



# Statlig program for forurensningsovervåking

## Rapport 664/96

---

Oppdragsgivere

Statens forurensningstilsyn

---

Utførende institusjon

Norsk institutt for vannforskning

---

Tilførsel av  
partikulært  
materiale til  
Glommaestuariet og  
områdene utenfor i  
forbindelse med  
flommen i Glomma  
1995



<b>Hovedkontor</b> Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	<b>Sørlandsavdelingen</b> Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13	<b>Østlandsavdelingen</b> Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	<b>Vestlandsavdelingen</b> Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33	<b>Akvaplan-NIVA A/S</b> Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09
--	---	--	---	--

Tittel Tilførsel av partikulært materiale til Glommaestuariet og områdene utenfor i forbindelse med flommen i Glomma 1995.  Overvåkingsrap. 664/96	Løpenr. (for bestilling) 3503-96	Dato 3.10.96
	Prosjektnr. Undernr. O-900342	Sider Pris 50
Forfatter(e) Aud Helland	Fagområde Marine miljøgifter	Distribusjon
	Geografisk område Østfold	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens forurensningstilsyn	Oppdragsreferanse TA 1350/1996
---	-----------------------------------

<p><b>Sammendrag</b></p> <p>I forbindelse med storflommen i Glomma i 1995 utførte NIVA på oppdrag for SFT undersøkelser av sedimenterende materiale i Glommaestuariet. Sedimentfeller ble plassert ut på 5 stasjoner innenfor øyene og 3 utenfor øyene. Undersøkelsene viste at det sedimenterte 3 til 5 ganger mer i fellene sammenlignet med flomperioder tidligere år. Størst sedimentasjon ble som forventet registrert ved Glommas munning, ved Belgen. Partikulært materiale samlet ved Torbjørnskjær hadde overkonsentrasjon av kobber og bly (klasse 3). Torbjørnskjær og Belgen hadde overkonsentrasjoner av PCB (klasse 3). Belgen hadde størst total tilførsel av alle miljøgifter pga. den store sedimentasjonen. Undersøkelsene støtter opp om tidligere antagelser om at det finnes en kilde til PCB-forurensning i området ved Glommas munning. Totalt sett vurderes flommen i 1995 å ha hatt liten negativ betydning for estuariet sett i lys av flomperioder tidligere år.</p>
---

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Glommaestuariet</li> <li>2. Flom</li> <li>3. Sedimenterende materiale</li> <li>4. Miljøgifter</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Glomma estuary</li> <li>2. Flood</li> <li>3. Settling particles</li> <li>4. Micro pollutants</li> </ol>
---	--


Aud Helland

Bjørn Braaten



Prosjektleder

ISBN 82-577-3045-9



Forskningsjef

Statlig program for forurensningsovervåking

**Tilførsel av partikulært materiale til  
Glommaestuariet og områdene utenfor i  
forbindelse med flommen i Glomma 1995**

## Forord

I forbindelse med storflommen i Glomma i 1995 utarbeidet Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) forslag til overvåking av tilførselen av sedimenterende materiale til Glommaestuaret (30.8.95). Forslaget ble utarbeidet etter forespørsel fra Statens forurensningstilsyn (SFT).

Undersøkelsene ble utført etter samme prinsipp som tilsvarende undersøkelser under Statlig program for forurensningsovervåking i Glommaestuaret i perioden 1990-1995 (NIVA programforslag O-90034/1994).

Utsetting og innhenting av sedimentfeller ble utført av Frank Kjellberg i samarbeid med mannskapet på F/F Trygve Braarud.

Unni Efraimsen har vært ansvarlig for opparbeiding av felle materialet før analyse. Roy Beba har utført analyser av total organisk karbon og nitrogen i materialet. Marit Villø har hatt ansvaret for metallanalysene og Einar Magne Brevik for de organiske analysene.

Norsk Institutt for Luftforskning (NILU) har utført dioxin analysene.

Oslo, oktober 1996

*Aud Helland*

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>1. Innledning og målsetting</b>	<b>6</b>
<b>2. Metoder</b>	<b>7</b>
2.1 Feltarbeid	7
2.2 Prøveopparbeiding og analyser	7
2.3 Miljøkvalitetskriterier	8
<b>3. Resultater og diskusjon</b>	<b>9</b>
3.1 Mengdeberegninger av sedimenterende materiale	9
3.2 Kjemisk sammensetning av sedimenterende materiale	14
3.2.1 Klassifisering av miljøkvalitet av sedimenterende materiale etter kriterier for bunnsedimenter	14
3.2.2 Normalisering av metaller og PCB	19
3.2.3 Fluks av miljøgifter	20
<b>4. Konklusjon</b>	<b>22</b>
<b>5. Referanser</b>	<b>23</b>
<b>6. Vedlegg</b>	<b>25</b>
6.1 Analyser benyttet ved NIVA	25
6.2 Dioxinanalyser ved NILU	31
6.3 Analyseresultater ved NIVA	45

---

## Sammendrag

1. I forbindelse med flommen i Glomma 1995 utførte Norsk institutt for vannforskning på oppdrag fra Statens forurensningstilsyn undersøkelser av sedimenterende materiale i Glommaestuariet og områdene utenfor. Undersøkelsene er basert på sedimentfellemålinger.
2. Det ble satt ut sedimentfeller på 5 stasjoner innenfor øyene og 3 stasjoner utenfor øyene, alle på 20 m vanddyb. Mengde sedimentert materiale ble beregnet samt innhold av totalorganisk karbon, nitrogen, aluminium, lithium, bly, kadmium, kobber, krom, kvikksølv, sink, nikkel, titan, polyklorerte bifenyler (PCB), DDT, dioxiner og polyaromatiske hydrokarboner (PAH), de to sistnevnte på 3 stasjoner.
3. Glomma førte i flomperioden ca. 10 ganger mer partikulært materiale sammenlignet med flomperioder de siste 5 årene. Det sedimenterte 3 til 5 ganger mer materiale i fellene under flommen enn ved tilsvarende periode ved undersøkelser i 1990 og 1994.
4. Basert på arealberegninger av sedimentasjonsområdene i estuariet, sedimentasjonsrater basert på bly-210 dateringer, fluksberegninger fra sedimentfellene og totaltransport av partikulært materiale i Glomma ved Sarpsfoss, er det gjort grove beregninger av hvor mye partikulært materiale estuariet greier å fange opp under ulike transportforhold og hva sedimentfellemålinger gir av fluks i forhold til bly-210 dateringer. Anslagene viser at sedimentfellene fanger opp ca. 70% av det partikulære materialet som sedimenterer på bunn. Forholdet mellom hvor mye partikulært materiale som transporteres med Glommavannet og hvor mye som sedimenterer innenfor øyene varierte i ulike perioder. Ved lave vannføringer med lavt partikkelinnhold i vannmassene synes det som om det meste av suspendert partikulært materiale sedimenterer innenfor øyene. Ved økende vannføring vil en relativt større mengde transporteres ut av estuariet. Målinger fra 1990 og 1994 viste at ca. halvparten av det partikulære materialet fraktet ut med Glomma sedimenterte innenfor Hvalerøyene. Under flommen i 1995 sedimenterte imidlertid bare ca. 25% av den totale tilførselen.
5. Størst sedimentasjon ble registrert ved Belgen og sedimentasjonen avtok utover Løperen. Felle materialet fra Torbjørnskjær hadde den høyeste konsentrasjonen av kobber, bly og PCB (klasse 3, basert på miljøkvalitetskriterier for bunnsedimenter). Konsentrasjonen av titan var imidlertid størst ved Belgen og denne stasjonen hadde den største totale tilførselen av alle miljøgiftene, pga. stor sedimentasjon.
6. Resultatene tyder på at kobber, bly og PCB er knyttet til svært finkornede partikler som transporteres langt. Titan derimot synes å være knyttet til en grovere fraksjon, antageligvis resuspenderte eldre sedimenter, som raskt resedimenterer. Sammenligning av PCB profiler i det sedimenterende materiale med bunnsedimenter innenfor øyene og fra sveriges vestkyst tyder på at den høye PCB konsentrasjonen i det sedimenterende materialet fra Torbjørnskjær skyldes tilførsler fra Glomma og estuariet og ikke kyststrømmen. Høye konsentrasjoner av PCB i området ved Glommas utløp aktualiserer tidligere antagelser at det eksisterer en PCB-kilde i området.
7. Sett i lys av flomperioder tidligere år og de ustabile forhold som tross alt estuariet representerer, er det lite trolig at flommen har hatt langvarige negative virkninger på Glommaestuariet.

# 1. Innledning og målsetting

NIVA utførte i perioden 1989 til 1995 overvåking av bl.a. sedimenterende materiale i vannmassene i Glommaestuarieret og området utenfor. Programmet var underlagt Statlig program for forurensningsovervåking.

I 1989 ble ytre deler av estuarieret undersøkt (Helland, et al., 1990). Undersøkelsene omfattet bl.a. sedimentfellemålinger på 7 stasjoner utenfor Hvalerøyene ned til Kosterfjorden. Fellene stod ute i 6 perioder fra 20.8 - 8.11.89.

I 1990 ble det satt ut sedimentfeller på 4 stasjoner i Glommaestuarieret (Hektoen et al., 1992). Fellene stod ute i 5 perioder fra 26.4. - 8.10.90. Samme program ble gjentatt i 1994. Da stod fellene også ute i 5 perioder, fra 9.6. - 11.10.94 (Helland,1996).

Ved undersøkelsene i 1990 ble også sedimentkvaliteten undersøkt (Hektoen et al., 1992). Det ble da registrert en positiv bedring sammenlignet med tidligere undersøkelser i 1980 (Næs, 1983).

Under storflommen i Glomma vår/sommer 1995 ble det registrert store mengder suspendert stoff (SPM) i vannmassene ved Sarpsfoss. Sedimentfeller ble derfor utplassert både innenfor og utenfor Hvalerøyene. Fellene ble satt ut (10.6.95) umiddelbart før høyeste vannføring ble registrert ved Sarpsfoss. Mengden partikulært materiale som transporteres ut i en flomperiode varierer fra år til år. Under storflommen i 1995 ble det transportert ca. 75kg SPM /s mot eksempelvis 8 til 12 kg SPM /s under en "normalflom" i 1990. Flommen i 1995 førte til store oversvømmelser av områder i innlandet langs Glommas løp. Dette ga risiko for transport og spredning av miljøgifter pga. inntregning av flomvann i forurenset grunn og deponier.

*Med dette som bakgrunn ble målet med foreliggende undersøkelse å vurdere hvilken betydning flomsituasjonen hadde for Glommaestuarieret samt få et inntrykk av influensområdet. Av hensyn til risikoen for spredning av miljøgifter fra forurenset grunn og deponier ble analyseprogrammet utvidet i forhold til tidligere overvåkingsprogram.*

Sedimentfelleundersøkelsene skal danne grunnlag for vurdering av behovet for oppfølgende undersøkelser av bl.a. bunnsedimenter og miljøgifter i organismer fra estuarieret.

## 2. Metoder

### 2.1 Feltarbeid

Sedimentfellerigger ble satt ut på 5 stasjoner innenfor Hvalerøyene og 3 stasjoner utenfor øyene (Figur 1). Hver rigg var utstyrt med to feller som bestod av en plexiglass-sylinder (10cm diameter, 100cm høy) påmontert en utskiftbar boks i bunn. Fellene ble plassert på 20m vanddyp og stod ute fra 10.6.95 til 7.8.95, dvs. 59 dager totalt. Posisjonangivelse for stasjonen er gitt i Tabell 1.

**Tabell 1.** Posisjoner for sedimentfellerigger i Glommaestuariet under flommen i Glomma 1995.

Stasjon	Nordlig bredde	Østlig lengde	Bunndyp (m)
Leira, st. 1	59 8,773	10 51,081	33
Belgen, st. 2	59 7,584	10 58,333	56
Ramsø, st. 3	59 6,621	11 2,440	36
Singløy, st. 4	59 6,628	11 9,959	98
Løpern, st. 5	59 3,193	10 58,421	66
Tisler, st.6	58 59,203	10 59,387	160
Torbjørnskjær, st. 7	59 0,535	10 49,228	60
Tresteinene, st. 8	59 1,479	10 54,282	60

### 2.2 Prøveopparbeiding og analyser

Sedimentfelle materialet ble skyllet tre ganger i destillert vann med sentrifugering (3000 omdr. /min) mellom hver gang. Materialet ble deretter frysetørket og veiet. Basert på vekt, areal av boksen og antall dager fellene stod ute ble fluksen av sedimenterende materiale beregnet ( $\text{g/m}^2/\text{d}$ ). På hver stasjon fikk man to parallelle prøver som ble slått sammen for videre analyse. Alle analyser ble utført på frysetørret materiale. På alle stasjoner ble det analysert for følgende parametere (metoder gitt i vedlegg 6.1 og 6.2):

Metaller:

\*bly, kadmium, kobber, krom, sink, nikkel, lithium og aluminium ble analysert ved atomabsorpsjon etter totaloppslutning med flussyre

\*titan ble analysert på ICP etter totaloppslutning med flussyre

\*kvikksølv ble analysert ved kalddamp atomabsorpsjon etter oppslutning med salpetersyre

Totalorganisk karbon og total nitrogen ble bestemt ved hjelp av Carlo Erba Elementanalysator, modell 1106 (etter syrebehandling).

Klororganiske forbindelser ble analysert ved gasskromatografi med electron capture detector (ECD)

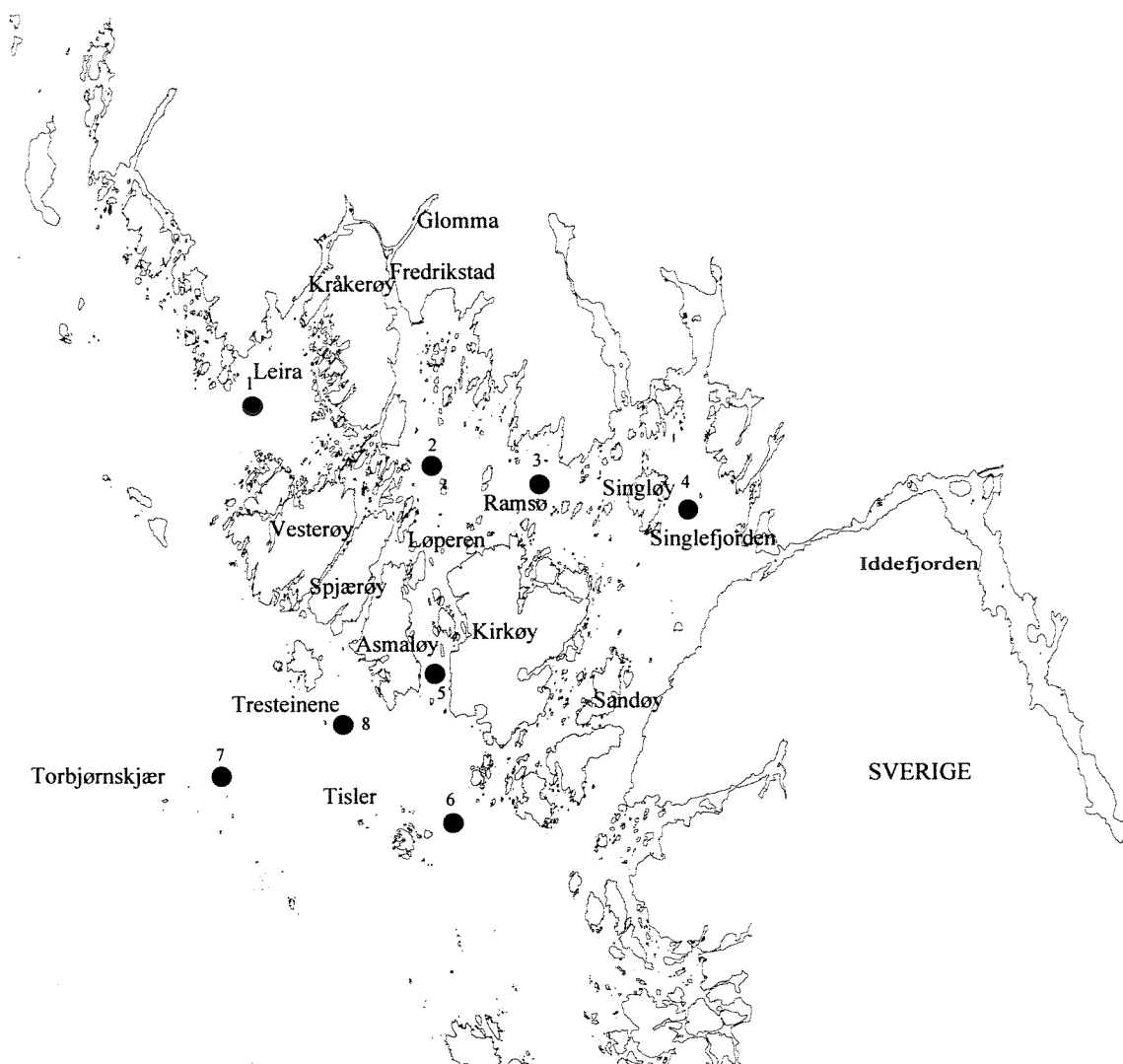
Polysykliske aromatiske hydrokarboner ble bestemt ved gasskromatografi med glasskapillarkolonne og flammeionisasjonsdetektor.

Dioxiner (PCDD/PCDF) ble bestemt ved høyopløselig gasskromatografi kombinert med høyopløselig massespektrometri (vedlegg 6.2).



