



RAPPORT LNR 4611-2002

# **R**esipientundersøkelse i Trondheimsfjorden 2001

Miljøgifter i fisk

**Hovedkontor**

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

**Sørlandsavdelingen**

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

**Østlandsavdelingen**

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

**Vestlandsavdelingen**

Nordnesboder 5  
5005 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Akvaplan-niva**

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

Tittel Resipientundersøkelse i Trondheimsfjorden 2001. Miljøgifter i fisk	Løpenr. (for bestilling) 4611-2002	Dato 06/02-03
	Prosjektnr. Undernr. O-202464	Sider Pris 53 med vedlegg
Forfatter(e)  John Arthur Berge	Fagområde Miljøgifter marint	Distribusjon Fri
	Geografisk område Sør Trøndelag	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Oceanor/Trondheim kommune	Oppdragsreferanse
---	-------------------

**Sammendrag**

Det er gjennomført resipientundersøkelser i Trondheimsfjorden for Trondheim kommune. Her rapporteres resultatene fra delundersøkelsen om miljøgifter i torsk (*Gadus morhua*) og skrubbe (*Platichthys flesus*) og sandflyndre (*Limanda limanda*) innsamlet fra 5 stasjoner. Det ble i hovedsak observert lave metallkonsentrasjoner. Blykonsentrasjonen i flatfisk fra Ranheim var imidlertid ca 7 ganger "bakgrunn". Nivået av tributyltinn (TBT) i torskelever lå under midlet av det som til nå er observert i Norge mens nivået av TPhT (trifenyltinn) lå over. Konsentrasjonen av PCB i torskelever varierte over en faktor på ca 8,5 og de høyeste konsentrasjoner ble funnet i materiale fra Korsvika (markert PCB forurenset) og de laveste konsentrasjoner ved Ranheim og ved Fofafoten (ubetydelig-lite forurenset). Konsentrasjonen av PCB i lever av flatfisk fra alle stasjoner lå over "bakgrunnsnivå" for norske kystfarvann. Den høyeste overkonsentrasjonen lå 6,6 x "bakgrunn" og ble observert i flatfisk fra Ranheim. Det ble observert lave konsentrasjoner av dioksiner og furaner (PCDF/D) i torsk (ubetydelig-lite forurenset basert på TE<sub>PCDF/D</sub>). Noe høyere giftighet var knyttet til dioksinlignende PCB forbindelser. Imidlertid utgjorde ikke disse forbindelser noe større miljøproblem utover det de måtte gjøre ellers langs kysten. I lever fra torsk innsamlet nær Turistskipperen ble det observert konsentrasjoner av PAH-forbindelser som lå nær eller noe over antatt høyt bakgrunnsnivå. De observerte konsentrasjoner antyder at metaller, TBT, HCB, HCH, DDT, PCDF/D og PAH i fisk fra Trondheimsområdet ikke utgjør noe stort problem mht spiselighet av fisk. Det er imidlertid mer uklart hva de øvrige tinnorganiske forbindelsene (TPhT, DBT) og dioksinlignende PCBer betyr. Med bakgrunn i data fra denne rapporten har imidlertid SNT frarådet å spise lever av fisk fanget i Havnebassenget fra Korsvika via Nyhavna og nedre del av Nidelva til Rosenborgbassenget.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Metaller</li> <li>2. Organiske mikroforurensninger</li> <li>3. Fisk</li> <li>4. Resipientvurdering</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Metals</li> <li>2. Organic micropollutants</li> <li>3. Fish</li> <li>4. Environmental evaluation</li> </ol>
--	--



John Arthur Berge

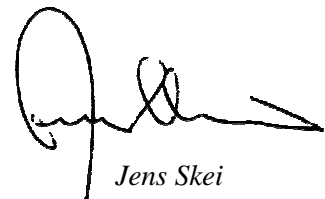
Prosjektleder



Kristoffer Næs

Forskningsleder

ISBN 82-577-4272-4



Jens Skei

Forskningsdirektør



# **Resipientundersøkelse i Trondheimsfjorden 2001.**

Miljøgifter i fisk



## Forord

I forbindelse med mulige renskrav knyttet til kloakkutslipp til Trondheimsfjorden fra Høvringen rensesanlegg ønsket Trondheim kommune å gjennomføre nye resipientundersøkelser i Trondheimsfjorden. Kommunen la gjennomføringen av undersøkelsene ut på anbud med anbudsfrist 31/7-2000. Under ledelse av OCEANOR ga NIVA og SINTEF et samlet anbud på resipientundersøkelsen. På basis av anbudet ble ansvaret for gjennomføringen av undersøkelsen gitt til OCEANOR med samarbeidspartnere.

Resipientundersøkelsen omfattet følgende fagområder

- Hydrografi (strøm, salt , temperatur)
- Kontinuerlige målinger-strøm,
- Sporstoffundersøkelser
- Utslippsberegninger
- Målinger av næringssalter og oksygen
- Målinger av klorofyll, planktonalger og bakterier
- Kartlegging av bakteriologiske forhold på badeplasser
- Fjæresoneundersøkelser
- Undersøkelser av bløtbunnsfauna
- Undersøkelser av miljøgifter i sedimenter
- Undersøkelser av miljøgifter i organismer (alger, blåskjell, fisk)
- Kartlegging av brukereinteresser

NIVA har hatt fagansvar for fjæresoneundersøkelser, undersøkelser av bløtbunnsfauna, undersøkelser av miljøgifter i sedimenter og undersøkelser av miljøgifter i organismer (alger, blåskjell, fisk).

I denne rapporten rapporteres resultatene fra undersøkelser av miljøgifter i fisk.

Fagansvarlig for delprosjektet har vært John Arthur Berge, NIVA.

NIVAs kontaktperson hos OCEANOR har vært Johanne Arff.

Fangst av fisk er organisert av OCEANOR og utført av fisker Helge Engen. Analyse av dioksiner (PCDD/F) og dioksinlignende PCB-forbindelser er utført av NILU mens de øvrige analyser er utført av NIVA.

Oslo, 06/02-2003

*John Arthur Berge*

---



# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>Summary</b>	<b>7</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>9</b>
<b>2. Materiale og metode</b>	<b>10</b>
2.1 Undersøkelsesområde	10
2.2 Fangst av fisk	10
2.3 Opparbeiding og analyse	11
<b>3. Resultater og diskusjon</b>	<b>13</b>
3.1 Metaller	13
3.1.1 Torsk	13
3.1.2 Flatfisk	14
3.1.3 Innholdet av metaller i fisk og spiselighet	15
3.2 Tinnorganiske forbindelser	16
3.2.1 Tinnorganiske forbindelser og spiselighet	17
3.3 PCB og andre klororganiske forbindelser	18
3.3.1 Torsk	18
3.3.2 Flatfisk	20
3.3.3 Spiselighet og innhold av PCB og andre klororganiske forbindelser i fisk	21
3.4 Dioksiner og dioksinlignende forbindelser	23
3.4.1 Dioksiner og dioksinlignende forbindelser og spiselighet	24
3.5 PAH i torsk og skrubbe	25
<b>4. Sammenfattede kommentarer</b>	<b>26</b>
<b>5. Referanser</b>	<b>29</b>
<b>Vedlegg A. Analysemetoder</b>	<b>31</b>
<b>Vedlegg B. Resultater av analyse av klororganiske forbindelser i torskelever</b>	<b>33</b>
<b>Vedlegg C. Resultater av analyse av klororganiske forbindelser i flatfisklever</b>	<b>35</b>
<b>Vedlegg D. Resultater fra analyse av polysykliske aromatiske hydrokarboner i torskelever og skrubbelever</b>	<b>37</b>
<b>Vedlegg E. Resultater fra dioksinanalyser</b>	<b>38</b>

---





## Sammendrag

I forbindelse med mulige renskrav knyttet til kloakkutslipp til Trondheimsfjorden fra Høvringen renseanlegg ønsket Trondheim kommune å gjennomføre resipientundersøkelser i Trondheimsfjorden. Undersøkelsene er gjennomført i 2001 av OCEANOR, SINTEF og NIVA. Her rapporteres resultatene fra delundersøkelsen som omhandler miljøgifter i torsk (*Gadus morhua*) og flatfiskartene skrubbe (*Platichthys flesus*) og sandflyndre (*Limanda limanda*).

Målsettingen har vært å beskrive dagens tilstand, sammenligne med tidligere undersøkelser, danne grunnlag for vurdering av betydningen av dagens utslipp på miljøtilstanden, og for senere oppfølging og overvåking.

Følgende parametere er analysert: % fett, bly (Pb), kadmium (Cd), kvikksølv (Hg), butyltinn (TBT med nedbrytningsprodukter) og fenyltin (TPhT med nedbrytningsprodukter), polyklorerte bifenyler (PCB), utvalgte biocider (HCB, HCH og nedbrytningsprodukter av DDT), dioksiner og furaner (PCDF/D), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Analysene ble foretatt på blandprøver av filet (kvikksølv) og lever (øvrige miljøgifter) fra fisk fra 5 stasjoner (Folafoten, Ila-Høvringen, Turistskippiren, Korsvika, Ranheim). Analyseresultatene er blant annet vurdert i henhold til SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann.

Det er identifisert en varierende grad av påvirkning fra de ulike miljøgifter, og resultater fra torsk og flatfisk gir ikke et entydig bilde mht. belastning (eksempelvis PCB). Resultatene fra Ila-Høvringen (dvs. stasjonen nærmest renseanlegget ved Høvringen) peker seg imidlertid ikke entydig ut på noen spesiell måte.

**Metaller:** Det ble observert lave metallkonsentrasjoner i torsk fra alle stasjoner. For flatfisk ble det også i hovedsak observert lave konsentrasjoner, men noe forhøyede verdier for bly på tre stasjoner (Folafoten, Ila-Høvringen og Ranheim) og for kadmium på en stasjon (Turistskippiren). Den høyeste blykonsentrasjonen ble observert i flatfisk fra Ranheim (ca 6,6 x "bakgrunn"). Kvikksølvkonsentrasjonen som ble observert i fiskefilet i 1987/88 var meget lave. Også i 2001 var konsentrasjonene lave, men det generelle nivået lå noe høyere enn det som ble observert i 1987/88.

**Tinnorganiske forbindelser:** Det er gjort relativt få analyser av tinnorganiske forbindelser i fisk i Norge. Nivået av tributyltinn (TBT) i torsk fra Trondheimsfjorden lå imidlertid lå imidlertid under under midlet av det som til nå er observert i Norge mens nivået av TPhT (trifenyltinn) ligger over tilsvarende middel. Begge verdier tyder imidlertid på en viss belastning.

**PCB og andre klororganiske forbindelser:** De høyeste konsentrasjoner av PCB i torskelever ble funnet i materiale fra Korsvika og de laveste konsentrasjoner ved Ranheim og ved Folafoten. På bakgrunn av observasjonene i torsk kunne området ved Korsvika klassifiseres som markert PCB forurenset mens Ranheim og Folafoten kunne karakteriseres som ubetydelig-lite forurenset. Konsentrasjonen av PCB i lever av flatfisk fra alle stasjoner lå over "bakgrunnsnivå" for norske kystfarvann. Den høyeste overkonsentrasjonen lå 6,6 x "bakgrunn" og ble observert i flatfisk fra Ranheim.

**Dioksiner:** Det ble observert lave konsentrasjoner av dioksiner og furaner (PCDF/D) i torsk. Ved omregning til giftighet/toksititetskvivalenter ( $TE_{PCDF/D}$ ) kunne fisken karakteriseres som ubetydelig-lite forurenset. Disse forbindelser synes derfor ikke å utgjøre noe miljøproblem. Større giftighet var imidlertid knyttet til de observerte konsentrasjoner av non-orto PCB og mono-orto PCB. Hovedkonklusjonen er imidlertid at non-orto og tildels også mono-orto PCB generelt ikke utgjør noe

miljøproblem i området utover det de måtte gjøre ellers langs kysten som funksjon av diffus spredning i miljøet.

**PAH:** I lever fra torsk innsamlet nær Turistskippiren ble det observert konsentrasjoner av PAH-forbindelser som lå nær eller noe over antatt høyt bakgrunnsnivå.

**Spiselighet:** I Norge er det Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) som utformer og forvalter regelverket på næringsmiddelområdet og som på basis av et helhetssyn er den rette instans for å avgjøre den endelige betydningen av de konsentrasjoner av miljøgifter som er observert. Med bakgrunn i denne rapporten har SNT frarådet å spise lever av fisk fanget i Havnebassenget fra Korsvika via Nyhavna og nedre del av Nidelva til Rosenborgbassenget.

## Summary

Title: Environmental investigations in Trondheimsfjorden (Norway) in 2001. Contaminants in fish.

Year:2002

Author:John Arthur Berge

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4272-4

---

Environmental investigations were performed in the Trondheimsfjord for The Municipality of Trondheim in order to evaluate the possible need for further treatment of the discharge from the sewage treatment plant at Høvringen. Different tasks were performed by OCEANOR, SINTEF and NIVA. Here NIVA reports the results from analysis of metals and organic micro pollutants in cod (*Gadus morhua*) and flatfish (*Platichthys flesus*, *Limanda limanda*).

The objective was to describe the present environmental condition in the recipient, establish a basis for evaluation of present discharges on the environmental quality, compare with results from previous investigations and establish a basis for future monitoring.

The following parameters were analysed: % fat, lead (Pb), cadmium (Cd), mercury (Hg), butyltin (TBT and degradation products), phenyltin (TPhT and degradation products), polychlorinated biphenyls (PCB), selected biocides (HCB, HCH, "DDT"), dioxins and furanes (PCDF/D), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH). The analyses were performed on composite samples of fish filet (mercury) and liver (remaining contaminants) from 9-25 fish from 5 areas (Folafoten, Ila-Høvringen, Turistskippiren, Korsvika, Ranheim). The analytical results are classified according to the classification system established by The Norwegian State Pollution Control Authority

A varying degree of influence was identified for the different contaminants and results from cod and flatfish did not show the same geographic pattern (PCB). The results from Ila-Høvringen (the area colsest to the discharge from the sewage treatment plant at Høvringen) did not stand out in any particular way.

**Metals:** Low metal concentrations were observed in cod from all areas. This was generally also the case for flatfish but somewhat elevated concentrations were observed for lead at three stations (Folafoten, Ila-Høvringen og Ranheim) and for cadmium at one station (Turistskippiren). The highest concentration of lead was observed at Ranheim (approximately 6,6 times "background").

**Organotin:** Few analyses of organotins have been performed on fish samples from the Norwegian coast. The level of tributyltin (TBT) observed was lower than the average for the Norwegian coast but the concentrations of triphenyltin (TPhT) were higher. Both values indicate a certain pollution load.

