

RAPPORT LNR 4394-2001

Klororganiske stoffer i
abbor (*Perca fluviatilis*)
og overflatesediment fra
en referanselokalitet -
Holmetjern, Ringerike
kommune, Buskerud,
1995 - 1996

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 Klororganiske stoffer i abbor (<i>Perca fluviatilis</i>) og overflatesediment fra en referanselokalitet - Holmetjern, Ringerike kommune, Buskerud, 1995 - 1996.	Løpenr. (for bestilling) 4394-2001	Dato 2001.06.08
	Prosjektnr. Undernr. E-91412/21411	Sider Pris 49
Forfatter(e) Knutzen, Jon Brevik M. Einar <i>Schlabach, Martin, NILU</i>	Fagområde Miljøgifter i ferskvann	Distribusjon
	Geografisk område Buskerud	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e)	Oppdragsreferanse
------------------	-------------------

Sammendrag

Orienterende undersøkelser av klororganiske miljøgifter i lever og filét (blandprøver) av abbor fra den antatte referanselokaliteten Holmetjern i Ringerike kommune, Buskerud, viste i sammenligning med norske og utenlandske registreringer lave konsentrasjoner av PCB, DDT med nedbrytningsprodukter, andre rutinemessig målte klororganiske stoffer, samt klordaner, dioksiner, dioksinlignende PCB/polyklorete naftalener og utvalgte indikatorforbindelser av toksafen. Nivået av PCB og DDE ble funnet 5 - 10 ganger høyere i stor, 17 - 21 år gammel abbor enn i mindre individer på 3 - 4 år; et forhold som må tas hensyn til ved eventuelt estimat av referanseverdier for klassifiseringsformål. Konsentrasjonene av PCB og andre rutinevariable av klororganiske stoffer i overflatesediment (0 - 2 cm) lå derimot uventet høyt sammenlignet data fra andre lokaliteter i Norge, og bemerkelsesverdig (usannsynlig) høyt innhold av DDT/DDE/DDD aktualiserer at tilstanden i sedimentet kontrolleres ved analyse av en ny prøve.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Klororganiske stoffer 2. Fisk 3. Sediment 4. Bakgrunnsverdier 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Organochlorines 2. Fish 3. Sediment 4. Background levels
--	---


Jon Knutzen
Prosjektleder


Eirik Fjeld
Forskningsleder


Jens Skei
Forskningsjef

E-91412/21411

**Klororganiske stoffer i abbor (*Perca fluviatilis*) og overflatesediment
fra en referanselokalitet –Holmetjern, Ringerike kommune,
Buskerud, 1995-1996.**

Oslo,

8. Juni 2001

Prosjekleder:

Jon Knutzen

Medarbeidere:

Einar M. Brevik

Martin Schlabach, NILU

FORORD

Foreliggende rapportert er finansiert ved interne forskningsmidler og con amore. Dette skal imidlertid ikke ha skylden for sen dokumentasjon av resultatene, hvorved dog lite eller intet er forsømt. Resultatene har i mellomtiden vært benyttet for hva de er verd i relevante oppdragsrapporter, hvilket har vært hensikten.

Mulighetene for å realisere prosjektet har ligget i den nå mer enn 30 år gamle virksomheten på en referansestasjon for sur nedbør forskningen: Langtjern i Flå kommune, Buskerud, med i den senere tid to årlige tokt. Det dreier seg således om en frukt av kombinasjonen lemfeldige forskningsbevilgninger (måtte noen holde sin hånd over slike), høysinnede grunneiere (her representert ved tannlege Vidar Oppsal, Hokksund, som foruten årlige kosttilskudd skjenket 38 abbor og 1/10 dl bunnaveiringer uten flaskeskår), samt gjenværende raushet med egen tid hos et antall personer med til sammen et par hundre års anvendt forskning.

Mange menneskers bidrag kan trengs selv for små, men kvalitativt sett brede løft. Det er uklart hvor mange og hvem som var med på prøveinnsamlingen, men fisken er opparbeidet av Frank Kjellberg og Sigbjørn Andersen, som også har aldersbestemt fisk fra annen innsamlingsrunde. Eirik Fjeld sikret at sedimentprøven ble fra de øverste 2 cm og ikke en kvartærgeologisk blandprøve. Han har også lest gjennom rapporten. For øvrig takkes en rekke kolleger for foregitt velvillige, men for det meste mindre brukbare råd før, under og etter prøvetaking.

Hovedansvarlig med hensyn til analysene av rutinemessig bestemte klororganiske stoffer (og for anledningen noen fler som man omsider fikk skreket seg til) har vært Einar Brevik, NIVA, mens analysene av dioksiner/dioksinlignende PCB, polyklorerte naftalener og toksafen er utført ved NILU under ledelse av Martin Schlabach.

INNHold

Forord

Sammendrag

Summary

1. Bakgrunn og formål
2. Materiale og metoder
3. Rutinemessig analyserte klororganiske stoffer
 - 3.1 Abbor
 - 3.2 Sediment
4. Dioksiner, dioksinlignende PCB og PCN
5. Toksafen
6. Referanser

VEDLEGG (rådata)

EKSTRAKT (til ISBN-side)

Orienterende undersøkelser av klororganiske miljøgifter i lever og filet (blandprøver) av abbor fra den antatte referanselokaliteten Holmetjern i Ringerike kommune, Buskerud, viste i sammenligning med norske og utenlandske registreringer lave konsentrasjoner av PCB, DDT med nedbrytningsprodukter, andre rutinemessig målte klororganiske stoffer, samt klordaner, dioksiner, dioksinlignende PCB/polyklorete naftalener og utvalgte indikatorforbindelser av toksafen. Nivået av PCB og DDE ble funnet 5-10 ganger høyere i stor, 17-21 år gammel abbor enn i mindre individer på 3-4 år; et forhold som må tas hensyn til ved eventuelt estimat av referanseverdier for klassifiseringsformål). Konsentrasjonene av PCB og andre rutinevariable av klororganiske stoffer i overflatesediment (0-2 cm) lå derimot uventet høyt sammenlignet data fra andre lokaliteter i Norge, og bemerkelsesverdig (usannsynlig) høyt innhold av DDT/DDE/DDD aktualiserer at tilstanden i sedimentet kontrolleres ved analyse av en ny prøve.

Forfattere: Jon Knutzen, Einar M. Brevik, Martin Schlabach

Sammendrag

Som et bidrag til å belyse "bakgrunnsnivåer" av bestandige klororganiske stoffer i omgivelsene er det analysert abbor (*Perca fluviatilis*) og overflatesediment fra den antatt bare atmosfærisk belastede innsjøen Holmetjern i Ringerike, Buskerud. Lokalt har gjennom mer enn tre år vært observert mht. vannkemi i relasjon til forurening.

Innholdet i blandprøver av filet og lever fra abbor av rutinemessig bestemte klororganiske stoffer som PCB, DDT med nedbrytningsprodukter, HCB, α - og γ -HCH var lavt jevnført med både innen- og utenlandske registreringer. Det samme gjaldt nivåene av polyklorerte dibenzo-p-dioksiner/dibenzofuraner (PCDD/PCDF, "dioksiner), polyklorerte naftalener (PCN), dioksinlignende PCB, toksafen (målt som sum av de tre forbindelsene Parlar nr 26, 50 og 62) og klordaner.

Både for PCB og DDE ble det konstatert klart høyere konsentrasjoner i filet og lever blandprøver av stor, eldre abbor (26-29 cm, stort sett 17-20 år) sammenlignet med en gruppe av mindre individer (17-21 cm, 3-4 vintere). For PCB var forskjellen mer enn 5 ganger i lever og mer enn 10 ganger i filet (i filet og lever av store eksemplarer hhv. 2,3 og 14 μg $\Sigma\text{PCB}_7/\text{kg}$ våtvekt mot $<0,2$ og 2,9 $\mu\text{g}/\text{kg}$ i mindre fisk). Forholdet må følgelig tas høyde for ved estimat av "antatt høyt bakgrunnsnivå" med henblikk på eventuell bruk av abbor i klassifisering av vannkvalitet med hensyn til belastning med klororganiske miljøgifter.

Forholdet mellom ΣPCB_7 og ΣPCB_{21} antyder at det samlede innholdet av PCB neppe overstiger det dobbelte av ΣPCB_7 .

Bidraget til sum toksisitetsekvivalenter (TE) var omlag likt fra dioksiner og dioksinlignende (non- og utvalgte mono-orto) PCB) og ubetydelig fra PCN (med forbehold for ikke fullt utredede dioksinegenskaper hos alle aktuelle forbindelser innen denne gruppen). Non- og mono-orto PCB representerte omtrent samme toksisitetspotensiale. Innen non-orto gruppen kom på det nærmeste hele bidraget til sum TE fra CB 126.

Selv med et forsiktig anslag for forholdet mellom sum av Parlar nr. 26/50/62 og totalinnholdet av toksafen, var sistnevnte bare en 1/5-1/10 av sum PCB. Blant de tre indikatorforbindelsene var det ingen med dominerende forekomst (mulig svak overvekt av nr 50).

Innholdet av DDT med metabolitter i overflatesediment (0-2 cm) var bemerkelsesverdig og uforklarlig høyt sammenlignet med det som ellers er registrert i norske innsjøsedimenter. Ingen bruk av DDT i nedbørfeltet er kjent. Resultatet må betraktes som tvilsomt, men det er ikke funnet noen indikasjoner på kontaminering av prøven eller andre feil ved analysene.

I mer moderat grad var også sedimentets innhold av PCB, HCB og HCH-forbindelser forhøyet sammenlignet med funn i andre norske innsjøsedimenter. Et mulig bidrag til forklaring av dette er Holmetjernsedimentets meget høye innhold av organisk stoff (357 g org. C/kg tørrvekt, glødetap 669 g/kg).

Spørsmålet om sedimentets innhold av spesielt DDT/DDE/DDD bør søkes bekreftet/avkreftet gjennom analyse av en ny prøve.

Summary

The present study has been conducted as part of endeavours to establish reference levels of organochlorine micro-pollutants in Norwegian freshwater fish and sediments, i.e. concentrations representative for localities which receives these substances merely by atmospheric deposits.

The levels of routinely analysed variables like ΣPCB_7 , DDT with metabolites, HHC, HCHs etc. in composite samples of fillet and liver of perch (*Perca fluviatilis*) were low in comparison with other registrations in Norway and data from recent international literature. These applies in particular to young fish (3-4 years, 17-21 cm), but also to elder fish (mostly 17-21 years, 26-29 cm) even if the latter group contained 5-10 times more PCB and DDE than the sample of younger specimen.

Also the levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins/dibenzofurans (PCDD/PCDF) and other substances with dioxin-like properties (non- and selected mono-ortho PCBs, two congeners of polychlorinated naphthalenes), reported as toxicity equivalents (TEQ), were low (ΣTEQ below 0,4 and 4 ng/kg w.w., respectively in muscle and liver). The contribution to sum TEQ were about evenly distributed between dioxins and PCBs, PCNs practically not counting in this respect.

Further, low levels were observed of chlordanes and Toxaphene (sum of the three indicator congeners Parlar nos. 26, 50, 62 most probably being below 70 ng/kg w.w. in fillet and about 200 ng/kg w.w. in liver).

Assuming merely atmospheric loading on lake Holmetjern the levels of PCB, HCB and HCHs in surface sediments (0-2 cm) were relatively high compared with other records in Norwegian freshwater sediments. Possibly this may at least in part be explained by an exceptionally high content of organic matter (ignition loss of 67 % d.w.).

Unexplained and improbably high concentrations of DDT/DDE/DDD in the sediment should be checked by analysis of a new sample

1. Bakgrunn og formål

Forekomsten av miljøgifter er i første rekke knyttet til sivilisatorisk virksomhet. Nivåene i alle deler av naturen vil dermed i stor grad variere med nærheten til befolkning, industri og trafikk. Selv ikke for naturlig forekommende miljøgifter som en del tungmetaller og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH, tjærestoffer) og i øde egne, eksisterer lenger noen naturtilstand, idet stoffene spres via atmosfæren og havstrømmer. Det er likevel en markant forskjell mellom de nivåer som opptrer nær punktkilder og steder som bare er diffust belastet via atmosfærisk nedfall.

For å bedømme graden av forurensning med forskjellige stoffer i ulike naturelementer er det behov for referanseverdier, dvs. utgangspunkter for graderingen. Noen almengyldige referanser finnes ikke fordi også den atmosfæriske belastningen varierer (nærhet til befolkningssentra og industrikonsentrasjoner, herskende vindretninger, nedbørmengde). Dessuten har man en rekke modifierende naturlige faktorer ved en gitt belastning.

Innen norsk miljøvernforvaltning har man valgt å ta utgangspunkt i begrepet ”antatt høyt bakgrunnsnivå ved bare diffus belastning” (dvs. utenfor innflytelse fra identifiserbare punktkilder). For miljøgifter i vann, sedimenter og organismer er dette en beregning av eller et anslag for verdien som utgjør grensen for klasse I i de klassifiseringssystemene som Statens Forurensningstilsyn (SFT) bruker for å karakterisere tilstanden i akvatisk miljø (Andersen et al. 1997, Molvær et al. 1997).

Til å fastsette grensene for Kl. I er det fortrinnsvis påkrevet med et omfattende datamaterialet basert på observasjoner fra forskjellige steder, i ferskvann primært et utvalg av lokaliteter med ulik forurensningsbelastning via nedbør og med ulike naturforhold i nedbørfeltet. Derved kan man være rimelig trygg på å ha fått en representativ fordeling av verdier innen området klassifiseringen skal gjelde for, og høyt bakgrunnsnivå kan f.eks. settes til 90-prosentilen (den verdi som underskrides av 90 % av verdiene i materialet, se eks. i Knutzen og Green 2001).