## 2.3 Miljøkvalitetskriterier

Ved bestemmelse av forurensningsgrad benyttes SFTs veiledning for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Rygg og Thèlin, 1993). Kriteriene er basert på konsentrasjoner av miljøgifter i finkornede bunnsedimenter. Det er ikke utarbeidet tilsvarende kriterier for sedimenterende materiale. I mangel av slike benyttes kriteriene for bunnsedimentene på det sedimenterende materialet i denne rapporten. Sedimenterende materiale i vannmassene bygger med tiden opp bunnsedimentene. Partikkelsammensetningen er likevel forskjellig i de to mediene. Bunnsedimenter har et lavere innhold av organisk karbon enn sedimenterende materiale, fordi dette med tiden brytes ned. I tillegg har bunnsedimentene en større andel av mineralpartikler. Generelt vil sedimenterende materiale bestå av mer finkornede partikler enn bunnsedimentene. Disse forholdene sannsynliggjør at det sedimenterende materialet vil inneholde en høyere konsentrasjon av miljøgifter enn bunnsedimentene som avsettes med tiden.



**Figur 1.** Posisjoner for utplassering av sedimentfellerigger i Glommaestuariet og områdene utenfor under flommen i 1995.

### 3. Resultater og diskusjon

Alle rådata finnes i vedlegg 6.

#### 3.1 Mengdeberegninger av sedimenterende materiale

Sedimentfeller fanger opp partikulært materiale i vannmassene som med tiden synker til bunns og bygger opp bunnsedimentene. Mengden partikulært materiale fanget opp i sedimentfeller gir ikke et direkte mål for hvor mye partikler som sedimenterer i et område. Målingene reflekterer hvor mye materiale som er på vei mot bunnen, dette betegnes videre i rapporten som *fluks av partikulært materiale*. Det sedimenterende materialet i vannmassene gir en indikasjon på hvilken sedimentkvalitet man kan forvente i området på sikt. Bunnsedimenter, sedimenterende materiale og suspendert partikulært materiale (SPM) i vannmassene er imidlertid ikke direkte sammenlignbare. Både SPM og sedimenterende materiale har et høyere organisk innhold enn bunnsedimenter og er mer finkornet, uten innhold av sand og silt. Endel av SPM vil aldri sedimentere, men være svevestoffer som forblir i suspensjon. Likeledes vil endel av det sedimenterende materiale i sedimentfellene aldri havne på bunnen i området hvor fellene stod ute.

Analyser av suspendert partikulært materiale i vann, sedimenterende materiale fra sedimentfeller og bunnsedimenter har ulik tidsoppløsning i den betydning at en vannprøve gir et øyeblikksbilde av tilstanden i et område, mens et fellemateriale gir et integrert bilde av situasjonen over perioden fellene står ute. Bunnsedimenter vil gi et integrert bilde over et lenger tidsrom, avhengig av tykkelsen på sedimentlaget som prøvetas og sedimentasjonshastigheten.

Det vil være naturlig å sammenligne flommen i Glomma i 1995 med tidligere år. Det er imidlertid vanskelig å snakke om en "normalflom" fordi vannføring og mengden partikulært materiale har vist seg å variere fra år til år, avhengig av bl.a. nedbørsmengder og temperatur. Utsagnskraften til datamaterialet varierer også fra tidligere datasett fram til i dag. Eksempelvis ble det under storflommen utført målinger daglig, mot ca. en gang pr. måned de tidligere år. Tabell 2 viser vannføring og mengde suspendert partikulært materiale i vannmassene ved Sarpsfoss i mai og juni fra 1990 til 1995 (Holtan et al., 1991, 1992, 1993, 1994, 1995 og Holtan et al., under arbeid).

**Tabell 2.** Vannføring (m<sup>3</sup>/s) og suspendert partikulært materiale (SPM mg/l) i vannmassene ved Sarpsfoss fra 1990 til 1995. Verdiene fra 1990 tom. 1994 representerer månedlig prøvetaking mens verdiene fra 1995 representerer et gjennomsnitt av daglige målinger over en 30 dagers periode.

Dato	Vannføring m <sup>3</sup> /s	SPM mg/l	SPM kg/s
8.5.90	1687	10,0	17
7.6.90	922	3,6	3
14.5.91	564	4,06	2
19.6.91	871	2,98	3
29.5.92	1640	11,29	19
11.6.92	1334	5,41	7
19.5.93	1797	5,61	10
7.6.93	859	3,59	3
10.5.94	1405	8,08	11
10.6.94	1203	3,43	4
mai-juni1995*	2500	30	75

\*Snitt av daglige målinger over 30 dager under flommen.

På dette grunnlag kan det anslås et gjennomsnitt, en "normalverdi" av suspendert partikulært materiale i flommånedene mai / juni fra 1991 til 1994 på 8 kg SPM/s. Under flommen i 1995 førte Glomma ved Sarpsfoss ca. 10 ganger mer partikulært materiale i vannmassene enn "normalt".

Fluks av partikulært materiale i vannmassene i estuariet i flomperioden-95 varierte fra 2 g/m<sup>2</sup>/dag utenfor øyene ved Torbjørnskjær til maksimum 89 g/m<sup>2</sup>/dag ved Belgen, indre del av Løperen. Ved Ramsøflaket var fluksen redusert med ca. 60% til 33 g/m<sup>2</sup>/dag og denne fluksen holdt seg omtrent vedvarende til ytterste stasjon, Ytre Løperen. Utenfor øyene ble fluksen ytterligere redusert til 6, 4 og 2 g/m<sup>2</sup>/d. Tabell 3 gir en oversikt over fluks av partikulært materiale på ulike stasjoner i Glommaestuariet i 1989, 1990, 1994 og 1995. Ved undersøkelsene i 1989, 90 og 94 stod fellene ute i perioder à ca. 30 dager, mens de under flommen stod ute sammenhengende i 59 dager (dvs. 2 "vanlige" perioder). Tabellen viser at i alle måleperiodene var fluksen av partikulært materiale størst ved utløpet av Glomma ved Belgen. Ramsøflaket og ytre del av Løperen hadde omtrent lik fluks, men lavere enn ved Belgen.

**Tabell 3.** Fluks av partikulært materiale (g/m<sup>2</sup>/d) under flommen i 1995 sammenholdt med målinger fra tidligere undersøkelser. (Manglende verdier = ingen målinger utført på stasjonen)

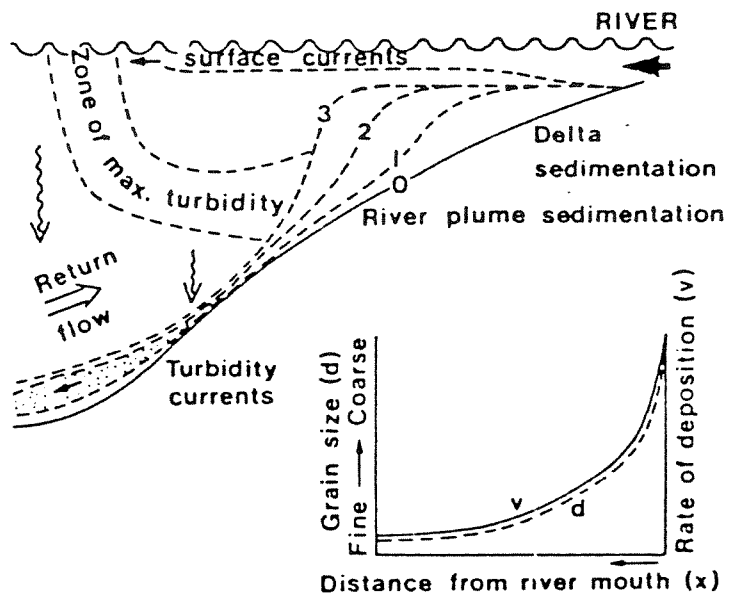
Stasjon	7.6- 5.7.89	21.7- 20.8.89	26.4- 7.6.90	7.6- 2.7.90	2.7- 1.8.90	26.4- 9.6.94	9.6- 6.7.94	6.7- 4.8.94	10.6- 7.8.95
Leira									9
Belgen			19	19	17	20	10	12	89
Ramsø			6	7	5	7	4	3	33
Y.Løperen	4	4	6	8	5	8	3	3	26
Singløy			2	3	2	1	1	1	6
Trestein		3							6
Tisler									4
Torbjørnskjær									2

Når elvevannet blander seg med sjøvannet vil endel av det partikulære materiale flokkulere. Samtidig med at elvevannet går ut i et videre løp når det treffer sjøen gir dette en større oppholdstid på vannet og mulighet for økt sedimentasjon. I Figur 2, etter Håkanson (1986) illustreres denne situasjonen. Dette forklarer de svært høye flukstallene ved utløpet av elva. Fellene ble plassert på 20 m vandndyp for å stå under sprangsjiktet. Partikler som kommer ut med elvevannet vil gradvis synke til bunns, slik at hoved "plumen" med partikler vil ligge høyere i vannmassene innerst ved elvemunningen enn lenger ute. Det er vanskelig å si hvor store mengder av det partikulære materiale som faller ut og sedimenterer innenfor øyene og hvor store mengder som følger overflatesjiktet utenfor øyene.

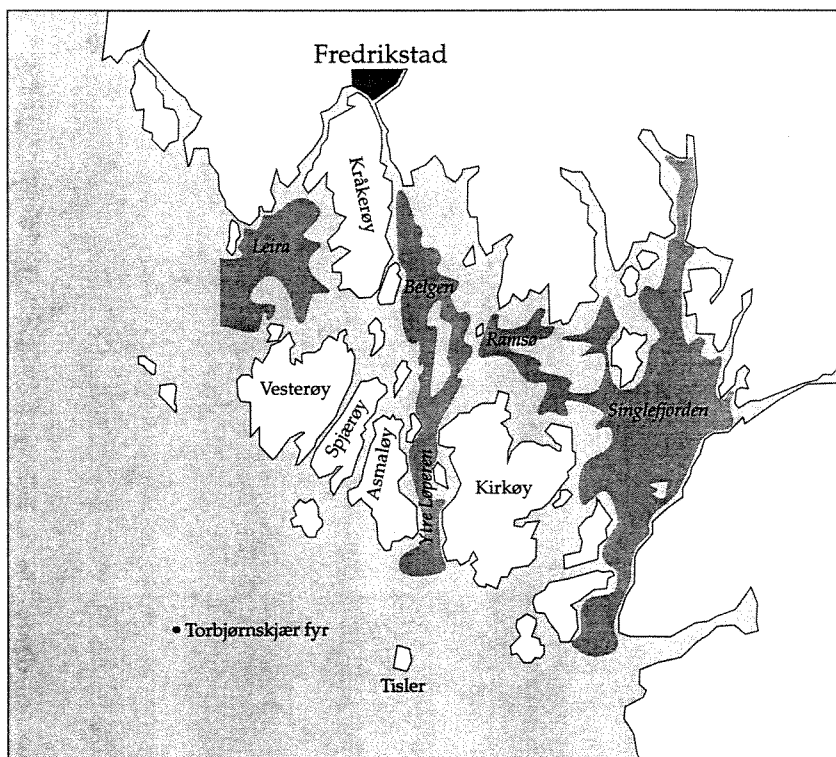
Ved hjelp av bly-210 datering av sedimentkjerner fra estuariet (Hektoen et al., 1992, Helland, 1996) har man fått et mål for sedimentasjonshastigheten i ulike deler av estuariet. Disse områdene er Leira, Belgen, Ytre Løperen, Ramsøflaket og Singlefjorden, dvs. de samme områdene hvor sedimentfellene stod ute under flommen og under tidligere overvåking. Disse stasjonene representerer sedimentasjonsområder og karakteriseres av finkornede og bløte sedimenter. Estuariet har i tillegg store gruntvannsområder med variable sedimenter, en blanding av finkornet og grovkornet til mer ren sand og grus til bart fjell, dvs. transport eller erosjonsbunn.

Om et område har sedimentasjon vil bl.a. være avhengig av vannmassenes energi og bunntopografi. Bunnområder med helling < 1/4 - 1/5 som ligger under bølgebasis kan antas å representere sedimentasjonsbunn (Håkanson, 1986). For å anslå arealet av sedimentasjonsbunn i estuariet er det valgt ut relativt flate områder med vandndyp større en 20 m, som her antas å ligger under bølgebasis. For Glommaestuariet utgjør disse områdene ca. 74km<sup>2</sup> (Figur 3). Ved å dele estuariet i ulike sedimentasjonsområder som vist i Figur 3 og sammenholde disse arealene med fluksdata fra bly-210 dateringene kan man anslå mengde sedimentert materiale i de ulike områdene pr. år (Tabell 4).

## RIVER ACTION Estuary



Figur 2 Skjematisk illustrasjon av sedimentologiske og dynamiske prosesser i et estuarie (etter Håkanson, 1986).



Figur 3. Anslått sedimentasjonsbunn i Glommaestuarie, basert på bunndyp (>20m) og topografi.

**Tabell 4.** Beregnede mengder av sedimentert materiale i tonn/år, basert på bly-210 dateringer, sedimentfelleregistreringer og målinger ved Sarpsfoss. Total vannføring (millioner kubikk meter)

	Pb-210	Sedimentfeller			Målinger ved Sarpsfoss					
		1990	1994	1995	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Område:										
Leira (9750000m <sup>2</sup> )	59816	12647	9992	16026						
Belgen (9750000m <sup>2</sup> )	48450	21744	19115	41899						
Y.Løperen (4750000m <sup>2</sup> )	2436	18378	16384	29560						
Ramsø (9500000m <sup>2</sup> )	1948	17598	16702	33606						
Singlefjord (40250000m <sup>2</sup> )	13685	26105	20625	33080						
<b>Totalt</b>	<b>126336</b>	<b>96472</b>	<b>82818</b>	<b>154171</b>	<b>300567</b>	<b>120159</b>	<b>319221</b>	<b>236913</b>	<b>148111</b>	<b>194400*</b>
Årsvolum vann 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>					23510	17737	19868	24099	20958	23507

\*representerer 30 dager under flommen (årstilførsel er under arbeid, Holtan pers. med.)

Det skal bemerkes at bly-210 dateringene ga forholdsvis høye flukstall for stasjonen i Leira og Singlefjorden enn det man skulle forvente i forhold til de øvrige stasjonene. Dette kan skyldes at sedimentene i disse områdene har en rikere og derved mer aktiv bunnfauna enn de øvrige stasjonene. Dette fører til økt bioturbasjon hvilket vil virke inn på bly-210 analysene. Dette igjen kan gi et overestimert av sedimentasjonen innenfor øyene. Beregningene er ikke ment å gi et endelig tall for tilførsler og sedimentasjon, men heller å gi et inntrykk av eventuelle trender i materialet.

Ved deretter å gjøre de samme beregningene for sedimentfelleregistreringene (basert på fluksdata) kan man få et estimat på hva sedimentfelleregistreringene representerer i forhold til hva som sedimenterer i området. Tabell 4 viser at partikler som fanges opp i sedimentfellene representerer ca. 70% av materiale som sedimenterer på bunnen. Sedimentasjonen basert på bly-210 beregningene kan som nevnt over være noe overestimert. Hvis så er tilfelle vil forskjellen mellom sedimentfelleregistreringene og bly-dateringene være mindre. Man skulle imidlertid forvente at sedimentfellene ville gi noe mindre fluks fordi de var utplassert på 20 m vanddyp. Det vil også foregå en sedimentasjon mellom 20 m og bunnen.

Det vil videre være viktig å få et inntrykk av hvor godt estuariet fungerer som felle for partikulært materiale. Ved å sammenligne hvor mye av det partikulære materiale som fraktes ut med Glommavannet i forhold til det som sedimenterer innenfor øyene kan man gjøre et grovt anslag. Tabell 4 viser variasjonen av mengden partikulært materiale fraktet ut med Glomma fra 1990 til 1995. Tallene for 1995 er under arbeid (Holtan pers. med.) Tabellen viser imidlertid at den totale vannmengden i 1995 var omtrent som i 1990. Selv med flommen i 1995 ble altså totalvolumet av vann for året ikke større enn f.eks. i 1990. Dette skyldes lav vannføring for resten av året etter flommen. Fra og med 1990 til og med 1994 førte Glomma i gjennomsnitt ca. 225.000 tonn partikulært materiale / år. I forhold til fluksberegninger basert på bly-210 datering og areal for sedimentasjon kan det anslås at ca. halvparten av partiklene som fraktes ut med Glomma sedimenterer innenfor Hvalerøyene.

Et annet aktuelt spørsmål er om estuariet fungerer like godt som felle under alle forhold eller om det er avhengig av vannføring og partikkelmengde i Glomma. En multippel regresjonsanalyse av sedimentasjon innenfor øyene som funksjon av vannføring og partikkelmengde i Glommavannet viste ingen statistisk signifikant sammenheng for 1990 og 1994 dataene ( $p=0.34$ ,  $R^2=26\%$ ). Tar man med flomdataene fra 1995 i modellen får man derimot en signifikant sammenheng. Flomsituasjonen styrer derfor hele den statistiske sammenheng. Regresjonsanalysen gir derfor ingen god modell for sammenheng mellom sedimentasjon, SPM i vannmassene og vannføring. Det var heller ingen signifikant sammenheng mellom sedimentasjon og SPM i vannmassene i 1990 og 1994. Dataene som ble benyttet er gitt i Tabell 5.

