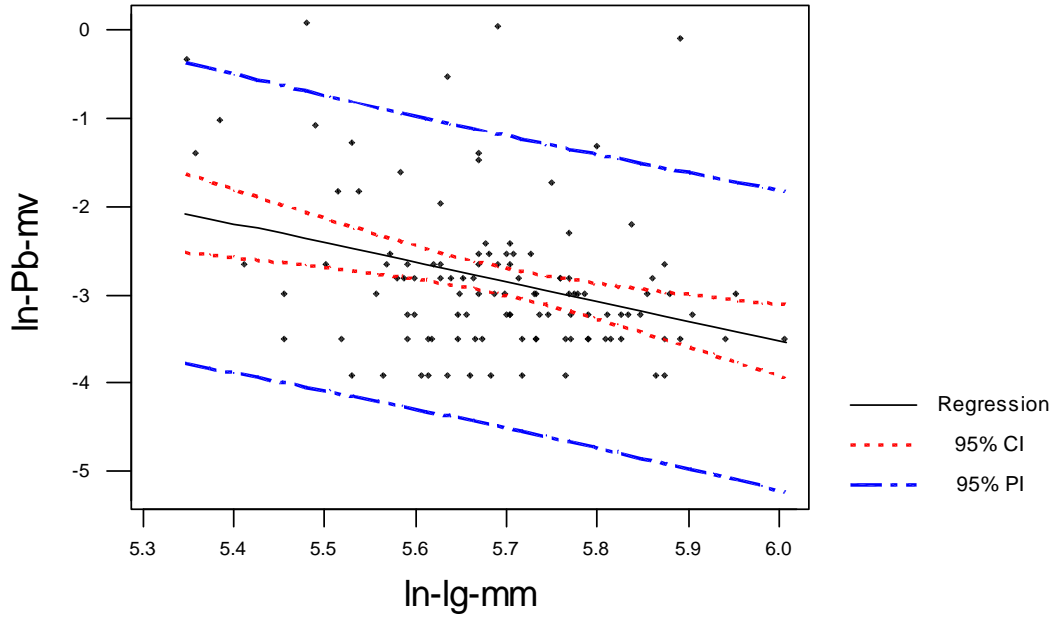
| Source         | DF  | SS      | MS     | F     | P     |
|----------------|-----|---------|--------|-------|-------|
| Regression     | 1   | 6.4477  | 6.4477 | 27.54 | 0.000 |
| Residual Error | 108 | 25.2813 | 0.2341 |       |       |
| Total          | 109 | 31.7289 |        |       |       |



**Pb i SANDFLYNDRE 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER kovariabel = lengde**

### Regression Plot

Y = 9.74494 - 2.21020X  
R-Sq = 10.4 %



The regression equation is  
 $y = 9.74 - 2.21 x$

| Predictor | Coef    | StDev  | T     | P     |
|-----------|---------|--------|-------|-------|
| Constant  | 9.745   | 3.497  | 2.79  | 0.006 |
| x         | -2.2102 | 0.6144 | -3.60 | 0.000 |