Foreløpig er det lite registreringer av klororganiske stoffer i norsk ferskvannsfisk, særlig fåtallige fra referanselokaliteter (Schlabach og Skotvold 1996, 1997; Skotvold et al. 1997; Rognerud et al. 2001). Vedrørende referanser til eldre undersøkelser generelt, se Brevik et al. 1995). For tiden er det under rapportering resultatene fra omfattende registreringer i fisk fra både belastede og antatt mindre berørte innsjøer og elver (Fjeld et al. 2001). Data fra disse observasjonene (1997-2000 under Statlig program for forurensningsovervåking), og en formålstjenelig videreføring, vil gi grunnlag for å utvide klassifiseringssystemet for ferskvann (Andersen et al. 1997) til også å omfatte persistente klorerte forbindelser i fisk.

Hovedformålet med de her foretatte registreringer har vært å bidra til kunnskapene om ”bakgrunnsnivåer” av klorerte forbindelser i filet og lever av abbor. I tillegg kommer informasjon om nivåene av rutinemessig analyserte klororganiske stoffer i overflatesediment.

Valget av lokalitet er ikke tilfeldig, men skyldtes den da nærmere tredve år lange virksomhet med 2-4 årlige registrering av vannkjemi innen et referanseområde for overvåkingen av forsurende atmosfæriske tilførsler (ref. ?) og dermed assosierte studier av fisk, samt det fond av sakkunnskap (særlig innen akvatisk miljøforskning) som alltid er til stede på disse toktene.

2. Materiale og metoder

Abbor (*Perca fluviatilis*) ble samlet inn med garn fra Holmetjern, Ringerike kommune, Buskerud, 23/9 1995 og 21/9 1996. Årsaken til to gangers innsamling var at den første blandprøven var sammensatt av eksemplarer med en slik størrelsesfordeling at det i ettertankens lys (etter opparbeidelse) ble funnet sannsynlig at dette både representerte en gruppering i alder og næringsvaner (derav noen gamle kannibaler) som sannsynligvis betinget ulike nivåer av persistente klororganiske stoffer. Etter annen gangs prøvetaking ble fangsten splittet i to grupper med antatt ulik alder og næringsvaner.

Blandprøvene av abbor fra 1995 bestod av 20 stk. lever (0,5-2,4 g, i gjennomsnitt 1,2 g) og av 20 x 20 g filet (ryggmuskel). Fangsten fra året etter ble delt i to grupper etter størrelse. Gruppe 1 besto av 8 eksemplarer som var 3-4 vintre gamle (bestemt ved vintersoner på gjellelokk) og i størrelsen 16,5-20,5 cm, 43-83 g (i gjennomsnitt 57 g). Gruppe 2 omfattet 10 individer i størrelsen 26,0-29,0 cm, 123-232 (i gjennomsnitt 184) g. Alderen innen denne gruppen var 17-20 år, unntatt to stk. som var henholdsvis 5 og 9 år.

Fisken ble fraktet i kjølebag til laboratoriet og oppbevart nedfrost inntil opparbeidelse. Opparbeidede prøver ble igjen fryst inntil analyse. Til blandprøvene av lever ble benyttet hele leveren fra hver fisk (0,5 – 2,4 g fra 1995-prøven, 0,3- 1,3 g fra 1996-fisken). Blandprøvene av filet besto av ca. 10 g ryggmuskel fra hvert individ.

Prøven av overflatesediment (0-2 cm, 23/9-95) er samlet med en Limnos sedimentprøvetaker på 12 meters dyp ca 200 meter ut fra Holmetjernhytta på østsiden av tjernet.

For beskrivelse av analysene av rutinemessig bestemte klororganiske forbindelser (PCB, DDT med nedbrytningsprodukter, α -/ γ -HCH, HCB og OCS) henvises til Brevik et al. (1995), og for analysene av polyklorerte dibenzo-p-dioksiner/dibenzofuraner (PCDD/PCDF), non-orto PCB, polyklorerte naftalener (PCN) og toksafen ved NILU til Oehme et al. (1994), Schlabach et al. (1995) og Karlson og Oehme (1996). På tidspunkte for analysene var NILU akkreditert for dioksiner/non-orto PCB (blitt senere for toksafen) og NIVA for standardanalysene av klororganiske stoffer.

Beregningen av toksisitetsekvivalenter (TE) for dioksiner og dioksinlignende PCB er på grunnlag av toksisitetsekvivalenfaktorer (TEF) fra Van den Berg et al. (1998), mens det for dioksinlignende polyklorerte naftalener (PCN) er benyttet tentative TEF fra Hanberg et al. (1990) på 0,002 og 0,003 for henholdsvis 123467-/123567-HxCN og 1234567-HpCN.

3. Rutinemessig analyserte klororganiske stoffer

Rådata for disse analysene er gjengitt i vedlegg 1, mens hovedresultatene ses av Tabellene 1 (fisk) og 4 (sediment).

3.1 Abbor

Av Tabell 1 ses (som begrunnet ovenfor) at analysene av klororganiske rutinevariable ble gjentatt og da med en deling i to størrelseskategorier.

Tabell 1. Rutinemessig bestemte klororganiske forbindelser i blandprøver av filet og lever av abbor fra Holmetjern, Ringerike kommune, Buskerud, 23/9 1995 og 21/9 1996, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. Ikke analysert: i.a.

Table 1. Standard organochlorine variables in perch (Perca fluviatilis) from lake Holmetjern, Ringerike, september 23 1995 and september 21 1996, $\mu\text{g}/\text{kg}$ w.w. (i.a.: not analysed).

Prøver	ΣPCB_7 ²⁾	ΣPCB_{21} ³⁾	ΣDDT ⁴⁾	DDE	Klordaner ⁵⁾	ΣHCH ⁶⁾	HCB	% fett
1995								
Filet	1,63	2,52 ⁷⁾	0,94	0,81	<0,1	<0,13	0,06	0,58
Lever	8,6	14,4 ⁸⁾	4,5	3,6	<0,6	1,0	0,3	2,9
1996								
Filet, små ¹⁾	0,17	0,23 ⁹⁾	<0,09	<0,03	i.a.	<0,07	0,04	0,25
Filet, store	2,27	3,38	<0,24	0,18	i.a.	<0,06	0,04	0,22
Lever, små	2,9	4,8	<0,4	0,3	i.a.	0,5	0,4	5,01
Lever, store	14,0	21,2	1,15 ¹⁰⁾	1,0	i.a.	0,4	0,3	3,52

1) Se kap. 2

2) Sum av enkeltforbindelsene CB28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180.

3) ΣPCB_7 pluss CB31, 87, 105, 110, 114, 123, 128, 149, 156, 157, 167, 170, 189 og 209.

4) Sum av p,p-DDT/-DDE/-DDD.

5) Sum av oxy-, cis- og trans-klordan.

6) Sum av α - og γ -HCH.

7) Derav en suspekt verdi på 0,14.

8) Derav to suspekter verdier på til sammen 0,7.

9) 16 kongener under deteksjonsgrensen på 0,03 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt eller maskert (2).

10) Medregnet halve deteksjonsgrensen (0,1) for DDT.

Som man ser av Tabell 1, utgjør ΣPCB_7 mellom 60 og 74 % av ΣPCB_{21} . For sammenligning med angivelser av totalt PCB-innhold kan man derfor anta at totalen neppe tilsvare mer enn det dobbelte av ΣPCB_7 .

Nivåene av utvalgte variable fra Tabell 1 omregnet til fettbasis ($\mu\text{g}/\text{kg}$ fett) blir:

	ΣPCB_7	DDE	HCB
Filet, 1995	281	140	10
Lever, 1995	297	124	10
Filet, små, 1996	68	<12	16
Filet, store, 1996	1032	82	18
Lever, små, 1996	58	6	8
Lever, store, 1996	398	28	9

Herav fremgår en betydelig forskjell mellom små og store abbor når det gjelder innholdet av de mest bestandige stoffene, slik som DDE og mesteparten av PCB, men ikke av HCB som

er relativt lettere omsettelig. Forskjellen kan tenkes å ha sammenheng med kombinasjonen av alder og ulik diett, idet den største abborer i stor grad har mindre artsfrender som bytte og dermed får en vesentlig større belastning med disse stoffene enn yngre fisk som vesentlig lever av virvelløse dyr. Under alle omstendigheter er dette et forhold som det må tas hensyn til ved eventuelt behov for å estimere "antatt høyt bakgrunnsnivå", dvs. hvis abbor skal brukes som indikatorart innen en klassifisering av miljøkvalitet mht. miljøgiftbelastning i ferskvann mht. belastning med miljøgifter på samme måte som marin fisk benyttes for et slikt formål (Molvær et al. 1997)

Oppkonsentrering av persistente klororganiske stoffer dess høyere fisk er i næringskjedene er vist i mange tilfeller (se referanser i Knutzen 1992 og Olsson et al. 2000, dessuten Kidd et al. 1998 og Zhou et al. 1999), men det forekommer også unntak (se f.eks. Metcalfe og Metcalfe 1997 og Paterson et al. 1998.). Fra registreringer i abbor oppdelt i størrelsesgrupper på 7-10 til 30-39 cm fant Olsson et al. (2000) først biomagnifikasjon for individer over 20 cm, til tross for at $\delta^{15}\text{N}$ viste forskjell på opp til ett trofisk nivå innen gruppen bestående av fisk mindre enn 20 cm. Hverken Chevreuil et al. (1995) eller Ion et al. (1995) fant noen sammenheng mellom PCB-innhold og lengde hos abbor. For å utrede den relative innflytelse av faktorene alder, trofisk nivå og fettinnhold på nivåene av klororganiske stoffer gjenstår fremdeles mye forskning.

Selv de høyeste konsentrasjonene av PCB og DDE registrert i Holmetjernabbor må betegnes som lave/moderate. For eldre registreringer kan henvises til sammenstilling av litteraturdata i Brevik et al. (1995). Ved sammenligning med data fra 10 år tilbake og mer kommer det imidlertid ofte inn usikkerheter knyttet til ulikhet i analysemetodikk. Dessuten har den diffuse belastningen med PCB, DDT med nedbrytningsprodukter og andre klororganiske miljøgifter en avtagende tendens som i hvert fall er dokumentert til midten av 1990-årene (Bignert et al. (1996, 1998).

Nyere data fra utenlandske og norske registreringer i **filet** er listet i Tabellene 2 (PCB) og 3 (DDT/DDE). Bemerk at sammenlignbarheten av data etter all sannsynlighet egentlig krever at analysene er gjort på fisk av tilnærmet samme størrelse/alder (slik som eksemplifisert ovenfor ved forskjellen mellom utvalget av gamle/store og yngre/mindre individer fra Holmetjernbestanden).

I tillegg til arbeidene i Tabell 2 kan nevnes Roots (2001), som refererer sterkt varierende og til dels bemerkelsesverdig lave konsentrasjoner av DDT med metabolitter og ΣPCB_7 i individuelt analyserte abbor fra to Østersjølokaliteter i Estland. Ellers finnes data om PCB, DDT med nedbrytningsprodukter og andre rutinevariable av klororganiske stoffer i abbor (hel fisk eller lever) hos Bremle et al. (1995), Teil et al. (1996), Falandysz et al. (1997a), Strandberg et al (1998), Bremle og Larsson. (1998), Fjeld et al. (1999b) og Berglund et al. (2000).

Mens **lever** av abbor fra Holmetjern inneholdt 2,9-14,0 $\mu\text{g } \Sigma\text{PCB}_7/\text{kg}$ våtvekt (Tabell 1) lå nivået i abborlever fra tre lokaliteter i Drammenselva i intervallet 11-101 $\mu\text{g}/\text{kg}$, lavest like nedenfor Tyrifjorden (Fjeld et al. 1999b). Tilsvarende intervall for DDE var 0,3-3,6 (Tabell 1) mot 7-34 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt (Fjeld et al. 1999b).

For klordaner, HCH-forbindelser og HCB er det ikke så mange undersøkelser og sammenligne med (Atuma et al. 1996a (HCH, HCB); Skotvold et al. 1997 (klordaner, HCH, HCB); Lockhart et al 1998 (klordaner, HCH); Valters et al. 1999 (HCH, HCB); Fjeld 1999 (HCH, HCB); Fjeld og Øxnevad 1999 (HCH, HCB); Fjeld et al. 1999a,b (HCH, HCB); Dauberschmidt og Hoffman 2001 (HCH); Brevik et al. 2001 (HCH, HCB og Roots 2001 (HCH)). Ut fra sammenligningen fremtrer imidlertid nivåene i Tabell 1 som lave eller blant de laveste registrerte, f.eks noe lavere for HCB og HCH-forbindelsene enn i abbor fra Mjøsa (Fjeld et al. 1999a) og klart lavere enn i prøver fra Drammenselva (Fjeld et al. 1999b).

Nivåene av HCH-forbindelser og HCB i Holmetjernabbor lå på nivå med verdier som i Valters et al. (1999) hevdes å være representative for referansesjør i Sverige.

Tabell 2. Eksempler fra nyere litteratur på nivåer av PCB i filet av abbor fra observasjoner i utlandet og Norge, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt og $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett. Delvis ca. verdier (omregnet/beregnet her, lest av figurer – kfr. fotnoter).