Ser man på forholdet mellom hvor mye partikler Glomma transporterer og hvor store mengder som sedimenterer innenfor Hvalerøyene i ulike perioder (Tabell 5) ser man at i perioder med lav vannføring gir beregningene av sedimentasjonen en større mengde enn Glommas transport. Det ligger en usikkerhet i flere ledd i datagrunnlaget, både i målingene ved Sarpsfoss hvor representative de er for hver periode og i beregningen av total sedimentasjon. Generelt kan man likevel si at ved lave vannføringer sedimenterer det meste av partikler i vannmassene innenfor øyene. Når vannføringen øker går det en relativt større mengde ut mellom øyene. I periodene 1990 og 1994 lå forholdet mellom SPM i vannmassene og sedimentasjon (A/B i Tabell 5) på maksimum ca. 2, mens det under flommen lå på ca. 4. Andelen som sedimenterte innenfor øyene lå således fra 50% til 25% i disse perioden. Det synes derfor å være en grense for hvor godt estuariet fungerer som felle for partikulært materiale. Foreliggende data gir imidlertid ikke grunnlag for å gi en mer detaljert beskrivelse av hva som styrer sammenhengen mellom vannføring i Glomma, SPM i Glommavannet og mengden som sedimenterer innenfor øyene. Et større datagrunnlag fra andre situasjoner, eksempelvis øvrige deler av året ville muligens gi en bedre sammenheng. Det er klart at det også er andre forhold som salinitet, partikkelsammensetning osv. som også spiller en stor rolle for sedimentasjonen i området

**Tabell 5.** Vannføring i Glomma, suspendert partikulært materiale (SPM) i vannmassene målt ved Sarpsfoss (tonn/dag) og beregnet sedimentasjon innenfor øyene (tonn/dag, beregnet å grunnlag av sedimentfellemateriale og areal)

Periode	Vannføring (m <sup>3</sup> /s)	SPM v. Sarpsfoss = A	A / B	Sedimentasjon innenfor øyene =B
1990 26/4 - 7/6	1131	574	1,5	375
7/6 - 2/7	1233	401	0,9	434
2/7 - 1/8	1161	500	1,6	311
1/8 - 10/9	747	196	0,7	278
10/9 - 8/10	532	124	0,3	363
1994 26/4 - 9/6	1275	917	2,4	382
9/6 - 6/7	947	294	1,3	223
6/7 - 4/8	850	293	1,4	208
4/8 - 5/9	673	290	1,9	152
5/9 - 11/9	717	372	1,2	311
1995 10/6 - 7/8	2500	6950	4,4	1592

Det er også reist spørsmål om hva flommen betyr for bløtbnnsfaunaen i Hvaler. Undersøkelser av bløtbnnsfauna inngår i den statlige overvåkingen av området. I følge programmet ble slike undersøkelser utført i 1990 og 1994 (Hektoen, et al., 1992, Rygg, 1996). I tillegg ble det gjort undersøkelser i forbindelse med flommen (Olsgaard, 1996, Rygg, in prep).

For å anslå hvor mye tilførselen av partikulært materiale betyr for sedimenttilveksten i området kan man gjøre to tilnærminger. Man kan ta utgangspunkt i total mengde partikulært materiale som sedimenterer i området, basert på bly-210 dateringer (jfr. Tabell 4). Dateringene angir på det meste en sedimenttilvekst på 10mm/år. Denne tilveksten er representativ for sedimentasjonsområdet ved Belgen. Som vist i Tabell 5 kan man anta at 25% av det partikulære materialet fra Glomma under flom, sedimenterer i estuariet. Hvis 126.336 tonn partikulært materiale gir 10mm tilvekst (totalberegninger basert på Pb-210, jfr. Tabell 4), gir 25% av 194.400 tonn under 30 dager av flommen en tilvekst på ca. 4mm. Antar man at tilveksten i de øvrige månedene i 1995 var som tidligere år burde tilveksten i 1995 være på ca. 13mm. Det bør bemerkes at dette er et gjennomsnitt for området. Tilveksten vil derfor være større i enkelte områder og mindre i andre. Tilsvarende regnestykke kan gjøres basert på sedimentfelle målingene. Total fluks for 1995 basert på sedimentfeller er beregnet til 154.171 tonn (jfr. Tabell 4). Som nevnt over antas fellene å fange opp 70 % av total sedimentasjon, dvs. totalsedimentasjon for 1995 blir da 200.424 tonn. Dette gir en tilvekst på 16mm i 1995. Beregningene basert på sedimenterende materiale burde vært noe høyere tatt i betraktning

at felle materialet representerer 59 dager av flommen. Flommen var et faktum allerede 3 juni, dvs. en uke før sedimentfellene ble utplassert. Endel partikulært materiale fra flommen hadde derfor allerede nådd estuariet før fellene ble satt ut. Det er likevel ikke store forskjeller på tøjsedimentasjon for flomåret og andre år. Maksimalt kan det dreie seg om dobbelt så stor tilvekst i flomåret i forhold til tidligere år.

## 3.2 Kjemisk sammensetning av sedimenterende materiale

Som nevnt tidligere vil deler av det partikulære materiale i vannmassene med tiden synke til bunns og bygge opp bunnsedimentene. Den kjemiske sammensetningen av det sedimenterende materialet vil være noe anderledes enn sammensetningen av bunnsedimentene. Innholdet av organisk karbon vil være høyere og mengden av silt og sand vil være vesentlig lavere i det sedimenterende materialet enn i bunnsedimentene. Sedimenterende materiale kan derfor ha noe høyere konsentrasjoner av miljøgifter enn bunnsedimentene. Det er ikke utarbeidet egne kriterier for klassifisering av miljøkvalitet for sedimenterende materiale. I mangel av slike vil innholdet av miljøgifter i felle materialet i det følgende bli sammenholdt med SFTs kriterier for klassifikasjon av miljøkvalitet av marine bunnsedimenter (jfr. kap. 2.3). Videre vil det bli sammenlignet med tidligere innsamlet materiale.

### 3.2.1 Klassifisering av miljøkvalitet av sedimenterende materiale etter kriterier for bunnsedimenter

Konsentrasjonen av de ulike målte parameterene er gitt i Tabell 6.

#### Totalorganisk karbon og nitrogen (TOC og TN)

Innholdet av organisk karbon lå fra 13,9 mg/g ved Belgen til 66,7 mg/g ved Torbjørnskjær. Ved undersøkelsene i 1990 inneholdt felle materialet i mai - juni mellom 35 og 170 mg TOC /g tørt materiale. De høyeste verdiene den gang kan ha sammenheng med at det i disse prøvene ble fjernet rester av små krepsdyr og lignende, det ble også registrert råttent lukt av noen av disse prøvene. Bunnsedimentene i Glommaestuariatet inneholder ca. 10 - 20 mg TOC/ g tørt sediment.

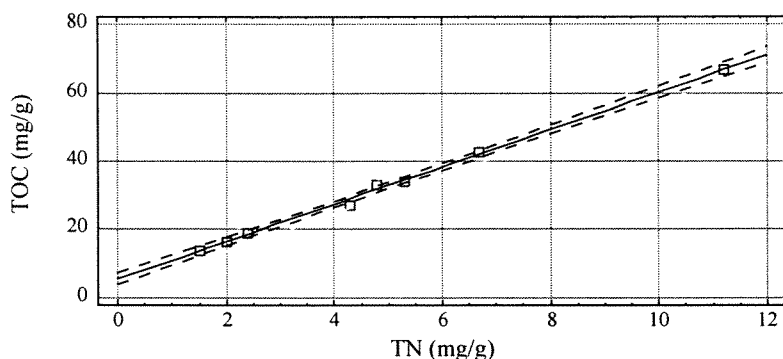
**Tabell 6.** Konsentrasjonen av ulike parametere \* analysert i felle materiale innsamlet under flommen i 1995. (Al, Ti, TOC, TN i mg/g, Li, Cu, Pb, Zn, Cr, Ni, Cd, Hg i mg/kg, PCB ( $\Sigma$ 7-dutch), PAH (26 komponenter) i  $\mu$ g/kg, TCDDekv. i ng/kg.

Stasjon	Al	Li	Ti	Cu	Pb	Zn	Cr	Ni	Cd	Hg	PCB	TCDD	TOC	TN	PAH
Leira	73,3	44	4,3	34	40,8	263	113	50,2	0,51	0,13	4,5		27	4,3	
Belgen	68,1	36	7,5	32	31,9	174	107	42,8	0,38	0,16	10,5	2,19	13,9	1,5	532.2
Løperen	75	44	4,4	36,8	37,3	209	117	51,6	0,37	0,14	7,1	1,44	18,8	2,4	515.7
Ramsø	71	40	4,3	32,8	35,7	194	112	44,7	0,31	0,17	7,7	1,32	16,4	2,0	592.1
Single	76,1	50	4,2	42,4	57,6	27	121	52,9	0,42	0,14	7,6		33	4,8	
Trestein	70,5	45	3,8	48	40,5	263	113	54,8	0,5	0,1	6,6		33,9	5,3	
Tisler	67,4	45	4,2	48	54,2	258	108	52,3	0,58	0,1	11,5		42,7	6,7	
Torbjørnskj.	59,4	39	3,5	180	167	345	117	66,2	0,9	0,08	22,5		66,7	11,2	

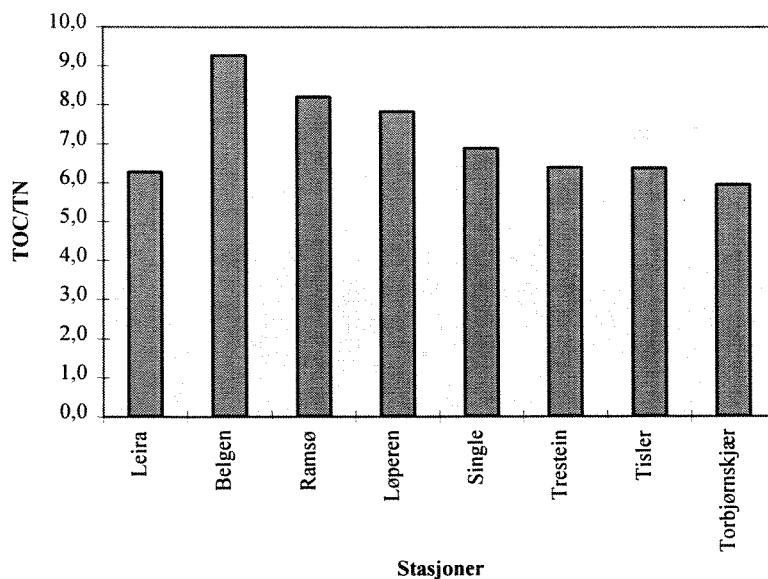
\* DDT var <0,1  $\mu$ g/kg på alle stasjoner, med unntak av stasjonen i Singlefjorden hvor det ble registrert 1,9  $\mu$ g DDT/kg sediment.

Ved undersøkelsene i 1990 ble det vist at det organiske materialet i fellene i hovedsak var av marin opprinnelse. I mai - juni ble det registrert et forholdstall mellom TOC/TN fra 5,3 til 7,6 på vektbasis.

Marint plankton har et forholdstall på  $TOC/TN = 6,6$  på atomvektbasis eller  $5,8$  på vektbasis (Redfield et al., 1963). Det var god samvariasjon mellom TOC og TN i felle materialet fra 1995 ( $p < 0,001$ ,  $R = 0,998$ ) (Figur 4). Forholdet mellom TOC og TN lå fra  $6,0$  til  $9,3$  på vektbasis (Figur 5). Figur 5 viser et avtagende TOC/TN forhold i det sedimenterende materialet med økende avstand til utløpet av Glomma. Ved Torbjørniskjær var forholdet  $6,0$  mot  $9,3$  ved Belgen. Dette viser at ved utløpet av Glomma består det organiske materialet av en større andel terrestrisk materiale sammenlignet med lenger ute og at man utover i estuariet får en gradvis innblanding av organisk materiale av marin opprinnelse.



**Figur 4.** Regresjonsanalyse av totalorganisk karbon (TOC) mot nitrogen (TN) i felle materialet fra alle stasjoner under flommen i 1995. ( $TOC = 5,4 + 5,5 * TN$   $p < 0,001$ ,  $R = 0,998$ )



**Figur 5.** Forholdet mellom organisk karbon (TOC) og nitrogen (TN) i felle materialet fra flommen 1995.



## Metaller

Konsentrasjonen av de ulike analyserte metallene i felle materialet er gitt i Tabell 6.

Innholdet av kobber ble målt til 180 mg /kg ved Torbjørnskjær. I følge SFTs miljøkvalitetskriterier for marine sedimenter er dette 5 ganger høyere enn normalt for diffust belastede områder, tilsvarende klasse 3 - markert forurenset. Det samme var tilfellet for bly i materialet fra Torbjørnskjær. Konsentrasjonen var 167 mg Pb/kg sedimenterende materiale som er 5 ganger høyere enn normalt. På de øvrige stasjonene lå verdiene like over eller like under grensen for klasse 1 sedimenter, dvs. lite forurenset, henholdsvis 35 mg Cu/kg og 30 mg Pb/kg tørt sediment. De laveste konsentrasjonene av kobber og bly ble registrert på stasjonen nærmest utløpet av Glomma, Belgen. Verdiene for kobber var gjennomgående lavere sammenlignet med undersøkelsene i 1990. Verdiene varierte dengang mellom 110 - 520 mg Cu/kg tørt materiale. De høyeste konsentrasjonene ble registrert i Singlefjorden. Høyeste konsentrasjon i bunnsedimentene ble registrert i Løperen (103 mg Cu/kg sediment) (Hektoen et al., 1992). Bly er ikke analysert i sedimentfelle materiale fra Glommaestuarieret eller områdene utenfor tidligere. I bunnsedimentene varierte verdiene fra 20 til 100 mg Pb/ kg tørt sediment (Hektoen et al., 1992).

Forholdet var motsatt for titan i felle materialet fra flommen. Den høyeste konsentrasjonen ble registrert ved Belgen, med 7,5 mg Ti/g partikulært materiale. Den laveste konsentrasjonen ble registrert ved Torbjørnskjær med 3,5 mg Ti/g partikulært materiale. Uforurensede sedimenter regnes å inneholde ca. 5 mgTi/g sediment. I sedimentfelle materialet fra 1990 ble det målt titankonsentrasjoner fra 2 til ca. 7 mg/kg. Bunnsedimentene i området hadde i 1990 et innhold av titan fra 1 til 4 mg /kg. Analysene av bunnsedimenter ble imidlertid utført etter salpetersyreoppløsning, hvilket gir lavere verdier av titan (Hektoen et al., 1992).

Innholdet av de øvrige analyserte metallene (Cd, Zn, Cr, Ni) i flommaterialet (med unntak av kvikksølv) var moderat forhøyet, dvs klasse 2. Generelt hadde Torbjørnskjær høyere verdier enn stasjoner nær utløpet av Glomma. Innholdet av kvikksølv lå under 0,15 mg/kg (nedre grense for klasse 2 sedimenter) på alle stasjoner med unntak av ved Belgen og Ramsø, dvs. stasjonene nærmest utløpet av Glomma. Her lå verdiene noe i overkant av nedre grense for klasse 2. Verdiene var henholdsvis 0,16 og 0,17 mg Hg /kg sedimenterende materiale. Innholdet av krom var omtrent det samme som ved tidligere felle registreringer. Øvrige metaller er ikke analysert tidligere i sedimentfelle materiale. Innholdet av kvikksølv, sink, krom og nikkel i bunnsedimentene fra 1990 lå på omtrent det samme som i flommaterialet. Krom lå noe lavere i bunnsedimentene, men det skyldes som nevnt over, ulik oppløsningsmetode. Kadmium lå imidlertid noe høyere i flommaterialet sammenlignet med konsentrasjonene i bunnsedimentene fra 1990 (Hektoen et al., 1992).

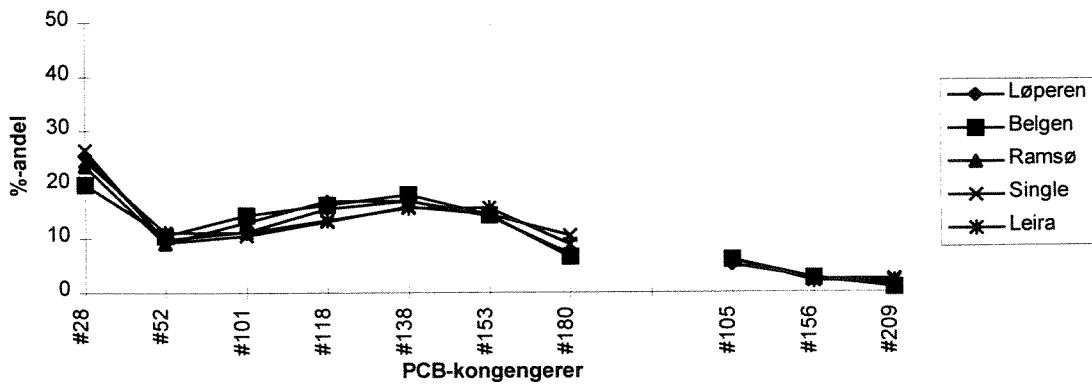
Innholdet av metaller på de ulike stasjoner vil være avhengig av sedimentasjonen, dvs. hvor mye partikulært materiale som sedimenterer i fellene. Analysene viste at for de fleste parameterene hadde stasjonene ved utløpet av Glomma de laveste konsentrasjonene. Dette fordi det på disse stasjonene er størst sedimentasjon, og at store deler av det partikulære materialet består av "rene" partikler, for det meste silt og leire som fortynner konsentrasjonen av evt. miljøgifter. Generelt adsorberes miljøgifter til små partikler. De minste partiklene transportes lengst. Det er derfor ikke uventet av det partikulære materialet fra Torbjørnskjær generelt har det høyeste metallinnholdet. Her var også totalsedimentasjonen i fellene lavest, dvs. mindre fortynning av "rene" partikler. Som nevnt over skiller titan seg fra de øvrige metallene ved å ha høyest konsentrasjon i området med høyest sedimentasjon. Området ligger nær Kronos Titan A/S og de høye verdiene kan skyldes resuspensjon av gamle avsetninger.