S = 0.8342      R-Sq = 10.4%      R-Sq(adj) = 9.6%

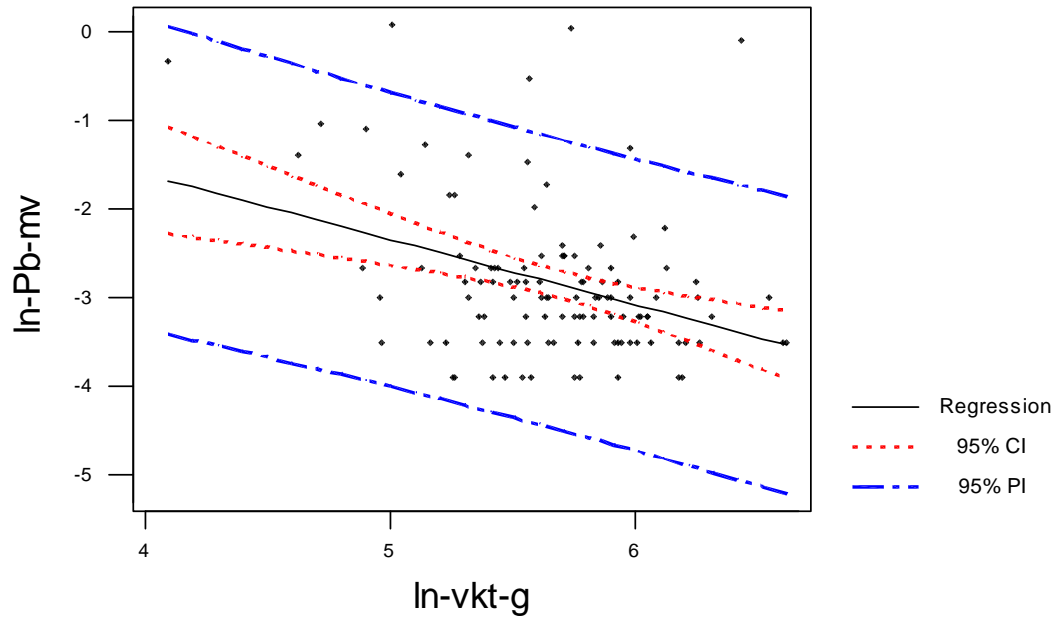
Analysis of Variance

| Source         | DF  | SS      | MS     | F     | P     |
|----------------|-----|---------|--------|-------|-------|
| Regression     | 1   | 9.0038  | 9.0038 | 12.94 | 0.000 |
| Residual Error | 111 | 77.2362 | 0.6958 |       |       |
| Total          | 112 | 86.2400 |        |       |       |

**Pb I SANDFLYNDRE 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER kovariabel = vekt**

### Regression Plot

Y = 1.34691 - 0.737294X  
R-Sq = 12.1 %



The regression equation is  
 $y = 1.35 - 0.737 x$

| Predictor | Coef    | StDev  | T     | P     |
|-----------|---------|--------|-------|-------|
| Constant  | 1.347   | 1.070  | 1.26  | 0.211 |
| x         | -0.7373 | 0.1882 | -3.92 | 0.000 |

S = 0.8262      R-Sq = 12.1%      R-Sq(adj) = 11.4%

Analysis of Variance

| Source         | DF  | SS     | MS     | F     | P     |
|----------------|-----|--------|--------|-------|-------|
| Regression     | 1   | 10.475 | 10.475 | 15.35 | 0.000 |
| Residual Error | 111 | 75.765 | 0.683  |       |       |
| Total          | 112 | 86.240 |        |       |       |

**Korrelasjoner i SANDFLYNDRE 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER (n=109)**

**Korrelasjoner (Pearson's korrelasjons koeffisient) for metaller og biologiske variable**  
(signifikante korrelasjoner i uthevet skrift)

**For Hg i filet (n=109)**

|          | ln-lg-mm               | ln-vkt-g               | ln-tts-%        | ln-fett%       | ln-Cd-mv | ln-Cu-mv | ln-Hg-mv | ln-Pb-mv |
|----------|------------------------|------------------------|-----------------|----------------|----------|----------|----------|----------|
| ln-vkt-g | <b>0.975</b><br>0.000  |                        |                 |                |          |          |          |          |
| ln-tts-% | <b>-0.284</b><br>0.003 | <b>-0.296</b><br>0.002 |                 |                |          |          |          |          |
| ln-fett% | 0.051<br>0.600         | 0.031<br>0.751         | 0.045<br>0.640  |                |          |          |          |          |
| ln-Cd-mv | *                      | *                      | *               | *              |          |          |          |          |
| ln-Cu-mv | *                      | *                      | *               | *              | *        |          |          |          |
| ln-Hg-mv | <b>0.541</b><br>0.000  | <b>0.500</b><br>0.000  | -0.155<br>0.108 | 0.151<br>0.117 | *        | *        |          |          |
| ln-Pb-mv | *                      | *                      | *               | *              | *        | *        | *        | *        |
| ln-Zn-mv | *                      | *                      | *               | *              | *        | *        | *        | *        |