**PCB:** The highest concentration of PCB in cod liver was observed in fish from Korsvika (markedly polluted) and the lowest from Ranheim and Folafoten (insignificantly polluted). The PCB concentrations observed in liver from flatfish were above "background level" for Norwegian coastal areas. The highest concentration was observed in flatfish from Ranheim (6,6 x "background level")

**Dioxins and furans:** Low concentrations of PCDF/D were observed in cod liver (insignificantly polluted). Non-orto PCB and mono-orto PCB contributed however far more to the total toxicity (86-98%) compared to PCDF/D (2-14%). The observed concentrations of non-orto PCB and mono-orto PCB were nevertheless not higher than has previously been reported from other parts of the Norwegian coast.

---

**PAH:** Observed concentrations of PAH in cod liver from fish from Turistskippiren (harbour area in Trondheim) were near or slightly higher than "background level" for Norwegian coastal areas.

**Edibility:** The Norwegian Food Control Authority (SNT) is the authorized agency for a final evaluation of the significance of the observed concentrations for human consumption of fish. On the background of the results reported here, SNT has recommended not to consume liver from fish caught in the Korsvika location and the adjoining harbour area at the outlet of the river Nidelva.

# 1. Innledning

Trondheim kommune har et kloakkutslipp til Trondheimsfjorden fra Høvringen renseanlegg. I dag har anlegget et silanlegg med diffusor utslipp på ca. 50 m dyp. Det har vært reist spørsmål om nødvendigheten av ytterligere rensning av kloakkutslippet fra renseanlegget ved bygging av et kjemisk/biologisk rensesrinn. Sentralt for de renskrav som Trondheim kommune vil bli pålagt fra sentral miljøforvaltning (nasjonalt og innen EU) vil være dagens miljøtilstand i Trondheimsfjorden og i hvilken grad eventuelle dårlige miljøforhold kan knyttes til dagens utslipp fra Høvringen.

For enkelte fjordområder har Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) på basis av funn av høye konsentrasjoner av miljøgifter i organismer gått ut med omsetningsforbud eller kostholdsråd for villfanget fisk. Trondheimsområdet (med unntak av Hommelvik) har ikke vært blant disse (c.f. Berg et al. 1997). Dette skyldes i første omgang mangel på relevante undersøkelser og ikke at dokumenterte verdier for organiske miljøgifter i organismer fra Trondheimsområdet er lave.

Flertallet av de restriksjonene som er innført i Norge skyldes forhøyede nivåer av organiske forbindelser og ikke metaller. I SNTs forslag til strategi for kartlegging av miljøgifter i marine organismer i norske havner og fjorder er det foreslått en nasjonal satsing for å fremskaffe kunnskap om miljøgifter i fisk og skalldyr (Berg et al. 1997). Av hensyn til lokale yrkesfiskere og fritidsfiske har SNT uttalt at det også i Trondheimsområdet bør gjennomføres undersøkelser av miljøgifter i organismer. I undersøkelsene fra 1987/1988 ble det kun analysert for metaller i filet og det ble konkludert med "det ble ikke funnet helsemessige betenkelige verdier av Hg, Pb eller Zn i fisk fra noen av lokalitetene" mens enkelte fisk fra Ilsvika hadde kadmiumkonsentrasjoner opp i mot eller over slike verdier.

Denne undersøkelse omfatter analyser av miljøgifter i torsk og flatfisk (skrubbe og sandflyndre). Dette er med unntak av sandflyndre arter som også ble undersøkt i 1987/88 (Stokland, 1988). De valgte fiskeslag ernærer seg i hovedsak av bunnlevende organismer, som kan ha hatt kontakt med forurenset sediment.

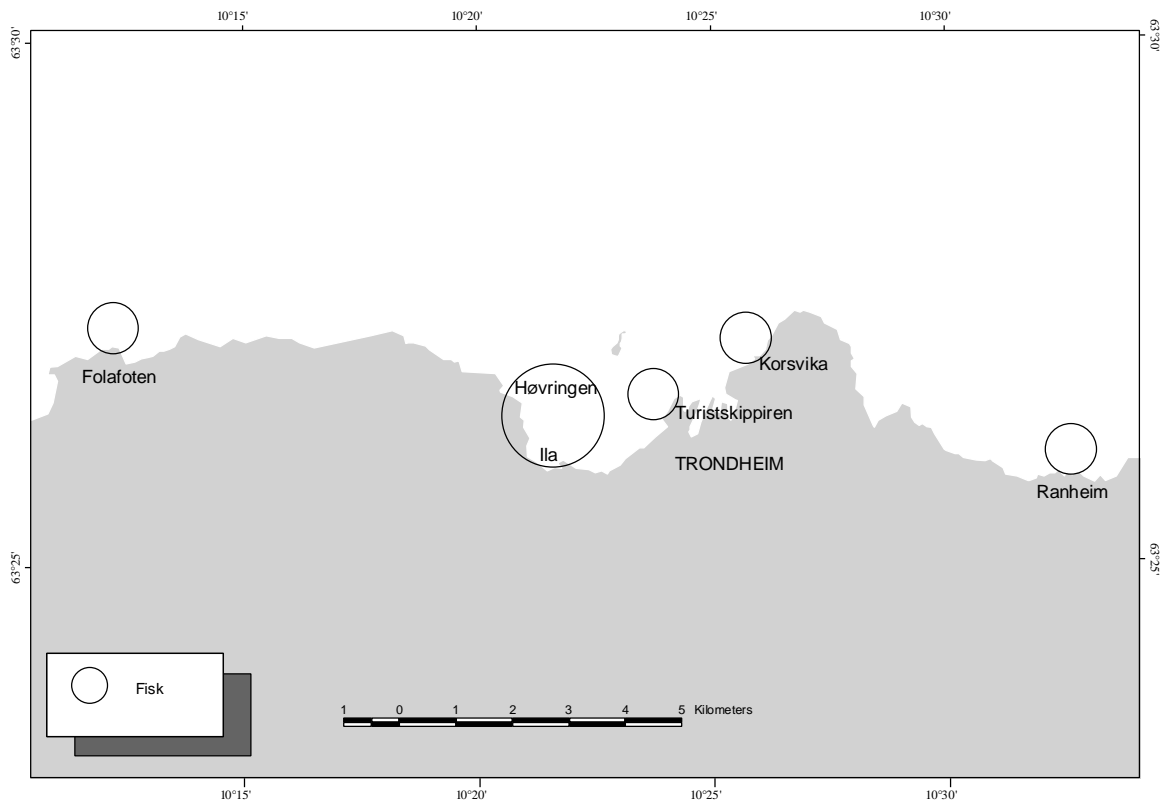
Målsettingen med undersøkelsene har vært å

- beskrive dagens tilstand
- danne grunnlag for vurdering av betydningen av dagens utslipp på miljøtilstanden
- sammenligne med tidligere undersøkelser
- danne grunnlag for senere oppfølging og overvåking

## 2. Materiale og metode

### 2.1 Undersøkellesområde

Fisk ble innsamlet fra fem områder (Folafoten, Ila-Høvringen, Turistskippiren, Korsvika og Ranheim) rundt Trondheim (**Figur 1**). Undersøkelsene som ble gjennomført i 1987/88 dekket fisk fra Høvringen og Ilabassenget. Ilabassenget og Høvringen ligger relativt nær hverandre (ca 2 km) og fisken fra de to områder kan ha et overlappende oppvekstområde. I undersøkelsene i 2001 ble derfor områdene slått sammen til en stasjon (Ila-Høvringen).



**Figur 1.** Kart som viser stasjoner der det ble innsamlet fisk

### 2.2 Fangst av fisk

Fisken ble innsamlet i september og oktober 2001 med garn og ruser. I utgangspunktet skulle undersøkelsen gjennomføres på materiale av torsk (*Gadus morhua*) og skrubbe (*Platichthus flesus*). Ved Folafoten og Ranheim var det imidlertid problemer å få nok skrubbe slik at en valgte å gjennomføre analysene på sandflyndre (*Limanda limanda*) som det var lettere å få tak i.

## 2.3 Opparbeiding og analyse

Følgende parametere ble analysert.

- Bly (Pb), kadmium (Cd), PCB og tørrstoffinnhold (% TS) og fett i lever fra torsk og flatfisk fra alle 5 stasjoner.
- Dioksiner og furaner (PCDD/F, dioksinlignende PCB (non-orto PCB og mono-orto PCB), butyltinn (TBT med nedbrytningsprodukter) og fenyltinn (TPhT med nedbrytningsprodukter) i torskelever fra 3 stasjoner.
- Kvikksølv (Hg), % TS og % fett i fiskefilet fra torsk og flatfisk fra alle 5 stasjoner.

En oversikt over materialet som ble analysert ses i **Tabell 1**. Analysene ble foretatt på blandprøver. Hver blandprøve bestod av omtrent like mye materiale fra hver fisk. Data for lengde og vekt for fiskematerialet ses i **Tabell 2**. Gjennomsnittlig lengde og vekt på torsk fra de 5 stasjoner var relativt jevn mens flatfiskmaterialet varierte noe mer. Antall fisk som ble analysert fra hver stasjon var, 24-25 for torsk og 9-25 for flatfisk. Spesielt lavt var antall flatfisk fra Korsvika (9 skrubber). Resultatene fra denne stasjonen representerer derfor sannsynligvis et dårligere estimat for sann middelværdi enn resultatene fra de øvrige stasjoner.



**Tabell 1.** Oversikt over materialet som ble analysert for miljøgifter

Prøve nr.	Fiske-slag	Stasjonsnavn	Vevs-type	Analysetype
1	Torsk	Folafoten,	Lever	Pb, Cd, PCB, % TS, TBT, TPhT
1b	Torsk	Folafoten,	Lever	Dioksiner , dioksinlignende PCB
2	Torsk	Folafoten,	Filet	Hg, Fett, % TS
3	Torsk	Ila-Høvringen,	Lever	Pb, Cd, PCB, % TS, TBT, TPhT
3b	Torsk	Ila-Høvringen	Lever	Dioksiner , dioksinlignende PCB
4	Torsk	Ila-Høvringen,	Filet	Hg, Fett, % TS
5	Torsk	Turistskippen	Lever	Pb, Cd, PCB, PAH, % TS, TBT, TPhT
6	Torsk	Turistskippen	Filet	Hg, Fett, % TS
7	Torsk	Korsvika	Lever	Pb, Cd, PCB, % TS, TBT, TPhT
7b	Torsk	Korsvika	Lever	Dioksiner, dioksinlignende PCB
8	Torsk	Korsvika	Filet	Hg, Fett, % TS
9	Torsk	Ranheim	Lever	Pb, Cd, PCB, % TS
10	Torsk	Ranheim	Filet	Hg, Fett, % TS
11b	Sandflyndre	Folafoten,	Lever	Pb, Cd, PCB, % TS
12b	Sandflyndre	Folafoten,	Filet	Hg, Fett, % TS
13	Skрубbe	Ila-Høvringen,	Lever	Pb, Cd, PCB, % TS
14	Skрубbe	Ila-Høvringen,	Filet	Hg, Fett, % TS
15	Skрубbe	Turistskippen	Lever	Pb, Cd, PCB, % TS, TBT, TPhT, PAH
16	Skрубbe	Turistskippen	Filet	Hg, Fett, % TS
17	Skрубbe	Korsvika	Lever	Pb, Cd, PCB, % TS
18	Skрубbe	Korsvika	Filet	Hg, Fett, % TS
19	Sandflyndre	Ranheim	Lever	Pb, Cd, PCB, % TS
20	Sandflyndre	Ranheim	Filet	Hg, Fett, % TS

**Tabell 2.** Lengde og vekt av fisk benyttet til analyse av miljøgifter.

Stasjonsnavn	Fiske-slag	Antall fisk	Gjennomsnittlig lengde (min, max) (cm)	Gjennomsnittlig vekt (min, max) (g)
Folafoten,	Torsk	25	38,2 (30,5-44,5)	612 (271-963)
Ila-Høvringen	Torsk	24	43,7 (37-53,5)	848 (410-1567)
Turistskippen	Torsk	25	42,1 (36-52)	770 (438-1356)
Korsvika	Torsk	25	42,6 (32-52)	840 (321-1288)
Ranheim	Torsk	25	39,8 (29,5-46)	692 (277-1020)
Folafoten,	Sandflyndre	14	26,5 (23-32)	211 (131-357)
Ila-Høvringen,	Skрубbe	20	31,8 (25,6-39,5)	405 (215-718)
Turistskippen	Skрубbe	25	32,5 (24,2-39,7)	427 (161-762)
Korsvika	Skрубbe	9	34,6 (29,5-40,5)	570 (299-1099)
Ranheim	Sandflyndre	17	26,9 (22-31)	191,3 (112-313)

Benyttede analysemetoder ses i vedlegg B.

### 3. Resultater og diskusjon

I fisk observeres vanligvis at lever inneholder langt mer fett enn filet. Dett ses også i torsk og flatfisk fra Trondheimsområdet (**Tabell 3**). Også tørrstoffinnholdet er høyere i lever enn i filet (**Tabell 3**).

**Tabell 3.** Prosent tørrstoff (TTS) og fett (våtvektsbasis) i vev av fisk fra Trondheimsområdet analysert for metaller og organiske miljøgifter.

Stasjon	Fiskeslag	Vevstype	TTS/ (%)	Fett (%)
Folafoten	Torsk	Lever	40,48	27,96
Ila-Høvringen	Torsk	Lever	42,75	31,49
Turistskippiren	Torsk	Lever	41,10	30,53
Korsvika	Torsk	Lever	47,68	37,97
Ranheim	Torsk	Lever	40,63	30,32
Folafoten	Torsk	Filet	19,67	0,04
Ila-Høvringen	Torsk	Filet	19,15	0,34
Turistskippiren	Torsk	Filet	19,27	0,29
Korsvika	Torsk	Filet	19,70	0,39
Ranheim	Torsk	Filet	20,08	0,38
Folafoten	Sandflyndre	Lever	33,33	19,83
Ila-Høvringen	Skrubbe	Lever	28,24	16,26
Turistskippiren	Skrubbe	Lever	27,54	16,08
Korsvika	Skrubbe	Lever	32,37	19,15
Ranheim	Sandflyndre	Lever	37,67	23,99
Folafoten	Sandflyndre	Filet	20,87	0,54
Ila-Høvringen	Skrubbe	Filet	22,87	0,09
Turistskippiren	Skrubbe	Filet	20,52	0,04
Korsvika	Skrubbe	Filet	20,45	0,50
Ranheim	Sandflyndre	Filet	21,47	0,51

#### 3.1 Metaller

##### 3.1.1 Torsk







Det ble i torsk fra alle stasjoner observert lave konsentrasjoner av bly, kadmium i lever og kvikksølv i filet (**Tabell 4**). Med unntak av kvikksølv inngår ikke metaller i fisk i SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet.

På bakgrunn av konsentrasjonen av kvikksølv i torskefilet kunne imidlertid alle stasjoner klassifiseres som ubetydelig-lite forurenset. Også i 1987/88 ble det observert lave konsentrasjoner av kvikksølv i torsk fra Trondheimsområdet.

Konsentrasjonen av kadmium og bly i lever lå på alle stasjoner under middelerdi for torsk fra referansestasjoner langs norskekysten og må derfor også oppfattes som lave.