Table 2. Recent literature data for PCB in muscle of perch (*Perca fluviatilis*), $\mu\text{g}/\text{kg}$ w.w. and $\mu\text{g}/\text{kg}$ fat. In part ca. values (calculated/recalculated here, read from figures etc.).

Referanser, noter	Våtvektsbasis		Fettbasis	
	ΣPCB_7	Tot. PCB	ΣPCB_7	Tot. PCB
Atuma et al. 1996a ¹⁾	9,6	-	1010	-
Atuma et al. 1996a ²⁾	≈9/12	-	≈1000/1600	-
Blanchard et al. 1999 ³⁾	-	110-1150	-	-
Brevik et al. 1995,1996 ⁴⁾	0,22/0,25	-	440/357	-
Brevik et al. 2001 ⁵⁾	0,4/0,5	-	500/500	-
Dauberschmidt & Hoffmann 200 ⁶⁾	≈1,6/250	-	≈670/35000	-
Fjeld 1999 ⁷⁾	1,25	-	313	-
Fjeld et al. 1999a ⁸⁾	14,9	-	3725	-
Fjeld & Øxnevad 1999 ⁹⁾	3,7	-	2313	-
Gutleb & Kranz 1998 ¹⁰⁾	-	9-56	-	1820-5930
Ion et al. 1997 ¹¹⁾	5(4-8)	-	≈1300	-
Lockhart et al. 1998 ¹²⁾	-	11/73	-	-
Olsson et al. 1996 ¹³⁾	-	≈8-16	-	780-1400
Olsson et al. 2000 ¹⁴⁾	-	-	200/430	400/800
Skotvold et al. 1997 ¹⁵⁾	2/3	-	150/750	-
Valters et al. 1999 ¹⁶⁾	-	≈1,4-21	-	180-2400

¹⁾ Handelsvare fra Østersjøen 1992-93. Gj.snt. av 3 prøver. ΣPCB_7 og kons. på fettbasis beregnet her.

²⁾ Hhv. fra Väneren og Hjälmaran 1992-93. Ca. ΣPCB_7 beregnet her ut fra kons. av CB153 (antatt ca. 35 % av ΣPCB_7 . Også ca. kons. på fettbasis beregnet her.

³⁾ Flere prøvesteder i Seinen 1996. Beregnet kons. på våtvektsbasis ut fra antatt 20 % tørrvekt.

⁴⁾ Middelerverdier av 5 individuelt analyserte fisk fra to steder i Ørsjøen, Østfold 1994. (Midlere vekt 215/173 g).

⁵⁾ Middelerverdier av 6 og 5 individuelt analyserte fisk fra to steder i Ørsjøen, Østfold 1998. (Midlere vekt 375/450 g) Verdier på fettbasis beregnet her..

⁶⁾ Fra 2 elver i Luxembourg 1998-99. ΣPCB_7 beregnet her ut fra kons. av CB153 (antatt 35 % av ΣPCB_7). Også kons. på fettbasis beregnet her.

⁷⁾ Blandprøve av 30 stk. fra Randsfjorden 1998. Kons. på fettbasis beregnet her.

⁸⁾ Blandprøve av 20 stk. fra Furnesfjorden/Mjøsa 1998. Kons. på fettbasis beregnet her.

⁹⁾ Blandprøve av 20 stk. fra Kolbotnvatnet 1998. Kons. på fettbasis beregnet her.

¹⁰⁾ Div. lokaliteter på grensen Tsjekia-Østerrike 1990-1994. Intervall for geometriske middelerverdier.

¹¹⁾ *Perca flavescens* fra St. Lawrence-elven, Canada, 1991-1992. ΣPCB_{10} inklusiv CB 111, 118, 138, 153 og 180. Geometrisk middel og variasjon.

¹²⁾ To blandprøver av filet med skinn fra Dnepr-vassdraget, Ukraina, 1994. Antagelig kongenerspesifikk analyse av PCB, men ikke nevnt hvilke.

¹³⁾ Individuelt analyserte hunner på 15-18 cm fra tre lok. i Rigabukten, Latvia, 1994-1995. Intervall for middelerverdier. Kons. på våtvektsbasis beregnet her.

¹⁴⁾ 130 individuelt analyserte fra innsjø i Latvia 1996. Ingen tydelig forskjell mellom kjønnene. Gjengitt maks. av geom. middel for abbor <20 cm og for gruppen 20-39 cm. ΣPCB_7 beregnet her. Tot. PCB som Clophen A50.

¹⁵⁾ Gjennomsnitt fra individuelt analysert abbor fra to lokaliteter i Finnmark

¹⁶⁾ Individuelle analyser (n=8-13) av 15-18 cm eks. fra div. lok. i Latvia. Gjengitt intervall for middelerverdier. Tot. PCB som Clophen A50. Kons. på våtvektsbasis beregnet her.

Tabell 3. Eksempler fra nyere litteratur på nivåer av Σ DDT/DDE i filet av abbor fra observasjoner i utlandet og Norge, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt og $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett. Delvis ca. verdier (omregnet/beregnet her, lest av figurer, etc. – kfr. fotnoter).

*Table 3. Literature data for DDT/DDE in fillet of perch (*Perca fluviatilis*), $\mu\text{g}/\text{kg}$ w.w. and $\mu\text{g}/\text{kg}$ fat. . In part ca. values (calculated/recalculated here, read from figures etc.).*

Referanser, noter	Våtvektsbasis		Fettbasis	
	Σ DDT	DDE	Σ DDT	DDE
Atuma et al. 1996a ¹⁾	7,6	-	800	-
Atuma et al. 1996a ²⁾	4,7/4,6	-	1000/1600	-
Brevik et al. 1995, 1996 ³⁾	5,19/1,07	2,56/0,53	10380/1538	5120/757
Brevik et al. 2001 ⁴⁾	19,6/7,5	10,0/3,4	24500/7500	12500/3400
Fjeld 1999 ⁵⁾	0,98	0,60	245	150
Fjeld et al. 1999a ⁶⁾	10,7	7,3	2675	1825
Fjeld & Øxnevad 1999 ⁷⁾	1,3	0,1	813	63
Lockhart et al. 1998 ⁸⁾	18/45	-	-	-
Olsson et al. 2000 ⁹⁾	-	-	-	220/480
Skotvold et al. 1997 ¹⁰⁾	\approx 0,4/0,55	-	\approx 150/750	-
Valters et al. 1999 ¹¹⁾	-	\approx 0,5-4	-	62-460

¹⁾ Se note 1 til Tabell 2.

²⁾ Se note 2 til Tabell 2.

³⁾ Se note 4 til Tabell 2. Middelerverdier i DDT-forurenset innsjø med avstandsgradienter for kontamineringen i abbor

⁴⁾ Se 3 ovenfor og note 5 til Tabell 2. Store individuelle variasjoner i mest forurenset gruppe (standardavvik større enn middelerverdi). Kons. på fettbasis beregnet her.

⁵⁾ Se note 7 til Tabell 2.

⁶⁾ Se note 8 til Tabell 2.

⁷⁾ Se note 9 til Tabell 2. Bemerk uvanlig lavt relativt bidrag fra DDE til sum DDT.

⁸⁾ Se note 12 til Tabell 2.

⁹⁾ Se note 14 til Tabell 2.

¹⁰⁾ Se note 15 til Tabell 2. Verdier for Σ DDT lest av figurer.

¹¹⁾ Se note 16 til Tabell 2.

3.2 Sediment

De funne konsentrasjonene av p,p-DDT med nedbrytningsprodukter i de øvre 2 cm av sedimentet var bemerkelsesverdig høye (Tabell 4), spesielt for DDD, som DDT omsettes til i anaerobt miljø (Guenzi og Beard 1968). I sin regionale undersøkelse av klororganiske stoffer i sediment fra ca. 70 innsjøer fant Rognerud et al. (1997) mediane konsentrasjoner av p,p-DDD og p,p-DDE på hhv. vel 1 og i overkant av 2 µg/kg tørrvekt og maksimumsnivåer på ca. 11/12 µg/kg. (DDT ble ikke analysert).

Det foreligger ingen opplysninger om bruk av DDT i nedbørfeltet til Holmetjern. Et visst bidrag til forklaring kan være Holmetjernsedimentets meget høye innhold av organisk stoff (glødetap på 67 %), men også i materialet til Rognerud et al. (1997) er det mange eksempler på glødetapsprosent på 50-60 %; dessuten ble det hverken funnet noen god sammenheng mellom innholdt av organisk stoff og DDT-metabolitter eller PCB-forbindelser (unntatt CB 209).

Tabell 4. Klororganiske rutinevariable i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Holmetjern, Ringerike, 23/9 1995, µg/kg tørrvekt og µg/kg organisk karbon¹⁾.

Table 4. Organochlorines in surface sediments (0-2 cm) from lake Holmetjern september 23 1995, µg/kg d.w. and µg/kg organic carbon.

	ΣPCB ₇	DDT	DDE	DDD	ΣDDT	α-HCH	γ-HCH	HCB
µg/kg tørrv.	19,9	6,3	7,8	30,5	44,6	0,9	0,7	2,0
µg/kg org.C	55,7	17,6	21,8	85,4	124,8	2,5	2,0	5,6

1) 357 g/kg tørrvekt (glødetap 669 g/kg tørrvekt).

En annen mulig forklaring er kontaminering av prøven under opparbeidelse/analyse, men det er heller ikke noe konkret som tyder i denne retning, utover at høye konsentrasjoner av DDT med metabolitter på en slik lokalitet i utgangspunktet må betraktes som usannsynlig og her heller ikke samsvarer med de lave nivåene i fisk. At det dreier seg om en eller annen uoppklart kontaminering kan sies å underbygges av den skog av uidentifiserte topper som fremgår av kromatogram 1 i vedlegg 2. På den annen side indikerer også kromatogrammet fra tilleggsanalysen som er nødvendig for kvantifisere DDT høy forekomst av DDD (avkuttet topp til venstre for DDT-toppen markert med 30.049 i kromatogram 2 i vedlegg 2).

Også innholdet av PCB, HCB og HCH-forbindelsene var høyere enn det som stort sett ble registrert av Rognerud et al. (1997), men i mer moderat grad enn for DDT/DDE/DDD. 75-prosentilene for henholdsvis ΣPCB₇, HCB, α- og γ-HCH fra det omfattende materialet til Rognerud og medarbeidere var ca. (lest av figur) 20/0,5/0,2/0,1 µg/kg/tørrvekt (sammenlign Tabell 4).

Konklusjonen er at resultatene for sediment bør avkrefte eller bekrefte ved analyse av ny prøve av overflatesediment fra samme sted.

4 Dioksiner, dioksinlignende PCB og PCN.

Rådata for disse analysene finnes i vedleggene 1 (mono-orto PCB), 3 (dioksiner/non-orto PCB) og 4 (PCN). Et sammendrag av resultatene i form av toksisitetsekvivalenter (TE) er presentert i Tabell 5. TE-beregningene baserer seg for PCB og PCDD/PCDF på van den Berg et al. (1998), mens tentative TEF-verdier for to dioksinlignende PCN er fra Hanberg et al. (1990).

Tabell 5. Toksitetsekvivalenter fra PCDD/PCDF¹⁾, non- og mono-orto PCB samt PCN i blandprøve av abbor fra Holmetjern, Buskerud, 23/9 1995, ng/TE kg våtvekt.
Table 5. Toxicity equivalents (TE=TEQ) from PCDD/PCDF, non- and mono-ortho PCBs, and PCNs in perch (Perca fluviatilis) from lake Holmetjern september 23 1995, ng TEQ/kg w.w.

Vev	TE _{PCDD/F}	TE _{n-o. PCB}	TE _{m-o. PCB} ²⁾	TE _{PCN}	Σ TE	% fett
Filet	0,15	0,09	0,09	0,008	0,34	0,45
Lever	1,20	0,58	1,23 ³⁾ (?)	1,00 ⁴⁾	3,55 ⁵⁾	1,30

- 1) **OBS:** På grunn av endret TEF for 12378-PeCDD, fra tidligere 0,5 til 1,0 i Van den Berg et al. (1998), er TE_{PCDD/PCDF} høyere i tabellen enn angitt sum TE_{PCDD/PCDF} i vedlegg 3.
- 2) Sum av TE fra CB105, 114, 118, 123 (<0,02/0,03 µg/kg v.v.), 156, 157 (maskert), 167 og 189 (<0,02/0,3 µg/kg).
- 3) Derav 0,90 fra CB114, som i henhold til kromatogrammet fra leveranalysene hadde uvanlig høy forekomst i relasjon til dominerende forbindelser som CB 138 og 153.
- 4) Uvanlig med større bidrag til Σ TE fra PCN enn fra dioksiner og dioksinlignende PCB. Lav gjenvinning av indre standarder (13-C dioksin/dibenzofuran) gjør PCN-resultatet usikkert.
- 5) På grunn av usikkerheten forbundet med bestemmelsene av CB 114 og særlig PCN må man anta at den reelle summen er lavere – antydningssvis omkring 2 ng/kg våtvekt.

På **fettbasis** blir verdiene av TE_{PCDD/F} i tabell 5 i filet og lever henholdsvis 33,3 og 92,3 ng/kg; av TE_{PCB} (sum av non- og mono-orto PCB) 40,0 og 139,2(?) ng/kg (med forbehold når det gjelder det relativt sett uvanlig høye bidraget fra CB 114 i lever).

Både i filet og lever var det 12378 PeCDD som ga det største (korrigerste) bidraget til TE_{PCDD/F}; i filet jevnstilt med 23478-PeCDF (kfr. vedlegg 3).