## Organiske miljøgifter

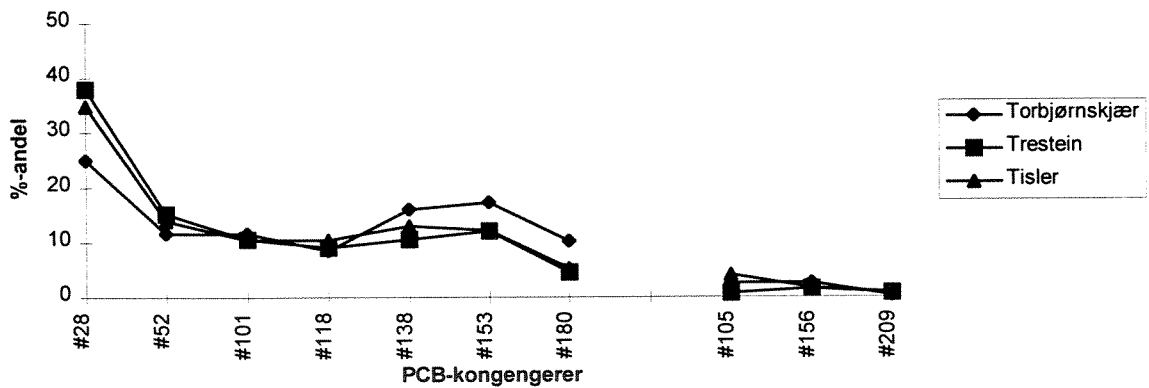
De høyeste konsentrasjonene av polyklorerte bifenyl (PCB) ble registrert ved Torbjørnskjær med 22,5 µg PCB( $\Sigma$ 7-dutch)/kg tørt materiale. Forekomsten av  $\Sigma$ 7-dutch i sedimenter antas å utgjøre ca. 50% av total PCB (De Voogt og Brinkman, 1989). Ved å multiplisere  $\Sigma$ 7-dutch med to kan verdiene sammenlignes med SFTs miljøkvalitetskriterier. Materialet fra Torbjørnskjær klassifiseres som markert forurenset, klasse 3, dvs. 10 ganger høyere enn normalt for diffust belastede områder. Verdiene i materialet fra Tisler lå på 11,5 og fra Belgen på 10,5 µg  $\Sigma$ 7-dutch/ kg tørt materiale, dvs. tilstandsklasse 2. Verdiene lå over 4 ganger høyere enn for diffust belastede områder og klassifiseres derfor også som markert forurenset. Det er ikke tidligere analysert for organiske miljøgifter i sedimenterende materiale, man har derfor ikke et direkte sammenligningsgrunnlag. Sum 7-Dutch i bunnsedimentene innenfor Hvalerøyene lå i 1990 og 1994 fra hhv. 3 til 7 og fra 4 til 8 µg  $\Sigma$ 7-Dutch / kg tørt sediment (Hektoen et al., 1992 og Helland, 1996). Det sedimenterende materialet fra Belgen, Tisler og Torbjørnskjær hadde alle et høyere innhold av PCB enn bunnsedimentene fra tidligere år. Fordi sedimenterende materiale er mer finkornet enn bunnsedimenter kan man forvente noe høyere konsentrasjoner av miljøgifter i slikt materiale (jfr. pkt. 2.3). Verdiene i det sedimenterende materialet fra Torbjørnskjær var imidlertid såpass mye høyere enn i bunnsedimenter fra tidligere år at forskjeller i partikkelsammensetning alene vanskelig kan forklare den høye verdien.

For å kunne vurdere om det var forskjeller i komponentsammensetningen i materialet fra stasjonene utenfor og innenfor øyene ble den prosentvise fordelingen av de ulike PCB-kongenerene beregnet (Figur 6 og Figur 7). Forskjellige profiler kan indikere PCB fra ulike kilder. Typisk for profilene både innenfor og utenfor øyene var en stor %-andel av den lavklorerte PCB-28. Dette er typisk for PCB-standarden Arochlor- 1242. De lavklorerte forbindelsene er vannløslig, derfor gjenfinnes de i mindre grad i bunnsedimenter, med unntak nær opp til en kilde. Sedimenterende materiale gjennomgår kjemiske endringer før det ender opp som bunnsedimenter. Man kunne derfor anta at bunnsedimentene i området ikke ville inneholde en så stor andel av de lavklorerte forbindelsene som sedimenterende materiale. Profilene i felle materialet var imidlertid sammenfallende med profilene fra ulike sedimentprøver tatt innenfor øyene (jfr. Figur 6, Figur 7 og Figur 8 = data fra Helland, 1996).

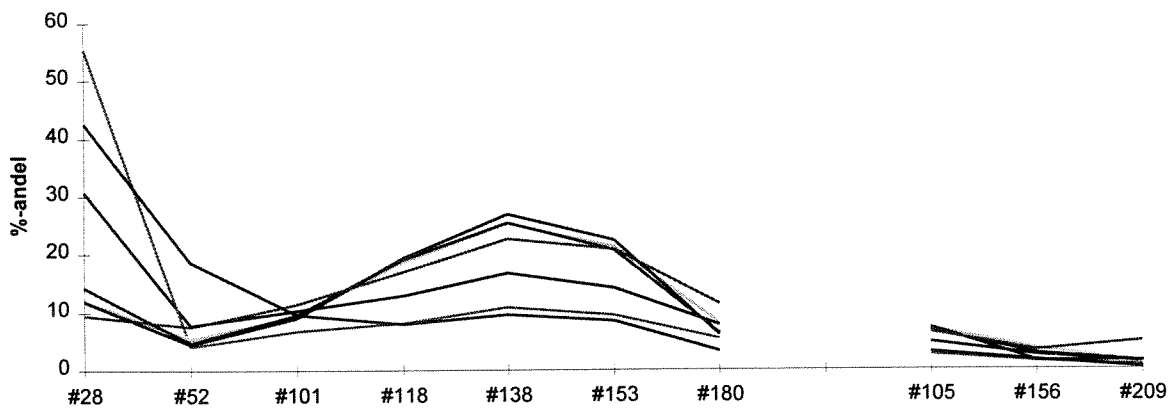
PCB-profilen i materialet fra utenfor øyene og da særlig Torbjørnskjær, hadde en noe lavere %-andel av PCB-118 enn i felle materialet innenfor øyene. PCB-standarden Arochlor - 1260 har typisk et relativt lavere innhold av PCB-118 og et høyere innhold av PCB-138 og 153. Konsentrasjonen av PCB-138 og 153 i materialet fra Torbjørnskjær var høyt, mens de relative sett bare var noe høyere enn de øvrige kongenerene (jfr. vedlegg 6.3 og Figur 6 og Figur 7). Det kunne derfor tenkes at det sedimenterende materialet fra Torbjørnskjær besto av PCB fra 2 ulike kilder, hhv. Glommaestuarieret og kyststrømmen fra sør. Profilene ble derfor sammenlignet med profiler i bunnsedimenter fra Sveriges vestkyst (Figur 8) (Helland et al, 1996). Sedimentene fra Strömstad, Kosterfjorden og Fjellbäcka hadde en typisk Arochlor - 1260 profil, med en lav prosentandel PCB-118 og en høy andel av PCB-138 og 153. Profilene var markert forskjellig fra det norske materialet. Det er derfor mest trolig at PCBen i det sedimenterende materialet utenfor øyene alt vesentlig var tilførsler fra Glommaestuarieret. Dette aktualiserer igjen spørsmålet om det eksisterer en PCB-kilde i Glommas munningsområde (jfr. Hektoen et al., 1992 og Berge, 1991).



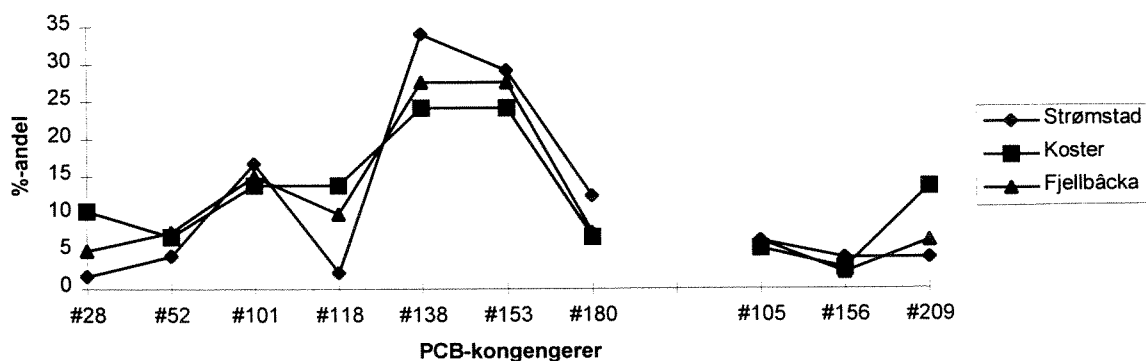
Figur 6. Prosentvis fordeling av ulike PCB-kongengerer i sedimenterende materiale fra stasjoner innenfor Hvalerøyene under flommen i 1995.



Figur 7. Prosentvis fordeling av ulike PCB-kongengerer i sedimenterende materiale fra stasjoner utenfor Hvalerøyene under flommen i 1995.



Figur 8. Prosentvis fordeling av ulike PCB-kongengerer i sedimenter fra 7 stasjoner innenfor Hvalerøyene i 1994 (etter Helland, 1996).



**Figur 9.** Prosentvis fordeling av ulike PCB-kongengerer i sedimenter fra Sveriges vestkyst i 1995 (etter Helland et al., 1996).

Forekomst av DDT ble registrert på stasjonen i Singlefjorden, med 1,9 µg DDT/ kg tørt materiale. På øvrige stasjoner lå verdiene under deteksjonsnivå < 0,1 µg/kg. Dette tilsvarer nivåer registrert i øvrige deler av Oslofjorden. Verdiene i bunnsedimenter ligger her på mellom 1 og 10 µg DDT/kg tørt sediment (Konieczny og Juliussen, 1995).

Dioxiner ble analysert i sedimenterende materiale fra tre stasjoner, Belgen, Ramsø og Leira. Konsentrasjonene var lave, henholdsvis 2,19 , 1,32 , 1,44 ng TCDD ekv. / kg tørt materiale. Grensen for klasse 1 er 30 ng TCDD ekv. / kg tørt materiale.

Innholdet av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) ble analysert på de samme tre stasjonene som nevnt over. Konsentrasjonene for henholdsvis Belgen, Ramsø og Leira var 536, 516 og 592 µg PAH/kg sedimenterende materiale. I følge SFTs miljøkvalitetskriterer tilsvarer dette klasse 2, moderat forurenset. Grensen for klasse 1 er 300 µg PAH/ kg sediment. I 1990 ble det målt 885 mg PAH / kg tørt sediment på en stasjon i Løperen (Hektoen et al., 1992). Innholdet av PAH i sedimenterende materiale fra flommen var altså ikke høyere enn tidligere registreringer i bunnsedimentene fra området.

### 3.2.2 Normalisering av metaller og PCB

For å kunne skille mellom "naturlig" forekomst av metaller fra tilførsler via forurensning kan man "normalisere" de analyserte verdiene. Det vil si man ser på forholdet mellom et naturlige forekommende element, som man vet ikke tilføres nevneverdig via forurensning, og forurensningskomponenten man er interessert i. Vanlig benyttede normaliseringsparametre er aluminium eller lithium (Loring, 1991). Lithium har vist seg å korrelere bedre med ulike metaller enn aluminium og er derfor å foretrekke framfor denne (Loring, 1990). Metallene (med unntak av Cd og Hg) er derfor normalisert mot lithium (Tabell 7). For kvikksølv og kadmium er det vanlig å benytte total organisk karbon. Det har vist seg i flere undersøkelser at kvikksølv og kadmium har en signifikant sammenheng med forekomst av organisk materiale. For at man skal kunne utføre en normalisering er det en forutsetning at det er et lineært forhold mellom normaliseringselementet og det andre metallet. En lineær regresjonsanalyse viste at det var statistisk signifikant sammenheng mellom total organisk karbon og hhv. kvikksølv og kadmium (for Hg:  $p=0,0027$  og  $R^2=80\%$ , for Cd:  $p=0,0002$ ,  $R^2=92\%$ ). PCB er også ofte antatt å være assosiert med organisk materiale. Det var imidlertid ingen signifikant sammenheng mellom forekomsten av total organisk karbon og PCB i sedimenterende materiale fra flommen. Tabell 7 viser fordelingen av de ulike metallene etter normalisering.

Etter normalisering ser man at særlig titan men også kadmium og kvikksølv har en overkonsentrasjon i materialet fra Belgen, konsentrasjonen avtar ut Løperen. Normaliseringen av kobber og bly bekrefter at materialet fra Torbjørnskjær har størst overkonsentrasjon av kobber og bly. Det samme gjelder forekomsten av sink. Forekomsten av nikkel og krom derimot kan la seg forklare ut i fra naturlig variasjon av partikkelsammensetning, det var kun små variasjoner i de normaliserte krom og nikkelverdiene.

**Tabell 7.** Normalisering av metaller mot lithium. Kvikksølv, kadmium og PCB mot organisk karbon. Titan er også normalisert mot aluminium.

Stasjon	Ti/Al	Ti/Li	Cu/Li	Pb/Li	Zn/Li	Cr/Li	Ni/Li	Cd/TOC	Hg/TOC
Leira	0,06	97,7	0,8	0,9	6,0	2,57	1,14	1,89	4,8
Belgen	0,11	208,3	0,9	0,9	4,8	2,97	1,19	2,73	11,5
Løperen	0,06	100,0	0,8	0,8	4,8	2,66	1,17	1,97	7,4
Ramsø	0,06	107,5	0,8	0,9	4,9	2,80	1,12	1,90	10,4
Single	0,06	84,0	0,8	1,2	5,4	2,42	1,06	1,27	4,2
Trestein	0,05	84,4	1,1	0,9	5,8	2,51	1,22	1,48	2,9
Tisler	0,06	93,3	1,1	1,2	5,7	2,40	1,16	1,36	2,3
Torbjørnskjær	0,06	89,7	4,6	4,3	8,8	3,00	1,70	1,35	1,2

### 3.2.3 Fluks av miljøgifter

Som nevnt over vil totalinnholdet eller lageret av miljøgifter i de ulike områdene være avhengig av konsentrasjonen av de ulike miljøgiftene i det sedimenterende materialet og hvor mye som totalt sedimenterer. På grunnlag av mengde partikler som ble tilført sedimentfellene og konsentrasjonen av de ulike parameterene ble det beregnet en daglig sedimentasjonsrate under flommen (Tabell 8).

**Tabell 8.** Daglig sedimentasjonsrate av ulike komponenter fra sedimentfeller i Glommaestuarieret under flommen i 1995. TPF (total partikulær fluks) og Al i g/m<sup>2</sup>/dag, Li, Ti, Cu, Pb, Zn, Cr, Ni, TOC og TN i mg/m<sup>2</sup>/dag, Cd, Hg, PAH, PCB og DDT i µg/m<sup>2</sup>/dag, TCDD i ng/m<sup>2</sup>/dag.

Stasjon	TPF	Al	Li	Ti	Cu	Pb	Zn	Cr	Ni	Cd	Hg	TOC	TN	PAH	PCB	DDT	TCDD
Leira	9	0.6	0.4	38.0	0.3	0.4	2.3	1.0	0.4	4.5	1.1	238.6	38.0		0.04		
Belgen	89	6.0	3.2	664.6	2.8	2.8	15.4	9.5	3.8	33.7	14.2	1232	133	47,52	0.93		0.194
Løperen	26	1.9	1.1	113.4	0.9	1.0	5.4	3.0	1.3	9.5	3.6	484.3	61.8	13,29	0.18		0.037
Ramsø	33	2.3	1.3	141.9	1.1	1.2	6.4	3.7	1.5	10.2	5.6	541.2	66.0	19,54	0.25		0.044
Single	6	0.4	0.3	23.3	0.2	0.3	1.5	0.7	0.3	2.3	0.8	183.4	26.7		0.04	0.011	
Trestein	6	0.4	0.3	22.8	0.3	0.2	1.6	0.7	0.3	3.0	0.6	203.8	31.9		0.04		
Tisler	4	0.3	0.2	18.1	0.2	0.2	1.1	0.5	0.2	2.5	0.4	184.2	28.9		0.05		
Torbjørnskjær	2	0.1	0.1	7.6	0.4	0.4	0.7	0.3	0.1	1.9	0.2	144.1	24.2		0.05		
Forholdet mellom Belgen/Torbjørnskjær	45	60	32	87	7	7	22	38	38	18	71	9	6		19		

På grunn av den store fluksen av partikulært materiale på stasjonene nær utløpet av Glomma hadde stasjonene nærmest utløpet også den største fluksen av miljøgifter, selv om konsentrasjonen av enkelte komponenter var lavest her. Fluksen av titan var 87 ganger høyere ved Belgen enn ved Torbjørnskjær. Fluksen av kobber og bly var derimot bare 7 ganger høyere ved Belgen enn ved Torbjørnskjær (jfr. Tabell 8). Likedan var fluksen av kadmium og PCB hhv. 18 og 19 ganger høyere ved Belgen enn ved Torbjørnskjær. Resultatene kan tyde på at miljøgiftene har forskjellig affinitet til ulike partikler. Økt forståelse vedrørende sedimentasjonen av ulike partikler i estuaret, vil ha stor betydning for tolkningen av konsentrasjonsgradienter av miljøgifter i estuaret.

Tabell 9 viser beregnet sedimentasjon av ulike metaller innenfor Hvalerøyene under 59 dager av flommen, dvs. de dagene fellene stod ute. Hvis vi regner med at det som fanges opp i fellene representerer 70% av den "virkelige" sedimentasjonen i området og dette igjen representerer 25% av hva som transporteres ut med Glomma (jfr. kap. 3.1.) ble det eksempelvis fraktet ut ca. 60 kg kvikksølv og 3 kg PCB i de 59 dagene fellene stod ute. Dette er i samme størrelsesorden som vist ved målinger i Glomma under flommen (Holtan in.prep.)

**Tabell 9.** Beregnet sedimentasjon (kg) av ulike metaller basert på sedimentfeller, innenfor Hvalerøyene i 59 dager av flommen i 1995.