**Tabell 4.** Konsentrasjon av kadmium (Cd) og bly (Pb) i torskelever og kvikksølv i torskefilet fra fisk innsamlet i Trondheimsområdet i 2001 (denne undersøkelse) og 1987 (Stokland, 1988). Alle konsentrasjoner er oppgitt i  $\mu\text{g/g}$  v.v.

Data fra de enkelte stasjoner er klassifisert ifølge SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997). For metaller/vev som ikke er med i SFTs klassifiseringssystem er middelverdi for analyser på torsk fra JAMP referansestasjoner (Knutzen og Green 2001) oppgitt som "Bakgrunnsnivå "

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

Stasjon	Cd 2001	Pb 2001	Hg 1987/88	Hg 2001
Folafoten	0,068	<0,03		0,048
Ila-Høvringen	0,045	<0,03	0,02-0,005 <sup>1)</sup>	0,061
Turistskippiren	0,052	<0,03		0,043
Korsvika	0,057	<0,03		0,071
Ranheim	0,052	<0,03		0,044
Øvre grense for klasse I ( $\mu\text{g/g}$ v.v.) (Molvær et al. 1997)			0,1	
"Bakgrunnsnivå "	0,1	0,04		

<sup>1)</sup>Torsk innsamlet i Ilsvika

### 3.1.2 Flatfisk

Metaller i flatfisk inngår ikke i SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet. Vi har derfor valgt å sammenligne de observerte konsentrasjoner med middelverdi for analyser på flatfisk fra JAMP referansestasjoner (Knutzen og Green 2001).

Relativt sett ble de høyeste konsentrasjoner observert for bly (**Tabell 5**). På tre stasjoner ble det observert konsentrasjoner over "bakgrunn". Den høyeste blykonsentrasjonen ble observert i flatfisk fra Ranheim (ca 6,6 x "bakgrunn").

Det ble i filet fra fisk fra alle stasjoner observert relativt lave konsentrasjoner av kvikksølv (**Tabell 5**). Også i 1987/88 ble det observert lave konsentrasjoner av dette metallet.

I fisk innfanget i området ved Turistskippiren ble det observert konsentrasjoner av kadmium som lå svakt over "bakgrunn" mens observasjonene på de øvrige stasjoner lå under "bakgrunnsnivå".

**Tabell 5.** Konsentrasjon av kadmium (Cd) og bly (Pb) i flatfisklever og kvikksølv i flatfiskfilet fra fisk innsamlet i Trondheimsområdet i 2001 (denne undersøkelse) og 1987 (Stokland, 1988). Alle konsentrasjoner er oppgitt i  $\mu\text{g/g}$  v.v. Middelvei for analyser på flatfisk fra JAMP referansestasjoner (Knutzen og Green 2001) er oppgitt som "bakgrunnsnivå" i tabellen

Fargekoder brukt i tabellen:

	Konsentrasjon under bakgrunnsnivå		Konsentrasjon over bakgrunnsnivå
--	-----------------------------------	--	----------------------------------

Stasjon, fiskeslag	Cd 2001	Pb 2001	Hg 1987/88	Hg 2001
Folafoten, sandflyndre	0,090	0,49		0,023
Ila-Høvringen, skrubbe	0,093	0,34	0,002-0,006 <sup>1)</sup>	0,031
Turistskippiren, skrubbe	0,165	0,07		0,039
Korsvika, skrubbe	0,095	0,04		0,035
Ranheim, sandflyndre	0,127	0,71		0,022
"Bakgrunnsnivå"				
• Sandflyndre	0,18	0,11	0,09	0,09
• Skrubbe	0,13	0,09	0,09	0,09

<sup>1)</sup> Skrubbe og sandflyndre innsamlet i Ilsvika

### 3.1.3 Innholdet av metaller i fisk og spiselighet

Antatt mengde metall som en person i følge WHO kan innta hver uke gjennom hele livet uten at det medfører helseskade er vist i **Tabell 6**.

Basert på observerte konsentrasjoner i **Tabell 4** og **Tabell 5** og verdiene i **Tabell 6** kan en beregne hvor mye fisk fra Trondheimsfjorden en person kan spise før grenseverdiene for konsum overskrides. Beregninger basert på observerte kvikksølvnivåer tyder på at en person på 60 kg kan spise minst 2.8 kg fiskefilet i uken før grensen for tolerabelt inntak nås (**Tabell 6**), forutsatt at en ikke får tilført kvikksølv fra andre kilder.

Tilsvarende beregninger for kadmium gir at en person på 60 kg kan spise minst 2,5 og 6,2 kg av henholdsvis skrubbe- og torskelever før grensen for tolerabelt inntak nås (**Tabell 6**). Basert på analysene av bly kan en spise minst 2.1 og 50 kg av henholdsvis skrubbe- og torskelever før grensen for tolerabelt inntak nås. Filet inneholder vanligvis klart mindre bly og kadmium enn lever slik at en sannsynligvis kan spise langt mer fileten av skrubbe og torsk før grenseverdiene for kadmium og bly nås.

I Norge er gjennomsnittskonsumet av fisk ca 60 g pr. dag, mens 2-3 % av befolkningen spiser mer enn 180 g pr. dag (kfr. Næs et al. 2000). Dette antyder at metaller ikke utgjør noe stort problem mht spiselighet av torsk og flatfisk fra Trondheimsområdet.

**Tabell 6.** Grense for tolerabelt livslangt ukeinntak av kvikksølv (Hg), bly (Pb) og kadmium (Cd) ifølge WHO (JECFA)

Metall	Tolerabelt ukentlige inntak ( $\mu\text{g/kg}$ kroppsvekt)	Tolerabelt ukentlige inntak for en person på 60 kg (mg)
Hg	5 <sup>1)</sup>	0,3 <sup>2)</sup>
Pb	25	1,5
Cd	7	0,42

<sup>1)</sup>Hvorav høyest 3,3  $\mu\text{g}$  kan være organisk bundet

<sup>2)</sup>Hvorav høyest 0,2 mg kan være organisk bundet

**Tabell 7.** Mengde fiskesom kan spises før grense for tolerabelt livslangt ukeinntak av det enkelte metall nås. Oppgitte verdier er basert på de høyeste metallkonsentrasjoner som er observert i fisk i området rundt Trondheim.

Metall/ type vev	Hg	Pb	Cd
Torskefilet	2,8kg		
Flatfisk filet	5,1 kg		
Torskelever		50 kg	6,2 kg
Skrubbelever		2,1 kg	2,5 kg

### 3.2 Tinnorganiske forbindelser

Nyere data viser at fisk og krabbe kan inneholde tinnorganiske forbindelser som muligens kan ha betydning for spiselighet (Knutzen, 2002). Det er imidlertid gjort relativt få analyser av tinnorganiske forbindelser i fisk i Norge.

Rapporterte analyseresultater fra torskelever viser konsentrasjoner av TBT i området 9,8-534  $\mu\text{g}$  TBT/kg v.v. (middel: 97  $\mu\text{g}$  TBT/kg v.v.) hvor den høyeste konsentrasjonen ble observert i Oslo havn og den laveste ved Fevik (Knutzen, 2002). Tilsvarende analyseresultater for TPhT i torskelever viser konsentrasjoner av TBT i området 47-1944  $\mu\text{g}$  TBT/kg v.v. (middel: 439  $\mu\text{g}$  TPhT /kg v.v.) hvor den høyeste konsentrasjonen ble observert i indre Oslofjord og den laveste i Fredrikstad havn (Knutzen, 2002).

Nivået av TBT som er observert i torskelever fra Trondheimsfjorden (**Tabell 8**) ligger under midlet av det som til nå er observert i Norge, men likevel såpass høyt at det tyder på en klar belastning. Beregninger gjort på konsentrasjoner av butyltinn på tinnbasis viser at TBTs nedbrytningsprodukter, MBT og DBT, utgjorde til sammen ca 40-50 % av den totale mengde butyltinn.

Nivået av TPhT i torskelever fra Trondheimsfjorden (**Tabell 8**) ligger ca 1.8 ganger høyere enn det som ble observert for TBT og over midlet av det som til nå er observert i Norge og tyder på en TPhT-belastning. De observerte høyere konsentrasjoner av TPhT enn TBT er i hovedsak i tråd med det som ellers er funnet i torskelever i Norge (Knutzen, 2002).

TBT (tributyltinn) og TPhT (trifenylytinn) produseres ikke i Norge, men inngår i produkter som benyttes eller som tidligere ble benyttet som bunnstoff, not- og treimpregneringsmidler (snekkerverer som dører og vinduer), samt i mindre grad i maling og beis for treverk, desinfeksjonsmidler, konserveringsmidler og rengjøringsmidler. Trifenylytinnforbindelser har hovedanvendelse som fungicid (soppdrepende middel). Hovedtilførslen av TBT til sjø antas å være fra begroingshindrende middel på

skip og har før 1990 også vært tillatt benyttet på mindre båter. TBT og TphT kan imidlertid også tilføres miljøet ved utlekking fra andre typer produkter og ved utslipp fra impregneringsprosesser.

I blåskjell fra Trondheimsområdet ble det kun funnet spor av TPhT (1-2 µg Sn/kg t.v.), men relativt høye konsentrasjoner av TBT (35-81 µg Sn/kg t.v.) (Berge, 2002a). Dette skulle tyde på at tilførselene av TBT til overflatevann er langt større enn for TPhT. Til tross for dette ble det observert klart høyere konsentrasjoner av TPhT i torskelever enn TBT. Samtidig ble det observert at nedbrytningsproduktene av TPhT utgjorde langt mindre andel (<10 %) av den totale mengde fenyltinn enn det som ble observert for TBT (40-50 %). Dette kan tyde på at i torsk metaboliseres TPhT senere enn TBT og kan være en forklaring på at en observerer høyere TPhT-konsentrasjoner enn TBT-konsentrasjoner til tross for at tilførselene av TPhT til miljøet sannsynligvis er mindre.

**Tabell 8.** Tinnorganiske forbindelser i lever av torsk fra Trondheimsfjorden 2001.. Merk at konsentrasjonen av tributyltinn (TBT) og trifenylytinn (TPhT) er oppgitt både på tinnbasis (vekten av tinnatomet alene) og som TBT/TPhT (vekten av tinn+butyl/fenyl grupper).

TBT=tributyltinn, DBT=dibutyltinn, MBT=monobutyltinn, TPhT=trifenylytinn, DPhT=difenylytinn, MPhT=monofenylytinn.

Stasjoner	TBT	TPhT	TBT	DBT	MBT	TPhT	DPhT	MPhT
Folafoten	82,96	150	34	22	2,6	51	2,8	<1,5
Ila-Høvringen	82,96	150	34	19	3	51	3,5	<1,5
Korsvika	68,32	120	28	27	3,4	41	2,6	<1,5
Enhet	µg TBT/kg v.v.	µg TPhT/kg v.v.	µg Sn/kg v.v.					

### 3.2.1 Tinnorganiske forbindelser og spiselighet

Ved å spise filet og lever av fisk vil en kunne få i seg TBT. De analyser som til nå er gjort av torsk antyder at konsentrasjonen av TBT i torskefilet er omtrent halvparten av det en observerer i lever (Knutzen, 2002).

Det tolerable daglige livslange inntaket av TBT er beregnet til 0.3 µg TBT/kg kroppsvekt (U.S. EPA, 1997) eller 18 µg TBT pr. dag for en person på 60 kg. Med utgangspunkt i konsentrasjonene av TBT som er observert i Trondheimsområdet tilsvarer grensen for daglige livslange inntaket av TBT et inntak på 200-300g friskvekt av lever og omtrent det dobbelte for filet forutsatt at en ikke mister noe TBT ved tilbredning.

I Norge er gjennomsnittskonsumet av fisk ca 60g pr dag, mens 2-3 % av befolkningen spiser mer enn 180 g pr. dag (kfr. Næs et al. 2000). Dett antyder at TBT alene ikke utgjør noe stort problem mht spiselighet av torsk fra Trondheimsområdet. Det er imidlertid uavklart hva de øvrige tinnorganiske forbindelsene betyr.

### 3.3 PCB og andre klororganiske forbindelser

PCB er kjemisk framstilt og ble forbudt omsatt og solgt i Norge i 1980, men kan idag fremdeles observeres i miljø (særlig i sediment) og organismer (særlig i fettrike vev) langs norskekysten. PCB brytes sakte ned og tilføres fremdeles både fra eldre produkter (kondensatorer, transformatorolje, hydraulikkolje, fugmasse, maling, mørteltilsetning) som kan inneholde PCB og som langtransporterte forurensninger via luft.

#### 3.3.1 Torsk







Konsentrasjonen av PCB i torskelever i fisk fra de 5 undersøkte stasjoner varierte relativt mye (**Tabell 9**), dvs. over en faktor på ca 8,5. De høyeste konsentrasjoner av PCB ble funnet i fisk fra Korsvika og de laveste konsentrasjoner øst for Trondheim by ved Ranheim og vest for byen ved Folafofen. På bakgrunn av observasjonene kunne området ved Korsvika klassifiseres som markert PCB forurenset mens Ranheim og Folafofen kunne karakteriseres som ubetydelig-lite forurenset. Den prosentvise fordeling av de ulike komponenter var nær identisk på alle stasjoner (Vedlegg B).

Det ble observert lave konsentrasjoner av HCB, HCH og nedbrytningsprodukter av DDT på alle stasjoner.

Sedimentene på til dels relativt dypt vann (17-355 m) utenfor havneområdene i Trondheim inneholder lite PCB (Berge, 2002b) og kan ikke forklare de høye konsentrasjoner av PCB observert i torsk fra området ved Korsvika. Sedimentene i selve havneområdet er imidlertid til dels betydelig PCB-forurenset (Konieczny og Juliussen, 1995) og kan være en medvirkende forklaring på de høye konsentrasjonene av PCB observert i torsk fra Korsvika. Fisken fra Ila-Høvringen og Turistskippiren var moderat forurenset med PCB muligens som en konsekvens av at de til tider oppholder seg og eventuelt ernærer seg i havneområdene. Blåskjell inneholdt lite PCB (Berge, 2002a) og er en indikasjon på at overflatevannet med et mulig unntak for selve havneområdet generelt er lite PCB-forurenset.

**Tabell 9.** Konsentrasjonen av polyklorerte bifenyler ( $\Sigma\text{PCB}_7$ ), heksaklorbensen (HCB) og to nedbrytningsprodukter (diklordifenyldikloreten=DDE, diklordifenyldikloretan=DDD) av diklordifenyiltrikloretan (DDT) i torskelerver fra Trondheimsfjorden 2001. Enheter:  $\mu\text{g}/\text{kg}$  v.v. Data fra de enkelte stasjoner er klassifisert ifølge SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997).

Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

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

Stasjon	$\Sigma\text{PCB}_7$	HCB	$\alpha\text{-HCH} + \gamma\text{-HCH}$	DDE+DDD
Folafoten	301,8	4	2,5	52,3
Ila-Høvringen	772	6	3,6	70,6
Turistskippiren	558,5	4,5	2,8	57,5
Korsvika	2066	13	6,3	134
Ranheim	244,1	3,8	3	38,6
Øvre grense for klasse I ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.)	500	20	50 <sup>1)</sup>	200 <sup>2)</sup>

<sup>1)</sup>Grenseverdi gjelder for sum  $\alpha$ -,  $\beta$ - og  $\gamma$ -isomerene

<sup>2)</sup>Grenseverdi gjelder for  $\Sigma\text{DDE}$ , DDD, DDT

**Tabell 10.** Beregnet mengde PCB i torskfilet. Beregningene er basert på de analyserte leverkonsentrasjonene og en antagelse om at forholdet mellom konsentrasjon lever og filet er det samme som i torsk fra JAMP referansestasjoner (dvs. 286, Knutzen og Green, 2001). Enheter:  $\mu\text{g}/\text{kg}$  v.v.

Stasjon	$\Sigma\text{PCB}_7$ i filet
Folafoten	1,05
Ila-Høvringen	2,70
Turistskippiren	1,95
Korsvika	7,22
Ranheim	0,85





### 3.3.2 Flatfisk

Konsentrasjonen av PCB i lever av flatfisk fra alle stasjoner lå over "bakgrunnsnivå" i norske kystfarvann (**Tabell 11**). Graden av overkonsentrasjon av PCB lå i området 1,9-6,6. Den høyeste overkonsentrasjonen ble observert i flatfisk fra Ranheim (i samme området ble det observert lave konsentrasjoner av PCB i torskelever) og Ila-Høvringen. Den prosentvise fordeling av de ulike komponenter var nær identisk på alle stasjoner (Vedlegg C). Beregnet mengde PCB i flatfiskfilet ses i **Tabell 12**.

Det ble på alle stasjoner observert lave konsentrasjoner HCH. Tilsvarende ble i hovedsak også observert for DDE og DDD som er nedbrytningsprodukter av DDT. Den høyeste HCB konsentrasjonen ble observert i fisk fra Korsvika (**Tabell 11**).

**Tabell 11.** Konsentrasjonen av polyklorete bifenyler ( $\Sigma\text{PCB}_7$ ), heksaklorbensen (HCB) og to nedbrytningsprodukter (diklordifenyldikloretan=DDE, diklordifenyldikloretan=DDD) av diklordifenyiltrikloretan (DDT) i flatfisklever fra Trondheimsfjorden 2001. Enheter:  $\mu\text{g}/\text{kg}$  v.v.. Middelerverdi for analyser på flatfisk fra JAMP referansestasjoner (Knutzen og Green 2001) er oppgitt som "bakgrunnsnivå" i tabellen. For observasjoner som ligger over "bakgrunnsnivå" er overkonsentrasjon (observert konsentrasjon/bakgrunn) angitt i parentes. Fargekoder brukt i tabellen:

 Konsentrasjon under bakgrunnsnivå       Konsentrasjon over bakgrunnsnivå

Stasjon	Fiskeslag	$\Sigma\text{PCB}_7$	HCB	$\alpha\text{-HCH} + \text{g-HCH}$	DDE+DDD
Folafoten,	Sandflyndre	261,5 (2,9)	2,2	1,57	12,1
Ila-Høvringen	Skrubbe	286,6 (5,5)	2,9 (2,6)	1,28	10,9
Turistskippiren	Skrubbe	76,8 (1,9)	2,9 (2,6)	1,31	13,8
Korsvika	Skrubbe	98,3 (2,5)	8,1 (7,4)	1,62	25,1 (1,6)
Ranheim	Sandflyndre	594,8 (6,6)	2,6	2,2	19,8
"Bakgrunnsnivå"					
• Sandflyndre		90	3,2	6,3	34,5
• Skrubbe		49	1,1	3,4	15,4

**Tabell 12.** Beregnet mengde PCB i flatfiskfilet. Beregningene er basert på de analyserte leverkonsentrasjonene og en antagelse om at forholdet mellom konsentrasjon lever og filet er det samme som i fisk fra JAMP referansestasjoner (dvs. 29,2 for skrubbe og 37,2 for sandflyndre, Knutzen og Green, 2001). Enheter:  $\mu\text{g}/\text{kg}$  v.v.

Stasjon	Fiskeslag	$\dot{a}\text{PCB}_7$
Folafoten,	Sandflyndre	7,0
Ila-Høvringen	Skrubbe	9,8
Turistskippiren	Skrubbe	2,6
Korsvika	Skrubbe	3,4
Ranheim	Sandflyndre	16,0

### 3.3.3 Spiselighet og innhold av PCB og andre klororganiske forbindelser i fisk

Norge opererer ikke med grenser for spiselighet av fiskeprodukter basert på innhold av PCB og andre klororganiske forbindelser. Andre land og organisasjoner har imidlertid foreslått grenseverdier basert på inntak av miljøgifter (Tabell 13). Det må imidlertid presiseres at inntak over de oppgitte ADI/TDI-verdier over kortere perioder (uker, måneder) ikke utgjør noen risiko så lenge det gjennomsnittlige inntaket over lang tid ikke overskrides.

**Tabell 13.** Akseptabelt/tolerabelt daglig inntak (ADI/TDI) av klororganiske forbindelser (kilde:[http://www.foedevaredirektoratet.dk/publikationer/publikationer/publikationer/chemical\\_contaminants/txt\\_eng.html](http://www.foedevaredirektoratet.dk/publikationer/publikationer/publikationer/chemical_contaminants/txt_eng.html))

Forbindelse	ADI/TDI	Beregnet tolerabelt ukentlige inntak for en person på 60 kg
	( $\mu\text{g}/\text{kg}$ kroppsvekt/dag)	( $\mu\text{g}$ )
Sum-DDT	0,5	210
HCB	0,16	67,2
$\alpha$ -HCH	0,6	252
Lindan ( $\gamma$ -HCH)	1	420
Sum-PCB	0,1	42

I det følgende vil vi for å illustrere spiselighet av fisk fra Trondheimsområdet benytte grenseverdiene i Tabell 13. På bakgrunn av disse grenseverdier og de maksimale konsentrasjoner av klororganiske forbindelser som er observert i torsk og skrubbe (**Tabell 14**), kan en beregne hvor mye fisk en person på 60 kg kan innta før grenseverdiene overskrides. For PCB i torskelever og flatfiskelever tyder beregningene (**Tabell 15**) på at det i verste fall (dvs. på stasjon med høyest konsentrasjon) kun skal et inntak på 20-70 g til pr. uke før grenseverdiene for PCB overskrides mens en må innta mer enn 2,6-5,8 kg filet før tilsvarende grenseverdi nås. For de øvrige klororganiske forbindelser tilsvarer grenseverdiene et inntak av lever på 5,2-382 kg (**Tabell 15**) og sannsynligvis ennå mer ved konsum av filet. Totalt sett tyder resultatene på at klororganiske forbindelser som her omtales ikke utgjør noe vesentlig problem mht. spiselighet av fiskefilet fra torsk og flatfisk fra Trondheimsområdet. Lever inneholder imidlertid såpass mye PCB at grenseverdiene fort vil bli overskredet selv ved inntak av relativt små mengder.

Det må imidlertid presiseres at det i Norge er Statens næringsmiddeltilsyn som utformer og forvalter regelverket på næringsmiddelområdet og som på basis av et helhetssyn er den rette instans for å avgjøre den endelige betydningen av de konsentrasjoner av klororganiske forbindelser som er funnet i denne undersøkelse.

**Tabell 14.** Maksimalkonsentrasjoner av klororganiske forbindelser observert/beregnet for torsk og flatfisk fra Trondheimsområdet. Enhet:µg/kg v.v.

Stasjon	Vev	∑PCB <sub>7</sub>	HCB	a-HCH	g-HCH	DDE+ DDD
Torske	lever	2066	13	2,9	3,4	38,6
Torske	filet	7,22 <sup>1)</sup>				
Flatfisk	lever	599,8	8,1	1,1	1,1	25,
Flatfisk	filet	16,0 <sup>1)</sup>				

<sup>1)</sup>Beregnet konsentrasjon (se Tabell 12)

**Tabell 15.** Mengde fisk tilsvarende tolerabelt ukentlig inntak for en person på 60 kg. Beregningene er foretatt på basis av maksimale konsentrasjoner som er observert i de ulike vev fra fisk innfanget i området rundt Trondheim og akseptabelt/tolerabelt daglig inntak (ADI/TDI) vist i Tabell 13.

Fiskeart/type	Vev	∑PCB <sub>7</sub>	HCB	a-HCH	g-HCH	DDE+ DDD
Torske	lever	20 g	5,2 kg	87 kg	124 kg	5,4 kg <sup>2)</sup>
Torske	filet	5,8 kg				
Flatfisk	lever	70 g	8,3 kg	229 kg	382 kg	8,4 kg <sup>2)</sup>
Flatfisk	filet	2,6 kg				

<sup>2)</sup> Verdien er noe overestimert fordi DDT ikke er analysert.

### 3.4 Dioksiner og dioksinlignende forbindelser

Innen polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-*p*-dioksiner ("dioksiner"=PCDF/D) er det en gruppe forbindelser som er sterkt til ekstremt giftige. Konsentrasjonen av disse stoffene kan angis som toksisitetsekvivalenter (TE), dvs. ekvivalenter av den giftigste dioksinforbindelsen (2,3,7,8-TCDD). Enkelte PCB forbindelser er "dioksin"-lignende (non-orto PCB og mono-orto PCB) og kan tilsvarende omregnes til toksisitetsekvivalenter.

Dioksiner blir hverken produsert eller brukt kommersielt. Det er i hovedsak to måter dioksiner dannes på:







- Som et uønsket biprodukt ved industrielle prosesser som involverer klor eller brom.
- Ved brenning eller sterk oppvarming (fra ca. 400°C) av organiske stoffer som inneholder klor.

I dag er det sannsynligvis avfallsforbrenningen som gir de største utslippene av dioksiner.

Rådata for analyse av "dioksiner" og non-orto PCB finnes i vedlegg G og er oppsummert i form av toksisitetsekvivalenter (TE<sup>1</sup>) i **Tabell 16**.

**Tabell 16.** Konsentrasjonen av "dioksiner" (PCDF/D) og dioksinlignende PCB (non- og mono-orto) i torskelever fra Trondheimsfjorden. Oppgitte konsentrasjoner er uttrykt som toksisitetsekvivalenter (TE). Data fra de enkelte stasjoner er klassifisert ifølge SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997).

Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

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

Stasjon	Toksisitetsekvivalenter (TE) (ng/kg v.v.)			
	PCDF/D <sup>1)</sup>	Non-orto PCB <sup>2)</sup>	Mono-orto PCB <sup>3)</sup>	ΣTE
Folafoten	4,1	16,1	9	29,2
Ila-Høvringen	1,7	30,0	24,2	55,9
Korsvika	1,7	24,1	73,5	99,3
Øvre grense for klasse I	15			

<sup>1)</sup>2378-TCDD-toksisitetsekvivalenter beregnet etter nordisk modell (Ahlborg et al. 1988). <sup>2)</sup>2378-TCDD-toksisitetsekvivalenter beregnet etter M. Van den Berg et al. 1998 på grunnlag av konsentrasjonen av PCB-77, PCB-81, PCB-126, PCB-169.

<sup>3)</sup>2378-TCDD-toksisitetsekvivalenter beregnet etter Ahlborg et al. 1994 på grunnlag av konsentrasjonen av PCB-105, PCB-118, PCB-156.

Det ble observert lave konsentrasjoner av PCDF/D i torsk. Ved omregning til TE kunne fisken karakteriseres som ubetydelig-lite forurenset med PCDF/D (**Tabell 16**). Langt større giftighet var

imidlertid knyttet til de observerte konsentrasjoner av non-orto PCB og mono-orto PCB som bidrog med 86-98% av den totale giftighet. Størst giftighet (høyeste TE verdi) ble observert i torsk fra Korsvika. På denne stasjonen bidro mono-orto PCB mest til den totale giftighet og leveren kunne karakteriseres som markert forurenset dersom SFTs kriteriene for TE<sub>PCDF/D</sub> legges til grunn.

### 3.4.1 Dioksiner og dioksinlignende forbindelser og spiselighet

EUs vitenskapelige komité for mat har satt en grense for trygt ukentlig inntak av miljøgifter på 7 pikogram pr. kilo kroppsvekt (som toksisitetsekvivalenter (TE)). Nordiske anbefalinger angir 35 pikogram som forsvarlig mens Verdens helseorganisasjon anbefaler en grense på 7-28 pikogram.

I det følgende vil vi for vurdering av spiselighet benytte laveste og høyeste grenseverdi dvs 7 og 35 pg pr. kilo kroppsvekt. Omregnet gir dette at en person på 60 kg trygt kan innta henholdsvis 0,42 og 2,1 ng TE-ekvivalenter pr. uke før anbefalt øvre grense før trygt ukentlig inntak overskrides.

Tar en utgangspunkt i høyeste observerte verdi for giftighet basert på PCDD/F og høyeste verdi for giftighet basert på non-orto PCB og mono-orto PCB (dvs 4,1 og 97,6 ng/kg v.v., se Tabell 16) kan en beregne hvor mye en person på 60 kg kan konsumere av torskelever før grenseverdiene overskrides (**Tabell 17**).

**Tabell 17.** Mengde torskelever som tilsvarer tolerabelt ukentlige inntak av TE for en person på 60 kg. Beregningene er foretatt på basis av maksimale konsentrasjoner som er observert i lever av torsk innfanget i området rundt Trondheim og grenseverdier for giftighet.

	PCDF/D	Non-orto PCB og mono-orto PCB
Lav grenseverdi (7 pg pr. kilo kroppsvekt)	102 g	4,3 g
Høy grenseverdi (35 pg pr. kilo kroppsvekt)	512 g	22 g

Beregningene viser at en ved å spise ca 100-500 g torskelever fra fisk fra Folafonten vil nå øvre grense for anbefalt trygt ukentlig inntak av PCDF/D. Tilsvarende verdier for non-orto og mono-orto PCB er langt lavere dvs. ca 4-33 g lever.

### 3.5 PAH i torsk og skrubbe

PAH i fisk inngår ikke i SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet. I en utredning om miljøgifter i norsk fauna (Knutzen et al., 1999) er imidlertid tentative referanseverdier for innhold av PAH, KPAH og benzo(a)pyren i torskelever oppgitt.

I lever fra torsk innsamlet nær Turistskippiren ble det observert konsentrasjoner av PAH-forbindelser som lå nær eller noe over antatt høyt bakgrunnsnivå (**Tabell 18**, rådata finnes i vedlegg F). PAH-analyser av blåskjell og sediment fra området rundt Trondheim tyder på at PAH er en gruppe forbindelser som kan forekomme i overkonsentrasjoner i miljøet utenfor Trondheim (Berge, 2002a og b). Til tross for dette tyder analyseresultatene ikke på noe spesielt sterk PAH-belastning på fisk i området ved Turistskippiren.

Tidligere utslipp fra NSBs impregneringsverk i Hommelvik har ført til kraftig forurensning med PAH i sedimentene lokalt, men det ble kun registrert moderate til lave konsentrasjoner av PAH i torsk og sandflyndre fra området (Rygg et al., 1984).

