ISBN 82-577-3973-1

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

Overvåkingsprogrammet dekker langsiktige undersøkelser av:

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

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

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

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

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

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

Statlig program for forurensningsovervåking

JAMP – "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk og blåskjell basert på datamateriale fra 1990–1998

Design: Erzo Finger Design. Opplag: 200. Produksjon: www.kursiv.no

Statlig program for forurensningsovervåking

"Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk og blåskjell basert på datamateriale fra 1990–1998

1798
2001

Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP)

Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

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

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

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

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

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

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

Oppdragsgiver(e)	Oppdragsreferanse
Statens Forurensningstilsyn	

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

Prosjektleder	Forskningsleder	Forskningssjef
Norman W. Green	ISBN 82-577-3973-1	*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 micropllutants 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-kombinasjonenene 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 personner/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 (ΣPCB_7)[1], nedbrytningsprodukter av DDT, α- og γ-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-mønstere.

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 µg/kg våtvekt):

[1] Forklaring av forkortelser i vedlegg B

- Torskelever/ΣDDT: Enten heve Kl. I grensen fra 200 til 300 eller fortrinnsvis å erstatte ΣDDT med p,p-DDE og beholde grensen på 200.
- Torskelever/ΣHCH: Senke grensen fra 50 til 30
- Torskelever/TEPCDD/PCDF: Senkning fra 0,015 til 0,01
- Torskefilet/ΣPCB7: Senkning fra 5 til 3
- Torskefilet/ΣHCH: Senkning fra 0,5 til 0,3
- Blåskjell/ΣPCB7: 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, µg/kg våtvekt):

- ΣPCB7: Senkning fra 5 til 3
- p,p-DDE: 1 (mot 2 for ΣDDT)
- ΣHCH: 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 ΣPCB7 og lengde/vekt hos torsk.
- Svak negativ sammenheng mellom ΣPCB7 og lengde/vekt hos sandflyndre.
- Høyere grad av akkumulering på fettbasis av ΣPCB7, 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 ΣPCB7 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 miljøs 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 ((ΣPCB_7)[1], metabolites of DDT, α- and β-HCH, HCB and OCS, and the metals mercury, cadmium, lead, copper and sink.

The choice of indicators 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).

[1] 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_7.

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 ΣTE_{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

Sammendrag og konklusjoner **i**

Summary and conclusions **v**

1. BAKGRUNN OG FORMÅL **1**

2. MATERIALE OG METODER **3**

2.1 Undersøkelsesområdet, 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

3. KLOR-/BROMORGANISKE STOFFER **9**

3.1 Rutinevariable (PCB, DDE/DDD, HCH, HCB, OCS) 9
3.1.1 Torsk (Gadus morhua) 9
3.1.1.1 PCB 10
3.1.1.2 Øvrige klororganiske forbindelser 14
3.1.2 Sandflyndre (*Limanda limanda*) 17
3.1.3 Rødspette (*Pleuronectes platessa*) 20
3.1.4 Lomre (*Microstomus kitt*) 22
3.1.5 Skrubbe (*Platichthys flesus*) 24
3.1.6 Blåskjell (*Mytilus edulis*) 25
3.1.7 Reke (*Pandalus borealis*) 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 Polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD), dioksinlignende PCB og PCN (polyklorerte 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

4. METALLER **42**

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

5. PAH I BLÅSKJELL **53**

6. TINNORGANISKE FORBINDELSER **55**

7. VIDERE BEHOV FOR REFERANSENIVÅER **56**

8. REFERANSER **57**

Vedlegg A Utdrag fra SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann **65**

Vedlegg B Forkortelser **69**

Vedlegg C Stasjonsoversikt med posisjonsangivelser **79**

Vedlegg D Kart over stasjoner **85**

Vedlegg E Statistisk analyse av relasjoner mellom ΣPCB_7 og lengde, vekt og fett 1990-1998 **101**

Vedlegg F Statistisk analyse av forskjell mellom arter mht. PCB-kongeneres prosentvise bidrag til ΣPCB_7 1990-1998 **109**

Vedlegg G Statistisk analyse av metallenes relasjoner til lengde, vekt og fett samt innbyrdes 1990-1998 **119**

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 foreliggnde 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 klassfiseringssystemet**.**

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 Undersøkelsesområdet, 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 Kvænangen, Troms, 1994-96
- 46B Hammerfest, Finnmark, 1994-95
- 10B Varangerfjorden, Finnmark, 1994-98

For flatfisk har man valgt ut følgende som referansestasjoner:

Sandflyndre:

- 36F Færder, ytre Oslofjord (bare metaller, 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 Kvænangen, 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 referansstasjoner (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 utelatelsen 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 Langøsund ved Mandal, 1990-91
- 14A Aavigen ved Mandal, 1990-91
- 15A Gåsøy, Listaområdet, 1990-91, 1993-98
- 22A Espevær, Hordaland, 1990-98
- 23A Austvik, Hordaland, 1990-91
- 24A Vardøy/Korsfjorden, Hordaland, 1990-91
- 25A Hinnøy, Sogn og Fjordane, 1992-93 *
- 26A Hamnen/Nordfjorden, Møre og Romsdal, 1992-93 *
- 27A Grinden/Vanylvsfjorden, Møre og Romsdal, 1992
- 28A Eiksundet ved Ulsteinvik, Møre og Romsdal, 1992-93 *
- 91A Nedvika/Smøla, Møre og Romsdal, 1992-94 *
- 92A Stokken ved Harsvik, Sør-Trøndelag,1992-97 *
- 93A Sætervik/Frohavet, Sør-Trøndelag, 1992-93
- 94A Landfast/Vega, Nordland, 1992-93 *
- 96A Breiviken/Tomma, Nordland, 1992-93 *
- 95A Flatskjær/Tjongsfjorden, Nordland,1992-93
- 97A Klakholmen/Folda, Nordland, 1992-93, 1997-98
- 98A Svolværområdet, 1992-93

- 99A Brunvær/Sagfjorden, Nordland, 1992-93 *
- 41A Feneset/Grytøya, Troms, 1994-97
- 42A Tennskjær/Malangen, Troms, 1994-95
- 43A Lyngneset/Langfjord, Troms, 1994-95, 1997
- 44A Elenheimsundet/Sørøy, Finnmark, 1994-97
- 45A Ytre Sauhamnneset, Hammerfestområdet, 1994-95
- 46A Smines ved Honningsvåg, 1994-96
- 47A Kifjordneset/Laksefjord, Finnmark, 1994-95
- 48A Trollfjorden/Tanafjord, Finnmark, 1994-96
- 49A Nordfjorden/Syltefjorden, Finnmark, 1994-95
- 10A Skagodden, Varangerfjorden, 1994-98
- 11A Sildkroneset, Bøkfjorden/Finnmark, 1997-98

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 Bømlofjorden, 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 "tarmrenses" 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 renset 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.

Polyklorerte 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 enkelteforbindelser (kongenere, forkortet CB).

For de klororganiske analysene er fett bestemt gravimetrisk etter ekstraksjon i en blanding av cykloheksan 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 atomabsorbsjonsspektrometri (AAS). Prøvene er blitt oppsluttet i salpetersyre ogmetallene 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 ve kald-damp atomabsrobsjonsspektromietri (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 referansematriale. 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 å middelverdier/standardavvik (M/SD), 75 eller 90 prosentiler (den konstrasjoner 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 help 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 (avrundinger 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 klassfisering 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 referanselokaliter 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.

		Våtvektsbasis					Fettbasis				
Stoffer	**n**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**
ΣPCB_7 [1]	963	349	1019	220	561	27172	1032	3084	513	1754	78532
CB138	974	91	338	53	144	9390	268	990	121	435	27139
CB153	974	123	385	78	200	10780	377	1197	181	670	31156
CB209	974	3,2	7,8	1,5	4,0	95	13,0	61,4	3,7	13,9	1360
p,p-DDE	973	92	120	62	179	2820	264	481	150	502	8150
p,p-DDD	891	22	26	13	53	311	57,1	84,0	28,7	133	971
α-HCH	969	5,4	5,4	4,0	8,0	48	12,4	11,9	9,5	24,5	137
γ-HCH	956	7,4	7,4	5,0	14	62	16,7	15,6	12,3	31,7	126
HCB	973	13	8,2	12	23	68	30,3	18,3	26,2	50,0	198
OCS	974	2,9	6,2	1,5	3,0	71	8,5	29,1	3,4	13,7	760

Tabell 4. Utvalgte rutinemessig analyserte klororganisk stoffer i **filet** av torsk (*Gadus morhua*) fra JAMP referanselokaliter 1990-1998, µg/kg våtvekt og µg/kg fett. n: Antall, M: Middel, SD: Standardavvik, 50: Median, 90: 90 prosentil, MAX: Maksimum.
Selected organochlorines in muscle of cod from Norwegian JAMP reference localities 1990-1998, µg/kg wet weight and µg/kg fat

		Våtvektsbasis					Fettbasis				
Stoffer	**n**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**
ΣPCB_7	195	1,22	1,65	0,81	2,11	12,9	404	446	286	720	3729
CB138	199	0,31	0,47	0,20	0,59	3,6	102	134	66,7	169	1252
CB153	200	0,42	0,66	0,25	0,79	5,9	133	168	90,0	250	1386
CB209	200	0,04	0,08	0,02	0,05	0,7	12,4	15,0	7,9	21,7	140
p,p-DDE	200	0,35	0,46	0,23	0,67	4,5	124	159	89,3	219	1548
p,p-DDD	186	0,08	0,07	0,07	0,14	0,5	29,6	25,7	23,0	51,6	183
α-HCH	200	0,04	0,05	0,03	0,05	0,3	16,4	17,9	11,1	27,3	103
γ-HCH	172	0,06	0,04	0,05	0,10	0,2	21,8	13,1	20,0	40,0	71
HCB	200	0,10	0,06	0,10	0,18	0,4	39,4	21,2	34,5	61,5	133
OCS	200	0,03	0,04	0,02	0,05	0,4	11,0	10,0	7,1	21,7	83

For alle variable ses stor spredning i verdiene, med et standardavvik som i de fleste tilfeller er like stort eller større enn gj.ennomsnittet.

[1] 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 uoppklarte grunner hadde enkelte ekstremverdier og en middelkonsentrasjon av ΣPCB_7 på over 2000 µg/kg våtvekt (Green og Severinsen 1999a, appendiks D). Også andre registrering av relativt høye konsentrasjoner (vel 700 µg/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 µg ΣPCB_7/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 vanskeliggjort 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 blandinger 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 (µg/kg våtvekt):
Solberg *et al.* (1997), Nord-Norge, ΣPCB_7 : 241-425 (708 i Varangerfjorden 1994).
Solberg *et al.* (1999), Lista, ΣPCB_7 : 257.
Stange *et al.* (1996), blandprøve Haltenbanken/Trøndelagskysten, ΣPCB_{13}: 352.
Kallenborn *et al.* (1997), gjennomsnitt for av 5 ikke nærmere stedfestede prøver fra Nord-Norge, ΣPCB_7 minus CB118: 240.

I tillegg rapporterte Sinkonen og Paasivirta (2000) for materiale fra Vestertana 1987-1998 en middelverdi på 160 µg ΣPCB_7 /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 µg /kg v.v. av ΣPCB_{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 ΣPCB_{17} i 54 individer på 559 µg/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 µg ΣPCB_{13}/kg v.v.). På den annen side fant Stange og Klungsøyr (1997) et intervall for middelverdier av ΣPCB_{13} torsk fra 5 prøvesteder i Barentshavet på 165-392 µg/kg v.v.; høyest på Finnmarkskysten, men også over 250 µg/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 Haakonsvern: 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 ΣPCB_7 i området 1500-11000 µg/kg våtvekt (men i en del av havner også konsentrasjoner under 500 µg /kg – foruten Næs *et al.* 2000; og Jørgensen *et al.* 2000; se dessuten Berge (1999).

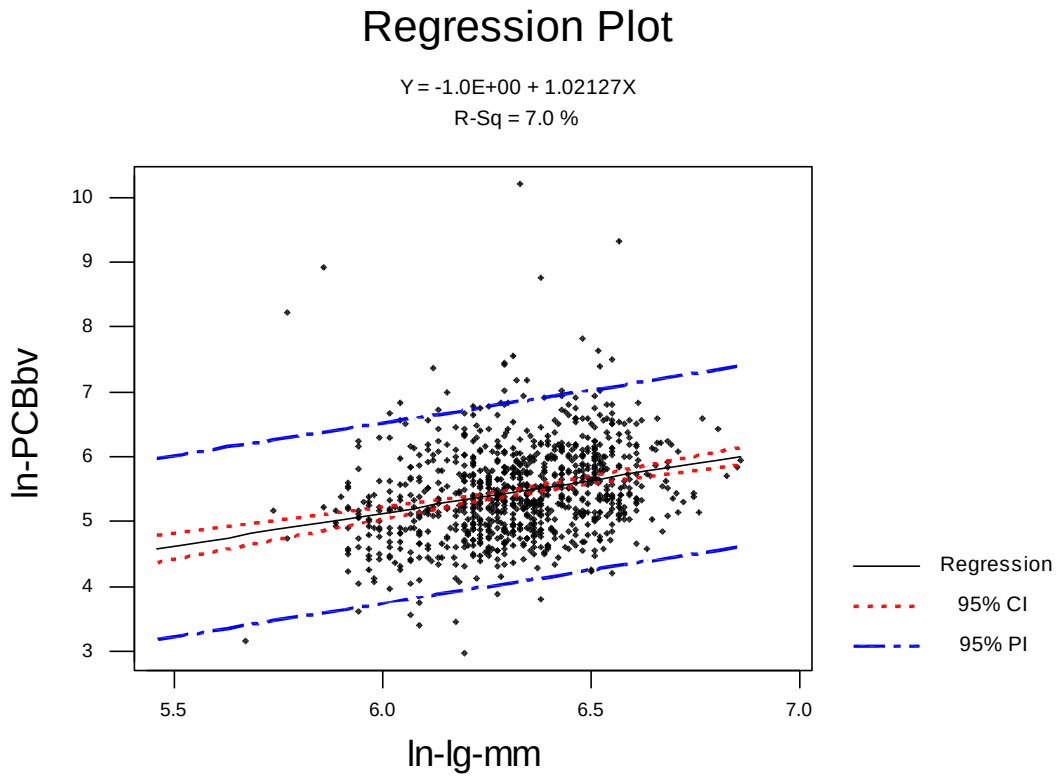
I betraktning av den omfattende internasjonale overvåkingen innen JAMP i de senere år er det bemerkelsesverdig få nyere publiserte eller på annen måte tilgjengelig rapporterte utenlandske data å sammenligne med (kfr. Knutzen og Green (1995) for publikasjoner/rapporter før 1994). Verdiene for PCB i torskelever 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 ΣPCB_7 for et mindre antall torsk fra nordlige den av Nordsjøen lå såvidt lavt som 216 µg/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 ΣPCB_7 er grensen satt til 500 µg/kg/våtvekt, og det ses av **Tabell 3** at dette er omlag i samsvar med 90-prosentilen 561) av observasjonene på antattet 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 dietthistorie 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 µg ΣPCB_7/kg våtvekt i torskelever (kfr., Vedlegg A). **Derimot kan det vurderes å forandre Kl. I grensen for ΣPCB_7 i torskefilet fra 5 til 3 µg/kg /kg våtvekt.** Som man ser av **Tabell 4** er 90-prosentilen fra JAMP referansestasjoner såvidt lav som 2,1 µg/kg. Videre kan nevnes at Solberg *et al.* (1997, 1999) ikke fant høyere konsentrasjoner av ΣPCB_7 i torskefilet enn 2,1 µg/kg (unntatt 3.4 µg/kg i den mistenkt påvirkede Varangerfjorden). Leah *et al.*, (1997a) fant såvidt lav gjennomsnittskonsentrasjon av ΣPCB_7 minus CB118 som 1,8 µg/kg i torsk fra Mersey-estuaret og Atuma *et al.* (1996) 3,6 µg/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 µg/kg våtvekt (Knutzen *et al.* 1995a); i indre Sørfjorden 1998 et ekstremt gjennomsnitt på 225 µg/kg (Knutzen *et al.* 1999a); i Sandefjordsfjorden/Mefjorden 8-86 µg/kg (Knutzen og Hylland 1998) og i indre Oslofjord opp til 21 µg/kg våtvekt (Knutzen og Green 1993), men vanligvis noe lavere (Green og Severinsen 1999a).

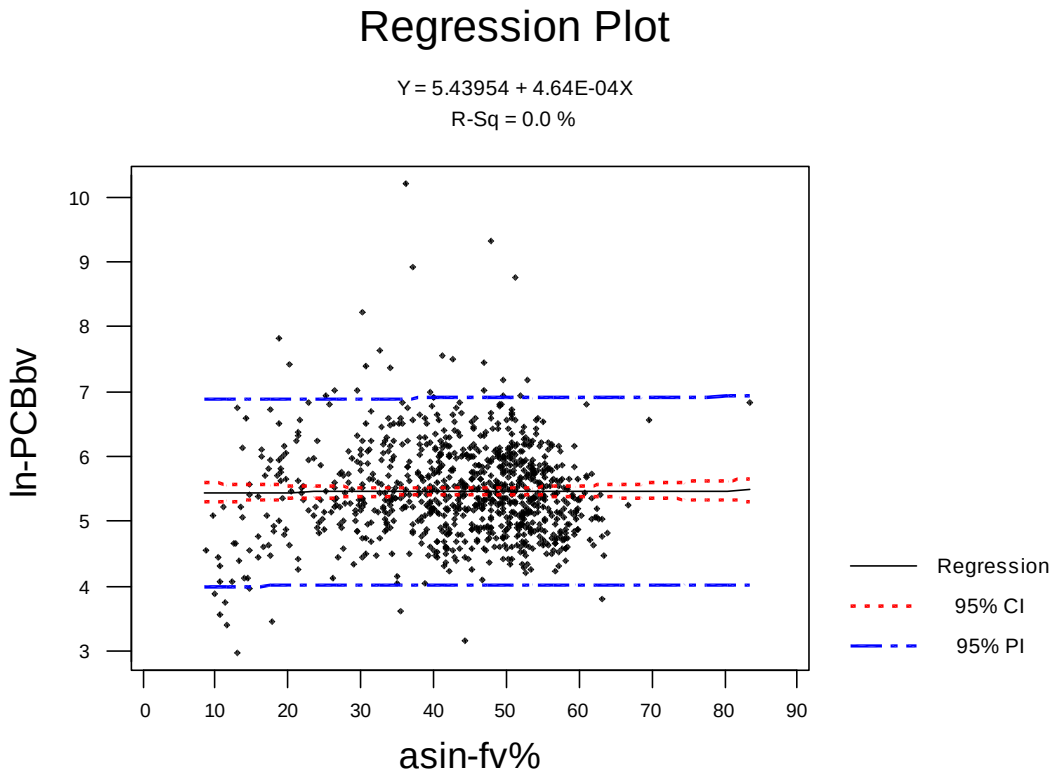
CB138 og **CB153** er to av de mest bestandige forbindelsene innen ΣPCB_7. I gjennomsnitt utgjør de i materialet fra JAMP referansestasjoner henholdsvis 26,1 og 35,2 % av ΣPCB_7 (våtvektsbasis) i torskelever (kfr. **Tabell 3**) og 25,4 og 34,4 % av summen i torskefilet (**Tabell 4**). På grunn av sin 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 µg/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 ΣPCB_7 og både lengde (**Figur 1**) og vekt (Vedlegg E). Stang *et al.* (1996) registrerte generelt økende innhold av PCB, ΣDDT, klordaner og ΣHCH i torskelever 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 Østersjøtorsk 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.



Figur 1. Sammenheng mellom innhold av ΣPCB_7 i lever (ln-µg/kg v.v., ln-PCBbv) og lengde (ln-mm, ln-lg-mm) hos torsk fra **referansestasjoner** 1991-1998, basert på analyse av 907 enkelte fisk (kfr. Vedlegg E). NB log-skalaer.
Correlation between the concentration of ΣPCB_7 in liver (ln-µg/kg w.w., ln-PCBbv*) and length (ln-mm,* ln-lg-mm*) in cod from reference stations 1991-1998, based on analyses of 907 individual fish.*

Mellom våtvektskonsentrasjonene av ΣPCB_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 våtvektsbasis, 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 forurensedeFrierfjorden, 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 fettekstraksjon og mengdebestemmelse og forskjell mellom arter – kfr. Delbeke *et al*. (1995) og Ewald *et al*. (1998).



Figur 2. Sammenheng mellom innhold av ΣPCB_7 (ln-µmg/kg v.v., ln-PCBbv) og fett (arksin-%, asin-fv%) hos torsk fra **referansestasjoner** 1991-1998, basert på analyse av 904 enkelte fisk (kfr. Vedlegg E). NB log/arksin-skalaer.
Correlation between the concentration of ΣPCB_7 (ln-µmg/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 konsentasjoner av ΣDDT: 42-98 µg/kg. I torsk fra Finnmarkskysten observerte Stange og Klungsøyr (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 (inklusiv 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 (inklusiv 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 tilliggende 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 forbindelsen kan også de ekstreme ΣDDT-konsentrasjoner (størrelsesorden 50 ganger referansverdien i torsk) som nylig er funnet i lever av brosme fra Nordfjord/Sogn og Fjordane (Berg *et al.* 1998).

Vedrørende **ΣDDT i torskefilet**, der grensen for Kl. I i klassifiseringssystemet er på 1 µg/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 µg/kg og således indikerer at **referanseverdien kan beholdes**. Til sammenligning rapporterte Atuma *et al.* (1996) et gjennomsnittlig innhold (få prøver) såvidt høyt som 5 µg/kg i handelsvare 1992-93 fra Østersjøen. Imidlertid er Østersjøen fremdeles klart mer DDT-forurenset 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-estuaret i Storbritannia fant Leah *et al.* (1997b) 0,8 µg/kg (sum både o,p- og p,p-isomere).

Et annet spørsmål er om det har noen hensikt å ha med i klassfiseringssystemet 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 ΣHCH, men innen norske JAMP analyseres bare to av de tre vanlig forekommende isomerene (α- og γ-HCH (Lindan), men ikke β-HCH, som regnes mest persistent). Uansett synes det ut fra **Tabell 3** at Kl. I grensen for ΣHCH i torskelever på 50 µg/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 µg/kg i torskelever (Stange *et al.* 1996; Stange og Klungsøyr 1997; Solberg *et al.* 1997, 1999; Ruus *et al.* 1999). Videre synes sum av α- og γ-HCH i lever av torsk fra havneområder for det meste å ligge under 15-20 µg/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 ΣHCH i torskelever bør settes ned til 30 µg/kg våtvekt.

På samme måte som ΣDDT er ΣHCH 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 µg/kg våtvekt** (kfr. **Tabell 4**).

For HCB i torskelever er 90 prosentilen fra JAMP-stasjonene 23 µg/kg våtvekt (**Tabell 3**) og følgelig nær Kl. I grensen i SFTs klassifiseringssystem på 20 µg/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 Klungsøyr (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 µg/kg i 6 blandprøver fra Nord-Norge 1994-95 (Solberg *et al.* 1997).

90-prosentilen på 0,18 µg HCB/kg våtvekt i torskefilet bekrefter at verdien 0,2 µg/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 Sørfjorden 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 konsentasjoner 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_7: 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_7: 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 inludering i SFTs klassfiseringssystem 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 referanselokaliter 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.

		Våtvektsbasis					Fettbasis				
Stoffer	**n**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**
ΣPCB_7	64	90	51	75	157	269	563	336	464	962	1790
CB138	65	23	13	19	40	71	140	80,7	115	242	430
CB153	65	34	19	28	62	92	213	132	171	373	730
CB209	65	2,5	3,0	2,0	5,0	15	16,9	24,2	9,6	41,0	148
p,p-DDE	65	30	24	23	63	145	185	130	159	344	784
p,p-DDD	61	4,5	4,3	3,0	10	24	27,2	22,0	20,7	47,0	128
α-HCH	65	2,9	4,0	2,0	5,0	22	16,6	17,3	9,4	41,0	92,2
γ-HCH	62	3,4	1,9	3,0	6,0	9,0	19,7	9,2	16,7	30,6	48,8
HCB	65	3,2	1,6	3,0	5,0	9,0	18,9	8,4	16,3	32,4	48,8
OCS	65	1,5	1,2	1,0	2,0	5,0	10,4	9,8	7,6	22,7	48,8

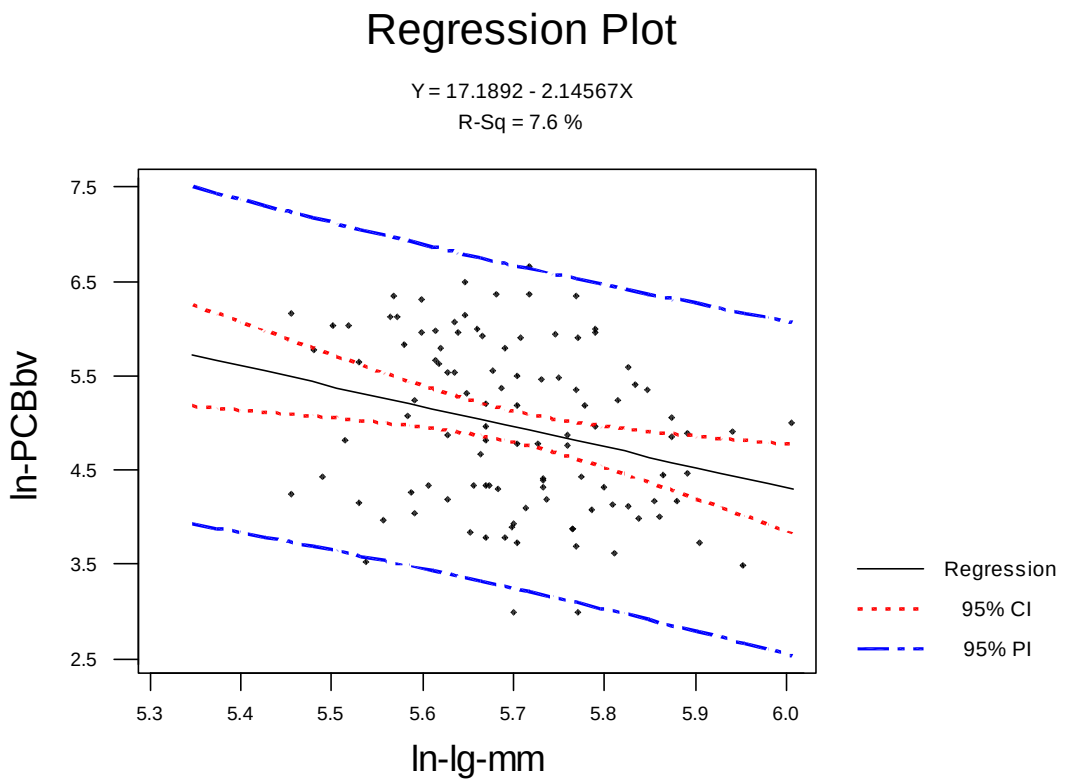
Tabell 6. Utvalgte rutinemessig analyserte klororganiske stoffer i filet av sandflyndre (*Limanda limanda*) fra JAMP referanselokaliter 1990-1998, µg/kg våtvekt og µg/kg fett. n: Antall, M: Middel, SD: Standardavvik, 50: Median, 90: 90 prosentil, MAX: Maksimum
Selected organochlorines in muscle of dab from Norwegian JAMP reference localities 1990-1998, µg/kg wet weight and µg/kg fat.

		Våtvektsbasis					Fettbasis				
Stoffer	**n**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**
ΣPCB_7	65	2,42	2,26	1,55	5,0	13,2	465	364	376	913	2250
CB138	65	0,60	0,54	0,45	1,2	3,1	115	85,5	95,7	213	500
CB153	65	0,90	0,92	0,59	1,8	5,7	167	137	119	333	750
CB209	65	0,06	0,08	0,04	0,10	0,5	17,5	32,7	9,1	34,5	250
p,p-DDE	65	0,91	0,88	0,57	1,9	4,9	177	142	140	338	700
p,p-DDD	60	0,17	0,26	0,08	0,42	1,5	31,5	36,4	20,4	76,9	200
α-HCH	65	0,07	0,05	0,05	0,10	0,3	16,3	13,4	11,1	35,0	76,9
γ-HCH	59	0,17	0,10	0,17	0,30	0,5	33,8	17,7	32,1	54,6	100
HCB	65	0,11	0,07	0,10	0,20	0,3	24,7	19,1	20,0	37,0	150
OCS	65	0,05	0,03	0,03	0,10	0,1	12,9	13,1	7,8	27,3	76,9

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 µg ΣPCB_{24}/kg fett, høyest i hanner, og tilsvarende for HCB: 2-63 (123) µg/kg fett. Fra det nasjonale nederlandske overvåkingsprogrammet 1998 rapporterte Akhiat *et al.* (2000) såvidt lavt leverinnhold av ΣPCB_7 som opp til 46/38 µg/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 middelverdi fra det norske JAMP-materialet. Videre fant Leah *et al.* (1997a,b), henholdsvis fra åpent farvann og i munningen av Mersey-estuaret, gjennomsnittsnivåer av ΣPCB_7 minus CB118 i filet på 7,7/43,4 µg/kg v.v. og av ΣDDT (p,p- og o,p-isomere) 3,5/24 µg/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 (µg/kg våtvekt): ΣPCB_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 forurenseningen i Grenlandsfjordene med HCB/OCS/CB209; for sistnevntes vedkommende langt nedover Skagerakkysten. En Oslofjordprøve av sandflyndrefilet fra 1997 viste 5 ganger foreslått referanseverdi for ΣPCB_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 ΣPCB_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 ΣPCB_7 (ln-µmg/kg v.v., ln-PCBbv) og lengde (ln-mm, ln-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 ΣPCB_7 (ln-µmg/kg v.v., ln-PCBbv*) and length (ln-mm,* ln-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 registeringene fra bare diffust belastede JAMP-lokaliteter (kfr. **Tabell 7** og **Tabell 8**, µg/kg våtvekt,):

I **lever**:
ΣPCB_7: 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_7: 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 referanselokaliter 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.