Til sammenligning med Tabell 5 er det i Tabellene 6-7 stilt sammen data for henholdsvis TE_{PCDD/PCDF} (TE_{PCDD/F}) og TE_{PCB} registrert i et utvalg av norske arter av ferskvannsfisk fra andre studier. Utvalget er av arter med fettinnhold omtrent som i abbor. Data fra Norge om dioksiner, dioksinlignende PCB og PCN i (vanligvis) fetere fisk som ørret og røye, samt i lakelever finnes i de omfattende registreringene til Fjeld et al. (2001). I tillegg kan henvises til Schlabach & Skotvold (1996, 1997) og for laks Becher et al. (1998). Av nyere utenlandske arbeider vedrørende dioksiner i norske arter av laksefisk og lake er det bare funnet få: Paasivirta et al. (1995), Mayer (1995), Rose & McKay (1996), Vartiainen et al. (1996) Korhonen et al. (1997). Det samme gjelder i enda høyere grad for dioksinlignende PCB i laksefisk: Vartiainen et al. (1996) og Lulek et al. (1997).

Ved jevnføring med andre undersøkelser må i de fleste tilfeller tas et visst forbehold, idet delvis ulike toksisitetsekvivalentfaktorer (TEF) har vært benyttet for beregning av sum TE fra henholdsvis PCDD/PCDF og dioksinlignende (non-orto og utvalgte mono-orto) PCB. Imidlertid vil forskjellene i absoluttverdier være små (og praktisk sett ubetydelige) i materiale samlet langt fra punktkilder, dvs på "bakgrunnsnivå".

For PCDD/PCDF har det i Europa tidligere hovedsaklig vært benyttet to beregningsgrunnlag: den internasjonale modellen (I-TE, NATO/CCMS 1988) og den nordiske modellen (Ahlborg 1989). I begge er hovedforskjellen fra Van den Berg et al. (1998) at i sistnevnte er TEF for 1,2,3,7,8-PeCDD satt til 1,0 istedenfor 0,5. For dioksinlignende PCB er forskjellen mellom Van den Berg et al (1998) og den ellers mest benyttede modellen (Ahlborg et al. 1994) bare at TEF for CB 77 er endret fra 0,0005 til 0,0001 og at et par di-orto forbindelser, som tidligere var tilordnet meget lave TEF-verdier, ikke lenger er med i beregningen av sum TE (Van den Berg et al. 1998).

Tabell 6. Litteraturdata for $TE_{PCDD/F}$ i utvalgte norske arter av ferskvannsfisk, ng/kg våtvekt og ng/kg fett. Delvis avrundede verdier.

Table 6. Literature data for $TE_{PCDD/F}$ in selected Norwegian species of freshwater fish (as listed: perch, pike perch, roach, bream, and northern pike), ng/kg w.w. and ng/kg lipid.

Art/vev	Våtvektsbasis	Fettbasis	Referanser
Abbor , filet	0,45-0,67	-	Vartiainen et al. 1995 ²⁾
	0,29	76,7	Schlabach & Skotvold 1996 ³⁾
	0,4	-	Korhonen et al. 1997 ⁴⁾
	1,05-1,47 ⁵⁾	-	Isosaari et al. 2000 ⁵⁾
Abbor , lever	3,9	-	Korhonen et al. 1997 ⁴⁾
Abbor , hel fisk	8,2	112 (?) ^{1,6)}	Rose & McKay 1996 ⁶⁾
Gjørs , filet	<0,01-0,21	-	Vartiainen et al. 1995 ²⁾
	0,3	-	Korhonen et al. 1997 ⁴⁾
	0,39-0,63	-	Isosaari et al. 2000 ⁵⁾
Gjørs , lever	4,0	-	Korhonen et al. 1997 ⁴⁾
Mort , filet	0,05/0,07	12/15 ¹⁾	Assmuth & Vartiainen ⁷⁾
Mort , hel fisk	0,9/22	4,5/190 ¹⁾	Rose & McKay 1996 ⁸⁾
Brasme , filet	4,1-23,8	452-3051	Luckas & Oehme 1990 ⁹⁾
	0,33-0,61	-	Vartiainen et al. 1995 ²⁾
	1,0/0,4	-	Korhonen et al. 1997 ⁴⁾
Brasme , lever	4,1/4,9	-	Korhonen et al. 1997 ⁴⁾
	2,6-58,0	39-372	Henkelmann et al. 2000 ¹⁰⁾
Gjedde , filet	0,21-0,54	-	Vartiainen et al. 1995 ²⁾
	ca. 0,06-0,80	-	Korhonen & Vartiainen 1997 ¹¹⁾
	0,9	-	Korhonen et al. 1997 ⁴⁾
	1,4/1,0	758/573	Schlabach & Skotvold 1997 ³⁾
	0,74	-	Isosaari et al. 2000 ⁵⁾
Gjedde , hel fisk	1,4	83 ^{1,6)}	Rose & McKay 1996 ⁶⁾

¹⁾ Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.

²⁾ I-TEF. Fra område mistenkt påvirket med dioksinkontaminert klorfenol.

³⁾ I-TEF. Fra antatt belastet lokalitet (nærhet til dioksinholdig røykutslipp).

⁴⁾ I-TEF. Fra mistenkt påvirket elv/estuar (forhøyet dioksinnivå i sediment). Mer fullstendig rapportert i Korhonen et al. (2001).

⁵⁾ I-TEF. Antatt at ut fra sammenhengen at data gjelder filet. Intervall fra ref.lok. Fra forurenset lok.: i abbor 0,9-10,7 ng/kg v.v.; i gjørs 0,4-1,2 og i gjedde 1,8 ng/kg.

⁶⁾ I-TEF. Oppgitt kons. på fettbasis stemmer ikke med angivelsen av fett %.

⁷⁾ I-TEF. Hhv. i små/store individer oppstrøms mistenkt kilde: Nedstr.(små/store): 13/26 ng/kg fett.

⁸⁾ To lokaliteter, se for øvrig note ⁶⁾.

⁹⁾ TEF fra Ahlborg (1989). 5 blandprøver fra den sannsynligvis markert påvirkede nedre del av Elben.

¹⁰⁾ TEF som i Van den Berg et al. (1998) Intervall for prøver fra flere (mer eller mindre påvirkede) stasjoner i Elben, Rhinen og Saar.

¹¹⁾ I-TEF. Nivåer lest av figur. Høyest nivåer i Finskebukta, under 0,3 ng/kg v.v. i Østersjøen.

Av Tabellene 5 og 6 fremgår at dioksininnholdet i abbor fra Holmetjern var lavt i forhold både til andres registreringer i denne arten og jevnført med majoriteten av de øvrige konsentrasjoner listet i Tabell 6. Det er som forventet i materialet fra en lokalitet som overveiende sannsynlig bare har vært atmosfærisk belastet. Utover referansene i Tabell 6 har dioksiner i abbor også vært målt eller estimert av Giesy et al. (1997) og Falandysz et al. (2000), men tallene herfra er usammenligbare med Tabell 5 da det i disse arbeidene er benyttet avvikende basis for TE-beregningen. I den ferskvannspregede, sterkt belastede Gunnekleivfjorden i munningen av Skienselva ble det i abborfilet målt 3,3 ng TE_{PCDD/F}/kg våtvekt (omregnet her etter Van den Berg et al. 1998) og 3,2 ng/kg i sørv fra samme lokalitet (Knutzen et al. 1999).

Tabell 7. Litteraturdata for TE_{PCB} i utvalgte norske arter av ferskvannsfisk, ng/kg våtvekt og ng/kg fett. Delvis avrundede verdier.

Table 7. Literature data for TE_{PCB} in selected Norwegian species of freshwater fish (as listed: perch, pike perch, roach and bream), ng/kg w.w. and ng/kg lipid).

Art/vev	Våtvektsbasis	Fettbasis	Referanser
Abbor , filet	1,3 0,77 ³⁾	54,2 ¹⁾ 173	Boer et al. 1993 ²⁾ Knutzen et al. 1999 ³⁾
Gjørs , filet	0,5-3,6	ca.45-325	Boer et al. 1993 ²⁾
Gjørs , lever	34/136	505/2670	Boer et al. 1993 ²⁾
Mort , filet	0,66/3,86 ⁴⁾	66/232 ¹⁾	Gregor & Hajslova 1998 ⁴⁾
Brasme , hel fisk	19,9 ⁵⁾	520	Lulek et al. 1997 ⁵⁾

1) Konsentrasjon på fettbasis beregnet her.

2) Prøver fra fiskemarked, men likevel fra sannsynligvis påvirkede steder (nedre del av store elver). Bare non-orto forbindelser regnet med i sum TE_{PCB} (beregnet her etter Van den Berg et al. 1998)

3) Fra antatt noe PCB-påvirket lokalitet. Bidraget fra non-orto forb. til summen var 0,48 ng/kg (omregnet her etter Van den Berg et al. (1998)..

4) Prøver hhv. ovenfor og nedenfor 11 år gammelt uhellsslipp av PCB. TE beregnet her etter Van den Berg et al. (1998).

5) TE beregnet her etter Van den Berg et al. (1998).

Med en sum TE_{PCB} på 0,18 ng/kg våtvekt i fileten av abbor fra Holmetjern (Tabell 5) var også innholdet av dioksinlignende PCBer lavt i forhold til de (få tallige) dataene i Tabell 7.

TE til sammen fra både dioksiner og PCB var 0,33 ng/kg våtvekt (Tabell 5) eller 73 ng/kg fett. Ved orienterende undersøkelser av 16 filetblandprøver av ørret og røye fra både syd og nord i Norge fant Fjeld et al. (2001) at nivået for det meste var under 1 ng/kg v.v., men med enkelte vesentlig høyere verdier. I betraktning av det generelt høyere fettinnholdet i ørret/røye blir ”normalintervallet” fra denne kartleggingen omlag som registrert i Holmetjernabbor (eller til dels litt lavere).

I både filet- og leverprøven var det dominerende bidraget til TE_{n.-o.-PCB} fra CB-126 (kfr. vedlegg 3), slik det er vanlig å finne (f.eks. Green et al 2000, Kannan et al. 2000b).

Av Tabell 5 kan en ellers merke seg at bidraget til sum TE i filet var svakt lavere fra dioksiner enn fra PCB og ubetydelig fra PCN. I sitt materiale av filet fra ørret/røye og lever av lake fant Fjeld et al. (2001) en noe mer markert overvekt av TE fra PCB. Med hensyn til TE-bidraget fra PCN kan man være oppmerksom på at dette i fremtiden kan vise seg å bli av større relativ betydning, etter hvert som kunnskapene om flere PCNs dioksinlignende effekt øker; kfr. Villeneuve et al. (2000) og Falandysz et al. (2000).

Sum tetra- til heptaklorerte PCN i filet og lever var henholdsvis 7 og vel 540 ng/kg våtvekt (kf. Vedlegg 4); på fettbasis ca 1,6 og 42 µg/kg. (Leververdiene er som nevnt usikre, kfr.

note 4 til Tabell 5). Til sammenligning fant Falandysz et al. (1996, 1997b) i tre blandprøver av hel abbor fra Gdanskbukten i Østersjøen, som generelt sett er betydelig påvirket av industri/befolkning: 19, 6,3 og 69 $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett (ca. 1100/400/3600 ng/kg våtvekt). Typiske nivåer i filet av ørret og røye fra registreringene til Fjeld et al. (2001) var 10-20 ng/kg våtvekt, m.a.o samsvarende med filetverdiene i abbor fra Holmetjern når det tas hensyn til laksefisks gjennomsnittlig høyere fettinnhold. Järnberg et al. (1997) angir stort sett høyere verdier i filet av gjedde fra ulike steder i Sverige (ca. 70-1000 ng/kg våtvekt, beregnet her), men bare ca. 15 ng/kg våtvekt (beregnet her, 2,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett) i materiale fra en innsjø som kan antas bare atmosfærisk belastet. For skinnfri filet av ørret og gjedde fra ulike vannforekomster i området med de store sjøer i Amerika rapporterte Kannan et al. (2000a,b) et innhold av sum PCN på 35/44 ng/kg våtvekt i ørret og 19/110 ng/kg i gjedde. Stort sett lå sum PCB 100 til 1000 ganger over sum PCN (Kannan et al. 2000a). TE fra PCN i fisk var i gjennomsnitt 2,6 % av sum TE (fra PCB og PCN), i ett tilfelle 14 % (Kannan et al. 2000b).

5 Toksafen

Det bredspektrede insektbekjempningsmiddelet toksafen (eg. handelsnavnet Toxaphene) består av en blanding av et høyt antall klorerte bornaner (mest) og terpenener (kamfener). Et mindre antall av stoffene gjenfinnes i biologisk materiale. Såvidt vites har ikke toksafen vært benyttet i Norge, heller ikke i Sverige (Atuma et al. 2000), og forekomsten må derfor skyldes atmosfærisk nedfall. Samlet spredning av toksafen til omgivelsene er minst i samme størrelsesorden som hittil tilført av PCB.

Toksafenanalyser er kompliserte og har inntil de senere år vært lite standardiserte. Sammenligning med tidligere data er derfor vanskelig. For en nærmere redegjørelse for dette og mer generelt stoff om disse temaer kan vises til Alder et al. (1997), Carlin & Hoffman (1997), Dybing et al. (1997) og de Geus et al. (1999).