En har ingen referanseverdier for PAH i lever av skrubbe. Verdiene for PAH observert i skrubbelever var noe høyere enn i torskelever (**Tabell 18**) muligens som en konsekvens av at dette er en art som har mer nærkontakt med sedimentet.

Vanligvis vil PAH konsentrasjonen i lever være betraktelig høyere enn i filet, spesielt i belastede områder (Knutzen et al., 1999).

Innholdet av PAH i fisk kan i spesielle tilfeller (ved oljeforurensning, utslipp av tungolje, forekomst av steinkulltjære og kreosot) være av interesse ut fra et spiselighetssynspunkt. Normalt vil imidlertid befolkningen få tilført hovedmengden av PAH fra andre kilder enn fersk fisk. De moderate konsentrasjoner av PAH observert i denne undersøkelse vil neppe alene gi begrensninger mht. spiselighet. Dette må imidlertid ses i sammenheng med det total inntak av PAH-forbindelser og er eventuelt en sak for helsemyndighetene.

**Tabell 18.** Polysykliske aromatiske hydrokarboner ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  v.v.) i torskelever og skrubbelever fra fisk innsamlet nær Turistskipkaien i Trondheim.

$\Sigma\text{PAH}$ =summen av 24 enkeltforbindelser, KPAH=summen av komponenter med potensielt kreftfremkallende egenskaper. Verdier for "Antatt høyt bakgrunnsnivå" er fra Knutzen et al. 1999.

Stasjon	Vev	$\bar{\text{a}}\text{PAH}^1$	KPAH <sup>1</sup>	$\bar{\text{a}}$ NPD	Benzo(a)pyren
Turistskippiren	Torskelever	20,6-25,1	0,7-4,7	9,9	<0,5
Turistskippiren	Skrubbelever	30,6-35,6	0-2,5	19	<0,5
"Antatt høyt bakgrunnsnivå i torskelever" ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.)		20	2		0,5

<sup>1)</sup> I laveste konsentrasjon er kun komponenter med konsentrasjoner over deteksjonsgrensen tatt med. I høyeste konsentrasjon er deteksjonsgrensen summert for komponenter som lå under denne grense.

## 4. Sammenfattede kommentarer

Fisk er mobile og en kan ikke med sikkerhet fastslå hvilket område de har vært i før de ble fanget. De miljøgiftkonsentrasjoner som observeres vil være et integrert bilde av opptak fra miljøet i hele det området den har opphold seg, med de ulike konsentrasjonsregimer som måtte finnes der.

Konsentrasjonsnivået i fisken vil også modifieres av utskillelse. Opptak og utskillelse er ofte komponentavhengig. Konsentrasjonen og komponentsammensetningen som observeres i fisken vil derfor nødvendigvis ikke gjenspeile det som observeres i vann og føde.

Fisken som er analysert er fanget inn på stasjoner som ligger relativt nær hverandre (dette gjelder særlig stasjonene Ila-Høvringen, Turistskippiren og Korsvika) og en kan ikke utelukke at de har hatt overlappende oppvekstområder. I Trondheimsområdet har en generelt et høyt innhold av miljøgifter i sediment i selve havneområdet og med noen unntak relativt rene sedimenter utenfor i fjorden (Berge 2002). Fisken har derfor potensielt mulighet til å bevege seg i sterke forurensningsgradienter. Forurensningsgradienter i miljøet kan være knyttet til avfallsfyllinger, forurenset grunn, forurenset havnesediment, metallindustri, gassverk, gruvedrift, skipsfart, tankanlegg, kommunale utslipp, forurensninger tilført via Nidelven og langtransporterte forurensninger via nedbør.

Kommunale renseanlegg som Høvringen kan tilføre sjøområder miljøgifter. Vanligvis er imidlertid sedimenter og blåskjell bedre egnet til påvise en geografisk spredning av slike miljøgifter enn fisk. Pga. ulik utnyttelse av fisk (sportsfiske, kommersielt fiske) knytter det seg, blant annet fra et helsemessig synspunkt, relativt stor interesse til innholdet av miljøgifter i fisk. Fisk er derfor ofte inkludert i overvåkingsprosjekter.

Fiskeartene som er valgt i denne undersøkelse er mye brukt i overvåkingssammenheng. Resultatene fra de analyserte blandprøvene anses som middelverdi for fisk i hvert område. En må imidlertid forvente at det kan forekomme enkeltfisk som pga. sin historie avviker betydelig i forhold til den observerte blandprøveverdien.

I Norge er det Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) som utformer og forvalter regelverket på næringsmiddelområdet og som på basis av et helhetssyn (konsentrasjon, giftighet, forventet konsum) er den rette instans for å avgjøre den endelige betydningen av de konsentrasjoner av miljøgifter som er funnet i denne undersøkelse. Ved fare for høyt inntak av miljøgifter gir næringsmiddeltilsynet anbefalinger om å begrense eller ikke spise visse typer sjømat fra områdene.

I Norge hadde en i 2002 29 fjordområder der det er innført kostholdsråd for konsum av fisk og skalldyr pga høye miljøgiftkonsentrasjoner (i hovedsak pga organiske miljøgifter). Trondheimsfjorden var tidligere ikke blant disse. Det var imidlertid før disse undersøkelser, sparsomt med data for innholdet av organiske miljøgifter i fisk fra Trondheimsområdet.

Det er identifisert en varierende grad av påvirkning fra de ulike miljøgifter og resultater fra torsk og flatfisk gir ikke et entydig bilde mht. belastning (eksempelvis PCB). Resultatene gir således ikke noe klart og entydig bilde av forekomst av områder med spesielt høye miljøgiftkonsentrasjoner. Resultatene fra Ila-Høvringen (dvs. stasjonen nærmest renseanlegget ved Høvringen) peker seg imidlertid ikke entydig ut på noen spesiell måte. Eventuelle utslipp fra renseanlegget ved Høvringen manifesterer seg derfor ikke i resultatene som noen betydelig punktkilde for miljøgifter i fisk.

**Metaller:** Det ble observert lave metallkonsentrasjoner i torsk fra alle stasjoner. For flatfisk ble det også i hovedsak observert lave konsentrasjoner, men noe forhøyede verdier ble observert for bly på tre stasjoner. For kun to fjordområder i Norge (Sørfjorden, Harstad) har SNT til nå innført kostholdsrestriksjoner pga. høyt innhold av metaller i fisk. De observerte konsentrasjoner i denne rapport antyder at metaller i fisk fra Trondheimsområdet ikke utgjør noe stort problem mht spiselighet av torsk og flatfisk.

**Tinnorganiske forbindelser:** Det er foretatt relativt få analyser av tinnorganiske forbindelser i fisk. Nivået av tributyltinn (TBT) som er observert i torskelever fra Trondheimsfjorden ligger under midlet av det som til nå er observert i Norge mens nivået av TPhT (trifenylytinn) ligger over tilsvarende middel. Begge verdier tyder på en viss belastning. TBT og TPhT produseres ikke i Norge, men inngår i produkter som benyttes eller som tidligere ble benyttet. Hovedtilførselen av TBT til sjø antas å være fra begroingshindrende midler mens hovedtilførselen av TPhT til sjø ikke er kjent i detalj. TBT alene utgjør sannsynligvis ikke noe stort problem mht spiselighet av torsk fra Trondheimsområdet. Det er imidlertid uavklart hva TPhT og DBT betyr.

**PCB og andre utvalgte klororganiske forbindelser:** De høyeste konsentrasjoner av PCB i torskelever ble funnet i materiale fra Korsvika og de laveste konsentrasjoner ved Ranheim og ved Folafofen. På bakgrunn av observasjonene i torsk kunne området ved Korsvika klassifiseres som markert PCB forurensset mens Ranheim og Folafofen kunne karakteriseres som ubetydelig-lite forurensset.

Konsentrasjonen av PCB i lever av flatfisk fra alle stasjoner lå over "bakgrunnsnivå" for norske kystfarvann. Den høyeste overkonsentrasjonen (6,6 x "bakgrunn") ble observert i flatfisk fra Ranheim, dvs. i samme området som det ble observert lave konsentrasjoner av PCB i torskelever og Ila-Høvringen.

Fiskelever fra Trondheimsområdet inneholder såpass mye PCB at beregnet tolerabelt livslangt ukentlige inntak for en person på 60 kg fort vil bli overskredet ved inntak av 20-70 g pr uke. Det må imidlertid presiseres at inntak over de oppgitte ADI/TDI verdier over kortere perioder (uker, måneder) ikke anses å utgjøre noen risiko så lenge det gjennomsnittlige inntaket over lang tid ikke overskrides. For de øvrige klororganiske forbindelser (HCB, HCH, DDT) tilsvarer grenseverdiene et inntak av lever på 5,2-382 kg og sannsynligvis ennå mer ved konsum av filet og utgjør derfor trolig ikke noe problem. I Norge har en i 2002 13 fjorder/sjøområder der det er innført kostholdsråd for fisk og/eller skalldyr pga. høyt innhold av PCB ([http://www.snt.no/nytt/kosthold/fisk\\_skalldyr/oslo.htm](http://www.snt.no/nytt/kosthold/fisk_skalldyr/oslo.htm)).

**Dioksiner** Det ble observert lave konsentrasjoner av dioksiner og furaner (PCDF/D) i torsk. Ved omregning til giftighet ( $TE_{PCDF/D}$ ) kunne fisken karakteriseres som ubetydelig-lite forurensset med dioksiner og furaner. Disse forbindelser synes derfor ikke å utgjøre noe miljøproblem

Klart større giftighet var imidlertid kytet til de observerte konsentrasjoner av non-orto PCB og mono-orto PCB som bidro med 86-98% av den totale giftighet. Størst totale giftighet (høyeste TE verdi basert på PCDF/D og dioksinlignende PCB-forbindelser) ble observert i torsk fra Korsvika hvor bidraget fra mono-orto PCB bidro mest, muligens som følge av en annen belastning enn på de øvrige to stasjoner.

Det foreligger relativt lite data på innholdet av non-orto PCB og mono-orto PCB i fisk i Norge og det er ikke utarbeidet noen klassifisering av miljøkvalitet basert på sum TE i torskelever for disse forbindelser. TE verdiene basert på non-orto PCB beregnet for torskelever fra Trondheimsområdet er likevel relativt lave i forhold til de få observasjoner som til nå er gjort i Norge (Knutzen et al 1999 refererer verdier for  $TE_{non-orto PCB}$  i området 52-1242 ng/kg v.v.). Kommersiell fangst fra Nord-Norge (Solberg et al. 1997) synes heller ikke å inneholde lavere  $TE_{non-orto PCB}$  verdier enn det som er



observert i Fisk i Trondheimsområdet. Hovedkonklusjonen blir derfor at non-orto og tildels også mono-orto PCB generelt ikke utgjør noe miljøproblem i området utover det de måtte gjøre ellers langs kysten. Sannsynligvis forårsaket av diffus spredning av slike forbindelser i miljøet.

PCDF/D i torsk fra området antas alene ikke å være av avgjørende betydning for spiselighet. Betydningen av non-orto og mono orto PCB for spiselighet er imidlertid mer uklar og må først og fremst vurderes av næringsmiddelmyndighetene på grunnlag av de nivåer som generelt er observert langs norskekysten.

**PAH:** Fisk har relativt god evne til å bryte ned PAH og er derfor en mindre god indikator for PAH belastning og spredning i miljøet. I lever fra torsk innsamlet nær Turistskippiren ble det observert konsentrasjoner av PAH-forbindelser som lå nær eller noe over antatt høyt bakgrunnsnivå. Med forbehold om fisks gode evne til nedbrytning av PAH betyr dette sannsynligvis at en ikke har noen spesielt sterk PAH-belastning på fisk i området. De moderate konsentrasjoner av PAH som er observert i torsk gir sannsynligvis ikke alene begrensninger mht. spiselighet.

**Kostholdsråd:** States næringsmiddeltilsyn (SNT) har, blant annet på bakgrunn av resultatene fra denne rapporten, kommet med følgende kostholdsråd for konsum av fisk: "Konsum av lever fra fisk fanget i Havnebassenget fra Korsvika via Nyhavna og nedre del av Nidelva til Rosenborgbassenget frarådes. Området avgrenses mot nord av en rett linje som går en kilometer rett vestover fra østenden av Kjerringberget. Videre går linjen rett sør til Lademoen lykt. Linjen følger videre vestbredden Nidelva sørover til Kanalen der den krysser elva og avgrenser området mot sør. Mot øst avgrenses området av kystkonturen. Kostholdsrådet omfatter dokken ved Nedre Elvehavn, Rosenborgbassenget og Nyhavna." (Kilde: [http://www.snt.no/nytt/kosthold/fisk\\_skalldyr/trondheimsfjorden.htm](http://www.snt.no/nytt/kosthold/fisk_skalldyr/trondheimsfjorden.htm))

## 5. Referanser

- Ahlborg, U. G., 1989. Nordic risk assessment of PCDDs and PCDFs. *Chemosphere* 19:603-608.
- Ahlborg, U.G., G.C. Becking, L.S. Birnbaum, A. Brouwer, H.J.G.M. Derks, M. Feely, D. Golor. A. Hanberg, J.C. Larsen, A.K.D. Liem, S.H. Safe, C. Schlatter, F. Wärn, M. Younes og E. Yrjänheikki, 1994. Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs. Report on a WHO-ECEH and IPCS consultation, December 1993. *Chemosphere* 28:1049-1067.
- Berg, V., Eriksen, G. S: og Iversen, P.E., 1997. Forslag til strategi for kartlegging av miljøgifter i marine organismer i norske havner og fjorder. SNT-rapport 10, 1997, 25s.
- Berge, 2002a. Resipientundersøkelse i Trondheimsfjorden 2001. Miljøgifter i grisetang (*Ascophyllum nodosum*) og blåskjell (*Mytilus edulis*). NIVA-rapport nr. 4610, 44s.
- Berge, 2002b. Resipientundersøkelse i Trondheimsfjorden 2001. Miljøgifter i sediment. NIVA-rapport nr. 4607, 41s.
- Knutzen, J., 2002. Orienterende observasjoner av tinnorganiske forbindelser i fisk og krabbe - relasjon til spiselighet. NIVA-rapport nr. 4495, 26s.
- Knutzen, J., Fjeld, E., Hylland, K., Killie, B., Kleivane, L., Lie, E., Nygård, T., Savinova, T., Skåre, J.U., Aanes, K.J., 1999. Miljøgifter og radioaktivitet i norsk fauna - inkludert Arktis og Antarktis. Utredning for DN nr. 1999-5, 235s.
- Knutzen og Green 2001. "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk og blåskjell basert på datamateriale fra 1990-1998. NIVA-rapport nr. 4339, 145s.
- Konieczny, R. og Juliussen, A., 1995. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Miljøgifter i sedimenter på strekningen Narvik-Kragerø. Rapport 587/94 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3275, 185 s.
- Molvær, J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei & J. Sørensen 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT Veiledning 97:03. SFT. 36 s.
- Næs, K., Knutzen, J., Håvardstun, J., Kroglund, T., Lie, M.C., Knutsen, J.A. og Wiborg, M.L., 2000. Miljøundersøkelser i havner på Agder 1997-1998. PAH, PCB, tungmetaller og TBT i sedimenter og organismer. NIVA-rapport nr 4232-2000, 139s.
- Rygg, B., Knutzen, J., Skei, J., Heie, A., Ramdahl, T., Osvik, A. og Melhus, A., 1984. Kreosotforurensninger i Trøndelag, Miljøvirkninger i Hommelvik, Stjørdalsfjorden, Gudå og Mostadmarka. NIVA-rapport nr. 1641, 132s.
- Solberg, T., Becher, G., Berg, V., Eriksen, G.E., 1997. Kartlegging av miljøgifter i fisk og skalldyr fra nord-områdene. SNT-rapport nr 4. 1997, 28s+vedlegg.
- Stokland, Ø., 1988. Resipientundersøkelse for Trondheimsfjorden. Resultater fra analyser av miljøgifter i organismer - Delrapport nr. 5. OCEANOR (OCN 88043), 31 s. + Vedlegg.