		Våtvektsbasis					Fettbasis				
Stoffer	**n**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**
ΣPCB_7	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 referanselokaliter 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 muscle of plaice from Norwegian JAMP reference localities 1990-1998, µg/kg wet weight and µg/kg fat.

		Våtvektsbasis					Fettbasis				
Stoffer	**n**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**
ΣPCB_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
α-HCH	46	0,05	0,02	0,05	0,10	0,10	16,9	11,3	13,5	33,3	50,0
γ-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 ΣPCB_7 i tre filet blandprøver hos Solberg *et al.* (1997, 1999) under 3 µg/kg våtvekt, ΣDDT på 0,8-1,5 µg/kg, ΣHCH 0,15-1,0 og HCB i intervallet 0,18-0,8 µg/kg. Maksimumskonsentrasjonene av ΣHCH 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 ΣPCB_7, ΣDDT, ΣHCH og HCB under referanseverdiene. Fra Mersey-estuaret og åpen kyst refereres betydelig høyere verdier i rødspettefilet: 10-15 µg/kg v.v. av ΣPCB_7 minus CB 118 og 7-13 µg/kg av ΣDDT (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 (µg/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:
ΣPCB_7: 70?
p,p-DDE: 25?
ΣHCH: 7? (som for øvrige arter antatt omlag likt bidrag til summen fra de tre isomere)
HCB: 3?
OCS: 2?
CB209: 2?

Filet:
ΣPCB_7: 1?
p,p-DDE: 0,5?
ΣHCH: 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 referanselokaliter 1993-1996, 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 lemon sole from Norwegian JAMP reference localities 1990-1998, µg/kg wet weight and µg/kg fat.

		Våtvektsbasis					Fettbasis				
Stoffer	**n**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**
ΣPCB_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-DDD	13	1,0	0,31	1,0	1,0	2,0	10,5	4,1	10,1	17,5	19,6
α-HCH	13	1,1	0,42	1,0	2,0	2,0	10,8	4,0	10,1	17,5	19,6
γ-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 ΣPCB_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, 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 lemon sole from Norwegian JAMP reference localities 1990-1998, µg/kg wet weight and µg/kg fat.

		Våtvektsbasis					Fettbasis				
Stoffer	**n**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**
ΣPCB_7	12	0,41	0,16	0,43	0,57	0,65	246	95,2	233	350	450
CB138	14	0,10	0,04	0,10	0,14	0,18	55,2	24,3	50,0	100	100
CB153	14	0,14	0,06	0,14	0,20	0,26	73,5	22,5	72,5	100	100
CB209	14	0,06	0,04	0,03	0,10	0,10	39,1	32,1	30,0	100	100
p,p-DDE	14	0,11	0,07	0,09	0,20	0,25	64,1	42,4	65,4	100	160
p,p-DDD	14	0,06	0,03	0,03	0,10	0,10	38,0	32,9	30,0	100	100
α-HCH	14	0,06	0,03	0,03	0,10	0,10	38,0	32,9	30,0	100	100
γ-HCH	4	0,11	0,15	0,04	0,33	0,33	47,8	29,1	53,0	75	75
HCB	14	0,06	0,04	0,05	0,10	0,13	40,0	31,3	30,0	100	100
OCS	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_7:	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 våtvektsbasis 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_7 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 referanselokaliter* 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.

		Våtvektsbasis					Fettbasis				
Stoffer	**n**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**
ΣPCB_7	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-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, 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 flounder from Norwegian JAMP reference localities 1990-1998, µg/kg wet weight and µg/kg fat.

		Våtvektsbasis					Fettbasis				
Stoffer	n	M	SD	50	90	MAX	M	SD	50	90	MAX
ΣPCB_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
α-HCH	64	0,07	0,04	0,05	0,10	0,20	20	15	15	40	91
γ-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

ΣPCB_7, ΣDDT, ΣHCH og HCB i **skrubbefilet** er inkludert i SFTs klassifiseringssystem, og for disse foreslås (med ovenevnte forbehold) følgende endringer (µg/kg våtvekt):

ΣPCB_7: Senkning fra 5 til 3(?)
ΣDDT: Fra 2 for ΣDDT til 1(?) for p,p-DDE
ΣHCH: Senkning fra 1 til 0,3(?)
HCB: Senkning fra 0,2 til 0,1(?)

I tillegg kan det tentativt foreslås 0,05 µg/kg våtvekt som referanseverdier for både OCS og CB209 (ikke med i klassifiseringsystemet).

Som usikre referanseverdier i skrubbelever (ikke med i klassfiseringssystemet) kan antydes (µg/kg/kg våtvekt):

ΣPCB_7: 70?
p,p-DDE: 25?
ΣHCH: 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 **ΣPCB_7** i SFTs klassifiseringssystem (Molvær *et al.* 1997, se Vedlegg A) er 4 µg/kg våtvekt. I henhold til **Tabell 13** kan denne grensen vurderes regulert ned til **3µg/kg v.v.**, som vel 90 % av konsentrasjonene fra referanselokaliteter har ligget under. På samme måte kan grensen for **ΣDDT** vurderes satt ned til **1,5 µg/kg**. Hvis man, som ovenfor foreslått for fisk, foretrekker å utelate ΣDDT fra klassifiseringen og erstatte med p,p-DDE, kan Kl. I grensen settes til **1 µg DDE/kg v.v.** Grensen på 1 µg/kg/v.v. for Σ HCH kan beholdes. HCB ses å ha en 90-prosentil på 0,1 µg/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 ΣDDT 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 ΣDDT var 54 %.

Tabell 13. Utvalgte rutinemessig analyserte klororganiske stoffer i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra JAMP referanselokaliter 1990-1998, µg/kg våtvekt og µg/kg fett. n: Antall, M: Middel, SD: Standardavvik, 50: Median, 75: 75 prosentil, MAX: Maksimum.
Selected organochlorines in the common mussel from Norwegian JAMP reference localitities 1990-1998, µg/kg w.w. and µg/kg fat.

		Våtvektsbasis					Fettbasis				
Stoffer	**n**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**	**M**	**SD**	**50**	**90**	**MAX**
ΣPCB_7	200	1,39	1,08	0,99	2,95	6,10	93,0	66,8	76,7	179	412
CB138	269	0,36	0,27	0,28	0,73	1,94	23,8	17,9	21,1	44,1	131
CB153	259	0,42	0,30	0,32	0,84	1,81	27,6	19,3	24,0	52,8	122
CB209	241	0,07	0,02	0,05	0,10	0,10	5,0	4,1	4,0	7,7	41,7
p,p-DDT	56	0,15	0,29	0,05	0,34	1,64	7,8	10,7	3,4	22,0	57,1
p,p-DDE	238	0,26	0,21	0,20	0,50	1,30	16,9	12,1	14,8	31,8	66,7
p,p-DDD	200	0,14	0,21	0,07	0,27	2,20	8,9	8,6	5,7	18,6	73,3
ΣDDT	53	0,50	0,60	0,32	0,93	2,99	27,9	22,0	22,7	51,7	104
α-HCH	241	0,09	0,05	0,09	0,17	0,30	6,5	6,1	5,4	10,0	76,9
γ-HCH	274	0,24	0,22	0,19	0,48	1,70	15,7	15,2	11,0	31,3	159
HCB	274	0,07	0,03	0,05	0,10	0,20	4,9	3,4	4,1	7,7	41,7
OCS	241	0,06	0,02	0,05	0,10	0,10	4,7	3,6	3,9	7,1	41,7

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 Aroclorekvivalenter**.

Cleeman *et al.* (2000): 3 lok. Grønland 1994-1995, **0,44-1,09** som ΣPCB_7**.**

DMU (Danmark Miljøundersøgleser, 1999: 1,7-17,9 som ΣPCB_{10} (PCB_7 + CB31/105/156), lavest på vestkysten, høyest lokalt i indre Horsensfjord. Data fra 1998.

Galceran *et al.* (1993): Ebrodeltaet/Spania (påvirket), **12-106** som ΣPCB_7.

Khim *et al.* (2000): Generelt **m**er eller mindre påvirkede lokaliteter i Korea, intervall for middelverdier i fem regioner, 13-33 som ΣPCB_{98}.

Leah *et al.* (1997a): Mersey-estuaret/England 1990-1992, **20,1** som ΣPCB_6 (ΣPCB_7 minus CB118).

Lee *et al.* (1996a): 10 st. i Østersjøen 1990-1991, ΣPCB_9 (herunder PCB_7 minus CB28/101), ca. **6-80** (beregnet her ut fra tørrvektsbasis, antatt våtvekt:tørrvekt 6:1).

Lowe *et al.* (1995): *Mytilus galloprovicialis*. 6 st. i Venezialagunen og 1 st. på åpen kyst utenfor 1992-1993, ΣPCB_8 (ΣPCB_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 ΣPCB_{19}** (inklusiv PCB_7), beregnet her ut fra tørrvektsbasis.

Roose *et al.* (1998): 3 lokaliter 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 ΣPCB_{21}** (inklusiv PCB_7), 9 av stasjonene under ca. 1,5 µg/kg våtvekt (**beregnet her ut fra tørrvektsbasis**). Irskesjøen: ca. **1-30** som **ΣPCB_{21}**.

Thompson *et al.* (1999): Arachonbukten, franske Atlanterhavskysten 1997. Ca. **4** som ΣPCB_7 (5,5 som ΣPCB_{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 ΣPCB_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 galloprovicialis* 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 ΣPCB_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 ΣPCB (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 Haakonsvern (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, µg/kg våtvekt og µg/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 localitities 1990, µg/kg w.w. and µg/kg fat.

		Våtvektsbasis					Fettbasis				
Stoffer	**n**	**M**	**SD**	**50**	**75**	**MAX**	**M**	**SD**	**50**	**75**	**MAX**
ΣPCB_7	6	5,8	1,8	6,2	7,1	8,6	460	212	505	653	661
CB138	6	1,2	0,46	1,1	1,6	1,7	86,4	37,7	78,3	131	133
CB153	6	1,9	0,94	1,6	2,5	3,6	137	58,1	122	198	222
γ-HCH	6	0,12	0,04	0,10	0,14	0,21	9,8	5,3	9,5	13,5	18,5
HCB	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 ΣPCB_7-innhold enn i JAMP-prøvene: maksimum 0,6 µg/kg våtvekt, derimot mer likt for HCB (<0,2-0,6 µg/kg) og for ΣHCH <0,1-0,3 µg/kg. ΣDDT lå under deteksjonsgrensen. I Grenlandsfjordene er det observert PCB_7-nivåer omkring 2-5 µg/kg våtvekt og et DDE-innhold på 0,1 µg/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 ΣDDT. 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 ΣDDT. Videre er det for ΣHCH, der analyse av γ-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), µg/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, µg/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	ΣPCB_7	p,p-DDE	ΣHCH[1)]	HCB	OCS	CB209	TE_{PCB}	$TE_{PCDF/D}$
Torsk								
Lever	500	***200***[2)]	***30***	20	5	5	0,05?	***0,01***
Filet	***3***	1	***0,3***	0,2	0,05	0,05	-	-
Sandflyndre								
Lever	150	60	15	5	2	5	-	-
Filet	5	2	0,5	0,2	0,1	0,2	-	-
Rødspette								
Lever	70	25	7	5	2	2	-	-
Filet	4	1	0,3	0,2	0,1	0,1	-	-
Lomre								
Lever	70?	25?	7?	3?	2?	2?	-	-
Filet	1?	0,5?	0,5?	0,1?	0,1?	0,1?	-	-
Skrubbe								
Lever	70?	25?	7?	2?	1?	1?	-	-
Filet	***3?***	***1?***	***0,3?***	***0,1?***	0,05?	0,05?	-	-
Blåskjell	***3***	***1***[3)]	1	0,1	0,1	0,1	-	-[4)]

[1)] Bare resultater for α- og γ-HCH. Antatt at β-HCH ved diffus belastning i gjennomsnitt ligger på samme nivå som α- og γ-isomerene.
[2)] Alternativt 300 µg/kg våtvekt for ΣDDT.
[3)] Alternativ\t 1,5 µg/kg våtvekt for ΣDDT.
[4)] Ikke data fra JAMP referansestasjoner, men ut fra andre registreringer satt til 0,0002 µg/kg i 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 premiss 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 klororganiskestoffer i lever av fisk and i blåskjell fra referansestasjoner, µg/kg våtvekt.
Median concentrations on lipid basis of selected organochlorines in fish liver(cod, dab, plaice, lemon sole) and blue mussel from reference localities, µg/kg wet weight. .

Variable	Torsk	Sandflyndre	Rødspette	Lomre	Blåskjell
ΣPCB_7	513	464	286	318	76,7
CB153	181	171	95,4	141	24,0
HCB	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.

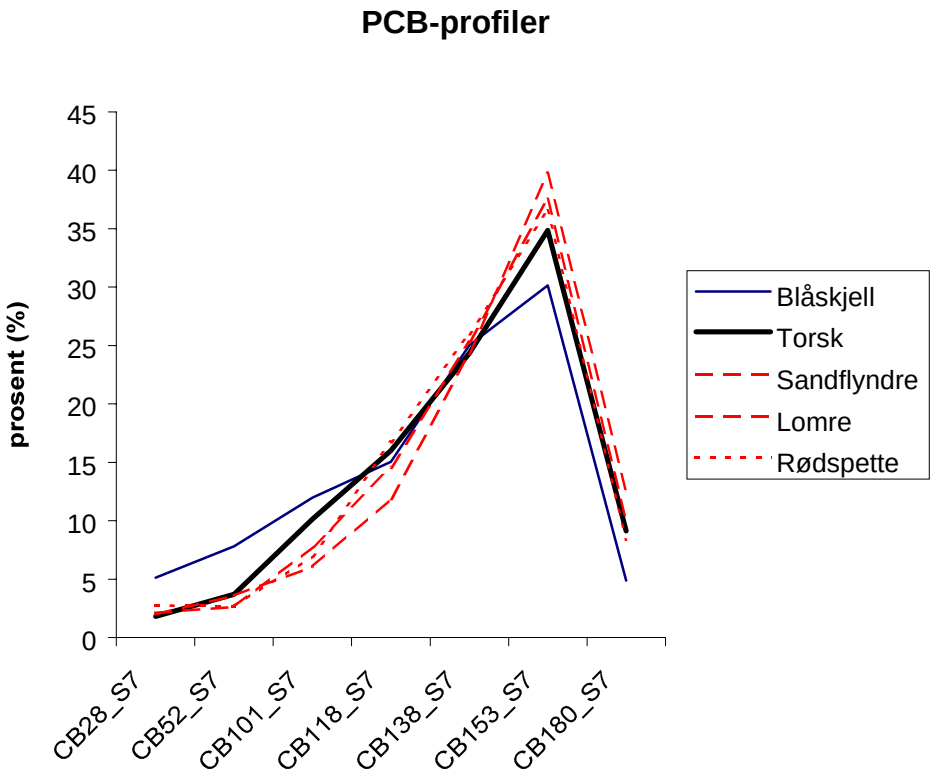
Av de presenterte resultatene i **Tabell 17** ses for det første at i hver av de fire tilfellene, og samlet for jevnføringen mellom nivåene i lever av torsk (T) og rødspette (R), har det vært signifikant høyere konsentrasjoner av alle de testede variable i torsk. For torsk versus sandflyndre (S) var 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 klororganisiske 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 jevføres.
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 signifikanly 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 ΣPCB_7 i lever av fisk og i blåskjell fra referansestasjoner. (Skrubbe 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-estuaret i England (Leah *et al*., 1997a). I (det sparsomme)materialet til Atuma *et al*. (1996) var det relative bidraget fra CB153 til ΣPCB_7 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 skrubbe i **Tabell 18**) vil være en indikasjon på ferskere og stadig tilførsel.



Figur 4. PCB-profil fra referansestasjoner i lever av torsk (*Gadus morhua*), sandflyndre (*Limanda limanda*), skrubbe (*Platichthys flesus*), rødspette (*Pleuronects 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[1)] fra referansestasjoner i lever av torsk (*Gadus morhua*), sandflyndre (*Limanda limanda*), rødspette (*Pleuronects platessa*) og lomre (*Microstomus kitt*), samt i blåskjell (*Mytilus edulis*). Middel±Standardavvik i enkeltforbindelsers %-bidrag til ΣPCB_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 ΣPCB_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

[1)]Alle komplette datasett, dvs. med deteksjonsgrense vurdert som tilfredstillende. Fiskelever: Alle deteksjongrenser 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 ΣPCB_7 fra CB153 etterfulgt av CB138. Imidlertid var den relative betydning av CB153 mindre enn i fisk, mens mer løselige og lettere omsettelige forbindelser som CB28 og 52 spilte større rolle. Også andre har funnet CB 153/138 vanligvis dominerende i blåskjells PCB-profil: 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 ΣPCB_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 ΣPCB_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 ΣPCB_7 i blåskjell (B - *Mytilus edulis*) og i lever av torsk (T - *Gadus morhua*), sandflyndre (S - *Limanda limanda*), lomre (*Microstomus kitt*) og rødspette (R - *Pleuronects 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 congengers to ΣPCB_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 blandprøver 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 rutimessig 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 stedenfor 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). $TE_{mono\text{-}orto\ PCB}$ 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 (ΣTE 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. (ΣTEQ also in ng/kg fat). Each pooled sample of 25 fish.

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

Det største bidragt til ΣTE ses at kom fra dioksinlignende PCB, som utgjorde 74-93 % av totalinnholdet. Av dette bidro non-orto forbindelser med mesteparten: 58-66 % av ΣTE 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 ΣTE var ubetydelig.

Verdier for $TE_{PCDF/PCDD}$ 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 $TE_{PCDF/PCDD}$ i torskelever settes ned fra 15 ng/kg våtvekt (Molvær *et al.* 1997) til 10 ng/kg.**

For TE_{PCB} og TE_{PCN} er det foreløpig spinkelt grunnlag for å foreslå referansenivåer til bruk innen SFTs klassifiseringssystem. **En tentativ Kl. I grense på 1 ng TE_{PCN}/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_{PCB} i systemet er udiskutabelt 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 tilfelllene 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_{PCB}. 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_{PCB}/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_{PCB} 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_7 i de samme prøvene (Jørgensen *et al.* 2000).

Ved gjennomgang av nyere litteratur er det funnet bemerkelsesverdig lite publiserte data for dioksiner og TE_{PCB} i norske arter av marin fisk, og ingen vedrørende torsk. Hvis dette ikke kompenseres av mulige informasjoner 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_{PCB}**.

Konsentrasjonsforholdet mellom ΣPCB_7 og TE_{PCB} 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_7 og TE_{PCB}. 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 (ΣTOX). Disse forbindelsene er blant de mest fremtredende toksafen-kongenere 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 Σ26/50/62 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, µg/kg våtvekt (ΣTOX også i µg/kg fett). Hver blandprøve av 25 individer.
Selected Toxaphene congeners in liver of cod from Norwegian JAMP open coast localities in 1996, µg/kg w.w. (ΣTOX also in µg/kg fat). Each pooled sample of 25 fish.

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

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

Nivåene av ΣTOX 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 ΣTOX 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 ΣTOX i intervallet 41-71 µg/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 µg/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. ΣPCB_7 i de samme prøvene var (i tabellens rekkefølge): 385, 1999, 1329 og 330 µg/kg våtvekt, m.a.o. bare forhøyelse i forhold til Klasse I for Færderprøvens vedkommende og "normalt" for alle lokalitetene. Konsentrasjonsforholdet mellom ΣPCB_7 og ΣTOX 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 giftighetsttester 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 µg/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 opmerksomhet.

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), µg/kg våtvekt. Hver blandprøve av 25 individer.
Selected brominated flame retardants in liver of cod from Norwegian JAMP open coast localities in 1996, µg/kg w.w. Each pooled sample of 25 fish.

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

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

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 µg/kg fett og av 2,2`, 4,4`-TeBDE alene 31-310 µg/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 ensymaktivering lignende PCB (de Wit 2000) av enkelte PBDE er det foreløpig lite restriksjoner på bruken som flammhemmere. 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 ΣKlordaner i den lavere del av intervallet for tidligere rapporterte verdier i torskelever fra norsk område (Stange *et al.* 1996; Stange og Klungsøyr; 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 µg/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 åpen kyst lokaliteter 1996, µg/kg våtvekt.
PCBs, chlordanes and isomers of DDT with metabolites in liver of cod from Norwegian JAMP open coast localities in 1996, µg/kg w.w.

Stoffer	St. 36B Færder	St. 15B Lista	St. 23B Karihavet	St. 98B Lofoten
% fett	42,3	40,5	63,1	66,8
ΣPCB_{32}	2165	583	299	645
ΣPCB_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
Σ Klordaner	**42**	**30**	**30**	**126**
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
ΣDDT	**208**	**144**	**103**	**254**

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 ΣDDT 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 fiskefòr 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 høyes nivået i Lofottorsk, samt den betydelige forekomsten av o,p-DDT.

Fra PCB-resultatene ses at mengdeforholdet mellom ΣPCB_{32} og ΣPCB_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 fettekstraktet 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**. Sammenlignings-materialet 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 andelene 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, µg/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, µg/kg w.w.

Stasjoner	EOCl	EOBr	EPOCl	EPOBr
36B Færder	113100	18860	7760	1230
15B Lista	64660	9810	5860	1400
23B Karihavet	32260	6450	7730	2880
98B Lofoten	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 fordelingsmønstere 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.

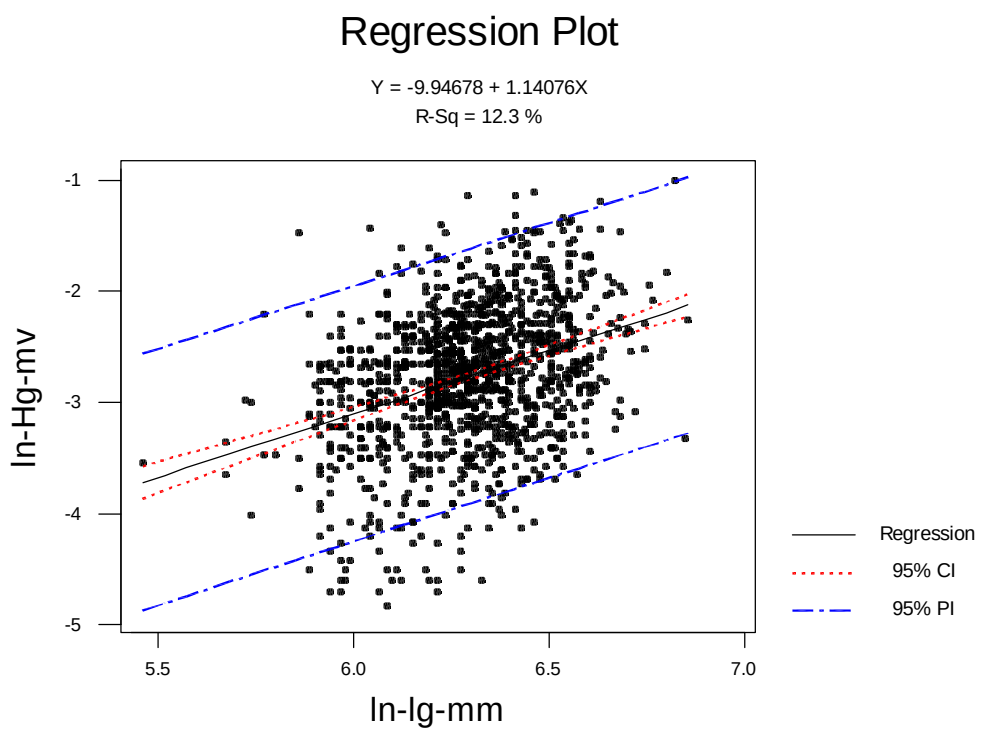
Tabell 25. Kvikksølv i filet av torsk (*Gadus morhua*), sandflyndre (*Limanda limanda*), skrubbe (*Platichthys flesus*), rødspette (*Pleuronectes platessa*) og lomre (*Microstomus kitt*) fra JAMP referansestasjoner 1990-1998, mg /kg våtvekt. n: Antall. M: Middel. SD: Standardavvik. 50: Median, 75/90: 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
Torsk	1222	0,08	0,05	0,07	0,09	0,13	0,40
Sandflyndre	104	0,09	0,07	0,07	0,11	0,18	0,37
Skrubbe	72	0,09	0,05	0,08	0,11	0,17	0,24
Rødspette	46	0,05	0,04	0,04	0,06	0,08	0,24
Lomre	13	0,07	0,02	0,06	0,08	0,10	0,12

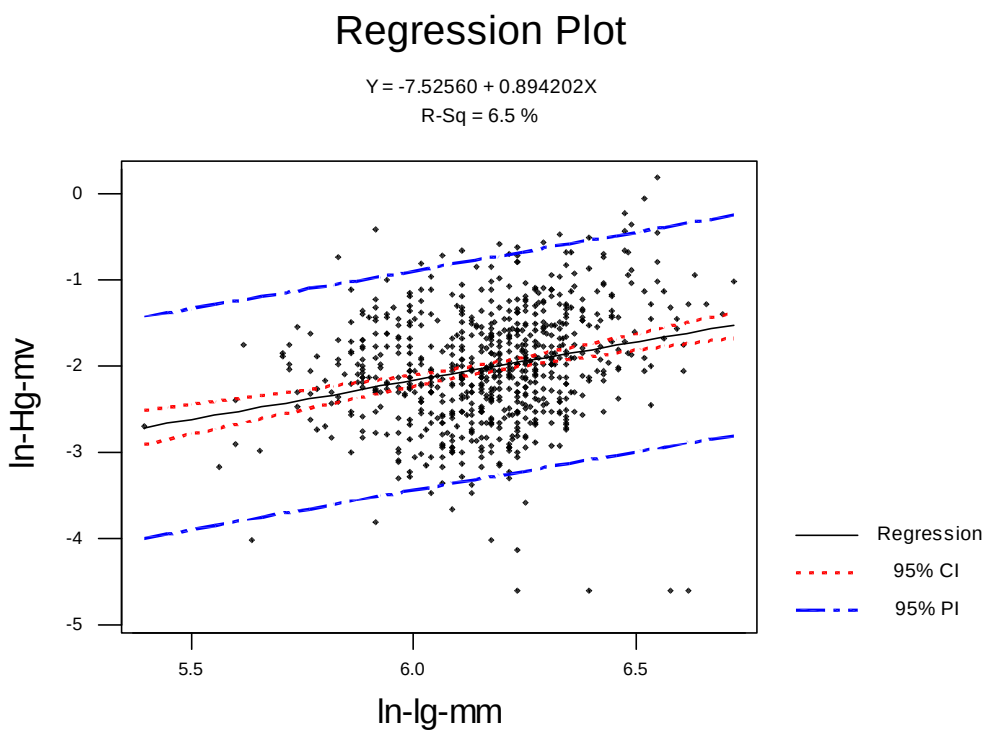
Av tabellen fremgår at 90-prosentilen for registreringene av kvikksølv i **torsk** overstiger referansenivået (Kl. I) på 0,1 mg/kg våtvekt i SFTs klassifiseringsystem (Molvær *et al.* 1997, som forøvrig omfatter kun denne ene arten av fisk når det gjelder kvikksølv). Som utførlig behandlet i forrige 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 regresjons-modellen 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 visst i hhv. **Figur 5** og **Figur 6**.

Modellene viser f.eks. at dersom man ønsker å spise torskefilet med kvikksølv innhold i klasse (<0,1 mg/kg våtvekt) bør gjennomsnittlig fiskelengde være mindre enn 82 cm for fisk fanget i referanse-områder, 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-estuaret 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 tilsvarer 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.