Som foreslått av Alder & Vieth (1996) er det her analysert tre indikatorforbindelser betegnet Parlar nr. 26, 50 og 62. (Den fjerde av forbindelsene som fremgår av rådata i vedlegg 5 – Parlar nr. 32 – benyttes som indikator på fersk tilførsel og er ikke aktuell annet enn i nærhet av kilder). De tre indikatorforbindelsene er blant de mest fremtredende i fisk fra Nordsjøene og Nord-Atlanteren (Parlar 1998). Sett sammen indikerer resultatene til Krock et al. (1997) og Kimmel et al. (1998) at Σ 26/52/62 i marin fisk kan utgjøre omkring 50 % av totalt toksafeninnhold (med forbehold for de usikkerheter som knytter seg til bestemmelse av totalinnholdet). Hvis dette er noenlunde riktig, må man anta at en rekke resultater, basert på eldre analysemetodikk, som viser totalinnhold av toksafen på nivå med eller høyere enn sum PCB, representerer et overestimat av toksafen. (For ferskvannsfisk kan i denne forbindelse bl.a. vises til Muir et al. 1990 og Braune et al. 1999). Imidlertid fant Chan & Yeboa (2000) ved sin undersøkelse av et titallsarter og ulike vev at sum av Parlar 26, 50 og 62 ikke var mer enn 8-25 % av totalt toksafen, mens Cleemann et al. (2000) registrerte ca. 20-40 % i røye fra Grønland (og delvis mer av "total toksafen" enn sum av 8 PCB kongenere).

Ingen sammenligningsdata er funnet for abbor, men resultatene i Tabell 8 viser konsentrasjoner av sum 26/50/62 på fettbasis blant de laveste som er registrert i andre arter (Alder et al. 1997, Atuma et al. 2000, Chan & Yeboah 2000, Cleemann et al. 2000, Fromberg et al. 2000). Bl.a. lå resultatene for fisk fra Youkon i Canada (Chan & Yeboah 2000) og Grønland (Cleemann et al. 2000) 5-50 ganger høyere. Jevnført med laks fra Østersjøen og andre steder var forskjellen derimot mindre – fra omlag som i Holmetjernabbor til på det meste 15 ganger høyere (Alder et al. 1997, Atuma et al. 2000, Fromberg et al. 2000). En del bestandige toksafenforbindelser har relativt høyt damptrykk og er dermed blant de persistente stoffer som ved sprangvis avdampning/nedfall teoretisk kan opphopes i nordlige og kalde områder. Atuma et al. (2000) fant høyest toksafeninnhold i laks fra nord-svenske elver og lavest i prøver fra syd i Østersjøen, men ingen konsistent nord-syd gradient.

Tabell 8. Innhold av indikatorforbindelser av toksafen i filet og lever blandprøver av abbor fra Holmetjern, Buskerud, 23/9 1995, ng/kg våtvekt (sum toksafen også på fettbasis, µg/kg).
Table 8. Indicator congeners of Toxaphene in perch (Perca fluviatilis) from lake Holmetjern september 23 1995, ng/kg w.w. (sum of the three congeners also in µg/kg fat).

	Parlar nr. 26	Parlar nr. 50	Parlar nr. 62	ΣToksafen ng/kg v.v.	ΣToksafen µg/kg fett ²⁾
Filet	13,0	27,0	<51,5	65,8 ¹⁾	14,6
Lever	70,0	83,0	<115	210,5 ¹⁾	16,2

¹⁾ Ved mindre enn deteksjonsgrensen regnet med halve denne ved summering.

²⁾ I henhold til NILUs fettbestemmelse.

På grunn av de høye deteksjonsgrensene for Parlar nr. 62 er det vanskelig å bedømme hvilken av forbindelsene som det er mest av. Uansett indikeres av Tabell 8 en relativt lik forekomst av de tre kongenerne, kanskje med Parlar nr. 50 som mest fremtredende. Mens Alder et al. (1997) og Chan & Yeboah (2000) mest konstaterte overvekt av nr. 62, var det i materialet til Atuma et al. (2000) og Cleemann et al. (2000) høyest konsentrasjon av nr. 50, dernest nr. 26. Cleemann et al. (2000) antfører at toksafenprofilene må ventes å variere mellom ulike arter.

Sammenlignet med sum PCB i Tabell 1 fremtrer også toksafennivåene i Tabell 8 som lave/moderate. Selv om man forsiktigvis regner med at sum av Parlar nr. 26/50/62 bare utgjør 20 % av totalt innhold av toksafen, blir dette bare 1/5—1/10 av abborens PCB-innhold.

6 Referanser

- Ahlborg, U.G., 1989. Nordic risk assessment of PCDDs and PCDFs. *Chemosphere* 19: 603-608.
- Ahlborg, U.G., Becking, G.C., Birnbaum, L.S., Brouwer, A., Derks, H.J.G.M., Feely, M., Golor, G., Hanberg, A., Larsen, J.C., Liem, A.K.D., Safe, S.H., Schlatter, C., Wärn, F., Younes, M. 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.
- Alder, L. og B. Vieth, 1996. A congener-specific method for the quantification of camphechlor (toxaphene) residues in fish and other foodstuffs. *Fresenius S. 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.
- Andersen, J.R., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D. Rosseland, B.O. og K.J. Aanes. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-rapport TA 1468/1997. Statens Forurensningstilsyn, Oslo. 31 s.
- Assmuth, T.W. og T. Vartiainen, 1995. Analysis of toxicological risks from local contamination by PCDDs and PCDFs: Importance of isomer distributions and toxic equivalents. *Chemosphere* 31:2853-2861.
- Atuma, S.S., Lindner, C.-E., Wicklund-Glynn, A., Andersson, Ö. og L. Larsson, 1996a. Survey of consumption fish from Swedish waters for chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls. *Chemosphere* 33:791-799.
- Atuma, S.S., Bergh, A., Nilsson, I. og M. Aune, 2000. Toxaphene levels in salmon (*Salmo salar*) from the Baltic Sea. *Chemosphere* 41: 517-520.
- Becher, G., Jensen, A.J., Zubchenko, A. Haug, L.S., Hvidsten, N.A. Johnsen, B.O. og E. Kashin, 1998. Dioxins and non-ortho PCBs in Atlantic salmon, *Salmo salar*, from major Norwegian and Russian rivers. *Organohalogen Compounds* 39: 427-430.
- Berglund, O., Larsson, P., Ewald, G. og L. Okla, 2000. Bioaccumulation and differential partitioning of polychlorinated biphenyls in freshwater, planktonic food webs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1160-1168.
- Bignert, A., Jönsson, M. og M. Olsson, 1996. Miljögifter i insjöfisk. S. 35-37 i *Sjöar och vattendrag; årskrift från miljöövervakningen 1995*.
- Bignert, A., Olsson, M., Persson, W. Jensen, S., Zakrisson, S., Litzén, 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.
- Blanchard, M., Teil, M.J., Carru, A.-M. og B. Garban, 1999. Biota contamination by PCBs and metals in the freshwater estuary of the River Seine (France). *Hydrobiologia* 400: 149-154.

- Braune, B., Muir, D., De March, B. et al., 1999. Spatial and temporal trends of contaminants in Canadian Arctic freshwater and terrestrial ecosystems: a review. *Sci. Total Environ.* 230: 145-207.
- Bremle, G. og P. Larsson, 1998. PCB concentration in fish in a river system after remediation of contaminated sediment. *Environ. Sci. Technol.* 32: 3491-3495.
- Bremle, G., Okla, L. og P. Larsson, 1995. Uptake of PCBs in fish in a contaminated river system: Bioconcentration factors measured in the field. *Environ. Sci. Technol.* 29: 2010-2015.
- Brevik, E.M., Grande, M., Knutzen, J. og A. Polder, 1995. DDT-forurensning i fisk og sedimenter fra Ørsjøen (Østfold) i 1994 jevnført med observasjoner fra 1975. NIVA-rapport 3377-95, 62 s.
- Brevik, E.M., Grande, M., Knutzen, J., Polder, A. og J.U. Skaare, 1996. DDT contamination of fish and sediments from Lake Ørsjøen, southern Norway: Comparison of data from 1975 and 1994. *Chemosphere* 33: 2189-2200.
- Brevik, E.M., Lien, L., Følsvik, N., Knutzen, J. og B. Andresen, 2001. Bruk av passive vannprøvetakere til kartlegging av punktkilder for persistente klorerte miljøgifter med DDT som modellsubstans. NIVA-rapport 4134-99, 51 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.
- Chan, H.M. og F. Yeboa, 2000. Total toxaphene and specific congeners in fish from Yukon, Canada. *Chemosphere* 41: 507-515.
- Chevreuril, M., Granier, L. og A.-M. Carru, 1995. Relationship between biological parameters and bioaccumulation of some organochlorines (pesticides, PCB) by fishes in the River Seine (France). *Water Air Soil Pollut.* 81: 107-120.
- Cleemann, M., Riget, F., Paulsen, G.B., de Boer, J., Klungsøyr, J. og P. Aastrup, 2000. Organochlorines in Greenland lake sediments and landlocked Arctic char (*Salvelinus alpinus*). *Sci. Total Environ.* 245: 173-185.
- Dauberschmidt, C. og L. Hoffmann, 2001. Distribution of persistent lipophilic contaminants in fish from the Grand Duchy of Luxembourg. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 66:222-230.
- Fjeld, E., 1999. Miljøgifter i fisk fra Randsfjorden, 1998. Kvikksølv og klororganiske forbindelser. NIVA-rapport 4073-99, 29 s.
- Dybing, E., Audunsopn, G.A., Hanberg, A., Hietanen, E., Larsen, J.C., Skaare, J.U. og P. Slanina, 1997. Nordic risk assessment of Toxaphene exposure. Nordisk Ministerråd, København. Rapport TemaNord 1997:540, 71 s.
- Falandysz, J., Strandberg, L., Bergqvist, P.-A., Kulp, S.E., Strandberg, B. og C. Rappe, 1996. Polychlorinated naphthalenes in sediment and biota from the Gdansk Basin, Baltic Sea. *Environ. Sci. Technol.* 30: 3266-3274.
- Falandysz, J., Dembowska, A., Strandberg, L., Strandberg, B., Bergqvist, P.-A. og C. Rappe, 1997a. Congener-specific data of PCBs in some species of fish from the Gulf of Gdansk, Baltic Sea. *Organohalogen Compounds.* 32: 358-363.

- Falandysz, J., Strandberg, L., Bergqvist, P.A., Strandberg, B. og C. Rappe, 1997b. Spatial distribution and bioaccumulation of polychlorinated naphthalenes (PCNs) in mussel and fish from the Gulf of Gdansk, Baltic Sea. *Sci. Total Environ.* 203: 93-104.
- Falandysz, J., Kannan, K., Kawano, M. og C. Rappe, 2000. Relative contribution of chlorinated naphthalenes, -biphenyls, -dibenzofurans and -dibenzo-p-dioxins to toxic equivalents in biota from the south coast of the Baltic Sea. *Organohalogen Compounds* 47: 9-12.
- Fjeld, E. 1999. Miljøgifter i fisk fra Randsfjorden, 1998. Kvikksølv og klororganiske forbindelser. NIVA-rapport 4073-99, 29 s.
- Fjeld, E. og S. Øxnevad, 1999. Miljøgifter i sedimenter og fisk fra Kolbotnvannet, 1998. Klororganiske forbindelser og tungmetaller. NIVA-rapport 4115-99, 24 s.
- Fjeld, E., Øxnevad, S., Følsvik, N og E.M. Brevik, 1999a. Miljøgifter i fisk fra Mjøsa, 1998. Kvikksølv, klororganiske og tinnorganiske forbindelser. NIVA-rapport 4072-99, 28 s. + vedlegg.
- Fjeld, E., Lien, L., Rognerud, S. og B. Underdal, 1999b. Miljøgiftundersøkelse i Drammenselva 1997-1998. Tungmetaller og organiske mikroforurensninger i fisk, moser og muslinger. NIVA-rapport 4060-99, 37 s.
- Fjeld, E., Knutzen, J., Brevik, E.M., Schlabach, M., Skotvold, T. og A.R. Borgen, 2001. Kartlegging av halogenerte organiske miljøgifter og supplerende registreringer av kvikksølv i norsk ferskvannsfisk 1995-1999. Rapport ? innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport ?, ? s.
- Geus, H.-J. de, 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 tToxaphene compounds. *Environ. Hlth. Perspect.* 107 Suppl. 1: 115-144.
- Giesy, J.P., Jude, D.J., Tillitt, D.E., et al., 1997. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, biphenyls, and 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin equivalents in fishes from Saginaw Bay, Michigan. *Environ. Toxicol. Chem.* 16: 713-724.
- Green, N.W., Bjerkeng, B., Helland, A., Hylland, K., Knutzen, J. og M. Walday, 2000. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP), National Comments to the Norwegian Data for 1998 and supplementary investigations on cod (1996) and sediment (1996-1997). Norwegian State Pollution Monitoring Programme, report 788/00. NIVA-rapport 4171-2000.
- Gregor, P. og J. Hajslova, 1998. Planar PCBs in selected freshwater fish from Czech Republic. *Organohalogen Compounds* 39: 249-252.
- Guenzi, W.D. og W.E. Beard, 1968. Anaerobic conversion of DDT to DDD and aerobic stability in soil. *Proc. Soil Sci. Amer.* 32: 522-534.
- Gutleb, A.C. og A. Kranz, 1998. Estimation of polychlorinated biphenyl (PCB) levels in livers of the otter (*Lutra lutra*) from concentrations in scats and fish. *Water Air Soil Pollut.* 106: 481-491.
- Hanberg, A., Wärn, F., Asplund, L., Haglund, E. og S. Safe, 1990. Swedish dioxin survey: Determination of 2,3,7,8-TCDD toxic equivalent factors for some polychlorinated biphenyls and naphthalenes using biological tests. *Chemosphere* 20: 1161-1164.