U.S. EPA, 1997. Toxicological review: tributyltin oxide (CAS No. 56-35-9) in support of summary information on the Integrated Risk Information System (IRIS). July 1997, Washington D.C.

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 Zacharewski, T., 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCB, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ. Hlth. Perspect.* 106:775-792.

## Vedlegg A. Analysemetoder

Forbindelse/ element	Oppslutningsmetode etc.	Analysemetode/instrumentering
Kadmium (Cd), og bly (Pb),	10 - 60 µl prøve konserverert med salpetersyre, overføres til et grafitrør som oppvarmes elektrotermisk. Ved trinnvis øking av temperaturen etter et program tilpasset for hvert enkelt metall, gjennomføres tørking, foraskning og atomisering. Som lyskilde benyttes en hulkatodelampe, der katoden inneholder det metallet som skal bestemmes, eller en elektrodsløse lampe (EDL). Lampene avgir et linjespektrum som er spesifikt for lampen og det metallet som skal bestemmes. Lyset absorberes selektivt av dette elementets atomer når det passerer gjennom den atomiserte prøven. Metallkonsentrasjonen bestemmes ved å jevnføre prøvens absorbans med kjente kalibreringsløsningers absorbans.	Atomabsorpsjonsspektrometri med grafittovn.  Følgende instrumentering er benyttet: Perkin-Elmer atomabsorpsjonsspektrometer 4100 ZL, tilkoblet P-E autosampler AS 40 og Epson LX-850 printer. ED-lampene brukes sammen med et P-E EDL power supply. (NIVA interne analysemetode E 2-2)
Kvikksølv (Hg)	Oppslutning i salpetersyre. Kvikksølv må foreligge på ionisk form i prøveløsningen for at kalddampeteknikk skal kunne benyttes. Når reduksjonsmiddelet ( $\text{SnCl}_2$ ) blandes med prøven blir det ioniske kvikksølv omformet til metallisk kvikksølv (Hg). En inert bæregass (argon) transporterer kvikksølvet til spektrofotometeret. En fordel med denne teknikken er den gode separasjonen av analytten fra matrisen, slik at ikke-spesifikk bakgrunnsabsorpsjon og matriseinterferenser er minimale. Kvikksølv oppkonsentreres i et amalgameringsystem.	Atomabsorpsjon  Følgende instrumentering er benyttet: Perkin-Elmer FIMS-400 med P-E AS-90 autosampler og P-E amalgamsystem (NIVA interne analysemetode E 4-3).
Tinnorganiske forbindelser	Prøvene tilsettes en indre standard og oppsluttes med alkoholisk lut. Etter pH-justering og direkte derivatisering ekstraheres de tinnorganiske forbindelsene med organiske løsningsmidler og prøvene renses ved hjelp av gel-permeasjonskromatografi og oppkonsentreres. De ulike forbindelsene identifiseres ved hjelp av retensjonstidene som oppnås, og selve kvantifiseringen utføres med den indre standarden.	Gasskromatografi med atomemisjonsdeteksjon, GC-AED  Følgende instrumentering er benyttet: Hewlett Packard 5890 Series II gasskromatograf med HP 7673 autoinjektor og HP 5921 A atomemisjonsdetektor (NIVA interne analysemetode H 14-2).
PCB, HCH, HCB, DDE, DDD	Prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. De klororganiske forbindelsene identifiseres ut fra de respektive retensjonstider på to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard.	Gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangningsdetektor, GC/ECD  Følgende instrumentering er benyttet: Hewlett Packard modell 5890 Series II, med column injector og HP autoinjektor 7673. Systemet er utstyrt med elektroninnfangningsdetektor (ECD) (NIVA interne analysemetode H 3-4)..

## Vedlegg A (fortsettelse)

Forbindelse/ element	Oppslutningsmetode etc.	Analysemetode/instrumentering
PAH	Prøvene tilsettes indre standarder. Biologisk materiale forsåpes først med KOH/metanol. Deretter ekstraheres PAH med pentan. Ekstraktene gjennomgår så ulike renseprosesser for å fjerne forstyrrende stoffer. Tilslutt analyseres ekstraktet med GC/MSD. PAH identifiseres med MSD ut fra retensjonstider og forbindelsenes molekylioner. Kvantifisering utføres ved hjelp av de tilsatte indre standarder.	Gasskromatograf med masseselektiv detektor (GC/MSD) <sup>5)</sup> .  Følgende instrumentering er benyttet: Hewlett Packard modell 5890 Series II, med column injector og HP autosampler 7673. Systemet er utstyrt med HD modell 5970 B masseselektiv detektor, og kolonne HD HP-5 MS 30 m x 0.25 mm i.d. x 0.25 µm (NIVA interne analysemetode H 2-4 ).
% Fett	Fett i en kjent prøvemengde ekstraheres to ganger med en blanding av syklohexan og aceton (20:15). Organisk fase dampes in til tørrhet og tørkes ved 105°C til konstant vekt og veies.	Gravimetri (NIVA interne analysemetode H 3-4)
% tørrstoff	En kjent mengde prøve tørkes til tørrhet (konstant vekt) ved 105 °C, og den gjenværende rest veies.	Gravimetri (NIVA interne analysemetode B 3-3)
Dioksiner og furaner	Analyser er utført på NILU. Se vedlegg E	

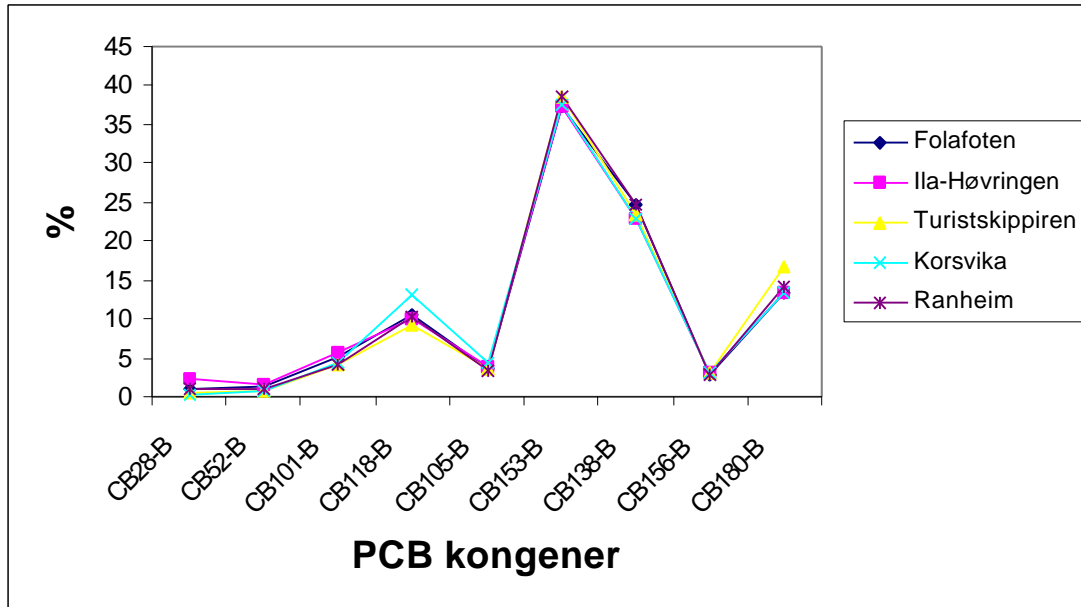
## Vedlegg B. Resultater av analyse av klororganiske forbindelser i torskelerver

Enhet: µg/kg t.v.

Stasjon/ forbindelse	Folafoten	Ila- Høvringen	Turistskip- piren	Korsvika	Ranheim
PCB28*	3,4	19	3,8	7	2,7
PCB52*	4,4	12	4,7	20	2,4
PCB101*	17	47	24	99	11
PCB118*	34	84	56	290	27
PCB105	12	33	21	95	8,6
PCB153*	120	310	230	840	100
PCB138*	80	190	140	510	64
PCB156	8,8	25	18	70	7,1
PCB180*	43	110	100	300	37
PCB209	<1,0	<1,0	<1,0	<2,0	<1,0
Sum PCB	322,6	830	597,5	2231	259,8
Σ PCB <sub>7</sub>	301,8	772	558,5	2066	244,1
Penta-klorbenzen	<0,50	<0,70	<0,60	<1,5	<0,80
Alfa-hexakl.cyclohex	1,2	2	1,3	2,9	1,4
Hexa-klorbenzen	4	6	4,5	13	3,8
Gamma-hexakl.cyclohex	1,3	1,6	1,5	3,4	1,6
Oktaklorstyren	<0,60	<0,70	<0,60	<1,5	<0,80
4,4-DDE	45	61	50	110	34
4,4-DDD	7,3	9,6	7,5	24	4,6

\*Komponenter som inngår i beregning av Σ PCB<sub>7</sub>.

Vedlegg B (fortsettelse)



Prosentvise fordeling av PCB-kongenerer i torskelever

## Vedlegg C. Resultater av analyse av klororganiske forbindelser i flatfisklever

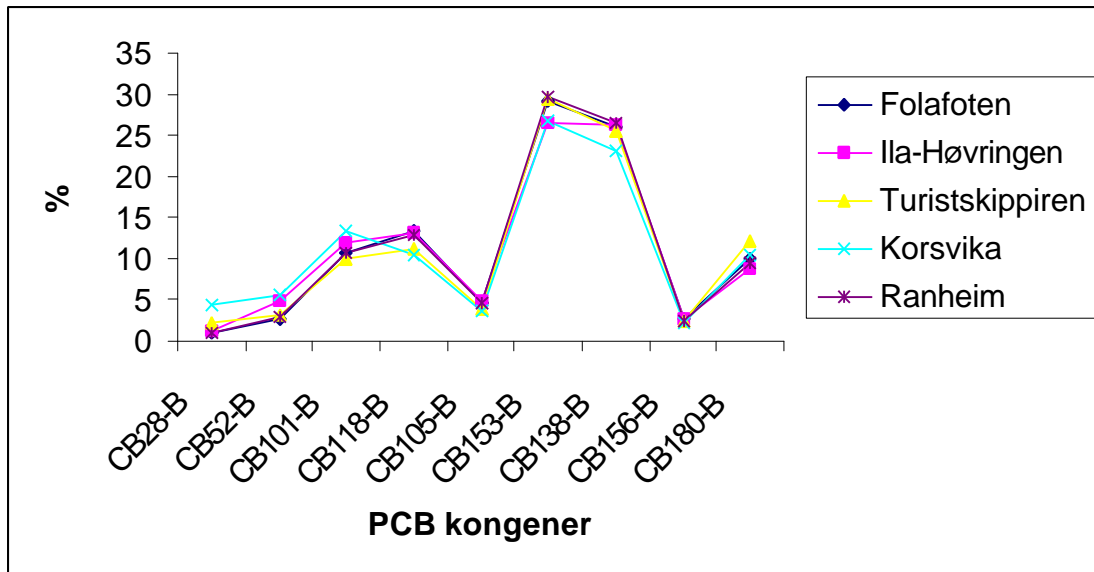
Enhet: µg/kg t.v.

Stasjon/ forbindelse	Folafoten	Ila- Høvringen	Turistskip- piren	Korsvika	Ranheim
Fiskeslag	Sand- flyndre	Skrubbe	Skrubbe	Skrubbe	Sand- flyndre
PCB28*	2,9	3,6	1,8	4,5	5,8
PCB52*	7,6	15	2,6	5,8	18
PCB101*	30	37	8,2	14	69
PCB118*	38	41	9,2	11	82
PCB105	13	15	3,1	3,8	29
PCB153*	82	82	24	28	190
PCB138*	73	81	21	24	170
PCB156	7,4	8,3	2	2,2	16
PCB180*	28	27	10	11	60
PCB209	<1,0	<0,80	<0,60	<0,80	<1,0
Sum PCB	281,9	309,9	81,9	104,3	639,8
Σ PCB <sub>7</sub>	261,5	286,6	76,8	98,3	594,8
Penta-klorbenzen	<0,50	<0,40	<0,30	<0,40	<0,50
Alfa-hexakl.cyclohex	0,7	0,6	0,59	0,76	1,1
Hexa-klorbenzen	2,2	2,9	2,9	8,1	2,6
Gamma-hexakl.cyclohex	0,87	0,68	0,72	0,86	1,1
Oktaklorstyren	<0,50	<0,4	<0,30	<0,40	<0,50
4,4-DDE	10	7,2	9,3	16	16
4,4-DDD	2,1	3,7	4,5	9,1	3,8

\*Komponenter som inngår i beregning av Σ PCB<sub>7</sub>.

Vedlegg C (fortsettelse)





Prosentvise fordeling av PCB-kongenerer i flatfisklever

## Vedlegg D. Resultater fra analyse av polysykliske aromatiske hydrokarboner i torskelever og skrubbelever

Stasjon/ forbindelse	Turistskippen (torskelever)	Turistskippen (skrubbelever)
Naftalen	<0,5	3,6
2-Metylnaftalen	<0,5	4,6
1-Metylnaftalen	0,5	3,5
Bifenyl	1,9	3,1
2,6-Dimetylnaftalen	<0,5	2,7
Acenaftalen*	1	1,3
Acenaften*	2,1	2,5
2,3,5-Trimetylnaftalen	0,5	0,8
Fluoren*	2,9	3,1
Fenantren*	6	2,7
Antracen *	1,1	0,8
1-Metylfeantren*	2,9	1,1
Fluoranten*	1	0,8
Pyren*	<0,5	<0,5
Benz(a)antracen*#	<0,5	<0,5
Chrysen+trifenylen*	<0,5	<0,5
Benzo(b+j,k)fluoranten*#	0,7	<0,5
Benzo(e)pyren*	<0,5	<0,5
Benzo(a)pyren*#	<0,5	<0,5
Perylen*	<0,5	<0,5
Indeno(1,2,3cd)pyren*#	<0,5	<0,5
Dibenz(a,c/a,h)antracen*#	<0,5	<0,5
Benzo(ghi)perylene*	<0,5	<0,5
Sum PAH <sup>1)</sup>	20,6	30,6
Sum KPAH <sup>1)</sup>	0,7	0
Sum NPD	9,9	19

\* Forbindelser som inngår i Sum PAH

# Forbindelser som inngår i Sum KPAH

<sup>1)</sup> Kun komponenter med konsentrasjoner over deteksjonsgrensen er tatt med i summen

## **Vedlegg E. Resultater fra dioksinanalyser**

Norsk institutt for luftforskning  
Norwegian Institute for Air Research



Norsk institutt for vannforskning (NIVA)  
v/John Arthur Berge  
Postboks 173 Kjelsås  
0411 OSLO

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING	
J.nr.:	325/02
Sak.nr.:	20246-4
Mottatt:	25.2

JAB

Deres ref./Your ref.:  
JAB/JAB  
J.nr. 2275/01  
S.nr. -202464

Vår ref./Our ref.:  
MSc/MAa/O-2075

Kjeller,  
22. februar 2002

### Dioksinanalyseresultater i fisk fra Trondheimsfjorden

Vi viser til mottak av prøvene 4. januar 2002 og oversender analyseresultatene.