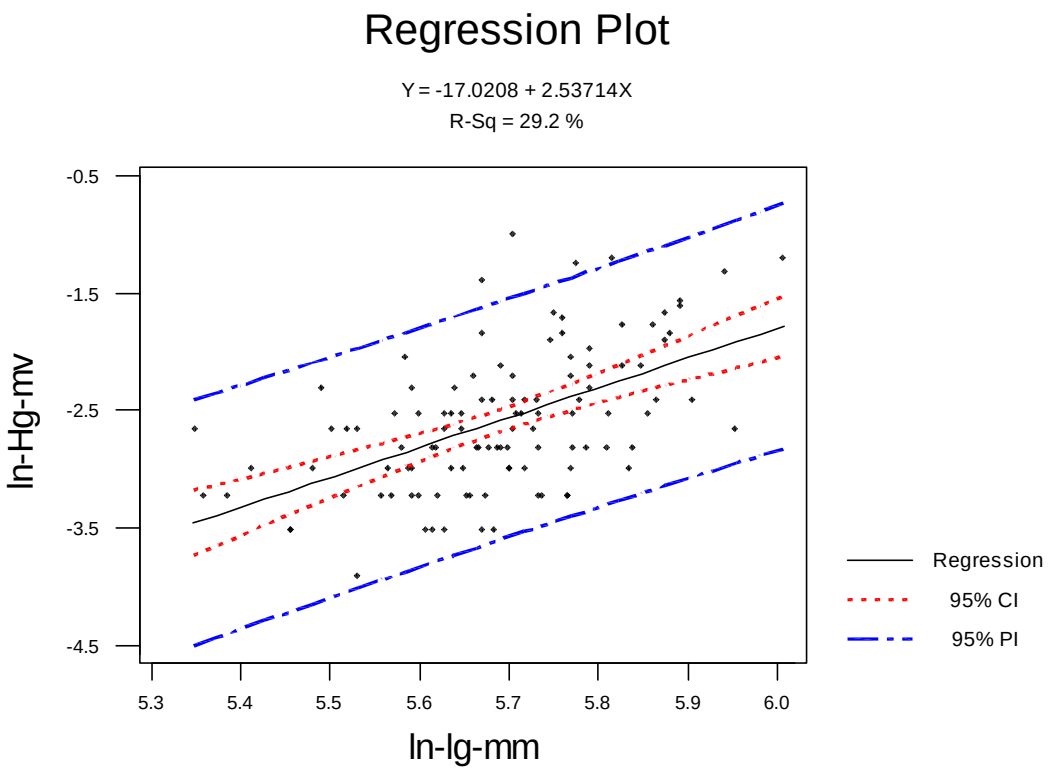
Av **Tabell 25** fremgår at **den samme konsentrasjonen synes å kunne benyttes som referansenivå for innholdet av kvikksølv i muskelvev av rødspette og lomre**; for sistnevnte med et visst forbehold begrunnet i begrenset prøvematriale. Imidlertid tyder også observasjoner fra mindre belastede fjordlokaliteter 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 konsentasjoner 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 Strandebarm). 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 refereansenivå 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 signfikant 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 gjennomsnitts fiskelengde 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 det 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 enkeltlevere 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. middelverdier (omregnet her fra tørrvektsbasis til ca. mg/kg våtvekt: Cd ≈0,2, Pb <0,15, Cu ≈6 og Zn ≈20, hvilket samsvarer bra med middelverdiene 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 middelverdier 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 i 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 gjennomsnittsinnhold 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 referanslokaliteter.. 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
SAMVARIASJON							
Hg-lengde		+++	+++	+++		+++	
Cd-lengde		+++		+++		+++	
Cu-lengde		+++					
Cd-Cu		+++	+++		++		
Cd-Pb			+++		+++		
Cd-Zn		+++	+++				
Cu-Pb				+	++		
Cu-Zn		+++	+++	+++	+++	+	+
Pb-Zn		+++	+++	++	++		
MOTSATT VARIASJON							
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 tørrvektsbasis) 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..

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

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 rpporteres 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.

		Våtvektsbasis					Tørrvektsbasis				
Metall	**n**	**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. ΣPAH[1)], ΣKPAH[2)] og benzo(a)pyren (B(a)P) i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra JAMP-referansestasjoner 1992, µg/kg våtvekt n: Antall, M: Middel, SD: Standadavvik, 75: 75 prosentil, MAX: Maksimum.
ΣPAH, ΣKPAH (potentially cancerogenic PAH) and B(a)P in common mussel from JAMP reference localities 1992, µg/kg w.w.

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

[1)] Sum av tri – til heksasykliske, som regel 20-26 enkeltforbindelser. Inkluderer de 16 i U.S. *Environmental Protection Agency* protokoll 8310 minus naftalen (disykliske). Omfatter dessuten alle KPAH etter IARC (1987) – se [2)].

[2)] 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)antrcen (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 ΣPAH, ΣKPAH og B(a)P er henholdsvis satt til 50, 10 og 1 µg/kg våtvekt. For ΣPAH 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/Kvænangen, Troms; 46A Smines/Altesula, Finnmark; 48A Trollfjorden/Tanafj., 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 ΣPAH vært under 10 µg/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 ΣPAH, ΣKPAH 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 vedtilfeldige 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.

Grenseverdienes 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 nedbrytningspodukter 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 ømfinlige 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 trifenyltinn (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 trifenyltinn i Norge er 5 tonn i 1991, mens prognosen for utslipp i 1995 var 0 (Fjelldal 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 rutineeanalyser burde man innen JAMP sørge for å få et antall verdier av både TE_{PCB} og ΣPCB_7 som muliggjorde en belysning av den trolige statistiske sammenheng mellom disse to variable (eller mellom TE_{PCB} og CB153) i de viktigste indikatorartene av fisk 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 dessutemn 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), polyklorerte naftalener (enkelte dioksinlignende) og polyklorerte 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 årvåkenhet når det gjelder denne del av det marine miljø. Data fra de antatt bare diffust belastede Åkrafjorden/Hardanger (NIVA, upublisert) og Nordfjord/Sogn og Fjordane (Berg et al. 2000) viser høye konsentrasjoner av kvikksølv i filet av arter som brosme og lange (0,4-0,9 mg/kg våtvekt). Lever av lange fra Åkrafjorden inneholdt 3 ganger Kl.I for ΣPCB_7 i torskelever (NIVA, upublisert), og brosmelever fra Nordfjord enda mer pluss ekstremnivåer av DDT med metabolitter (Berg et al. 1998). På bakgrunn av dette bør brosme eller lange inngå som supplerende indikatorart i JAMP og være gjenstand for systematisk kartlegging av miljøgiftinnhold i et utvalg av dype fjorder.

Avslutningsvis kan pekes på at det også burde ha vært etablert referansenivåer for ål, som er lett tilgjengelig i mange forurensede områder, anvendelig også i ferskvann, og som anses å ha gode 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 consumtion 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 Hvaleområdet 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., Følsvk, N., Green, N., Knutzen, J., Konieczny, R. og M. Walday, 1997. Levels and environmental effcts 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 biodisposition 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., Klungsøyr, 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., Johanneson, 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., Klungsøyr, 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 Ministeråd, 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.

Fjelldal, 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 Götborgs 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, Sørfjorden, 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. Raspport 821/01 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4342-2001, 33 s..

Green, N.W. og A. Rønningen, 1995. Contaminants in shelfish 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 miljøgiftr i marine sedimenter og organismer 1981-1999. Rapport 819/01 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4358-2001, 199 s.

Green, NW., 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 produduction 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 facors for some polychlorinated biphenyls and naphtalenes using biological tests. Chemosphere 20: 1161-1164.

Hanberg, A., Ståhlberg, M., Georgellis, A., De Wit, C. og U.G. Ahlborg, 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 varability of levels of lead detected in liver of Baltic cod (Gadus morhua). Mar. Pollut. Bull. 40:710-712.

IARC (International Agency for Reseach on Cancer), 1987. Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Overall evaluation of carcinogenity: An updating of IARC Monographs voumes 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, strandsoneundersøkelser, krom i blåskjell. NIVA-rapport 3456-96, 53 s. + vedlegg.

Jarandsen, B., 1991. Magnesiumfabrikk – HP. Klorerte hydrokarboner i blåskjell fra Grenlandsfjordene 1990. Hydro, Forskningssenteret 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 th Norwegian Arctic. Organohalogen Compounds 32: 252-256.

Kannan, N., Reusch, T.B. Schulz-Bull, D.E., Petrick, G. og J.C. Duinker, 1995. Chlorbiphenyls: 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 chlordane compounds 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 persisten organochlorines in blu 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 orgnismer 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 miljøgifteri 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/Brannøvingsfeltet Haakonsvern, 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 estyary 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. Diplomopgave 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. Relatinship 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. Belkhode, 1991. A major factor contributing to the high degree of unexplained variability of some elements concentrations in bilogical 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. Klassfisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. (Classfication 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 Ecototoxicological 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 Norwgian Arctic. Poster 4C/p007 iAbstract Book fra SETAC-konferanse i Brighton 21-25/5 2000.

Sericano, J.L., Wade, T.L., Jackson, T.J., Brooks, J.M., Tripp, BW., Farrington, J.W., Mee, L.D., Readmann, J.W., Villeneuve, J.-P. og E.D. Goldberg, 1995. Trace organic contamination in the Americas: An overviw 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 Aa. 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 seawed (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 contaminanst in the marien environment/ blue mussels and fish.

Miljøgift			Klassifisering (øvre grense for klassene I-IV)				
			I	II	III	IV	V
BLÅSKJELL							
Bly	ppm	d.w.	3	15	40	100	>100
Kadmium	ppm	d.w.	2	5	20	40	>40
Kobber	ppm	d.w.	10	30	100	200	>200
Kvikksølv	ppm	d.w.	0.2	0.5	1.5	4	>4
Sink	ppm	d.w.	200	400	1000	2500	>2500
TBT [1)]	ppm	d.w.	0.1	0.5	2	5	>5
∑PCB-7	ppb	w.w.	4	15	40	100	>100
∑DDT	ppb	w.w.	2	5	10	30	>30
∑HCH	ppb	w.w.	1	3	10	30	>30
HCB	ppb	w.w.	0.1	0.3	1	5	>5
$TE_{PCDF/D}$ [2)]	ppp	w.w.	0.2	0.5	1.5	3	>3
TORSK, filet							
Kvikksølv	ppm	w.w.	0.1	0.3	0.5	1	>1
∑PCB-7	ppb	w.w.	5	20	50	150	>150
∑DDT	ppb	w.w.	1	3	10	25	>25
∑HCH	ppb	w.w.	0.5	2	5	15	>15
HCB	ppb	w.w.	0.2	0.5	2	5	>5
$TE_{PCDF/D}$ [2)]	ppp	w.w.	0.1	0.3	1	2	>2
TORSK lever							
∑PCB-7	ppb	w.w.	500	1500	4000	10000	>10000
∑DDT	ppb	w.w.	200	500	1500	3000	>3000
∑HCH	ppb	w.w.	50	200	500	1000	>1000
HCB	ppb	w.w.	20	50	200	400	>400
$TE_{PCDF/D}$ [2)]	ppp	w.w.	15	40	100	300	>300
SKRUBBE filet							
∑PCB-7	ppb	w.w.	5	20	50	150	>150
∑DDT	ppb	w.w.	2	4	15	40	>40
∑HCH	ppb	w.w.	1	3	10	30	>30
HCB	ppb	w.w.	0.2	0.5	2	5	>5
$TE_{PCDF/D}$ [2)]	ppp	w.w.	0.1	0.3	1	3	>3

[1)] Angitt som tributyltinn
[2)] Kfr. TCDDN i Vedlegg B

Vedlegg B
Forkortelser

Abbreviations

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

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

Abbreviations (cont'd.)

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

Abbreviations (cont'd.)

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

Abbreviations (cont'd.)

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

Abbreviations (cont'd.)

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

1) 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*
TEQ	"Toxicity equivalency factors" for the most toxic compounds within the following groups:	*"Toxisitetsekvivalentfaktorer" for de giftigste forbindelsene innen følgende grupper.*
	• polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (**PCDD/PCDFs**). Equivalents calculated after Nordic model (Ahlborg *et al.*, 1989) [1] or international model (Int./EPA, cf. Van den Berg *et al.*, 1998) [2]	• *polyklorerte dibenzo-p-dioksiner og dibenzofuraner (**PCDD/PCDF**). Ekvivalentberegning etter nordisk modell (Ahlborg et al., 1989) [1] eller etter internasjonal modell (Int./EPA, cf. Van den Berg et al. 1998) [2]*
	• non-ortho and mono-ortho substituted chlorobiphenyls after WHO model (Ahlborg *et al.*, 1994) [3] or Safe (1994, cf. NILU pers. comm.)	• *non-orto og mono-orto substituerte klorobifenyler etter WHO modell (Ahlborg et al., 1994) [3] eller Safe (1994, cf. NILU pers. medd.)*
ppm	parts per million, mg/kg	*deler pr. milliondeler, mg/kg*
ppb	parts per billion, µg/kg	*deler pr. milliarddeler, µg/kg*
ppp	parts per trillion, ng/kg	*deler pr. tusen-milliarddeler, ng/kg*
d.w.	dry weight basis	*tørrvekt basis*
w.w.	wet weight or fresh weight basis	*våtvekt eller friskvekt basis*

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

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

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

Vedlegg C
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 W	S	B	O	F	R	notes
26 OSLOFJORD AREA EAST, Hvaler and Singlefjorden												
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							
26 OSLOFJORD AREA CENTRAL, Oslofjord proper												
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
26 OSLOFJORD AREA WEST, outer Sandefjord-Langesundsfjord												
26	73A	Lyngholmen	59°02.6'	10°18.1'	47G03							C
26	74A	Oddeneskjær	58°57.3'	09°52.1'	46F97							C
26	71A	Bjørkøya (Risøyodden)	59°01.4'	09°45.4'	47F99	+		+				
ARENDAL AREA												
	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 W	S	B	O	F	R	notes
ARENDAL AREA (cont.)												
	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
LISTA AREA												
	13A	Langøsund	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
BØMLO AREA												
	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	Bømlofjorden	59°34'	05°11'	48F53							
	22S	Bømlo (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
62 HARDANGERFJORDEN												
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							
63 SØRFJORD												
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							
ÅLESUND AREA												
	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	Stattlandet (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 W	S	B	O	F	R	notes
65 ORKDALSFJORDEN												
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	63°21.7'	09°57.4'	55F97							
		(1987)	63°21.2'	09°57.2'	55F97							
65	89S	Thamshavn (indre Orkdal)	63°19.7'	09°52.3'	55F98							
		(1987)	63°19.8'	09°52.5'	55F98							
65	90S	Outer Orkdalsfjord	63°27.4'	10°03.0'	56G01							
		(1987)	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	Ingdalsbukt	63°27.8'	09°54.8'	55F97							
65	88A	Rødberg	63°27.2'	10°00.0'	55G01							
FROAN AREA												
	91A	Nerdvika	63°21.2'	08°09.6'	55F81							3
		Fosflua (1992)	63°23.8'	08°17.6'	55F81							4
	92A	Stokken	64°02.2'	10°01.1'	57G03							5
		(-1996)	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
HELGELAND AREA												
	94A	Landfast	65°38.4'	12°00.5'	60G23							1
	96A	Breiviken	66°17.6'	12°50.5'	61G28							1
	95S	Rodø (east of)	66°41.8'	13°09.9'	62G32							
	95A	Flatskjær	66°42.6'	13°15.8'	62G32							4
LOFOTEN AREA												
	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	+		+				5
		(1992)	68°09.4'	14°39.3'	65G46							1
	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 W	S	B	O	F	R	notes
FINNSNES-SKJERVØY AREA												
	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, Langjforden	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							
HAMMERFEST-HONNINGSVÅG AREA												
	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 Sauhamnneset	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							
VARANGER PENINSULA AREA												
	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 innsufficient 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 Sørfjorden). 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

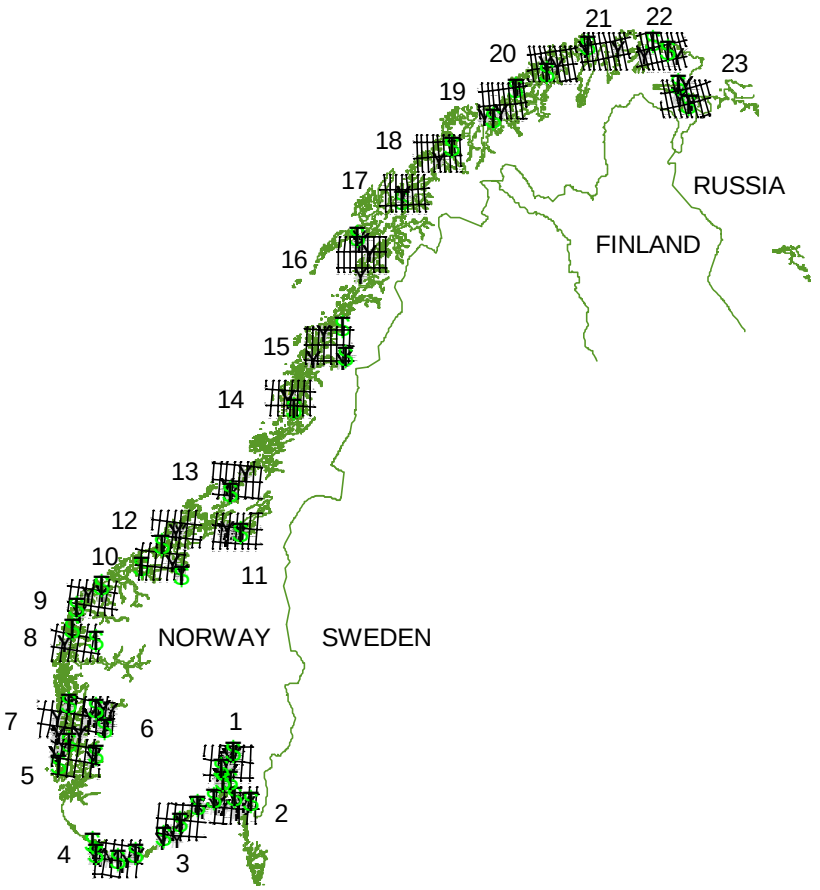
Comments

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

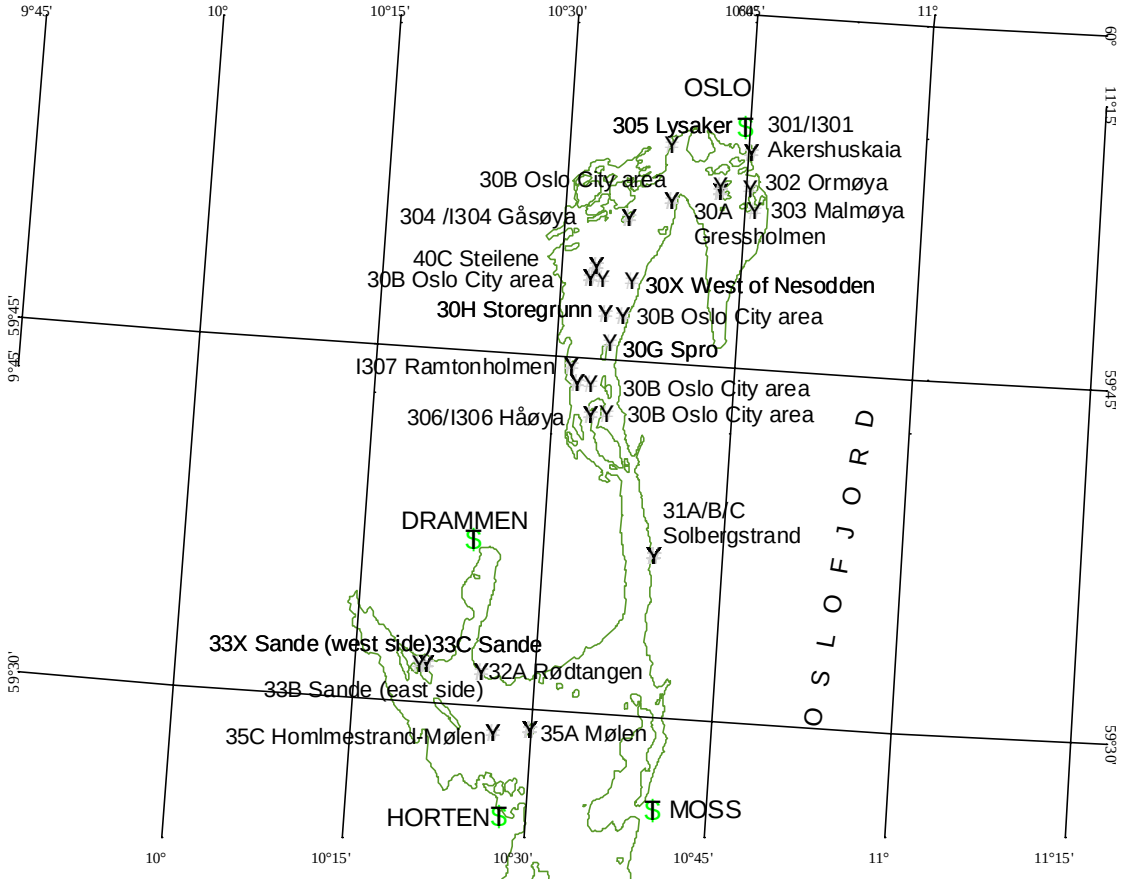
The letter A following the station identification number indicates that blue mussels were sampled. The letter B indicates sampling for cod and the letter F indicates sampling for flatfish. This system for fish is not consistent for some older stations (30, 33, 52 and 67) where only the letter B is used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

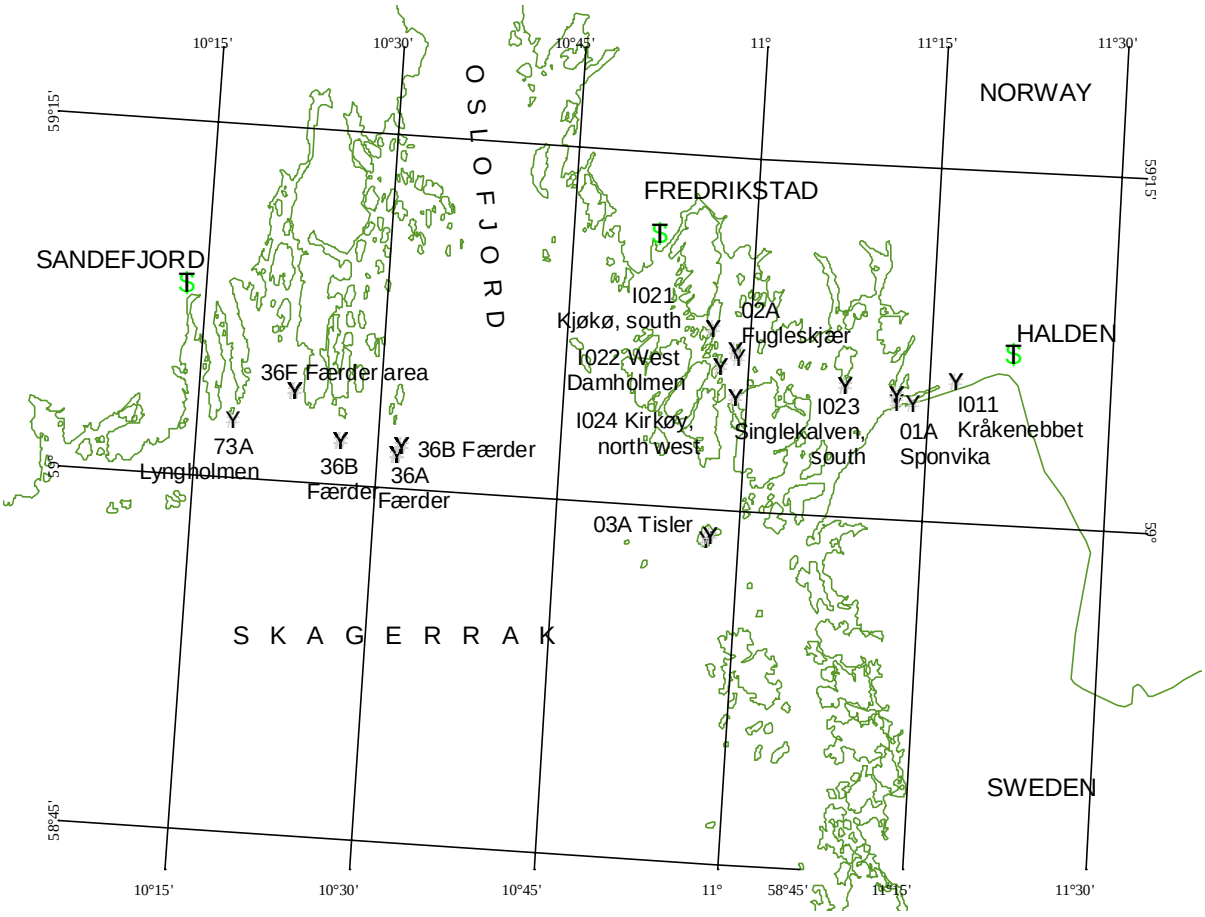
The maps are generated using ArcView GIS version 3.1.



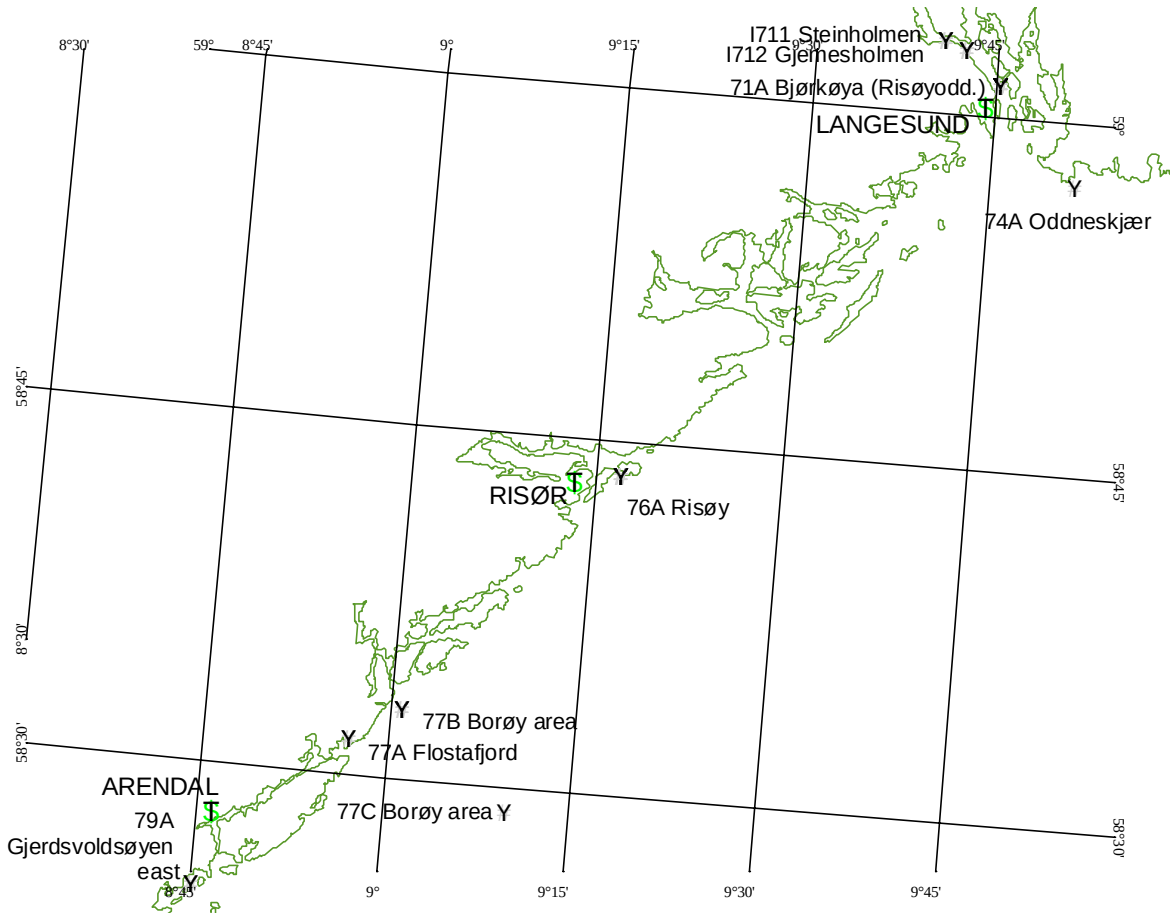
JAMP-områder i Norge. Tallene refererer til detaljkartene nedenfor.