- Henkelmann, B., Kotalik, J. Schramm, K.-W. og A. Kettrup, 2000. Levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in livers of breams (*Abramis brama*) from three rivers in Germany. *Organohalogen Compounds* 46: 522-525.
- Ion, J., de la Fontaine, Y. og L. Lapierre, 1997. Contaminant levels in St. Lawrence River yellow perch (*Perca flavescens*): spatial variation and implications for monitoring. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 2930-2946.
- Isosaari, P., Kohonen, T., Kiviranta, H., Tuomisto, J. og T. Vartiainen, 2000. Assessment of levels, distribution and risks of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in the vicinity of a vinyl chloride monomer production plant. *Environ. Sci. Technol.* 34: 2684-2689.
- Järnberg, U., Asplund, L., De Wit, C., Egebäck, A.-L., Wideqvist, U. og E. Jacobsson, 1997. Distribution of polychlorinated naphthalene congeners in environmental and source-related samples. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 32: 232-245.
- Kannan, K., Imagawa, T., Yamashita, N., Miyazaki, A. og J.P. Giesy, 2000a. Polychlorinated naphthalenes in sediment, fishes and fish-eating wterbirds from Michigan waters of the Great Lakes. *Organohalogen compounds* 47: 13-17.
- Kannan, K., Yamashita, N. Imagawa, T. Decoen, W., Khim, J.S., Day, R.M., Summer, C.L. og J.P. Giesy, 2000b. Polychlorinated naphthalenes and polychlorinated biphenyls in fishes from Michigan waters including the Great Lakes. *Environ Sci. Technol.* 34: 566-572.
- Karlson, H. og M. Oehme, 1996. Comparison of retention time overlaps of toxaphene congeners on three different stationary phases in cod liver samples and consequences for quantification. *Organohalogen Compoundss* 28: 369-374.
- Kidd, K.A., Hesslein, R.H., Ross, B.J., Koczanski, K., Stephens, G.R. og D.C.G. Muir, 1998. Bioaccumulation of organochlorines through a remote freshwater food web in the Canadian Arctic. *Environ. Pollut.* 102: 91-103.
- Kimmel, L., Angerhöfer, D., Gill, U., Coelhan, M. og H. Parlar, 1998. HRGC-ECD og HRGC-ECNI-SIM-HRMS quantification of Toxaphene residues by six environmentally relevant chlorobornanes as standard. *Chemosphere* 37: 549-558.
- Knutzen, J., 1992. Accumulation and elimination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and persistent organochlorines in gill-breathing marine animals. A review. NIVA-rapport 2717, 40 s.
- Knutzen, J., Becher, G., Biseth, Aa., Brevik, E.M., Green, N.W., Schlabach, M. og J.U. Skaare, 1999. Overvåking av miljøgifter i Grenlandsfjordene 1997. Rapport 772/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4065-99, 195 s.
- Knutzen, J. og N.W. Green, 2001. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk og blåskjell basert på datamateriale fra 1990-1998. Rapport innen Statlig program for forurensningsovervåking, under utarbeidelse.
- Korhonen, M. og T. Vartiainen, 1997. Concentrations of PCDDs and PCDFs in Baltic herring (*Clupea harengus*) and Northern pike (*Esox lucius*) in Finnish coastal area from 1989-1993. *Organohalogen Compounds* 32: 299-304.
- Korhonen, M., Verta, M. og T. Vartiainen, 1997. Contamination of fish by PCDDs and PCDFs in the Kymijoki River and its estuary. *Organohalogen Compounds* 32: 305-310.

- Korhonen, M., Verta, M., Lehtoranta, J., Kiviranta, H. og T. Vartiainen, 2001. Concentrations of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and furans in fish downstream from a Ky-5 manufacturing. *Chemosphere* 42: 587-593.
- 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 samples GC/ECD. *Chemosphere* 35: 1519-1530.
- Lockhart, W.L., Muir, C.G., Wilkinson, P., Yarchewski, A. og B.N. Billeck, 1998. Chemical contamination in fish and sediment core samples from the Dnipro River, Ukraine, 1994. *Water Qual. Res. J. Canada* 33: 489-509.
- Luckas, B. og M. Oehme, 1990. Characteristic contamination levels for polychlorinated hydrocarbons, dibenzofurans and dibenzo-p-dioxins in bream (*Abramis brama*) from the River Elbe. *Chemosphere* 21: 79-89.
- Mayer, R., 1995. PCDD/PCDF levels in rainbow trout and carp from South Germany. *Organohalogen Compounds* 24: 391-394.
- Metcalf, T.L. og C.D. Metcalf, 1997. The trophodynamics of PCBs, including mono- and non-ortho congeners, in the food web of north-central Lake Ontario. *Sci. Total Environ.* 201:245-273.
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. og J. Sørensen, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. En veiledning. SFT-rapport TA 1467/1997. Statens Forurensningstilsyn, Oslo. 36 s.
- Muir, D.C.G., Ford, C.A., Grift, N.P., Metner, D.A. og W.L. Lockhart, 1990. Geographic variation of chlorinated hydrocarbons in burbot (*Lota lota*) from remote lakes and rivers in Canada. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 19: 530-542.
- NATO/CCMS (North Atlantic Treaty Organisation/Committee on the Challenge of Modern Society), 1988. International toxicity equivalency factors (I-TEF). Report No. 176.
- Oehme, M., Klungsøyr, J., Biseth, Aa. og M. Schlabach, 1995. Quantitative determination of ppq-ppt levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in sediments from the Arctic (Barents Sea) and the North Sa. *Anal. Meth. Inst.* 1: 153-163.
- Olsson, A., Bergman, Å. og M. Vitinsh, 1996. Relative concentrations of PCB congeners in perch (*Perca fluviatilis*) as an indicator of fresh input of PCB near Daugava river mouth in Latvia. *Organohalogen Compounds* 28: 295-299.
- Olsson, A., Valters, K. og S. Burreau, 2000. Concentrations of organochlorine substances in relation to fish size and trophic position: A study on perch (*Perca fluviatilis* L.). *Environ. Sci. Technol.* 34: 4878-4886.
- Parlar, H., Schulz-Jander, D., Fingerling, G., Koske, G., Angerhöfer, D. og J. Burhenne, 1998. The role of biotic and abiotic degradation processes during the formation of typical toxaphene peak patterns in aquatic biota. *Organohalogen Compounds* 35: 221-224
- Paterson, M.J., Muir, D.C.G., Rosenberg, B., Fee, E.J., Anema, C. og W. Franzin, 1998. Does lake size affect concentrations of atmospherically derived polychlorinated biphenyls in water, sediment, zooplankton and fish? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 544-553.

- Paasivirta, J., Vuorinen, P.J., Vuorinen, M., Koistinen, J., Rantio, T. Hyötyläinen, T. og L. Welling, 1995. TCDD-toxicity and M74 syndrome of Baltic salmon (*Salmo salar* L.) Organohalogen Compounds 25: 355-359.
- Rognerud, S., Fjeld, E. og J.E. Løvik, 1997. Regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 1. Organiske mikroforurensninger. Rapport 712/97 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3699-97, 37 s + vedlegg.
- Rognerud, S., Grimalt, J.O., Rosseland, B.O. Fernandez, P., Hofer, R. Lackner, R., Lauritzen, B., Lien, L. Massabuau, J.C. og R. Vilanova, 2001. Mercury and organochlorine contamination in brown trout (*Salmo trutta*) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from high mountain lakes in Europe and the Svalbard archipelago. Akseptert for trykking i Water Air Soil Pollut.
- Roots, O., 2001. Halogenated environmental contaminants in fish from Estonian coastal areas. Chemosphere 43: 623-632.
- Rose, C.L. og W.A. McKay, 1996: PCDDs (dioxins) and PCDFs (furans) in selected UK lake and reservoir sites – concentrations and TEQs in sediment and fish samples. Sci. Total. Environ. 177: 47-56.
- Schlabach, M. og T. Skotvold, 1996. Undersøkelse av PCDD/PCDF i næringsmidler fra Sørvaranger|. NILU-rapport OR 29/96, 18 s. + vedlegg.
- Schlabach, M. og T. Skotvold, 1997. Undersøkelse av PCDD/PCDF i fisk fra Sørvaranger. Oppfølgingsundersøkelser 1997. NILU-rapport OR 65/97, 15 s. + vedlegg.
- Schlabach, M. Biseth, Aa., Gundersen, H. og J.Knutzen, 1995. Congener specific determination of polychlorinated naphthalenes in cod liver samples from Norway. Organohalogen Compounds 24: 489-492.
- Skotvold, T., Wartena, E.M.M. og S. Rognerud, 1997. Heavy metals and persistent organic pollutants in sediments and fish from lakes in Northern and Arctic regions of Norway. Akvaplann-niva, rapport APN514.660.1. 97 s.
- Strandberg, B., Strandberg, L., Van Bavel, B., Bergqvist, P.-A., Broman, D., Falandysz, J., Näf, C., Papakosta, O., Rolff, C. og C. Rappe, 1998. Concentrations and spatial variations of cyclodienes and other organochlorines in herring and perch from the Baltic Sea. Sci. Total. Environ. 215: 69-83.
- Teil, M.J., Blancard, M., Carru, A.M., Chesterikoff, A. og M. Chevreuil, 1996. Partition of metallic and organochlorinated pollutants and monoorthosubstituted PCB pattern in the trophic web from different areas of the river Seine. Sci. Total. Environ. 181: 111-123.
- Valters, K., Olsson, A., Asplund, L. og Å. Bergman, 1999. Polychlorinated biphenyls and some pesticides in perch (*Perca fluviatilis*) from inland waters of Latvia. Chemosphere 38: 2053-2064.
- 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, R.F.X., Liem, A.K.D., Nolt, C., Peterson, R.E., Poellinger, L., Safe, S., Schrenk, D., Tillitt, D., Tysklind, M., Younes, M., Wærn, F. og T. Zacharewski, 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. Environ. Hlth. Perspect. 106: 775-792.

Vartiainen, T., Lampi, P., Tolonen, K. og J. Tuomisto, 1995. Polychlorodibenzo-p-dioxin and polychlorodibenzofuran concentrations in lake sediments and fish after ground water pollution with chlorophenols. *Chemosphere* 30: 1439-1451.

Vartiainen, T., Mannio, J. og T. Strandman, 1996. Concentrations of PCDDs, PCDFs and coplanar PCBs in fish from subarctic lakes in Finland. *Organohalogen Compounds* 28: 340-343.

Villeneuve, D.L., Kannan, K., Khim, J.S., Falandysz, J., Nikiforov, V.A. Blankenship, A.L. og J.P. Giesy, 2000. Relative potencies of individual polychlorinated naphthalenes to induce dioxin-like responses in fish and mammalian in vitro bio-assays. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39: 273-281.

Zhou, H.Y., Cheung, R.Y.H. og M.H. Wong, 1999. Bioaccumulation of organochlorines in freshwater fish with different feeding modes cultured in treated wastewater. *Water. Res.* 33: 2747:2756.

VEDLEGG (rådata)

- 1. Klororganiske analyser ved NIVA**
- 2. Kromatogrammer fra analyse av klororganiske stoffer i sediment**
- 3. Analyser fra dioksiner og fett ved NILU**
- 4. Analyser av polyklorerte naftalener ved NILU**
- 5. Toksafenanalyser ved NILU**

Vedlegg 1

Klororganiske analyser ved NIVA

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : MILGANA
 Oppdragsnr. : E-91412
 Prøver mottatt : 7.12.95
 Lab.kode : NIC1-2
 Jobb.nr. : 95/268
 Prøvetype : Abbor (lever+filet)
 Kons. i : Ug/kg v.v.
 Dato : 15.04.96
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: Holmetjern, Abbor-lever, 23.09.95 4:
 2: Holmetjern, Abbor-filet, 23.09.95 5:
 3: 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.2	<0.03				
a-HCH	0.2	<0.03				
HCB	0.3	0.06				
g-HCH	0.8	0.1				
PCB 28	<0.2	<0.03				
PCB 52	0.2	<0.03				
OCS	<0.2	<0.03				
PCB 101	0.5	0.1				
p,p-DDE	3.6	0.81				
PCB 118	0.6	0.13				
p,p-DDD	0.9	0.13				
PCB 153	2.6	0.52				
PCB 105	0.2	0.05				
PCB 138	2.2	0.45				
PCB 156	0.5	0.1				
PCB 180	2.5	0.43				
PCB 209	0.3	0.04				
SUM PCB	9.6	1.82				
SUM SEVEN DUTCH PCB	8.6	1.63				
%Fett	2.9	0.58				
%Tørrstoff	22.4	17.9				