<b>Ti</b>	<b>Cu</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>Ni</b>	<b>Cr</b>	<b>Hg</b>	<b>Cd</b>	<b>PCB</b>
406638	2665	2959	15829	3588	8590	12	29	0,6

## 4. Konklusjon

Flommen førte til større sedimentasjon enn normalt, opp til det dobbelte av vanlige år hvis man ser året under ett. Flommen førte også til større fluks av miljøgifter enn normalt i Glommaestuariet. Konsentrasjonen av de ulike miljøgiftene var imidlertid ikke høyere enn tidligere registreringer i området. Den store sedimentasjonen førte til ugunstige betingelser for bunnfaunaen i området, dette var imidlertid kortvarig. Generelt bærer den eksisterende faunaen allerede preg av de ustabile forhold som tross alt et slikt område representerer (Bokn et al., 1996). Totalt sett er det derfor lite trolig at flommen har hatt langvarige negative virkninger på Glommaestuariet.

Undersøkelsene viste høye verdier av PCB, kobber og bly i sedimenterende materiale fra Torbjørnskjær. Materialet fra munningen av Glomma hadde også et høyt innhold av PCB foruten den høyeste konsentrasjonen av titan. De høye PCB-verdiene kan, som antatt for titan, skyldes resuspensjon av gamle forurensede avsetninger. Det er tidligere blitt registrert forhøyet PCB-innhold i bunnsedimenter og organismer fra munningen av Glomma (Næs, 1983 og Berge, 1991), hvor Øraområdet ble antatt å være kilden. Oppfølgende undersøkelser av bunnsedimentene i Øraområdet i 1990, bekreftet imidlertid ikke disse antagelsene (Hektoen, et al., 1992). PCB-innholdet i organismer fra området har også avtatt de senere årene (Berge, et al., 1996). Sammenligninger av PCB-profilene i det sedimenterende materialet og bunnsedimenter viste små forskjeller, hvilket indikerer samme kilde. PCB i det sedimenterende materialet fra Torbjørnskjær antas derfor å være tilførsler fra Glomma og estuariet, og ikke tilførsler via kyststrømmen. Dette aktualiserer igjen spørsmålet om det eksisterer en PCB-kilde i munningen av Glomma.

De høye konsentrasjonene av kobber, bly og PCB i sedimenterende materiale fra Torbjørnskjær antas å skyldes ulike adsorpsjonsegenskaper til ulike partikler. Bedre forståelse vedrørende flokkulering og partikkelfordeling i estuariet vil gi økt kunnskap om sedimentasjonen av miljøgifter i estuariet og området utenfor.

## 5. Referanser

- Berge, J.A., 1991. Miljøgifter i organismer i Hvaler / Kosterområdet. Statlig program for forurensningsovervåking, rap. nr. 446/91, TA-744/1991. NIVA-rap. O-895501/O-900346, l.nr. 2560, 192s.
- Berge, J.A., Brevik, E.M., Godal, A. og Berglind, L., 1996. Overvåking av Hvaler - Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990 - 1994. Miljøgifter i organismer. SFT-rap. 651/96. NIVA-rap. O-900346, L.nr. 3443, 146 s.
- Bokn, T., Moy, F.E. og Walday, M., 1996. Improvement of the shallow water communities following reductions of industrial outlets and sewage discharge in the Hvaler estuary, Norway. *Hydrobiologia* 326/327, 297-304.
- De Voogt, P. og Brinkman, U.A.Th., 1989. Production, properties and usage of polychlorinated biphenyls. I: R.Kimbrough and S. Jensen (eds.) Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxines and related products. Elsevier Science Publishers B:V. 1989 (Biomed.Div.)
- Hektoen, H., Helland, A., Næs, K. og Rygg, B., 1992. Overvåking av Hvaler - Singlefjorden og munningen av Iddefjorden. Sedimenterende materiale, bunnsedimenter, bløtbunnsfauna og diagnostisk undersøkelse av skrubbe. . Statlig program for forurensningsovervåking. rap. nr. 496/92, TA-871/1992, NIVA-rap. O-90034-2, -3, -7, -9. L.nr. 2791., 95s.
- Helland, A., Næs, K. og Skei, J., 1990. Undersøkelser av partikler i vannmassen, sedimentasjon og bunnsedimenter i svensk/norsk grensesfarvann. Statlig program for forurensningsovervåking, rap.nr. 432/90. NIVA-rap. O-89055, L.nr. 2494, 117s.
- Helland, A., 1996. Overvåking av Hvaler - Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990 - 1994. Sedimenterende materiale og bunnsedimenter 1994. SFT.rap. 652/96, NIVA-rap. O-900349, L.nr. 3440-96, 83s.
- Helland, A., Brevik, E.M. og Godal, A., 1996. Sedimentundersøkelse i Göteborg og Bohus läns kystvann 1995. NIVA-rap. O-95188, L.nr. 3499, 64s.
- Holtan, G., Berge, D., Holtan, H. og Hopen, T., 1991. Paris Convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1990. A. Principles, results and discussion, B. Data report.
- Holtan, G., Berge, D., Holtan, H. og Hopen, T., 1992. Paris Convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1991. A. Principles, results and discussion, B. Data report.
- Holtan, G., Berge, D., Holtan, H. og Hopen, T., 1993. Paris Convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1992. A. Principles, results and discussion, B. Data report.
- Holtan, G., Berge, D., Holtan, H. og Hopen, T., 1994. Paris Convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1993. A. Principles, results and discussion, B. Data report.



- Holtan, G., Berge, D., Holtan, H. og Hopen, T., 1995. Paris Convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1994. A. Principles, results and discussion, B. Data report.
- Håkanson, L., 1986. The swedish coastal zone project: sediment types and morphometry. In: Sediments and Water Interactions. Ed. Sly, P.G., Springer-verlag, 35-51.
- Konieczny, R.M. og Juliussen, A., 1995. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Fase 2: Miljøgifter i sedimenter på strekningen Stavern-Hvitsten. . Statlig program for forurensningsovervåking, rap.nr. 588/94, Tanr. 1160/1994. NIVA-rap. O-93177, L.nr. 3365.
- Loring, D.H. 1990. Lithium - a new approach for the granulometric normalization of trace metal data. Mar.Chem., 29, 155-168.
- Loring, D.H., 1991. Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments. ICES J.mar.Sci., 48, 101-115.
- Næs, K., 1983. Basisundersøkelse i Hvalerområdet og Singlefjorden. Løste metaller og suspendert partikulært materiale i overflatevann og kjemisk sammensetning av bunnsedimenter, 1980-81. NIVA-rap. O-8000303, L.nr. 1553.
- Olsgaard, F., 1996. Undersøkelser av marine bløtbunnsfunn og sedimenter i Hvaler-området i forbindelse med storflommen i Glomma våren/sommeren 1995. SFT-rap. 632/96, Tanr. 1288/1996, 53s.
- Redfield, A., Ketchum, B. og Richards, F., 1963. The influence of organisms on the composition of sea water. In The Sea Vol. 2, M.N. Hill, Ed., Wiley-Interscience, new York, pp. 26-77.
- Rygg, B., 1996. Overvåking av Hvaler - Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990 - 1994. Bløtbunnsfauna 1994. NIVA-rap. O-3441-96, 60s.
- Rygg, B. og Thèlin, I., 1993. Klassifikasjon av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Kortversjon. SFT-veiledning nr. 93:02, 20s.

## 6. Vedlegg

### 6.1 Analyser benyttet ved NIVA

#### G 6. TOTALKARBON, FORBRENNINGSMETODE

Metoden gjelder for bestemmelse av nitrogen og karbon i tørt stoff og i ikke-flyktige, tungt-flytende væsker, samt frafiltrert materiale på glassfiberfiltre. Konsentrasjonsområdet for bestemmelsen er 0.1 % - 100 %. Tørkede prøver må kunne homogeniseres til pulverform da uttaket pr. prøve er fra 0.5 mg til 10 mg. Deteksjonsgrenser

0.1% nitrogen	-	1.0 µg/mg N
0.1% karbon	-	1.0 µg/mg C

For filtre er deteksjonsgrensen avhengig av blindfilterverdiene og mengde filtrert prøve.

**Prinsipp:** Tørr prøve veies inn i tinnkapsler som forbrennes i oksygenmettet heliumgass ved ca. 1800 °C. Ved hjelp av katalysatorer vil forbrenningen bli fullstendig. Overskudd av oksygen fjernes ved hjelp av kobber ved ca. 650 °C. Her reduseres også nitrogenoksyder til N<sub>2</sub>-gass. Forbrenningsgassene passerer deretter en kromatografisk kolonne, og N<sub>2</sub>- og CO<sub>2</sub>-gassene detekteres i en varmetrådsdetektor. Arealet under toppene integreres, og integralverdiene behandles av et PC-programm. Resultatene regnes ut i prosent, skrives ut og lagres på diskett.

## E - METALLER

### E 1. METALLER, FLAMME ATOMABSORPSJON

Denne metoden skal benyttes når metallkonsentrasjonene er så høye at de kan bestemmes direkte i flamme. Metoden omfatter bestemmelse av litium, kalium, natrium, kalsium, magnesium, sølv, aluminium, kadmium, kobolt, krom, kobber, jern, mangan, nikkel, bly, og titan. Prøvene kan være naturlig vann, ekstrakter, eller oppslutninger av slam, sedimenter og biologisk materiale, se forøvrig oversikten i tabell E-1. Nedre grense er bestemt delvis av øvre grense for bestemmelse med grafittovn.

Tabell E-1. Konsentrasjonsområdet for direkte bestemmelse i flamme (µg/l).

Metall	Nedre grense	Øvre grense	Metall	Nedre grense	Øvre grense
Ag	0.05	1	Li	0.005	10
Al	1.0	50	Mg	0.01	10
Ca	0.01	10	Mn	0.05	10
Cd	0.05	5	Na	0.05	10
Co	0.1	10	Ni	0.2	10
Cr	0.05	10	Pb	0.2	20
Cu	0.05	10	Sr	0.01	10
Fe	0.1	10	Zn	0.01	5
K	0.02	10			

**Prinsipp:** Prøver konservert med salpetersyre, eventuelt tilsatt cesiumklorid (K) eller lantanklorid (Ca), suges inn i en luft/acetylen - lystgass/acetylen flamme hvor elementene atomiseres. Som lyskilde benyttes en hulkatodelampe, der katoden inneholder det metallet som skal bestemmes, eller en "electrodeless discharge lamp". Lampene avgir et linjespektrum som er spesifikt for lampen og det metallet som skal bestemmes. Når lyset passerer gjennom den atomiserte prøven, absorberes det selektivt av dette

elementets atomer. Metallkonsentrasjonen bestemmes ved å jevnføre prøvens absorpsjons med kjente kalibreringsløsningers absorpsjons.

## E 2. METALLER, ATOMABSORPSJON GRAFITTOVN

Denne metoden skal benyttes når metallkonsentrasjonene i løsningene er så lave at de ikke kan bestemmes ved atomisering i flamme uten oppkonsentrering (se tabell E-1). Atomisering i grafittovn omfatter bestemmelse av sølv, aluminium, kadmium, kobolt, krom, kobber, jern, mangan, molybden, nikkel, bly, sink, strontium og vanadium. Prøvene kan være naturlig vann, ekstrakter, eller oppslutninger av slam, sedimenter og biologisk materiale. Denne forskriften skal brukes sammen med NIVA's bruksanvisning for Perkin-Elmer 2380/HGA-500. Eventuell forbehandling av prøvene er beskrevet i egne forskrifter. Tabell E-2 nedfor angir nedre og øvre grense ( $\mu\text{g/l}$ ) for bestemmelse av de enkelte metaller med grafittovn, når det injiseres et prøvevolum på 20  $\mu\text{l}$  direkte i grafittrøret.

**Tabell E-2. Nedre og øvre grense ( $\mu\text{g/l}$ ) for bestemmelse av metaller i vandige løsninger når prøven injiseres direkte i grafittovn.**

Metall	Nedre grense	Øvre grense	Metall	Nedre grense	Øvre grense
Ag	0.5	50	Mn	0.5	50
Al	5.0	1000	Mo	5.0	100
Cd	0.1	5	Ni	5.0	100
Co	5.0	100	Pb	0.5	200
Cr	0.5	50	V	5.0	500
Cu	0.5	50	Zn	0.5	20
Fe	5.0	200	Sr	0.5	100

**Prinsipp:** En passende mengde prøve (20-50  $\mu\text{l}$ ), konserveret med salpetersyre, overføres til et grafittrør 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 absorpsjons med kjente kalibreringsløsningers absorpsjons.

## E 10-1. METALLER, SALPETERSYREOPPSLUTNING I AUTOKLAV

Denne metoden skal anvendes ved oppslutning av avløpsvann, slam og sedimenter, samt biologisk materiale. Metoden brukes for alle metaller unntatt Titan.

**Prinsipp:** En innveid, eller utpipetert, mengde prøve oppsluttes med salpetersyre i autoklav ved 120 °C. Selve bestemmelsen utføres på den klare væskefasen ved atomabsorpsjon i flamme eller med grafittovn.

**E 10-2. METALLER, FLUSSYREOPPSLUTNING**

Denne metoden skal anvendes ved totaloppslutning av slam og sedimenter som skal analyseres med hensyn på metaller. Metoden brukes for følgende metaller (ikke kvikksølv): Al, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, V og Zn.

**Prinsipp:** Maksimum 200 mg frysetørket, homogenisert prøve veies inn i en teflonbombe og tilsettes konge vann og flussyre. Beholderen lukkes og prøven oppsluttes i mikrobølgeovn, lukket system. Etter avkjøling overføres innholdet til en 100 ml målekolbe som på forhånd er tilsatt et overskudd av borsyre. Prøven fortynnes med avionisert vann og rystes på rystemaskin til borsyren er løst. Bestemmelsen av metaller foretas på den klare væskefasen ved atom-absorpsjon i flamme eller med grafittovn.

**E 9. KALSIUM, MAGNESIUM OG KALIUM, ICP**

Metoden omfatter bestemmelse av kalsium, magnesium og natrium i vann. Denne forskriften skal anvendes sammen med bruksanvisning for Jarrell Ash Atomscan 25: "Atomscan 25 Spectrometer - Operators Manual".

**Tabell E-3. Anvendelsesområde, angitt i mg/l.**

	Ca	Mg	Na
Kvantifiseringsgrense, mg/l Å	0.30	0.05	0.40
Øvre grense (før fortynning), mg/l	50	30	50

① 10 x standardavviket av 10 målinger av blank ("0 ppm") i perioden mars/april-93.

**Prinsipp:** Vannprøver konservert med salpetersyre, suges inn i nebulizeren der prøvene omdannes til en fin aerosol. Ca. 1% av prøven føres videre til argonplasmaet der den fordamper, analytten atomiserer og ioniserer. Atomer og ioner blir deretter eksitert, og sender ut lys med bølgelengder som er spesifikke for hvert element. Dette lyset passerer en inngangsspalte, et dreibart gitter og en utgangsspalte før dets intensitet detekteres av en fotomultiplikator. Konsentrasjonen av analytten bestemmes ved å jevnføre prøvens intensitet med kjente kalibreringsløsningers intensitet.

**H 2-2. PAH I SEDIMENTER**

Metoden benyttes for bestemmelse av PAH i sedimenter. Deteksjonsgrensen avhenger av prøvemengden og er i praksis 0.2 µg/kg tørket materiale.

**Prinsipp:** Prøvene tilsettes indre standarder og PAH ekstraheres i Soxhlet med syklohexan. Ekstraktet gjengår så ulike renseprosesser for å fjerne forstyrrende stoffer. Tilslutt analyseres ekstraktet med GC/FID eller GC/MSD. PAH identifiseres med FID ut fra retensjonstider og med MSD ut fra retensjonstider og forbindelsenes molekylioner. Kvantifisering utføres ved hjelp av de tilsatte indre standarder.

**H 3. PCB**

Metodene benyttes for bestemmelse av klororganiske komponenter i sedimenter og slam, renvann og avløpsvann samt ulike typer av biologisk materiale fra det vandige miljø. Med klororganiske komponenter menes i denne sammenheng klorpesticider og polyklorerte bifenyler (PCB).

**Prinsipp:** Prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Tilslutt analyseres ekstraktet ved bruk av gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangningsdetektor, GC/ECD. De klor-organiske forbindelsene

identifiseres utfra de respektives retensjonstider på to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard.

## MÅL FOR ANALYSEUSIKKERHET VED KJEMISKE ANALYSER

Hvis ikke annet er angitt for de respektive analysevariable, inneholder tabellene nedenfor et sammendrag av resultatene fra den interne kvalitetskontroll for siste år.