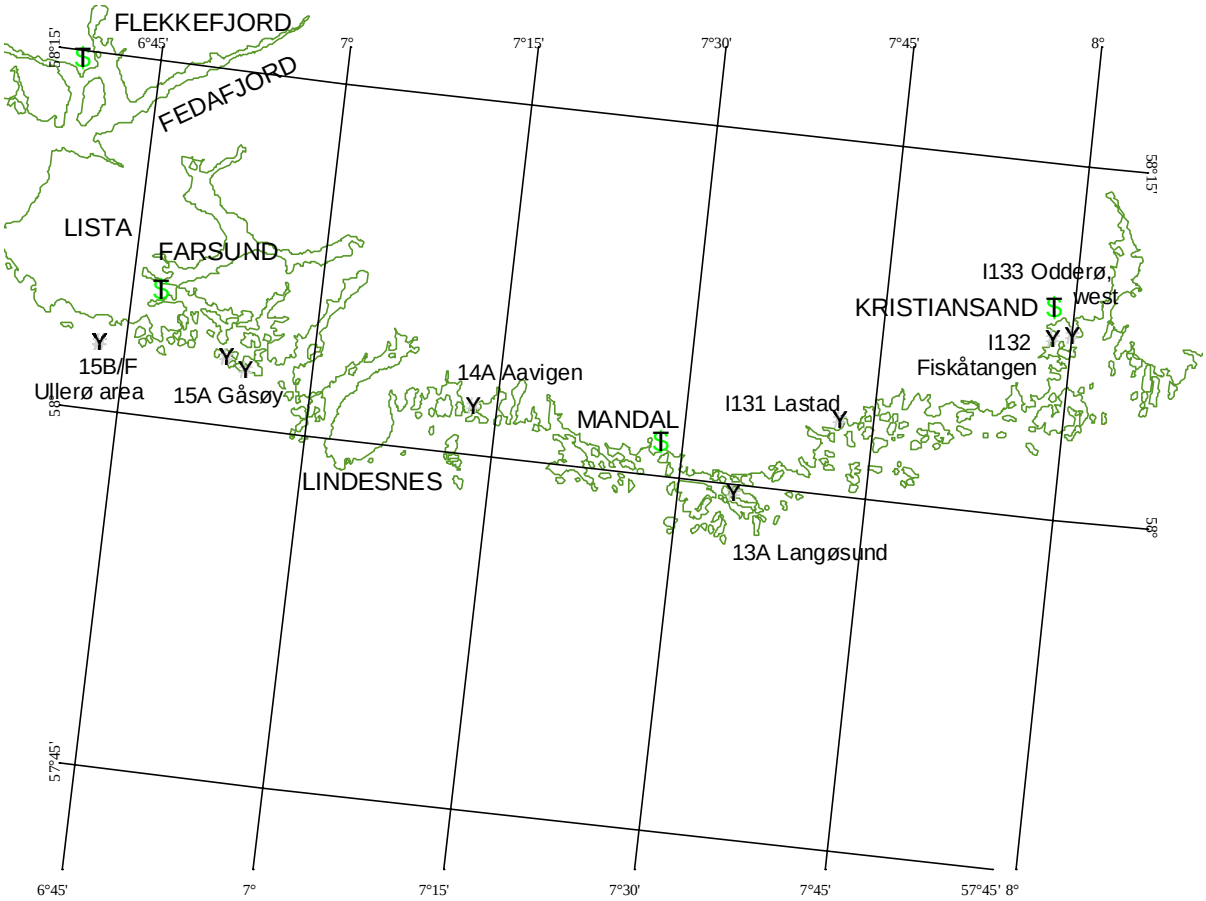
Kart nr. 1



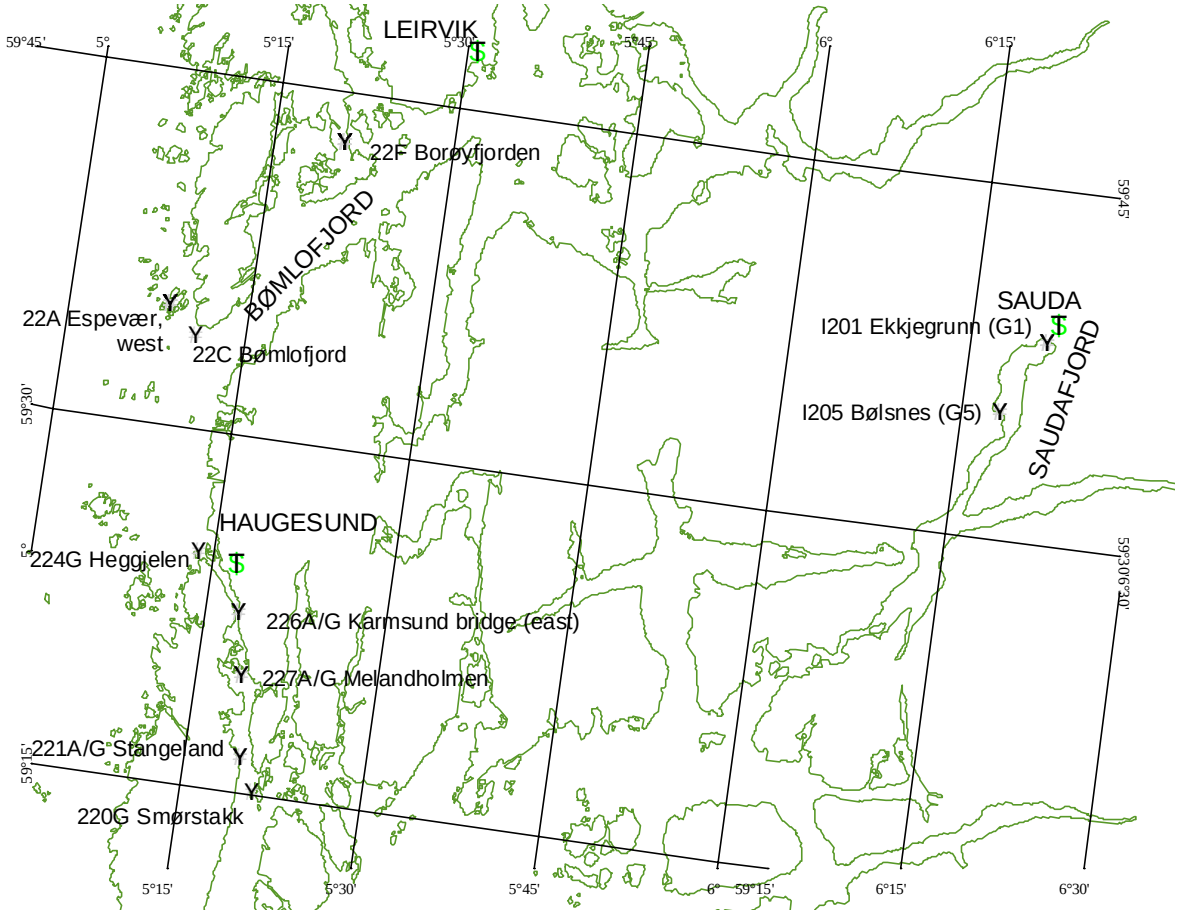
Kart nr. 2



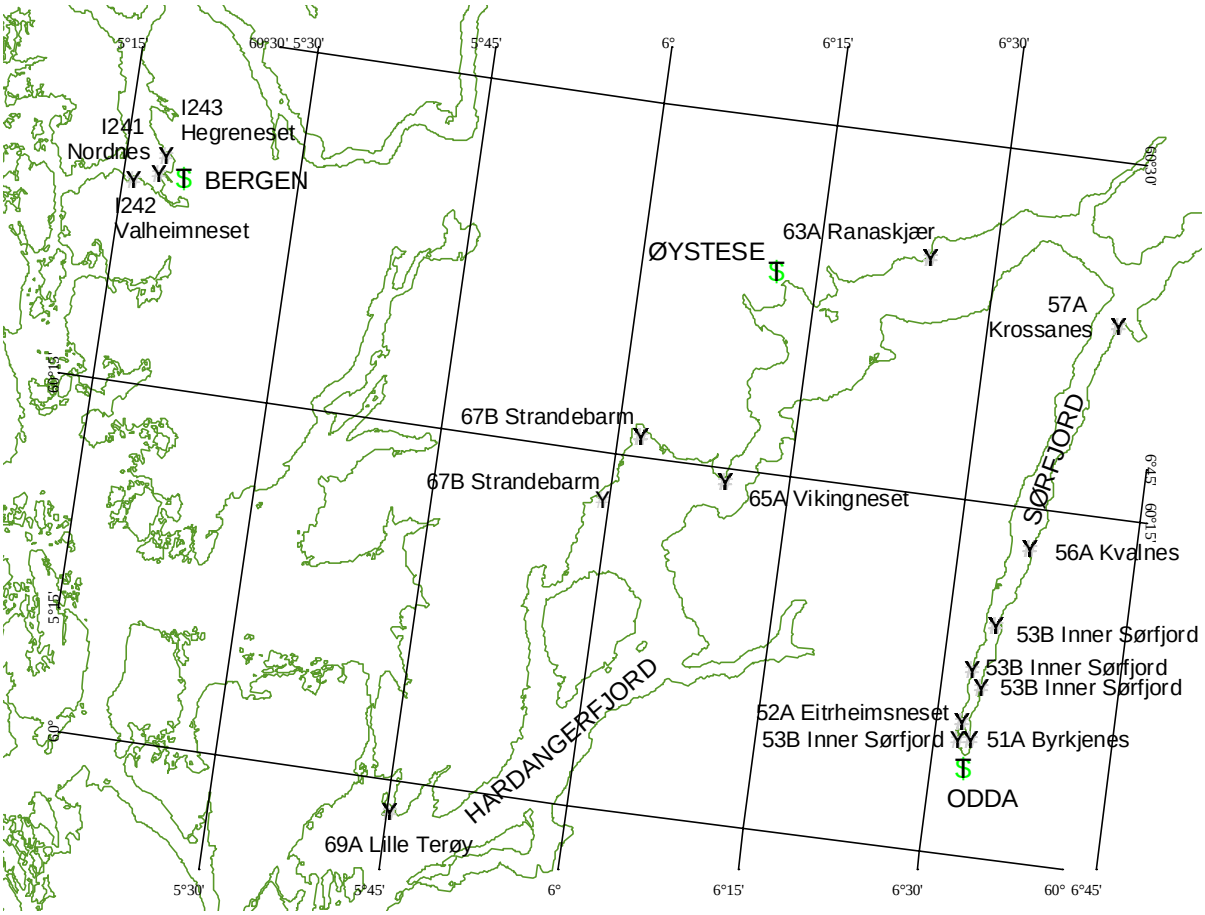
Kart nr. 3



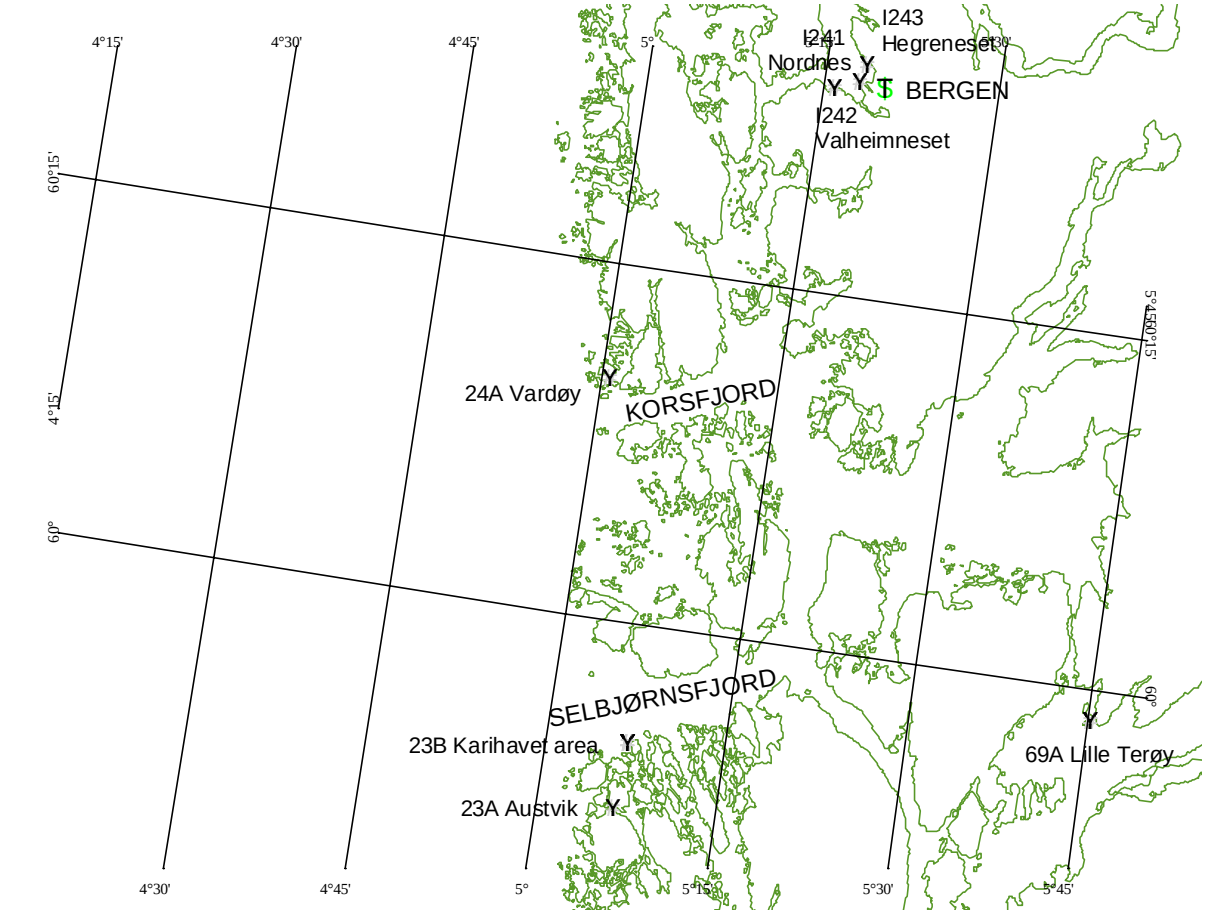
Kart nr. 4



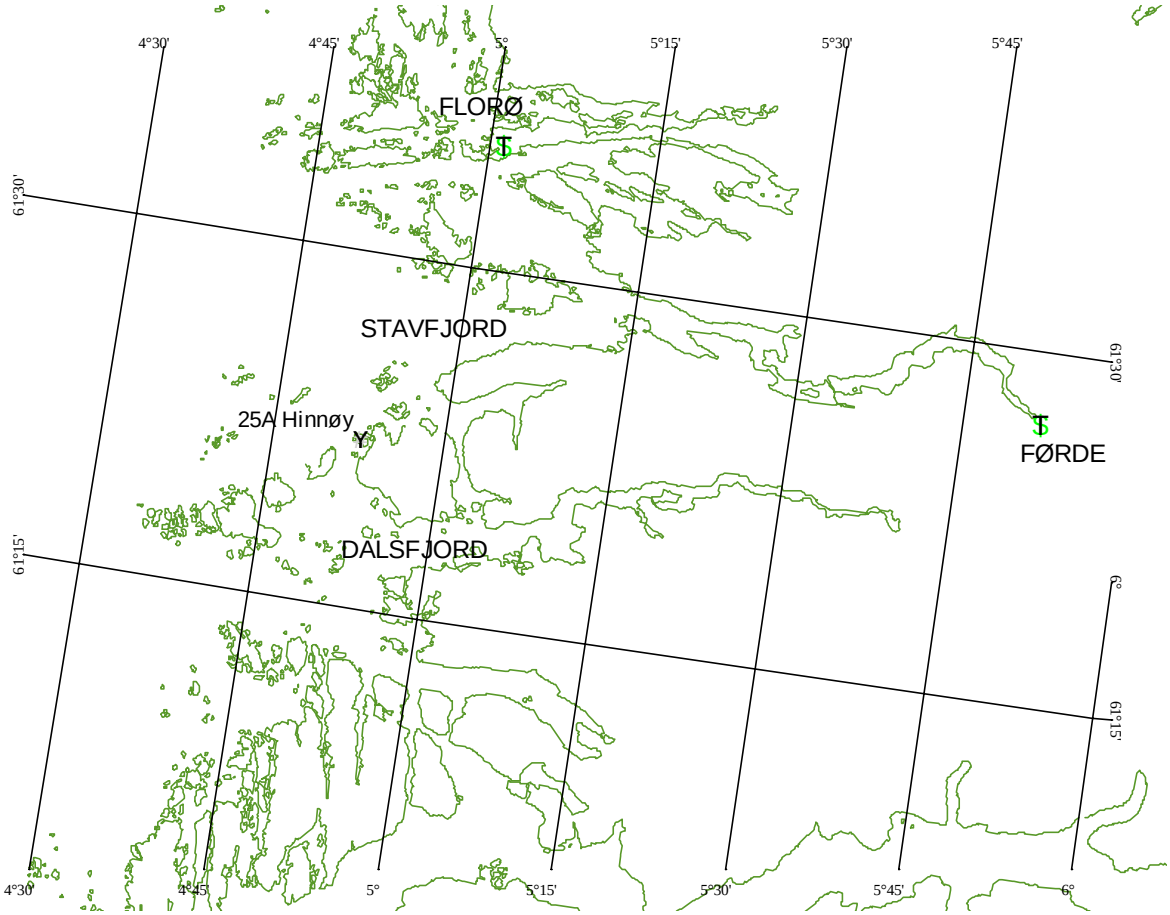
Kart nr. 5



Kart nr. 6



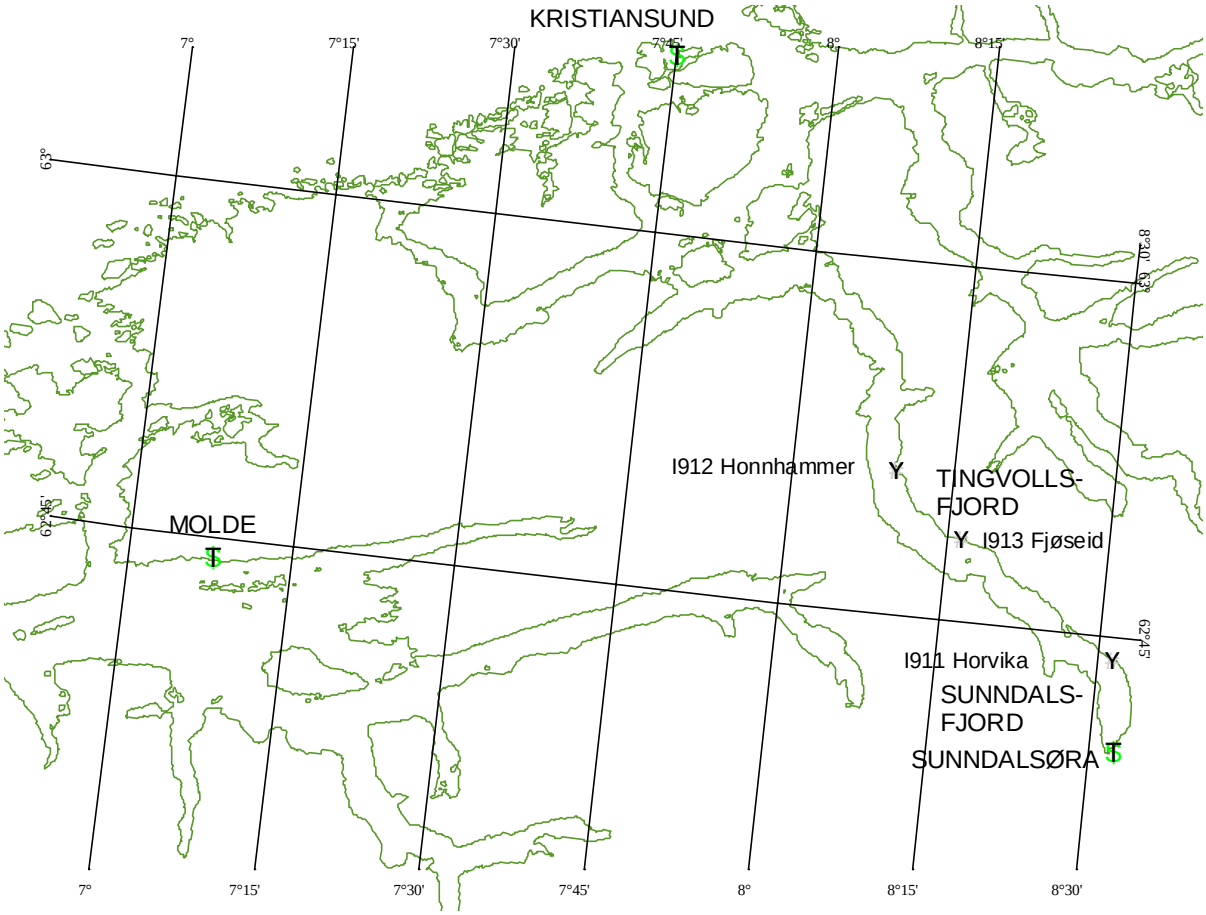
Kart nr. 7



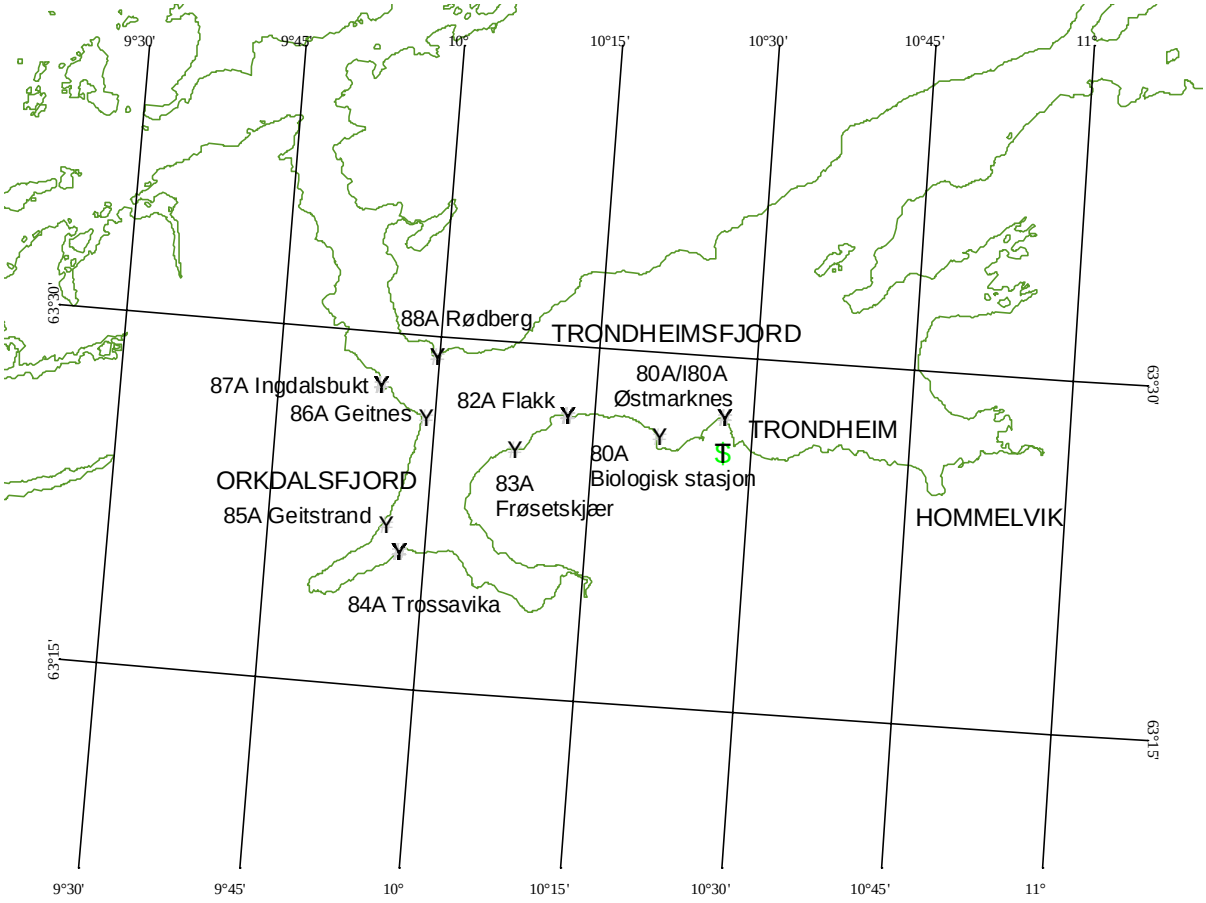
Kart nr. 8



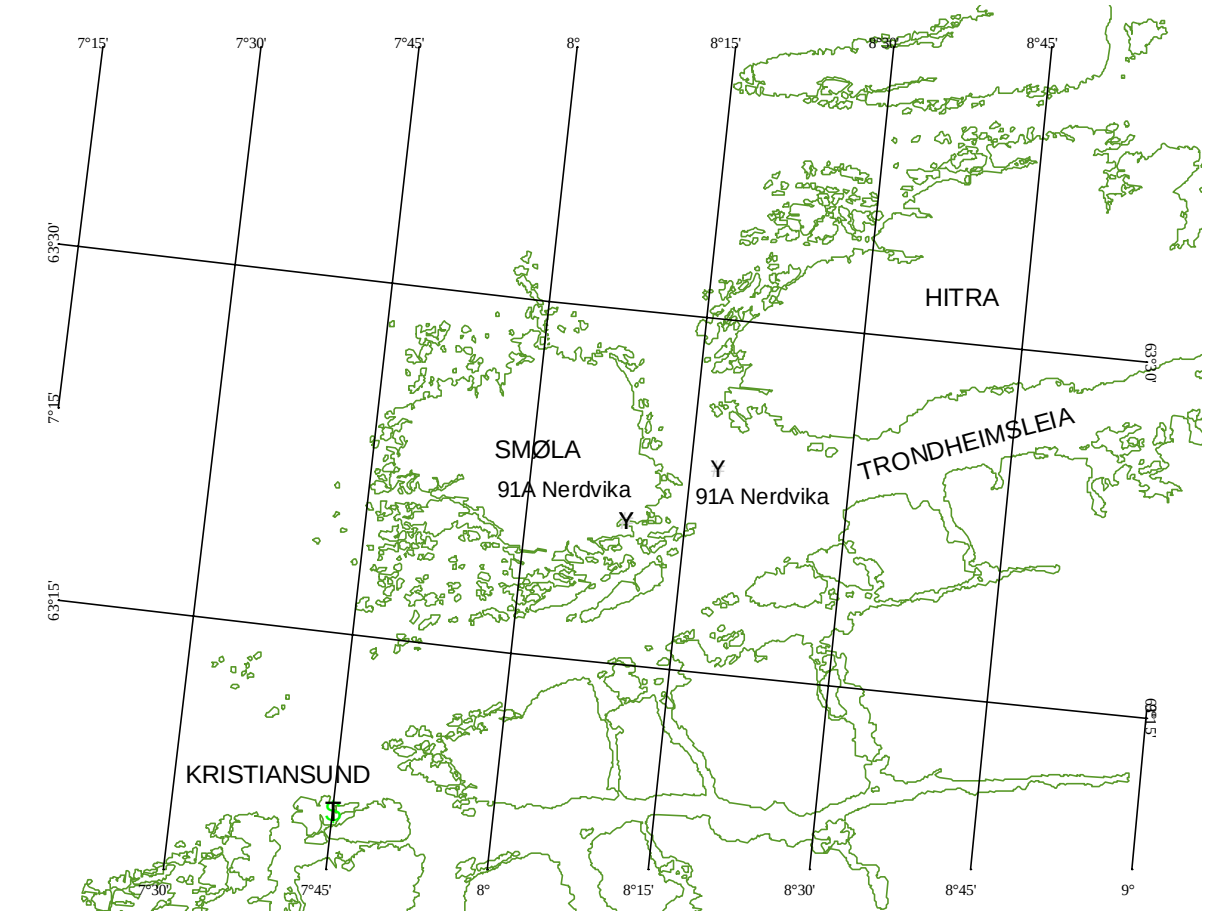
Kart nr. 9



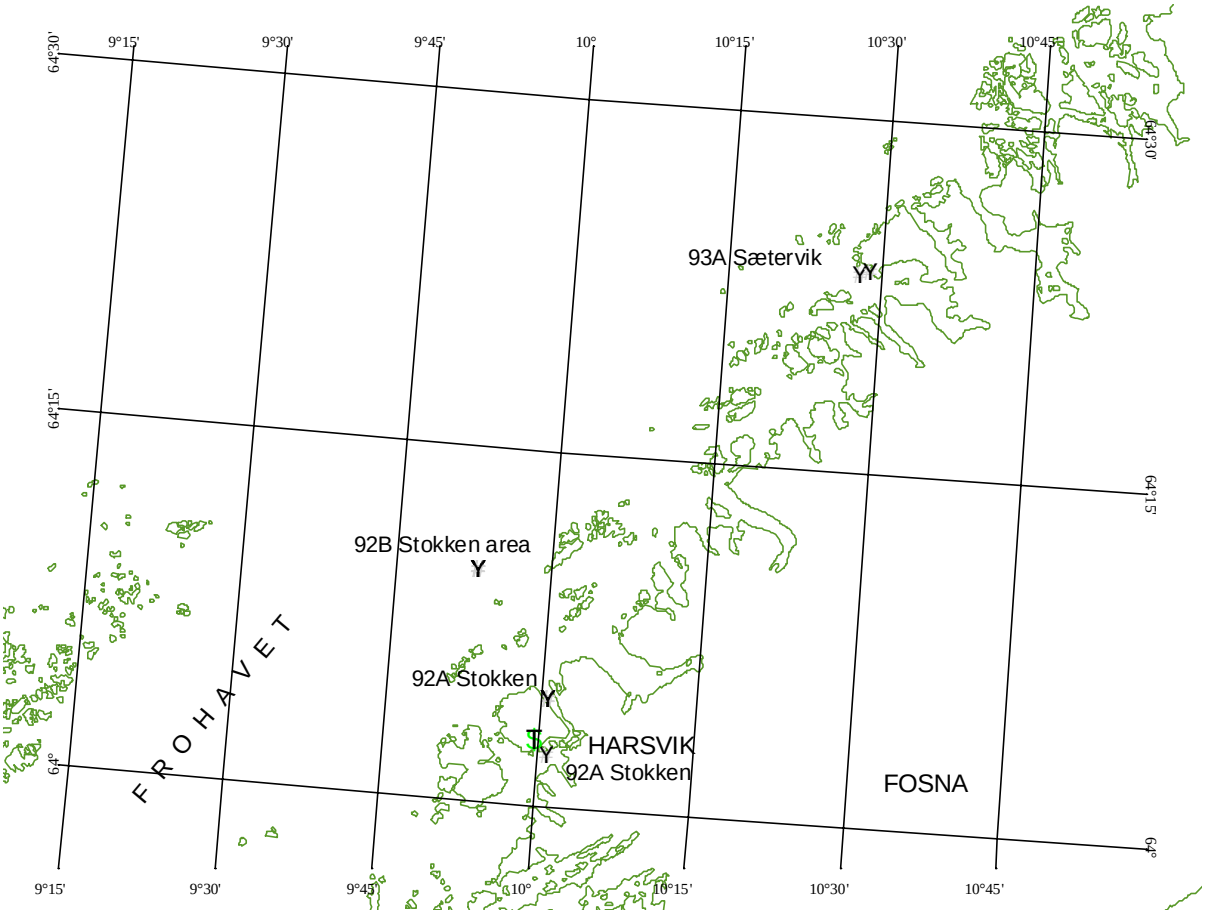
Kart nr. 10



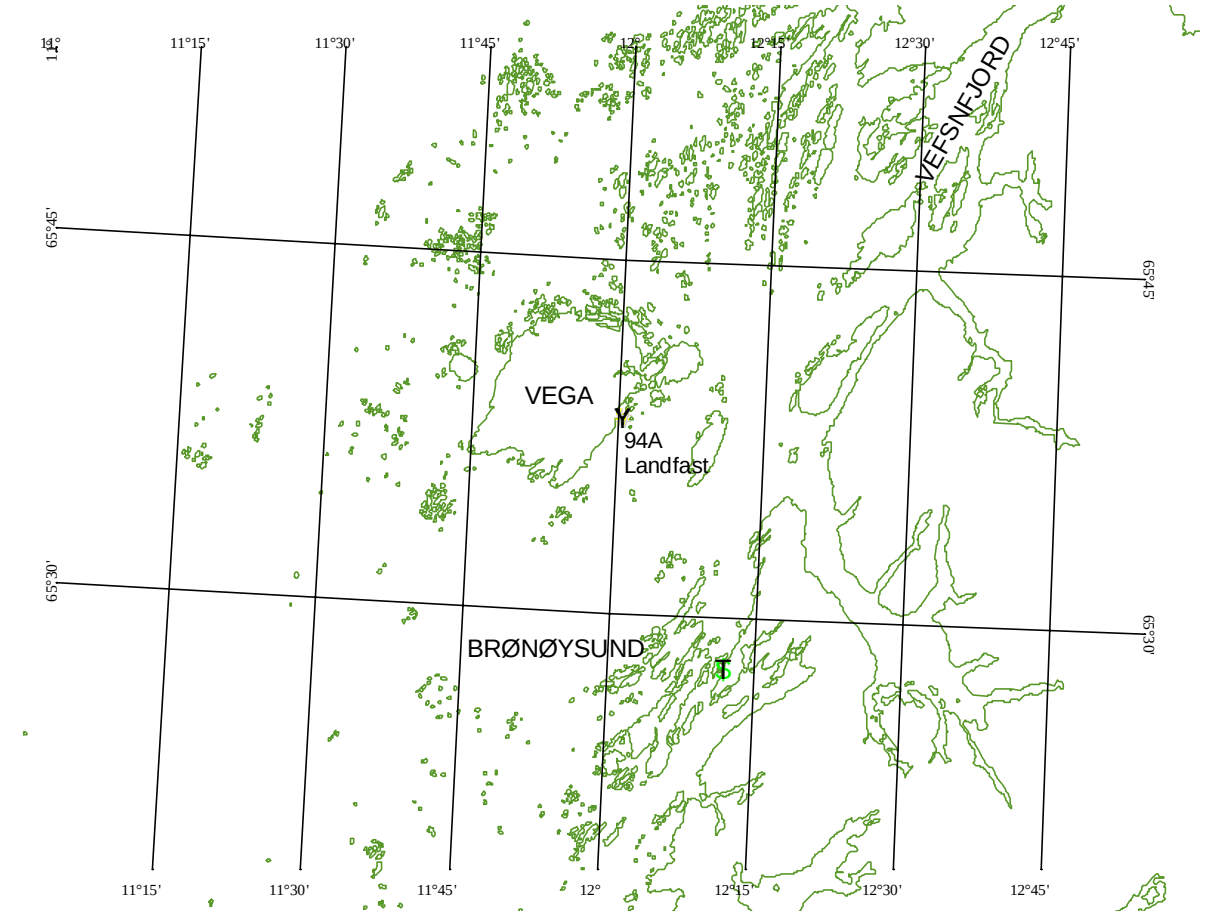
Kart nr. 11



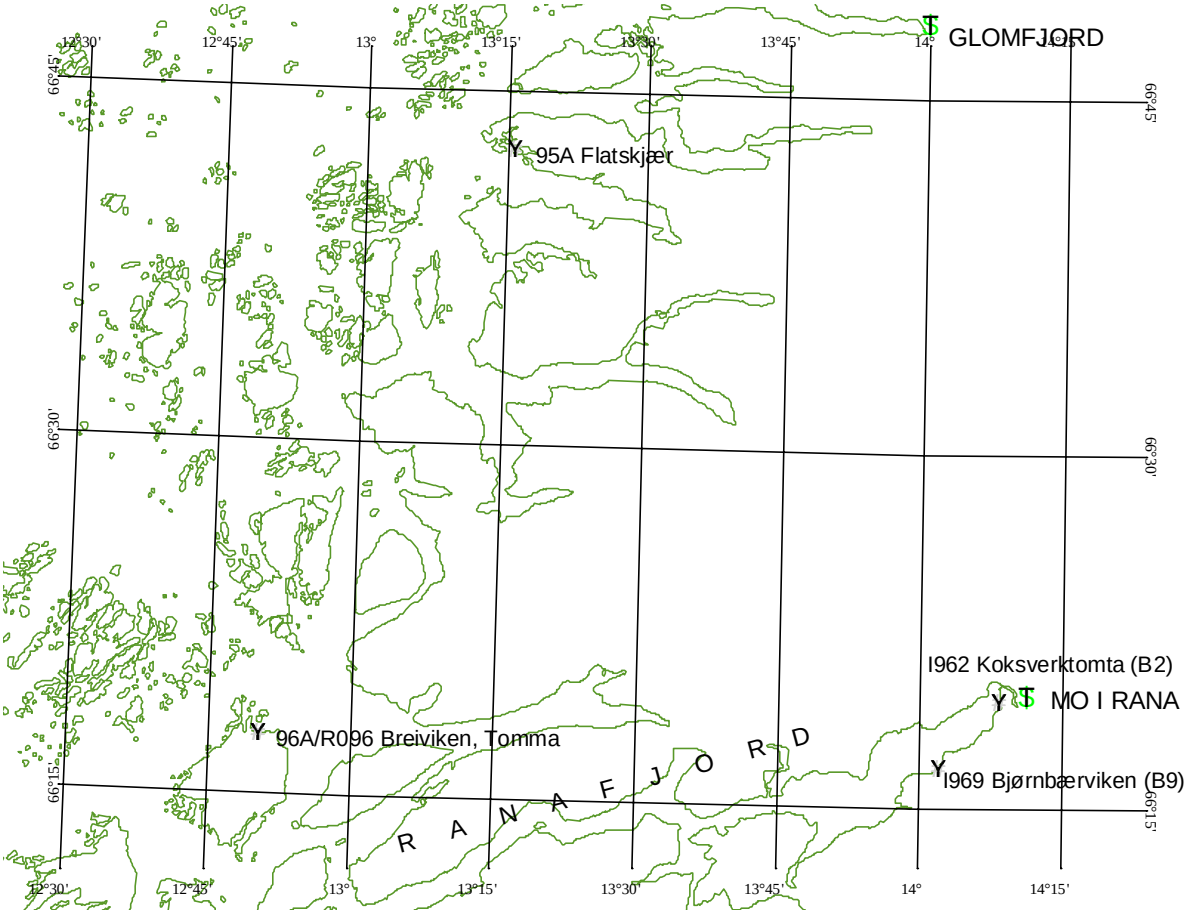
Kart nr. 12



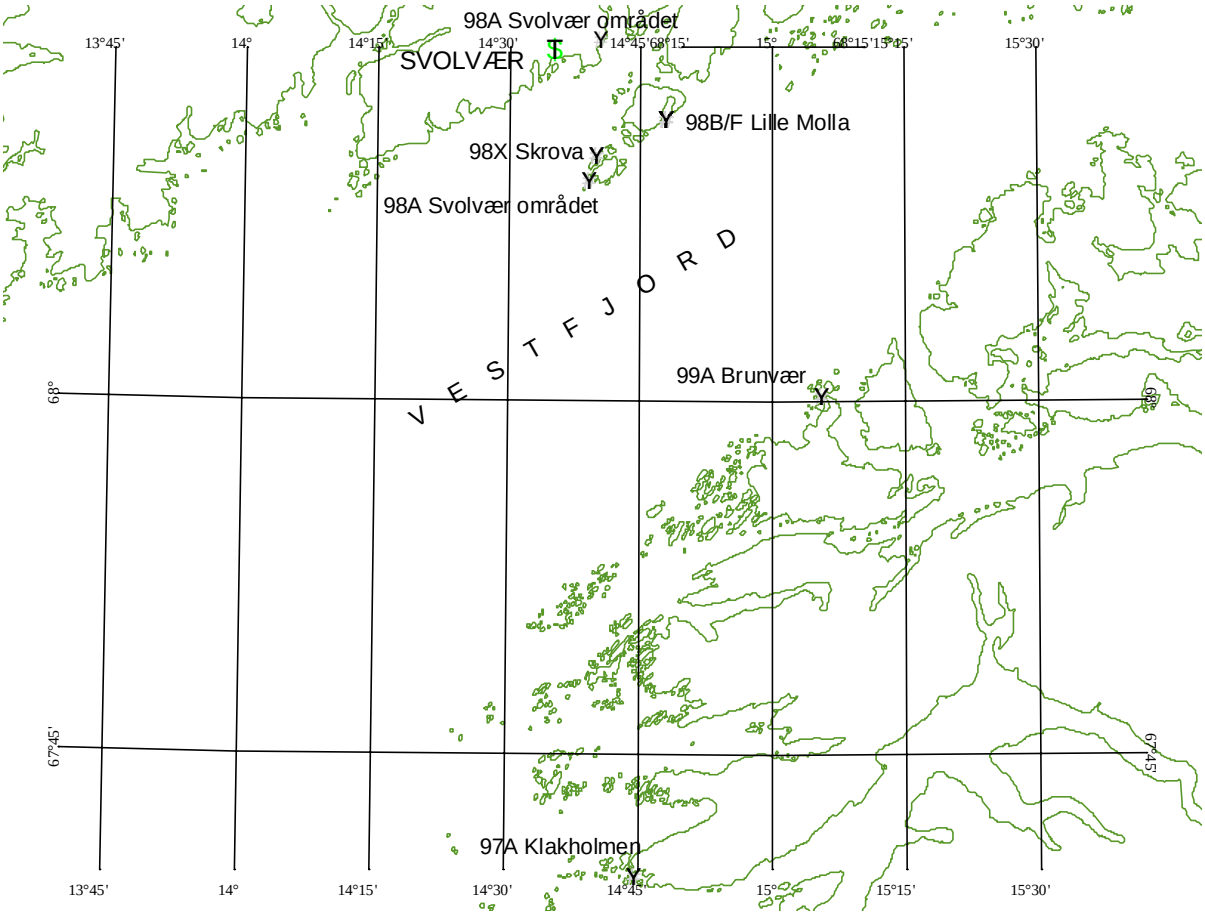
Kart nr. 13



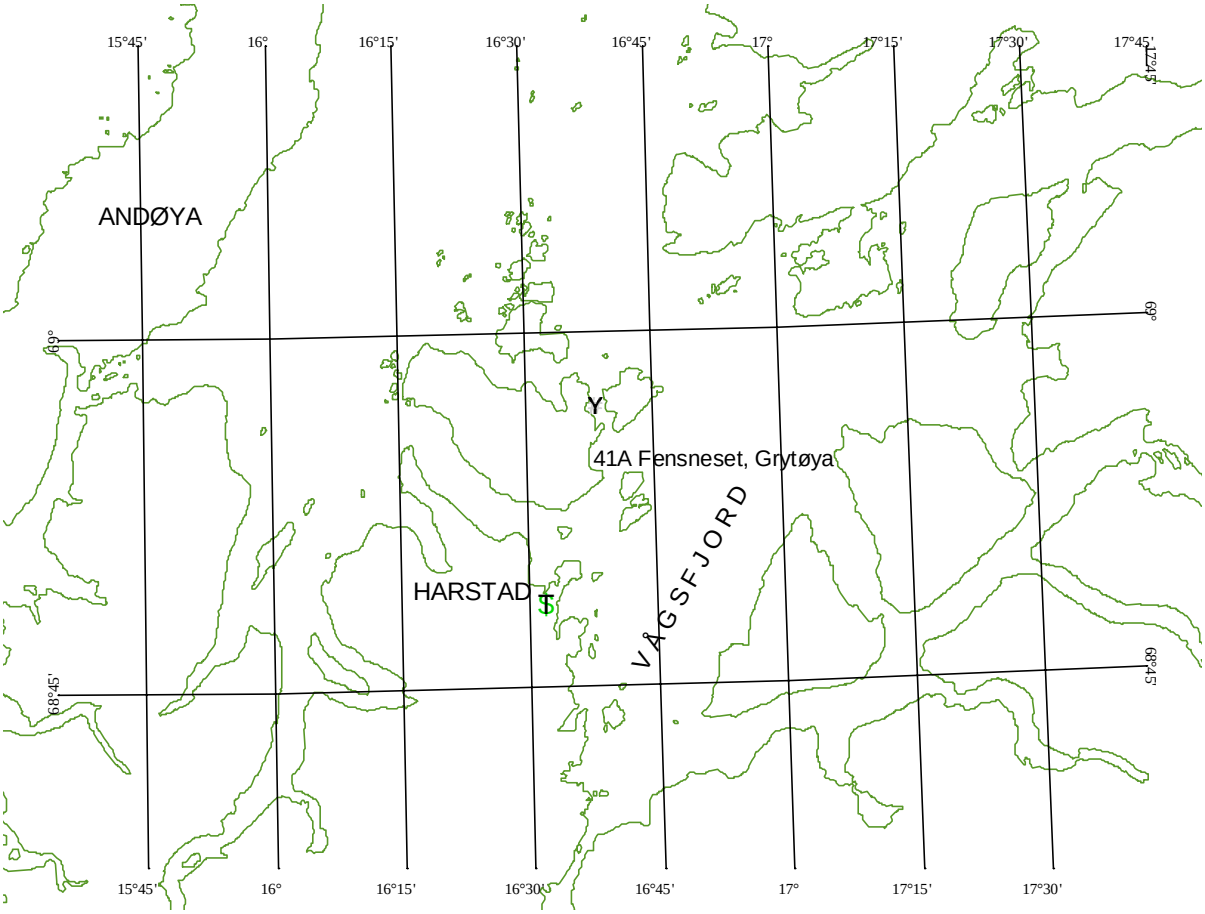
Kart nr. 14



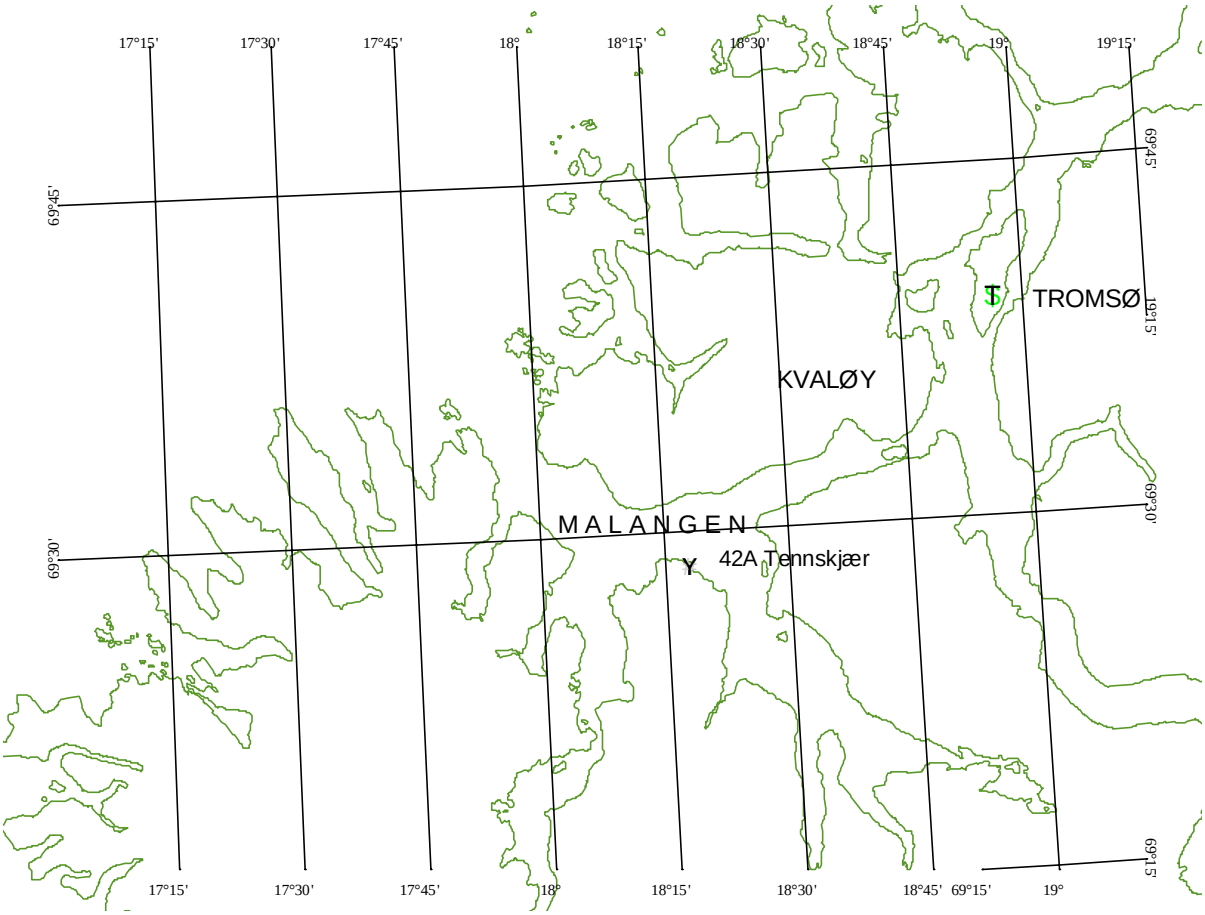
Kart nr. 15



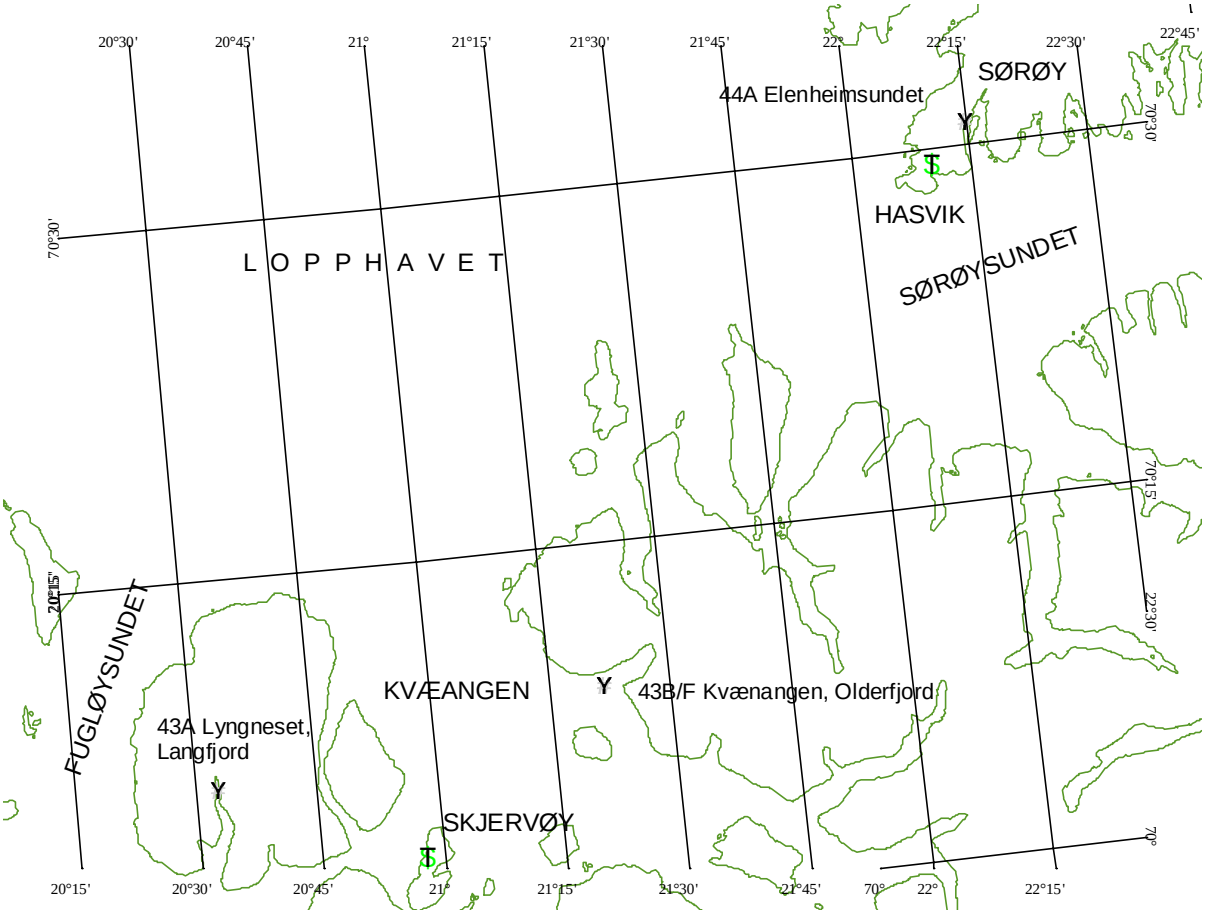
Kart nr. 16



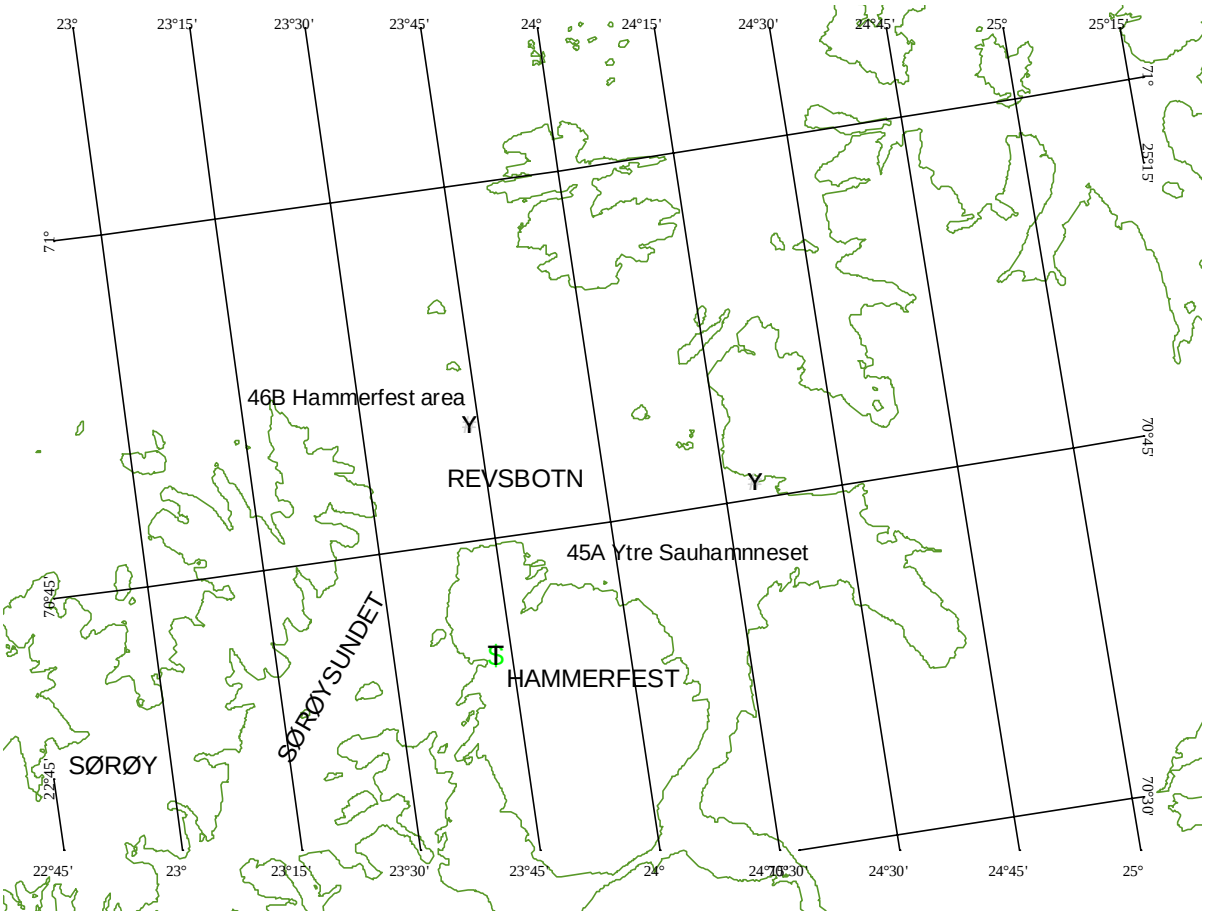
Kart nr. 17



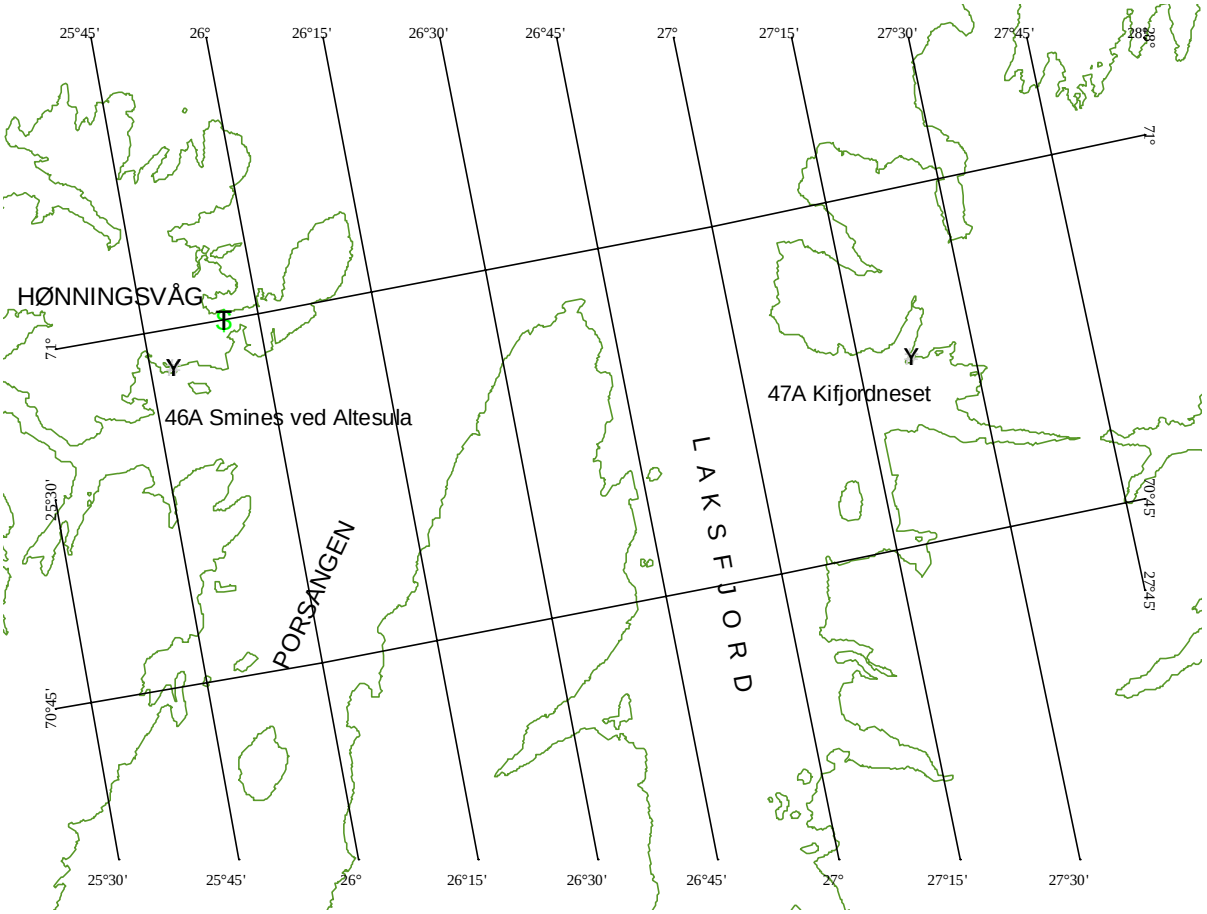
Kart nr. 18



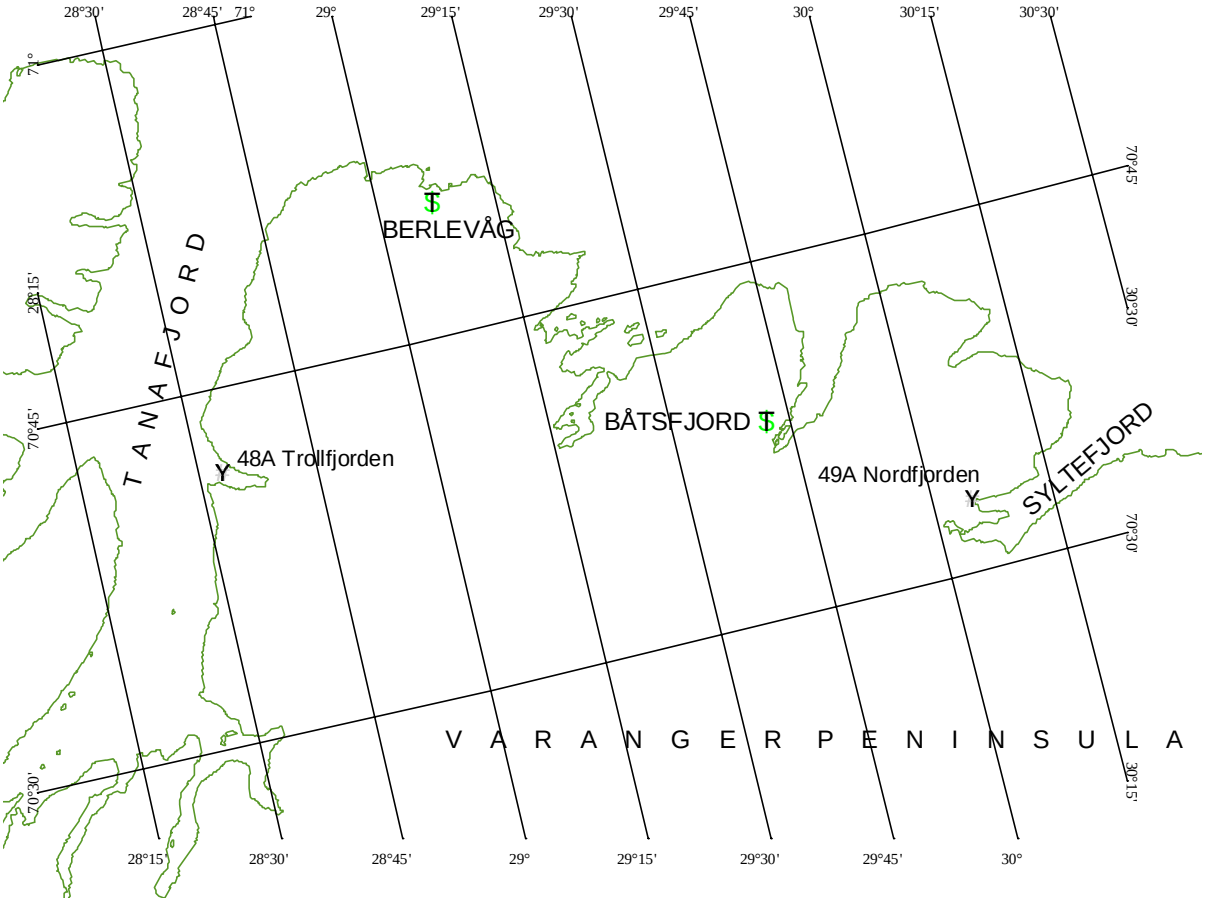
Kart nr. 19



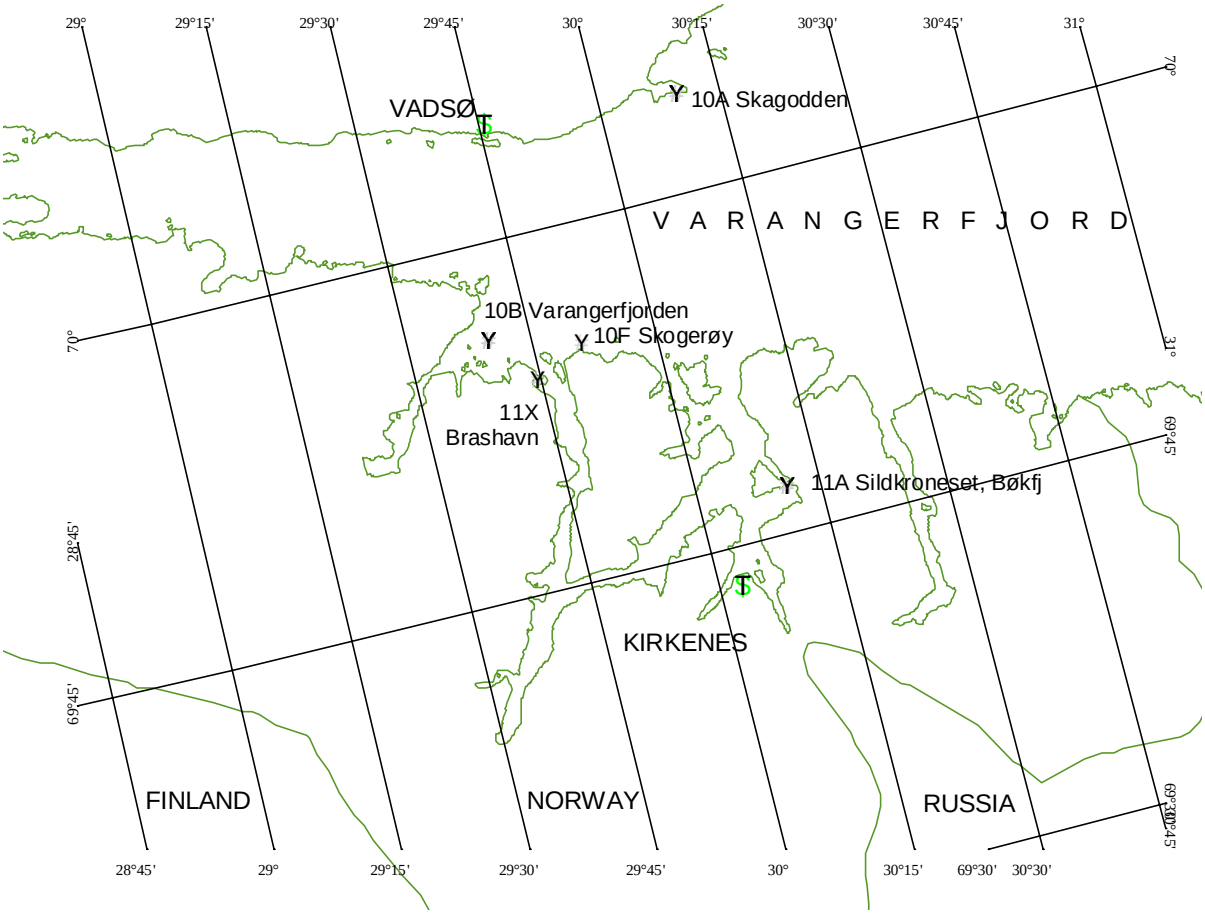
Kart nr. 20



Kart nr. 21



Kart nr. 22



Kart nr. 23

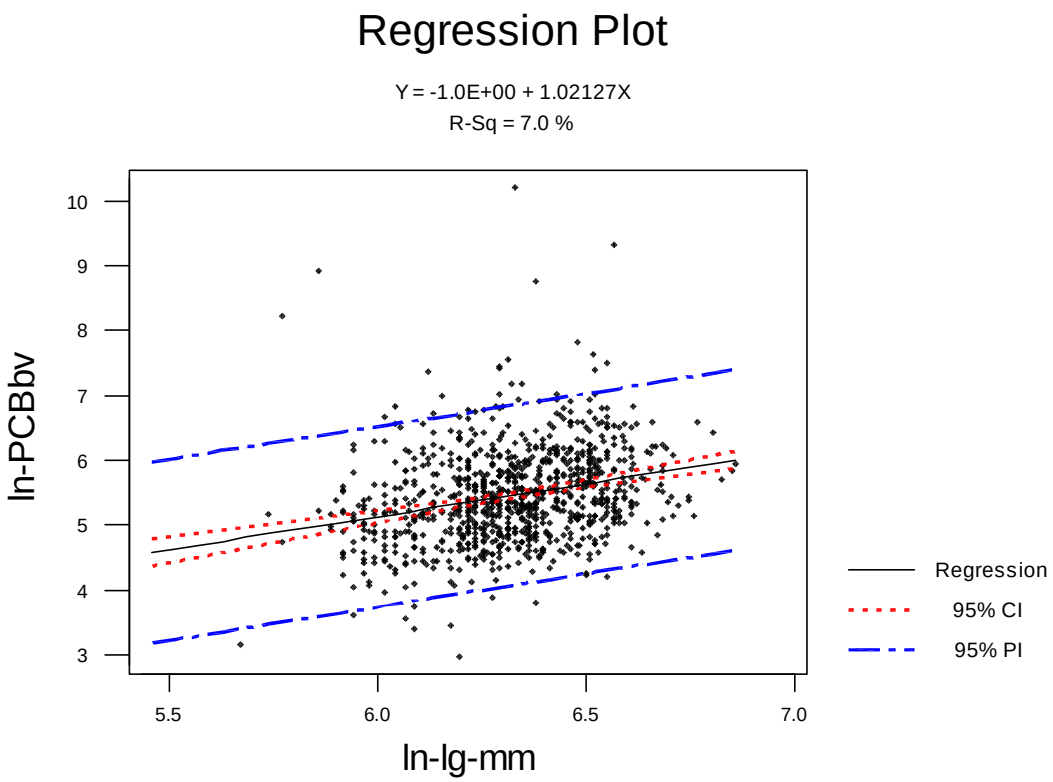
Vedlegg E
Statistisk analyse av relasjoner mellom ΣPCB_7 og lengde, vekt og fett 1990-1998

Resultater fra regresjonsanalyse

Regression analysis on ΣPCB_7 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 **ΣPCB_7 ppb**
Torskelever / *Cod liver*
Sandflyndrelever/ *Dab liver*

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



The regression equation is
y = - 0.996 + 1.02 x

906 cases used 92 cases contain missing values

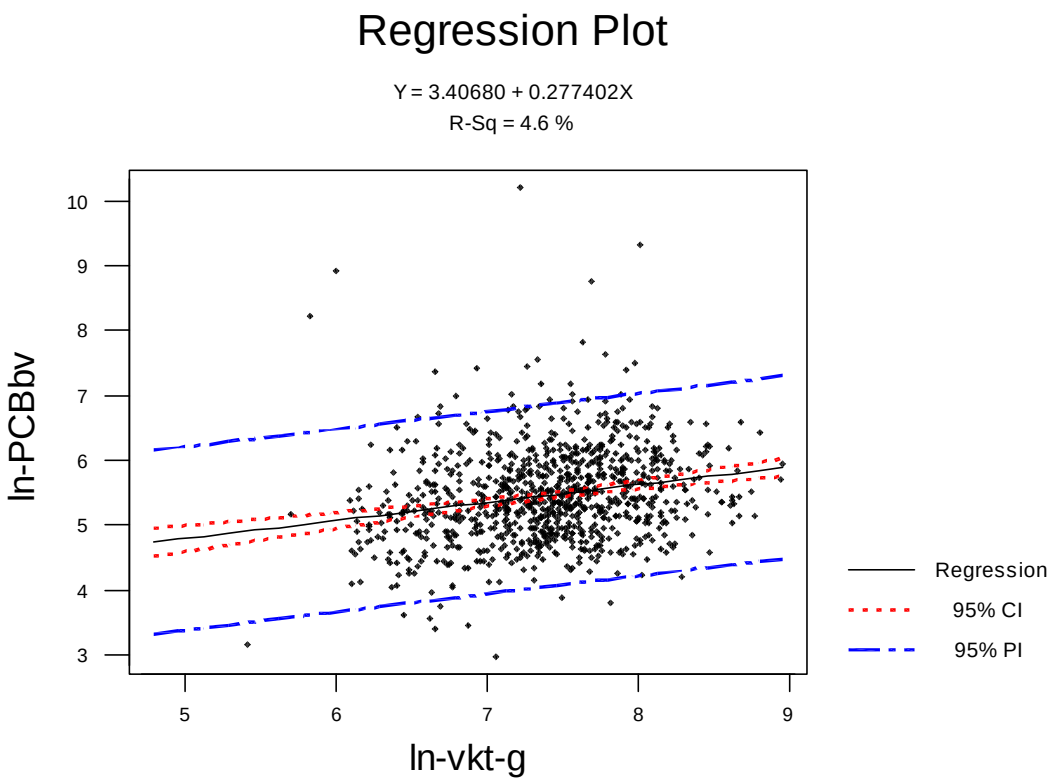
Predictor	Coef	StDev	T	P
Constant	-0.9958	0.7819	-1.27	0.203
x	1.0213	0.1236	8.26	0.000

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




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

906 cases used 92 cases contain missing values

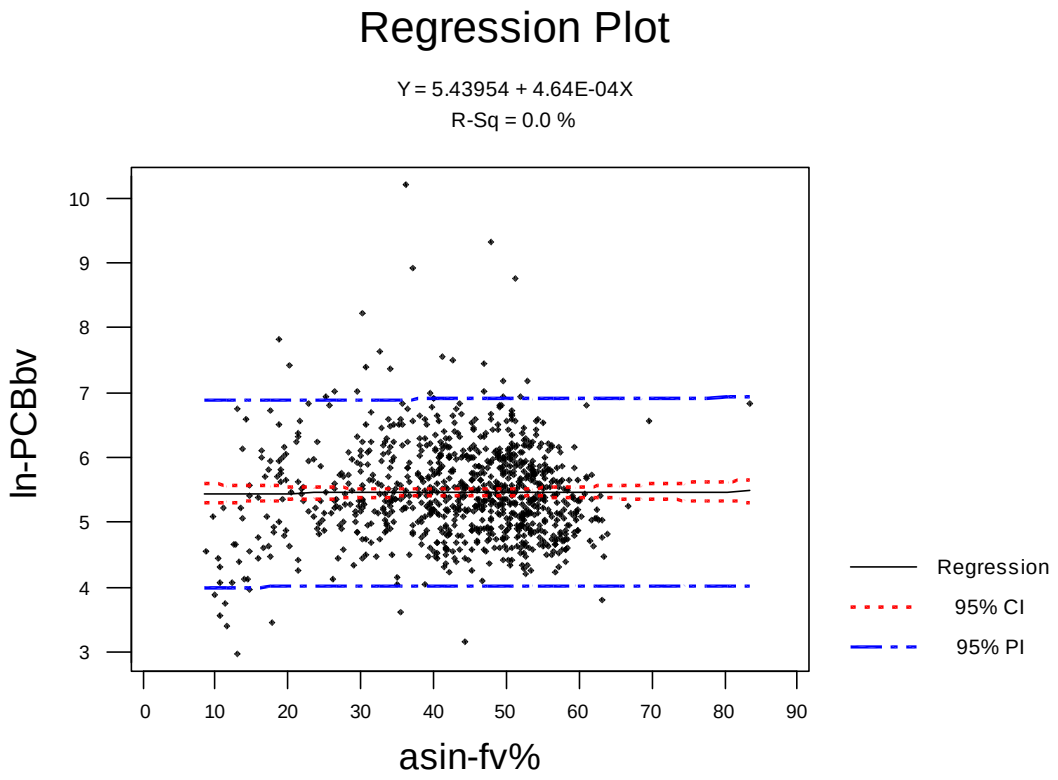
Predictor        Coef       StDev          T        P
Constant       3.4068      0.3111      10.95    0.000
x             0.27740     0.04191       6.62    0.000

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



The regression equation is
y = 5.44 + 0.00046 x

903 cases used 95 cases contain missing values

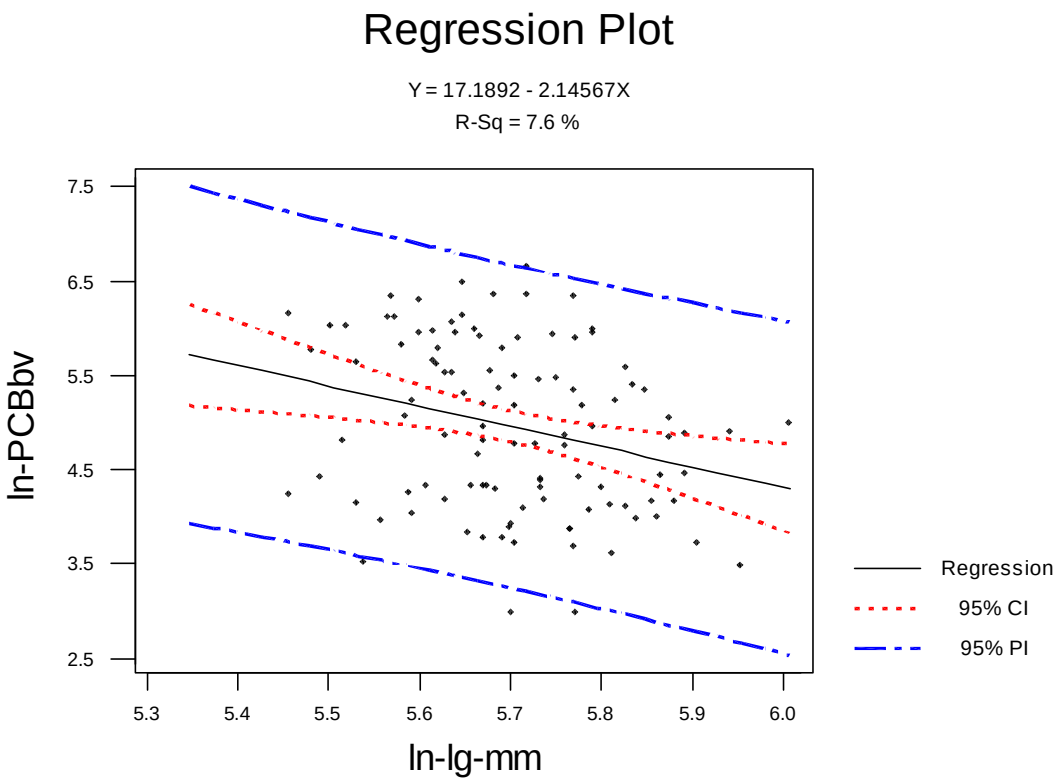
Predictor	Coef	StDev	T	P
Constant	5.43954	0.09163	59.37	0.000
x	0.000464	0.002037	0.23	0.820

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



The regression equation is
y = 17.2 - 2.15 x

107 cases used 6 cases contain missing values

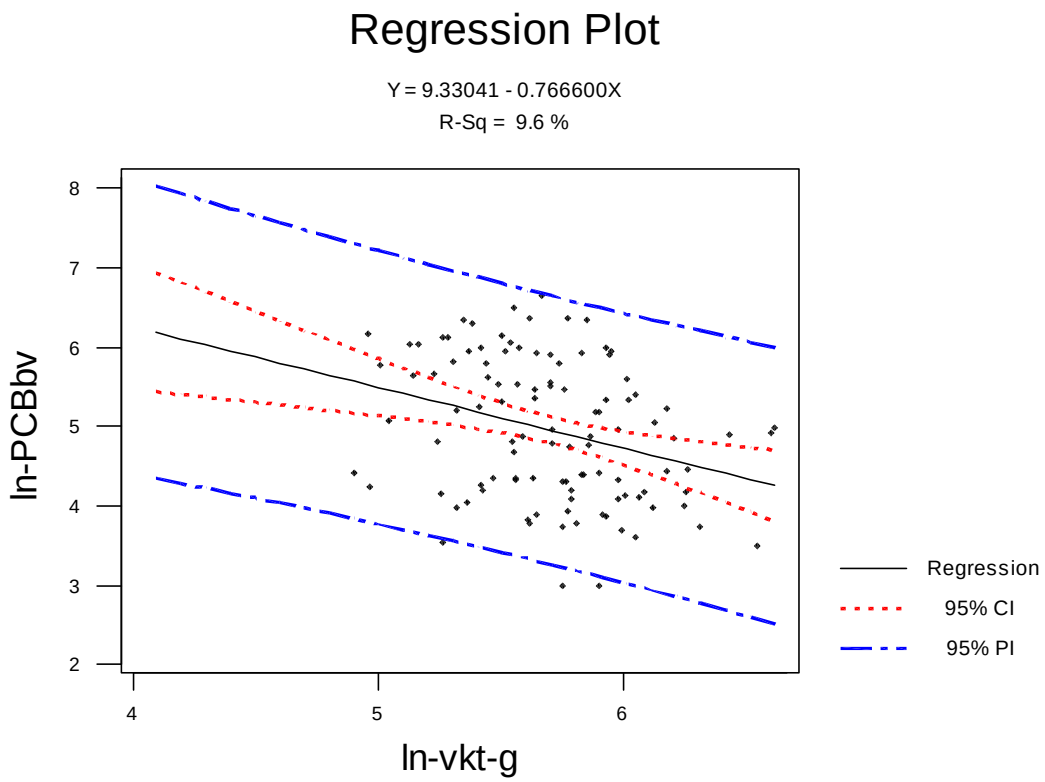
Predictor	Coef	StDev	T	P
Constant	17.189	4.165	4.13	0.000
x	-2.1457	0.7303	-2.94	0.004

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



The regression equation is
y = 9.33 - 0.767 x

107 cases used 6 cases contain missing values

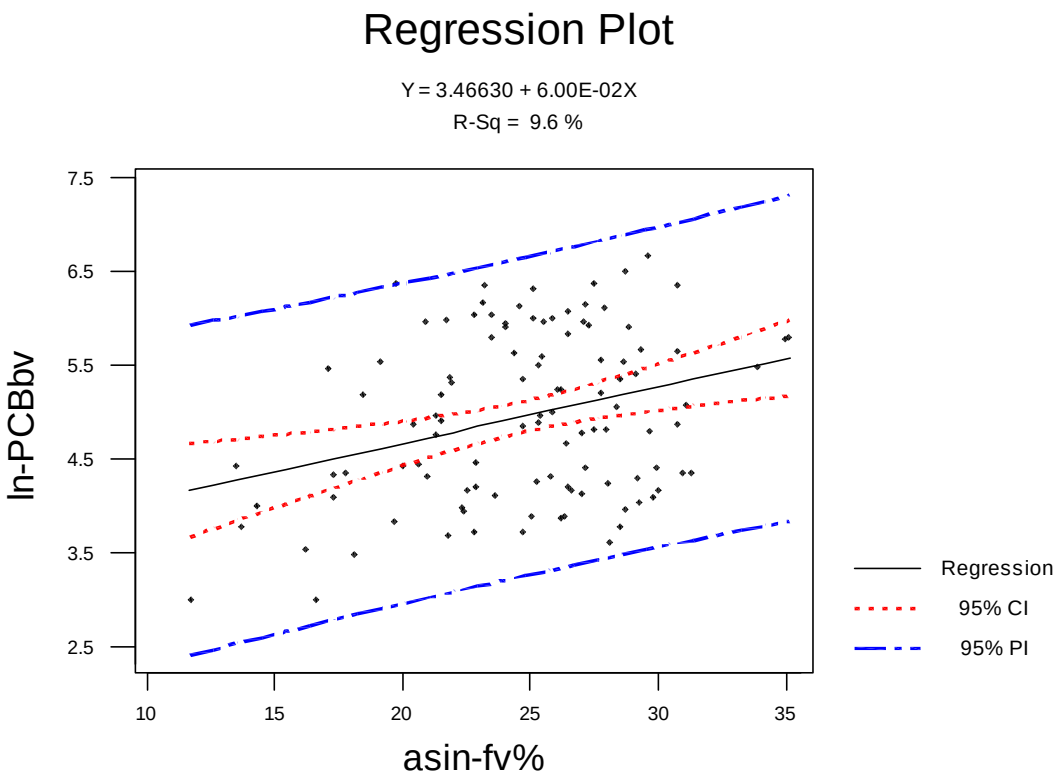
Predictor	Coef	StDev	T	P
Constant	9.330	1.315	7.10	0.000
x	-0.7666	0.2300	-3.33	0.001

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



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 ΣPCB_7 1990-1998

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

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*

CB28 I BLÅSKJELL OG FISK 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER,

```
MTB > note CB28>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>
MTB > copy c1 c2 c12 c21-c23;
SUBC> use c2 = 100 131 171 221 231 241.
MTB > let c23 = asin(sqrt(c23/100))/0.017453
MTB > oneway c23 c22;
SUBC> fisher.
```

One-way Analysis of Variance

```
Analysis of Variance for C23
Source     DF        SS        MS        F        P
C22         4   3598.03    899.51   109.94    0.000
Error    1185   9695.60      8.18
Total    1189  13293.62
                                    Individual 95% CIs For Mean
                                    Based on Pooled StDev
Level       N      Mean     StDev  ---------+---------+---------+-------
100       163    12.454     4.234                                (-*-)
131       906     7.382     2.369       (*)
171        64     7.466     3.916     (--*---)
221        13     7.926     1.568   (-------*------)
241        44     8.711     4.089          (----*---)
                                    ---------+---------+---------+-------
Pooled StDev =    2.860               8.0      10.0      12.0

Fisher's pairwise comparisons

    Family error rate = 0.285
Individual error rate = 0.0500

Critical value = 1.962

Intervals for (column level mean) - (row level mean)