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : MILGANA
 Oppdragsnr. : E-91412
 Prøver mottatt : 7.12.95
 Lab.kode : NIC1-2
 Jobb.nr. : 95/268
 Prøvetype : Abbor (lever+filet)
 Kons. i : Ug/kg v.v.
 Dato : 15.04.96
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: Holmetjern, Abbor-lever, 23.09.95 4:
 2: Holmetjern, Abbor-filet, 23.09.95 5:
 3: 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
PCB 31	<0.2	<0.03				
PCB 87	s.0.5	s.0.14				
PCB 110	0.3	0.06				
PCB 123	<0.2	<0.03				
PCB 149	0.4	0.08				
PCB 114	1.8	0.04				
PCB 167	s.0.2	0.06				
PCB 128	0.6	0.12				
PCB 157	mask.	mask.				
PCB 170	1	0.2				
PCB 189	<0.2	<0.03				
p,p-DDT	<0.2	<0.03				
OXY-CLORDAN	<0.2	<0.03				
TRANS-CLORDAN	<0.2	<0.03				
CIS-CLORDAN	<0.2	<0.03				

s. = Suspekt verdi.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : MILGANA
 Oppdragsnr. : E-91412
 Prøver mottatt : 6.12.96
 Lab.kode : 2570 1-4
 Jobb.nr. : 96/242
 Prøvetype : Bio.mat.
 Kons. i : Ug/kg v.v.
 Dato : 5.02.97
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: Holmetj., Abborfilet, liten 4: Holmetj., Abborlever, stor
 2: Holmetj., Abborlever, liten 5:
 3: Holmetj., Abborfilet, stor 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.03	<0.1	<0.03	<0.1		
a-HCH	<0.03	0.1	<0.03	0.1		
HCB	0.04	0.4	0.04	0.3		
g-HCH	0.04	0.4	<0.03	0.3		
PCB 28	<0.03	<0.1	<0.03	<0.1		
PCB 52	<0.03	<0.1	<0.03	0.1		
OCS	<0.03	<0.1	<0.03	<0.1		
PCB 101	<0.03	0.2	0.08	0.5		
p,p-DDE	<0.03	0.3	0.18	1		
PCB 118	<0.03	0.3	0.13	0.8		
p,p-DDD	<0.03	<0.1	<0.03	0.1		
PCB 153	0.06	0.9	0.71	4.5		
PCB 105	<0.03	0.1	0.06	0.4		
PCB 138	0.05	0.8	0.66	3.9		
PCB 156	<0.03	0.2	0.15	0.9		
PCB 180	0.06	0.7	0.69	4.2		
PCB 209	<0.03	<0.1	<0.03	0.2		
SUM PCB	0.17	3.2	2.48	15.5		
SUM SEVEN DUTCH PCB	0.17	2.9	2.27	14		
%Fett	0.25	5.01	0.22	3.52		
%Tørrstoff	22	22.7	18.1	21.2		

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : MILGANA
 Oppdragsnr. : E-91412
 Prøver mottatt : 6.12.96
 Lab.kode : 2570 1-4
 Jobb.nr. : 96/242
 Prøvetype : Bio.mat.
 Kons. i : Ug/kg v.v.
 Dato : 5.02.97
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: Holmetj.,Abborfilet,liten 4: Holmetj.,Abborlever,stor
 2: Holmetj.,Abborlever,liten 5:
 3: Holmetj.,Abborfilet,stor 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
PCB 87	<0.03	0.1	0.04	0.2		
PCB 110	<0.03	0.2	0.06	0.4		
PCB 123	<0.03	<0.1	<0.03	<0.1		
PCB 149	0.03	0.3	0.12	0.7		
PCB 114	<0.03	0.1	<0.03	0.3		
PCB 167	<0.03	0.1	0.05	0.4		
PCB 128	mask.	0.4	0.26	1.3		
PCB 157	mask.	mask	mask	mask.		
PCB 170	0.03	0.4	0.37	2.2		
PCB 189	<0.03	<0.1	<0.03	0.2		
PCB 31	<0.03	<0.1	<0.03	<0.1		
p,p-DDT	<0.03	<0.1	<0.03	<0.1		

Mrk.: PCB 157 blir maskert av PCB 180.

ANALYSERESULTATER fra NIVAS LIMS.

Rapportert: 13/05-97

OBS!! Klagefrist 14 dager f.o.m. rapporterings-dato. Oppgi rekvisisjonsnr og PrNr.

Kontaktperson : JOK Prosjektnr : E 91412 Stikkord : MILGANA
 Rekvisisjonsnr: 1997-00043 Godkjent av: KAS Godkjent dato: 970513
 Rekvisisjon registrert : 970110

Analysevariabel	QCB-Sm	HCB-Sm	HCHA-Sm	HCHG-Sm	CB28-Sm	CB52-Sm	OCS-Sm	CB101-Sm	DDEPP-Sm	CB118-Sm	CB153-Sm	TDEPP-Sm	CB105-Sm	CB138-Sm	CB156-Sm	CB180-Sm			
Enhhet ==>	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg			
Metode ==>	t.v. H3-3	t.v. H3-3	t.v. H3-3	t.v. H3-3	t.v. H3-3	t.v. H3-3	t.v. H3-3	t.v. H3-3	t.v. H3-3	t.v. H3-3	t.v. H3-3	t.v. H3-3	t.v. H3-3	t.v. H3-3	t.v. H3-3	t.v. H3-3			
PrNr PrDato Merking	001! 950923	12m	0-2cm	0,5	2,0	0,9	0,7	2,2	1,4	<0,2	2,3	7,8	2,1	3,6	30,5	1,0	4,1	1,7	4,2

Fortsetter i bredde;

Analysevariabel	CB209-Sm	DDTPP-Sm			
Enhhet ==>	µg/kg	µg/kg			
Metode ==>	t.v. H3-3	t.v. H3-3			
PrNr PrDato Merking	001! 950923	12m	0-2cm	m	6,3

PrNr 001 + m = maskert topp.

ANALYSERESULTATER fra NIVAS LIMS.

Rapportert: 30/05-97

OBS!! Klagefrist 14 dager f.o.m. rapporterings-dato. Oppgi rekvisisjonsnr og PrNr.

Kontaktperson : JOK Prosjektnr : E 91412 Stikkord : MILGANA
 Rekvisisjonsnr: 1997-00918 Godkjent av: KAS Godkjent dato: 970530
 Rekvisisjon registrert : 970520

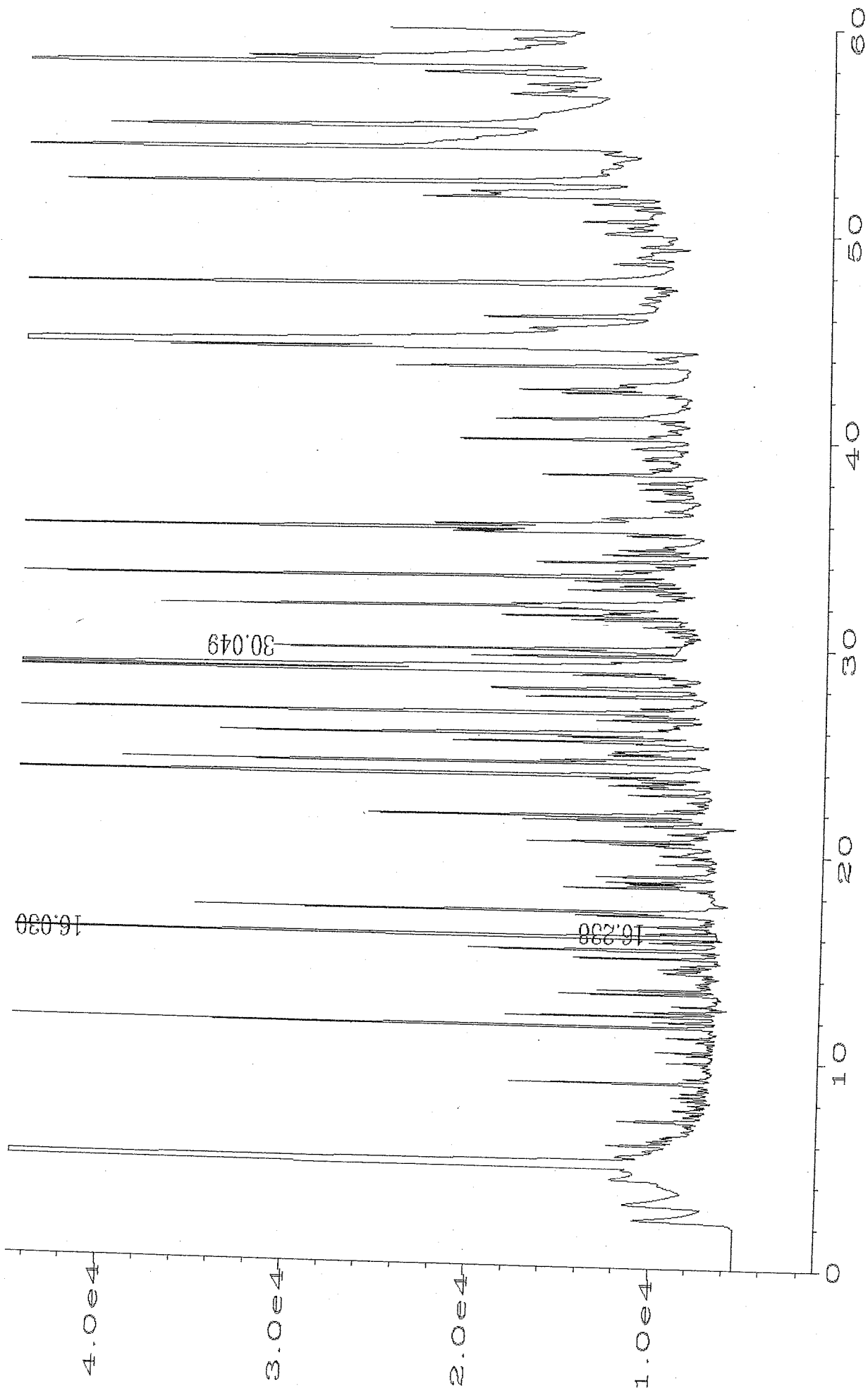
Analysevariabel		TGT	TOC/F
Enhet	==>	g/kg	µg/mg
Metode	==>	B3	TS
PrNr	PrDato		G6
001!	Holmetjern 12m. 0-2cm	669	357

PrNr 001 + NB! Prøven er tidligere registrert som 1997-00043.

Vedlegg 2

Kromatogrammer fra analyse av klororganiske stoffer i sediment

Chromatogram 2
user modified



Sig. 1 in C:\HPCHEM\1\DATA\S970606\006F0201.D

Vedlegg 3

Analyser av dioksiner og fett ved NILU

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-216
 NILU-Prøvenummer: 95/1089
 Kunde: NIVA / J.Knutzen.
 Kundenens prøvemerking: E-91412 MILGANA
 : Holmetjern 23-9-95
 Prøvetype: Lever av abbor
 Prøvemengde: 4 g. (vått materiale)
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DE144041

Kjeller, 31.05.96

Komponent	Konsentrasjon pg/g	Gjenvinning %	TE (nordisk) pg/g	i-TE pg/g
2378-TCDD	0,13 (i)	90		0,13
SUM TCDD	0,13 (i)			
12378-PeCDD	0,52	102		0,26
SUM PeCDD	0,52			
123478-HxCDD	0,22			0,02
123678-HxCDD	0,43	117		0,04
123789-HxCDD	0,10 (i)			0,01
SUM HxCDD	0,75			
1234678-HpCDD	0,43	118		0,00
SUM HpCDD	0,50			
OCDD	0,52 (b)	116		0,00
SUM PCDD	2,42			0,47
2378-TCDF	0,27	91		0,03
SUM TCDF	0,35			
12378/12348-PeCDF	0,23		0,00	0,01
23478-PeCDF	0,73	106		0,37
SUM PeCDF	1,23			
123478/123479-HxCDF	0,32	113		0,03
123678-HxCDF	0,19			0,02
123789-HxCDF	< 0,04			0,00
234678-HxCDF	0,22			0,02
SUM HxCDF	0,77			
1234678-HpCDF	0,10 (i)	120		0,00
1234789-HpCDF	< 0,06			0,00
SUM HpCDF	0,10			
OCDF	0,17 (b)	117		0,00
SUM PCDF	2,62		0,47	0,48
SUM PCDD/PCDF	5,04		0,94	0,95

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: 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.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 31.05.96

Vedlegg til målerapport nr: O-216
NILU-Prøvenummer: 95/1089
Kunde: NIVA / J.Knutzen.
Kundenes prøvemerking: E-91412 MILGANA
: Holmetjern 23-9-95
Prøvetype: Lever av abbor
Prøvemengde: 4 g. (vått materiale)
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DE144041

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	TE (Safe)
	pg/g		%	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	9,95	(b) 85	0,00	0,10
344'5'-TeCB(PCB-81)	1,04			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	5,53	92	0,55	0,55
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	2,04	98	0,02	0,10
SUM TE-PCB			0,58	0,75

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: 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.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-216
 NILU-Prøvenummer: 95/1088
 Kunde: NIVA / J.Knutzen.
 Kundernes prøvemerking: E-91412 MILGANA
 : Holmetjern 23-9-95
 Prøvetype: Abborfilet
 Prøvemengde: 20g. (vått materiale)
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DE144031

Kjeller, 31.05.96

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,03 (i)	80	0,03	
SUM TCDD	0,03 (i)			
12378-PeCDD	0,05	95	0,03	
SUM PeCDD	0,05			
123478-HxCDD	0,02 (i)		0,00	
123678-HxCDD	0,03	98	0,00	
123789-HxCDD	0,02 (i)		0,00	
SUM HxCDD	0,08			
1234678-HpCDD	0,04 (i)	109	0,00	
SUM HpCDD	0,06 (i)			
OCDD	0,18 (b,i)	117	0,00	
SUM PCDD	0,40			0,06
2378-TCDF	0,07	83	0,01	
SUM TCDF	0,08			
12378/12348-PeCDF	0,04		0,00	0,00
23478-PeCDF	0,10	87	0,05	
SUM PeCDF	0,14			
123478/123479-HxCDF	0,03	95	0,00	
123678-HxCDF	0,03		0,00	
123789-HxCDF	< 0,02		0,00	
234678-HxCDF	0,03		0,00	
SUM HxCDF	0,11			
1234678-HpCDF	0,03 (b,i)	105	0,00	
1234789-HpCDF	0,02 (b,i)		0,00	
SUM HpCDF	0,05			
OCDF	0,13 (b,i)	*	0,00	
SUM PCDF	0,51		0,07	0,07
SUM PCDD/PCDF	0,91		0,13	0,13

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetskvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetskvivalent etter internasjonal modell
 <: 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.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 31.05.96

Vedlegg til målerapport nr: O-216
NILU-Prøvenummer: 95/1088
Kunde: NIVA / J.Knutzen.
Kundenes prøvemerking: E-91412 MILGANA
: Holmetjern 23-9-95
Prøvetype: Abborfilet
Prøvemengde: 20g. (vått materiale)
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DE144031

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinnir	TE (WHO)	TE (Safe)	
	pg/g		%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	2,05	(b)	73	0,00	0,02
344'5'-TeCB(PCB-81)	0,16				
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	0,88		82	0,09	0,09
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,15	(i)	85	0,00	0,01
SUM TE-PCB				0,09	0,12

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: 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.