Cell Contents: Correlation  
P-Value

**For Cd, Cu, Pb, og Zn i lever (n=109)**

|          | ln-lg-mm               | ln-vkt-g               | ln-tts-%               | ln-fett%               | ln-Cd-mv               | ln-Cu-mv              | ln-Hg-mv | ln-Pb-mv              |
|----------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|-----------------------|----------|-----------------------|
| ln-vkt-g | <b>0.975</b><br>0.000  |                        |                        |                        |                        |                       |          |                       |
| ln-tts-% | <b>-0.203</b><br>0.032 | <b>-0.204</b><br>0.032 |                        |                        |                        |                       |          |                       |
| ln-fett% | -0.181<br>0.059        | <b>-0.209</b><br>0.029 | <b>0.936</b><br>0.000  |                        |                        |                       |          |                       |
| ln-Cd-mv | <b>0.502</b><br>0.000  | <b>0.451</b><br>0.000  | <b>-0.462</b><br>0.000 | <b>-0.434</b><br>0.000 |                        |                       |          |                       |
| ln-Cu-mv | -0.129<br>0.172        | -0.184<br>0.051        | <b>0.227</b><br>0.016  | <b>0.213</b><br>0.026  | 0.124<br>0.198         |                       |          |                       |
| ln-Hg-mv | *                      | *                      | *                      | *                      | *                      | *                     | *        |                       |
| ln-Pb-mv | <b>-0.323</b><br>0.000 | <b>-0.349</b><br>0.000 | 0.070<br>0.464         | 0.054<br>0.579         | <b>-0.208</b><br>0.029 | <b>0.195</b><br>0.038 | *        | *                     |
| ln-Zn-mv | 0.097<br>0.306         | 0.051<br>0.594         | 0.055<br>0.567         | -0.032<br>0.744        | 0.095<br>0.326         | <b>0.624</b><br>0.000 | *        | <b>0.279</b><br>0.003 |

Cell Contents: Correlation  
P-Value

**Korrelasjoner i BLÅSKJELL 1991-1998, REFERANSESTASJONER**

**Korrelasjoner (Pearson's korrelasjons koeffisient) for metaller og biologiske variable**  
(signifikante korrelasjoner i uthøvet skrift)

**For Cd, Cu, Hg, Pb, og Zn i bløtdelene (n=375)**

|          | ln-lg-mm               | ln-vkt-g               | ln-tts-%               | ln-fett%               | ln-Cd-mv               | ln-Cu-mv               | ln-Hg-mv              | ln-Pb-mv              |
|----------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------|
| ln-vkt-g | <b>0.968</b><br>0.000  |                        |                        |                        |                        |                        |                       |                       |
| ln-tts-% | 0.038<br>0.469         | 0.053<br>0.479         |                        |                        |                        |                        |                       |                       |
| ln-fett% | 0.033<br>0.584         | 0.113<br>0.248         | <b>0.551</b><br>0.000  |                        |                        |                        |                       |                       |
| ln-Cd-mv | -0.056<br>0.278        | <b>0.208</b><br>0.005  | 0.007<br>0.900         | -0.057<br>0.352        |                        |                        |                       |                       |
| ln-Cu-mv | -0.016<br>0.752        | -0.015<br>0.845        | <b>0.340</b><br>0.000  | <b>0.304</b><br>0.000  | <b>0.103</b><br>0.047  |                        |                       |                       |
| ln-Hg-mv | 0.038<br>0.464         | 0.042<br>0.569         | <b>-0.327</b><br>0.000 | <b>-0.247</b><br>0.000 | -0.027<br>0.603        | <b>-0.144</b><br>0.005 |                       |                       |
| ln-Pb-mv | -0.069<br>0.181        | 0.069<br>0.357         | <b>0.191</b><br>0.000  | 0.040<br>0.511         | 0.077<br>0.137         | <b>0.118</b><br>0.023  | <b>0.142</b><br>0.006 |                       |
| ln-Zn-mv | <b>-0.154</b><br>0.003 | <b>-0.150</b><br>0.044 | <b>0.279</b><br>0.000  | <b>0.182</b><br>0.003  | <b>-0.288</b><br>0.000 | <b>0.137</b><br>0.008  | 0.003<br>0.950        | <b>0.353</b><br>0.000 |

Cell Contents: Correlation  
P-Value

## Korrelasjoner i SKRUBBE 1991-1998, REFERANSEDATA

**Korrelasjoner (Pearson's korrelasjons koeffisient) for metaller og biologiske variable**  
(signifikante korrelasjoner i uthevet skrift)

### For Hg i filet (n=77)

|          | ln-lg-mm              | ln-vkt-g        | ln-tts-%        | ln-fett%       | ln-Cd-mv | ln-Cu-mv | ln-Hg-mv | ln-Pb-mv |
|----------|-----------------------|-----------------|-----------------|----------------|----------|----------|----------|----------|
| ln-vkt-g | <b>0.974</b><br>0.000 |                 |                 |                |          |          |          |          |
| ln-tts-% | -0.068<br>0.556       | -0.055<br>0.636 |                 |                |          |          |          |          |
| ln-fett% | 0.228<br>0.051        | 0.133<br>0.258  | -0.138<br>0.242 |                |          |          |          |          |
| ln-Cd-mv | *                     | *               | *               | *              |          |          |          |          |
| ln-Cu-mv | *                     | *               | *               | *              | *        | *        |          |          |
| ln-Hg-mv | 0.093<br>0.424        | -0.021<br>0.853 | -0.065<br>0.575 | 0.167<br>0.156 | *        | *        | *        |          |
| ln-Pb-mv | *                     | *               | *               | *              | *        | *        | *        | *        |
| ln-Zn-mv | *                     | *               | *               | *              | *        | *        | *        | *        |