                100         131         171         221

     131       4.594
               5.549

     171       4.160      -0.810
               5.816       0.642

     221       2.910      -2.112      -2.167
               6.145       1.023       1.247

     241       2.789      -2.196      -2.344      -2.557
               4.696      -0.463      -0.146       0.987
```

CB52 I BLÅSKJELL OG FISK 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER,

```
MTB > note CB52>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>
MTB > copy c1 c2 c13 c21-c23;
SUBC> use c2 = 100 131 171 221 231 241.
MTB > let c23 = asin(sqrt(c23/100))/0.017453
MTB > oneway c23 c22;
SUBC> fisher.
```

One-way Analysis of Variance

```
Analysis of Variance for C23
Source     DF        SS        MS        F        P
C22         4    4131.1    1032.8    61.31    0.000
Error    1185   19961.4      16.8
Total    1189   24092.5
                                  Individual 95% CIs For Mean
                                  Based on Pooled StDev
Level       N      Mean     StDev  -+---------+---------+---------+-----
100       163    15.526     5.093                                 (-*--)
131       906    10.403     4.038              (*)
171        64     9.069     2.373     (---*---)
221        13    10.700     2.323       (--------*--------)
241        44     8.712     3.686   (----*----)
                                  -+---------+---------+---------+-----
Pooled StDev =    4.104           7.5      10.0      12.5      15.0

Fisher's pairwise comparisons

    Family error rate = 0.285
Individual error rate = 0.0500

Critical value = 1.962

Intervals for (column level mean) - (row level mean)

                100         131         171         221

     131       4.438
               5.808

     171       5.269       0.292
               7.645       2.375

     221       2.506      -2.546      -4.080
               7.147       1.953       0.819

     241       5.446       0.448      -1.220      -0.555
               8.182       2.934       1.934       4.529
```

CB101 I BLÅSKJELL OG FISK 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER,

```
MTB > note CB101>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>
MTB > copy c1 c2 c7 c21-c23;
SUBC> use c2 = 100 131 171 221 231 241.
MTB > let c23 = asin(sqrt(c23/100))/0.017453
MTB > oneway c23 c22;
SUBC> fisher.
```

One-way Analysis of Variance

```
Analysis of Variance for C23
Source     DF        SS        MS        F        P
C22         4    1514.1     378.5    21.36    0.000
Error    1185   20998.4      17.7
Total    1189   22512.5
                                  Individual 95% CIs For Mean
                                  Based on Pooled StDev
Level       N      Mean     StDev  ----+---------+---------+---------+--
100       163    20.020     3.277                                 (--*--)
131       906    18.076     4.513                              (*)
171        64    16.044     2.200                    (---*---)
221        13    13.969     2.993   (--------*--------)
241        44    15.006     3.112            (----*----)
                                  ----+---------+---------+---------+--
Pooled StDev =    4.210             12.5      15.0      17.5      20.0

Fisher's pairwise comparisons

    Family error rate = 0.285
Individual error rate = 0.0500

Critical value = 1.962

Intervals for (column level mean) - (row level mean)

                100         131         171         221

     131       1.241
               2.646

     171       2.758       0.964
               5.194       3.100

     221       3.671       1.801      -0.437
               8.432       6.415       4.588

     241       3.610       1.795      -0.580      -3.645
               6.417       4.345       2.655       1.569
```

CB118 I BLÅSKJELL OG FISK 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER,

```
MTB > note CB118>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>
MTB > copy c1 c2 c8 c21-c23;
SUBC> use c2 = 100 131 171 221 231 241.
MTB > let c23 = asin(sqrt(c23/100))/0.017453
MTB > oneway c23 c22;
SUBC> fisher.
```

One-way Analysis of Variance

```
Analysis of Variance for C23
Source     DF        SS        MS        F        P
C22         4    295.20     73.80    13.52    0.000
Error    1185   6469.68      5.46
Total    1189   6764.87
                                    Individual 95% CIs For Mean
                                    Based on Pooled StDev