Vi legger ved målerapport O-1365 og gir følgende tilleggsinformasjon:

Vår metode, NILU-O-1, som er akkreditert etter ISO/IEC-17025, er benyttet.

Med hilsen

Martin Schlabach  
Fung. leder, Kjemisk analyse

Ellen Katrin Enge  
Forsker

Vedlegg: Målerapport O-1365 og faktura

NILU  
P.O. Box 100  
Instituttveien 18  
NO-2027 KJELLER, Norway  
Phone: +47 63 89 80 00/Fax: +47 63 89 80 50

NILU Tromsø  
Polar miljøsentret/ The Polar Environmental Centre  
Hjalmar Johansens gt. 14  
NO-9296 TROMSØ, Norway  
Phone: +47 77 75 03 75/Fax: +47 77 75 03 76

e-mail: nilu@nilu.no  
nilu-tromso@nilu.no  
Internet: www.nilu.no  
Bank: 5102.05.19030  
Foretaksnr./Enterprise no. 941705561

Vennligst adresser post til NILU, ikke til enkeltpersoner/Please reply to the institute.



Akkreditert etter ISO/IEC-17025

Norsk institutt for luftforskning  
Postboks 100, N-2027 Kjeller

## Målerapport nr. O-1365

**Oppdragsgiver:** Norsk institutt for vannforskning (NIVA)  
v/John Arthur Berge  
Postboks 173 Kjelsås  
0411 OSLO

**Prosjekt nr.:** O-2075

**Prøvetaking:**

Sted: Trondheimsfjorden  
Ansvar: Oppdragsgiver  
Kommentar:

**Prøveinformasjon:**

NILU prøvenr.	Kundens prøvemerkning	Prøvetype	Prøven mottatt	Prøven analysert
02/10	1b, Fola foten	Torskelever	04.01.02	16.01.-21.02.02
02/11	3b, Ila-Høvringen	"	"	"
02/12	7b, Korsvika	"	"	"

**Analyser:**

Utført av: Norsk institutt for luftforskning  
Postboks 100  
N-2027 KJELLER

Målemetode: NILU-O-1 ("Bestemmelse av polyklorerte dibenzo-p-dioksiner og dibenzofuraner")

Måleusikkerhet:  $\pm 25 \%$

Kommentarer:

**Godkjenning:** Kjeller, 22. februar 2002

Martin Schlabach  
Fung. leder, Kjemisk analyse



Akkreditert etter ISO/IEC-17025

Norsk institutt for luftforskning  
Postboks 100, N-2027 Kjeller



**Vedlegg:** 3 analyser à 4 sider: 12 sider  
Målerapporten og vedleggene omfatter totalt 14 sider

Måleresultatene gjelder bare de prøvene som er analysert. Denne rapporten skal ikke gjengis i utdrag, uten skriftlig godkjenning fra laboratoriet.

## PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-1365

NILU-Prøvenummer: 02/10

Kunde: NIVA/JAB

Kundenes prøvermerking: 1b,

: Fola foten

Prøvetype: Torske lever

Prøvemengde: 5,0g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: VA419051

Kjeller, 15.02.02

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE(nordisk)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
2378-TCDD	1,00	76	1,00	1,00	1,00
<b>SUM TCDD</b>	<b>1,34</b>				
12378-PeCDD	0,10 (i)	78	0,05	0,05	0,10
<b>SUM PeCDD</b>	<b>0,39</b>				
123478-HxCDD	< 0,20	84	0,02	0,02	0,02
123678-HxCDD	0,78	83	0,08	0,08	0,08
123789-HxCDD	0,56		0,06	0,06	0,06
<b>SUM HxCDD</b>	<b>1,43</b>				
1234678-HpCDD	0,80	82	0,01	0,01	0,01
<b>SUM HpCDD</b>	<b>0,80</b>				
OCDD	0,61 (i)	78	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDD</b>	<b>4,57</b>		<b>1,21</b>	<b>1,21</b>	<b>1,26</b>
2378-TCDF	6,16	77	0,62	0,62	0,62
<b>SUM TCDF</b>	<b>6,96</b>				
12378/12348-PeCDF	4,14		0,04	0,21	0,21
23478-PeCDF	1,62	77	0,81	0,81	0,81
<b>SUM PeCDF</b>	<b>7,01</b>				
123478/123479-HxCDF	7,20	80	0,72	0,72	0,72
123678-HxCDF	4,53	80	0,45	0,45	0,45
123789-HxCDF	0,31 (i)		0,03	0,03	0,03
234678-HxCDF	1,46	81	0,15	0,15	0,15
<b>SUM HxCDF</b>	<b>17,7</b>				
1234678-HpCDF	1,61	83	0,02	0,02	0,02
1234789-HpCDF	2,31		0,02	0,02	0,02
<b>SUM HpCDF</b>	<b>3,92</b>				
OCDF	1,67	84	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDF</b>	<b>37,2</b>		<b>2,86</b>	<b>3,02</b>	<b>3,02</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>	<b>41,8</b>		<b>4,07</b>	<b>4,24</b>	<b>4,28</b>

TE(nordisk): 2378-TCDD-toksitesekvivalent etter nordisk modell (Ahlborg et al., 1988)

i-TE: 2378-TCDD-toksitesekvivalent etter internasjonal modell (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitesekvivalent etter WHO modell (M. Van den Berg et al., 1998)

&lt;: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

(b): Lavere enn 10\* blindverdi

(g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav (&gt;40% og &lt;120%)

1. Versjon 27.04.01 GSK

**PCDD/PCDF-Analyseresultater****nonorto-PCB**

Kjeller, 15.02.02

Vedlegg til målerapport nr: O-1365

NILU-Prøvenummer: 02/10

Kunde: NIVA/JAB

Kundenes prøvemerking: 1b,

: Fola foten

Prøvetype: Torske lever

Prøvemengde: 5,0g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: VA419051

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (gammel)	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	165	73	0,08	0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)	4,85			0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	156	80	15,6	15,6
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	46,2	85	0,46	0,46
<b>SUM TE-PCB</b>			<b>16,2</b>	<b>16,1</b>

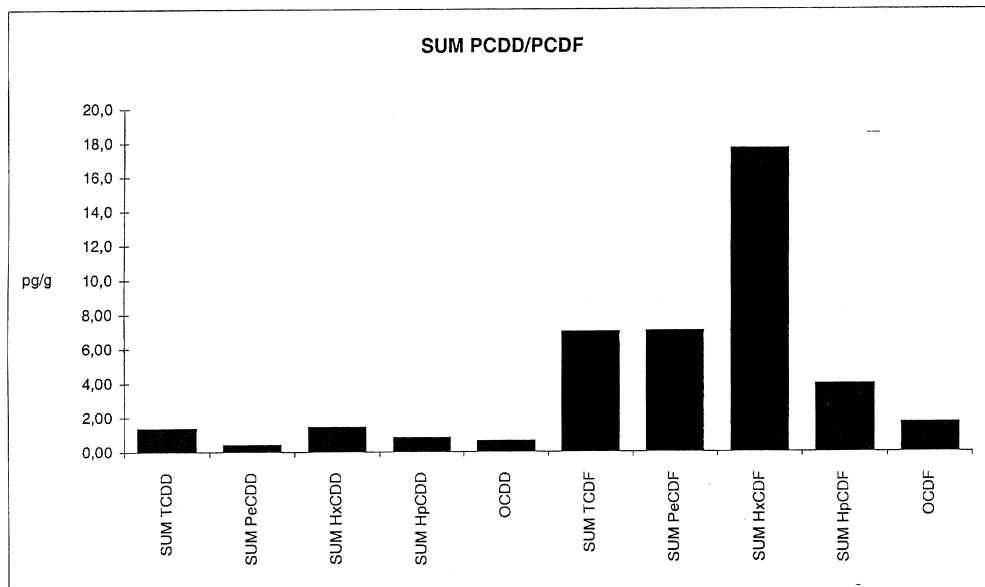
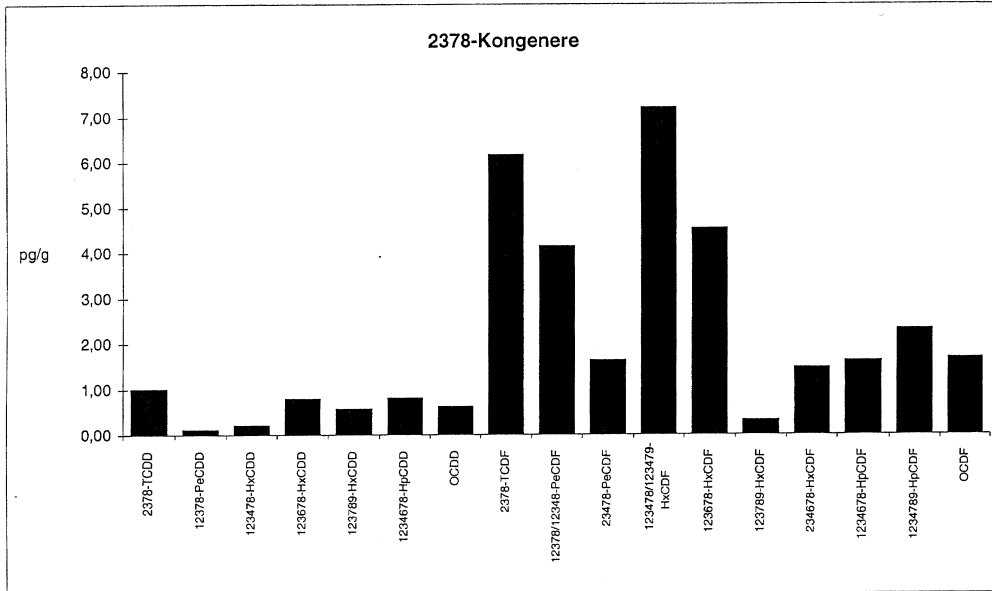
- \_ TE (gammel): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter gammel WHO modell (Ahlborg et al., 1994)
- TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter WHO modell (M. Van den Berg et al., 1998)
- <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
- (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.  
Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.
- (b): Lavere enn 10\* blindverdi
- (g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav (>40% og <120%)



## PCDD/PCDF-Analyseresultater

Vedlegg til målerapport nr: O-1365  
 NILU-Prøvenummer: 02/10

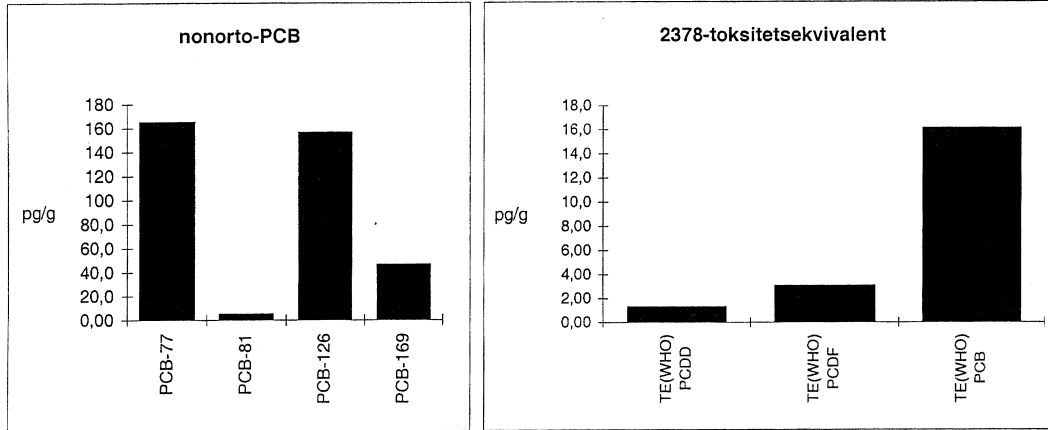
Kjeller, 15.02.02



## PCDD/PCDF-Analyseresultater

Vedlegg til målerapport nr: O-1365  
 NILU-Prøvenummer: 02/10

Kjeller, 15.02.02



## PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-1365

NILU-Prøvenummer: 02/11

Kunde: NIVA/JAB

Kjeller, 15.02.02

Kundenes prøvemerkning: 3b,

: Ila-Høvringen

Prøvetype: Torske lever

Prøvemengde: 5,0g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: VA419231

Komponent	Konsentrasjon		Gjenvinning	TE(nordisk)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g			pg/g	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,56	74		0,56	0,56	0,56
<b>SUM TCDD</b>	<b>0,56</b>					
12378-PeCDD	< 0,10	79		0,05	0,05	0,10
<b>SUM PeCDD</b>						
123478-HxCDD	< 0,20	84		0,02	0,02	0,02
123678-HxCDD	0,48 (i)	75		0,05	0,05	0,05
123789-HxCDD	0,27 (i)			0,03	0,03	0,03
<b>SUM HxCDD</b>	<b>0,75</b>					
1234678-HpCDD	0,71 (i)	79		0,01	0,01	0,01
<b>SUM HpCDD</b>	<b>0,71</b>					
OCDD	1,28	74		0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDD</b>	<b>3,30</b>			<b>0,71</b>	<b>0,71</b>	<b>0,76</b>
2378-TCDF	3,58	76		0,36	0,36	0,36
<b>SUM TCDF</b>	<b>3,58</b>					
12378/12348-PeCDF	1,42			0,01	0,07	0,07
23478-PeCDF	0,53	79		0,27	0,27	0,27
<b>SUM PeCDF</b>	<b>1,95</b>					
123478/123479-HxCDF	1,46	76		0,15	0,15	0,15
123678-HxCDF	1,02	76		0,10	0,10	0,10
123789-HxCDF	< 0,20			0,02	0,02	0,02
234678-HxCDF	0,52 (i)	76		0,05	0,05	0,05
<b>SUM HxCDF</b>	<b>4,61</b>					
1234678-HpCDF	0,51 (i)	78		0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF	0,56			0,01	0,01	0,01
<b>SUM HpCDF</b>	<b>1,07</b>					
OCDF	0,73 (i)	85		0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDF</b>	<b>11,9</b>			<b>0,97</b>	<b>1,03</b>	<b>1,02</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>	<b>15,2</b>			<b>1,68</b>	<b>1,74</b>	<b>1,79</b>