### E - METALLER

#### Flamme atomabsorpsjon

Variabel	Enhet	Kontrollprøve	Antall result.	Middel -verdi	Std. avvik
Ag	mg/l	1.00 mg/l, syntetisk kontrolløsning	20	1.006	0.010
Al	mg/l	10.0 mg/l, syntetisk kontrolløsning	8	10.03	0.18
Cd	mg/l	1.00 mg/l, syntetisk kontrolløsning	7	1.009	0.012
Cr	mg/l	1.00 mg/l, syntetisk kontrolløsning	17	1.002	0.015
Cu	mg/l	1.00 mg/l, syntetisk kontrolløsning	35	1.004	0.011
Fe	mg/l	1.00 mg/l, syntetisk kontrolløsning	33	1.007	0.013
K	mg/l	1.00 mg/l, syntetisk kontrolløsning	35	1.000	0.013
Li	mg/l	1.00 mg/l, syntetisk kontrolløsning	10	1.001	0.013
Mn	mg/l	1.00 mg/l, syntetisk kontrolløsning	17	0.999	0.012
Ni	mg/l	1.00 mg/l, syntetisk kontrolløsning	12	1.008	0.011
Pb	mg/l	1.00 mg/l, syntetisk kontrolløsning	9	1.008	0.011
Zn	mg/l	1.00 mg/l, syntetisk kontrolløsning	32	0.993	0.010

#### Atomabsorpsjon grafittovn

Variabel	Enhet	Kontrollprøve	Antall result.	Middel -verdi	Std. avvik
Ag	µg/l	SRM 1643 C, 2.21 ± 0.30 µg/l	6	2.16	0.13
Al	µg/l	SRM 1643 C, 114.6 ± 5.1 µg/l	7	108.7	8.8
Cd	µg/l	SRM 1643 C, 12.2 ± 1.0 µg/l	13	11.6	0.4
Cd	µg/l	9302 I, 0.98 µg/l	9	1.00	0.06
Co	µg/l	SRM 1643 C, 23.5 ± 0.8 µg/l	11	22.7	1.7
Cr	µg/l	SRM 1643 C, 19.0 ± 0.6 µg/l	5	19.4	0.7
Cu	µg/l	9302 I, 28.0 µg/l	4	27.6	0.6
Fe	µg/l	SRM 1643 C, 106.9 ± 3.0 µg/l	1 8	107 <sup>1</sup> 76.6	 4.0
Mn	µg/l	SRM 1643 C, 35.1 ± 2.2 µg/l	7	32.9	1.8
Mo	µg/l	SRM 1643 C, 104.3 ± 1.9 µg/l	2	112.5	-
Ni	µg/l	SRM 1643 C, 60.6 ± 7.3 µg/l	6	57.7	3.7
Pb	µg/l	9302 I, 4.90 µg/l	11	4.75	0.17
V	µg/l	SRM 1643 C, 31.4 ± 2.8 µg/l	16	30.6	2.1
Zn	µg/l	SRM 1643 C, 73.9 ± 0.9 µg/l	11	73.0	3.4

<sup>1</sup> Benyttet kalibreringsløsninger med samme syrestyrke som SRM 1643 C

**Flussyreopplutning**

Variabel	Enhet	Kontrollprøve	Antall result.	Middel -verdi	Std. avvik
Cd	µg/g	MESS-1, 0.59 ± 0.10 µg/g	13	0.59	0.022
Cr	µg/g	MESS-1, 71 ± 11 µg/g	13	68.8	3.5
Li	µg/g	MESS-1, ingen sertifisert verdi	7	44.3	0.30
Cu	µg/g	MESS-1, 25.1 ± 3,8 µg/g	14	26.3	2.4
Pb	µg/g	MESS-1, 34 ± 6.1 µg/g	18	32.2	3.0
Ni	µg/g	MESS-1, 29.5 ± 2.7 µg/g	13	29.1	1.0
V	µg/g	MESS-1, 72.4 ± 5.3 µg/g	10	73.3	2.4
Zn	µg/g	MESS-1, 191 ± 17 µg/g	13	181.2	4.5

**Kvikksølv**

Varia-bel	Enhet	Kontrollprøve	Antall result.	Middel -verdi	Std. avvik
Hg	ng/l	Sjøvann Solbergstrand tilsatt 20 ng/l, gullfelle	20	21.6	1.1
Hg	µg/g	PACS-1, 4.57 ± 0.16 µg/g	15	4.60	0.10
Hg	µg/g	BEST-1, 0.092 ± 0.009 µg/g	21	0.086	0.004
Hg	µg/g	Slam BCR 144, 1.49 ± 0.22 µg/g	8	1.42	0.12
Hg	µg/g	Dogfish muscle DORM-1, 0.798 ± 0.074 µg/g	19	0.81	0.06

**ICP**

Varia-bel	Enhet	Kontrollprøve	Antall result.	Middel -verdi	Std. avvik
Ca	mg/l	9403 B, 2.55 mg/l	11	2.50	0.05
Mg	mg/l	9403 B, 0.46 mg/l	11	0.46	0.01
Na	mg/l	9403 B, 1.33 mg/l	11	1.28	0.02
Al	mg/l	9308 K, 1.08 mg/l	14	1.09	0.04
Pb	mg/l	9308 K, 0.54 mg/l	15	0.549	0.024
Fe	mg/l	9308 K, 2.16 mg/l	14	2.24	0.02
Cd	mg/l	9308 K, 0.048 mg/l	15	0.051	0.005
Cu	mg/l	9308 K, 1.80 mg/l	14	1.88	0.02
Mn	mg/l	9308 K, 2.43 mg/l	15	2.45	0.05
Ni	mg/l	9308 K, 0.81 mg/l	15	0.84	0.02
Zn	mg/l	9308 K, 1.26 mg/l	15	1.27	0.03
S	mg/l	Syntetisk løsning, 100 mg/l	16	99.6	1.6
Si	mg/l	Syntetisk løsning, 10 mg/l	9	9.81	0.33
Co	mg/l	Syntetisk løsning, 10 mg/l	11	10.2	0.2

**G - USPESIFIKT ORGANISK STOFF**

Varia-bel	Enhet	Kontrollprøve	Antall result.	Middel -verdi	Std. avvik
COD-Mn	mg/l	D-glukose + L-glutaminsyre	16	4.72	0.27
COD-Cr	mg/l	50 mg/l O, kaliumhydrogenftalatløsning	34	49.3	1.4
		500 mg/l	28	483	11.6
BOD	mg/l	225 mg/l O, D-glukose + L-glutaminsyre	16	207	14
TOC	mg/l	UV/peroksoedisulfat, 0.5 mg/l C, KHftalat	36	0.49	0.04
		5.0 mg/l C, KHftalat	31	4.92	0.09
TOC	mg/l	Katalytisk oksidasjon, 5.0 mg/l C, KHftalat	44	5.07	0.11
NPOC	mg/l	=TC-IC, kat. oksidasjon, 5.0 mg/l C, KHftalat	19	4.99	0.11
T-C	%	Sulfanilamid, teroretisk verdi 41.84 %	46	41.60	0.28
MBAS	mg/l	0.10 mg/l natriumlaurylsulfat			
OLJE	mg/l	Gravimetri			
FETT	mg/l	Gravimetri			

**PAH i sedimenter**

Variabel	Enhet	Kontrollprøve	Antall result.	Midde l-verdi	Std. avvik
Fenantren	µg/kg	SRM 1941, 577 ± 59	11	432	35
Antracen	µg/kg	SRM 1941, 202 ± 42	12	138	29
Fluoranten	µg/kg	SRM 1941, 1220 ± 240	11	1086	55
Pyren	µg/kg	SRM 1941, 1080 ± 200	11	914	38
Banz(a)antracen	µg/kg	SRM 1941, 550 ± 79	12	531	71
Benzo(b)fluoranten	µg/kg	SRM 1941, 780 ± 190	8	1154	31
Benzo(j,k)fluoranten	µg/kg	SRM 1941, 444 ± 49	9	430	37
Benzo(a)pyren	µg/kg	SRM 1941, 670 ± 130	12	513	42
Perylen	µg/kg	SRM 1941, 422 ± 33	12	344	60
Ind.(1,2,3cd)pyren	µg/kg	SRM 1941, 569 ± 40	12	670	71
Benzo(g,h,i)perylene	µg/kg	SRM 1941, 516 ± 83	12	559	27

**PCB i makrellolje**

Variabel	Enhet	Kontrollprøve	Antall result.	Midde l-verdi	Std. avvik
CB28	µg/kg	CRM 350 makrellolje, 22.5 ± 4.0	24	16.2	1.5
CB52	µg/kg	62 ± 9	24	54.0	4.2
CB101	µg/kg	164 ± 9	24	151	7.1
CB118	µg/kg	142 ± 20	24	137	9.7
CB153	µg/kg	317 ± 27	24	313	19.1
CB180	µg/kg	73 ± 13	24	73	4.5

## **6.2 Dioxinanalyser ved NILU**





(AUD)  
m/vedl.

Norsk institutt for vannforskning (NIVA)  
v/Aud Helland  
Postboks 173 Kjelsås  
0411 OSLO

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING	
J.nr.:	369/196
Sak nr.:	95271
Mottatt:	7.2

Deres ref./Your ref.:  
J.nr. 3338/95  
S.nr. O-95271

Vår ref./Our ref.:  
AaB/MAa/O-1818

Kjeller,  
6. februar 1996

## Dioksinanalyser av sedimenter

Vi viser til Deres bestilling av 14.12.1995 samt vår telefaks 29.1.96 og oversender analyseresultatene.

Vi legger ved målerapport nr. O-179 og gir følgende tilleggsinformasjon:

Vår metode, NILU-O-1, som er akkreditert etter EN-45001, er benyttet.

Som kvalitetssikringstiltak ble  $^{13}\text{C}$ -merkete 2,3,7,8-klorsubstituerte isomerer tilsatt prøven før opparbeidelses- og analyseprosedyren. Gjenvinningsstandard tilsettes rett før analyse på GC/MS. Etter vår metode skal gjenvinningen av tilsatte  $^{13}\text{C}$ -isotopmerkete internstandarder ligge innenfor 40-120% i forhold til en av de tilsatte  $^{13}\text{C}$ -isotopmerkete gjenvinningsstandardene. Gjenvinningen er tilfredsstillende. Analysene av non-orto PCB er ikke akkrediterte.

Alle analysene er korrigerte for gjenvinning.

Med hilsen

Ole-Anders Braathen  
Ole-Anders Braathen  
Leder, Organisk analyse

Aase Biseth

Aase Biseth  
Ingeniør

Vedlegg: Målerapport O-179, analyseresultater, samt faktura.

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

NILU  
P.O. Box 100  
Instituttveien 18  
N-2007 KJELLER, Norway  
Telephone: +47 63 89 80 00  
Telefax : +47 63 89 80 50  
Telex : 74854 nilu n

NILU-Tromsø  
P.O. Box 1245  
Strandtorget 2B  
N-9001 TROMSØ, Norway  
Telephone: +47 77 65 69 55  
Telefax : +47 77 65 61 99

Bank: 5102.05.19030  
Postgiro: 0813 3308327  
Foretaksnr./Enterprise No. 941705561

## Målerapport nr. O-179

**Oppdragsgiver:** Norsk institutt for vannforskning (NIVA) v/Aud Helland

**Prosjekt nr.:** O-1818

**Prøvetaking:**

Sted:

Ansvar: NIVA

Kommentar:

**Prøveinformasjon:**

NILU prøvenr.	Kundens prøvenr.	Prøvetype	Prøven mottatt	Prøven analysert
95/1129	Løperen 1. KXT4	Sediment	14.12.95	11.01.-30.01.96
95/1130	Belgen 1. KXT5	"	"	"
95/1131	Ramsø 1. KTX6	"	"	"

**Analyser:**

Utført av: Norsk institutt for luftforskning  
Postboks 100  
N-2007 KJELLER

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

Måleusikkerhet:  $\pm 25\%$

Kommentarer: Analysene av non-orto PCB er ikke akkrediterte.

**Godkjenning:** Kjeller, 6. februar 1996

*Ole-Anders Braathen*

Ole-Anders Braathen  
Leder, Organisk analyse

**Vedlegg:** 3 analyseresultater à 4 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



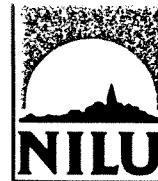
Vedlegg til målerapport nr: O-179  
 NILU-Prøvenummer: 95/1129  
 Kunde: NIVA v/Aud Helland  
 Kundenes prøvemerking: Løperen I  
 : KXT 4  
 Prøvetype: Sediment  
 Prøvemengde: 7,5 g  
 Måleenhet: pg/g  
 Datafiler: DD915011-DD925011

Kjeller, 26.01.96

Komponent	Konsentrasjon pg/g	Gjenvinning %	TE (nordisk) pg/g	i-TE pg/g
2378-TCDD	0,11	94		0,11
<b>SUM TCDD</b>	<b>3,04</b>			
12378-PeCDD	0,27	93		0,14
<b>SUM PeCDD</b>	<b>2,59</b>			
123478-HxCDD	0,27 (i)			0,03
123678-HxCDD	0,71	116		0,07
123789-HxCDD	0,63			0,06
<b>SUM HxCDD</b>	<b>9,97</b>			
1234678-HpCDD	10,1	103		0,10
<b>SUM HpCDD</b>	<b>21,5</b>			
OCDD	61,2	105		0,06
<b>SUM PCDD</b>	<b>98,3</b>			<b>0,57</b>
2378-TCDF	1,10	98		0,11
<b>SUM TCDF</b>	<b>11,1</b>			
12378/12348-PeCDF	0,97		0,01	0,05
23478-PeCDF	0,72	94		0,36
<b>SUM PeCDF</b>	<b>7,98</b>			
123478/123479-HxCDF	1,56	108		0,16
123678-HxCDF	0,77			0,08
123789-HxCDF	< 0,06			0,01
234678-HxCDF	0,74			0,07
<b>SUM HxCDF</b>	<b>11,9</b>			
1234678-HpCDF	5,61	93		0,06
1234789-HpCDF	0,72			0,01
<b>SUM HpCDF</b>	<b>8,34</b>			
OCDF	13,4	90		0,01
<b>SUM PCDF</b>	<b>52,7</b>		<b>0,87</b>	<b>0,91</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>	<b>151</b>		<b>1,44</b>	<b>1,48</b>

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell 1989, 92  
 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.

# PCDD/PCDF-Analyseresultater



## nonorto-PCB

Kjeller, 26.01.96

Vedlegg til målerapport nr: O-179  
NILU-Prøvenummer: 95/1129  
Kunde: NIVA v/Aud Helland  
Kundenes prøvemerkning: Løperen I  
: KXT 4  
Prøvetype: Sediment  
Prøvemengde: 7,5 g  
Måleenhet: pg/g  
Datafiler: DD915011-DD925011

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	i-TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	225	91	0,11	2,25
344'5'-TeCB(PCB-81)	4,34			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	2,79	88	0,28	0,28
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,62	90	0,01	0,03
<b>SUM TE-PCB</b>			<b>0,40</b>	<b>2,56</b>

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.

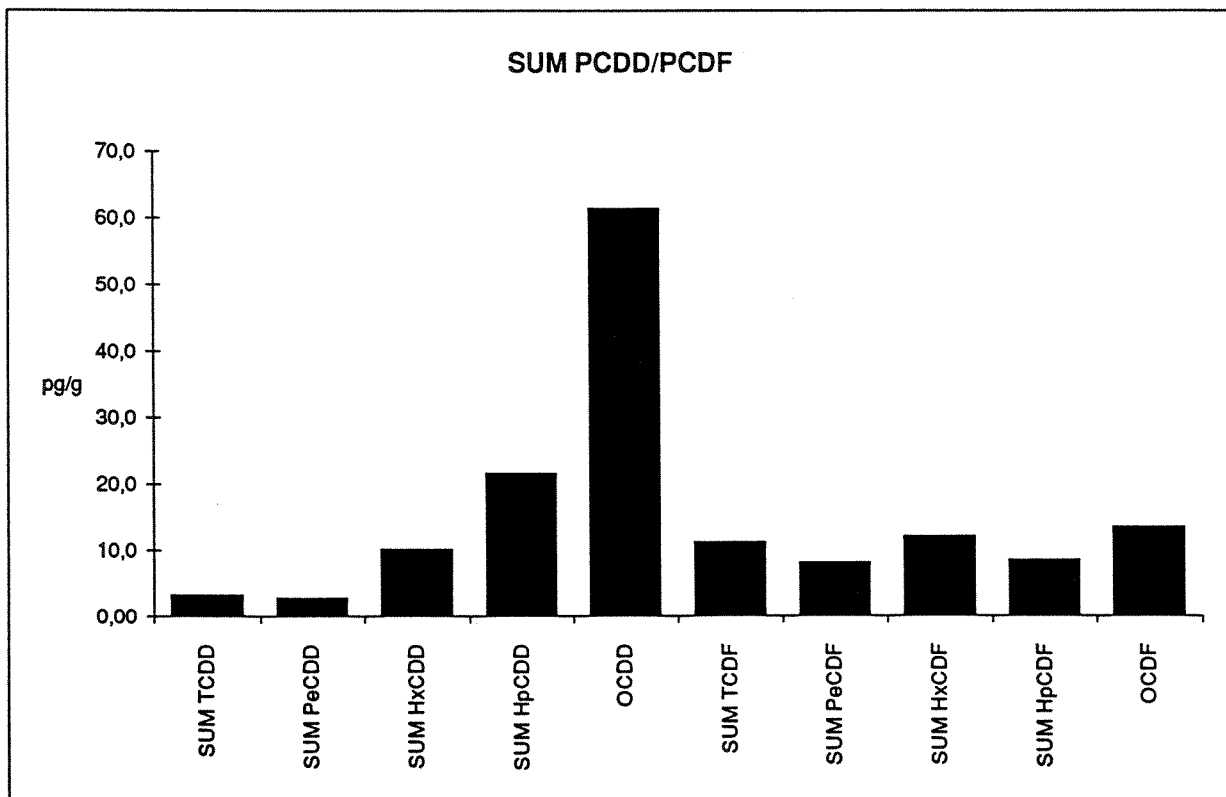
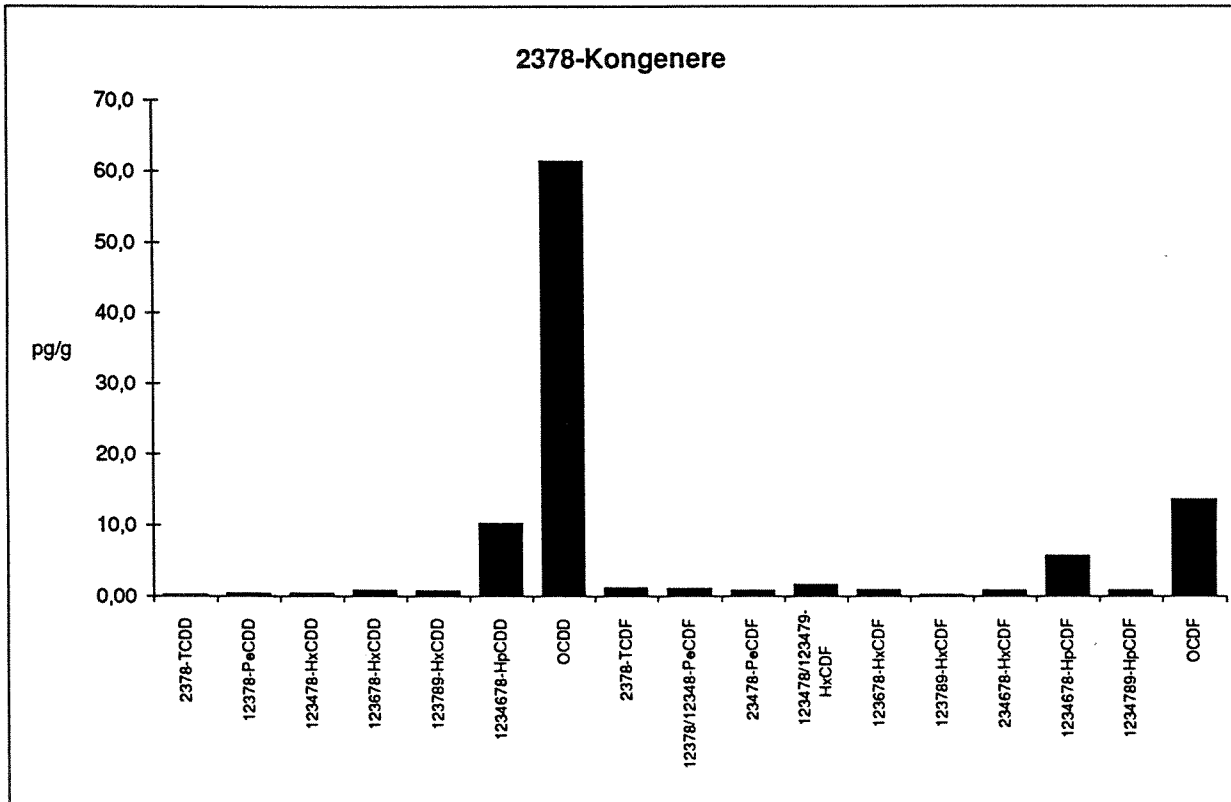
Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

# PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-179  
NILU-Prøvenummer: 95/1129

Kjeller, 26.01.96

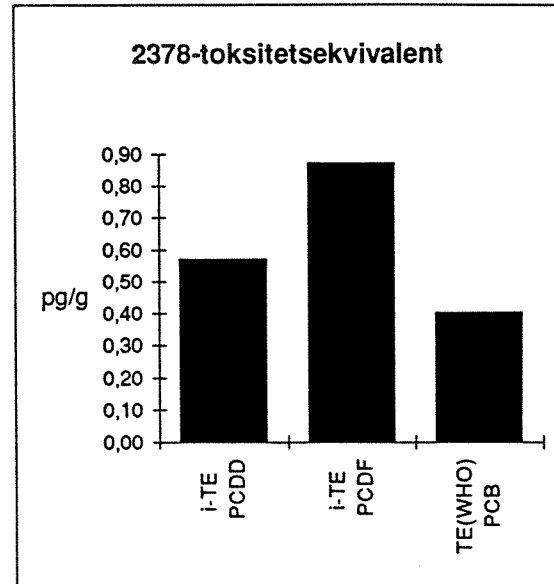
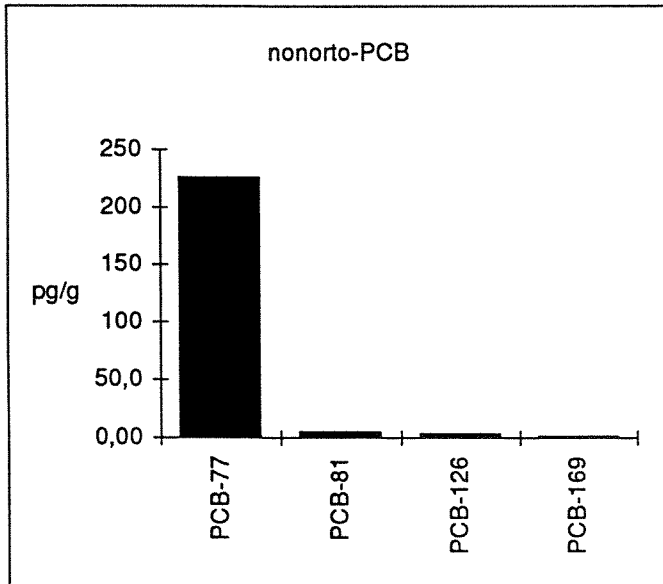


# PCDD/PCDF-Analyseresultater

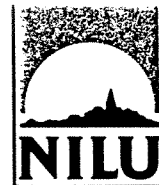


Vedlegg til målerapport nr: O-179  
NILU-Prøvenummer: 95/1129

Kjeller, 26.01.96



# PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-179

NILU-Prøvenummer: 95/1130

Kunde: NIVA v/Aud Helland

Kjeller, 05.02.96

Kundenes prøvemerking: Belgen I

: KXT 5

Prøvetype: Sediment

Prøvemengde: 10 g tørt materiale

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD930011-DD936011-DD940031

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,82 (i)	120		0,82
<b>SUM TCDD</b>	<b>2,65</b>			
12378-PeCDD	0,24	114		0,12
<b>SUM PeCDD</b>	<b>2,36</b>			
123478-HxCDD	0,27			0,03
123678-HxCDD	0,71	120		0,07
123789-HxCDD	0,62			0,06
<b>SUM HxCDD</b>	<b>8,33</b>			
1234678-HpCDD	8,84	115		0,09
<b>SUM HpCDD</b>	<b>17,3</b>			
OCDD	53,7	120		0,05
<b>SUM PCDD</b>	<b>84,3</b>			<b>1,24</b>
2378-TCDF	1,11	119		0,11
<b>SUM TCDF</b>	<b>9,45</b>			
12378/12348-PeCDF	1,09		0,01	0,05
23478-PeCDF	0,77	111		0,39
<b>SUM PeCDF</b>	<b>6,79</b>			
123478/123479-HxCDF	1,74	119		0,17
123678-HxCDF	0,82			0,08
123789-HxCDF	0,19			0,02
234678-HxCDF	0,73			0,07
<b>SUM HxCDF</b>	<b>10,1</b>			
1234678-HpCDF	6,51	120		0,07
1234789-HpCDF	0,78			0,01
<b>SUM HpCDF</b>	<b>10,5</b>			
OCDF	20,6	119		0,02
<b>SUM PCDF</b>	<b>57,4</b>		<b>0,95</b>	<b>0,99</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>	<b>142</b>		<b>2,19</b>	<b>2,23</b>

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell

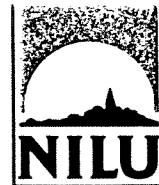
<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.



# PCDD/PCDF-Analyseresultater



## nonorto-PCB

Vedlegg til målerapport nr: O-179  
NILU-Prøvenummer: 95/1130  
Kunde: NIVA v/Aud Helland  
Kundenes prøvermerking: Belgen I  
: KXT 5  
Prøvetype: Sediment  
Prøvemengde: 10 g tørt materiale  
Måleenhet: pg/g  
Datafiler: DD930011-DD936011-DD940031

Kjeller, 05.02.96

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	i-TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	371	83	0,19	3,71
344'5'-TeCB(PCB-81)	7,07			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	3,25	90	0,33	0,33
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,61 (i)	114	0,01	0,03
<b>SUM TE-PCB</b>			<b>0,52</b>	<b>4,07</b>

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.

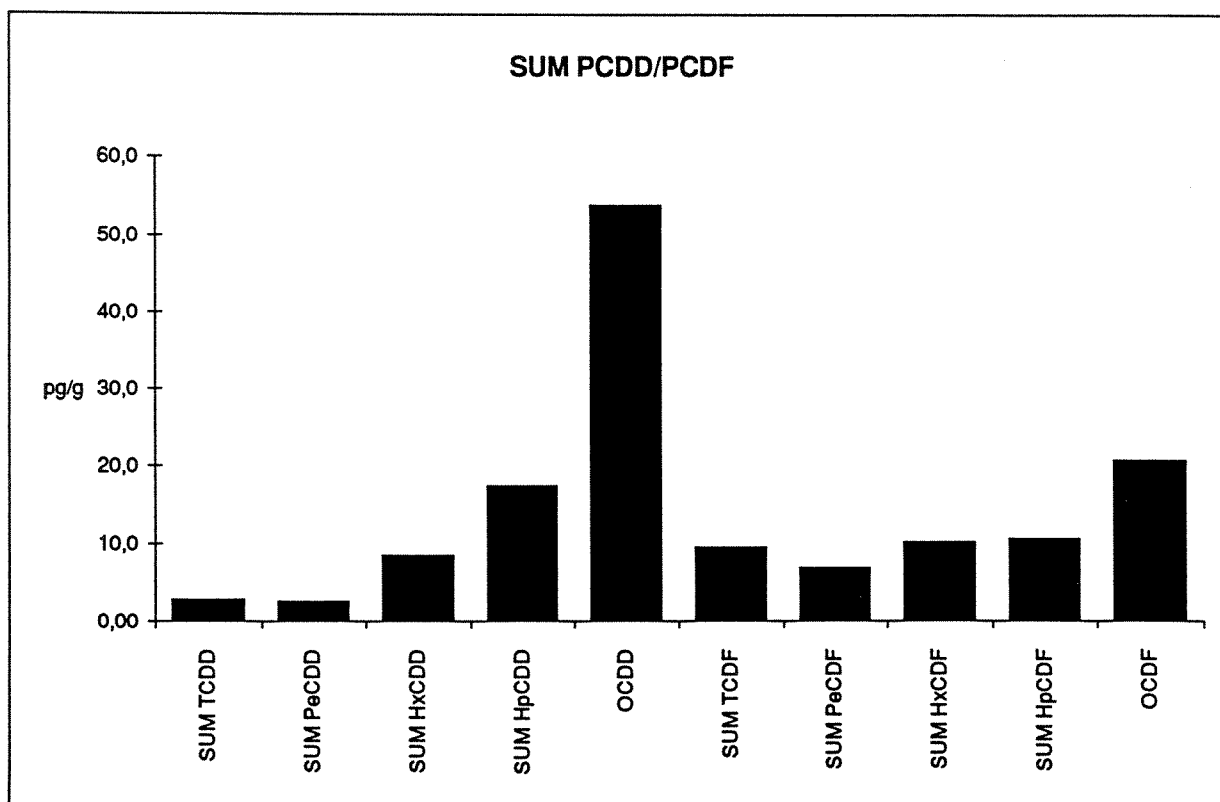
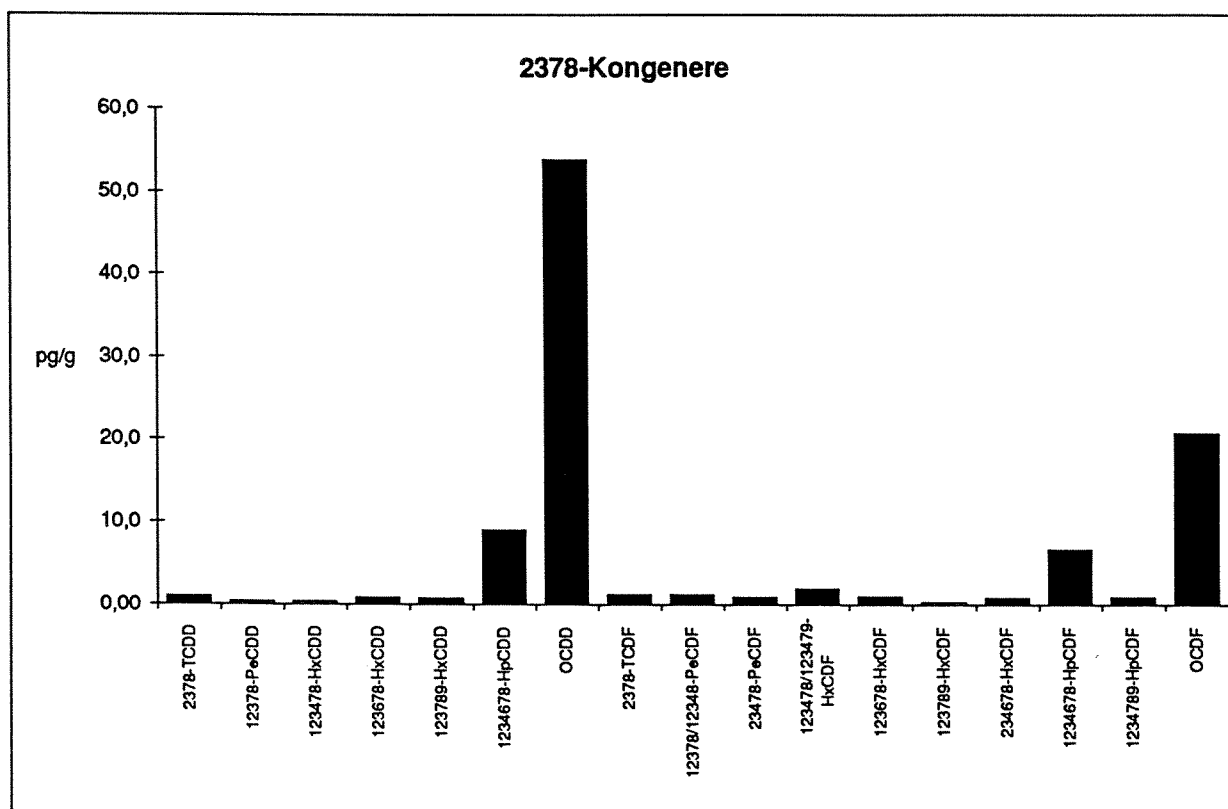
Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

# PCDD/PCDF-Analyseresultater

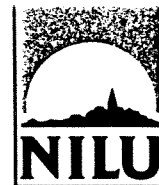


Vedlegg til målerapport nr: O-179  
NILU-Prøvenummer: 95/1130

Kjeller, 05.02.96

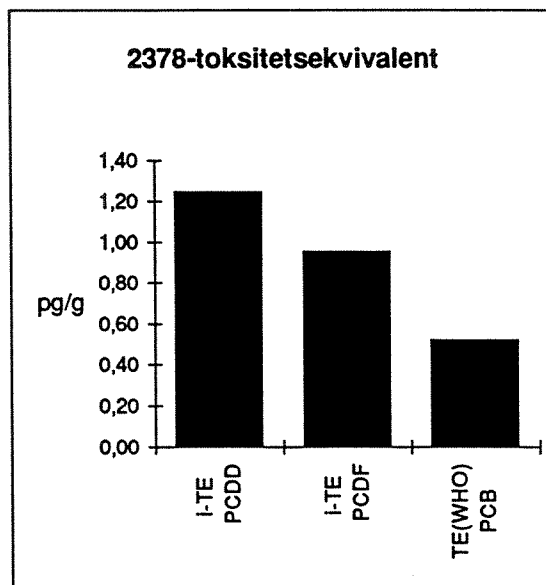
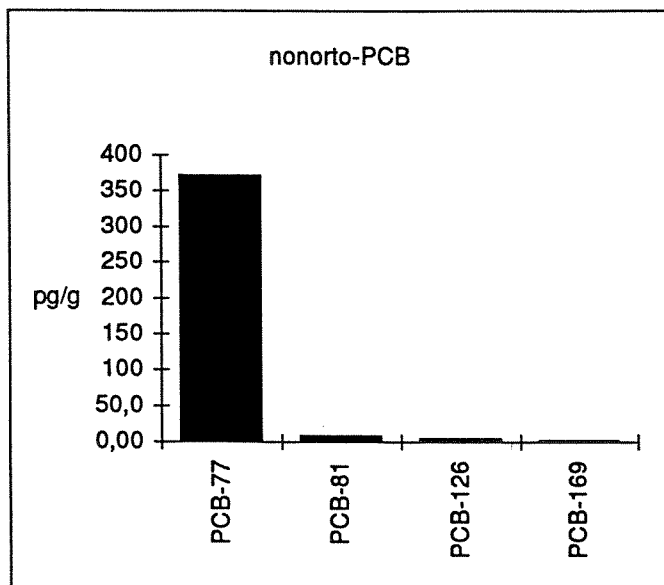


# PCDD/PCDF-Analyseresultater

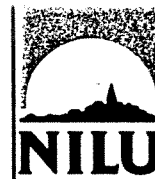


Vedlegg til målerapport nr: O-179  
NILU-Prøvenummer: 95/1130

Kjeller, 05.02.96



# PCDD/PCDF-Analyseresultater



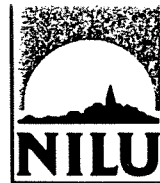
Vedlegg til målerapport nr: O-179  
 NILU-Prøvenummer: 95/1131  
 Kunde: NIVA v/Aud Helland  
 Kundernes prøvemerking: Ramsø I  
 : KXT 6  
 Prøvetype: Sediment  
 Prøvemengde: 10 g  
 Måleenhet: pg/g  
 Datafiler: DD916011-DD926011

Kjeller, 26.01.96

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,07	96		0,07
<b>SUM TCDD</b>	<b>2,76</b>			
12378-PeCDD	0,22	90		0,11
<b>SUM PeCDD</b>	<b>2,16</b>			
123478-HxCDD	0,25 (i)			0,03
123678-HxCDD	0,70	119		0,07
123789-HxCDD	0,55			0,06
<b>SUM HxCDD</b>	<b>9,21</b>			
1234678-HpCDD	9,50	105		0,10
<b>SUM HpCDD</b>	<b>19,9</b>			
OCDD	57,8	104		0,06
<b>SUM PCDD</b>	<b>91,8</b>			<b>0,48</b>
2378-TCDF	1,02	99		0,10
<b>SUM TCDF</b>	<b>10,4</b>			
12378/12348-PeCDF	0,98		0,01	0,05
23478-PeCDF	0,70	88		0,35
<b>SUM PeCDF</b>	<b>7,99</b>			
123478/123479-HxCDF	1,51	115		0,15
123678-HxCDF	0,77			0,08
123789-HxCDF	0,08 (i)			0,01
234678-HxCDF	0,70			0,07
<b>SUM HxCDF</b>	<b>10,4</b>			
1234678-HpCDF	5,08	86		0,05
1234789-HpCDF	0,55			0,01
<b>SUM HpCDF</b>	<b>7,31</b>			
OCDF	10,4	51		0,01
<b>SUM PCDF</b>	<b>46,5</b>		<b>0,83</b>	<b>0,87</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>	<b>138</b>		<b>1,32</b>	<b>1,36</b>

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.