Level       N      Mean     StDev  -------+---------+---------+---------
100       163    22.744     2.057                    (-*-)
131       906    23.481     2.428                      *)
171        64    22.386     1.486                  (--*--)
221        13    20.070     1.959   (-----*------)
241        44    24.072     2.470                          (--*---)
                                    -------+---------+---------+---------
Pooled StDev =    2.337              20.0      22.0      24.0

Fisher's pairwise comparisons

    Family error rate = 0.285
Individual error rate = 0.0500

Critical value = 1.962

Intervals for (column level mean) - (row level mean)

                100         131         171         221

     131      -1.127
              -0.347

     171      -0.319       0.501
               1.034       1.687

     221       1.352       2.130       0.921
               3.995       4.691       3.710

     241      -2.107      -1.299      -2.584      -5.449
              -0.549       0.116      -0.788      -2.554
```

CB138 I BLÅSKJELL OG FISK 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER,

```
MTB > note CB138>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>
MTB > copy c1 c2 c9 c21-c23;
SUBC> use c2 = 100 131 171 221 231 241.
MTB > let c23 = asin(sqrt(c23/100))/0.017453
MTB > oneway c23 c22;
SUBC> fisher.
```

One-way Analysis of Variance

```
Analysis of Variance for C23
Source     DF        SS        MS        F        P
C22         4     82.34     20.58     4.72    0.001
Error    1185   5163.69      4.36
Total    1189   5246.02
                                    Individual 95% CIs For Mean
                                    Based on Pooled StDev
Level       N      Mean     StDev  ------+---------+---------+---------+
100       163    29.919     3.121                (---*---)
131       906    29.531     1.878              (-*-)
171        64    30.166     1.851                 (-----*-----)
221        13    29.509     1.413   (-------------*-------------)
241        44    30.610     1.901                       (-------*------)
                                    ------+---------+---------+---------+
Pooled StDev =    2.087               28.80     29.60     30.40     31.20

Fisher's pairwise comparisons

    Family error rate = 0.285
Individual error rate = 0.0500

Critical value = 1.962

Intervals for (column level mean) - (row level mean)

                100         131         171         221

     131       0.039
               0.736

     171      -0.851      -1.164
               0.357      -0.105

     221      -0.771      -1.123      -0.590
               1.590       1.166       1.902

     241      -1.387      -1.711      -1.246      -2.393
               0.005      -0.446       0.358       0.193
```

CB153 I BLÅSKJELL OG FISK 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER,

```
MTB > note CB153>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>
MTB > copy c1 c2 c10 c21-c23;
SUBC> use c2 = 100 131 171 221 231 241.
MTB > let c23 = asin(sqrt(c23/100))/0.017453
MTB > oneway c23 c22;
SUBC> fisher.
```

One-way Analysis of Variance

```
Analysis of Variance for C23
Source     DF        SS        MS        F        P
C22         4    1678.4     419.6    34.66    0.000
Error    1185   14344.4      12.1
Total    1189   16022.9
                                    Individual 95% CIs For Mean
                                    Based on Pooled StDev
Level       N      Mean     StDev  ----------+---------+---------+------
100       163    33.179     3.914   (-*-)
131       906    36.124     3.540               *)
171        64    37.771     1.835                   (--*--)
221        13    39.084     2.203                    (------*-------)
241        44    37.167     2.402                 (---*---)
                                    ----------+---------+---------+------
Pooled StDev =    3.479             35.0      37.5      40.0

Fisher's pairwise comparisons

    Family error rate = 0.285
Individual error rate = 0.0500

Critical value = 1.962

Intervals for (column level mean) - (row level mean)

                100         131         171         221

     131      -3.526
              -2.365

     171      -5.599      -2.530
              -3.585      -0.764

     221      -7.872      -4.866      -3.389
              -3.937      -1.052       0.765

     241      -5.147      -2.096      -0.732      -0.238
              -2.828       0.011       1.941       4.072
```