TE(nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell (Ahlborg et al., 1988)

i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter WHO modell (M. Van den Berg et al., 1998)

&lt;: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

(b): Lavere enn 10\* blindverdi

(g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav (&gt;40% og &lt;120%)

1. Versjon 27.04.01 GSK

**PCDD/PCDF-Analyseresultater****nonorto-PCB**

Kjeller, 15.02.02

Vedlegg til målerapport nr: O-1365  
 NILU-Prøvenummer: 02/11  
 Kunde: NIVA/JAB  
 Kundernes prøvemerking: 3b,  
 : Ila-Høvringen  
 Prøvetype: Torske lever  
 Prøvemengde: 5,0g  
 Måleenhet: pg/g  
 Datafiler: VA419231

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (gammel)	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	598	62	0,30	0,06
344'5-TeCB (PCB-81)	19,2			0,00
33'44'5-PeCB (PCB-126)	294	77	29,4	29,4
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	56,8	82	0,57	0,57
<b>SUM TE-PCB</b>			<b>30,3</b>	<b>30,0</b>

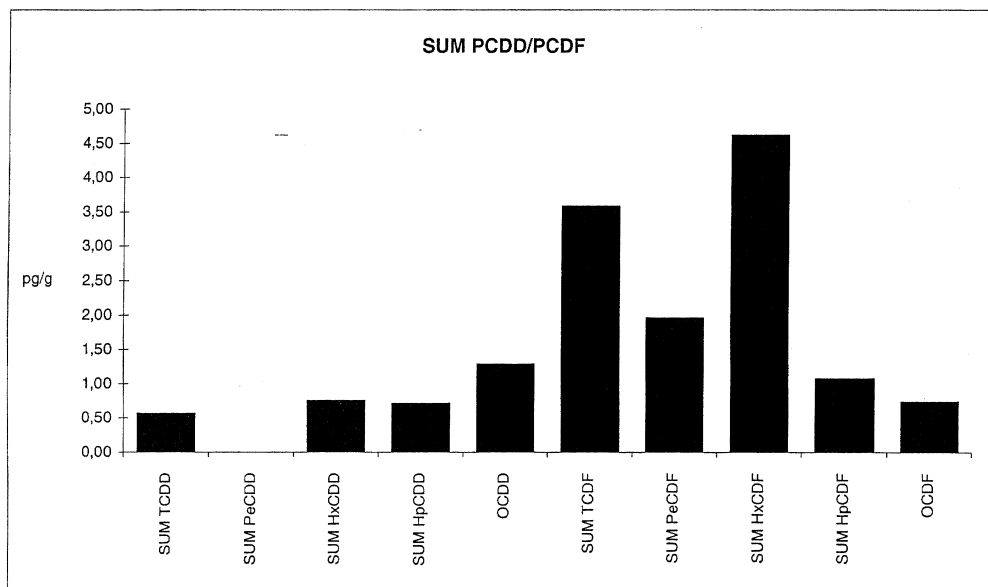
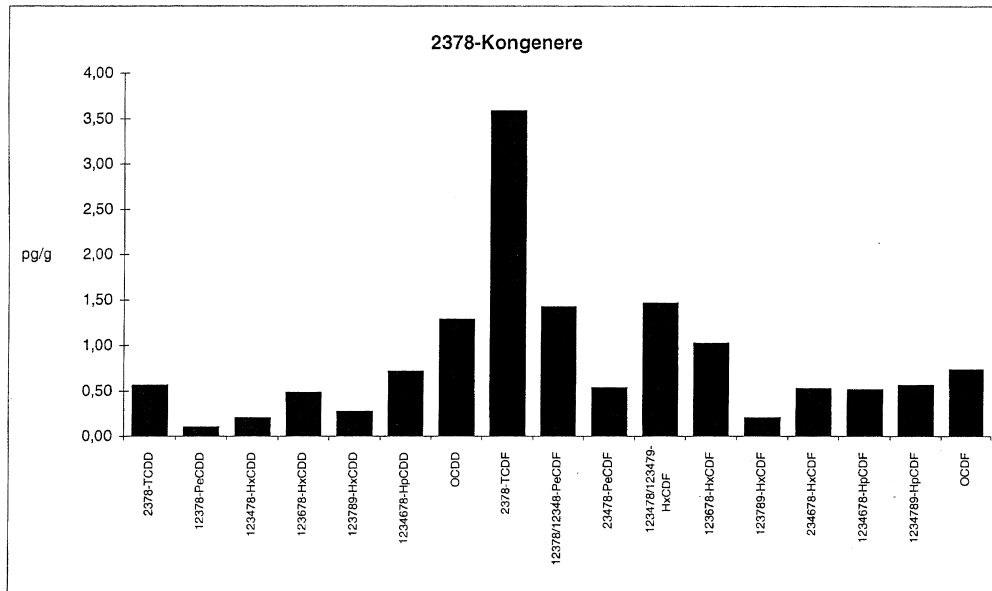
TE (gammel): 2378-TCDD-toksitisekvivalent etter gammel WHO modell (Ahlborg et al., 1994)  
 TE (WHO): 2378-TCDD-toksitisekvivalent etter WHO modell (M. Van den Berg et al., 1998)  
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signalstøy 3:1  
 (j): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.  
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.  
 (b): Lavere enn 10\* blindverdi  
 (g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav (>40% og <120%)

1. Versjon 27.04.01 GSK

## PCDD/PCDF-Analyseresultater

Vedlegg til målerapport nr: O-1365  
 NILU-Prøvenummer: 02/11

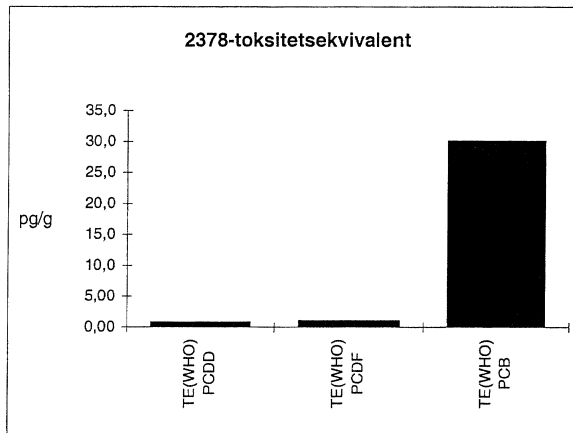
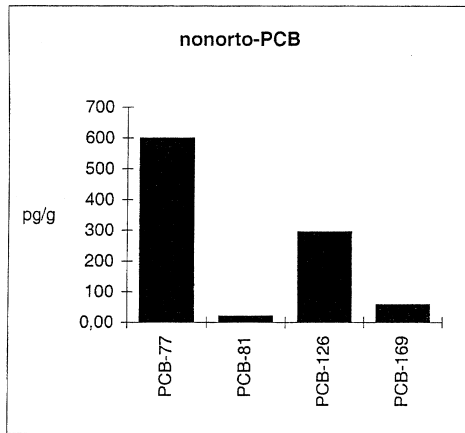
Kjeller, 15.02.02



## PCDD/PCDF-Analyseresultater

Vedlegg til målerapport nr: O-1365  
 NILU-Prøvenummer: 02/11

Kjeller, 15.02.02



## PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-1365

NILU-Prøvenummer: 02/12

Kunde: NIVA/JAB

Kjeller, 15.02.02

Kundenes prøvemerkning: 7b

: Korsvika

Prøvetype: Torskelever

Prøvemengde: 5,0g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: VA419191

Komponent	Konsentrasjon		Gjenvinning	TE(nordisk)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g			pg/g	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,67	79		0,67	0,67	0,67
<b>SUM TCDD</b>	<b>0,67</b>					
12378-PeCDD	< 0,10	68		0,05	0,05	0,10
<b>SUM PeCDD</b>						
123478-HxCDD	< 0,20	61		0,02	0,02	0,02
123678-HxCDD	0,61	59		0,06	0,06	0,06
123789-HxCDD	0,32 (i)			0,03	0,03	0,03
<b>SUM HxCDD</b>	<b>1,01</b>					
1234678-HpCDD	0,54 (i)	50		0,01	0,01	0,01
<b>SUM HpCDD</b>	<b>0,54</b>					
OCDD	0,93	42		0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDD</b>	<b>3,15</b>			<b>0,84</b>	<b>0,84</b>	<b>0,89</b>
2378-TCDF	4,32	79		0,43	0,43	0,43
<b>SUM TCDF</b>	<b>4,51</b>					
12378/12348-PeCDF	1,15 (i)			0,01	0,06	0,06
23478-PeCDF	0,43 (i)	72		0,22	0,22	0,22
<b>SUM PeCDF</b>	<b>2,10</b>					
123478/123479-HxCDF	0,49	63		0,05	0,05	0,05
123678-HxCDF	0,63	63		0,06	0,06	0,06
123789-HxCDF	< 0,20			0,02	0,02	0,02
234678-HxCDF	0,48	60		0,05	0,05	0,05
<b>SUM HxCDF</b>	<b>2,45</b>					
1234678-HpCDF	0,23 (i)	56		0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	< 0,80			0,01	0,01	0,01
<b>SUM HpCDF</b>	<b>0,23</b>					
OCDF	0,81	48		0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDF</b>	<b>10,1</b>			<b>0,85</b>	<b>0,90</b>	<b>0,89</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>	<b>13,3</b>			<b>1,69</b>	<b>1,73</b>	<b>1,78</b>

TE(nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekivalent etter nordisk modell (Ahlborg et al., 1988)

i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekivalent etter internasjonal modell (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekivalent etter WHO modell (M. Van den Berg et al., 1998)

&lt;: Lavere enn påvisningsgrensen ved signalstøy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

(b): Lavere enn 10\* blindverdi

(g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav (&gt;40% og &lt;120%)

1. Versjon 27.04.01 GSK

**PCDD/PCDF-Analyseresultater****nonorto-PCB**

Kjeller, 15.02.02

Vedlegg til målerapport nr: O-1365

NILU-Prøvenummer: 02/12

Kunde: NIVA/JAB

Kundenes prøvemerking: 7b

: Korsvika

Prøvetype: Torskelever

Prøvemengde: 5,0g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: VA419191

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (gammel)	TE (WHO)
	pg/g		%	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	235	88	0,12	0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)	6,37			0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	236	86	23,6	23,6
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	46,5	81	0,47	0,47
<b>SUM TE-PCB</b>			<b>24,2</b>	<b>24,1</b>

TE (gammel): 2378-TCDD-toksitesekvivalent etter gammel WHO modell (Ahlborg et al., 1994)

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitesekvivalent etter WHO modell (M. Van den Berg et al., 1998)

&lt;: Lavere enn påvisningsgrensen ved signalstøy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

(b): Lavere enn 10\* blindverdi

(g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav (&gt;40% og &lt;120%)

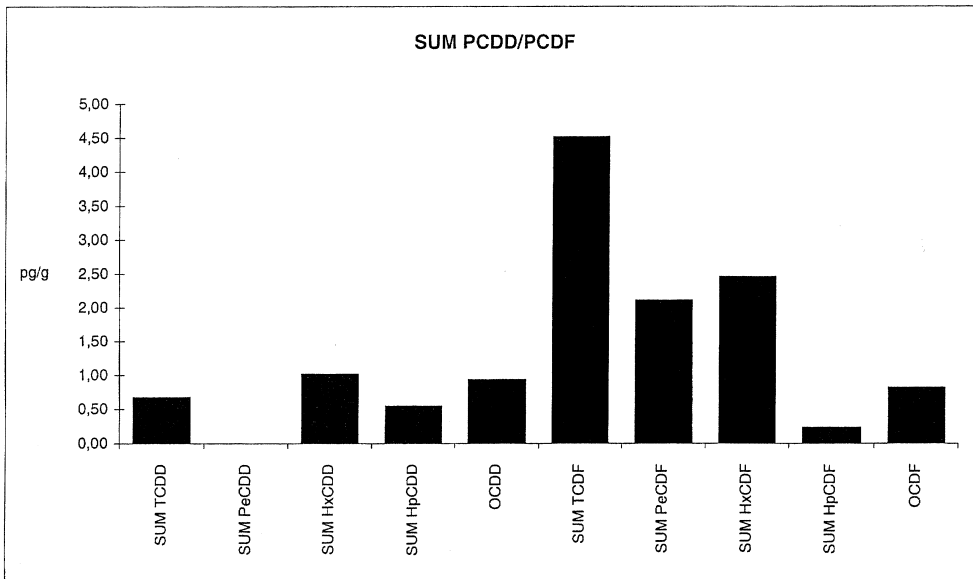
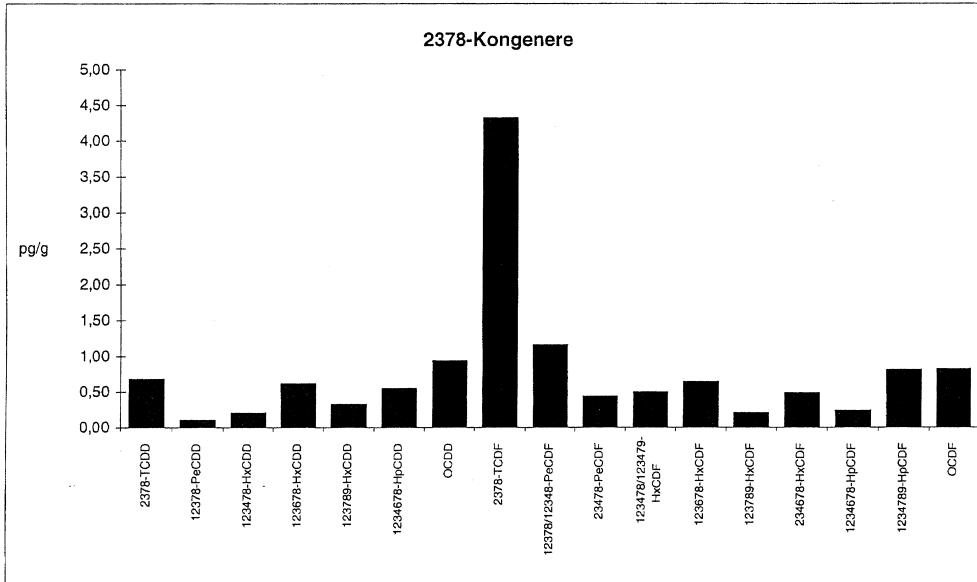
1. Versjon 27.04.01 GSK



## PCDD/PCDF-Analyseresultater

Vedlegg til målerapport nr: O-1365  
 NILU-Prøvenummer: 02/12

Kjeller, 15.02.02



## PCDD/PCDF-Analyseresultater

Vedlegg til målerapport nr: O-1365  
 NILU-Prøvenummer: 02/12

Kjeller, 15.02.02