NOTAT

Til : Norsk institutt for vannforskning (NIVA) v/Jon Knutzen
Fra : Martin Shlabach
Dato : Kjeller, 19. mars 2001
Deres ref. : 3245/JOK/sje, S.nr. E-91412
Vår ref. : MSc/MAa/O-1833

SAK: Fettbestemmelse i biologiske prøver

NILU nr.:	Kundens merking	Materiale	Prosent ekstraherbart fett
95/1088	E-91412 MILGANA Holmetjern 23.9.95	Abborfilét	0,45%
95/1089	E-92412 MILGANA Holmetjern 23.9.95	Abborlever	1,30%

Vedlegg 4

Analyser av polyklorerte naftalener ved NILU

PCN-Analyseresultater



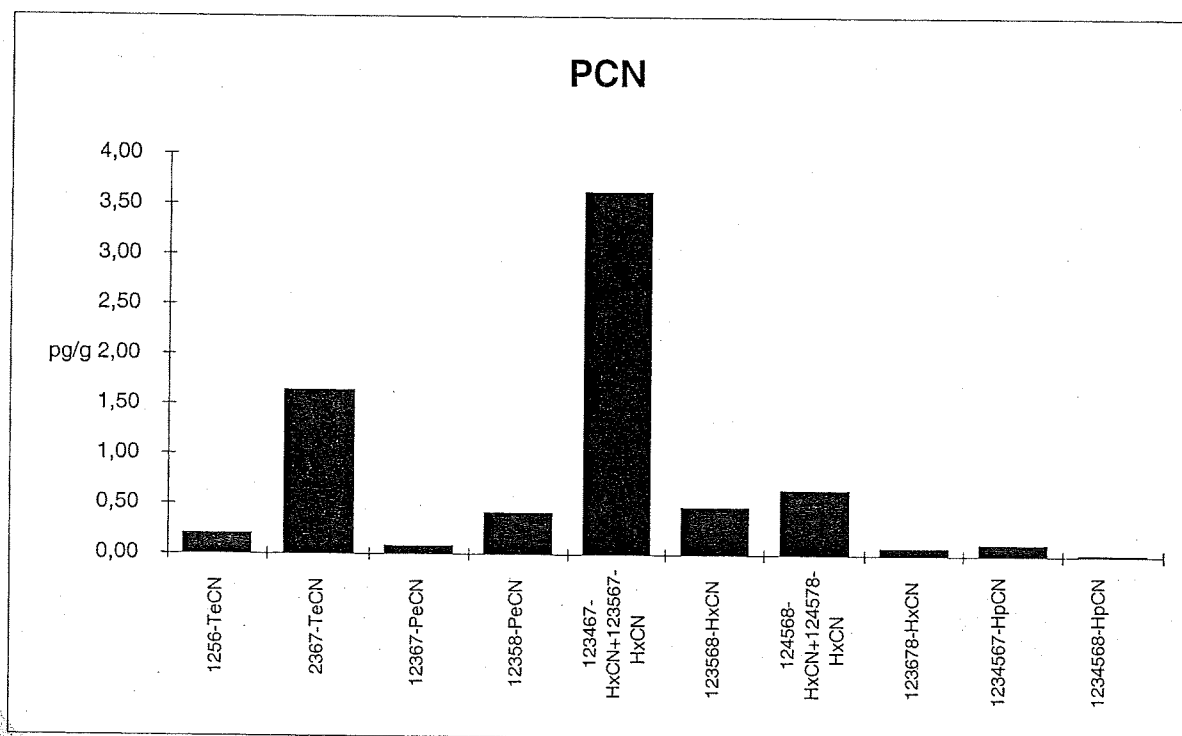
Vedlegg til målerapport nr: O-236
NILU-Prøvenummer: 95/1088
Kunde: NIVA / JOK
Kundenes prøvemerking: E-91412, MILGANA.
: Holmetjern 23.09.95
Prøvetype: Abbor, filet
Prøvemengde: 5 g (våtvekt)
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DE173101

Kjeller, 19.03.01

Komponent	Konsentrasjon pg/g
1256-TeCN	0,19
2367-TeCN	1,63
12367-PeCN	0,07
12358-PeCN	0,41
123467-HxCN+123567-HxCN	3,62
123568-HxCN	0,47
124568-HxCN+124578-HxCN	0,64
123678-HxCN	< 0,07
1234567-HpCN	0,11
1234568-HpCN	< 0,01

Recovery: 100-108%

- <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.
Det skyldes mulig interferanse eller instrument støy.



PCN-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-236
NILU-Prøvenummer: 95/1089
Kunde: NIVA / JOK
Kundenes prøvemerkning: E-91412, MILGANA.
: Holmetjern 23.09.95
Prøvetype: Abbor, lever
Prøvemengde: 1 g (våtvekt)
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DE173111

Kjeller, 19.03.01

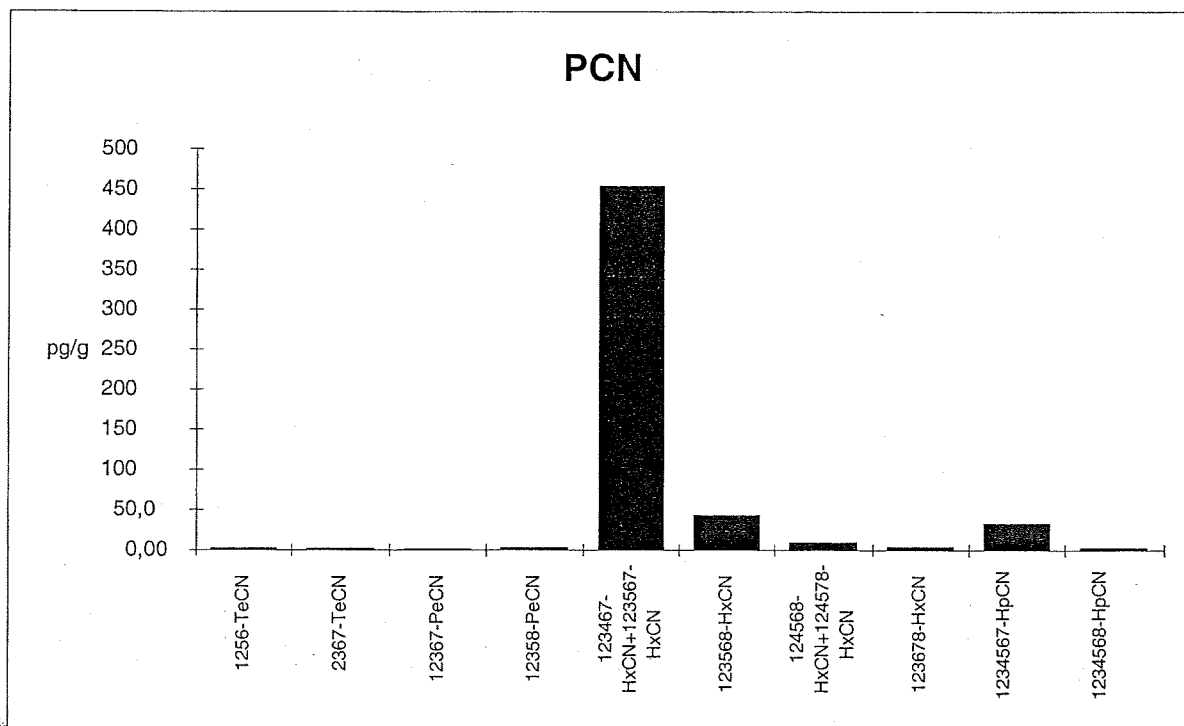
Komponent	Konsentrasjon pg/g
1256-TeCN	1,15 (i)
2367-TeCN	1,40 (i)
12367-PeCN	< 0,22
12358-PeCN	2,11
123467-HxCN+123567-HxCN	453
123568-HxCN	42,2
124568-HxCN+124578-HxCN	8,87
123678-HxCN	< 3,03
1234567-HpCN	32,1
1234568-HpCN	1,86 (i)

Recovery: *

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

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

Det skyldes mulig interferanse eller instrument støy.



Vedlegg 5

Toksafenanalyser ved NILU

Toksafen-Analyseresultater

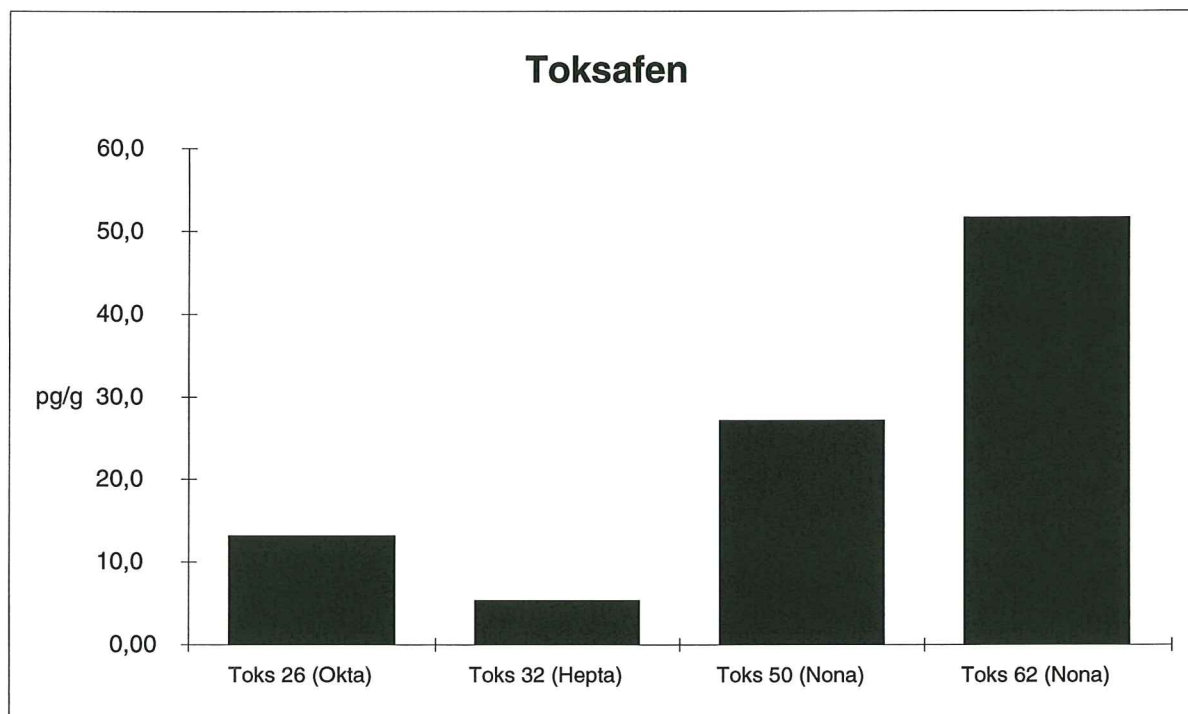


Vedlegg til målerapport nr: O-228
NILU-Prøvenummer: 95/1088
Kunde: NIVA
Kundens prøvemerking: E-91412,MILGANA
: Holmtjern.23.09.95
Prøvetype: Abbor,filet
Analysert prøvemengde: 14,3 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: TOXA0052.D

Kjeller, 31.05.96

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning
	pg/g	%
Toks 26 (Okta)	13,0	50
Toks 32 (Hepta)	<	5,20
Toks 50 (Nona)	27,0	
Toks 62 (Nona)	<	51,5
Sum toks (26 + 50 + 62)	91,5	

Gjenvinning: Basert på internstandard ^{13}C -PCB-118.
<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1.
(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.
Det skyldes mulig interferanse eller instrument støy.
(b): Lavere enn 10* blindverdi.
(g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav.



Toksafen-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-228
NILU-Prøvenummer: 95/1089
Kunde: NIVA
Kundens prøvemerkning: E-91412 MILGANA
: Holmtjern.23-9.95
Prøvetype: Abbor,lever
Analysert prøvemengde: 6,5 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: TOXA0054.D

Kjeller, 31.05.96

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning
	pg/g	%
Toks 26 (Okta)	70,0	62
Toks 32 (Hepta)	<	11,5
Toks 50 (Nona)	83,0	
Toks 62 (Nona)	<	115
Sum toks (26 + 50 + 62)	268	

Gjenvinning: Basert på internstandard ^{13}C -PCB-118.
<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1.
(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.
Det skyldes mulig interferanse eller instrument støy.
(b): Lavere enn 10* blindverdi.
(g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav.