Cell Contents: Correlation  
P-Value

### For Cd, Cu, Pb, og Zn i lever (n=77)

|          | ln-lg-mm               | ln-vkt-g               | ln-tts-%              | ln-fett%               | ln-Cd-mv              | ln-Cu-mv              | ln-Hg-mv | ln-Pb-mv              |
|----------|------------------------|------------------------|-----------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------|----------|-----------------------|
| ln-vkt-g | <b>0.974</b><br>0.000  |                        |                       |                        |                       |                       |          |                       |
| ln-tts-% | <b>0.277</b><br>0.015  | <b>0.327</b><br>0.004  |                       |                        |                       |                       |          |                       |
| ln-fett% | <b>0.455</b><br>0.000  | <b>0.518</b><br>0.000  | <b>0.773</b><br>0.000 |                        |                       |                       |          |                       |
| ln-Cd-mv | 0.205<br>0.074         | 0.091<br>0.430         | 0.004<br>0.969        | -0.037<br>0.752        |                       |                       |          |                       |
| ln-Cu-mv | <b>-0.314</b><br>0.005 | <b>-0.344</b><br>0.002 | -0.021<br>0.858       | -0.175<br>0.129        | <b>0.334</b><br>0.003 |                       |          |                       |
| ln-Hg-mv | *                      | *                      | *                     | *                      | *                     | *                     | *        |                       |
| ln-Pb-mv | -0.157<br>0.172        | <b>-0.320</b><br>0.005 | -0.178<br>0.122       | <b>-0.370</b><br>0.001 | <b>0.520</b><br>0.000 | <b>0.358</b><br>0.001 | *        | *                     |
| ln-Zn-mv | 0.206<br>0.072         | 0.136<br>0.237         | 0.166<br>0.149        | 0.059<br>0.610         | 0.259<br>0.023        | <b>0.413</b><br>0.000 | *        | <b>0.375</b><br>0.001 |

Cell Contents: Correlation  
P-Value

## Korrelasjoner i RØDSPETTE 1991-1998, REFERANSEDATA

**Korrelasjoner (Pearson's korrelasjons koeffisient) for metaller og biologiske variable**  
(signifikante korrelasjoner i uthevet skrift)

### For Hg i filet (n=47)

|          | ln-lg-mm              | ln-vkt-g              | ln-tts-%               | ln-fett%        | ln-Cd-mv | ln-Cu-mv | ln-Hg-mv | ln-Pb-mv |
|----------|-----------------------|-----------------------|------------------------|-----------------|----------|----------|----------|----------|
| ln-vkt-g | <b>0.985</b><br>0.000 |                       |                        |                 |          |          |          |          |
| ln-tts-% | -0.181<br>0.227       | -0.149<br>0.324       |                        |                 |          |          |          |          |
| ln-fett% | <b>0.332</b><br>0.024 | <b>0.371</b><br>0.011 | 0.064<br>0.671         |                 |          |          |          |          |
| ln-Cd-mv | *                     | *                     | *                      | *               |          |          |          |          |
| ln-Cu-mv | *                     | *                     | *                      | *               | *        |          |          |          |
| ln-Hg-mv | <b>0.496</b><br>0.000 | <b>0.426</b><br>0.003 | <b>-0.462</b><br>0.001 | -0.022<br>0.885 | *        | *        |          |          |
| ln-Pb-mv | *                     | *                     | *                      | *               | *        | *        | *        |          |
| ln-Zn-mv | *                     | *                     | *                      | *               | *        | *        | *        | *        |