CB180 I BLÅSKJELL OG FISK 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER,

```
MTB > note CB180>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>>
MTB > copy c1 c2 c11 c21-c23;
SUBC> use c2 = 100 131 171 221 231 241.
MTB > let c23 = asin(sqrt(c23/100))/0.017453
MTB > oneway c23 c22;
SUBC> fisher.
```

One-way Analysis of Variance

```
Analysis of Variance for C23
Source     DF        SS        MS        F        P
C22         4   4030.40   1007.60   105.83    0.000
Error    1185  11282.33      9.52
Total    1189  15312.73
                                    Individual 95% CIs For Mean
                                    Based on Pooled StDev
Level       N      Mean     StDev  -+---------+---------+---------+-----
100       163    12.241     3.853  (-*)
131       906    17.366     3.036                (*)
171        64    18.444     1.894                  (-*--)
221        13    20.568     2.510                      (-----*----)
241        44    16.649     2.344             (--*---)
                                    -+---------+---------+---------+-----
Pooled StDev =    3.086          12.0      15.0      18.0      21.0

Fisher's pairwise comparisons

    Family error rate = 0.285
Individual error rate = 0.0500

Critical value = 1.962

Intervals for (column level mean) - (row level mean)

                100         131         171         221

     131      -5.640
              -4.610

     171      -7.096      -1.861
              -5.310      -0.295

     221     -10.071      -4.893      -3.965
              -6.582      -1.511      -0.282

     241      -5.436      -0.217       0.610       2.008
              -3.379       1.652       2.981       5.830
```

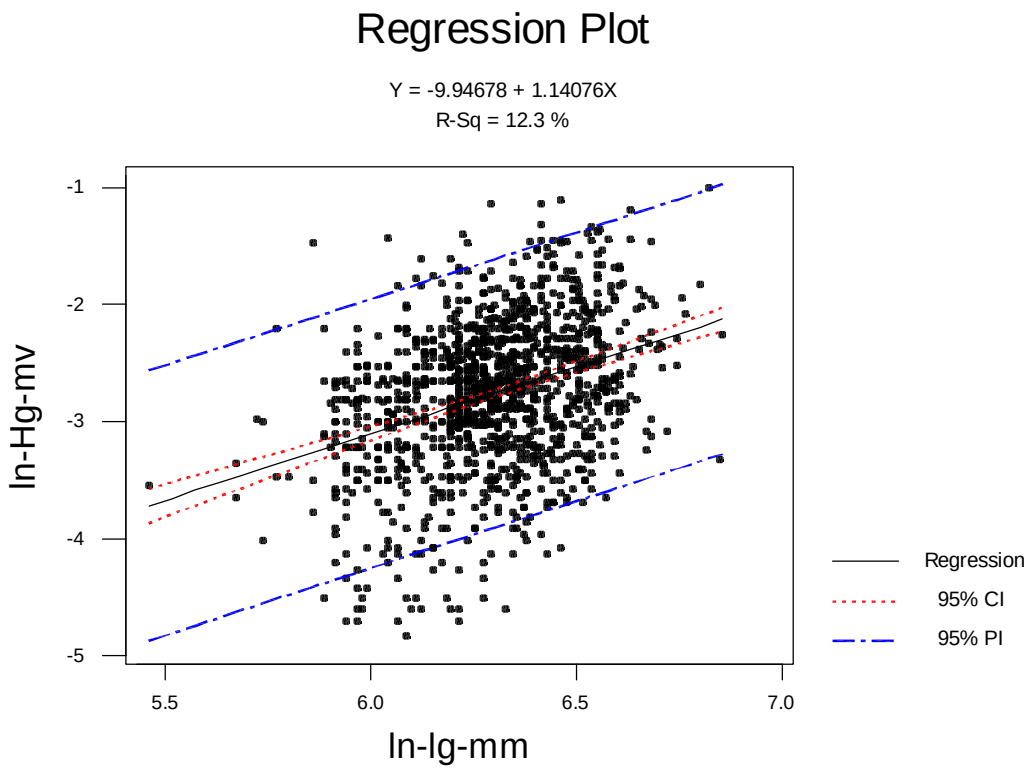
Vedlegg G
Statistisk analyse av metallenes relasjoner til lengde, vekt og fett samt innbyrdes 1990-1998

Resultater fra regresjonsanalyse og Pearson's korrelasjon

Regression analysis and Pearson's correlasjon 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_7 ppb**
Torskelever / *Cod liver*
Sandflyndrelever/ *Dab liver*

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




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

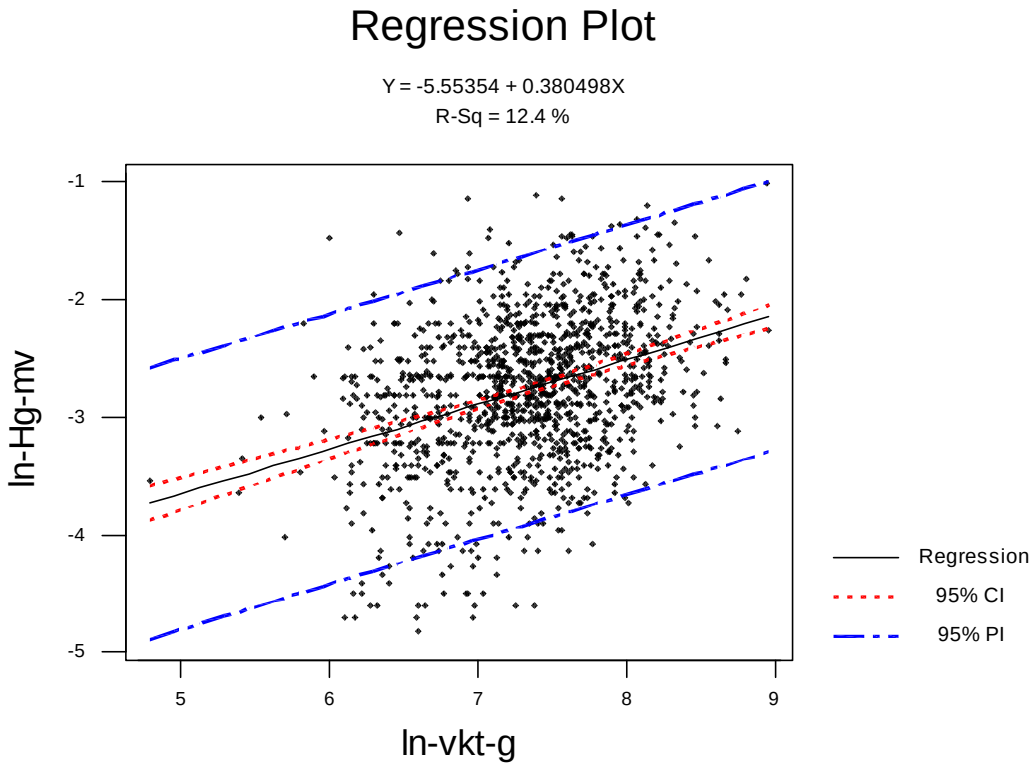
Predictor        Coef       StDev          T        P
Constant      -9.9468      0.5498     -18.09    0.000
x             1.14076     0.08731      13.07    0.000

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




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

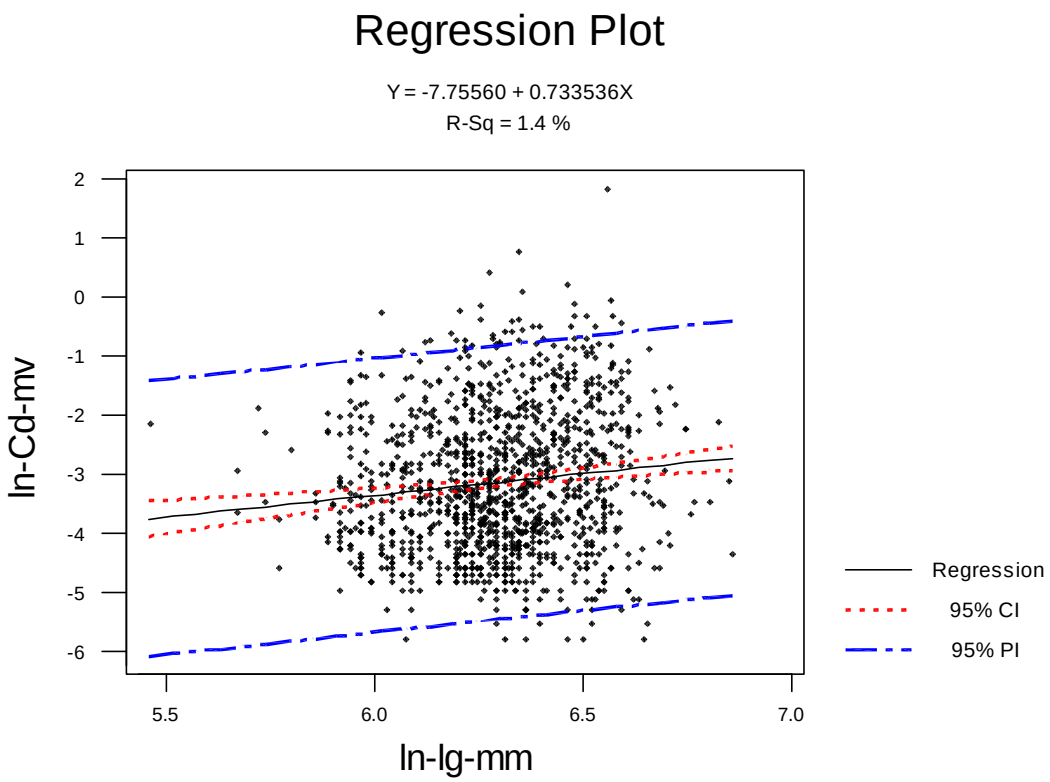
Predictor        Coef       StDev          T        P
Constant      -5.5535      0.2129     -26.09    0.000
x             0.38050     0.02897      13.14    0.000

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



The regression equation is
y = - 7.76 + 0.734 x

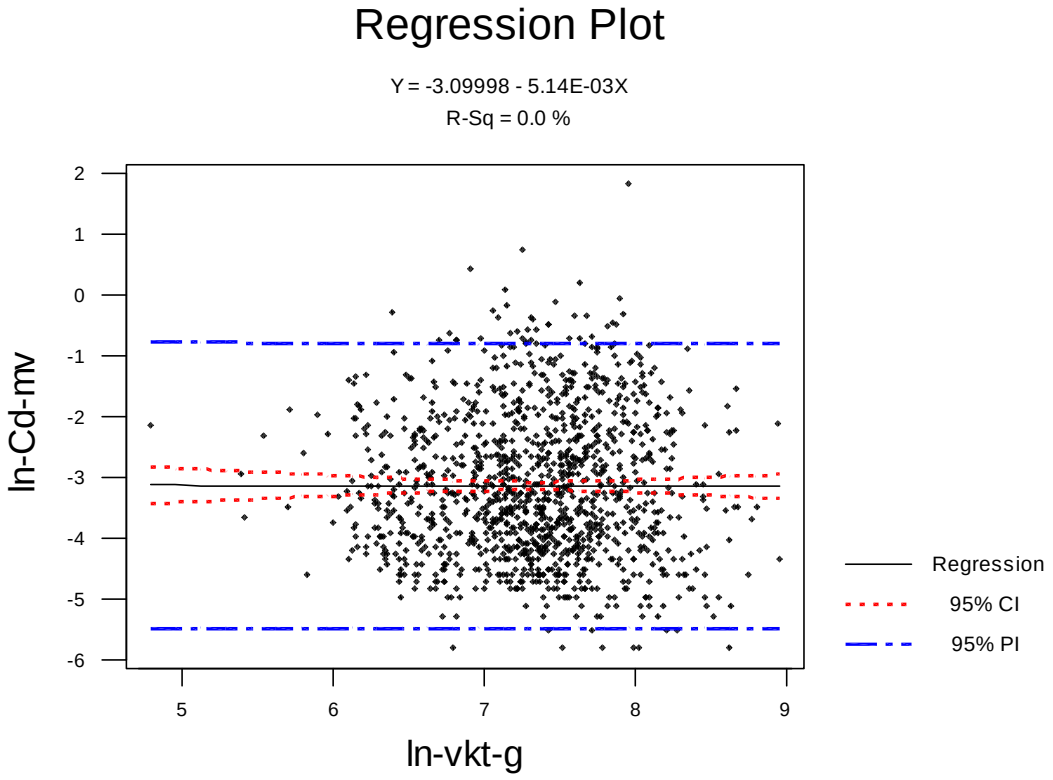
Predictor	Coef	StDev	T	P
Constant	-7.756	1.112	-6.98	0.000
x	0.7335	0.1765	4.16	0.000

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



The regression equation is
y = - 3.10 - 0.0051 x

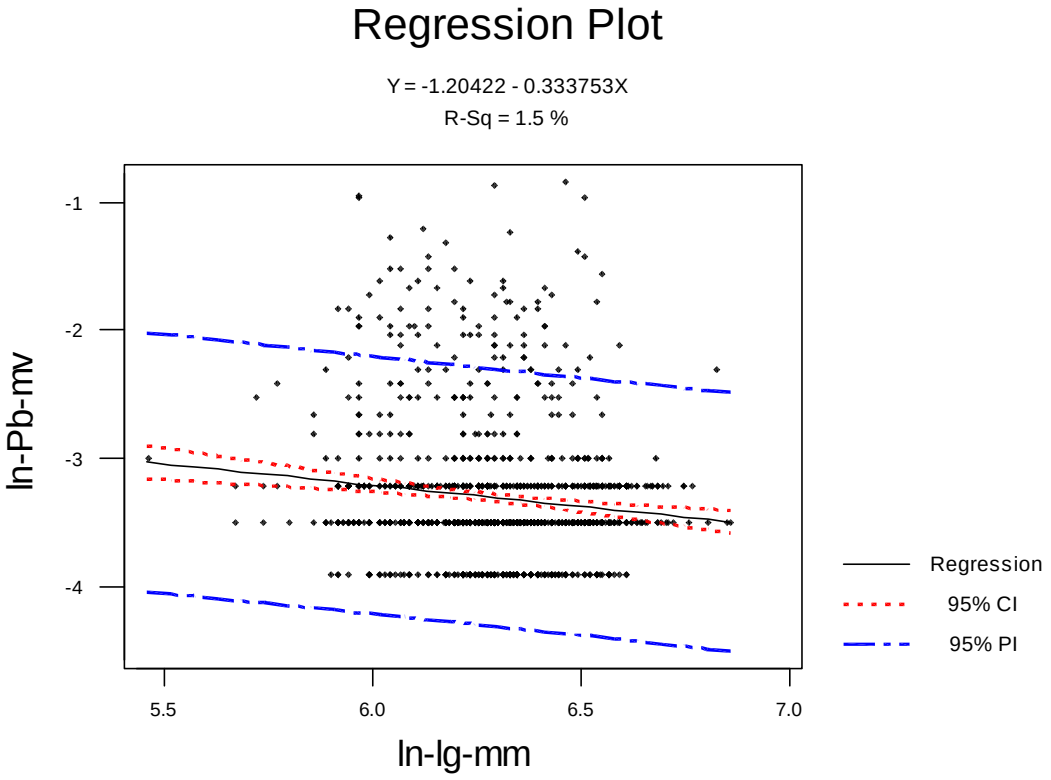
Predictor	Coef	StDev	T	P
Constant	-3.1000	0.4343	-7.14	0.000
x	-0.00514	0.05907	-0.09	0.931

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




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

1213 cases used 2 cases contain missing values

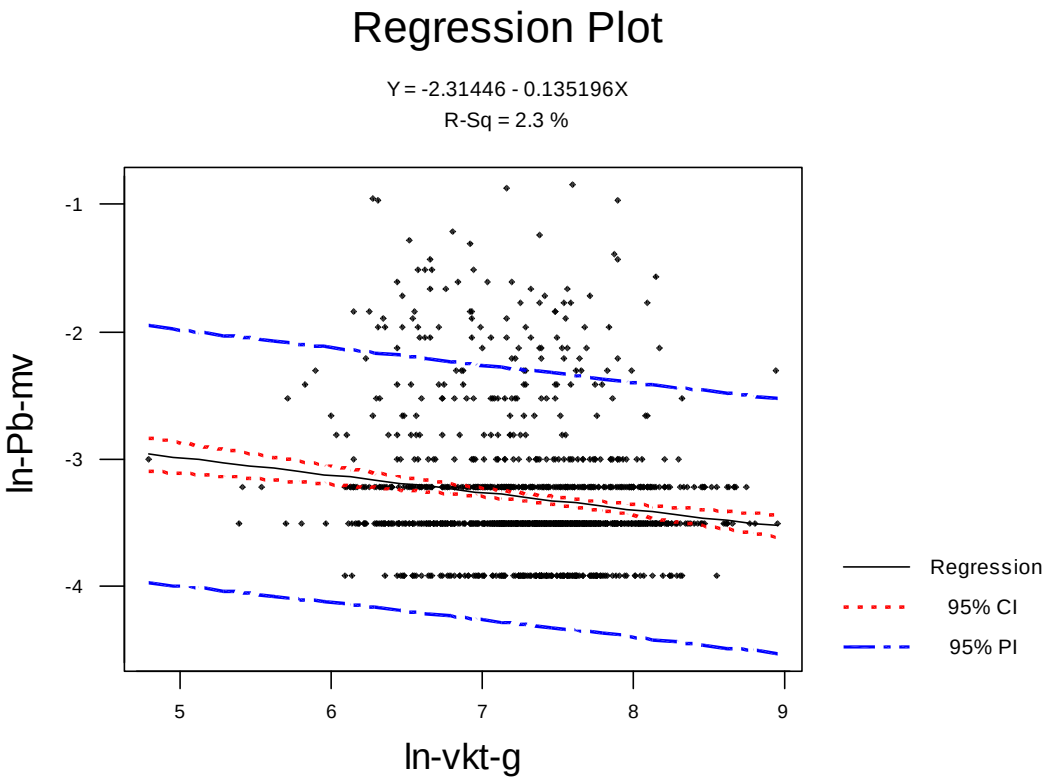
Predictor        Coef       StDev          T        P
Constant      -1.2042      0.4837      -2.49    0.013
x            -0.33375     0.07679      -4.35    0.000

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



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	**0.959** 0.000							
ln-tts-%	-0.054 0.060	0.007 0.817						
ln-fett%	* *	* *	* *					
ln-Cd-mv	* *	* *	* *	* *				
ln-Cu-mv	* *	* *	* *	* *	* *			
ln-Hg-mv	**0.350** 0.000	**0.352** 0.000	**-0.070** 0.015	* *	* *	* *		
ln-Pb-mv	* *	* *	* *	* *	* *	* *	* *	
ln-Zn-mv	* *	* *	* *	* *	* *	* *	* *	* *

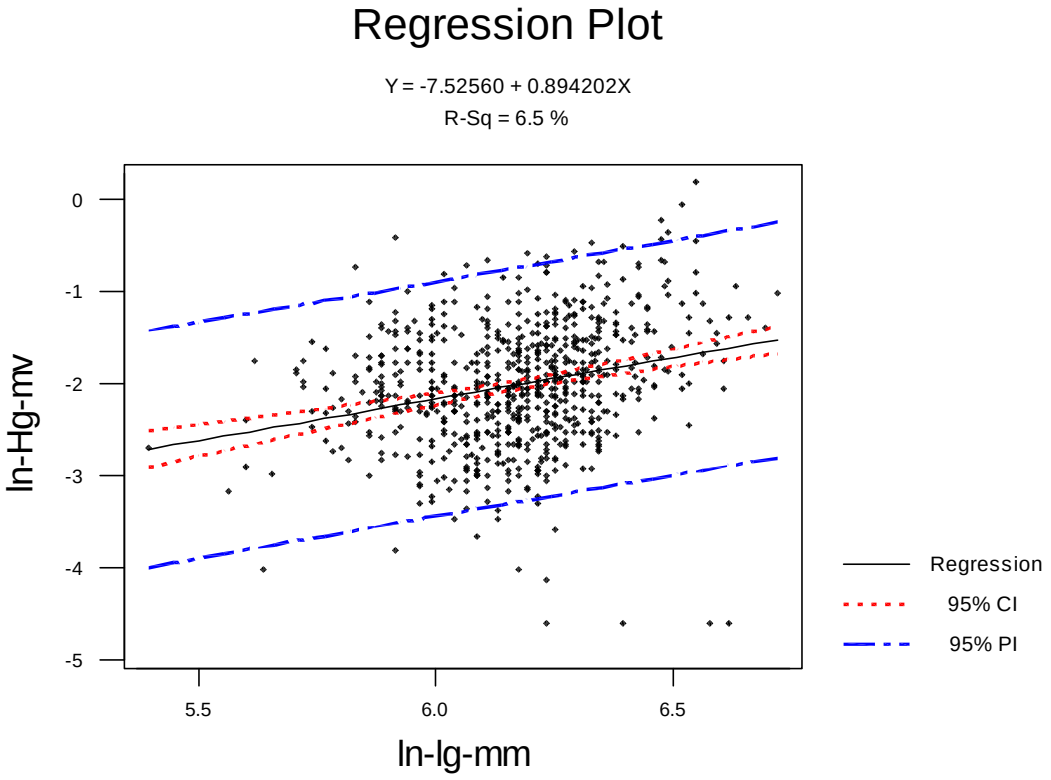
Cell Contents: Correlation
P-Value

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

Cell Contents: Correlation
P-Value

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



The regression equation is
y = - 7.53 + 0.894 x

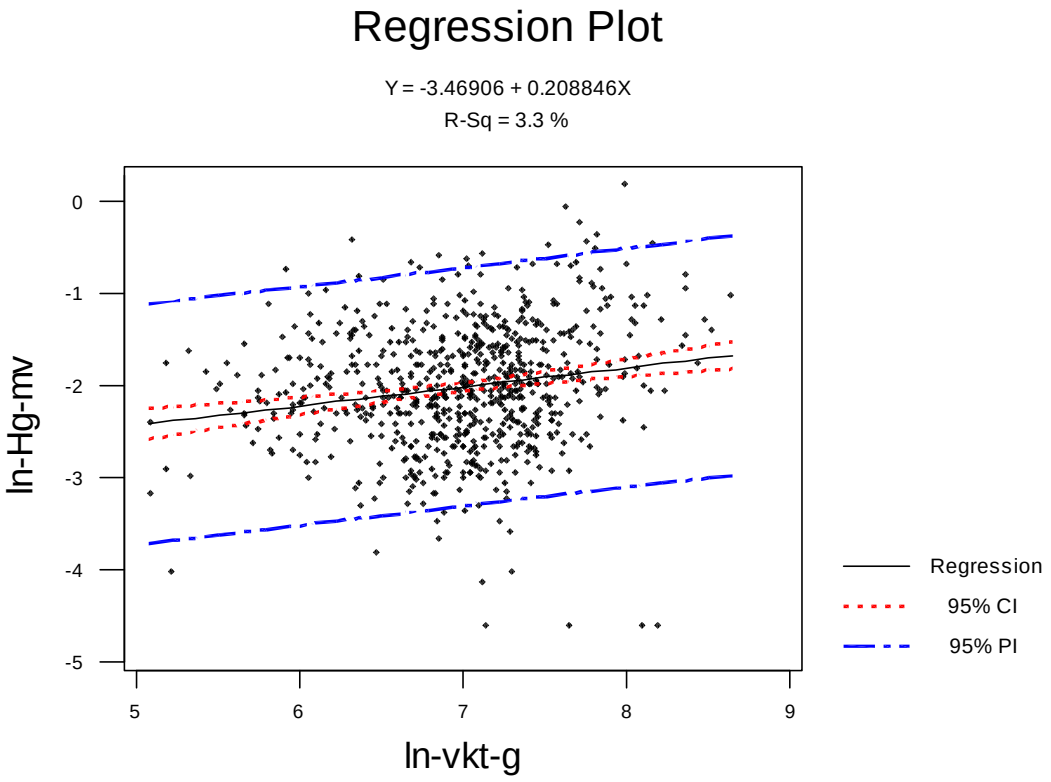
Predictor	Coef	StDev	T	P
Constant	-7.5256	0.7882	-9.55	0.000
x	0.8942	0.1277	7.00	0.000

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



The regression equation is
y = - 3.47 + 0.209 x

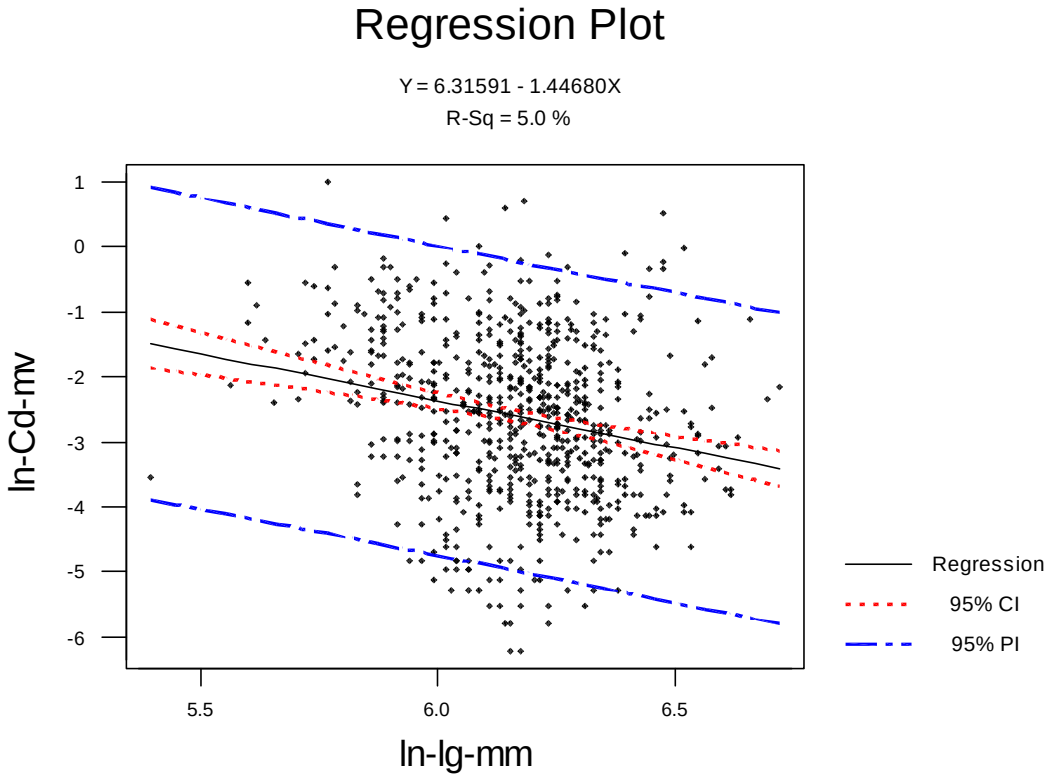
Predictor	Coef	StDev	T	P
Constant	-3.4691	0.2971	-11.68	0.000
x	0.20885	0.04237	4.93	0.000

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



The regression equation is
y = 6.32 - 1.45 x

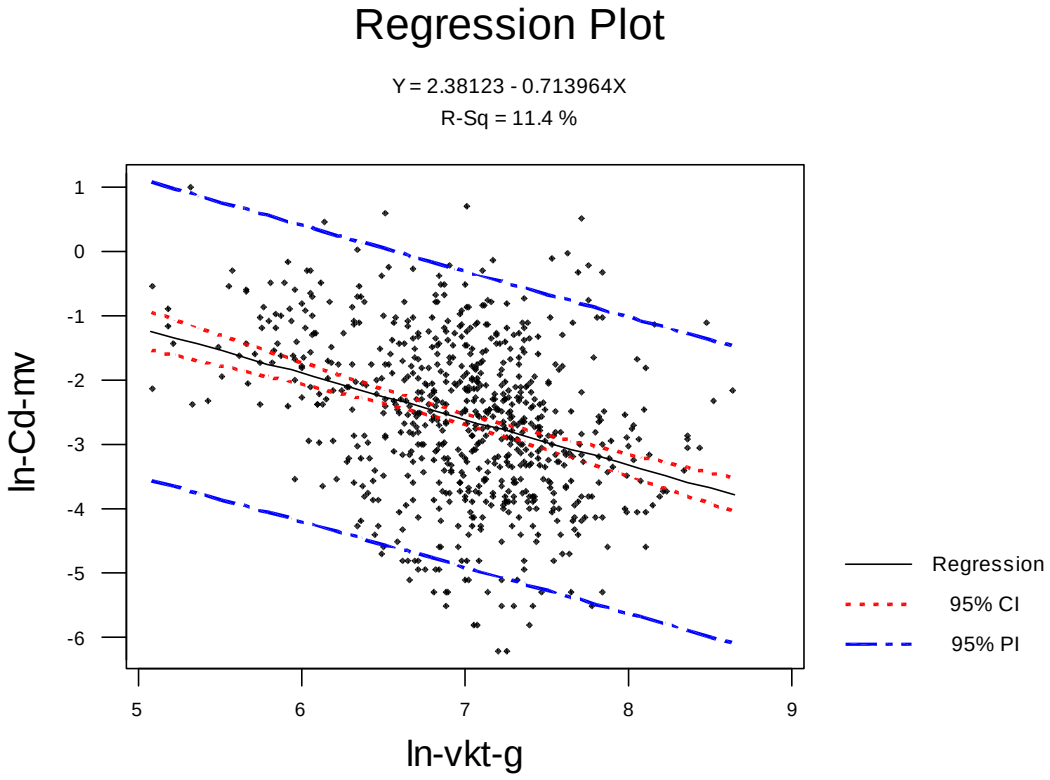
Predictor	Coef	StDev	T	P
Constant	6.316	1.478	4.27	0.000
x	-1.4468	0.2394	-6.04	0.000