# PCDD/PCDF-Analyseresultater



## nonorto-PCB

Kjeller, 26.01.96

Vedlegg til målerapport nr: O-179  
NILU-Prøvenummer: 95/1131  
Kunde: NIVA v/Aud Helland  
Kundenes prøvemerkning: Ramsø I  
: KXT 6  
Prøvetype: Sediment  
Prøvemengde: 10 g  
Måleenhet: pg/g  
Datafiler: DD916011-DD926011

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (WHO)	i-TE (Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	308	88	0,15	3,08
344'5-TeCB(PCB-81)	5,37			
33'44'5-PeCB (PCB-126)	3,15	79	0,32	0,32
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,61	78	0,01	0,03
<b>SUM TE-PCB</b>			<b>0,48</b>	<b>3,43</b>

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

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

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

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

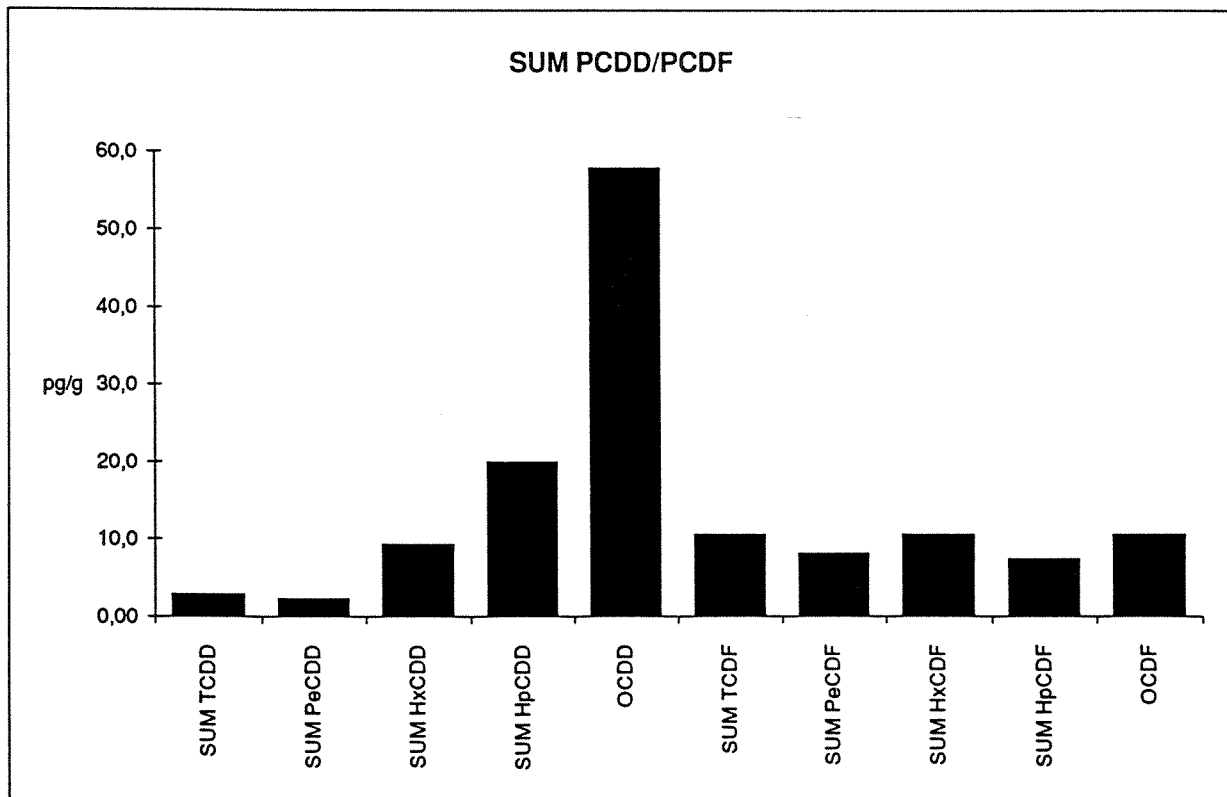
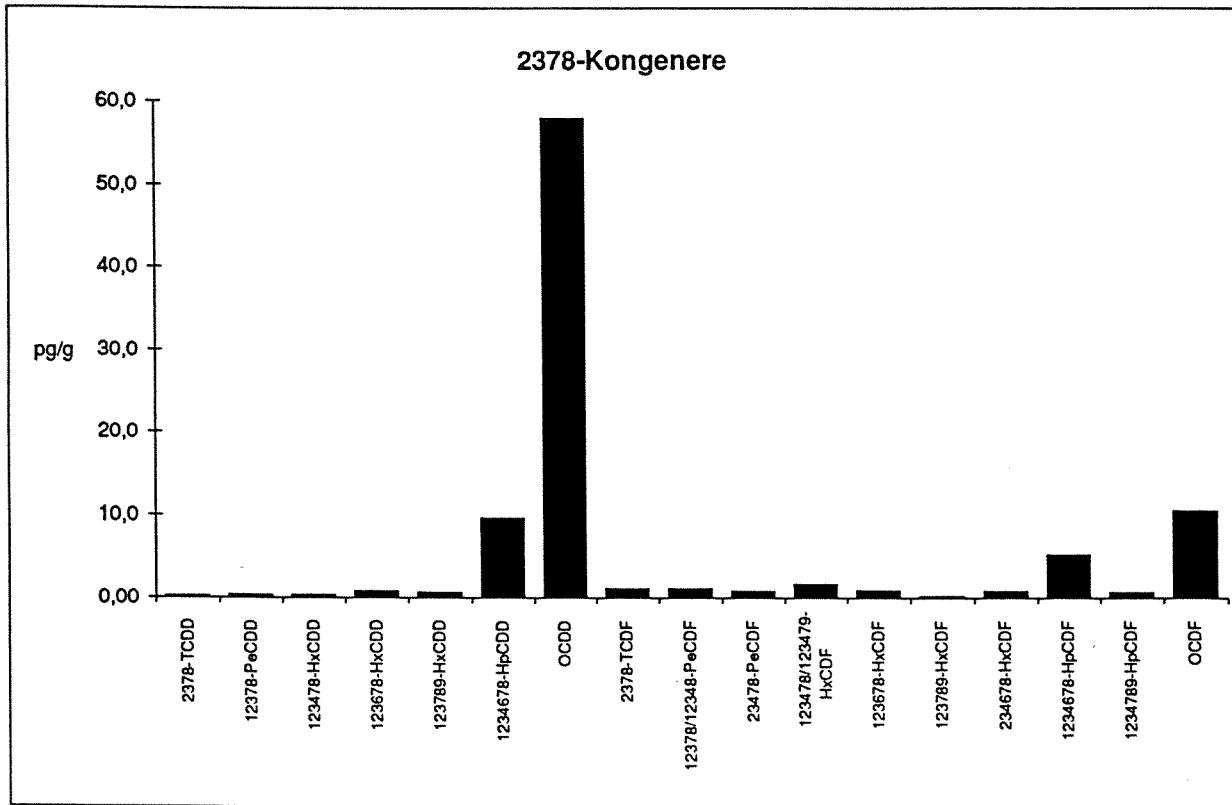
Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

# PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-179  
NILU-Prøvenummer: 95/1131

Kjeller, 26.01.96

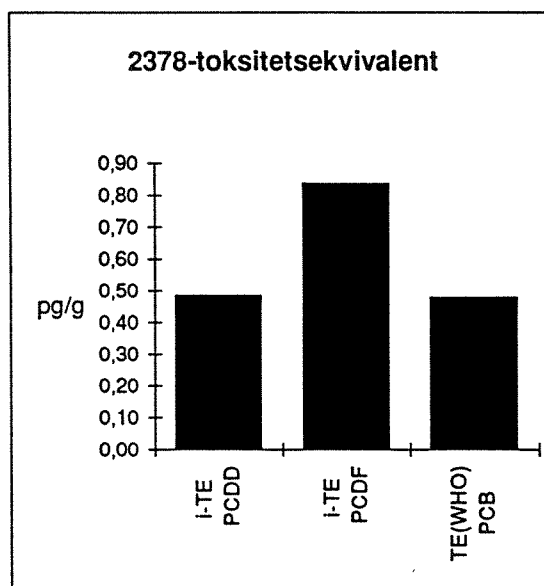
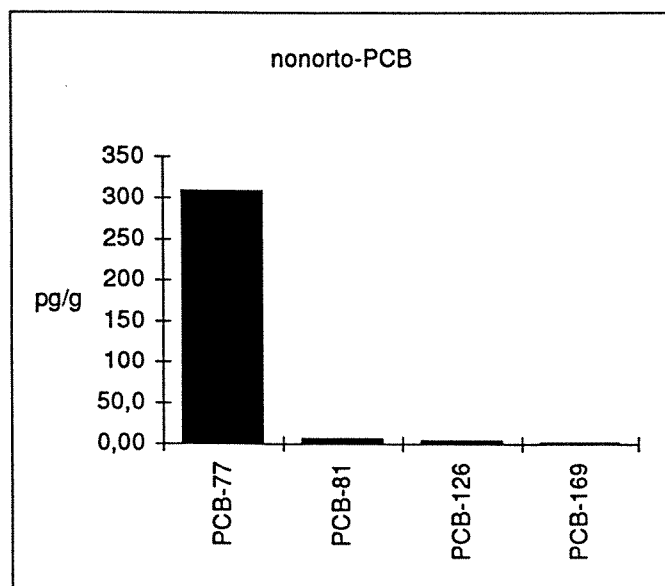


# PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-179  
NILU-Prøvenummer: 95/1131

Kjeller, 26.01.96



### **6.3 Analyseresultater ved NIVA**



Hvaler sedimentfeller fra flommen 1995.																
Stasjon	Al (mg/g)	Li mg/kg	Ti mg/g	Cu mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg	TOC mg/g	TN mg/g	59dager g/m <sup>2</sup> /d	Cd mg/kg	Cr mg/kg	Hg mg/kg	Ni mg/kg	PCBµg/kg	DDTug/kg	TCDDekv. ng/kg
Torbjørnshjør	59,4	39	3,5	180	167	345	66,7	11,2	2,2	0,9	117	0,08	66,2	22,5		
Trestein	70,5	45	3,8	48	40,5	263	33,9	5,3	6,0	0,5	113	0,1	54,8	6,6		
Tisler	67,4	45	4,2	48	54,2	258	42,7	6,7	4,3	0,58	108	0,1	52,3	11,5		
Løperen	75	44	4,4	36,8	37,3	209	18,8	2,4	25,8	0,37	117	0,14	51,6	7,1		1,44
Belgen	68,1	36	7,5	32	31,9	174	13,9	1,5	88,6	0,38	107	0,16	42,8	10,5		2,19
Ramsø	71	40	4,3	32,8	35,7	194	16,4	2	33,0	0,31	112	0,17	44,7	7,7		1,32
Single	76,1	50	4,2	42,4	57,6	270	33	4,8	5,6	0,42	121	0,14	52,9	7,6		
Leira	73,3	44	4,3	34	40,8	263	27	4,3	8,8	0,51	113	0,13	50,2	4,5		

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalisitet : Hvalerfeller  
 Oppdragsnr. : 900342  
 Prøver mottatt : 28.9.95  
 Lab.kode : KXT 4,5,6  
 Jobb.nr. : 95/176  
 Prøvetype : Sedimenter  
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt  
 Dato : 9.11.95  
 Analytiker : Brg

- 1: Løperen I+II
- 2: Belger I+II
- 3: Ramsø I+II
- 4:
- 5:
- 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	12	11	34			
2-M-Naf.	7.8	7.7	19			
1-M-Naf.	4.1	2.4	7.7			
Bifenyl	5.3	3.6	5.8			
2,6-Dimetylnaftalen	8.4	7.9	12			
Acenaftalen	<2	<2	<2			
Acenaften	<2	<2	<2			
2,3,5-Trimetylnaftalen	12	6	6.4			
Fluoren	7	6.8	8.3			
Fenantren	36	29	33			
Antracen	9.1	9.8	8.9			
1-Metylfenantren	10	10	12			
Fluoranten	39	50	46			
Pyren	35	41	43			
Benz(a)antracen*	17	25	21			
Chrysen	25	33	31			
Benzo(b)fluoranten*	37	40	40			
Benzo(j,k)fluoranten*	19	22	22			
Benzo(e)pyren	25	26	26			
Benzo(a)pyren*	22	26	25			
Perylen	132	129	139			
Ind. (1,2,3cd)pyren*	31	29	33			
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1	<2	<2	<2			
Benzo(ghi)perylene	22	21	19			
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	515.7	536.2	592.1			
Derav KPAH(*)	126	142	141			
%KPAH	24.4	26.5	23.9			
%Tørrstoff						

\* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).  
 Sum av \* utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Hvalerfeller  
 Oppdragsnr. : 900342  
 Prøver mottatt : 28.08.95  
 Lab.kode : KXT1-6  
 Jobb.nr. : 95/176  
 Prøvetype : Sediment  
 Kons. i : Ug/kg t.v.  
 Dato : 25.10.95  
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: KXT1, Torbjørnskjær 1+2  
 2: KXT2, Trestein 1+2  
 3: KXT3, Tisler 1+2  
 4: KXT4, Løpern 1+2  
 5: KXT5, Belgen 1+2  
 6: KXT6, Ramsø 1+2

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	s.0.8	s.0.7	s.1.3	0.5	0.3	0.4
a-HCH	1.1	0.4	0.8	0.2	0.1	0.1
HCB	0.7	0.6	1.1	0.5	1.5	0.5
g-HCH	7.3	9.4	28.1	0.2	0.1	0.1
PCB 28	5.6	2.5	4	1.8	2.1	1.8
PCB 52	2.6	1	1.6	0.7	1.1	0.7
OCS	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
PCB 101	2.6	0.7	1.2	0.8	1.5	1
p,p-DDE	0.5	0.2	0.5	0.2	0.3	0.2
PCB 118	1.9	0.6	1.2	1.1	1.7	1.3
p,p-DDD	<0.1	<0.1	<0.1	0.2	0.4	0.2
PCB 153	3.9	0.8	1.4	1	1.5	1.1
PCB 105	0.6	<0.1	0.5	0.4	0.7	0.5
PCB 138	3.6	0.7	1.5	1.2	1.9	1.3
PCB 156	0.6	0.1	0.2	0.2	0.3	0.2
PCB 180	2.3	0.3	0.6	0.5	0.7	0.5
PCB 209	<0.1	<0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
p,p-DDT	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
SUM PCB	23.7	6.7	12.3	7.8	11.6	8.5
SUM SEVEN DUTCH PCB	22.5	6.6	11.5	7.1	10.5	7.7
%Fett						
%Tørrestoff						

s. = Suspekt verdi.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Hvallerfeller  
 Oppdragsnr. : 900342  
 Prøver mottatt : 28.08.95  
 Lab.kode : KXT7-8  
 Jobb.nr. : 95/176  
 Prøvetype : Sediment  
 Kons. i : Ug/kg t.v.  
 Dato : 25.10.95  
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: KXT7,Single 1+2 4:  
 2: KXT8,Leiva 1+2 5:  
 3: 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	1	0.5				
a-HCH	0.4	0.3				
HCB	0.7	0.5				
g-HCH	1.7	4.7				
PCB 28	2	1.1				
PCB 52	0.7	0.5				
OCS	<0.1	<0.1				
PCB 101	0.8	0.5				
p,p-DDE	0.4	0.2				
PCB 118	1	0.6				
p,p-DDD	0.4	0.2				
PCB 153	1.1	0.7				
PCB 105	0.5	0.3				
PCB 138	1.2	0.7				
PCB 156	0.2	0.1				
PCB 180	0.8	0.4				
PCB 209	0.2	0.1				
p,p-DDT	1.9	<0.1				
-----						
SUM PCB	8.5	5				
SUM SEVEN DUTCH PCB	7.6	4.5				
%Fett						
%Tørrstoff						



Hvdr 1990

# SEDIMENTPRØVE BENYTTET VED SAMMEN- LIGNING AV PCB-PROFIL

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : KVALSED  
Oppdragsnr. : 900349  
Prøver mottatt : 4.09.95  
Lab.kode : LEQ1  
Jobb.nr. : 95/182  
Prøvetype : Sediment  
Kons. i : Ug/kg t.v.  
Dato : 18.09.95  
Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: G10, 5-7cm, 1990 4:  
2: 5:  
3: 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	0.4					
a-HCH	1.3					
HCB	1.3					
g-HCH	0.7					
PCB 28	8					
PCB 52	3.5					
OCS	<0.1					
PCB 101	1.8					
p,p-DDE	1					
PCB 118	1.5					
p,p-DDD	0.3					
PCB 153	1.6					
PCB 105	0.6					
PCB 138	1.8					
PCB 156	0.3					
PCB 180	0.6					
PCB 209	<0.1					
SUM PCB	19.7					
SUM SEVEN DUTCH PCB	18.8					
%Fett						
%Tørrstoff						



**Norsk institutt for vannforskning**

Postboks 173 Kjelsås  
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00  
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,  
oppgi løpenummer 3503-96

ISBN 82-577-3045-9