Cell Contents: Correlation  
P-Value

### For Cd, Cu, Pb, og Zn i lever (n=47)

|          | ln-lg-mm              | ln-vkt-g              | ln-tts-%               | ln-fett%               | ln-Cd-mv        | ln-Cu-mv              | ln-Hg-mv | ln-Pb-mv        |
|----------|-----------------------|-----------------------|------------------------|------------------------|-----------------|-----------------------|----------|-----------------|
| ln-vkt-g | <b>0.985</b><br>0.000 |                       |                        |                        |                 |                       |          |                 |
| ln-tts-% | 0.070<br>0.644        | 0.130<br>0.390        |                        |                        |                 |                       |          |                 |
| ln-fett% | 0.080<br>0.599        | 0.135<br>0.371        | <b>0.875</b><br>0.000  |                        |                 |                       |          |                 |
| ln-Cd-mv | <b>0.528</b><br>0.000 | <b>0.478</b><br>0.001 | -0.010<br>0.949        | -0.005<br>0.972        |                 |                       |          |                 |
| ln-Cu-mv | 0.153<br>0.310        | 0.184<br>0.220        | 0.145<br>0.337         | -0.001<br>0.993        | -0.040<br>0.790 |                       |          |                 |
| ln-Hg-mv | *                     | *                     | *                      | *                      | *               | *                     |          |                 |
| ln-Pb-mv | -0.100<br>0.508       | -0.195<br>0.195       | <b>-0.343</b><br>0.020 | <b>-0.431</b><br>0.003 | 0.166<br>0.271  | -0.017<br>0.913       | *        |                 |
| ln-Zn-mv | 0.224<br>0.134        | 0.249<br>0.096        | <b>0.522</b><br>0.000  | <b>0.419</b><br>0.004  | 0.134<br>0.375  | <b>0.302</b><br>0.041 | *        | -0.215<br>0.152 |

Cell Contents: Correlation  
P-Value

**Korrelasjoner i LOMRE 1991-1998, REFERANSEDATA**

**Korrelasjoner (Pearson's korrelasjons koeffisient) for metaller og biologiske variable**  
(signifikante korrelasjoner i uthevet skrift)

**For Hg i filet (n=14)**

|          | ln-lg-mm              | ln-vkt-g        | ln-tts-%        | ln-fett%        | ln-Cd-mv | ln-Cu-mv | ln-Hg-mv | ln-Pb-mv |
|----------|-----------------------|-----------------|-----------------|-----------------|----------|----------|----------|----------|
| ln-vkt-g | <b>0.972</b><br>0.000 |                 |                 |                 |          |          |          |          |
| ln-tts-% | -0.125<br>0.670       | 0.023<br>0.937  |                 |                 |          |          |          |          |
| ln-fett% | -0.265<br>0.360       | -0.197<br>0.500 | -0.040<br>0.893 |                 |          |          |          |          |
| ln-Cd-mv | *                     | *               | *               | *               |          |          |          |          |
| ln-Cu-mv | *                     | *               | *               | *               | *        |          |          |          |
| ln-Hg-mv | 0.020<br>0.948        | -0.119<br>0.699 | -0.374<br>0.208 | -0.234<br>0.442 | *        | *        | *        | *        |
| ln-Pb-mv | *                     | *               | *               | *               | *        | *        | *        | *        |
| ln-Zn-mv | *                     | *               | *               | *               | *        | *        | *        | *        |

Cell Contents: Correlation  
P-Value

**For Cd, Cu, Pb, og Zn i lever (n=14)**

|          | ln-lg-mm              | ln-vkt-g       | ln-tts-%              | ln-fett%              | ln-Cd-mv        | ln-Cu-mv              | ln-Hg-mv | ln-Pb-mv       |
|----------|-----------------------|----------------|-----------------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|----------|----------------|
| ln-vkt-g | <b>0.972</b><br>0.000 |                |                       |                       |                 |                       |          |                |
| ln-tts-% | 0.271<br>0.348        | 0.459<br>0.099 |                       |                       |                 |                       |          |                |
| ln-fett% | -0.050<br>0.866       | 0.142<br>0.627 | <b>0.880</b><br>0.000 |                       |                 |                       |          |                |
| ln-Cd-mv | 0.629<br>0.016        | 0.543<br>0.045 | -0.210<br>0.470       | -0.367<br>0.196       |                 |                       |          |                |
| ln-Cu-mv | 0.242<br>0.405        | 0.315<br>0.273 | <b>0.701</b><br>0.005 | <b>0.537</b><br>0.048 | -0.251<br>0.386 |                       |          |                |
| ln-Hg-mv | *                     | *              | *                     | *                     | *               | *                     | *        | *              |
| ln-Pb-mv | 0.301<br>0.296        | 0.337<br>0.239 | 0.369<br>0.194        | 0.282<br>0.328        | -0.104<br>0.724 | 0.502<br>0.067        | *        | *              |
| ln-Zn-mv | 0.377<br>0.184        | 0.521<br>0.056 | <b>0.785</b><br>0.001 | <b>0.539</b><br>0.047 | -0.211<br>0.469 | <b>0.752</b><br>0.002 | *        | 0.338<br>0.237 |

Cell Contents: Correlation  
P-Value