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



The regression equation is
y = 2.38 - 0.714 x

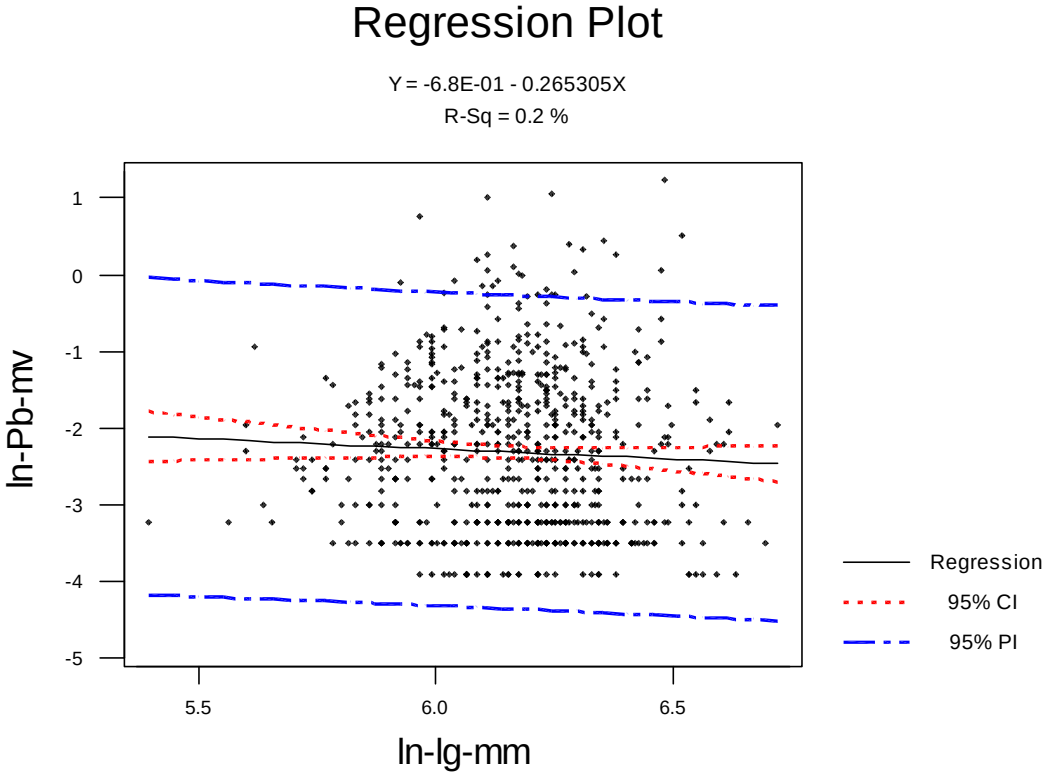
Predictor	Coef	StDev	T	P
Constant	2.3812	0.5297	4.50	0.000
x	-0.71396	0.07552	-9.45	0.000

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



The regression equation is
y = - 0.68 - 0.265 x

699 cases used 1 cases contain missing values

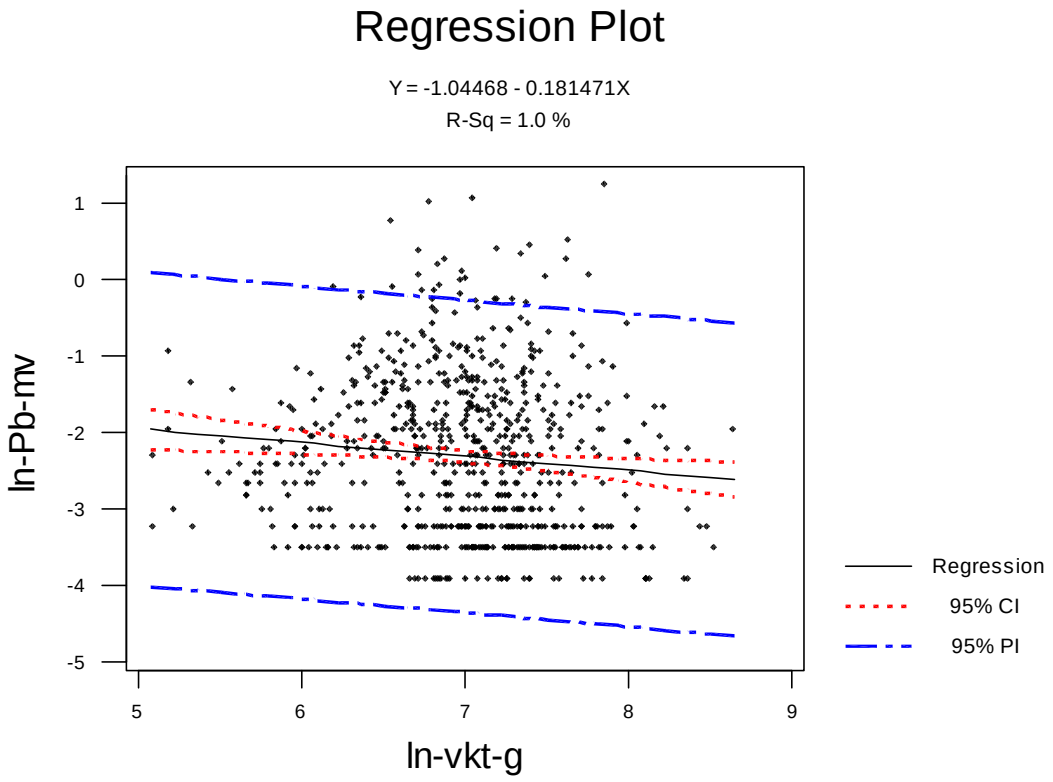
Predictor	Coef	StDev	T	P
Constant	-0.676	1.272	-0.53	0.595
x	-0.2653	0.2060	-1.29	0.198

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



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	**0.963**							
	0.000							
ln-tts-%	-0.024	0.074						
	0.525	0.051						
ln-fett%	*	*	*					
	*	*	*					
ln-Cd-mv	*	*	*	*				
	*	*	*	*				
ln-Cu-mv	*	*	*	*	*			
	*	*	*	*	*			
ln-Hg-mv	**0.255**	**0.183**	**-0.313**	*	*	*		
	0.000	0.000	0.000	*	*	*		
ln-Pb-mv	*	*	*	*	*	*	*	
	*	*	*	*	*	*	*	
ln-Zn-mv	*	*	*	*	*	*	*	*
	*	*	*	*	*	*	*	*

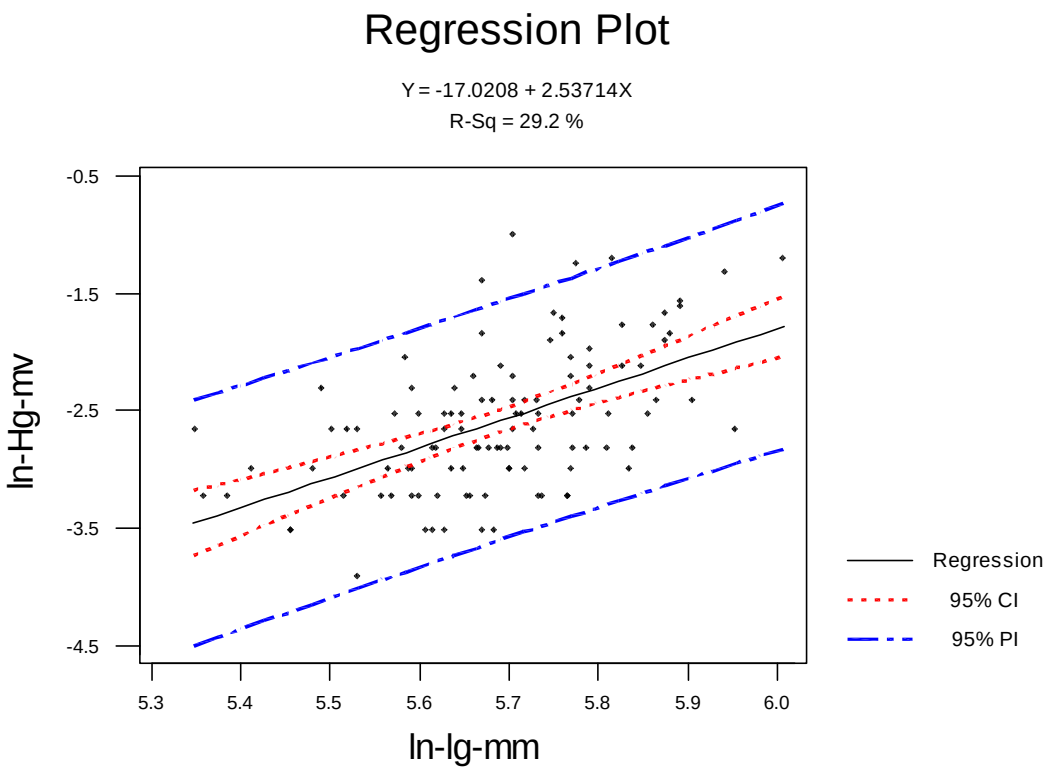
Cell Contents: Correlation
P-Value

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

Cell Contents: Correlation
P-Value

Hg I SANDFLYNDRE 1991-1998, REFERANSEOMRÅDER kovariabel = lengde




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

109 cases used 1 cases contain missing values

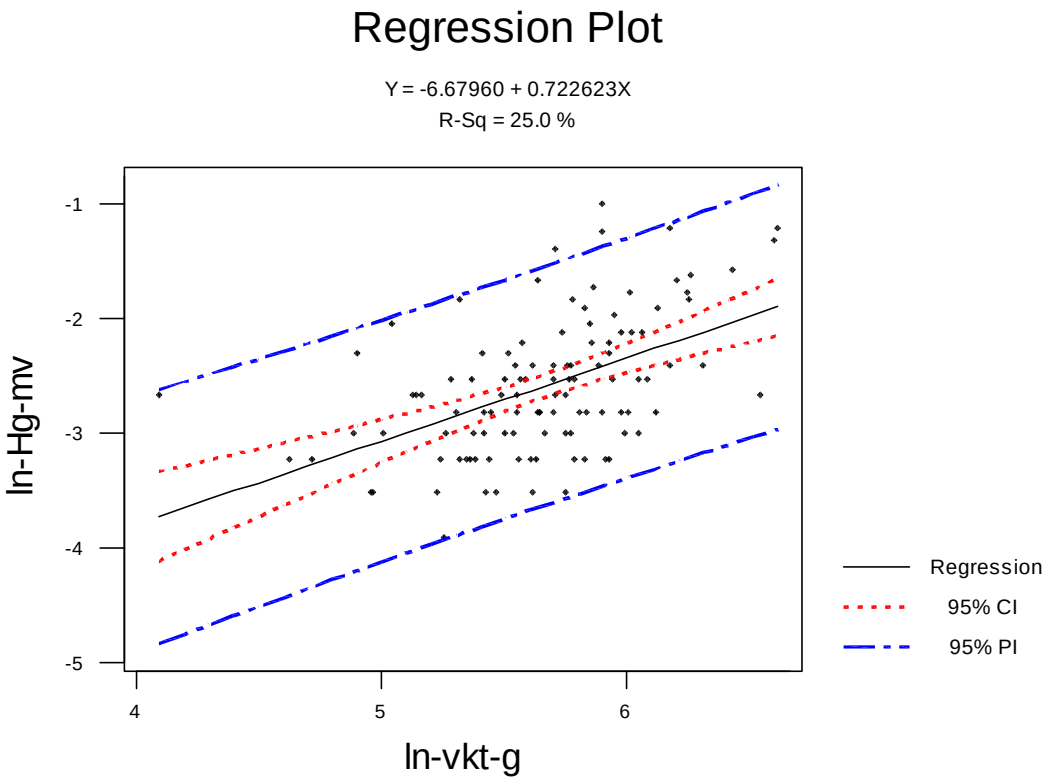
Predictor        Coef       StDev          T        P
Constant      -17.021       2.173      -7.83    0.000
x              2.5371      0.3818       6.65    0.000

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




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

109 cases used 1 cases contain missing values

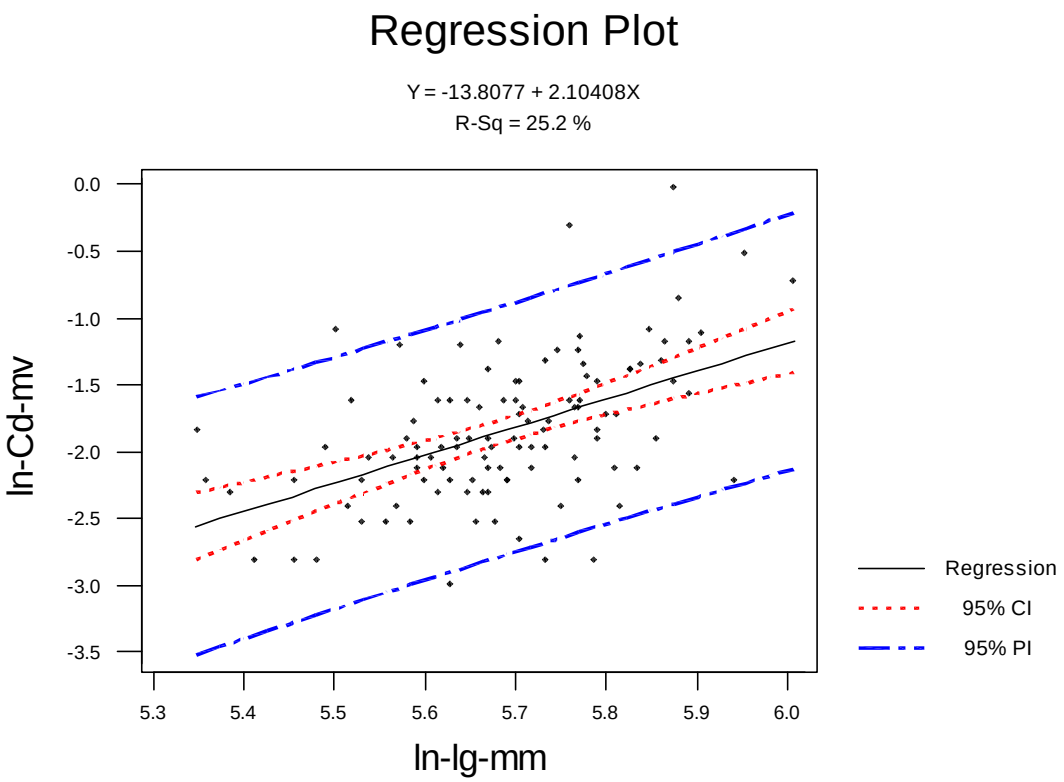
Predictor        Coef       StDev          T        P
Constant      -6.6796      0.6870      -9.72    0.000
x              0.7226      0.1209       5.98    0.000

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



The regression equation is
y = - 13.8 + 2.10 x

110 cases used 3 cases contain missing values

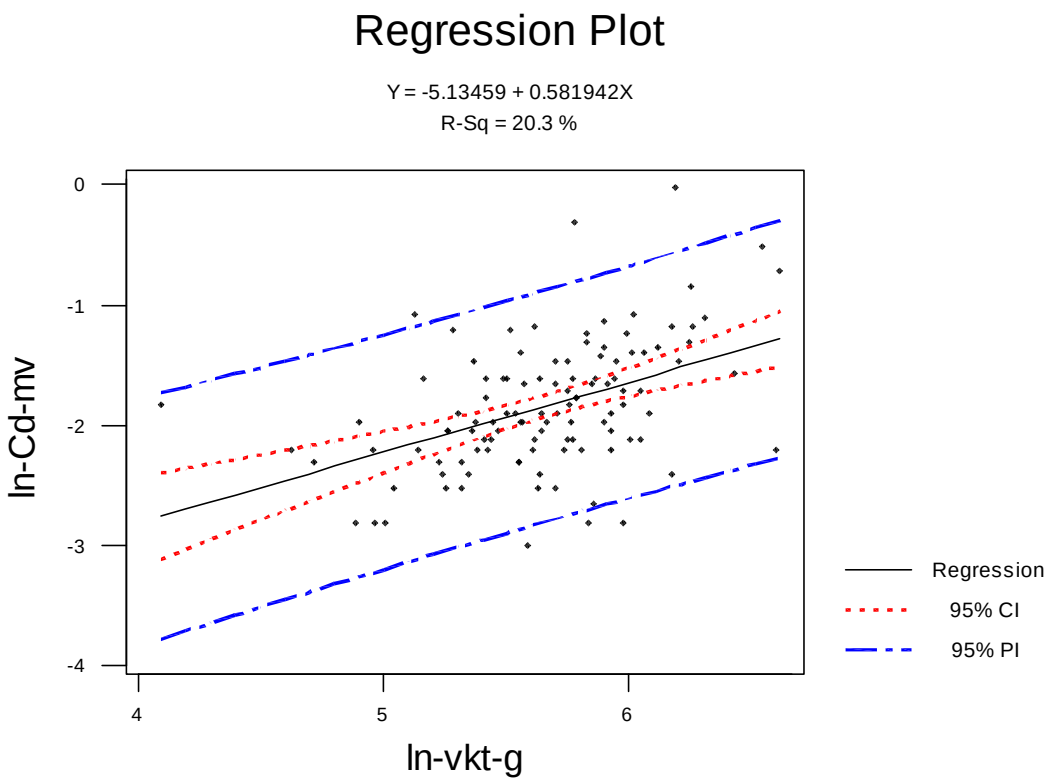
Predictor	Coef	StDev	T	P
Constant	-13.808	1.984	-6.96	0.000
x	2.1041	0.3487	6.03	0.000

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



The regression equation is
y = - 5.13 + 0.582 x

110 cases used 3 cases contain missing values

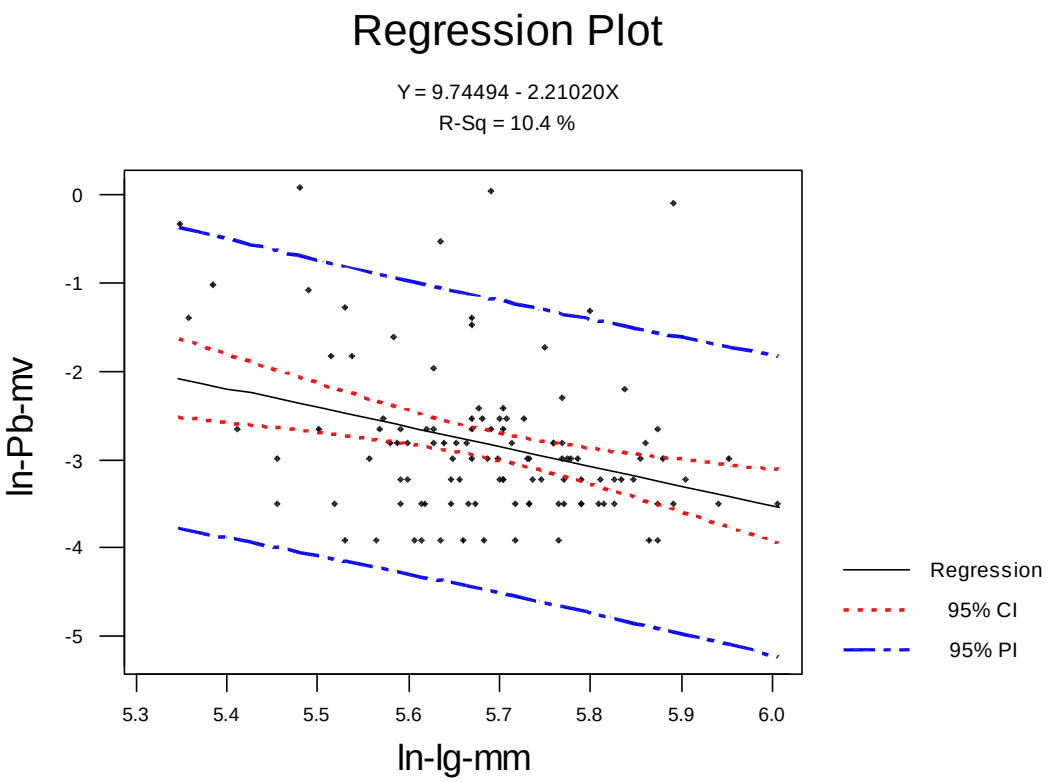
Predictor	Coef	StDev	T	P
Constant	-5.1346	0.6299	-8.15	0.000
x	0.5819	0.1109	5.25	0.000

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



The regression equation is
y = 9.74 - 2.21 x

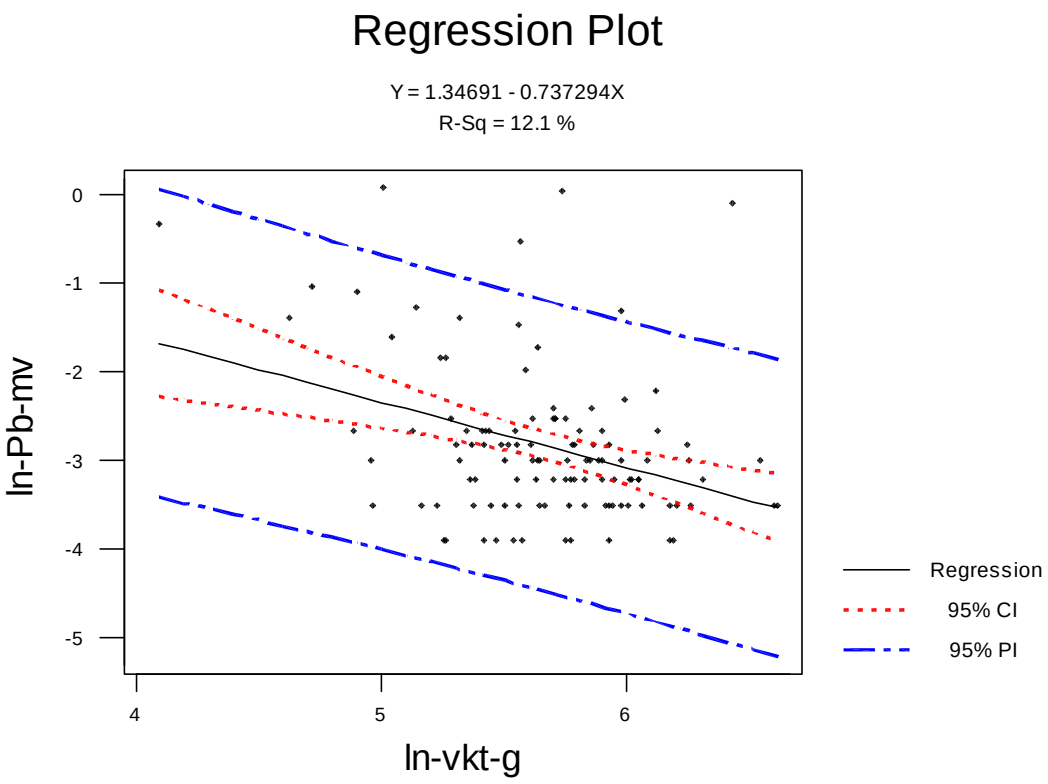
Predictor	Coef	StDev	T	P
Constant	9.745	3.497	2.79	0.006
x	-2.2102	0.6144	-3.60	0.000

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



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) formetaller 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	**0.975**							
	0.000							
ln-tts-%	**-0.284**	**-0.296**						
	0.003	0.002						
ln-fett%	0.051	0.031	0.045					
	0.600	0.751	0.640					
ln-Cd-mv	*	*	*	*				
	*	*	*	*				
ln-Cu-mv	*	*	*	*	*			
	*	*	*	*	*			
ln-Hg-mv	**0.541**	**0.500**	-0.155	0.151	*	*		
	0.000	0.000	0.108	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	**0.975**							
	0.000							
ln-tts-%	**-0.203**	**-0.204**						
	0.032	0.032						
ln-fett%	-0.181	**-0.209**	**0.936**					
	0.059	0.029	0.000					
ln-Cd-mv	**0.502**	**0.451**	**-0.462**	**-0.434**				
	0.000	0.000	0.000	0.000				
ln-Cu-mv	-0.129	-0.184	**0.227**	**0.213**	0.124			
	0.172	0.051	0.016	0.026	0.198			
ln-Hg-mv	*	*	*	*	*	*		
	*	*	*	*	*	*		
ln-Pb-mv	**-0.323**	**-0.349**	0.070	0.054	**-0.208**	**0.195**	*	
	0.000	0.000	0.464	0.579	0.029	0.038	*	
ln-Zn-mv	0.097	0.051	0.055	-0.032	0.095	**0.624**	*****	**0.279**
	0.306	0.594	0.567	0.744	0.326	0.000	*	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 uthevet 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	**0.968**							
	0.000							
ln-tts-%	0.038	0.053						
	0.469	0.479						
ln-fett%	0.033	0.113	**0.551**					
	0.584	0.248	0.000					
ln-Cd-mv	-0.056	**0.208**	0.007	-0.057				
	0.278	0.005	0.900	0.352				
ln-Cu-mv	-0.016	-0.015	**0.340**	**0.304**	**0.103**			
	0.752	0.845	0.000	0.000	0.047			
ln-Hg-mv	0.038	0.042	**-0.327**	**-0.247**	-0.027	**-0.144**		
	0.464	0.569	0.000	0.000	0.603	0.005		
ln-Pb-mv	-0.069	0.069	**0.191**	0.040	0.077	**0.118**	**0.142**	
	0.181	0.357	0.000	0.511	0.137	0.023	0.006	
ln-Zn-mv	**-0.154**	**-0.150**	**0.279**	**0.182**	**-0.288**	**0.137**	0.003	**0.353**
	0.003	0.044	0.000	0.003	0.000	0.008	0.950	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	**0.974**							
	0.000							
ln-tts-%	-0.068	-0.055						
	0.556	0.636						
ln-fett%	0.228	0.133	-0.138					
	0.051	0.258	0.242					
ln-Cd-mv	*	*	*	*				
	*	*	*	*				
ln-Cu-mv	*	*	*	*	*			
	*	*	*	*	*			
ln-Hg-mv	0.093	-0.021	-0.065	0.167	*	*		
	0.424	0.853	0.575	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	**0.974**							
	0.000							
ln-tts-%	**0.277**	**0.327**						
	0.015	0.004						
ln-fett%	**0.455**	**0.518**	**0.773**					
	0.000	0.000	0.000					
ln-Cd-mv	0.205	0.091	0.004	-0.037				
	0.074	0.430	0.969	0.752				
ln-Cu-mv	**-0.314**	**-0.344**	-0.021	-0.175	**0.334**			
	0.005	0.002	0.858	0.129	0.003			
ln-Hg-mv	*	*	*	*	*	*		
	*	*	*	*	*	*		
ln-Pb-mv	-0.157	**-0.320**	-0.178	**-0.370**	**0.520**	**0.358**	*	
	0.172	0.005	0.122	0.001	0.000	0.001	*	
ln-Zn-mv	0.206	0.136	0.166	0.059	0.259	**0.413**	*	**0.375**
	0.072	0.237	0.149	0.610	0.023	0.000	*	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	**0.985** 0.000							
ln-tts-%	-0.181 0.227	-0.149 0.324						
ln-fett%	**0.332** 0.024	**0.371** 0.011	0.064 0.671					
ln-Cd-mv	* *	* *	* *	* *				
ln-Cu-mv	* *	* *	* *	* *	* *			
ln-Hg-mv	**0.496** 0.000	**0.426** 0.003	**-0.462** 0.001	-0.022 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	**0.985** 0.000							
ln-tts-%	0.070 0.644	0.130 0.390						
ln-fett%	0.080 0.599	0.135 0.371	**0.875** 0.000					
ln-Cd-mv	**0.528** 0.000	**0.478** 0.001	-0.010 0.949	-0.005 0.972				
ln-Cu-mv	0.153 0.310	0.184 0.220	0.145 0.337	-0.001 0.993	-0.040 0.790			
ln-Hg-mv	* *	* *	* *	* *	* *	*		
ln-Pb-mv	-0.100 0.508	-0.195 0.195	**-0.343** 0.020	**-0.431** 0.003	0.166 0.271	-0.017 0.913	* *	
ln-Zn-mv	0.224 0.134	0.249 0.096	**0.522** 0.000	**0.419** 0.004	0.134 0.375	**0.302** 0.041	* *	-0.215 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	**0.972**							
	0.000							
ln-tts-%	-0.125	0.023						
	0.670	0.937						
ln-fett%	-0.265	-0.197	-0.040					
	0.360	0.500	0.893					
ln-Cd-mv	*	*	*	*				
	*	*	*	*				
ln-Cu-mv	*	*	*	*	*			
	*	*	*	*	*			
ln-Hg-mv	0.020	-0.119	-0.374	-0.234	*	*		
	0.948	0.699	0.208	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	**0.972**								
	0.000								
ln-tts-%	0.271	0.459							
	0.348	0.099							
ln-fett%	-0.050	0.142	**0.880**						
	0.866	0.627	0.000						
ln-Cd-mv	0.629	0.543	-0.210	-0.367					
	0.016	0.045	0.470	0.196					
ln-Cu-mv	0.242	0.315	**0.701**	**0.537**	-0.251				
	0.405	0.273	0.005	0.048	0.386				
ln-Hg-mv	*	*	*	*	*	*			
	*	*	*	*	*	*			
ln-Pb-mv	0.301	0.337	0.369	0.282	-0.104	0.502	*		
	0.296	0.239	0.194	0.328	0.724	0.067	*		
ln-Zn-mv	0.377	0.521	**0.785**	**0.539**	-0.211	**0.752**	*	0.338	
	0.184	0.056	0.001	0.047	0.469	0.002	*	0.237	

Cell Contents: Correlation
P-Value